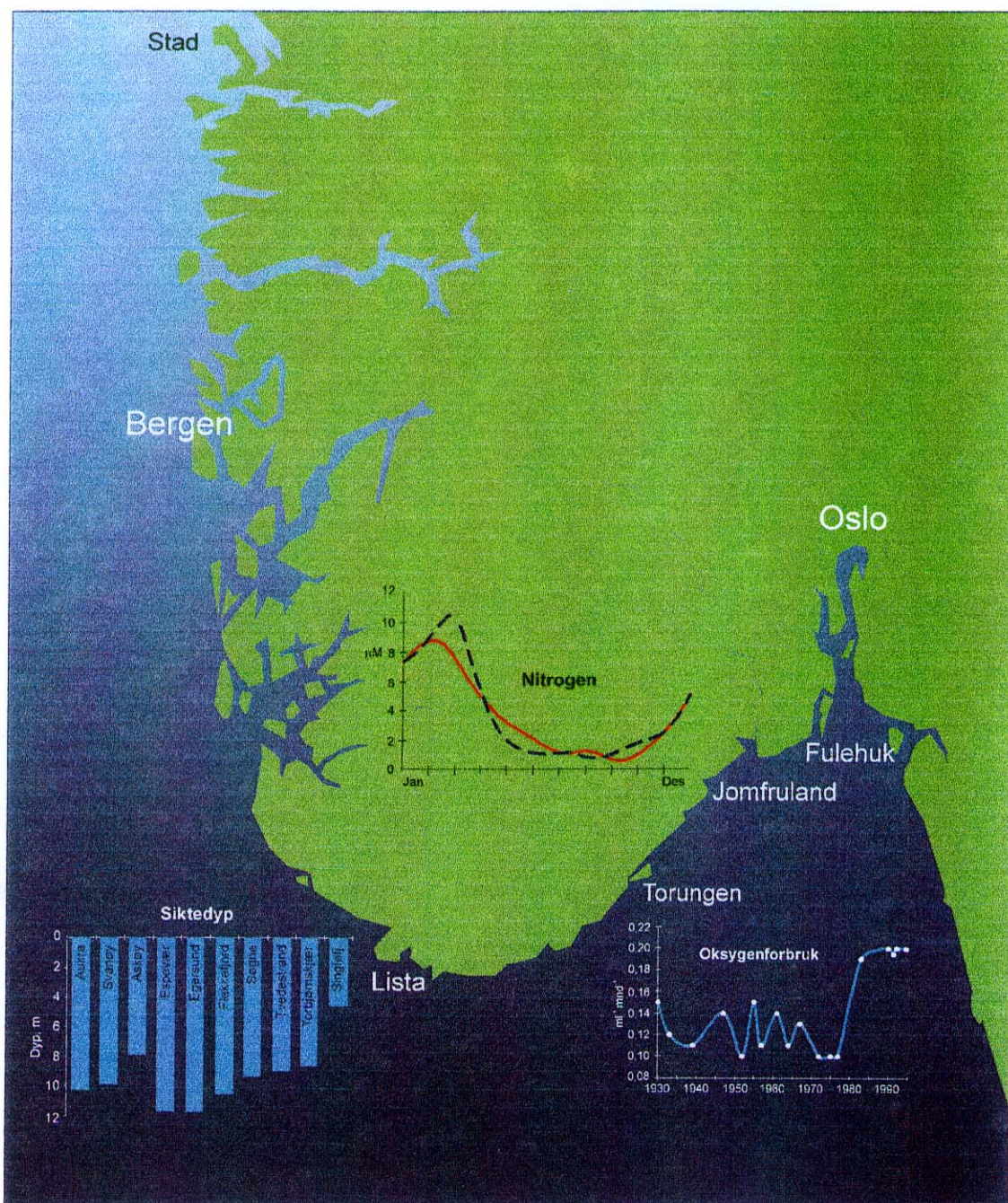


Kyststrekningen Jomfruland - Stad

Vurdering av eutrofitilstand



KYSTSTREKNINGEN JOMFRULAND - STAD

Vurdering av eutrofitilstand

**Rapport 2 fra ekspertgruppe for vurdering av
eutrofiforhold i fjorder og kystfarvann**

Innhold

Side

Sammendrag	5
1. Innledning	9
1.1 Bakgrunn for utredningen	9
1.2 Mandat	10
1.3 Definisjon av marin eutrofiering	11
1.4 Arbeidsform	12
1.4.1 Møter	12
1.4.2 Prosjekter og utredninger	12
1.4.3 Informasjon basert på tre-dimensjonale modeller	13
2. Fysiske forhold	15
2.1 Datagrunnlag	15
2.2 Meteorologi	15
2.3 Hydrologiske forhold	17
2.4 Dybdeforhold	18
2.5 Bølger	19
2.6 Hydrografiske forhold	20
2.6.1 Vannmasser	20
2.6.2 Sirkulasjon	26
2.6.3 Vannstandsendringer	28
2.6.4 Isforhold	28
3. Næringssalttilførsler	29
3.1 Metodikk og data	29
3.1.1 Tilførsler fra norske kilder	29
3.1.2 Transport av næringssalter og organisk stoff i kyststrømmen	31
3.2 Resultater og vurderinger	31
3.2.1 Ferskvann	31
3.2.2 Fosfor fra norske kilder	31
3.2.3 Nitrogen fra norske kilder	33
3.2.4 Silikat fra norske kilder	33
3.2.5 Næringssalter fra akvakulturnæringen på Vestlandet	33
3.2.6 Transport av næringssalter og organisk stoff i kyststrømmen utenfor den norske Skagerrakkysten	38
3.3 Oppsummering	41
4. Næringssalter og partikulært materiale	43
4.1 Datagrunnlag	43
4.2 Tidsutvikling	43
4.2.1 Tyskebukta og Kattegat	43
4.2.2 Skagerrak - Arendal st. 201	44
4.3 Regional påvirkningsgrad og vestlig begrensning	47
4.4 Vannmasser og blandingsforhold	49

4.5	Elementsammensetning i partikulært materiale	57
4.6	Antropogene signaler av biologisk opphav	60
4.7	Oppsummering	61
5.	Planteplankton og siktedyp	63
5.1	Datagrunnlag	63
5.2	Generelle vekslinger i planktonforekomstene	63
5.3	Spesielle oppblomstringer	66
5.4	Alger som årsak til giftige skjell	71
5.5	Risiko for oppblomstringer av skadelige alger	73
5.6	Siktedyp	73
5.7	Sammendrag og konklusjoner	77
6.	Oksygenutvikling og organisk belastning	79
6.1	Kystvannet	79
6.1.1	Datagrunnlag	79
6.1.2	Vurderinger	82
6.2	Fjordbassengene	87
6.2.1	Datagrunnlag	87
6.2.2	Vurderinger	89
6.3	Oppsummering	94
7.	Benthos	95
7.1	Metodikk og data	95
7.2	Vurderinger	97
7.2.1	Hardbunn	97
7.2.2	Bløtbunnssamfunn	100
7.2.3	Strandnær fiskefauna	105
7.3	Oppsummering	107
8.	Sammenfattende beskrivelse og vurdering	109
8.1	Faglige vurderinger	109
8.1.1	Vannmasser og blandingsforhold	109
8.1.2	Tilførsler av næringssalter	111
8.1.3	Bidrag til økning i konsentrasjoner av næringssalter i kystvannet	112
8.1.4	Algeproduksjon, algebiomasse og siktedyp	114
8.1.5	Forekomst av alger	116
8.1.6	Organisk belastning og oksygenforhold	117
8.1.7	Bunnvegetasjon og bunndyr	120
8.2	Vurderinger i forhold til mandatet	122
8.2.1	Eutrofitilstanden på Skagerrakkysten	122
8.2.2	Kyststrekningen på Sør-Vestlandet	123
8.2.3	Vestlandskysten	123
9.	Litteratur	125

Sammendrag

Denne rapporten sammenstiller data og informasjon om tilførsel av næringssalter og relaterte miljøforhold i kystvannmassene på strekningen Jomfruland - Stad. Vurderingene omfatter de åpne farvann i og utenfor skjærgården, og går ikke i detaljer med hensyn til tilstand og utvikling i de enkelte fjorder. En fyldig sammenfattende beskrivelse av rapportens innhold er gitt i Kapittel 8. Som underlag for rapporten er det gjennomført syv utredninger som foreligger som egne rapporter. I det etterfølgende sammenfattes de faglige vurderingene (pkt. I), og det gis en oppsummering i forhold til mandatet (pkt. II).

I. Rapportens faglige vurderinger:

- Den norske kyststrømmen renner vestover langs Skagerrakkysten og fortsetter nordover langs kysten av Vestlandet. Et karakteristisk trekk ved kyststrømmen er dens store variabilitet både i tid og i rom. Det er vist at kyststrømmen ved Arendal til stor grad er et blandingsprodukt mellom vann fra den sørlige og sentrale Nordsjøen, og vann som renner ut fra Kattegat. Fra Arendal og vestover skjer det en vesentlig fortykning av ferskvannsinholdet og økning i saltholdighet ved horisontal og vertikal innblanding av saltene atlantehavsvann. I området ved Lista blir kyststrømmen ofte ført ut fra land i perioder med nordlige og vestlige vinder, og dette fører til oppstrømming av saltene og kaldere vann fra dypere vannlag inne ved kysten. Langvarig vind fra mellom sør og vest kan føre til periodevis blokkering av kyststrømmen, etterfulgt av utbrudd med sterk strøm langs norskekysten når vinden skifter. Ferskvannstilførsel til fjordene på Vestlandet gjør at saltholdigheten ikke øker mye fra Utsira og nordover. Det er en betydelig vannutveksling mellom fjorder og fjordsystemer og vannmassene i kyststrømmen.
- Norske tilførsler av næringssalter til kyststrekningen fra svenskegrensen til Stad utgjør årlig ca. 3.000 tonn fosfor og 70.000 tonn nitrogen. Av dette er henholdsvis ca. 80% og 50% av antropogen opprinnelse, mens resten er naturlig avrenning fra land. På Skagerrakkysten kommer det meste av tilførselene til Ytre Oslofjord-området hvor jordbruk og befolkning er hovedkilder. På Vestlandet er akvakulturnæringen og befolkning hovedkildene til det antropogene næringssaltbidraget. Det er vesentlig større tilførsler oppstrøms i sørlige Nordsjø og Kattegat til vannmasser som utgjør hovedbestanddelene av den Norske kyststrømmen. Særlig for nitrogen har disse tilførselene økt betydelig de senere tiårene, og de karakteriseres nå av et markert overskudd av nitrogen i forhold til fosfor.

Næringssaltforholdene i kyststrømmen i Skagerrak er i hovedsak bestemt av blandingen mellom innstrømmende vann fra sørlige Nordsjø og utstrømmende vann fra Østersjøen og Kattegat. Som gjennomsnitt for vinter- og vårperioden (januar-mai) har det siden tidlig på 1970-tallet vært omtrent en fordobling i konsentrasjonen av uorganisk nitrogen i kyststrømmen ved Arendal. Tilsvarende har det vært en ca. 30 % økning i fosfat siden 1960-årene. Det har også vært ca. 35% økning i total nitrogen, og omkring 20% økning i total fosfor gjennom hele året, men uten noe klart sesongmønster. Konsentrasjonene avtar vestover fra Arendal på grunn av innblanding og fortykning av kyststrømmen med atlantisk vann. Forskjellen i utviklingen i nitrat og fosfat har ført til en markert økning også i N/P-forholdet, med en faktor på ca. 1.8 ved Arendal og 1.5 ved Lista som gjennomsnitt for vinter- og vårperiodene.

- Det er et regionalt mønster i det at forekomst og utvikling av blomstringer av skadelige alger oftest har sin opprinnelse i Skagerrak og Kattegat, og transporteres med kyststrømmen vestover langs kysten av Skagerrak og Sør-Vestlandet. Slike blomstringer synes å ha blitt vanligere siden

1970-årene. kyststrømmen i Skagerrak representerer sannsynligvis et gunstig miljø for algegrupper som inneholder skadelige arter, og eutrofiering kan ha forsterket forekomsten og risikoen for oppblomstringer av skadelige alger. Det er en øst-vest gradient i siktedypet i kyststrømmen langs Skagerrakkysten, med et årlig gjennomsnitt på 8 - 9 m i Ytre Oslofjord som øker til knappe 12 m på Sør-Vestlandet. For Hordaland og Sogn og Fjordane er datagrunnlaget forholdsvis svakt, men gjennomsnittlig siktedyp på to stasjoner er målt til til 8-10 m.

- Siden rundt 1970 har det vært en signifikant nedgang i oksygeninnholdet i kystvannmassene i Skagerrak om høsten. Nedgangen har vært på ca. 0.4-0.8 mlO₂/l i perioden 1970 - 95, mot en bakgrunn av stor variabilitet mellom årene. Det har også vært en økning i oksygenforbruket og en nedgang i oksygeninnholdet i terskelbassenger langs Skagerrakkysten. Økningen i oksygenforbruket gjenspeiler en økning på rundt 50 % i organisk belastning på kysten øst for Arendal etter 1980, avtakende til 20-30% økning for terskelbasseng i Vest-Agder. Hovedårsaken er en økt regional belastning. Fjordbassengene vil være påvirket av denne utviklingen gjennom kontinuerlig vannutveksling med kystvannet over fjordtersklene. I tillegg til denne regionale effekten kan de enkelte fjordbassengene også ha en utvikling i de lokale tilførslene av organisk stoff og næringsalter. Dette prosjektet er rettet mot kystvannet, og man har derfor valgt å vurdere oksygenutvikling og -forbruk i terskelbassenger der det lokale bidraget kan antas å være forholdsvis lite. Analysen av utviklingen i oksygenforhold i disse bassengene bekrefter en dominerende regional påvirkning. Belastningsøkningen har medført en utvikling der oksygeninnholdet i enkelte bassenger periodevis kommer under kritisk nivå for bunndyr og fisk.
- Fastsittende alger (tang og tare) og bunndyr på hard- og bløtbunn endrer karakter fra øst mot vest, men gir ingen klare holdepunkter for at det er effekter av eutrofiering. En del arter har sin østgrense på denne kyststrekningen, individstørrelse og tetthet av stortare øker mot vest, og bløtbunnsfauna viser økende artsmangfold og endret samfunnsstruktur fra øst mot vest. Enkelte trekk er sammenfallende med hva man ville forvente ved en avtagende eutrofigradient fra øst mot vest: enkelte rødalger vokser dypere ned mot vest, og for de tre dominerende artene bløtbunnsfauna er det vist at både tetthet og kroppsvekt avtar mot vest. Det er imidlertid vanskelig å skille mellom effekter av eutrofi og effekter av en naturgitt gradient i miljøforholdene. For Vestlandet er det ingen indikasjoner på eutrofipåvirkning. Sterk eutrofipåvirkning er lite sannsynlig, mens svakere påvirkning ikke kan utelukkes for kysten av Skagerrak. For dypområdene i Skagerrak er det påvist en endring i den benthiske foraminiferfaunaen fra ca 1970 som indikerer økte tilførsler av organisk materiale.

II. Helhetsvurdering i forhold til mandatet:

- Samlet sett framstår et bilde der kystvannet langs den norske Skagerrakkysten er påvirket av næringsaltanrikning fra tilførslene i oppstrømsområdene. Denne påvirkningen viser seg tydelig i forhøyede konsentrasjoner av uorganiske næringsalter i vinter- og vårperiodene og av organiske næringsstoffer i sommer-perioden, lavere oksygeninnhold om høsten og økt organisk belastning og oksygenforbruk i terskelbassenger langs Skagerrakkysten. Jevnført med SFTs miljøkvalitetskriterier, vil økningen i konsentrasjonene av næringsalter i kystvannet ved Arendal tilsvare moderat til markert avvik fra forventet normaltilstand. Økt oksygenforbruk og redusert oksygeninnhold i enkelte fjordbassenger er negative miljøeffekter av den regionale eutrofipåvirkningen som reduserer resipientkapasiteten i fjordbassengene. Eutrofiering kan også ha medført en økt risiko for forekomst og blomstringer av skadelige alger.
- Graden av eutrofipåvirkning av kystvannet synes å være tilnærmet den samme på kyststrekningen mellom Jomfruland og Arendal. Vestover fra Arendal skjer det en betydelig innblanding av atlantisk vann som fortynner kyststrømmen og dermed reduserer den regionale eutrofipåvirkning-

gen tilsvarende. Det er derfor ingen skarp vestgrense for den regionale påvirkningen, men i stedet et overgangsområde hvor forholdene kan variere. Området omkring Lindesnes kan være en praktisk vestlig grense for den regionale påvirkningen. Lindesnes ligger et godt stykke inn i overgangssonen hvor det regionale eutrofisignalet er redusert. Vest for Lindesnes vil det være en svakere og mer sporadisk regional påvirkning, som avtar hurtig på grunn av fortytning.

- Kyststrekningen på Sør-Vestlandet fra Lindesnes til Utsira er en overgangssone hvor den regionale eutrofipåvirkningen i Skagerrak raskt avtar ved blanding og fortytning av vannmassene. Regionale algeblomstringer med opphav i Skagerrak vil vanligvis transporteres vest for Lindesnes og påvirke kystområdene her. Således vil effekter av den regionale eutrofipåvirkningen periodevis kunne gjøre seg gjeldende også vest for Lindesnes. Imidlertid medfører den sterke blandingen og fortytningen av vannmassene i kyststrømmen at denne kyststrekningen ikke er særlig følsom for nye tilførsler av fosfor eller nitrogen. Med mindre det skjer en vesentlig økning i den regionale eutrofipåvirkningen i Skagerrak eller i de lokale tilførslene, synes det lite sannsynlig at eutrofitilstanden i dette området endres merkbart i de kommende 5-10 år.
- For kystvannmassene på Vestlandet fra Utsira til Stad er vurderingsgrunnlaget mangelfullt og langt svakere enn for Skagerrakkysten. Det er imidlertid ikke påvist eller sannsynliggjort at det er noen eutrofipåvirkning i kystvannet på denne strekningen. Den regionale påvirkningen i Skagerrak viskes ut ved fortytning og biologisk omsetning til et ubetydelig bidrag i kyststrømmen nord for Utsira. De norske næringssalttilførslene til regionen kommer i hovedsak fra mange spredte punktkilder over et stort område med store fortytningsegenskaper. De fleste av fjordsystemene kommuniserer åpent med kyststrømmen. Når vann fra et fjordsystem kommer ut i kyststrømmen blander det seg effektivt. Transporten i kyststrømmen er stor og transporttiden langs Vestlandet er vanligvis noen få uker. De lokale næringssalttilførslene til kyststrømmen utgjør her mindre enn 1% sammenlignet med den naturlige transporten. Det er fortsatt god margin til en tilstand der en regional eutrofipåvirkning vil gjøre seg gjeldende, og det er lite sannsynlig at eutrofitilstanden i dette området endres merkbart i de kommende 5-10 år.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn for utredningen

EØS-avtalen trådte i kraft i Norge 1. januar 1994, og EU-direktiver er dermed gjort gjeldende, bl.a. EU-direktivet om rensing av avløpsvann fra byområder (91/271/EEC - Avløpsdirektivet) og EU-direktivet om beskyttelse av vann mot forurensning forårsaket av nitrater som stammer fra landbruket (91/676/EEC - Nitratdirektivet). Begge direktiver har en resipient-orientert tilnærming og krever at resipientenes tilstand vurderes før eventuelle tiltak gjennomføres.

Avløpsdirektivet skiller mellom følsomme områder, dvs. områder "som er eutrofe, eller som på kort tid kan bli eutrofe dersom det ikke treffes vernetiltak" (Avløpsdirektivets vedlegg II, A, a) og områder hvor "utslipp av avløpsvann ikke har skadevirkninger på miljøet på grunn av områdets morfologi, hydrologi eller særskilte hydrauliske forhold" (direktivets vedlegg II, B, 1. xx). Nitratdirektivet legger tilsvarende definisjoner til grunn, men her er bare nitrogenforbindelser relevant for vurderingene.

På den fjerde Nordsjøkonferansen i Esbjerg i juni 1995 ble det vedtatt at tiltak tilsvarende nitrat- og avløpsdirektivenes krav for følsomme områder skal gjennomføres i hele Nordsjøen (dvs. nord til Stad), unntatt i de tilfellene det kan vises at utslippene ikke bidrar til eutrofiering eller gir skadevirkninger nedstrøms (Artikkel 31(i)). SFT har gitt gruppen i oppdrag å vurdere eutrofi-tilstand og forventet utvikling på kyststrekningen Jomfruland - Stad. Resultatene skal brukes til å vurdere om tilstanden på denne kyststrekningen og betydningen av de norske utslippene gjør at denne omfattes av direktivenes betegnelse "følsomme områder", eller gi grunnlag for unntak fra avløpsdirektivenes generelle rensekrav.

1.2 Mandat

Nedenfor følger den faglige delen av mandatet for gruppens utredning. Den administrative delen er utelatt.

Gruppen skal vurdere

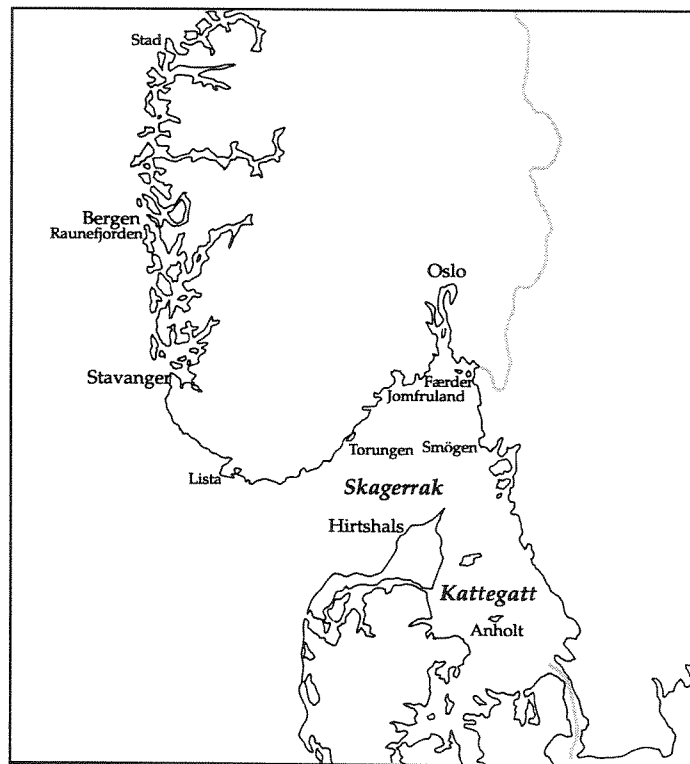
- 1. hvor langt vestover den regionale påvirkning som er påvist i Ytre Oslofjord gjør seg gjeldende*
- 2. om strekningen fra Jomfruland (vestre grense for Ytre Oslofjord) til Stad, eller deler av den, er eutrofe eller kan bli eutrofe i nær fremtid uten tiltak. Ekspertgruppen står fritt til å foreslå inndelinger av kysten der dette er hensiktsmessig.*

Vurderingene skal være regionale og omfatte de åpne farvann utenfor skjærgården, men ikke gå i detaljer i fjorder, bassenger, osv. Fosfor og nitrogen skal vurderes hver for seg.

Ekspertgruppen skal basere sine vurderinger på eksisterende kunnskaper om området, men har mulighet til å få utført et begrenset antall korte utredninger/sammenstillinger eller enkle modellkjøringer.

Ad "nær fremtid" i mandatets punkt 2, har gruppen valgt et perspektiv på 5 - 10 år som grunnlag for vurderingene.

Figur 1.1 viser havområdene og kyststrekningen som kommer inn under vurderingen.



Figur 1.1. Kysten av Sør-Norge med Skagerrak og Kattegatt.

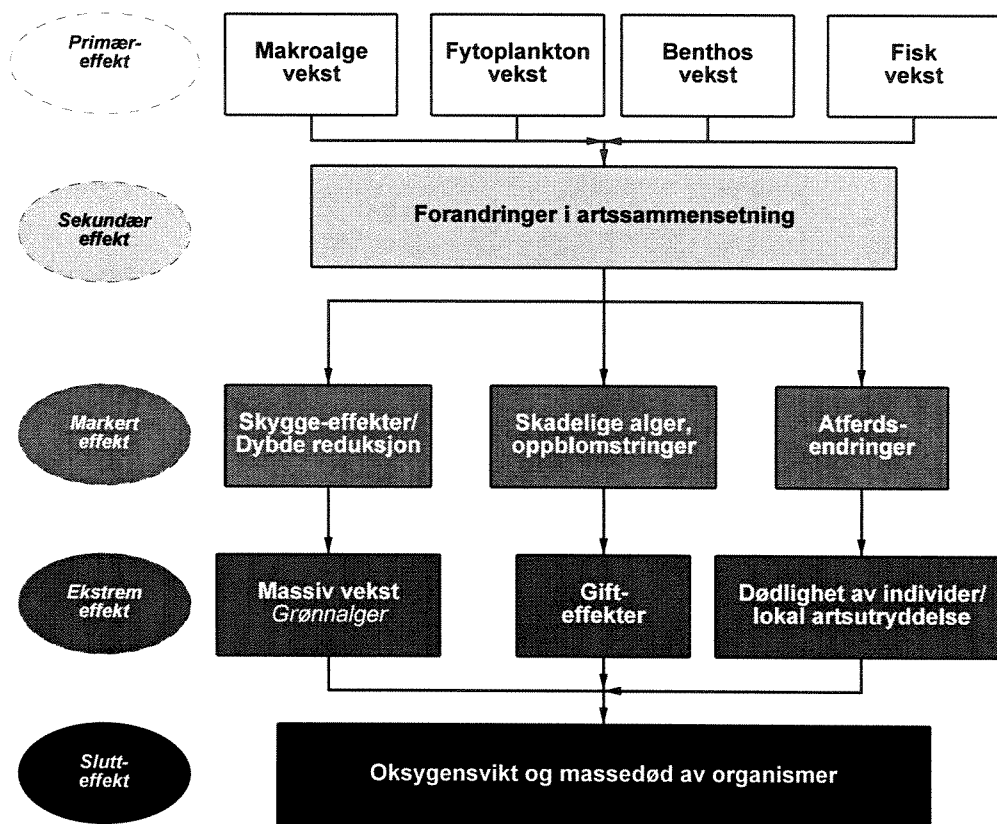
1.3 Definisjon av marin eutrofiering

Som det fremgår av mandatet, skal gruppen karakterisere tilstanden på kyststrekningen Jomfruland - Stad etter en eutrofi-skala, samt vurdere om kyststrekningen uten utslippsbegrensende tiltak i nær fremtid kan komme inn i eutrofieringsutvikling. Ved iverksettelsen av EØS-avtalen fra 1. januar 1994 er EUs rådsdirektiv for behandling av avløpsvann fra byområder (91/271/EØF) blitt gjeldende for Norge. Direktivet beskriver eutrofiering som:

"Anrikning av vann med hensyn til næringsstoffer, særlig nitrogen- og/eller fosforforbindelser, som påskynder veksten av alger og høyerestående plantearter, noe som fører til uønsket forstyrrelse av likevekten mellom organismene i vannet og forverring av vannkvaliteten." (Art. 2, nr. 11).

Denne definisjonen ligger til grunn for vurderingene i denne rapporten.

Tilstrekkelig tilgang på næringssalter er en forutsetning for høyerestående marint liv. I henhold til definisjonen inntreffer eutrofiering når næringstilgangen blir for stor og gir tilleggsvirkninger utenom det naturlige. Dette er en prosess som tar tid, der virkningen på vannkvalitet og marine organismer fremtrer gjennom flere faser. Figur 1.2 gir en skjematisk fremstilling av miljøvirkninger ved økende næringssaltbelastning etter en 5-delt skala.



Figur 1.2. Generell fremstilling av virkningen på marine organismer ved økende tilførsel av næringssalter (omarbeidet etter Gray, 1992).

1.4 Arbeidsform

1.4.1 Møter

For denne utredningen har gruppen hatt 7 arbeidsmøter:

Oslo,	17. - 18. april 1996
Oslo,	22. mai 1996
Oslo,	22. august 1996
Bergen,	14. - 15. november 1996
Oslo,	11. - 12. desember 1996
Bergen,	21. - 22. januar 1997
Bergen,	24. februar 1997.

1.4.2 Prosjekter og utredninger

For å tilveiebringe et faglige grunnlag for arbeidet, initierte gruppen syv utredninger. Utredningene ble gjennomført som oppdrag for SFT, og Tabell 1.1 gir en oversikt.

Tabell 1.1 Prosjekter som ble igangsatt i tilknytning til gruppens arbeid, med sikte på å beskrive tilstanden på strekningen svenskegrensen - Stad.

Nr.	Tittel	Ansvarlig institusjon
1	Beregning av tilførsler av næringsstoffer til kysten mellom svenskegrensen og Stad.	Norsk institutt for vannforskning, Oslo
2	Næringsalter og klorofyll- <i>a</i> fra Skagerrak til Vestlandet.	Havforskningsinstituttet, Bergen
3	Numerisk modellering av primærproduksjon og transport av vannmasser og næringsalter langs norskekysten.	Havforskningsinstituttet, Bergen
4	Vurdering av oksygenutvikling og organisk belastning på kyststrekningen Jomfruland - Stavanger.	Norsk institutt for vannforskning, Oslo
5	Plantep plankton og siktedyp.	Oceanor, Trondheim
6	Benthossamfunnene på kyststrekningen Fulehuk - Stad.	Norsk institutt for vannforskning, Oslo
7	Fysiske forhold langs norskekysten.	Det norske meteorologiske institutt, Oslo

Alle prosjektene har levert bidrag til gruppens arbeid, og rapportene danner grunnlag for vurderingene i Kapittel 2 - 8.

1.4.3 Informasjon basert på tre-dimensjonale modeller

Vurderingene i flere av kapitlene som følger bygger i noen grad på modellberegninger utført av Havforskningsinstituttet på oppdrag fra SFT ved hjelp av modellen NORWECOM (Søiland et al., 1996, Tabell 1.1, utredning nr. 3). Siden ingen av kapitlene beskriver hvordan resultatene er fremkommet, er modellen, beregningene og de resultater som er fremkommet, her omtalt i mer generelle vendinger.

For modellberegninger valgte man året 1993, som også er det året som lå til grunn for beregningene som ble utført ved vurderingene av Ytre Oslofjord (ANON, 1996a).

Modellen er en koblet fysisk, kjemisk, biologisk modell og leverer informasjon om strøm, temperatur, saltholdighet, inorganisk nitrogen (nitrat, ammonium), inorganisk fosfor (fosfat), inorganisk silisium (silikat), detritus, diatoméer, flagellater og lys-/turbiditetsforhold i elleve dyp og i et gitt sett av gitterknutepunkter i horisontalen. Målsettingen for denne utredningen var å erverve informasjon om hvor langt og i hvilken grad regionale (utenlandske) og lokale (norske) tilførsler av antropogene næringsalter påvirker næringsalkonsentrasjoner og vekst av planteplankton langs kysten av Sør-Norge fra svenskegrensen til Stad. For dette formål ble modellen først satt opp for et område som dekket hele Nordsjøen i et rutenett med gitteravstand 20 km. Innenfor dette området ble det nøstet inn en modell med et rutenett med gitteravstand 4 km, som dekket Skagerrak/Kattegat og norskekysten opp til Stad. Dette modell-systemet ble så drevet med pådrag (vind, trykk, elvetilførsel, o.l.) som beskriver forholdene i 1993. (Der hvor ikke data forelå ble det brukt klimatologiske verdier. Dette gjelder de største kontinentale og engelske elver unntatt Elben, Ems og Weser). De norske tilførslene av ferskvann, nitrogen, fosfor og silikater fra elver og oppdrettsnæring, svarer til de som ble opparbeidet av NIVA (se Kapittel 2). Øvrige driver-data er vind, atmosfærisk trykk og lysinnstråling (levert av Det norske meteorologiske institutt), inn- og utstrømming gjennom Øresund/Kattegat (levert av SMHI) og tilførsler fra kontinentale elver (inklusive ferskvann og næringsalter). For å avdekke forhold som nevnt over, ble modellen kjørt for 5 scenarier med ulik tilførsel av næringsalter (uten å forandre tilførsler av silikat som antas å være lite påvirket av menneskelig aktivitet, og uten å forandre de atmosfæriske tilførslene). Dette er tenkt å skulle svare til tenkte tilfeller med endring i antropogene næringsalttilførsler fra henholdsvis regionale og lokale utslipp på grunn av tiltak. Alle andre driver-data ble beholdt:

- Exp. 1) Alle næringsalttilførsler inkludert.
- Exp. 2) Fjerne alle norske antropogene tilførsler, beholde utenlandske.
- Exp. 3) Fjerne alle utenlandske antropogene tilførsler, beholde norske.
- Exp. 4) Fjerne 50% av utenlandske antropogene tilførsler, beholde norske.
- Exp. 5) Fjerne 50% utenlandske antropogene tilførsler av fosfor, beholde alle andre tilførsler.

Som sådan representerer disse modellberegningene noe av det ypperste når det gjelder denne typen beregninger. Imidlertid har beregninger basert på samme type modell som NORWECOM og andre modeller (se f. eks. Hackett et al., 1995, Røed, 1996) avslørt at en gitteravstand ned mot 1 km er nødvendig for å oppnå en realistisk representasjon av virvler, fronter og områder med sterke strømmer. Slike fenomen viser seg, ikke særlig overraskende, å være meget viktige for transport og spredningsmønstre og synes å kunne gi en forklaring på mange "uforståelige" målinger. For eksempel er det grunn til å tro at slike fenomen bidrar til høye næringsalkonsentrasjoner målt ved Jomfruland i forhold til tilsvarende konsentrasjoner ved Smøgen og Arendal. Faktisk viser simuleringer av strømforholdene i Skagerrak med en forenklet modell med 1 km gitteravstand (Røed, muntlige overleveringer) at strømmen langs svenskekysten forlater denne godt syd for Koster og skjærer over Skagerrak og treffer norskekysten omtrent ved Jomfruland. Her deler den seg i en del som strømmer videre nedover Sørlandskysten og en del som tar nordover opp mot Larvik og blir en del av en større virvel i

nordøstre del av Skagerrak. Videre viser høyoppløselige modellresultater at strømforholdene ved Smøgen og Arendal er karakterisert ved sterke horisontale blandinger på skalaer ned mot 5 km. Derigjennom oppstår en høy variabilitet i strømforholdene. I denne utredningen er det brukt en modell med et rutenett med fire kilometer mellom knutepunktene. Dette gir en realistisk representasjon av gradienter over avstander på rundt 30 - 40 km, i kontrast til at en modell med 1 km gir en realistisk representasjon av gradienter ned mot 5 - 6 km. Dette fører til at virvler og fronter i Skagerrak, som typisk varierer over en lengde på 10 km, ikke vises med en gitteravstand på fire kilometer.

De ovenstående bemerkninger beskriver usikkerheten i resultatet for modellens fysikkunderlag. Imidlertid er det også store usikkerheter knyttet til modellens kjemiske og biologiske prosesser, spesielt prosesser knyttet til sedimentasjon og resuspensjon, som har stor innvirkning på nøyaktigheten i modellens beregninger av næringssaltkonsentrasjoner og produksjon av biomasse. På grunn av dette forhold og de forhold som knytter seg til usikkerheter i fysikkunderlaget, har en funnet det riktig og nødvendig å utvise noe forsiktighet når det gjelder anvendelsen av modellens resultater vedrørende absolutte konsentrasjoner av næringssalter og biologisk produksjon. Derimot er det grunn til å feste noe lit til den **endring** i konsentrasjon som beregnes ved å trekke konsentrasjonen fra kontrollkjøringen fra de verdier som beregnes for hvert av de avvikende tilførsels scenarier. Heri ligger styrken i bruk av modeller, idet de enkelte scenariene er beregnet på nøyaktig den samme måten. Resultater fra modellberegningene er nærmere omtalt i kapittel 4.

2. FYSISKE FORHOLD

2.1 Datagrunnlag

Den etterfølgende vurdering av de fysiske forhold på kyststrekningen Jomfruland - Stad bygger i stor grad på Hackett og Røed (1997). I sin beskrivelse av meteorologiske forhold har de tatt utgangspunkt i DNMI's klimadatabase for vind, lufttemperatur og nedbør for normalperioden 1961 - 1990. For bølger er benyttet bølgestatistikk fra hindcastsimuleringer¹ med DNMI's bølgevarslingsmodell. Vurderingen av de rent oseanografiske forhold tar utgangspunkt i Havforskningsinstituttets database for hydrografiske observasjoner, men det er også benyttet datafremstillinger og -analyser fra forskjellige litteraturkilder.

2.2 Meteorologi

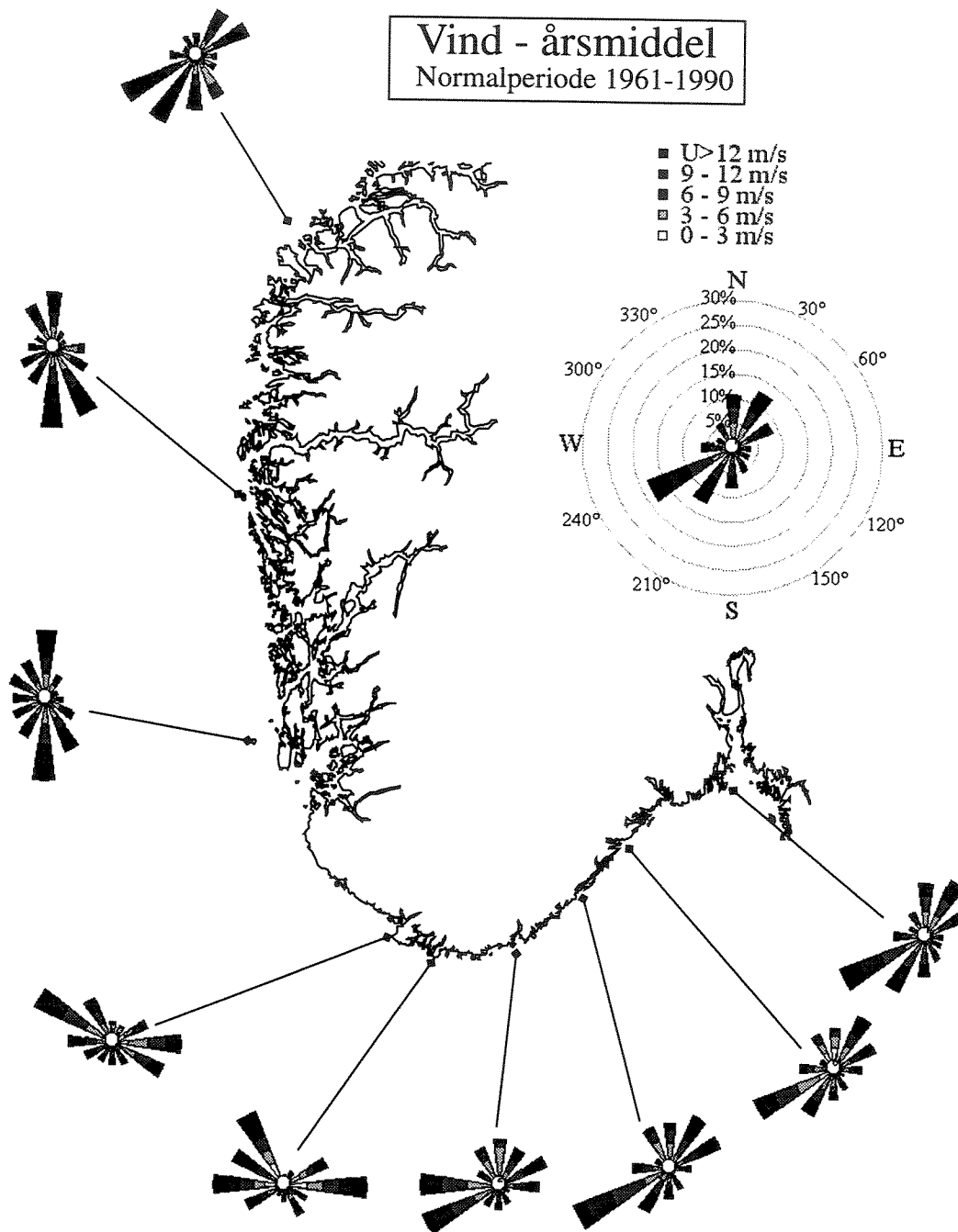
Den årsmidlede vind har hovedretning langs kysten (Figur 2.1). De midlere sesongvariasjonene kan beskrives som følgende: Om vinteren blåser vinden hovedsakelig fra land mot hav som følge av høytrykket som dannes over det kaldere landet. Vinden bøyer av mot høyre og vil ved kysten blåse parallelt med kystlinjen med kysten til høyre. Om sommeren er situasjonen omvendt. Vindene blåser som oftest fra hav mot land på grunn av lavtrykket over det varmere landet. Vindens avbøyning til høyre gir nå vind parallelt med kystlinjen, men med kysten til venstre.

Variasjonen i temperatur over året er større på Skagerrakkysten enn på Vestlandet. Det er størst variasjon ved Jomfruland og minst ved Svinøy nord for Stad. Årsmiddelet derimot varierer lite fra stasjon til stasjon; variasjonen er usystematisk og skyldes trolig lokale topografiske effekter.

For nedbør er både mengdene og sesongvariasjonene størst på Vestlandet.

Dette er de trekk som fremkommer ved å midle over normalperioden 1961 - 1990. Imidlertid er det fra år til år stor variabilitet i vind-, temperatur- og nedbørforholdene. Enkelte år oppviser vintre med sterke innslag av nordlige og østlige vinder med tilhørende høye nedbørsmengder og forholdsvis lave temperaturer. Andre år kan i vintersesongen være preget av mye sønnavind med dertil hørende store nedbørsmengder og forholdsvis varmt vær. I mange av vurderingene nedenfor er tatt utgangspunkt i 1993. Som de fleste år avvek også dette året fra normalen. For eksempel var 1993 i vintermåneden (januar og februar) preget av sydlige vinder som gav en forholdsvis varm vinter. Våren var derimot bortimot normal, mens sommeren og høsten var kaldere og våtere enn normalt.

¹) Modellen drives av data hentet fra DNMI's vindarkiv.

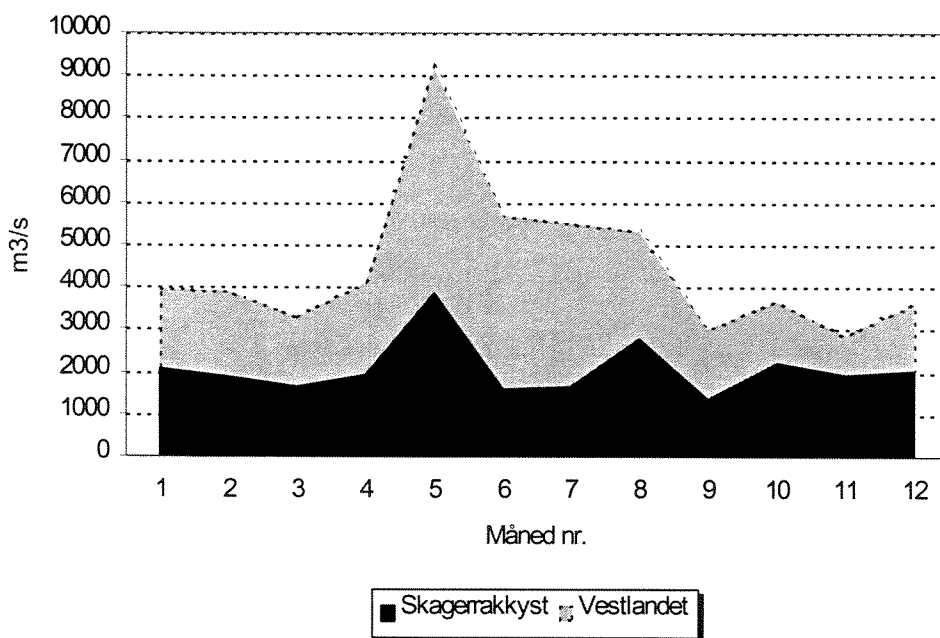


Figur 2.1. Vind - årsmiddel. Normalperioden 1961 - 1990.

2.3 Hydrologiske forhold

Kystvannet fra svenskegrensen til Stad er betydelig påvirket av ferskvannstilførsler fra Østersjøen/-Kattegat, fra sørlige Nordsjøen og fra norske og svenske elver. De norske bidragene for 1993 er beskrevet i Tjomsland og Braaten (1996). Ferskvannstilførslene fra de norske og svenske elvene er størst i flomperioden om forsommeren (se Figur 2.2), mens tilførslene fra Østersjøen/Kattegat er størst i vinter-vår perioden og fra sørlige Nordsjøen i vinterhalvåret (ANON, 1993b). Midlere ferskvannstilførsel fra Østersjøen/Kattegat til Skagerrak er omlag 15.000 m³/s og fra elver tilføres Skagerrak ca. 2.500 m³/s. Det er usikkert hvor mye av den totale ferskvannstilførsel til sørlige Nordsjøen, på omlag 4.500 m³/s, som tilføres Skagerrak. Samlet midlere ferskvannstilførsel til Skagerrak antas imidlertid å være i størrelsesorden 20.000 m³/s. Den direkte ferskvannstilførselen fra elver til Skagerrak utgjør dermed omkring 10 % av midlere total ferskvannstilførsel.

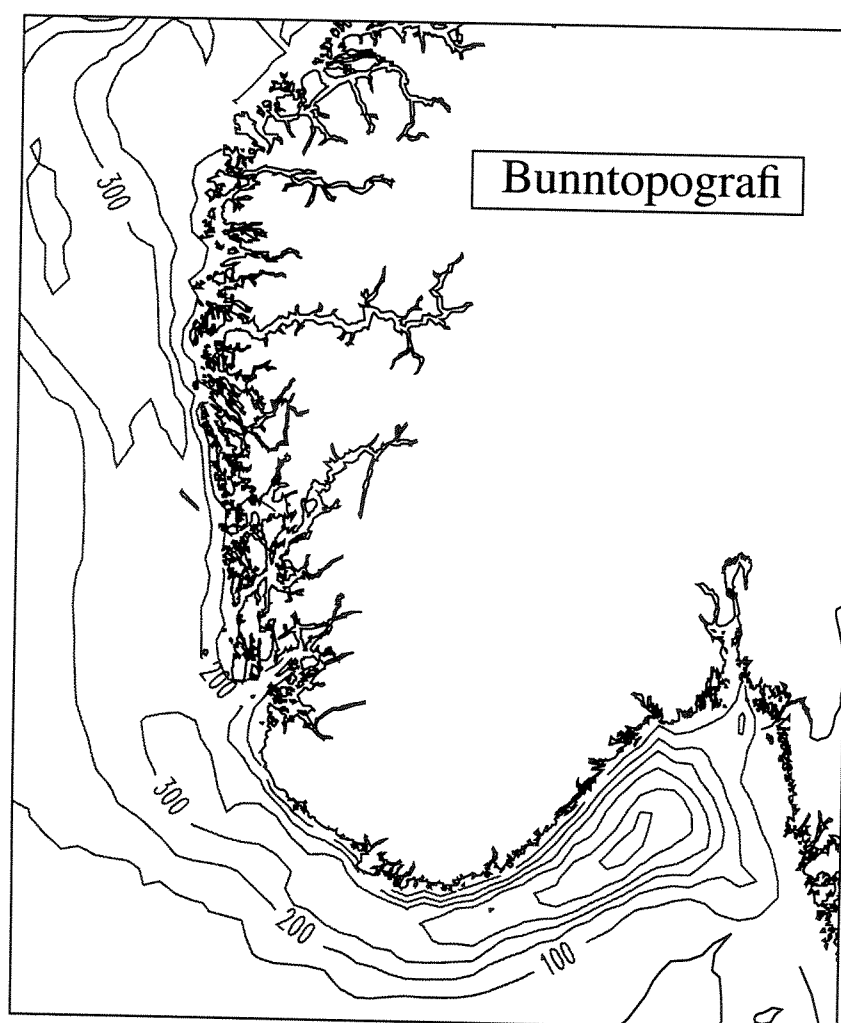
Fordelingen av de norske elvetilførslene er noe forskjellig vest og øst for Lindesnes. Som vist i Figur 2.2 har elvene vest for Lindesnes en klar vårflo (mai måned) og relativt høy vannføring frem til august, mens ferskvannstilførselen til den norske Skagerrakkysten har to topper, - én i mai og én i august. Det tilføres mer ferskvann til kystvannet på Vestlandet enn øst for Lindesnes.



Figur 2.2. Månedlig ferskvannstilførsel fra Norge til Skagerrakkysten og kysten av Vestlandet (Lindesnes - Stad) i 1993.

2.4 Dybdeforhold

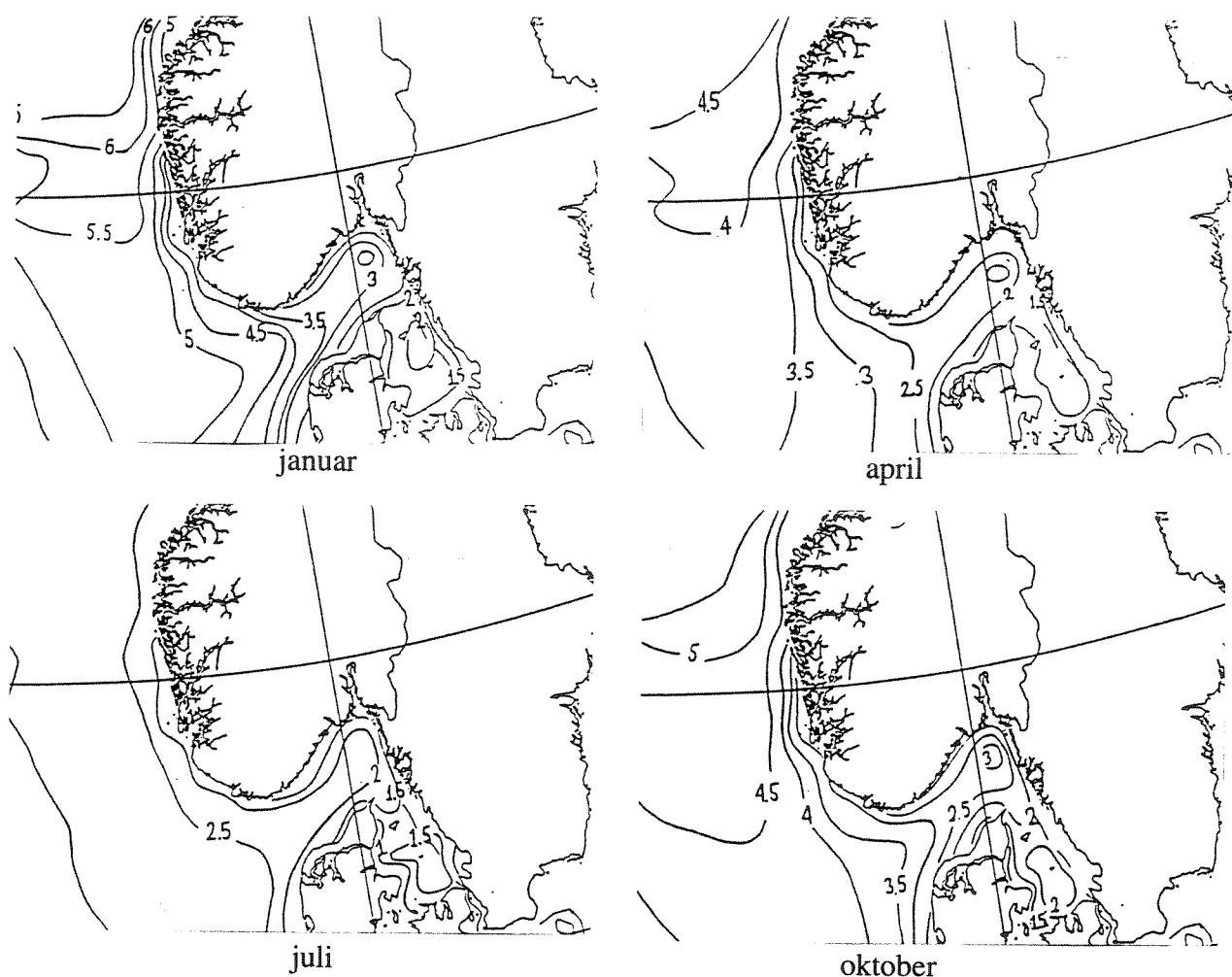
Dybdeforholdene i det aktuelle området er vist i Figur 2.3. Langs norskekysten dominerer Norskerenna som har sin største dybde på omkring 700 m i nordlige del av Skagerrak og en terskel på ca. 270 m vest av Stavanger. I sør og sør-vest over Nordsjøplatået er det forholdsvis grunt med dybder fra 40 - 100 m. Dette grunnområdet strekker seg som en grunn sokkel langs kysten av Nord-Jylland. Bortsett fra en noe uordnet topografi på grensen mellom Skagerrak og Kattegat og ved inngangen til Oslofjorden, fortsetter skråningen langs svenskekysten og sørover langs norskekysten. Vest av Lindesnes er den grunne sokkelen borte og erstattes av en dypere sokkel på 200 - 300 m som forbinder Skagerrak med den nordlige delen av Nordsjøen.



Figur 2.3. Bunntopografien i Skagerrak.

2.5 Bølger

Bølgeklimate i kystsonen er vanskelig å beskrive ut fra observasjoner alene. Figur 2.4 gir et uttrykk for bølgeklimate og dets fordeling i kystfarvannet, basert på hindcastsimuleringer med en bølgemodell med relativt grov oppløsning (75 km) i forhold til kystlinjen. Hovedtrekkene er at bølgehøyden er minst i Skagerrak og øker oppover Vestlandskysten. Mellom Hardangerfjorden og Sognefjorden er det en sone av sterkere økning. Dette er mest utpreget om høsten, vinteren og våren og skyldes trolig stormaktiviteten i Norskehavet og skjermingseffekten fra de Britiske øyer.



Figur 2.4. Signifikant bølgehøyde² (H_s) som ikke overskrides mer enn 10% av tiden. Basert på hindcastsimuleringer med DNMI's bølgemodell WINCH for tidsrommet 1980 - 94.

²) Middelerdien av den øvre 1/3 av bølgehøydene for et gitt tidsrom.

2.6 Hydrografiske forhold

2.6.1 Vannmasser

De hydrografiske forhold langs norskekysten kan i prinsippet beskrives ved blandingen av to vann-typer: atlantisk vann og ferskvann. Atlantisk vann kjennetegnes ved saltholdighet over 35 - og en temperatur som varierer relativt lite gjennom året (ca. 6 - 9°C). Det føres det inn i våre farvann mellom Færøyene og Skottland og mellom Færøyene og norskekysten, og utgjør den dominerende vannmasse i hele regionen (Figur 2.5). Noe atlantisk vann renner også inn gjennom den engelske kanal. Ferskvannet stammer hovedsakelig fra 3 kilder: Fra lokal avrenning til kysten, fra Østersjøen og fra de store elvene som renner ut i den sydlige Nordsjøen. Blandingsproduktet mellom disse vanntypene danner en vannmasse som strømmer langs kysten med kysten til høyre - Den norske kyststrøm. Kyststrømmen kjennetegnes av en karakteristisk kileform i tverrsnittet (jfr. Figur 2.6). Det er imidlertid store variasjoner i kystvannets saltholdighet og temperatur, både over året og mellom stasjonene (Figur 2.7 - 2.8). Langs kyststrekningen Jomfruland - Stad skjer den største endringen mellom Torungen og Lindesnes (Figur 2.9).

Ut fra vannmassenes opprinnelse skjelner man i Skagerrak mellom flere vannmasser, hvorav de viktigste er oppført i Tabell 2.1.

Tabell 2.1. Hovedvannmasser i Skagerrak (se også fig. 2.5).

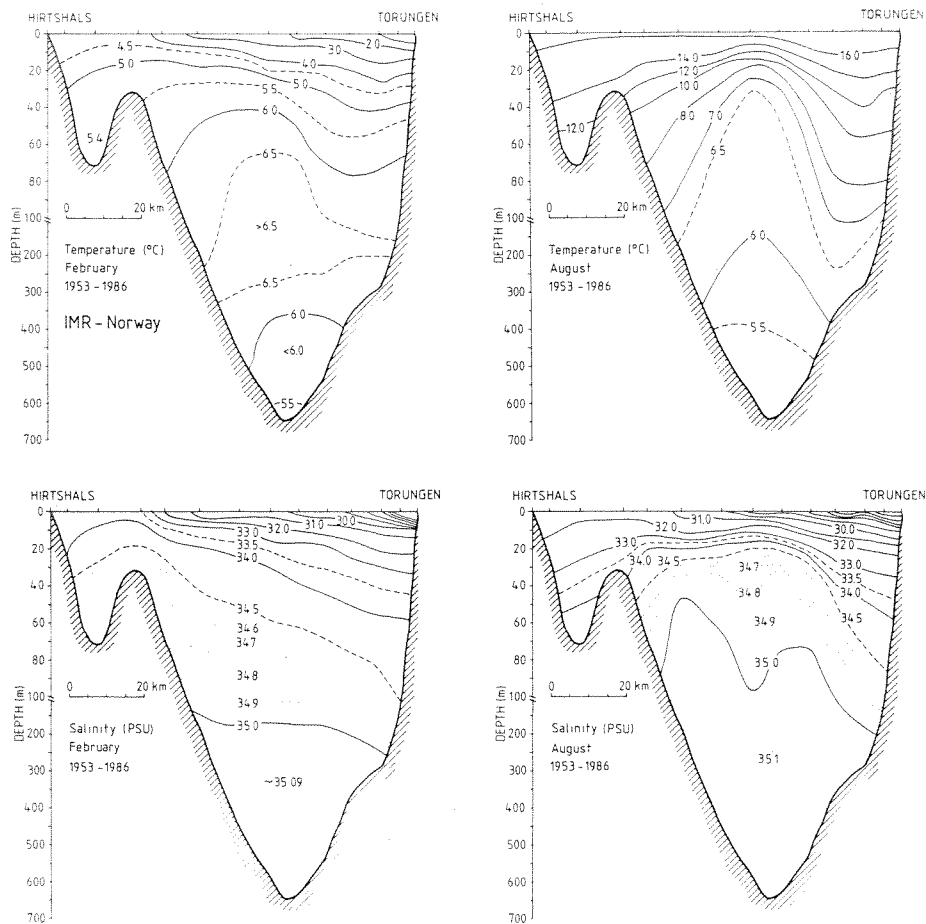
Vannmasse		Saltholdighet
Brakkvann	(BV)	< 25
Skagerrak kystvann	(SK)	25 - 32
Skagerrakvann øvre	(SVØ)	32 - 34.5
Skagerrakvann nedre	(SVN)	34.5 - 35
Tyskebukt vann	(TB)	30.0 - 34.0
Jylland kystvann	(JV)	31.0 - 34.0
Sørlig Nordsjøvann	(SENV)	34.75 - 35.0
Sentralt Nordsjøvann	(CNSV)	34.75 - 35.0
Atlantisk vann	(AV)	> 35.0

Tyskebukt vann og vann fra den sørlige delen av Nordsjøen finner vi i hovedsak over grunnområdene i sør og sør-vest, samt ved inngangen til Skagerrak, mens atlantisk vann finnes i de nordlige områder.

Blandingsgraden øker i kyststrømmens retning, og saltholdigheten av kystvannet øker generelt fra Kattegat til Stad (Figur 2.9). Blanding mellom vannmassene skjer ved turbulent vertikal diffusjon og er fremmet av horisontale instabilitetsprosesser. Den viktigste form for vertikal diffusjon er vind-dreven turbulent blanding i overflatelaget; lagdelingen nær overflaten viskes ut, mens turbulent medrivning blander inn dypere liggende vann. Instabiliteter oppstår i forbindelse med fronten mellom kyststrømmen og det under- og utenforliggende atlantiske vannet, noe som fører til dannelse av virvler og filamenter. Disse strukturene, som har lengdeskalaer på 10 - 50 km, transporterer atlantisk vann inn mot kysten og kystvann til havs. Samspeilet av horisontale instabiliteter og vertikal diffusjon fører til en effektiv blanding av atlantisk vann og ferskvann, men gir kompliserte øyeblikksbilder av vannmassenes fordeling. Dette er illustrert i Figur 2.10 som viser overflatetemperaturen i Skagerrak og Kattegat etter flere dager med sør-vestlig bris. Spesielt kan man legge merke til den markerte oppstrømmingen av kaldere dypvann langs Skagerrakkysten fra Kristiansand til munningen av Langesundsfjorden.

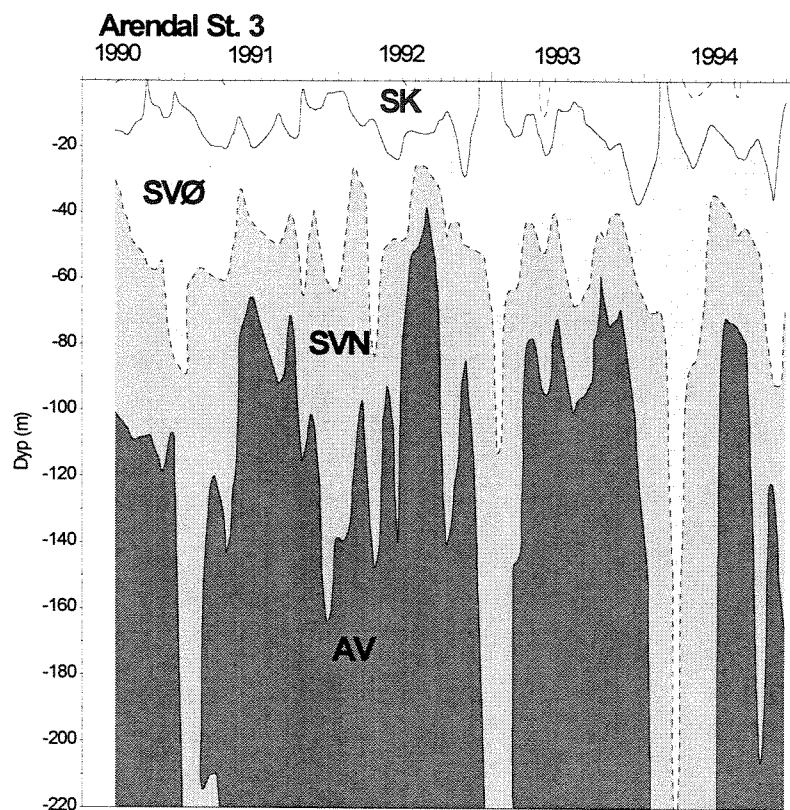
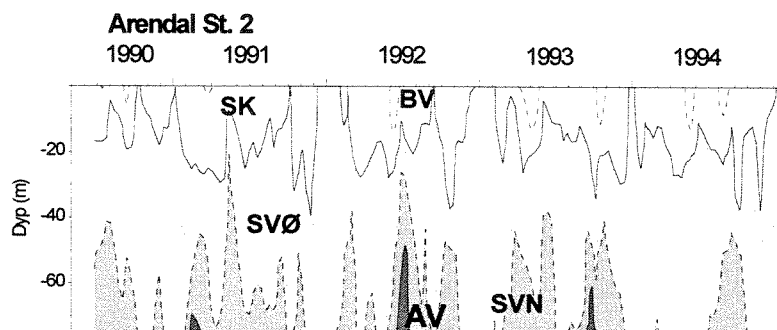
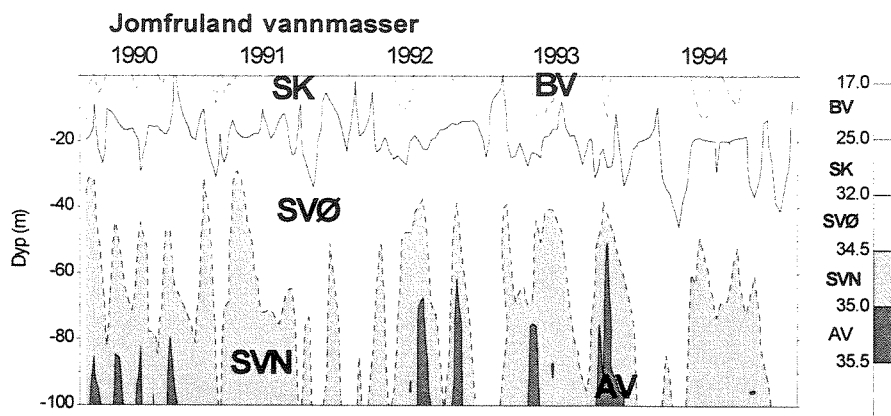


Figur 2.5. Generelt bilde av sirkulasjon og hovedvannmasser i Nordsjøen og i Skagerrak (ANON, 1993a).

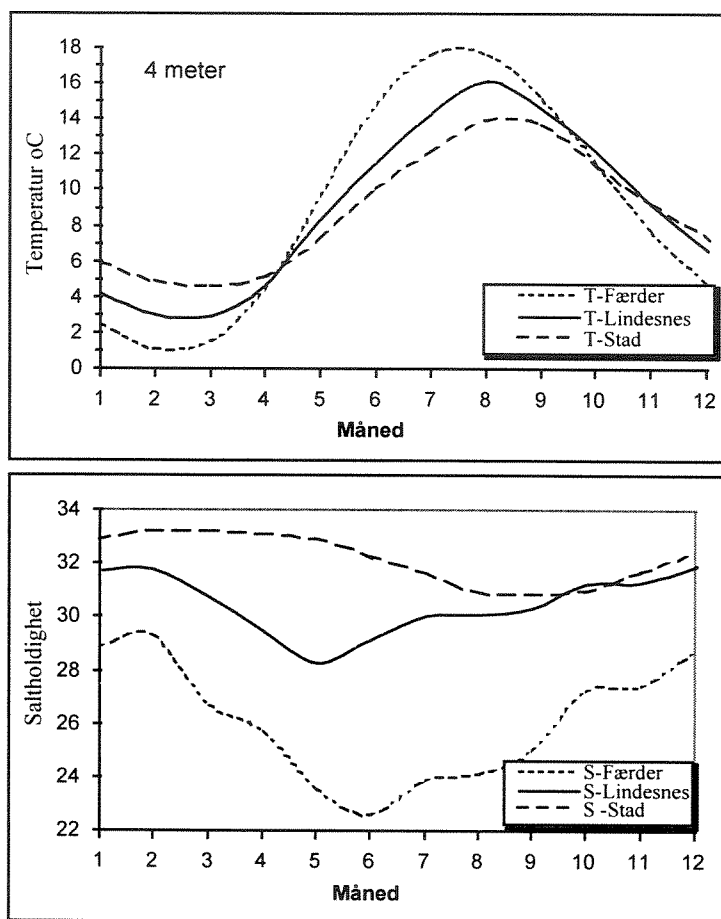


Figur 2.6. Midlere temperatur (C°) og saltholdighet i snittet Torungen - Hirtshals i februar og august, beregnet etter data for 1953 - 1986 (ANON, 1993b).

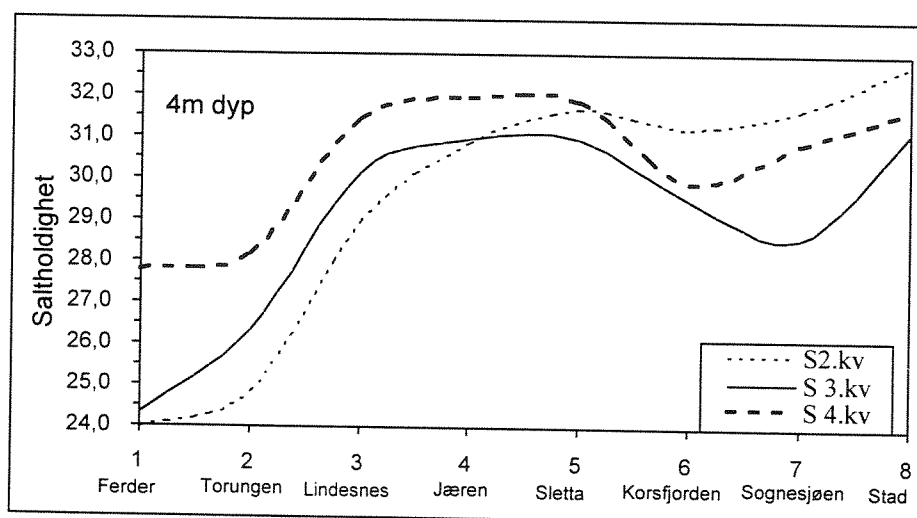
Vinden bidrar på to andre måter til variabilitet i vannmassfordelingen på kortere tidsskalaer. Vind-dreven oppstrømming kan føre kystvannet vekk fra kysten og bringe dypere vann opp mot overflaten. Utenfor Jæren er oppstrømming vanlig under vedvarende nordlig vind (sommer). For det annet kan langvarig vind mellom sør og vest føre til en blokkering av kyststrømmen, slik at kystvannet blir holdt igjen i Skagerrak og sprer seg mot Danmark (Aure og Sætre, 1981). Dette bidrar til resirkulering av vannmassene i Skagerrak. Når vinden skifter, slippes det oppstuede vannet ut som en sterk strøm langs norskekysten (utbrudd). Slike blokkerings-/utbrudds-episoder ser ut til å forekomme flere ganger i året (antageligvis hyppigst i februar og august) og bidrar signifikant til variabiliteten ved kysten av Sør-Vestlandet. Den markante økningen i middel-saltholdighet mellom Torungen og Lindesnes (jfr. Figur 2.9) har trolig sammenheng med at fronten som oppstår under blokkeringen ofte ligger i dette området.



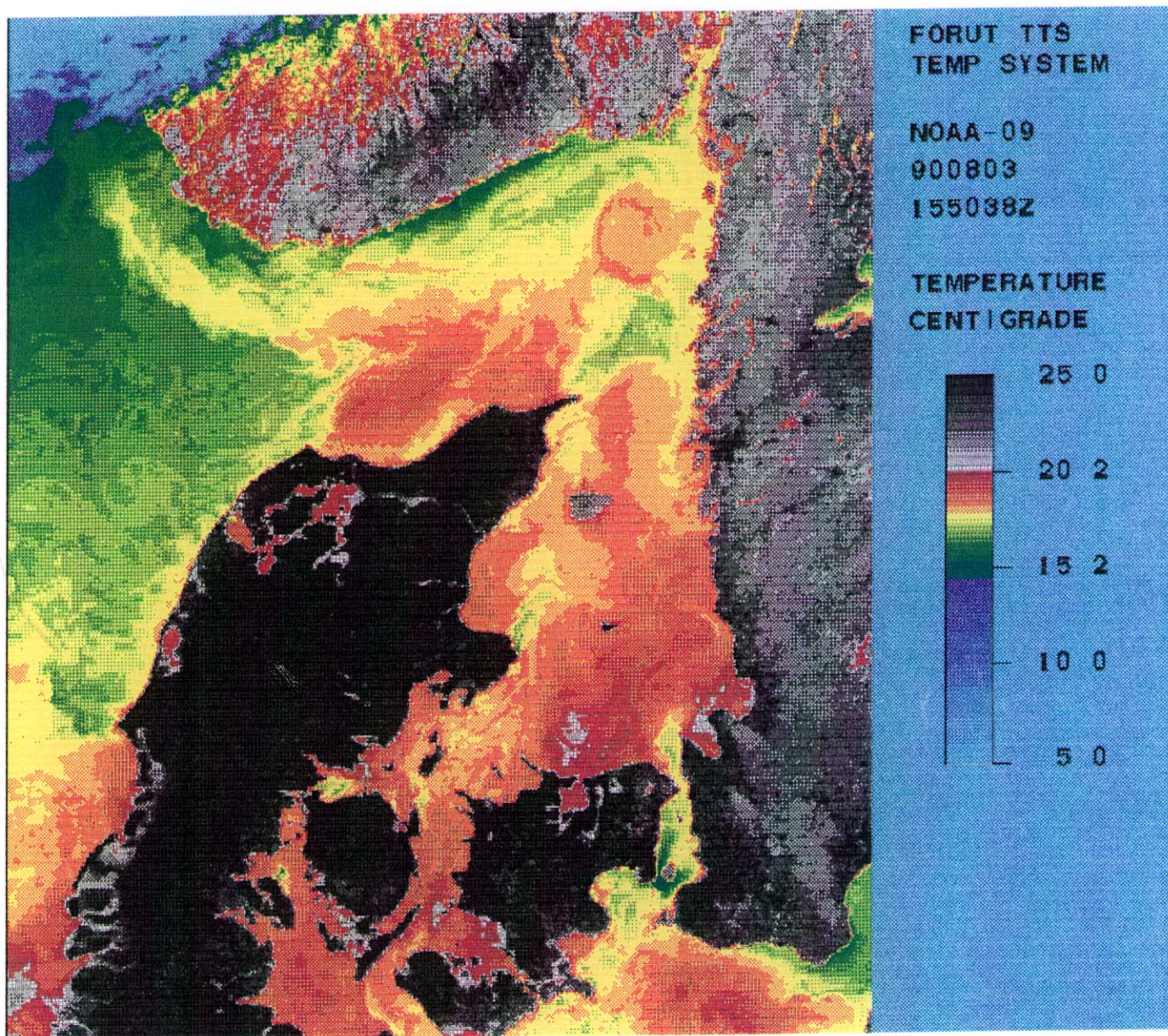
Figur 2.7. Vertikalfordeling av vannmasser ved Jomfruland og Arendalstasjonene i tidsrommet mai 1990 - desember 1994 (Pedersen et al., 1995).



Figur 2.8. Gjennomsnittlig månedlig temperatur og saltholdighet i 4 m dyp ved Færder, Lindesnes og Stad. Data for tidsrommet 1936 - 70 (kilde: Havforskningsinstituttet, Bergen).



Figur 2.9. Midlere saltholdighet i 4 m dyp for 2, 3 og 4 kvartal i kystvannet på forskjellige lokaliteter langs kysten av Sør-Norge.



NOAA picture processed by UNIRAS FGL/IMAGE

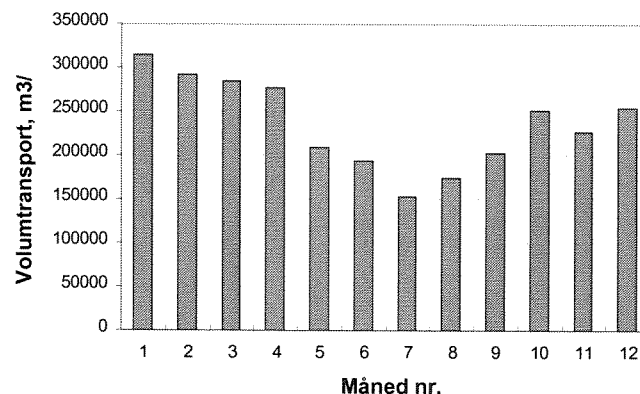
Figur 2.10. Satellittbilde over overflatetemperaturen i Skagerrak og Kattegat den 3. august 1990. Figuren viser en oppstrømming av kaldere dypvann langs den norske Skagerrakkysten (kilde: Oceanor).

2.6.2 Sirkulasjon

Strømførholdene langs norskekysten er dominert av Den norske kyststrøm og fjordsirkulasjonen. Som antydnet ovenfor er kyststrømmen drevet av ferskvannstilførsel, ikke bare fra Norge, men i stor grad fra Østersjøen og de kontinentale elvene, og den er sterkt influert av vinden. Kyststrømmen begynner således som en utstrømming av brakkvann fra Østersjøen og fortsetter langs svenske- og norskekysten (se fig. 2.5). Den midlere volumtransporten fra Kattégat til Skagerrak er omtrent $60.000 \text{ m}^3/\text{s}$ (ANON, 1993b). I den østlige delen av Skagerrak møter denne vannmassen Jyllandsstrømmen fra sydlige Nordsjøen. Fra Skagerrak og opp langs hele Vestlandskysten gir atlantisk vann et viktig bidrag til kyststrømmen.

Det er fremdeles usikkert hvordan volumtransporten endres langs norskekysten. Kyststrømmen renner parallelt med en strøm av atlantisk vann som sirkulerer gjennom Norskerenna og Skagerrak. Estimater ligger på rundt $1.0 \text{ Sverdrup (Sv)}^3$ i Skagerrak og noe høyere på Vestlandet. Av dette utgjør transporten i selve kyststrømmen rundt $0.2 - 0.3 \text{ Sv}$ i Skagerrak. Transporten i kyststrømmen øker langs kyststrekningen, samtidig som ferskvannsinholdet relativt sett avtar og saltholdigheten øker. Som antydnet ovenfor skulle en vente stor variabilitet over tidsskalaer på mindre enn ett år som følge av sesongmessige variasjoner i kystvannets hydrografi, endringer i vinden og strømmens instabilitet. For beregninger av månedlig volumtransport er benyttet modellen "Makrillen" (Stigebrandt, 1983). Modellen beregner volumtransporten for en vannmasse ned til et dyp hvor saltholdigheten er 34.5. Nær den norske Skagerrakkysten kan dette saltholdighetsnivået ligge i $80 - 100 \text{ m}$ dyp, men betydelig grunnere i lenger avstand fra land (Figur 2.6). Beregningene viser et maksimum om vinteren og et minimum om sommeren, med et gjennomsnitt på ca. 0.25 Sv (Figur 2.11).

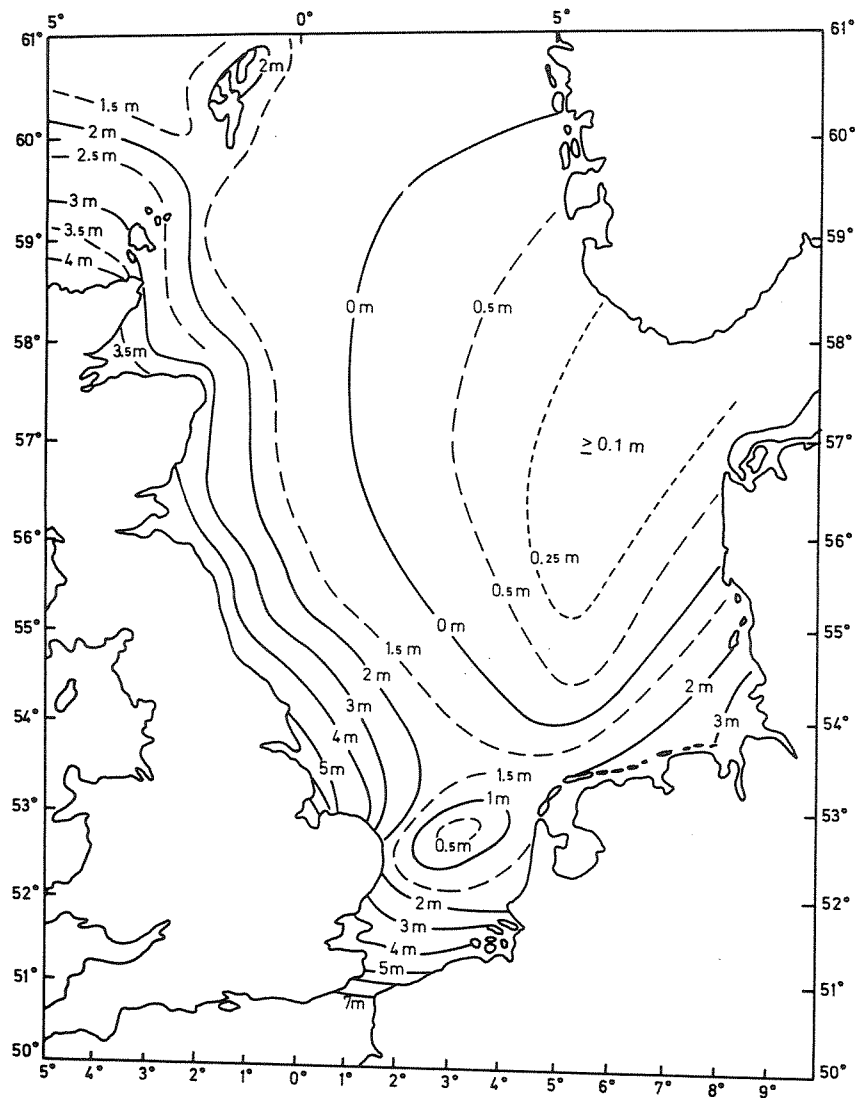
Bredden og strømfarten til kyststrømmen henger også sammen med de sesongmessige vindvariasjoner. Målinger i kyststrømmen utenfor Jomfruland og Torungen ved Arendal i 1992 - 93 viste typiske strømhastigheter på $0.1 - 0.5 \text{ m/s}$, med typiske korttidsvariasjoner på ca. $\pm 0.20 \text{ m/s}$ (Stigebrandt et al., 1995).



Figur 2.11. Beregninger av månedsmidler (måned 1 - 12) av volumtransporten i kyststrømmen utenfor Arendal i 1993.

³) $1.000.000 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tidevann gir et vesentlig bidrag til strømbildet i kystfarvannet. Den halvdaglige komponenten er dominerende langs kysten av Sør-Norge, men er relativt svak. I Skagerrak er tidevannsstrømmen noen få cm/s, men kan være større i trange farvann. Ifølge modellberegninger (Gjevik et al., 1990) er tidevannet svakest rundt Lindesnes, der den halvdaglige komponenten har et nullpunkt (amfidromisk punkt, Fig. 2.12). Strømapplituden øker nordover langs Vestlandskysten til 8 - 12 cm/s utenfor Hordaland, og avtar deretter noe nordover til Stad.



Figur 2.12. Nivåer for gjennomsnittlige vår spring tidevann i Nordsjøen (fra Defant, 1961).

2.6.3 Vannstandsendringer

Vannstandsendringer langs norskekysten har i hovedsak to årsaker; tidevann og meteorologiske pådrag (vind og trykk). Mens vannstandsendringer som skyldes tidevann er periodiske med en nær halvdaglig periode, er vannstandsendringer som skyldes meteorologiske pådrag (ofte benevnt som stormflo når disse er ekstreme) noe mere tilfeldig. Når det gjelder vannstandsendringer forårsaket av tidevann er det vanlig å angi denne som forskjellen i vannstands nivå mellom flo og fjære. Denne nivåforskjellen varierer langs kysten i tillegg til at den også varierer sesongmessig og mellomårlig (avhengig av solens og månens stilling). Ekstra høye vannstander opptrer derfor når en stormflo overlages en ekstrem vannstand på grunn av tidevannet (f.eks. ved springflo). Nivåforskjellen mellom flo og fjære er minst i nærheten av det amfidromiske punkt utenfor Lista (se figur 2.12), hvor forskjellen i middel er så lavt som omkring 10 cm. Nivåforskjellen øker både østover og vestover fra Lista-området, men holder seg i middel lav langs hele Sørlandskysten (~20 cm). De store vannstandsendingene i Skagerrak forårsakes derfor av meteorologiske forhold, mens de periodiske vannstandsendinger på grunn av tidevann spiller en underordnet rolle. F.eks. er forskjellen mellom flo og fjære i Oslo i middel bare ca. 25 - 30 cm, mens rekorden for høy vannstand i Oslo (forårsaket av orkanen høsten 1987) er 219 cm over sjøkartets nullpunkt.

I kontrast er tidevann og meteorologiske forhold omtrent av like stor betydning for vannstandsendinger langs Vestlandskysten. I Bergen er forskjellen mellom flo og fjære ca. 80 cm, mens maksimum nivåforskjell kan være så høy som 160 cm. Det er altså en klar forskjell mellom øst og vest når det gjelder vannstandsendinger. Vestover er det store regelmessige (halvdaglig periode) endringer i vannstand overlages en vilkårlig endring på grunn av meteorologiske forhold. I øst er den regelmessige komponenten liten, mens den vilkårlige endringen gir de største bidrag.

2.6.4 Isforhold

Også her finner vi en klar forskjell mellom øst og vest for Lindesnes. Mens det i kystområdene på Vestlandet sjelden eller aldri opptrer is, vil det i det som kalles strenge isvintre alltid være is i langs Sørlandskysten, enten i form av drivis eller nydannet is med et isdekke på 10 - 20% (Lundquist et al., 1993). Strenge isvintre er imidlertid forholdsvis sjeldne. For eksempel forekom det to slike i perioden 1985 til 1993, mens det i resten av perioden var isfritt i hele Skagerrak. Kyststrekningen fra Jomfruland til Arendal har omtrent de samme isforhold, også i strenge isvintre, mens det er en kraftig gradient fra Arendal til Lindesnes, hvor isleggingen er minimal.

3. NÆRINGSSALTTILFØRSLER

3.1 Metodikk og data

3.1.1 Tilførsler fra norske kilder

Næringssalttilførslene fra norske kilder på strekningen svenskegrensen - Stad i tidsrommet 1990 - 94 ble beregnet av Tjomsland og Braaten (1996). Tilførslene ble beregnet for hvert enkelt av Statistisk Sentralbyrås statistikkområder i samsvar med den romlige oppløsningen til modellen TEOTIL (Tjomsland og Bratli, 1995). Disse resultatene ble så summert for 16 kystområder, Figur 3.1.

Ferskvannstilførsel

Ferskvannsavrenningen ble beregnet for hvert av 91 vassdragsområder mellom svenskegrensen og Stad. Som grunnlagsdata ble det benyttet døgnvannføringer mottatt fra Norges vassdrags og energiverk (NVE). Det ble benyttet observerte vannføringer for alle de største vassdragene. Til sammen 65% av det totale landarealet som drenerer til kyststrekningen svenskegrensen - Stad ble dekket av observasjoner.

Stofftilførsler

Tilførslene er beregnet for følgende stoffer: Total fosfor (TotP), fosfat (PO_4P), total nitrogen (TotN), nitrat (NO_3N), ammonium (NH_4N) og silisium (SiO_2). Tidsoppløsning: Årlig sum for 1990 - 1994 og månedsverdier for 1993.

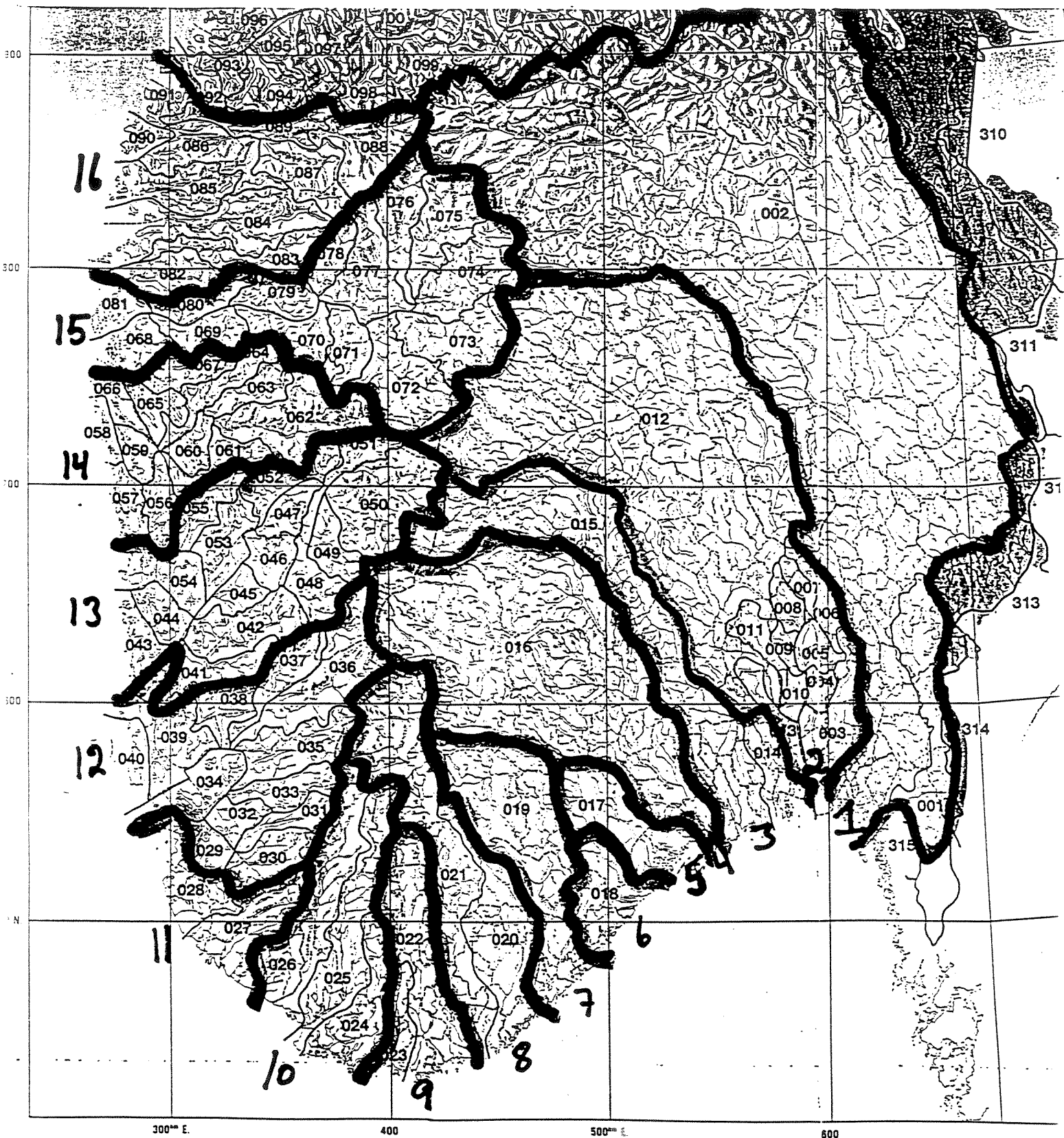
Så langt som mulig ble årlige transportverdier basert på målinger som gjennomføres i norske vassdrag som del av Norges oppfølging av Oslo/Paris-konvensjonen (se Holtan et al., 1994). Dette måleprogrammet dekker ca. 85% av de totale nedbørfeltene for kyststrekningen svenskegrensen - Stad.

I mangel på observerte silisium-data i 1993, ble verdier for 1995 benyttet og da kun for Glomma, Drammenselva, Numedalslågen, Skienselva og Otra. For områder med klart mangelfulle data er stofftilførslene beregnet ved bruk av modellen TEOTIL (Tjomsland og Bratli, 1995). Modellen beregner årlige tilførsler av total fosfor og total nitrogen basert på opplysninger om arealtype, kommunalt avløp, punktkilder (akvakultur og industri) m.m. innen de ca. 1100 statistikkområdene som Norge er delt inn i.

Årlig tilførsel for 1993 ble fordelt pr. måned. Arealavløpet ble fordelt i samsvar med vannføring i karakteristiske vassdrag, mens tilførsler fra de øvrige kildene antas konstante i tid.

På Vestlandet er tilførslene av fosfor og nitrogen fra akvakulturnæringen relativt store i forhold til de andre kildene, og spesielt gjelder dette fosfor. Som tillegg til beregningene hos Tjomsland og Braaten (1996) er tilførslene av nitrogen og fosfor fra akvakulturanlegg langs kysten beregnet ved en uavhengig modell. Beregningene benytter statistikken for salg av tørrfor og produsert laks i området svenskegrensen til Stad for perioden 1990 - 94. Det totale utslippet av næringssalt kan estimeres fra massebalansen mellom totalt forbruk av nitrogen og fosfor i føret til laksen og i fisken som er produsert:

$$\text{UTSLIPP (N,P)} = \text{FØR (N,P)} - \text{FISK (N,P)}$$



Figur 3.1. De 16 kystområdene hvor nærings salttilførslene ble beregnet (fra Tjomsland og Braaten, 1996).

Et slikt estimat vil uttrykke de maksimale tilførslene av nitrogen og fosfor fra akvakulturanleggene. Anvendt over femårsperioden 1990 - 94, der produksjonen av laks ikke økte så raskt som i andre perioder, vil metoden være relativt robust⁴ (kilder: Statistikk fra "Årbok for norsk kystnæring, 1994/95 og 1995/96. Verdier for nitrogen - og fosforinnhold i tørrfôr og i laks er i henhold til verdier gitt av Nutreco i Stavanger).

3.1.2 Transport av næringsalter og organisk stoff i kyststrømmen

Som beskrevet i Kapittel 2.6.2, fører den norske kyststrømmen til transport av 200.000-500.000 m³/s vann langs kysten av Sørlandet. Denne vannmassen vil i varierende grad inneholde plantenæringsalter som er tilført gjennom innblanding av ulike vannmasser og som direkte utslipp fra norske kilder. For å kvantifisere totaltransporten er beregnet månedsgjennomsnitt av total fosfor, fosfat, nitrat og partikulært karbon for dyp ned til saltholdighet 34.5 på Kystovervåkingsprogrammets stasjon Arendal 2 ved Torungen. Det er brukt data for tidsrommet 1990 - 95.

For volumtransporten er brukt data gjengitt i figur 2.11.

Grunnlaget for beregninger av stofftransporten i kyststrømmen utenfor Vestlandet er betydelig svakere. ICES i København har stilt til rådighet data for nitrat+nitritt og fosfat innsamlet på stasjoner i kystvannet vinterstid (januar - mars) over tidsrommet 1990-94. Dataene ble midlet over dypet 0-30 m, som for summen av nitrat+nitritt og fosfat gav henholdsvis 6,3 µM og 0,58 µM. Man har vurdert en vannmasse som strekker seg 15 km ut fra kysten. Som karakteristisk strømhastighet for denne vannmassen er brukt 0.25 m/s.

3.2 Resultater og vurderinger

3.2.1 Ferskvann

Midlere ferskvannsavrenning på kyststrekningen svenskegrensen - Stad i 1993 var 5500 m³/s, hvorav ca. halvparten kom via de store vassdragene på Østlandet.

3.2.2 Fosfor fra norske kilder

Fosfortilførslene til hele kyststrekningen var på omkring 3000 tonn/år i årene 1990 - 1994. Det var relativt små forskjeller mellom de ulike årene. De største tilførslene kom på Vestlandet, fra Glomma og til Oslofjorden (Figur 3.2). De antropogene tilførslene utgjorde ca. 80% av de totale tilførslene hvorav bidraget fra akvakultur på Vestlandet utgjorde ca. 30%. De antropogene tilførslene fra fastlandet avtok i tidsrommet 1990 - 94.

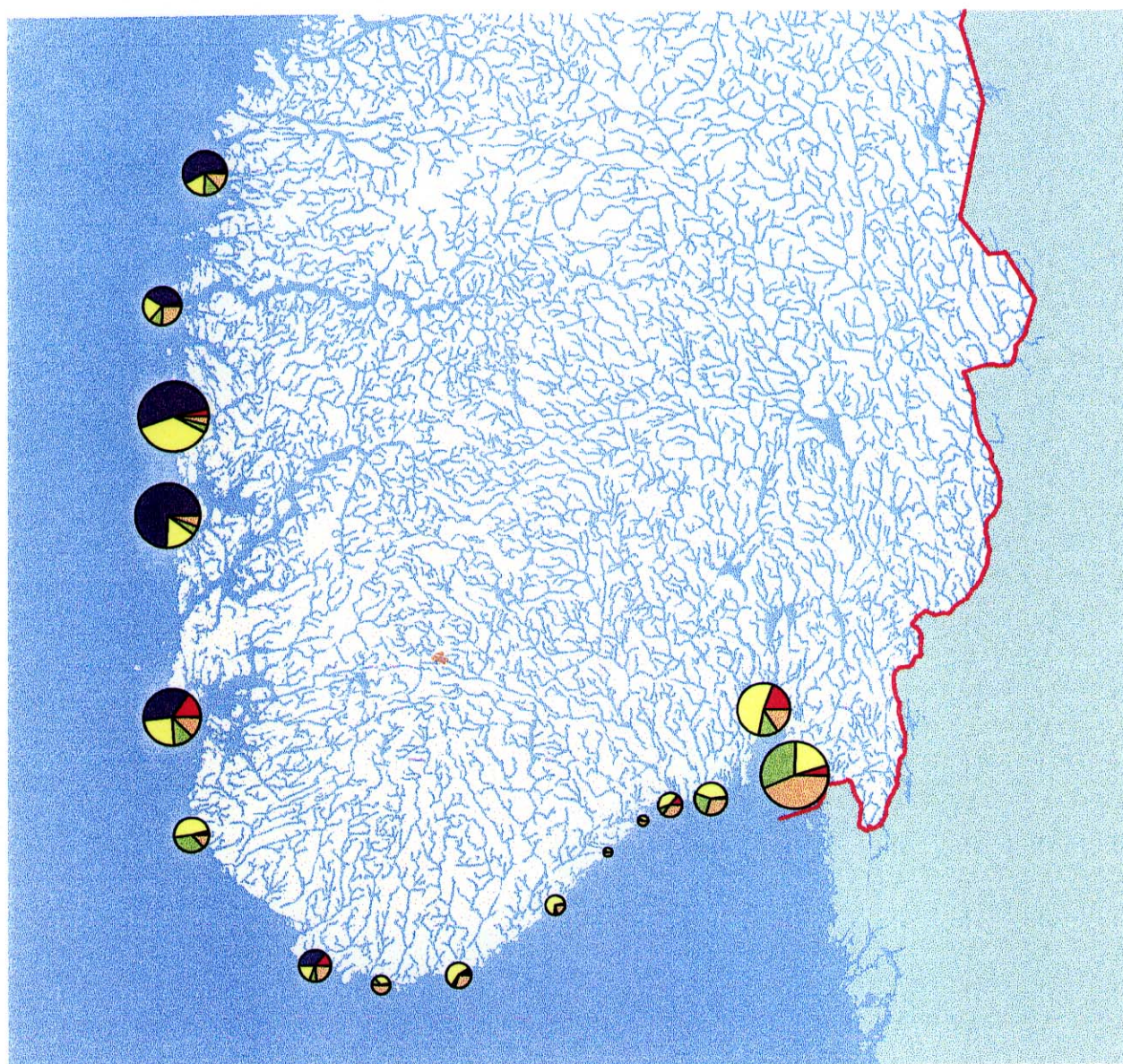
⁴) Følgende ligning er anvendt for estimering av N-utslipp (U_N):

$$U_N = F\acute{O}R * 0,070 - FISK * 0,029$$

der FÓR er tonn solgt tørrfór, FISK er tonn fisk produsert, 0,070 er kg N/kg fór og 0,029 er kgN/kg fisk (data fra Nutreco). På samme måte er det maksimale P-utslippet (U_P) estimert som:

$$U_P = F\acute{O}R * 0,0134 - FISK * 0,0045$$

der 0,0134 er kg P/kg fór og 0,0045 er kgP/kg fisk (data fra Nutreco).



Figur 3.2. Fosfortilførsler (som total fosfor) pr. kystområde i 1993 (fra Tjomsland og Braaten, 1996).

Av de totale fosfortilførslene passerte bare ca. 30% målestedene i elvene. Dette skyldes at tilnærmet alle bidrag fra akvakultur ble tilført direkte til sjø, og at tilførsler fra tettsteder som ligger nederst i vassdragene, vanligvis blir ledet direkte til elven nedstrøms målepunktet eller direkte til sjø. For å oppnå et sikkert resultat, synes det å være vel så viktig å skaffe seg gode data om direkte utslipp til sjøen, dvs. fra akvakultur, industri og kommunalt avløp, som å utføre målinger i selve vassdragene.

3.2.3 Nitrogen fra norske kilder

Nitrogentilførslene til hele kyststrekningen var på mellom 65 000 tonn og 71 000 tonn i årene 1990 til 1994. Det var relativt små forskjeller mellom de ulike årene og ingen tydelig trend. De største tilførslene kom fra Glomma, til Oslofjorden og på Vestlandet (Figur 3.3). De antropogene tilførslene utgjorde ca. 50% av de totale tilførslene for kyststrekningen. Bidraget fra akvakultur utgjorde ca. 7% av de totale tilførslene. For tidsrommet 1990 - 94 var det ikke noen tydelig trend i de antropogene tilførslene, hverken i bidraget fra land eller fra akvakultur. I 1993 besto henholdsvis ca. 40% og ca. 20% av nitrogentilførslene til hele kyststrekningen av nitrat og ammonium.

I 1993 passerte 55% av nitrogentilførslene for hele kyststrekningen målestedene i elvene. Ser vi bort fra bidragene fra akvakultur, øker denne andelen til 60%. Det vil si at også for nitrogen er det meget viktig å skaffe seg data om akvakultur, industrielle og kommunale avløp for å oppnå et pålitelig resultat.

3.2.4 Silikat fra norske kilder

For 1993 ble totale silikattilførsler til hele kyststrekningen beregnet til nær 200 000 tonn. Tilførslene ble antatt å representere naturlig bakgrunnsavrenning.

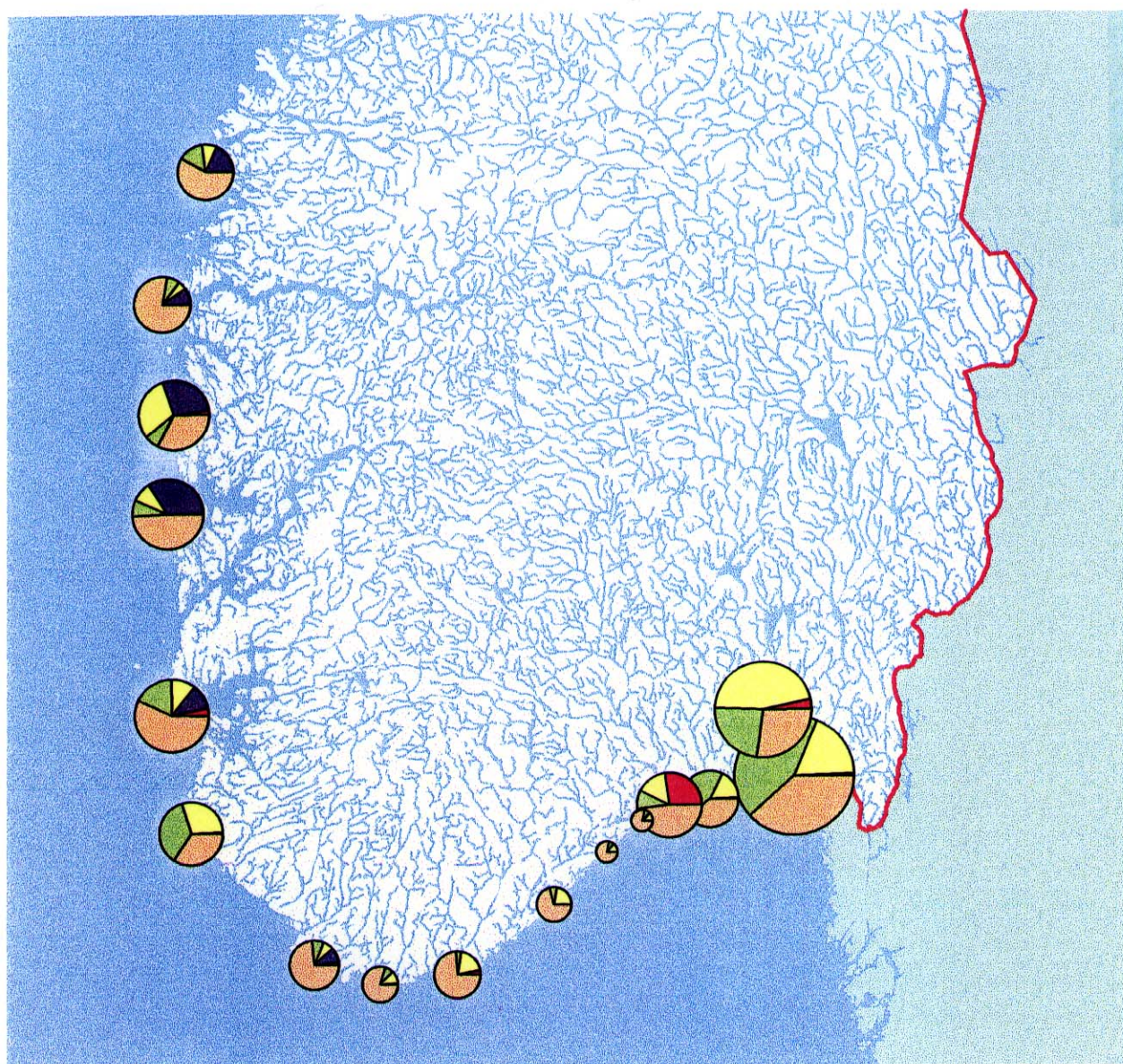
3.2.5 Næringssalter fra akvakulturnæringen på Vestlandet

Miljøvirkningene av næringssaltutslippene fra oppdrettsnæringen avhenger av en serie forhold, herunder fordelingen av tilførslene gjennom året, næringssaltenes biologiske tilgjengelighet og resipientenes evne til å omsette næringssaltene. Fordi dette lå utenfor rammen av delutredningen om tilførsler (Tjomsland og Braaten, 1996), gis det nedenfor en kort omtale av disse forholdene.

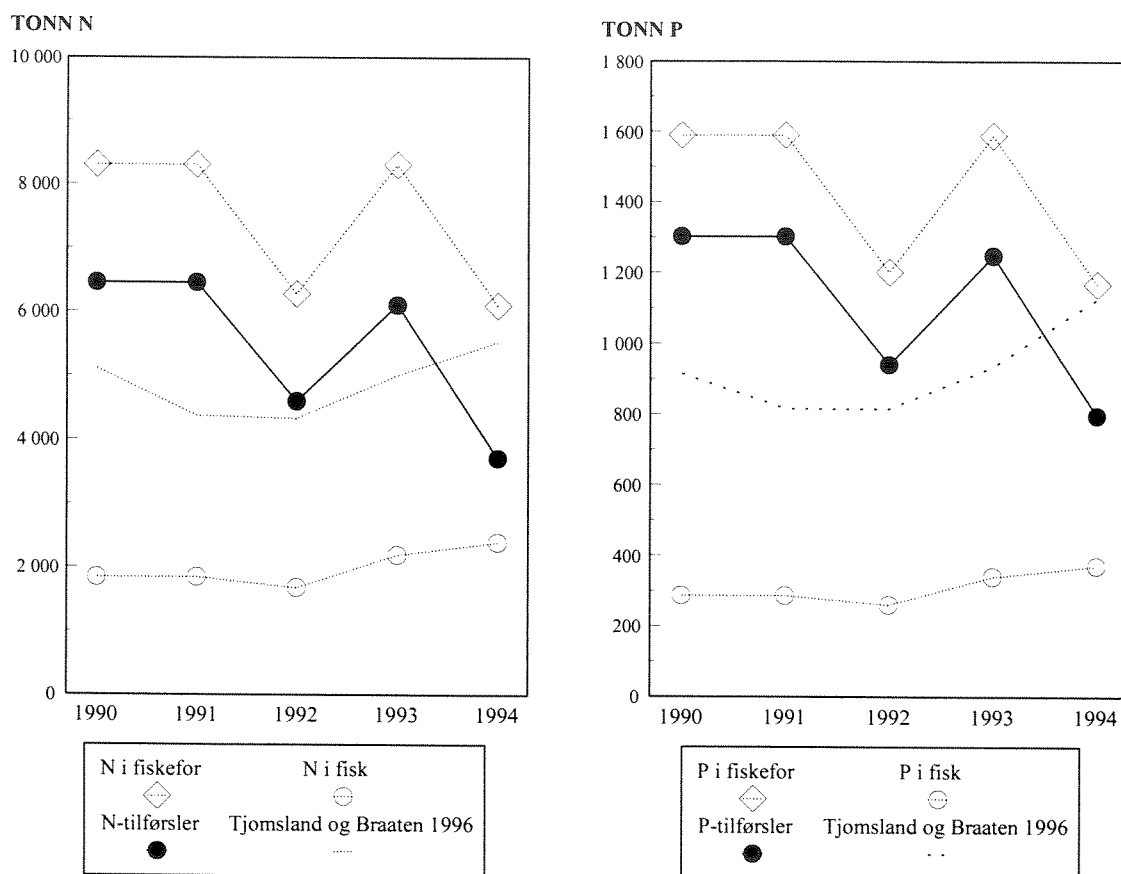
Beregningene for 1990 - 94 med modellen som ble beskrevet i Kapittel 3.1.1 er vist i Figur 3.4 og presenterer nitrogen og fosfor i omsatt tørrfôr, nitrogen og fosfor tatt ut som laks, samt det maksimale utslippet av nitrogen og fosfor estimert som differansen mellom næringssalter i anvendt fiskefôr og næringssalter i uttatt laks.

Både nitrogen og fosfor i solgt fôr viser en avtagende tendens i hele perioden, mens uttaket av nitrogen og fosfor som laks avtok først i perioden for så å øke igjen i siste halvdel. Dette uttaket er proporsjonalt med lakse-produksjonen. Forløpet av kurvene kan forstås som en bedring i fôrutnyttelse fordi N- og P-innholdet i fôret er antatt å være konstant. Dersom innholdet er blitt redusert i perioden, vil verdiene for solgt fôr være underestimert i begynnelsen av perioden.

Differansen mellom nitrogen og fosfor i fôr og i fisk må tolkes som en maksimumverdi for tilførte næringssalter fra lakseoppdrett. Verdiene viser en avtagende tendens for både nitrogen og fosfor gjennom perioden, også etter 1992, da produksjonsvolumet av laks igjen økte. Svingningene i slutten av perioden reflekterer sannsynligvis ubalanse mellom fôrkjøp og lakseproduksjon heller enn reelle variasjoner.



Figur 3.3. Nitrogentilførsler (som total nitrogen) pr. kystområde i 1993 (fra Tjomsland og Braaten, 1996).



Figur 3.4. Næringssaltutslipp fra akvakulturvirksomhet beregnet etter fôrforbruk og produksjon av laks, sammen med mengder beregnet av Tjomsland og Braaten (1996). Nitrogen til venstre, fosfor til høyre.

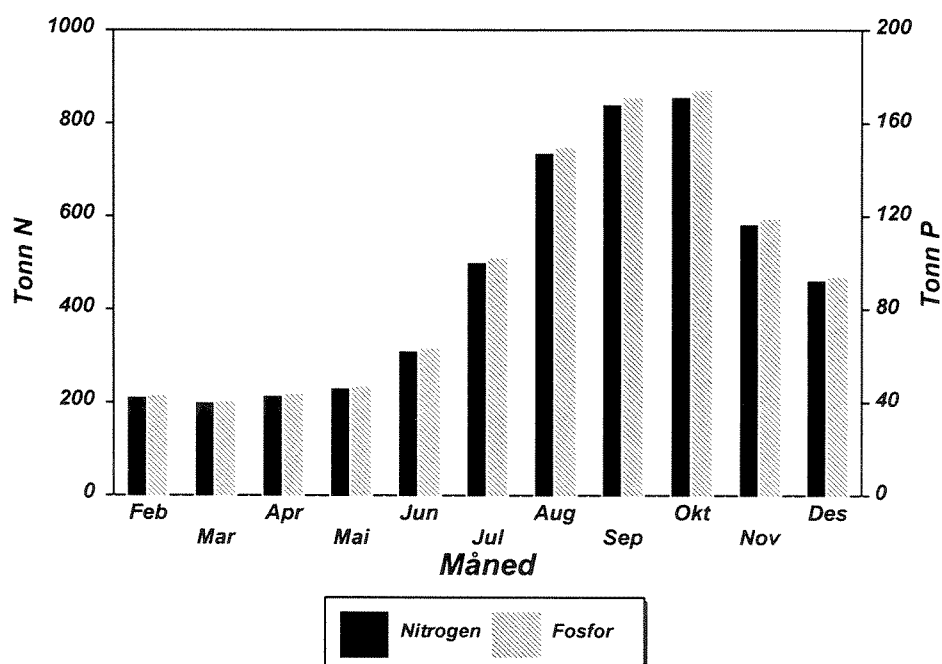
Tilførslene som er beregnet av Tjomsland og Braaten (1996) er gjennomgående noe lavere enn verdiene fra analysen av fôr/fisk-budsjettet, noe som skal forventes siden de sistnevnte verdiene må antas å være maksimale anslag. Generelt er det godt samsvar mellom metodene. Økningen som indikeres av modellverdiene mot slutten gjenspeiles ikke i budsjettverdiene, uten at dette skal tillegges for stor vekt når avviket bare gjelder ett år.

Ikke all nitrogen og fosfor som tilføres omgivelsene fra oppdrettsanleggene er direkte tilgjengelig for algevekst. Stoffene kan antas å omfatte følgende hovedkomponenter:

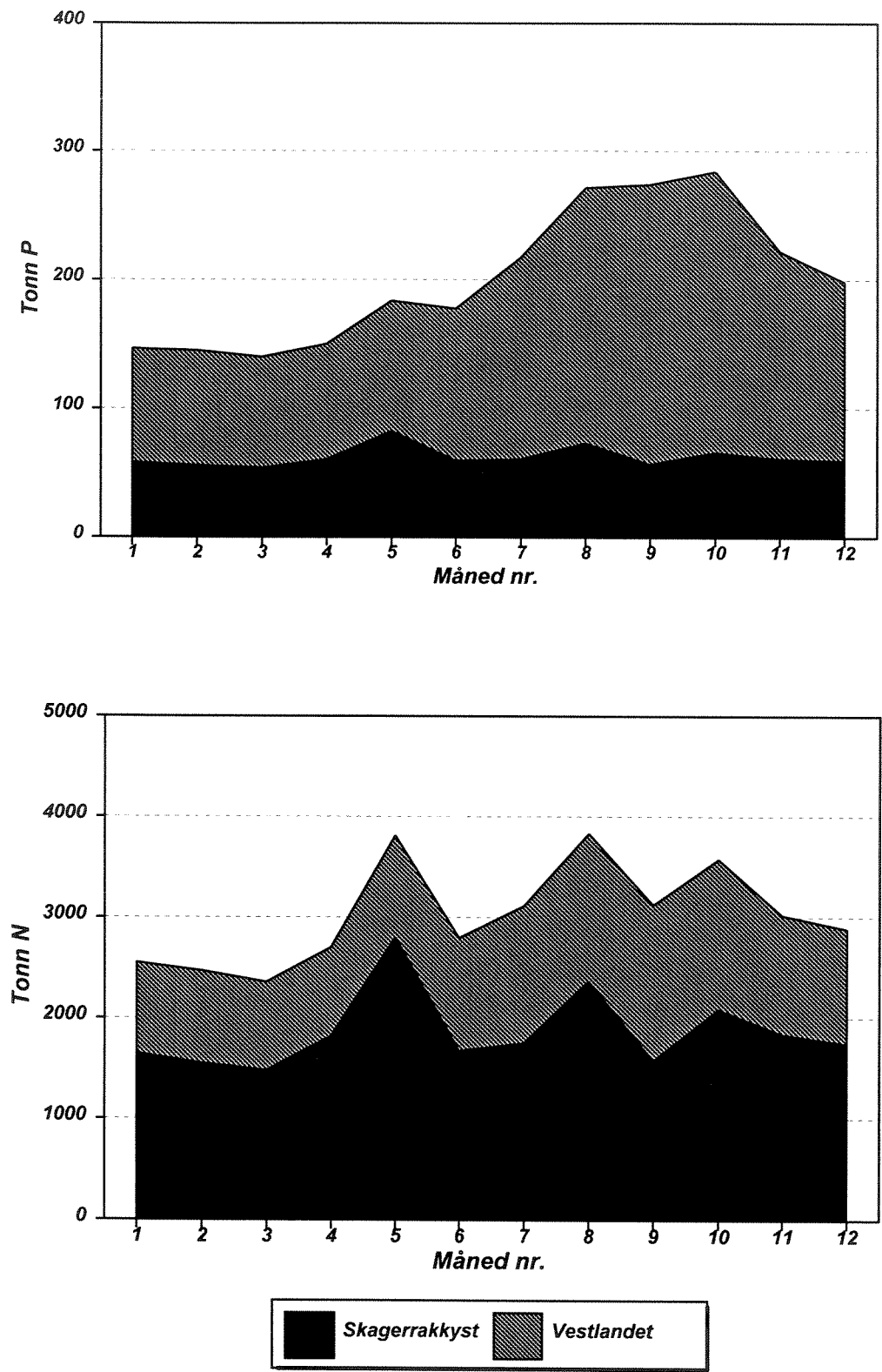
- Nitrogen og fosfor i fôr som spilles.
- Nitrogen og fosfor i partikulære fekalier.
- Nitrogen og fosfor i løste fekalier og utskilte forbindelser.

De to første komponentene er partikulære og vil sedimentere relativt raskt ut av vannmassene. Den tredje kilden omfatter løste forbindelser som ikke sedimenterer, men omsettes i vannmassene. Det er anslått at 50 - 60% av det totale fosforutslippet kan bli tilgjengelig for algevekst, mens det tilsvarende for nitrogen er beregnet til 80 - 90% tilgjengelighet (Braaten et al., 1992).

Tilførslene av næringssalter fra lakseoppdrettet varierer sterkt gjennom året, fordi laksen vokser raskest og må føres sterkest i den varme årstiden. Variasjonen i tilførsler er antatt å følge variasjonen i salg av tørrfôr, forskjøvet ca. en måned i tid. Figur 3.5 viser hvordan tilførslene kan forventes å variere gjennom året i området svenskegrensen til Stad. Utslippene øker gjennom sommermånedene og er maksimale i september og oktober, da de er opptil 4 ganger større enn i vinterhalvåret. Legges denne fordelingen til grunn, kan den samlede antropogene tilførsel av nitrogen og fosfor på kyststrekningen svenskegrensen - Stad i 1993 beregnes på månedsbasis (Figur 3.6).



Figur 3.5. Beregnede månedlige utslipp av nitrogen og fosfor fra oppdrettsnæringen i 1993.



Figur 3.6. Beregnede månedlige tilførsler av antropogent fosfor (øverst) og nitrogen (nederst) på strekningen svenskegrensen - Stad i 1993.

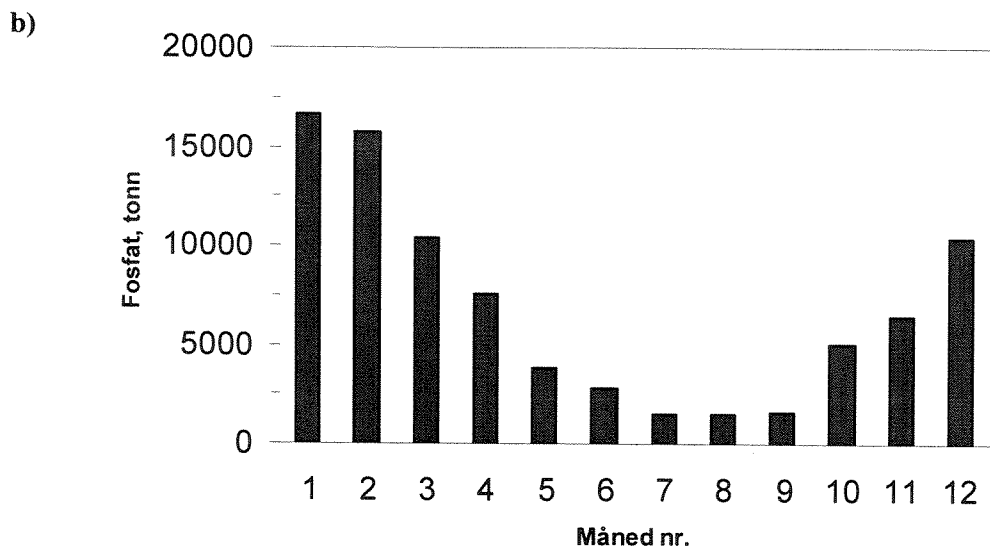
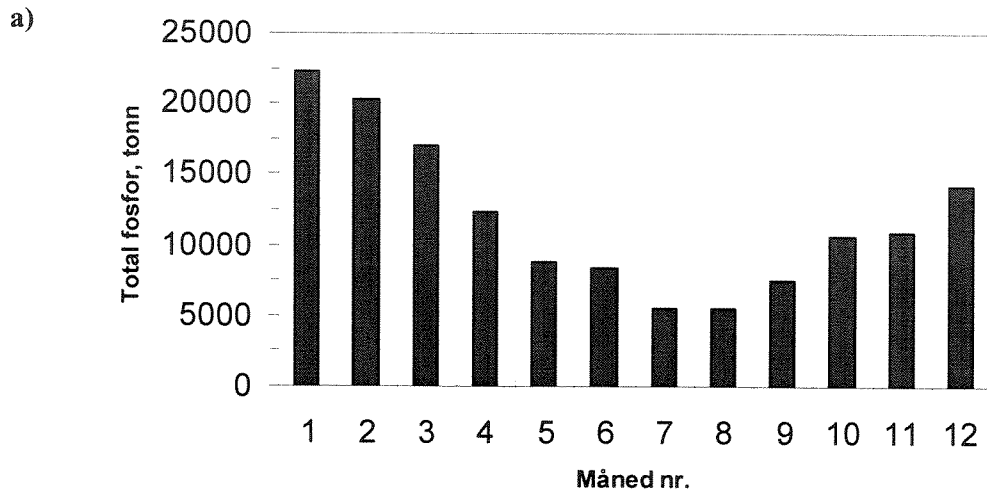
3.2.6 Transport av næringsalter og organisk stoff i kyststrømmen utenfor den norske Skagerrakkysten

Beregninger av gjennomsnittlig (1990 - 94) månedlig stofftransport i kyststrømmen utenfor Arendal er vist i Figur 3.7a - e. Det er store variasjoner gjennom året, noe som både skyldes varierende konsentrasjoner og varierende volumtransport (jfr. Figur 2.11). Relativt liten transport av fosfat og nitrat i tidsrommet juli - september skyldes i hovedsak lave næringssaltkonsentrasjoner i kystvannet. Totalt sett er mengdene langt større (>10 - 50x) enn tilførslene fra norske kilder (se figur 3.6).

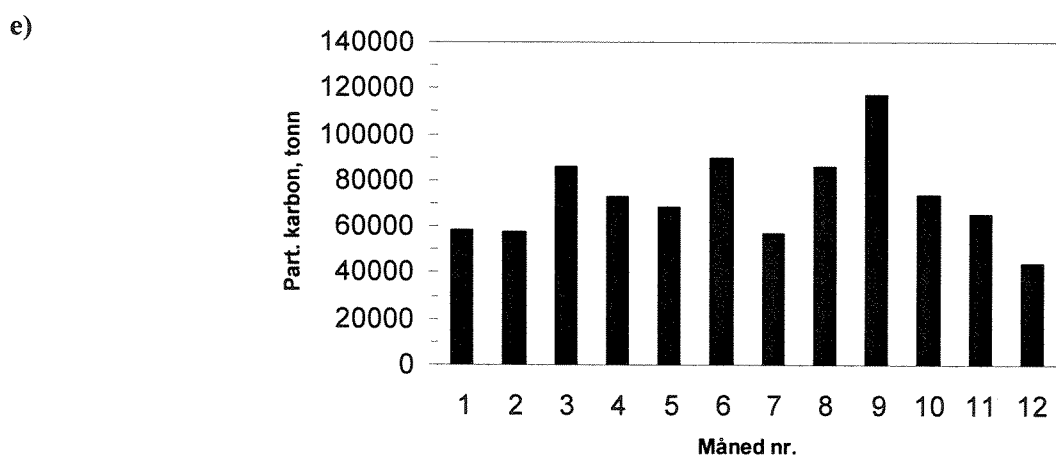
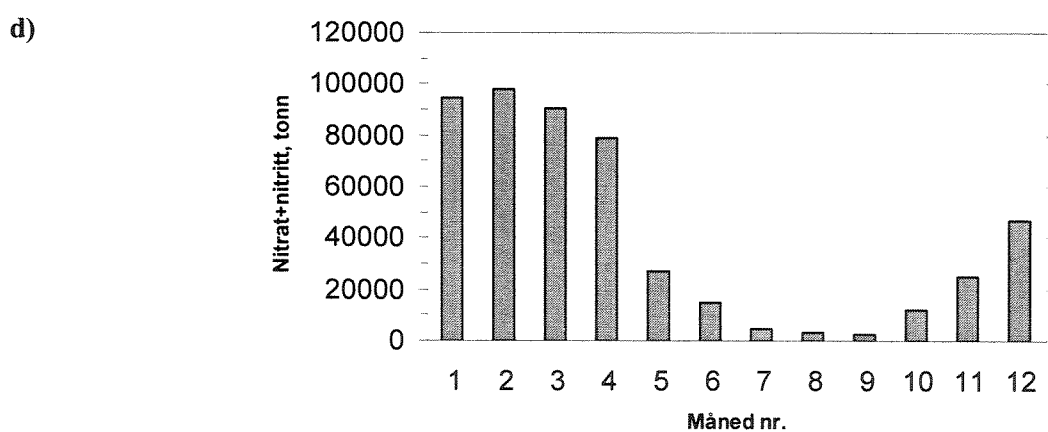
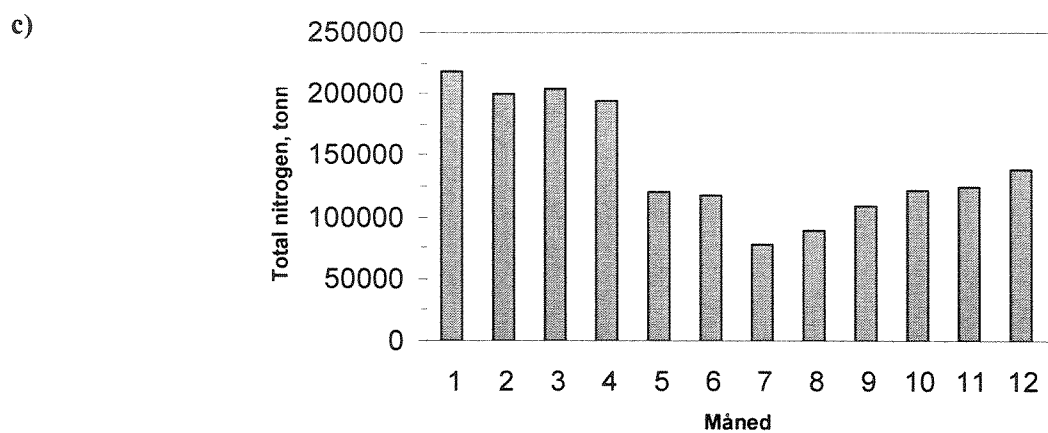
Beregningene gjelder for en relativt dyp og bred vannmasse (se figur 2.6). For en vurdering av tilstanden i skjærgård og kystvann ut til 15 - 20 km fra land, kan et stoffbudsjett for en grunnere og kanskje mindre bred vannmasse være riktigere. Beregninger for en 30 m dyp og 15 km bred vannmasse, hvor gjennomsnittlig strømhastighet er 0.35 m/s gir en volumtransport på 155.000 m³/s, dvs. samme størrelse som det laveste månedsmiddel i Figur 2.11. Et slikt beregningsgrunnlag vil i noen grad redusere betydningen av stofftransporten i kyststrømmen, men gir ikke noen vesentlig endret størrelse i forhold til norske antropogene tilførsler.

Tilsvarende beregninger for en 30 m dyp og 15 km bred vannmasse utenfor kysten av Vestlandet med gjennomsnittlig strømhastighet på 0.25 m/s, gir en volumtransport på ca. 110.000 m³/s. Tilførslene av antropogent totalnitrogen og totalfosfor til denne kyststrekningen for januar - mars 1993 er som gjennomsnitt beregnet til 900 tonn N/måned og 88 tonn P/måned. Fordelt på en volumtransport av 110.000 m³/s gir det en gjennomsnittlig konsentrasjonsøkning på henholdsvis 0,01 µM for fosfor og 0,21 µM for nitrogen. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av nitrat + nitritt og fosfat på henholdsvis 6,3 µM og 0,58 µM i kyststrømmen gir til sammenligning transporter av 25.000 tonnN/måned og 5.100 tonnP/måned vinterstid.

De antropogene nitrogentilførslene varierer forholdsvis lite over året, mens fosfortilførslene i 2. halvår øker med en faktor på 2-3 i forhold til vinterstid (jfr. Figur 3.6). Månedstransportene av nitrogen og fosfor i kyststrømmen utenfor Vestlandet er ikke beregnet, men som vist for kyststrømmen utenfor Arendal (Figur 3.7) er transporten i 2. halvår sannsynligvis betydelig mindre enn i vinterhalvåret. Den vil likevel dominere i forhold til det antropogene bidraget.



Figur 3.7a og b. Beregnede månedstransporter av: **a)** total fosfor og **b)** fosfat i kyststrømmen utenfor Arendal. Gjennomsnitt for 1990-94.



Figur 3.7c, d, e. Beregnede månedstransporter av: c) total nitrogen, d) nitrat+nitritt, e) partikulært karbon i kyststrømmen utenfor Arendal. Gjennomsnitt for 1990-94.

3.3 Oppsummering

Beregninger av næringssalttilførslene for kyststrekningen Jomfruland - Stad for årene 1990 - 94 viser at:

- Tilførslene av fosfor fra norske kilder var ca. 3.000 tonn/år, hvorav ca. 80% kommer fra antropogene kilder. Det antropogene bidraget var avtagende. Utslipp fra akvakulturnæringen på Vestlandet utgjorde ca. 30% av de totale fosfortilførslene.
- Nitrogentilførslene var 65.000 - 71.000 tonn/år, hvorav ca. 50% fra antropogene kilder. Det var ikke noen tydelig trend. Utslipp fra akvakulturnæringen på Vestlandet utgjorde ca. 7% av de totale nitrogen-tilførslene.
- Stofftransporten i kyststrømmen utenfor Arendal viser store variasjoner over året, som følge av varierende volumtransport og næringssaltkonsentrasjoner. Transporten er vesentlig større (>10 - 50x) enn det antropogene bidraget fra norske kilder. Tilsvarende gjelder for kyststrømmen på kysten av Vestlandet.

4. NÆRINGSSALTER OG PARTIKULÆRT MATERIALE

4.1 Datagrunnlag

Stasjonsnavn, stasjonsnummer, måleperioder, måleparametre og datakilder angitt i Tabell 4.1. Lokalisering av målestasjonene er vist i Figur 1.1 og 6.2, Ellers henvises til (Aure og Johannessen, 1997). I det følgende er "nitrat" ensbetydende med summen av NO₂ (nitritt) og NO₃ (nitrat), hvor nitritt vanligvis utgjør en liten del. Klorofyll-*a* omtales i Kapittel 5.

Tabell 4.1. Stasjonsnavn, stasjonsnummer, måleperioder, måleparametre og datakilder benyttet i rapporten (se Figur 4.1). (SMHI: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, DMU: Danmarks Miljøundersøgelser).

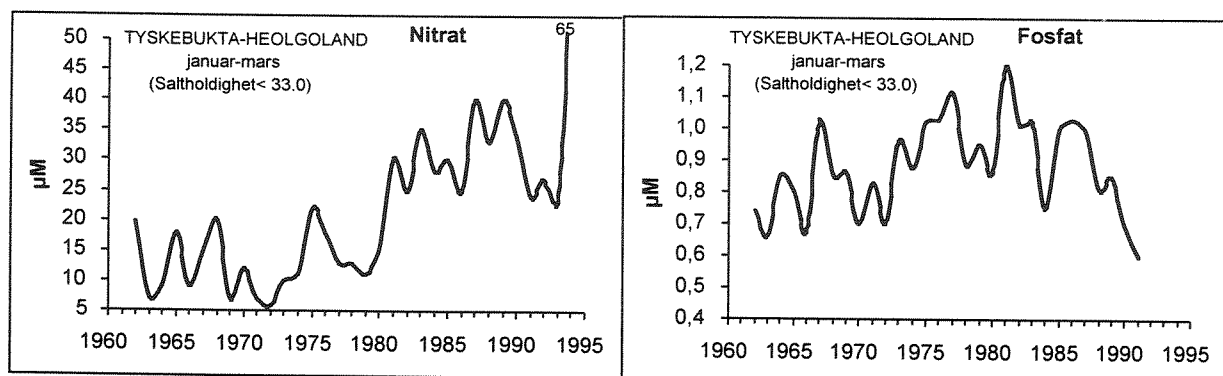
Stasjon	Stasjonsnr.	Måleperiode	Måleparametre	Kilde
Anholt	-	1981 - 1995	T,S,N,P,Si,TotP, TotN, kl-a	SMHI,DMU
Smøgen	996	1988 - 1994	T,S,N,P,Si,TotP, TotN	SMHI
Jomfruland	998	1990 - 1995	T,S,N,P,Si,TotP, TotN, kl-a	Kystovervåking. SFT, NIVA, HI
Arendal	201, 205	1990 - 1995	T,S,N,P,Si,TotP,TotN, kl-a, part C	Kystovervåking. SFT, NIVA, HI
Arendal	200 - 257	1980 - 1996	T,S,N,P,Si, kl-a	HI Torungen - Hirtshals
Arendal	512 - 514	1975 - 1980	T,S,N,P,TotP, TotN	HI
Lista	999	1990 - 1995	T,S,N,P,Si,TotP, TotN, kl-a,	Kystovervåking. SFT, NIVA, HI
Raunefjorden	980	1980 - 1994	T,S,N,P,Si,TotP	Universitetet i Bergen

4.2 Tidsutvikling

4.2.1 Tyskebukta og Kattegat

Etter ca. 1980 har nitratkonsentrasjonene i Tyskebukta økt med en faktor 2 - 3 i forhold til langtidsmiddelet for perioden 1962 - 80, og midlere nitratkonsentrasjon i perioden januar - mars er nå 35 - 40 µmol (Hickel et al., 1993; Kørner og Weichart, 1991) (Figur 4.1). Maksimumverdien 65 µM i 1994 skyldes nitrogen som den uvanlige store flommen i nederlandske og tyske elver tilførte kystvannet. Midlere fosfatkonsentrasjon (januar - mars) i Tyskebukta økte utover i 1960- og 1970-årene til omlag en dobling av konsentrasjonen i begynnelsen av 1980-årene. I motsetning til nitrat har fosfat hatt en nedadgående tendens etter ca. 1980. Den ulike utviklingen av nitrat og fosfat og tilnærmet konstante silikatkonsentrasjoner har medført betydelig forhøyede N:P- og N:Si-forhold i Tyskebukta etter omlag 1980, med et foreløpig maksimum i midlere N:P nær 50 i perioden januar - mars i 1990. Næringssaltkonsentrasjonene i Tyskebukta har en årlig syklus med maksimale fosfat og silikat-konsentrasjoner rundt årsskiftet og maksimale nitratkonsentrasjoner i vinter-/vårperioden. Dette

medfører at N:P- og N:Si-forholdene varierer mye gjennom året med tilnærmet normale forhold rundt årsskiftet og markert økning utover vinteren og våren (Hickel et al., 1993, 1995).



Figur 4.1. Midlere konsentrasjoner av nitrat og fosfat i perioden januar - mars i Tyskebukta - Helgoland fra 1962 til 1994 (1991 for fosfat) (etter Hickel et al., 1993, 1995).

Innstrømming av Jylland-kystvann til Skagerrak er bestemt av vindforholdene i Nordsjøen/Skagerrak og inntreffer som periodiske innstrømminger under forhold med fremherskende vinder fra sørlig retning i Nordsjøen. Ut fra dagens næringssaltforhold i Tyskebukta og den årlige variasjon i vind og ferskvannsavrenning, vil en utover vinteren og tidlig vår forvente høye nitratkonsentrasjoner og økende N:P- og N:Si-forhold i innstrømmende Jyllandvann (Tyskebukt vann) til Skagerrak. Etter mai/juni vil planktonproduksjonen i Tyskebukta og langs vestkysten av Jylland normalt ha redusert næringssaltkonsentrasjonene betydelig, og det skjer samtidig en normalisering av N:P- og N:Si-forholdene i innstrømmende vannmasser til Skagerrak. Økt hyppighet av nordlige vinder i Nordsjøen og sør-vestlige vinder i Skagerrak utover våren og sommeren medfører transport av Skagerrakkystvann på tvers av Skagerrak. Dette reduserer/blokkerer innstrømming av Jyllandvann til Skagerrak (Aure og Sætre, 1981). Perioder med økt innstrømming av vannmasser fra sentrale og nordlige Nordsjø, med saltholdigheter over 34.75, vil også kunne blokkere/reducere innstrømming av Jyllandkystvann (Aure et al., 1990).

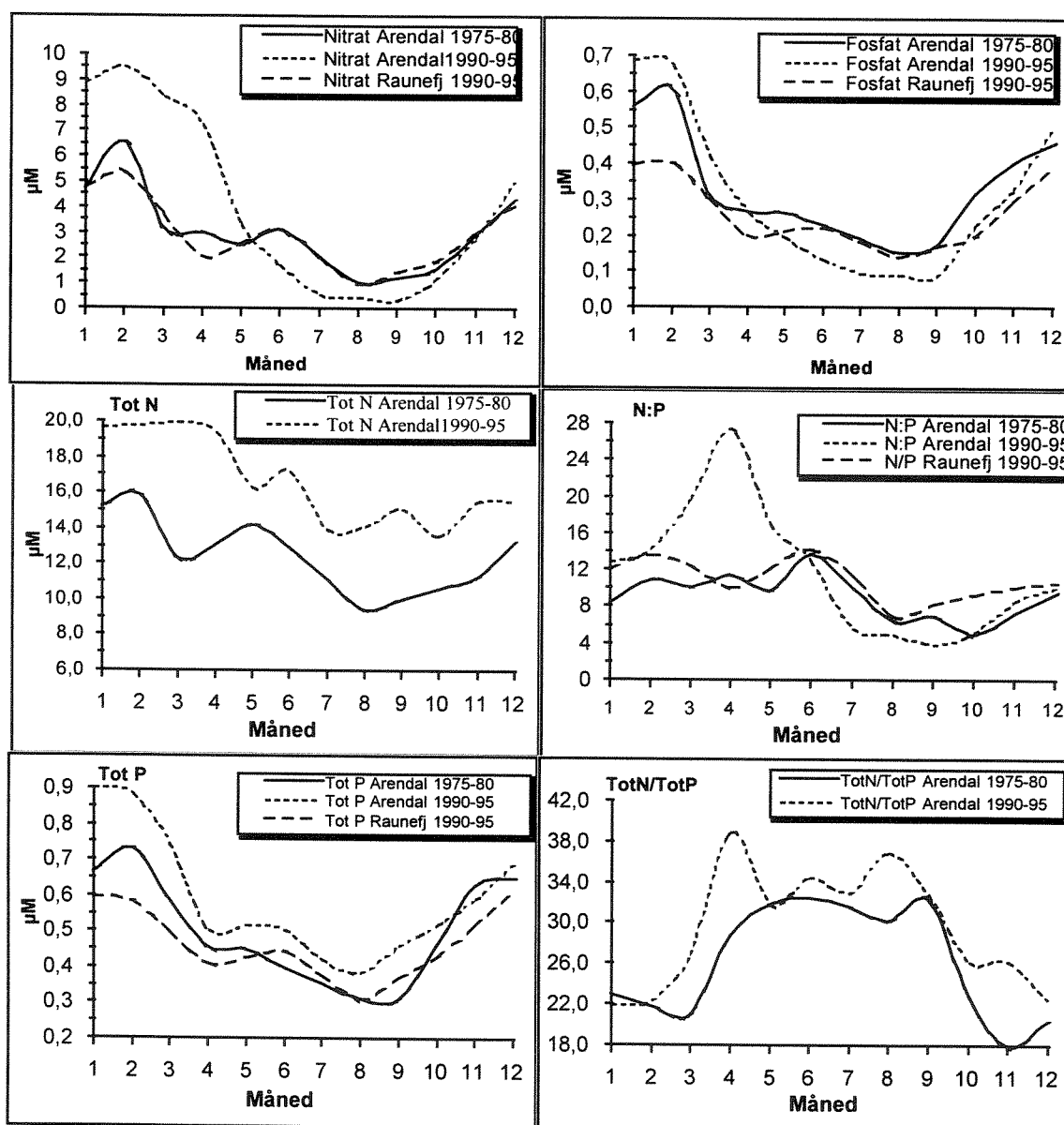
Kattegat overflatelag er preget av utstrømmingen fra Østersjøen, og det har i perioden 1970 - 90 vært en økende trend vinterstid for alle næringssalter, unntatt silikat. I sommerhalvåret har det vært en økende trend for total nitrogen og total fosfor, mens silikat har vist en nedadgående tendens (Andersson og Rydberg, 1988, 1993 og Andersson, 1996). Økningen i næringssaltkonsentrasjonene skyldes dels utviklingen i Østersjøen, hvor næringssaltkonsentrasjonene ble nær doblet mellom 1950 til 1982, og dels økning i lokale utslipp til Kattegat. Periodevis innstrømming av næringsrikt vann fra sørlige Nordsjøen har også bidratt til de endrede næringssaltforholdene i Kattegat.

4.2.2 Skagerrak - Arendal st. 201

En sammenligning mellom observasjoner fra perioden 1975 - 80 og 1990 - 95 i kystvannet ved Arendal viser at økt innstrømming av antropogene næringssalter fra Tyskebukta og Kattegat de siste 20 årene har forårsaket tildels markerte endringer i næringssaltforholdene langs den norske Skagerrakkysten (Figur 4.2). I vinter-/vårperioden var midlere nitratkonsentrasjoner i tidsrommet 1990 - 95 omlag dobbelt så høye som for 1975 - 80, mens økningen i fosfat var betydelig mindre (ca. 10%). Den økte ubalanse i tilførte uorganiske næringssalter etter ca. 1980 har ført til en markert økning i N:P-forholdet om vinteren og våren. I perioden 1990 - 1995 var det gjennom hele året også markert

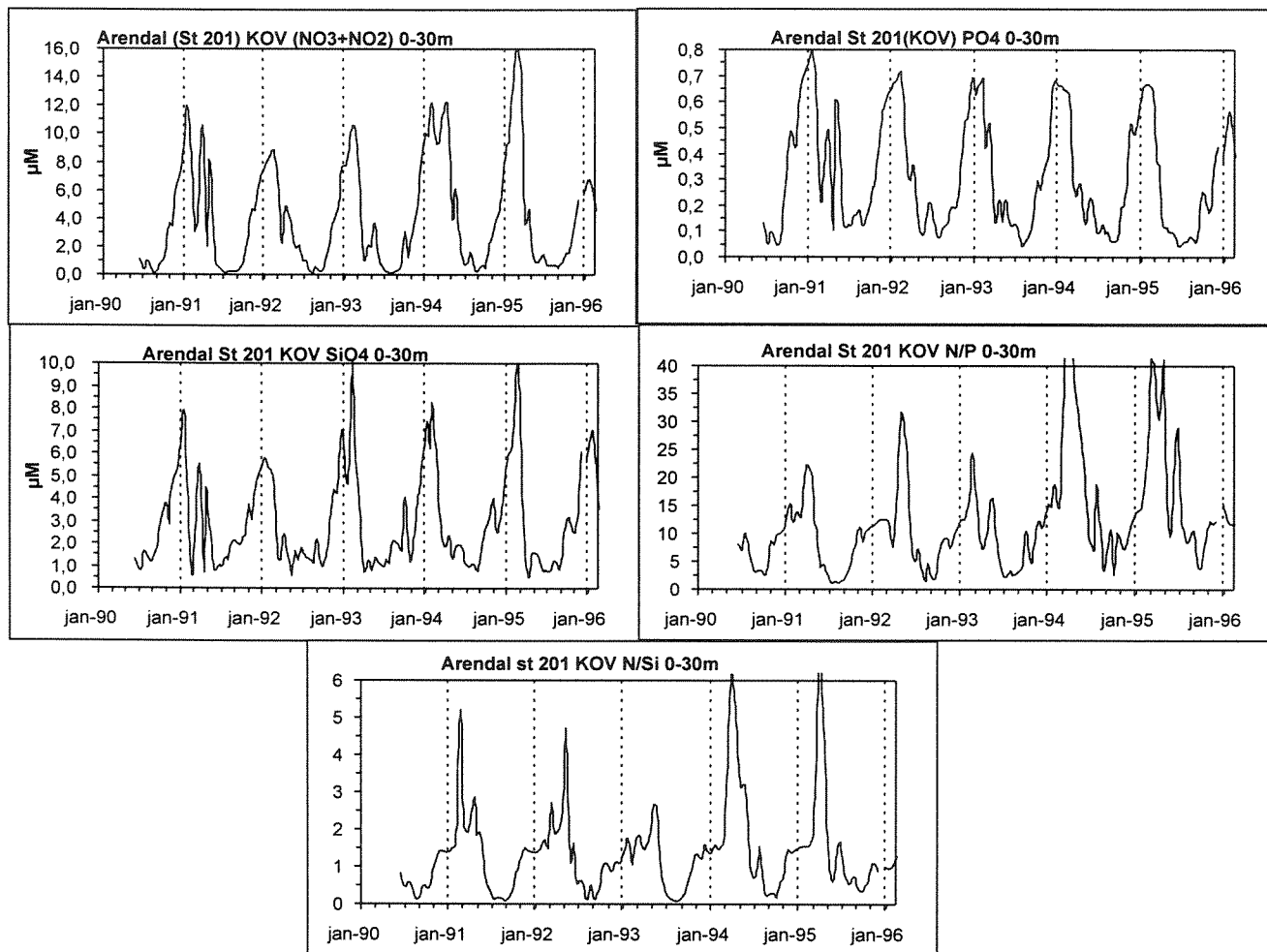
høyere konsentrasjoner av totalt nitrogen (Tot N) relativt til perioden 1975 - 80, mens økningen av totalt fosfor (Tot P) var mindre og mest utpreget i vinter-/vårperioden. Forholdet TotN/TotP var også høyere etter 1990 relativt til perioden 1975 - 80, med største avvik i april og november.

Figur 4.2 viser også at dagens nitratkonsentrasjoner og nitrat/fosfat-forhold i Raunefjorden sør for Bergen er sammenlignbare med forholdene i kystvannet ved Arendal i perioden 1975 - 80, mens fosfat og delvis TotP var lavere i Raunefjorden i perioden november - februar/mars sammenlignet med Arendal i 1975 - 80. De relativt høye konsentrasjonene av fosfat og Tot P i kystvannet ved Arendal i perioden 1975 - 80 har, som vist senere, sammenheng med tidsutviklingen i fosfatkonsentrasjonene i Tyskebukta (se Figur 4.1).



Figur 4.2. Månedsmidler for 0 - 30 m dyp for nitrat, fosfat, N:P (som nitrat/fosfat), Tot P, Tot N og TotN/TotP for Arendal 1975 - 1980 (st. 512 - 514), Arendal 1990 - 1995 (st. 201) og Raunefjorden (1990 - 1995).

Figur 4.3 viser at særlig nitrat, N:P og N:Si ved Arendal (0 - 30 m dyp) varierte betydelig fra år til år. Det var særlig store forskjeller mellom "flomårene" 1994 og 1995, med store tilførsler av antropogene næringsalter til Skagerrak, og den kalde og "tørre" vinteren 1996, med betydelig reduserte tilførsler av antropogene næringsalter fra sørlige Nordsjøen og Kattegat.



Figur 4.3. Tidsvariasjoner i nitrat, fosfat, silikat, N:P (som nitrat/fosfat) og N:Si (som nitrat/silikat) 0 - 30 m dyp ved Arendal (st. 201 i Kystovervåkingsprogrammet (KOV) for perioden 1990 - 1996.

4.3 Regional påvirkningsgrad og vestlig begrensning

Ved SFTs klassifisering av miljøkvalitet er avvik fra en gitt referansetilstand definert som forholdet mellom nåtilstand og referansetilstand (Rygg og Thelin, 1993). $(\text{Avvik}-1)*100\%$ har videre blitt definert som % økning eller % reduksjon relativt til referansetilstanden som følger:

- Avvik mindre enn 1.25 (< 25% økning) blir regnet som "lite".
- Avvik mellom 1.25 og 1.6 (25 - 60% økning) "moderat".
- Avvik mellom 1.6 og 2.2 (60 - 120% økning) "markert".
- Avvik over 2.2 (> 120% økning) "sterkt".

På bakgrunn av denne klassifiseringen, viser Tabell 4.2 at midlere avvik i nitrat og N:P i kystvannet ved Arendal fra januar til mai etter 1990 relativt til perioden 1975 - 80 kan betegnes som "markert" (ca. 100% økning). For Tot N er det midlere årlig avviket "moderat" (ca. 35% økning), mens økningen i Tot P og fosfat kan betegnes som "liten" (10 - 20% økning). Ved Lista er påvirkningsgraden redusert, og avviket i nitrat og N:P er "moderat", mens fosfat, Tot P og Tot N er "lite" påvirket. De største endringene i fosfat og Tot P inntraff trolig før 1975, som en følge av den ulike tidsutvikling i konsentrasjonene av fosfat og nitrat i Tyskebukta (Figur 4.1).

Midlere relativ fortykning fra Torungen ved Arendal til Utsira ble beregnet ved bruk av den numeriske havmodellen NORWECOM (Søiland et al., 1996) basert på data for 1993. Tabell 4.3 viser at midlere beregnet avvik for nitrat i perioden januar - mai ble redusert fra ca. 2.0 ved Arendal til ca. 1.6 ved Lista og 1.2 ved Jærens rev. Reduksjonen i avviket til 1.6 ved Lista stemmer godt med det observerte avvik for nitrat ved Lista (Tabell 4.2), og beregningene viser at avviket i nitrat faller under grensen for "lite" mellom Egersund og Jærens Rev. Det var tilsvarende god overensstemmelse mellom beregnet og observert avvik ved Lista for Tot N, der grensen for "lite" påvirket var like før Kristiansand (Oksøy). I månedene med størst avvik (se Tabell 4.2) kan grensen for "lite" avvik strekke seg opp til Karmøy for nitrat, mens grensen for Tot N kan strekke seg til Lista/ Egersund. Beregningen foran er basert på fysisk fortykning av næringssaltene, slik at avviket i næringssaltkonsentrasjonene, særlig under planktonblomstringen om våren, vil være noe mindre enn beregnet.

Observasjonene viser dermed at midlere avvik i nitrat og N:P-forhold i kystvannet ved Arendal fra januar til mai etter 1990 relativt til perioden 1975 - 80 må betegnes som "markert" i henhold til SFTs klassifiseringskriterier av miljøkvalitet. For Tot N var midlere årlig avvik "moderat", mens avviket i Tot P og fosfat må betegnes som "lite". Ved Lista var påvirkningsgraden redusert, og avviket i nitrat og N:P var "moderat", mens fosfat, Tot P og Tot N var "lite" påvirket. I middel for perioden fra januar til mai var grensen for "lite" påvirket mellom Egersund og Jærens rev for nitrat og like øst for Kristiansand for Tot N (årsmiddel).

I sommerperioden, definert som tidsrommet juni - oktober, er avviket gjennomgående <1 for nitrat og fosfat ved både Arendal og Lista (Tabell 4.2). Det betyr at konsentrasjonene av disse næringssaltene i vekstsesongen var lavere i 1990 - 95 enn i 1975 - 80. Dette kan ikke lett forklares. Ser en imidlertid på hele året, viser nitrat og fosfat motsatt tendens ved begge stasjonene. Fosfatkonsentrasjonen har avtatt, mens nitratkonsentrasjonen har økt fra første til siste måleperiode. En slik tendens kan forklares ved en økt tilførsel av nitrat fra antropogene kilder i den siste perioden. Dette vil kunne gi større effektivitet i forbruket av fosfat, og en utvikling mot P-begrensning med lavere konsentrasjoner av dette elementet i siste perioden. Når sommerperioden ikke viser samme tendens, hefter det imidlertid en usikkerhet omkring en slik forklaring. Om sommeren er mye av algeveksten basert på ammonium og organiske nitrogenforbindelser. Dette kan være et forhold som gjør av nitratkonsentrasjonen i denne perioden i mindre grad gjenspeiler situasjonen med hensyn til N-tilgjengelighet.

I motsetning til de uorganiske næringssaltene, viser avvikene for totalt P og totalt N en klar tendens på begge stasjonene. Økningen er svak, men gjennomgående og konsistent i hele året. Dette viser at de organiske komponentene av N og P er mer biologisk konservative enn de uorganiske, noe som også er forventet. Denne egenskapen gjør sannsynligvis de organiske komponentene til bedre sporingstoffer for antropogen langtransportert tilførsel.

Tabell 4.2. Midlere avvik i næringssaltkonsentrasjonen og N:P-forhold ved Arendal og Lista i perioden 1990 - 95 i forhold til Arendal i perioden 1975 - 80.

ARENDALE

MÅNED	Fosfat	Nitrat	N:P	Tot P	Tot N
1	1,22	1,87	1,53	1,35	1,29
2	1,12	1,45	1,30	1,21	1,25
3	1,36	2,66	1,96	1,27	1,62
4	1,00	2,42	2,41	1,10	1,48
5	0,75	1,32	1,77	1,16	1,15
6	0,59	0,56	0,95	1,26	1,34
7	0,49	0,25	0,55	1,19	1,25
8	0,57	0,44	0,76	1,23	1,50
9	0,49	0,27	0,55	1,48	1,51
10	0,72	0,74	1,03	1,12	1,28
11	0,82	0,97	1,19	0,94	1,38
12	1,11	1,18	1,06	1,06	1,17
Jan. - mai	1,1	1,9	1,8	1,2	1,4
juni - oktober	0,57	0,45	0,77	1,26	1,38
Året	0,85	1,18	1,26	1,20	1,35

LISTA

MÅNED	Fosfat	Nitrat	N:P	Tot P	Tot N
1	1,11	1,56	1,41	1,17	1,00
2	0,97	1,17	1,22	1,08	1,00
3	1,72	2,44	1,42	1,30	1,33
4	1,11	1,82	1,63	1,26	1,25
5	0,57	1,12	1,95	0,86	1,06
6	0,84	0,69	0,82	1,19	1,01
7	0,79	0,46	0,63	1,29	1,01
8	0,72	0,82	1,15	1,15	1,22
9	0,80	0,65	0,81	1,45	1,27
10	0,64	0,59	0,92	1,14	1,20
11	0,86	1,05	1,23	0,96	1,19
12	1,09	1,18	1,09	1,02	1,03
Jan. - mai	1,1	1,6	1,5	1,13	1,13
juni - oktober	0,76	0,64	0,87	1,24	1,14
Året	0,94	1,13	1,19	1,16	1,13

Tabell 4.3. Beregnet relativ fortykning i kystvannet for 0 - 30 m dyp i 1993, samt beregnet reduksjon i avvik for nitrat og total nitrogen fra Oksøy til Utsira.

Sted	Relativ fortykning	Avvik nitrat	Avvik Tot N
Torungen	1.00	2.0	1.4
Oksøy	0.87	1.74	1.21
Lindesnes	0.83	1.66	1.16
Lista	0.82	1.64	1.14
Egersund	0.71	1.42	1.00
Jærens rev	0.60	1.20	
Utsira	0.50	1.00	

4.4 Vannmasser og blandingsforhold

Vannmassene i de øvre 30 meter utenfor Arendal er hovedsakelig en blanding mellom innstrømmende vann ved Hirtshals og vann fra overflatelaget i Kattegat (nedenfor kalt henholdsvis Hirtshalsvann og Kattegatvann).

Dette er vist ved å se på sammenhengen mellom saltholdighet og nitratkonsentrasjon i vannmassene ved henholdsvis Hirtshals, Anholt i Kattegat og Arendal (st. 201), tilsvarende det en gjør ved å bruke TS- (temperatur og saltholdighet) karakterisering.

Dersom punktene for Hirtshals, Arendal og Anholt i plott av nitrat mot saltholdighet ligger på en rett linje, er dette indikasjon på at vannmassen ved Arendal er et fysisk blandingsprodukt av vannmassen ved Hirtshals og Anholt. Metoden forutsetter konservativ oppførsel av nitrat. Avvik fra linearitet kan enten skyldes at denne forutsetningen ikke er oppfylt, eller at andre vannmasser også har bidratt til vannmassen ved Arendal. Tabell 4.4 viser korrelasjonskoeffisienter basert på månedsmidler for nitrat og saltholdighet. I middel for hele året var det relativt høy lineær korrelasjon ($r^2 = 0.82$). Dette viser at kystvannet ved Arendal i stor grad er blandingsprodukt av vannmassene ved Hirtshals og Anholt. I mai og juni var korrelasjonen relativt liten ($r^2=0.3 - 0.5$). Dette gjenspeiler trolig en økning i de lokale næringssalttilførselene til Skagerrak på grunn av vårflom i elvene.

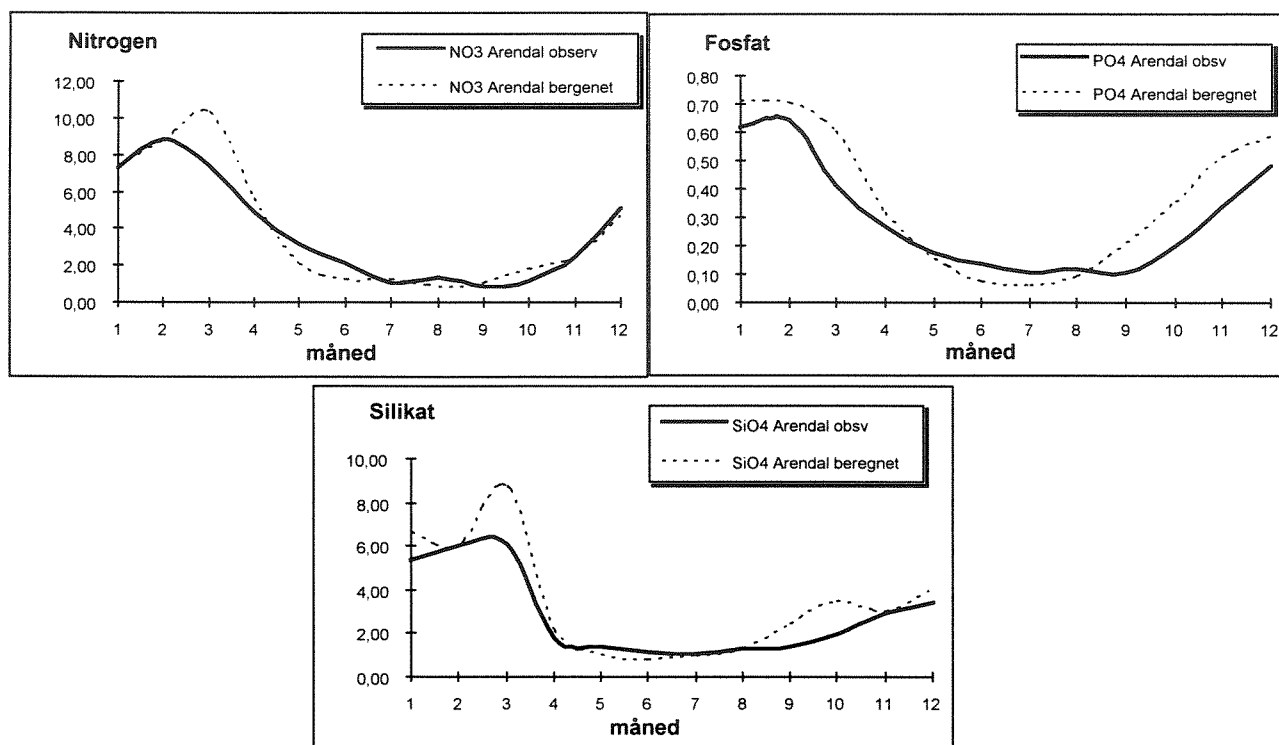
Tabell 4.4. Korrelasjon (r^2) mellom midlere nitrogen (NO_2+NO_3) og saltholdighet, samt beregnet % midlere innhold av "Hirtshalsvann" og "Kattegat overflatevann" ved Arendal 0 - 30 m dyp (1980 - 95).

Måned	r^2	% Hirtshalsvann	% Kattegatvann
1	0.98	83	17
2	0.99	77	23
3	0.79	77	23
4	0.96	75	25
5	0.52	72	28
6	0.33	83	17
7	0.98	91	9
8	0.62	88	12
9	0.94	86	14
10	0.75	83	17
11	0.99	82	18
12	0.95	80	20
Året	0.82	81	19

Den prosentvise fordeling av Hirtshalsvann og Kattegatvann i kystvannet ved Arendal gjennom året er beregnet ut fra månedsmidler for saltholdighet ved Hirtshals, Anholt og Arendal (Aure og Johannessen, 1997). Tabell 4.5 viser at i middel for året inneholdt kystvannet ved Arendal ca. 75 - 80% Hirtshalsvann (Tyskebukt- og sørlig Nordsjøvann) og ca. 20 - 25% Kattegatvann. Månedsmidler for nitrat, fosfat og silikat ved Arendal (st. 201) er beregnet ut fra den prosentvise fordeling av Hirtshalsvann og Kattegatvann og observerte midlere næringssaltkonsentrasjoner ved Hirtshals og Anholt. Figur 4.4 viser generelt godt samsvar mellom beregnede og observerte konsentrasjoner. I mars måned var imidlertid de beregnede konsentrasjonene av nitrat, fosfat og silikat høyere enn midlere observerte konsentrasjoner utenfor Arendal. Forklaringen på avviket er trolig det høye næringssaltforbruket i kystvannet under vårbloomstringen som normalt foregår i østlige deler av Skagerrak på denne tiden.

Tabell 4.5. Typisk % innhold av Kattegatvann, Tyskebukt vann og sørlig Nordsjøvann (SN) og % bidrag til nitrat-, fosfat- og silikat konsentrasjoner i vinter-/vårperioden i kystvannet ved Arendal (0 - 30 m dyp). Beregningene er basert på næringssaltkonsentrasjoner etter 1980.

Vanntype	% vann	% nitrat	% fosfat	% silikat
Kattegat - vinter	22	15	25	23
Kattegat - vår	26	6	18	27
Tyskebukt-vinter	20	74	40	57
Tyskebukt -vår	19	81	45	33
SN - vinter	58	11	35	20
SN - vår	55	13	37	40



Figur 4.4. Beregnede og observerte månedmidler (1980 - 95) av nitrat, fosfat og silikat i kystvannet ved Arendal (st. 201, 0 - 30 m dyp).

Observasjoner og beregninger viser at næringsstoffforholdene i de øvre 30 m av kystvannet ved Arendal i hovedsak var bestemt av blandingen mellom innstrømmende vann fra Kattegat/Østersjøen og Hirtshals-området. Særlig i mars måned, under vårblomstringen i Indre Skagerrak, ble næringsstoffkonsentrasjonene redusert på veien fra Kattegat/Hirtshals til Arendal. Det var også en viss reduksjon i observerte konsentrasjoner av fosfat og silikat fra august til oktober som kan skyldes økt primærproduksjon utover sensommeren og høsten. I perioden mai - juli, trolig i tilknytning til vårflommen fra bl.a. norske elver, var det en mindre økning i nitrat og fosfat.

Det er vanligvis størst innstrømming av Jylland-kystvann til Skagerrak i perioden fra oktober til mai. Jylland kystvann er en blanding av Tyskebukt vann og vann fra den sørlige Nordsjøen. I Skagerrak blander Jylland kystvann seg med utstrømmende brakkvann fra Kattegat, og blandingsvannet danner Skagerrak-kystvann som finnes igjen f.eks. utenfor Arendal (se Figur 2.7). På samme måte som ovenfor er det for vinter- og vårperioden beregnet prosentvis innhold av Kattegatvann, Tyskebukt vann og sørlig Nordsjøvann i kystvannet utenfor Arendal ut fra midlere saltholdighet i de respektive vannmasser (Aure og Johannessen, 1997). Resultatene er vist i Tabell 4.5 og gjelder altså et tidsrom hvor det er vanlig med innstrømming av Jylland kystvann til Skagerrak. Beregningene viser at de øvre 30 m av kystvannet ved Arendal i vinter- og vårperioden inneholder mer enn 55 - 58% sørlig Nordsjøvann, 19 - 20% Tyskebukt vann og 22 - 26% Kattegatvann. Før mai er det normalt liten lokal ferskvannstilførsel til Skagerrak, slik at bidraget derfra er lite.

Tabell 4.5. Typisk % innhold av Kattegatvann, Tyskebukt vann og sørlig Nordsjøvann og % bidrag til nitrat-, fosfat- og silikat konsentrasjoner i vinter-/vårperioden i kystvannet ved Arendal (0 - 30 m dyp). Beregningene er basert på næringssaltkonsentrasjoner etter 1980.

Vanntype	% vann	% nitrat	% fosfat	% silikat
Kattegat - vinter	22	15	25	23
Kattegat - vår	26	6	18	27
Tyskebukt-vinter	20	74	40	57
Tyskebukt -vår	19	81	45	33
SN - vinter	58	11	35	20
SN - vår	55	13	37	40

Tilsvarende er det også beregnet konsentrasjoner av nitrat, fosfat og silikat og N:P- og N:Si-forhold ved Arendal i en vinter- og vårsituasjon før 1970 og etter 1980 (Tabell 4.6).

Nitratinnholdet i kystvannet (0 - 30 m dyp) ved Arendal for vinter-/vårperioden i tiden etter 1980 er dominert av bidraget fra Tyskebukt vannet. Fosfatinnholdet domineres av Tyskebukt vann og vann fra den sørlige Nordsjø (SN), og i litt mindre grad gjelder det samme for silikat. Tabell 4.6 viser at økte konsentrasjoner av nitrat i Tyskebukta etter ca. 1980 kan ha medført en markert økning i nitrat-konsentrasjonene og unormalt høye N:P- og N:Si-forhold i kystvannet ved Arendal i vinter- og vårperioden. Beregningene av nitrat-, fosfat- og silikat konsentrasjoner, samt N:P- og N:Si-forhold i Tabell 4.6 er i rimelig god overensstemmelse med observerte midlere forhold i vinter-/vårperioden ved Arendal i 1975 - 80 og i 1990 - 95 (Figur 4.5 og 4.2). Beregnet midlere avvik i nitrat, fosfat og N:P i vinter-/vårperioden før og etter 1970 (Tabell 4.6) og observert avvik gitt i Tabell 4.2, viser god overensstemmelse for nitrat og N:P, mens observerte avvik i fosfat (relativt til 1975 - 80) var mindre enn det beregnede avvik (Tabell 4.7).

Årsaken kan være den ulike tidsutviklingen i nitrogen og fosfor i bl.a. Tyskebukta etter ca. 1960, hvor fosfor hadde en jevn økning frem til ca. 1982 for deretter å avta, mens nitrogen først økte markert etter ca. 1980 (Figur 4.1).

Tabell 4.7 viser også at når overkonsentrasjonene av nitrat og fosfat i Tyskebukta etter 1980 reduseres med 50%, reduseres beregnet midlere nitratavvik for en vinter-/vårsituasjon i kystvannet ved Arendal fra 2.1 til 1.7 (ca. 20% reduksjon i konsentrasjonene), N:P-forholdet fra 1.7 til 1.4 (ca. 20% reduksjon i N:P) og PO₄ fra 1.3 til 1.2 (ca. 8% reduksjon i konsentrasjonene). Selv med 50% reduksjon i nitrat og fosfat i Tyskebukta viser beregningene at det fortsatt vil være et "markert" avvik i kystvannet ved Arendal for nitrat, "moderat" avvik for N:P og relativt små endringer i fosfat.

Modellen NORWECOM ble brukt for å simulere næringssaltkonsentrasjoner og primærproduksjon for 5 utslippsscenarier (se kap. 1.5), og endringene i konsentrasjoner av næringssalter og silisium ved 100% fjerning av henholdsvis norske og utenlandske antropogene tilførsler er vist i Figur 4.6 og Figur 4.7. Til tross for tildels store reduksjoner av norske tilførsler av nitrogen og fosfor til området omkring Ytre Oslofjord, er de beregnede endringene i næringssaltkonsentrasjoner svært små. Søiland et al. (1996) påpeker at modellen har tendens til noe for høy vertikal blanding, som kan bidra til å redusere de beregnede konsentrasjonsøkningene.

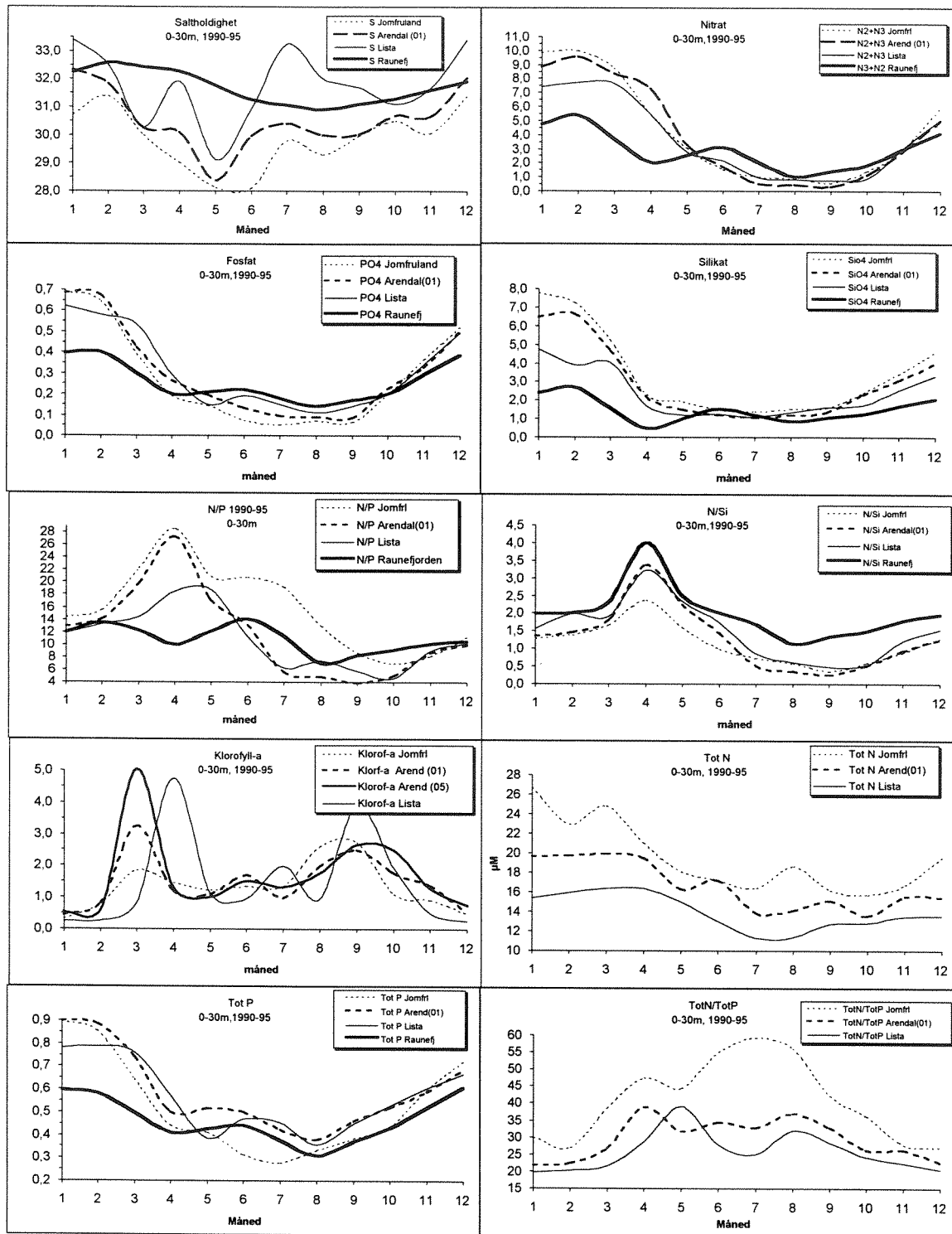
Tabell 4.6. Observerte typiske nærings saltkonsentrasjoner vinter og vår i Tyskebukta, sørlige Nord-sjøen og Kattegat overflatevann før 1970 og etter ca. 1980, samt beregnede konsentrasjoner av nærings salter og forholdstall for vinter og vår før 1970 og etter 1980 i kystvannet (0 - 30 m dyp) ved Arendal.

Vinter før 1970	Nitrat	Fosfat	Silikat	N:P	N:Si
Tyskebukt vann	16	0,8	20	20	0,8
Sørlig Nordsjøvann	2	0,2	2	10	1,0
Kattegatvann	5	0,6	7	8,3	0,7
Kystvann Arendal (beregnet)	5,4	0,41	6,7	13,4	0,8
Vår før 1970	Nitrat	Fosfat	Silikat	N:P	N:Si
Tyskebukt vann	10	0,5	3	20	3,3
Sørlig Nordsjøvann	2	0,2	2	10	1,0
Kattegatvann	2	0,2	3	10	0,7
Kystvann Arendal (beregnet)	3,5	0,26	2,4	13,7	1,4

Vinter etter 1980	Nitrat	Fosfat	Silikat	N:P	N:Si
Tyskebukt vann	37	1,2	25	30,8	1,5
Sørlig Nordsjøvann	3	0,35	3	8,6	1,0
Kattegatvann	7	0,7	9	10	0,8
Kystvann Arendal (beregnet)	10,6	0,6	8,7	17,9	1,2
Vår etter 1980	Nitrat	Fosfat	Silikat	N:P	N:Si
Tyskebukt vann	37	0,7	5	53	7,4
Sørlig Nordsjøvann	2	0,2	2	10	1
Kattegatvann	2	0,2	3	10	0,7
Kystvann Arendal (beregnet)	8,6	0,3	2,8	29,3	3,0

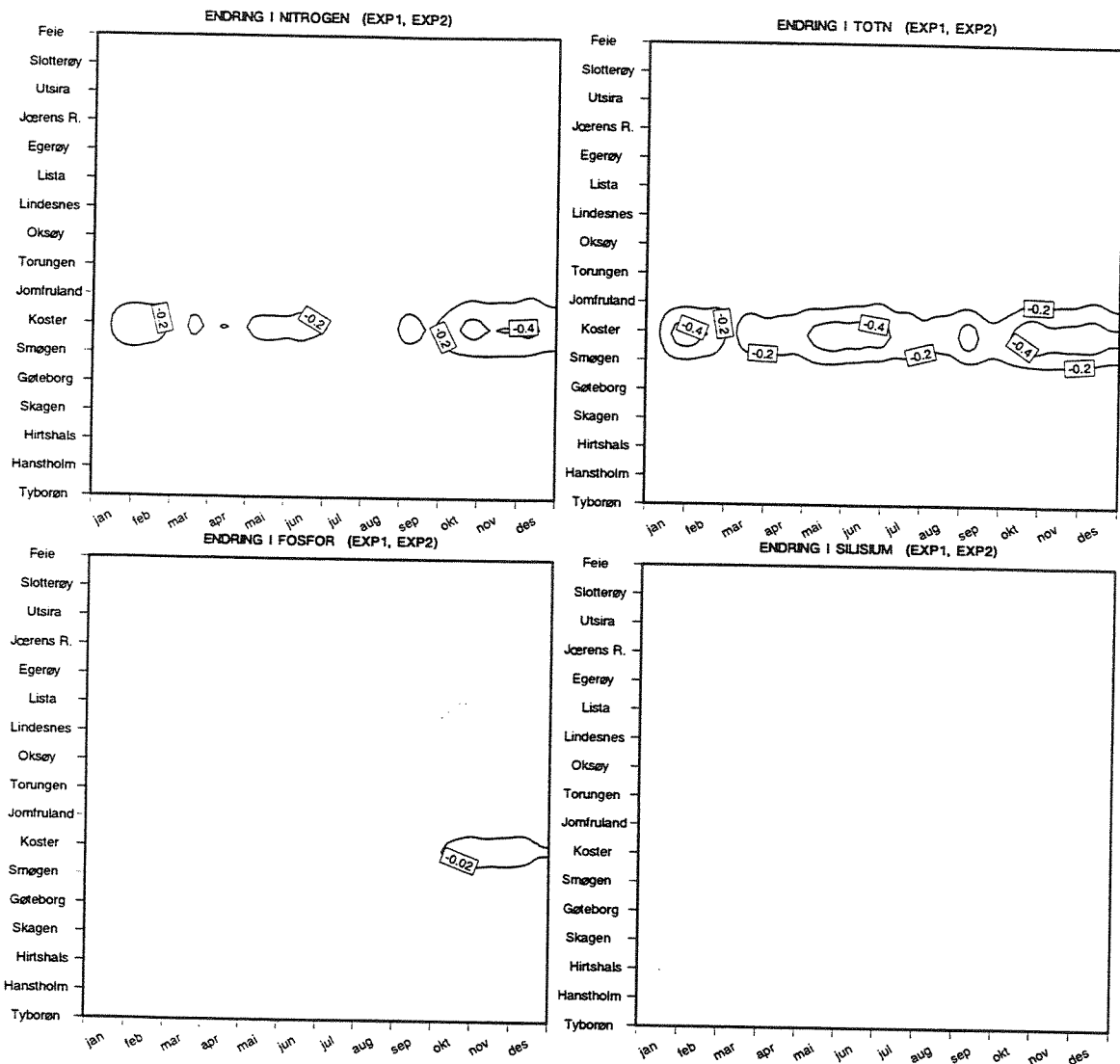
Tabell 4.7. Observerte avvik (fra Tabell 4.2) og beregnet avvik (fra Tabell 4.6) for nitrat, fosfat og N:P i kystvannet ved Arendal (0 - 30 m dyp) i en vinter - vårsituasjon. Beregnet avvik for nitrat, fosfat og N:P i kystvannet ved Arendal (0 - 30 m dyp) i en vinter - vårsituasjon ved 50% reduksjon i overkonsentrasjonene av nitrat og fosfat i Tyskebukt vann.

	Observert (rel. 1975-80)	Beregnet (rel.før1970)	Beregnet (50% reduksjon) (rel.før1970)
Avvik nitrat	1,9	2,1	1,7
Avvik fosfat	1,1	1,3	1,2
Avvik N:P	1,8	1,6	1,4

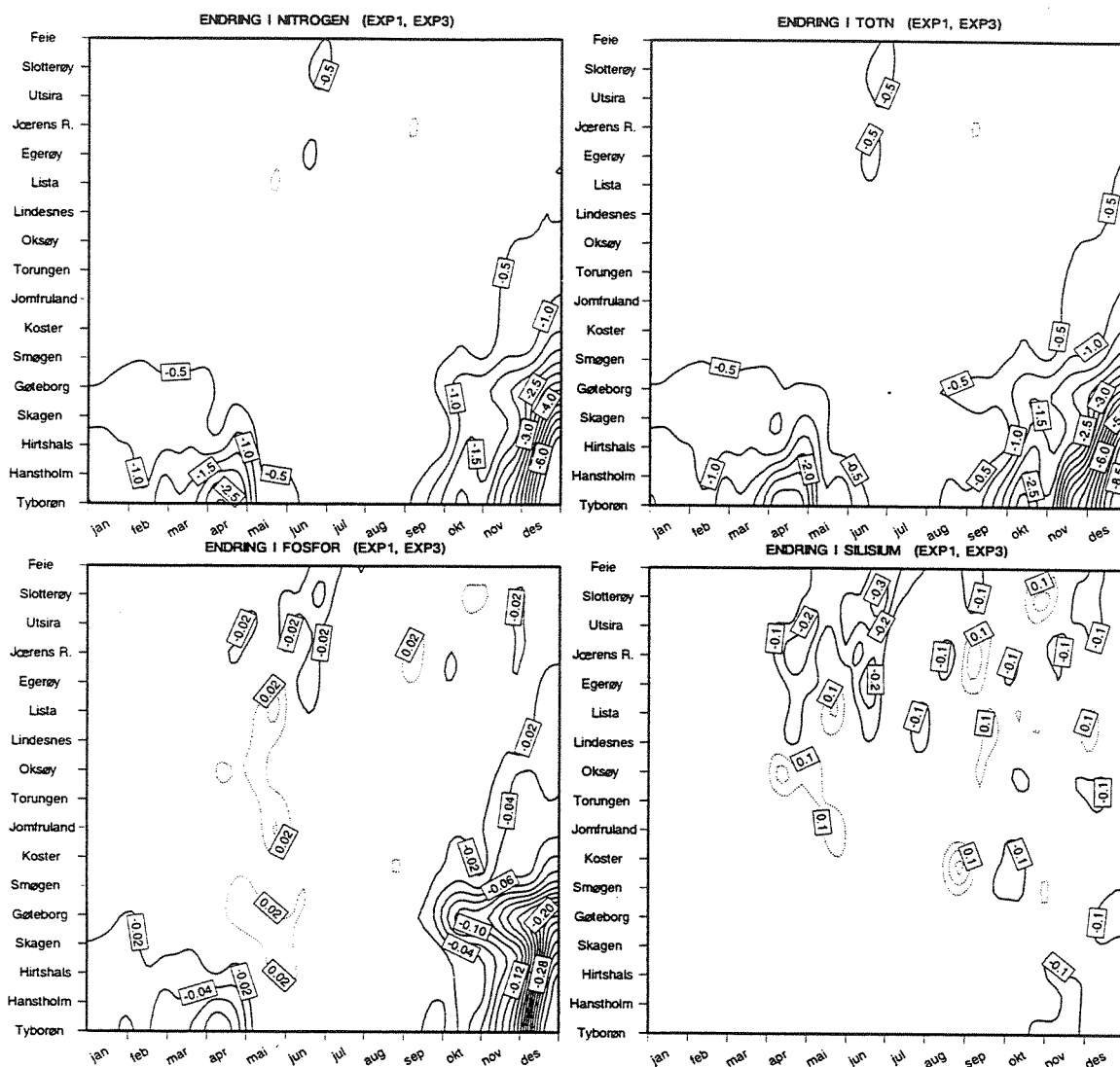


Figur 4.5. Månedsmidler for saltholdighet, nitrat, fosfat, silikat (μM), N:P, N:Si, klorofyll-*a*, TotN, TotP og TotN:TotP i 0 - 30 m dyp for Jomfruland, Arendal (st. 201), Lista og Raunefjorden (1990 - 1995). Konsentrasjonene av næringssalter og TotN og TotP er gitt som μM , konsentrasjonen av klorofyll-*a* som $\mu\text{g l}^{-1}$, og N/P og N/Si som atomære forhold.

Reduksjonen i utenlandske antropogene tilførsler gir i hovedsak det samme resultatet. Økningen i næringssaltkonsentrasjoner utenfor den danske vestkysten i november-desember er neppe reelle (Søiland, pers. komm.). Sammenlignet med tabell 4.7 synes resultatene fra NORWECOM å beskrive en mindre påvirkning av norsk kystvann fra utenlandske antropogene næringsalter.



Figur 4.6. Årssyklus (1993) av forandring (100 % reduksjon i norske antropogene tilførsler av nitrogen og fosfor) i modellert konsentrasjon (μM) av uorganisk nitrogen, total nitrogen og uorganisk fosfor og silisium midlet over øvre 30 m og 12 km ut fra utvalgte punkt langs kysten av Danmark, Sverige og Norge (Søiland et al., 1996).



Figur 4.7. Årssyklus (1993) av forandring (100 % reduksjon i utenlandske antropogene tilførsler av nitrogen og fosfor) i modellert konsentrasjon (μM) av uorganisk nitrogen, total nitrogen og uorganisk fosfor og silisium midlet over øvre 30 m og 12 km ut fra utvalgte punkt langs kysten av Danmark, Sverige og Norge (Søiland et al., 1996).

4.5 Elementsammensetning i partikulært materiale

Kystovervåkingsprogrammet omfatter kjemiske målinger som kan gi informasjon om algesamfunnets tilstand og den sannsynlige eller potensielle vekstbegrensende næring for algene i området Færder til Arendal. Algenes forhold mellom karbon, nitrogen og fosfor vil avspeile deres tilgang på de respektive elementene i selve vekstsesongen, vurdert til perioden februar/mars til oktober i våre farvann. Utenfor denne perioden er algebiomassen for lav til å anvende fysiologiske indikatorer som mål for tilstand. Målingene av partikulært karbon, nitrogen og fosfor er gjort på filtrerte sjøvanns-prøver og inkluderer bidrag fra små dyreplankton og dødt organisk materiale i tillegg til plante-plankton. Dette gjør at informasjonen om algenes fysiologiske tilstand kan være påvirket/tilslørt og bidrar til usikkerhet i tolkingene av elementsammensetningen.

Planktonsamfunnets gjennomsnittlige molare C/N-forhold i 0 - 30 m dyp i regionen varierer i området 5-9, mens C/P-forholdet varierer i området 90 - 210 (Figur 4.8). De gjennomsnittlige forholdene for algesamfunn som ikke er N- eller P-begrenset er henholdsvis 6.5 for C/N og 104 for C/P. Høyere verdier kan indikere at algenes veksthastighet er begrenset av elementet, mens lavere verdier tilsier at dette ikke er sannsynlig. Generelt varierer både C/N- og C/P-forholdene relativt lite i materialet selv om de fleste verdiene i området Færder - Arendal tilsier svakt nærings-begrenset vekst i størstedelen av vekstsesongen.

Verdiene av C/P-forholdet ved Jomfruland i juli til september antyder en økende sannsynlighet for fosforbegrensning gjennom denne perioden, der klorofyllkonsentrasjonen også øker. Denne tendensen er langt svakere ved Færder og ved Arendal selv om klorofyllkonsentrasjonen er høy også der. Også C/N-forholdet viser en lignende tendens, men avviket fra balanse er lite. De høye C/P-forholdene i partikulært materiale ved Jomfruland samsvarer vel med de relativt lave konsentrasjoner av totalt løst P i samme perioden (Aure og Johannessen, 1997).

Forholdet mellom nitrogen og fosfor i planktonet indikerer den relative tilgangen av elementene i forhold til det behovet som algene har for vekst, eller det potensielt vekstbegrensende elementet (0-30 m, Figur 4.9). Verdiene av det molare N/P-forholdet varierer i området 10 - 40, med karakteristiske variasjoner både i tid og langs den geografiske akse. Et elementforhold på 16 regnes som balansert, der ingen av elementene er potensielt begrensende fremfor et annet. Lavere verdier tilsier et underskudd i nitrogen i forhold til fosfor, mens høyere verdier tilsier overskudd. De fleste målte N/P-verdiene i vekstsesongen var høyere enn balanseverdien på 16, men avviket er gjennomgående lite.

Det er en klar reduksjon i N/P-forholdet gjennom oppbygningen av våroppblomstringen ved Arendal når blomstringen kulminerer, med indikasjon om potensiell N-begrensning. Den samme tendensen kan også spores etter sommerblomstringene, inkludert den moderate klorofylløkningen i juni ved Arendal (Figur 4.10 og 5.2). I periodene mellom blomstringene viser N/P-forholdet en økende tendens og potensiell P-begrensning av planktonet.

Det er en generell tendens til høyere N/P-forhold ved Jomfruland enn ved de øvrige stasjonene gjennom hele vekstsesongen. Verdiene avtar både nordover mot Færder og sørover mot Arendal. Dette variasjonsmønsteret er i overensstemmelse med variasjonene i totalt nitrogen og fosfor, som viser henholdsvis maksimale og minimale verdier ved Jomfruland (Aure og Johannessen, 1997). Særlig tydelig er signalet i forholdet mellom totalt N og totalt P (Figur 4.9). Det er derfor nærliggende å slutte at planktonet ved Jomfruland opplever en høyere relativ nitrogentilgang i forhold til fosfortilgangen sammenlignet med de øvrige stasjonene i området.

Det kan konkluderes med at planktonalgene vokser ved svak næringsbegrensning gjennom mesteparten av vekstsesongen, og at begrensningen er størst når blomstringene kulminerer. Dette bildet er i samsvar med effektive omsetningsforhold på lavere nivå i næringskjeden. Tilgangen på nitrogen relativt til fosfor er gjennomgående høyere ved Jomfruland enn på de øvrige stasjonene, og planktonsamfunnet der har gjennomgående karakter av å være potensielt P-begrenset. Planktonsamfunnet ved Arendal bærer preg av å være potensielt N-begrenset i perioder med høye klorofyllverdier. Situasjonen ved Færder antyder tiltagende sannsynlighet for P-begrensning gjennom vekstsesongen.

4.6 Antropogene signaler av biologisk opphav

De fleste kjemiske og biologiske komponenter som er målt i Kystovervåkingsprogrammet har hurtig omløpstid i planktonets vekstsesong (timer - dager). Næringssaltene i vannet kan i perioder med lave konsentrasjoner ha omløpstider på under en time. De partikulære fraksjonene (alger, bakterier, små dyreplankton) spises av dyreplankton og fornyes normalt i løpet av noen dager (dag - uke). En betingelse for å se langtransporterte uorganiske næringsalter i vekstsesongen er at nitrat og fosfat er blitt tilført i et forhold som avviker sterkt fra balanse relativt til algenes behov. Da kan det elementet som er i overskudd ha lang omløpstid. På samme måte vil en algeblomstring som ikke underholdes med nye næringsalter raskt beites ned under normale forhold.

Erfaringene med totalt organisk N og P som effekt-parametre er relativt begrenset, men det er grunn til å anta at disse fraksjonene skal være langt mer biologisk konservative enn uorganiske næringsalter og følgelig bedre egnet som biologiske sporingsstoffer. De løste organiske N og P komponentene har med stor sannsynlighet opphav i biologisk produksjon. Data viser også klart at konsentrasjonene av både totalt N og P er kraftig forhøyet i Kattegat (Aure og Johannessen, 1997) og i den sørlige Nordsjøen (Körner og Weichart, 1992).

Konsentrasjonene av organisk N og P nedstrøms fra Kattegat til Lista er vist i Figur 4.10. Figuren støtter antagelsen om at de totale organiske N og P komponentene har relativt lang omløpstid sammenlignet med transporttidene fra Anholt til Lista. Sesongvariasjonen er langt mindre enn for de biologisk labile uorganiske næringsalterne. Verdiene viser en økning når klorofyll-verdiene er høye, men det mest påfallende trekket er de avtagende konsentrasjonene av løst organisk N og P fra øst mot vest. Dette variasjonsmønsteret tilsier at dannelsen av løste komponenter (f.eks. lekkasjen fra døde celler, fekalier fra dyr, tilførsler fra vassdrag) er lavere enn nedbrytningen (f.eks. algeopptak, bakterienedbrytning) av komponentene i kyststrømmen fra Anholt til Lista.

Det er usikkert hva som er normale bakgrunnsverdier for løste N og P komponenter, men variasjonen i området Anholt til Lista avspeiler sannsynligvis en antropogen, langtransportert tilførsel av N og P fra Kattegat og den sørlige Nordsjøen til den sørlige kysten av Norge. De løste komponentene omsettes av organismene i den lavere næringskjeden og representerer en viss belastning på systemet. Hastigheten til denne omsetningen er usikker, men kan ha samme tids-skala som transporttiden.

4.7 Oppsummering

- Observasjonene viser at i forhold til perioden 1975-80 må midlere avvik i nitratkonsentrasjon og N:P-forhold i kystvannet ved Arendal for januar - mai etter 1990 betegnes som "markert" (ca. 100% økning) i henhold til SFTs klassifisering av miljøkvalitet. For Tot N var midlere årlig avvik "moderat" (ca. 35% økning), mens økningen i Tot P og fosfat må betegnes som "lite" (10 - 20% økning). Ved Lista var påvirkningsgraden redusert, og avviket i nitrat og N:P var "moderat", mens fosfat, Tot P og Tot N var "lite" påvirket. De største endringene i fosfat og Tot P inntraff trolig før 1975 på grunn av den ulike tidsutvikling i konsentrasjonene av fosfat og nitrat i Tyskebukta. I middel for perioden januar - mai (1993) er det beregnet at grensen for "lite" påvirket med hensyn til nitrat ligger mellom Egersund og Jærens rev, for N:P omlag ved Egersund og for Tot N (årsmiddel) like før Kristiansand. I månedene med størst avvik (mars og april) kan grensen for "lite" avvik strekke seg opp til Karmøy for nitrat og N:P, mens grensen for "lite" avvik for Tot N kan strekke seg til Lista - Egersund.
- Næringssaltforholdene i de øvre 30 m av kystvannet ved Arendal var i hovedsak bestemt av blandingen mellom innstrømmende vann fra Kattegat/Østersjøen og Hirtshalsområdet. Særlig i mars måned, under vårbloomstringen i Indre Skagerrak, ble næringssaltkonsentrasjonene redusert på veien fra Kattegat/Hirtshals til Arendal. Fra august til oktober var det også en viss reduksjon i fosfat og silikat grunnet økt primærproduksjon utover sensommeren og høsten. I perioden mai - juli, muligens i tilknytning til vårfloppen fra bl.a. norske elver, var det en mindre økning i nitrat og fosfat.
- I vinter-/vårperioden inneholdt kystvannet ved Arendal som et gjennomsnitt ca. 24% Kattegatvann, ca. 20% Tyskebukt vann og ca. 56% sørlig Nordsjøvann. Midlere bidrag fra Tyskebukt vann var ca. 77% for nitrat, ca. 42% for fosfat og mellom 57 og 33% for silikat. Kattegat overflatevann bidro med mellom 6 og 15% til nitrat-konsentrasjonene, mens bidraget til fosfat og silikat var større og lå mellom 20 og 27%. Siden slutten av 1970-årene viser både observasjoner og beregninger at nitratkonsentrasjonene og N:P i middel for vinter-/vårperioden i kystvannet ved Arendal har økt med en faktor på 1.8 - 2.0 (80 - 100%), mens beregningene viser at fosfat trolig har økt med en faktor på ca. 1.3 (30%) allerede i 1970-årene. Beregninger viser også at 50% reduksjon i konsentrasjonene av antropogent nitrat og fosfat i Tyskebukta medfører ca. 20% reduksjon i konsentrasjonene av nitrat og i N:P i kystvannet ved Arendal (0 - 30 m), mens fosfat reduseres med ca. 8 %.
- Planktonalgene i området Færder til Arendal vokser ved svak næringsbegrensning gjennom mesteparten av vekstsesongen, og begrensningen er ventelig sterkest når blomstringene kulminerer. Dette bildet er i samsvar med effektive omsetningsforhold på lavere nivå i næringskjeden. Tilgangen på nitrogen relativt til fosfor er gjennomgående høyere ved Jomfruland enn på de øvrige stasjonene, og planktonsamfunnet der har gjennomgående karakter av å være potensielt P-begrenset. Planktonsamfunnet ved Arendal bærer preg av å være potensielt N-begrenset i perioder med høye klorofyllverdier. Situasjonen ved Færder antyder tiltagende sannsynlighet for P-begrensning gjennom vekstsesongen.
- En betingelse for å se langtransporterte uorganiske næringssalter i vekstsesongen er at nitrat og fosfat er blitt tilført i et forhold som avviker sterkt fra balanse relativt til algenes behov. Da kan det elementet som er i overskudd ha lang omløpstid. Erfaringene med organisk N og P (partikulært + løst organisk) som effekt-parametre er relativt begrenset, men det er grunn til å anta at disse fraksjonene er mindre tilgjengelige enn uorganiske næringssalter og følgelig bedre egnet

som biologiske sporingsstoffer. De løste organiske N- og P-komponentene har med stor sannsynlighet opphav i biologisk produksjon. Variasjonsmønsteret av organisk N og P i området Anholt til Lista avspeiler sannsynligvis en langtransportert tilførsel av organiske N- og P-komponenter fra Kattegat og den sørlige Nordsjøen til den sørlige kysten av Norge. De løste stoffene omsettes av organismene i den lavere delen av næringskjeden og representerer en belastning på systemet. Hastigheten til denne omsetningen er usikker, men kan ha samme tidsskala som transporttiden. De løste komponentene er et næringstilskudd for algevekst og representerer en viss belastning på systemet.

5. PLANTEPLANKTON OG SIKTEDYP

5.1 Datagrunnlag

Forholdet mellom forekomsten av planktonalger og eutrofiering ble diskutert av Tangen et al. (1995) i forbindelse med en vurdering av eutrofieringstilstanden i Ytre Oslofjord. Til tross for den mye omtalte oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* i 1988, som av mange ble satt i forbindelse med eutrofieringssituasjonen i Kattegat-Skagerrak, har det ikke vært gjennomført målrettede feltregistreringer av noe omfang og varighet i den etterfølgende perioden for å relatere planktonalgeforekomstene langs Sørlands- og Vestlandskysten til nærings salttilførselen. Det foreligger likevel et betydelig algemateriale og annen informasjon fra forskjellige undersøkelser som har hatt andre formål.

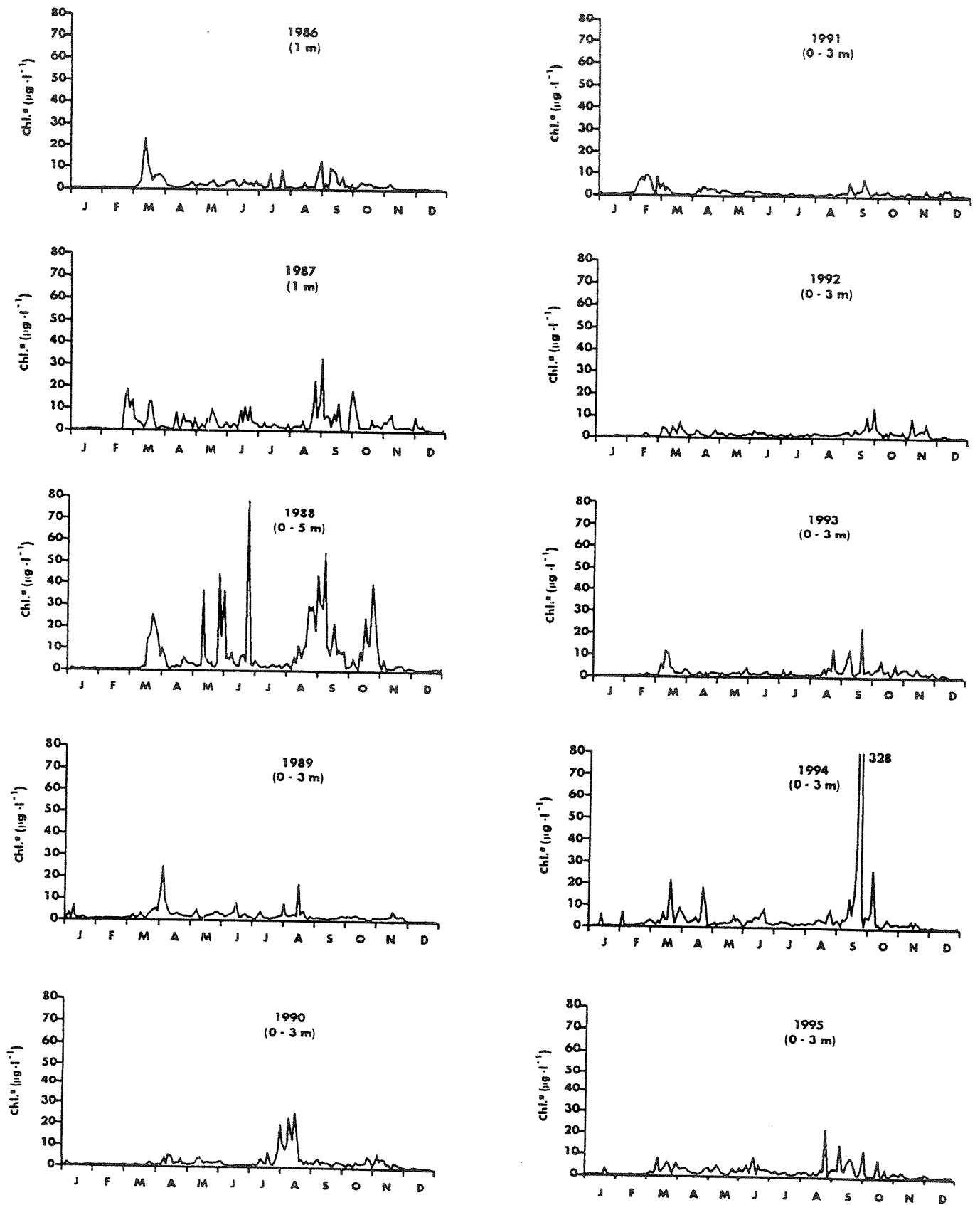
Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) har siden 1992 hvert år hatt et program for overvåking av gift i skjell gjennom sommerhalvåret, der ukentlige algeanalyser på en rekke lokaliteter langs kysten har inngått (Aune et al., 1995). Havforskningsinstituttets forskningstasjon i Flødevigen har en tidsserie fra 1981 med fokus på skadelige alger (Dahl og Tangen, 1993), hovedsakelig basert på prøver fra selve stasjonen, men også på prøver av alger og klorofyll fra snittet Torungen - Hirtshals på tvers av Skagerrak (Aure og Johannessen, 1997). Under utviklingen av SEAWATCH-systemet fra 1990 til 1995 har forankrede bøyer målt lyssvekning og oksygenmetning i overflatelaget på flere lokasjoner i den Baltiske strømmen og kyststrømmen, som grunnlag for å følge forløpet av algeoppblomstringer (Tangen og Lønset, 1996). I forbindelse med varsling og beredskap for oppdrettsnæringen er det målt siktedyp og gjort algeanalyser på et stort antall oppdrettsanlegg langs hele kysten (Winther et al., 1995), og også Fiskeridirektoratet har utført registreringer av forekomsten av potensielt skadelige alger, hovedsakelig på strekningen Oslofjorden - Flekkefjord. En del av disse observasjonene ble sammenstilt av Miljøverndepartementets havovervåkingsprosjekt HOV.

Mye av dette materialet er gjennomgått på nytt (Tangen et al., 1997) for å kunne gi en best mulig vurdering av algeforekomstene mellom Oslofjorden og Stad. Det har vært naturlig å ta utgangspunkt i konklusjonene fra Oslofjord-utredningen (Tangen et al., 1995) og videreføre analysen av algeforekomstene for nedstrøms-området, i praksis forholdene i kyststrømmen fra Ytre Oslofjord til Vestlandet og nordover til Stad.

Sikten i sjøen er målt over en seksårsperiode (1990 - 1995) på en rekke lokaliteter i forbindelse med operativ overvåking og varsling for oppdrettsnæringen. Lokalitetene i Sør-Norge dekker området fra Tvedestrand til Aukra. Observasjonene på lokaliteter ytterst på kysten er sammenstilt for om mulig å se om det er en gradient nedstrøms i kyststrømmen fra Kattegat til Møre. Siktedyp-observasjonene i Oslofjorden er tidligere analysert og rapportert av Tangen et al. (1995).

5.2 Generelle vekslinger i planktonforekomstene

Variasjonene i konsentrasjon av planktonalger gjennom året har fulgt et forholdsvis fast mønster, med en våroppblomstring av kiselalger i februar - mars i Oslofjord-området og noe senere lenger vest og nord på kysten av Sør-Norge, fulgt av en minimumsperiode, før det igjen kommer en kiselalgeoppblomstring på forsommeren. Det videre forløpet har vært variabelt, men oftest med større bestander igjen om høsten. Målinger av algebiomassen (som klorofyll-*a*) i overflatelaget ved Flødevigen for perioden 1986 - 95 er vist i Figur 5.1. Vanlige maksimumskonsentrasjoner under våroppblomstringen



Figur 5.1. Årsvariasjoner i klorofyll-*a* målt i overflatevann fra Flødevigen (Arendal) i perioden 1986 - 1995.

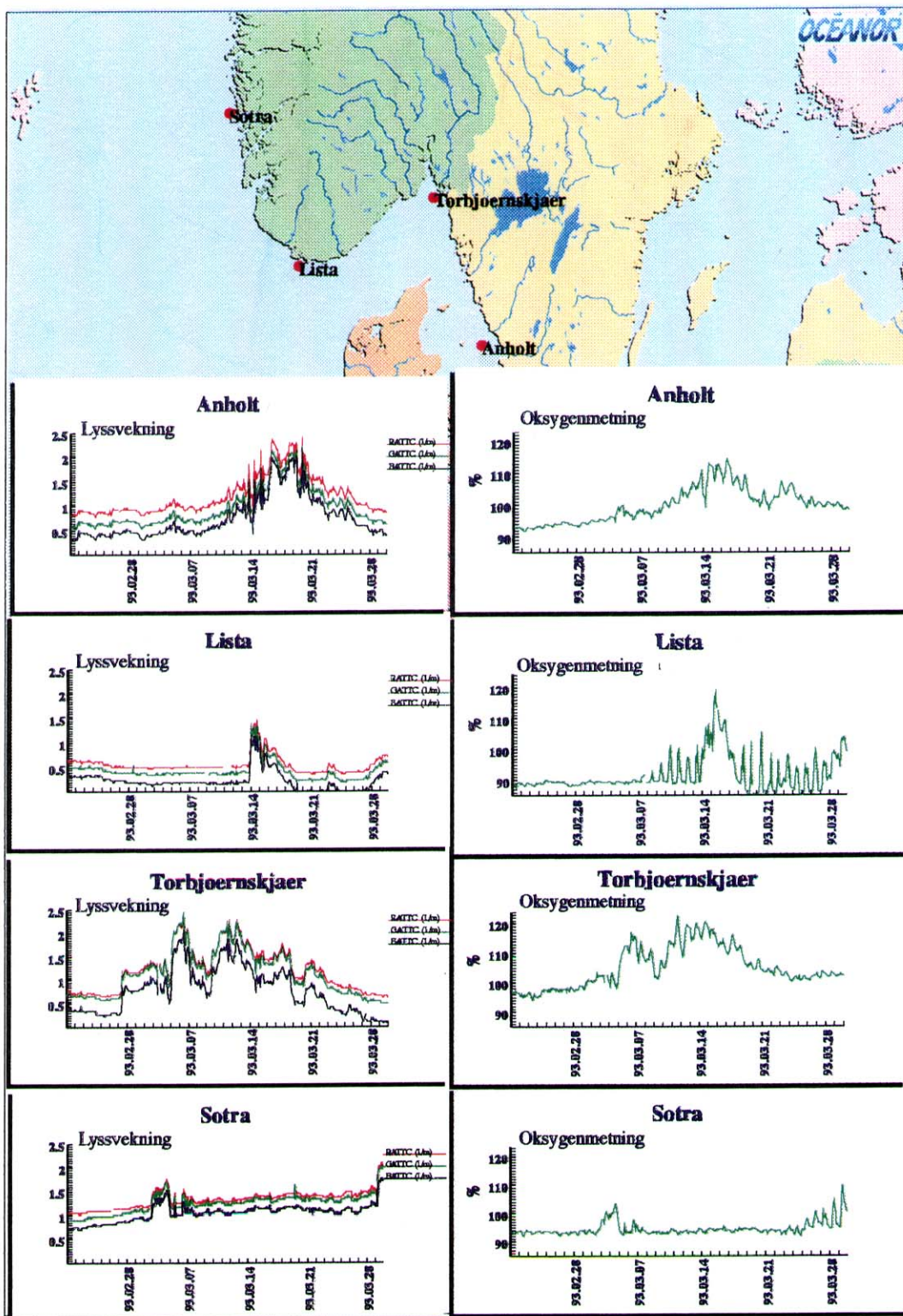
sammenheng med de relativt hyppige oppblomstringene av dinoflagellater. Det fremgår ganske klart av dette materialet at algemengdene, uttrykt som klorofyllverdier, gjennomgående er mindre i de sentrale delene av Skagerrak enn langs kysten. Siden Figur 5.4 viser gjennomsnittsverdier for en lang periode (16 år), og maksimum av oppblomstringene varierer i tid med flere uker på hver av stasjonene, får en ikke det riktige inntrykket av dynamikken i de enkelte oppblomstringene, slik som det er vist i Figur 5.2.

De kontinuerlige målingene gjennom utviklingsperioden for SEAWATCH (1989 - 95) indikerer at starten av vår oppblomstringene (som ventet) har vært styrt av fysiske forhold (vind, vertikalomrøring, sprangsjiktdybde). Oppblomstringer i høstperioden, hovedsakelig av dinoflagellater som opptrer i høye konsentrasjoner i overflatelaget, er et karakteristisk trekk i sesongvekslingene. Dette er massive oppblomstringer som for de aller fleste tilfeller har utviklet seg i Skagerrak og deretter er blitt transportert med kyststrømmen langs Sørlandskysten og nordover på Vestlandet. Den geografiske utbredelsen for noen av de tallrike oppblomstringene av den toksiske dinoflagellaten *Gyrodinium aureolum* og andre arter er beskrevet i Kapittel 5.3. I hovedsak er det Sør-Vestlandet og områdene nordover til Sognefjorden som er påvirket av oppblomstringer med opprinnelse i Skagerrak, mens det bare unntaksvis er transport av slike oppblomstringer forbi Stad.

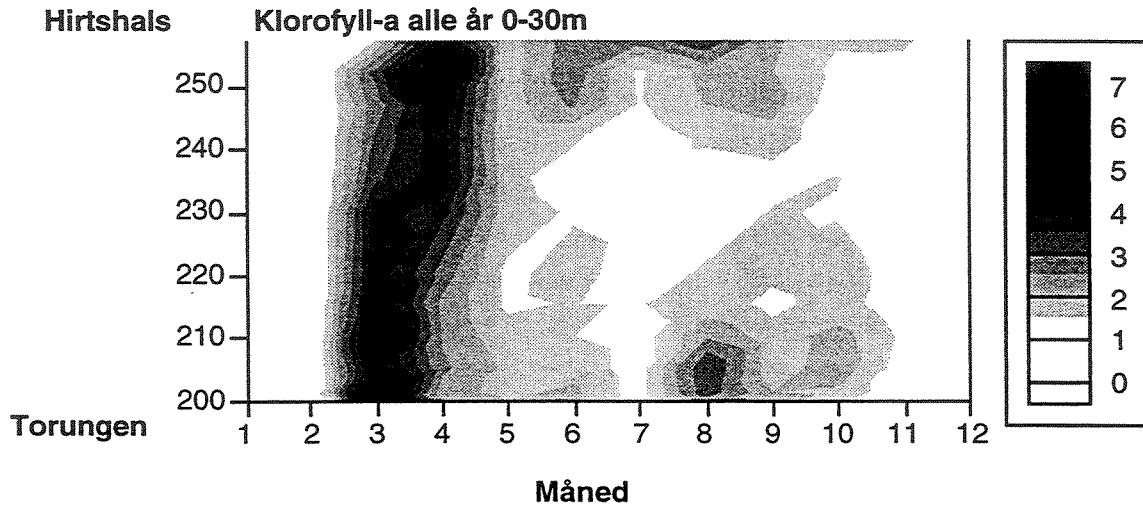
5.3 Spesielle oppblomstringer

De fysisk-kjemiske forholdene i Kattgat - Skagerrak - kyststrømmen må karakteriseres som dynamiske i den forstand at betingelsene for vekst av planktonalger stadig er under endring. Store havområder har en markert lagdeling gjennom vekstsesongen, og området er kjennetegnet av hyppige, episodiske tilblandinger av vannmasser fra Østersjøen, sydlige Nordsjø og fra flom. Perioder med lang oppholdstid i Indre Skagerrak kan i tillegg gi betingelser for spesielle oppblomstringer og nedsatt sikt i sjøen i større eller mindre områder. Ekstra tilførsler av næringssalter til overflatelaget fra land, som gir en endring i de naturlige næringssaltsyklusene, kan forsterke dette. I Tyskebukta ble det dokumentert en endring over tid i en 23-års periode, med økning i tilførslene av nitrogen og fosfor som forrykket balansen mellom disse næringssaltene og silikat; det sistnevnte næringssaltet er nødvendig for den viktige gruppen kiselalger. I den samme perioden endret algesamfunnene seg, med redusert forekomst av kiselalger og kraftig økning av flagellatgruppene (Radach et al., 1990), som er en sterk indikasjon på at eutrofiering ved avrenning fra land i dette området, som er i oppstrømsområdet til kyststrømmen, har bidratt til å endre algesamfunnenes sammensetning.

Mange av de giftproduserende algene, som er flagellater, har evnen til vertikalvandring mellom sprangsjiktet og overflaten og utsettes for fysisk akkumulering til flakvise fordelinger langs kysten eller langs hydrografiske fronter, og betydelig algebiomasse kan utvikles under overflatelaget (Karlsson et al., 1996). Store iøynefallende oppblomstringer de siste 20 årene omfatter flere algegrupper, men overveiende dinoflagellater (bl.a. *Gyrodinium aureolum*, *Ceratium furca*, *Prorocentrum minimum*, brun/rødbrun sjø), kalkflagellater (*Emiliana huxleyi*, turkis sjø) og flagellaten *Chrysochromulina polylepis* (gulbrun sjø) (Tangen et al., 1997).



Figur 5.3. Utviklingen av våroppblomstringen i 1993 på fire stasjoner i Kattegat og på norskekysten, registrert som lyssvekning og oksygenmetning på 3.5 m dyp.



Figur 5.4. Konsentrasjon av klorofyll (mg chl a/m^3) gjennom året på snittet Torungen - Hirtshals (stasjonene 200 - 250).

Store dinoflagellater

Dinoflagellater og andre flagellater har spilt en dominerende rolle i planktonet i eutrofierte områder i alle verdensdeler (Anderson et al., 1985; Smayda og Shimizu, 1993; Anderson, 1995) og er spesielt i fokus fordi de ofte er årsak til misfarging av overflatelaget («red tide») og noen ganger er assosiert med forskjellige skadelige effekter. I Norge var det frem til 1980 dokumentert et større antall oppblomstringer av dinoflagellater i Oslofjorden, men bare et lite antall i norske farvann forøvrig (Tangen, 1980). Det er ingen grunn til å tro at dette gir et korrekt bilde av tilstanden, av forskjellige grunner som tilsammen gir en underestimert av forekomstene.

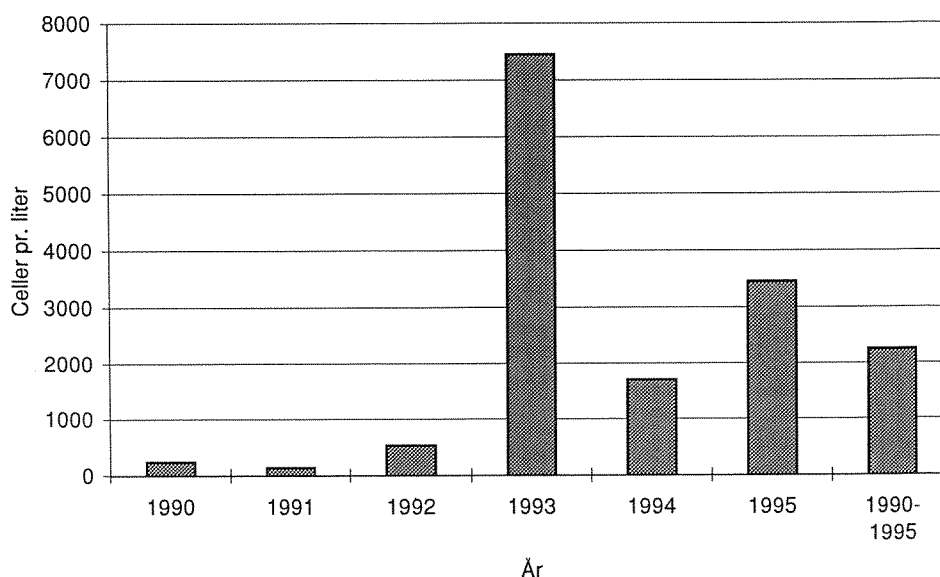
Flere arter av *Ceratium* har hatt oppblomstringer i Nord-Europa, f.eks. *Ceratium furca* i Tyskebukta (Westernhagen et al., 1986), i Kattegatområdet (Edler, 1984) og Oslofjorden (Tangen, 1980; Tangen et al., 1995), og *Ceratium* hevdes å være den dominerende komponenten i planteplanktonet i perioden sensommer - høst i Nordsjøområdet (Reid et al., 1990). Lange dataserier (1958 - 1986) fra CPR (Continuous Plankton Recorder) indikerer at bestandene av *Ceratium* er betydelig mindre i regionen som dekker Vestlandet enn i den som dekker Skagerrak. Forekomstene har generelt sett endret seg lite i løpet av denne perioden, men etter et minimum omkring 1980 har det vært en økning i det østlige området av Nordsjøen/Skagerrak (Reid et al., 1990).

I gjennomsnitt har forekomsten av *Ceratium furca* på Sørlandskysten (Flødevigen) vært betydelig økende utover på 1990-tallet (Figur 5.5). Tatt i betraktning at denne perioden er relativt kort, er det for tidlig å fastslå at dette er en varig endring og ikke tilfeldige variasjoner. Imidlertid er det grunn til være oppmerksom på at denne arten i området Ytre Oslofjord - Sørlandet begynner å få en utvikling som ligner på den som ble registrert i Kattegat tidligere, med nærmest årvisst store bestander av *Ceratium furca* i mer avgrensede eutrofierte områder, f.eks. i Laholmsbukten, der det også er registrert sekundæreffekter i form av stort oksygenforbruk ved bunnen etter slike oppblomstringer.

Ceratium furca har igjen i 1996 hatt en større oppblomstring fra Oslofjorden til Jæren, og det er god grunn til å følge med i denne artens forekomst for å se om den vil bli en parallell i de åpne områdene til de gjentatte oppblomstringene i innenskjærs farvann av *Prorocentrum minimum*.

Gyrodinium aureolum

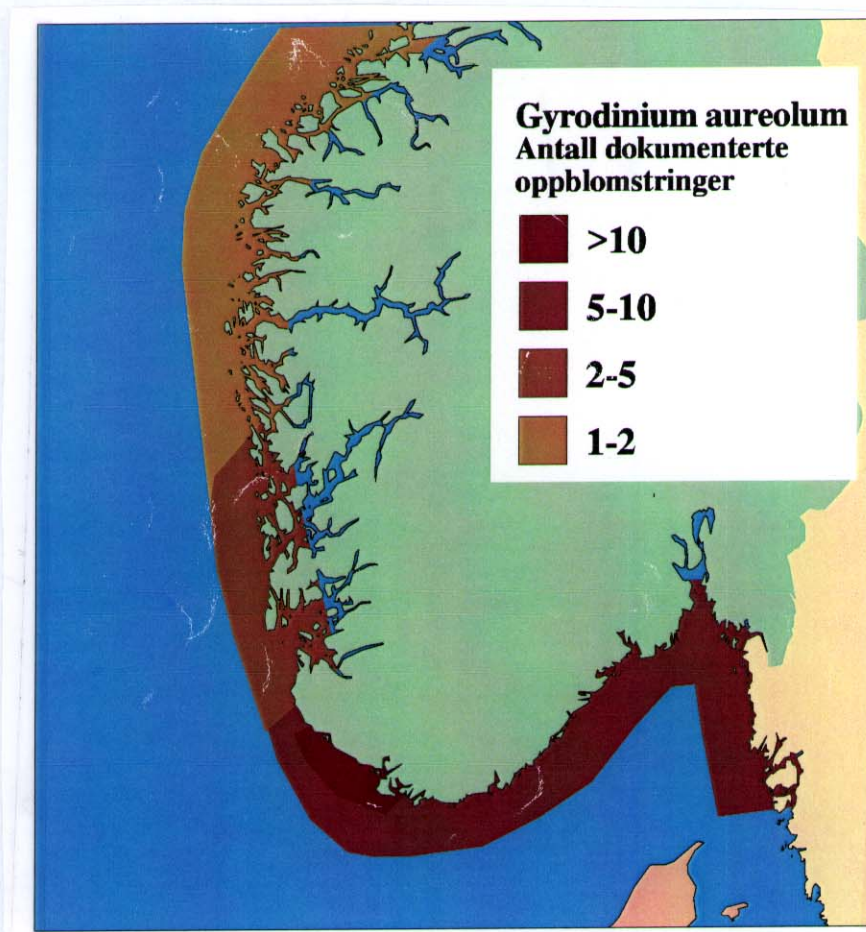
Oppblomstring av denne arten ble først observert i Nord-Europa i 1966 under en større forekomst på kysten av Sørlandet og Sør-Vestlandet og deretter igjen i 1976. Arten har senere etablert seg som en av de mest vanlige dinoflagellatene i våre farvann i høstperioden. Etter 1981 har det nesten årvisst vært oppblomstringer av denne arten i det samme området som den første oppblomstringen fant sted (Dahl og Tangen, 1993), og i svært mange tilfeller har oppblomstringene ført til omfattende fiskedød i oppdrettsanlegg. Denne planktonalgen har gitt de største økonomiske tapene totalt i Norge. Svært mange av oppblomstringene i Kattegat- og Skagerrak-området har utviklet seg i åpne farvann. Dahl et al. (1987) har relatert den store oppblomstringen i 1981 til næringstilførsel fra de åpnere havområdene til tross for at det forut for oppblomstringen var en betydelig tilførsel av næringsalter (nitrat og ammonium) fra avrenning fra norskekysten og direkte nedfall over Skagerrak under en spesiell nedbørssituasjon.



Figur 5.5. Gjennomsnittlig bestand av *Ceratium furca* ved Flødevigen gjennom vekstsesongen i perioden 1990 - 1995.

Oppblomstringene har en rekke ganger hatt en stor regional utbredelse, oftest på strekningen Oslofjorden - Hordaland med utløpere innover i enkelte fjordområder. Figur 5.6 indikerer hvordan frekvensen av oppblomstringer varierer langs kysten av Sør-Norge, med flest kjente oppblomstringer langs Skagerrakkysten og med et tyngdepunkt i området Lista - Jæren. Sjeldnere er det dokumentert forekomster nord for Bergen, og i ett tilfelle (1988) har en større oppblomstring bredt seg nordover forbi Stad. Frekvensen av oppblomstringer synes å ha vært størst på Sør-Vestlandet med tyngdepunkt i området rundt Flekkefjord.

Forløpet har vært oppkonsentrering av tette bestander langs kysten under spesielle værforhold, og fysisk oppkonsentrering og muligens en forsterket vekst i enkelte avgrensede lokaliteter, etter at primæroppblomstringen har foregått i åpent hav. Dette er observert ved en del tilfeller i Ryfylke. Vannmasser med høye konsentrasjoner av *Gyrodinium aureolum* har spredt seg fra Skagerrakkysten til Vestlandet med kyststrømmen, ofte som lett synlige større og mindre brune flak.



Figur 5.6. Geografisk utbredelse av oppblomstringer av *Gyrodinium aureolum*. (Kilde: Oceanor).

Chrysochromulina polylepis

Denne flagellaten og geléalgen *Phaeocystis* har hatt en avgjørende innflytelse på debatten om eutrofieringsforholdene i Nordsjøområdet. Massive oppblomstringer av *Phaeocystis* har en direkte sammenheng med store næringssalttilførsler fra land i de sydlige delene av Nordsjøen. En masseforekomst av *Chrysochromulina polylepis* i mai - juni 1988 ga omfattende skadevirkninger på de naturlige økosystemene og massedød av laks og regnbueørret i oppdrettsanlegg i det samme området som er berørt av oppblomstringene av *Gyrodinium aureolum*. Oppblomstringen ville neppe ha fått særlig oppmerksomhet hvis algen var uskadelig, men en enorm oppmerksomhet omkring skadevirkningene førte til at det ble satt fokus på forholdet mellom planktonalger og eutrofiering. Oppblomstringen ble av mange oppfattet som en følge av økt eutrofiering i de nordøstlige delene av Nordsjøområdet. *Chrysochromulina* var sterkt giftig, muligens fordi næringssammensetningen i sjøen forut for oppblomstringen var unormal (Skjoldal og Dundas, 1989), og selv moderate konsentrasjoner drepte andre organismer i stort omfang. Et sannsynlig scenario forutsatte adveksjon til Skagerrak - Kattegat av eutrofierte vannmasser fra sydlige Nordsjø med høye næringssalt-konsentrasjoner og unormalt forhold mellom næringssaltene nitrat:fosfat:silikat (Skjoldal og Dundas, 1989). Senere har det vært mange større og mindre oppblomstringer av denne arten på Sørlandskysten i mai - juni uten at det er observert tegn til de dramatiske gifteffektene fra 1988 (ANON, 1996b).

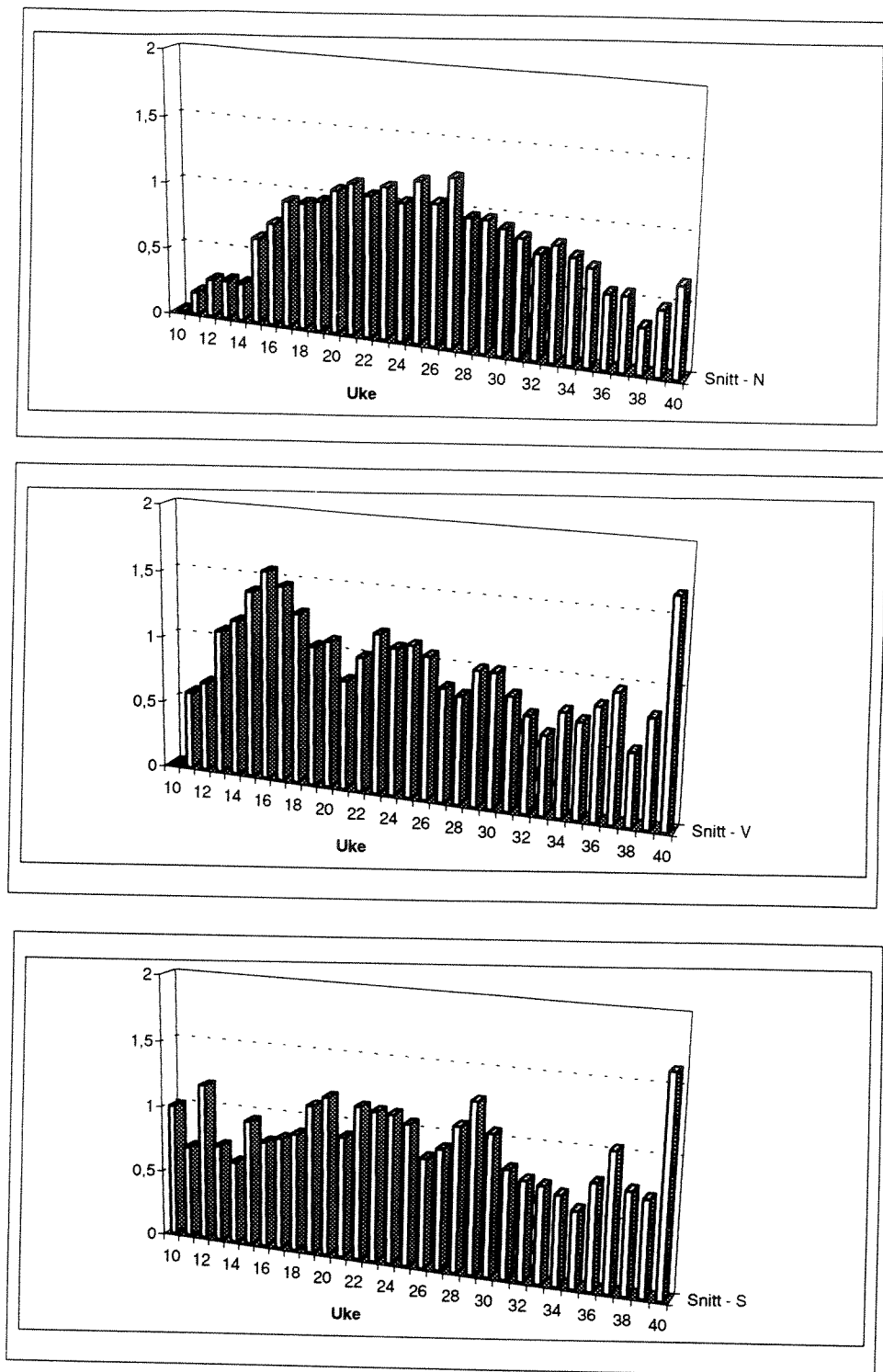
På samme måte som for *Gyrodinium aureolum*, har *Chrysochromulina polylepis* vært knyttet til avgrensede vannmasser i kyststrømmen, i alle fall i 1988, og blitt transportert ut av Skagerrak og oppover kysten av Vestlandet.

5.4 Alger som årsak til giftige skjell

I en lang periode fra begynnelsen av 1980-tallet var forekomsten av toksin-produserende alger så stor langs kysten av Sørlandet og deler av Vestlandet at det medførte helsefare å høste blåskjell for konsum. Dette skyldtes spesielt diaré-toksiner produsert av dinoflagellatslekten *Dinophysis*, som kan gi disse problemene selv om konsentrasjonene av algene er små. Senere har forekomstene av diaré-toksiner i skjell bredt seg nordover på Vestlandet mot slutten av 1980-årene og videre til Midt-Norge og Helgeland (Tangen et al., 1997). Ofte har det vært økte forekomster av *Dinophysis*-arter under oppblomstringer av andre dinoflagellater, som *Ceratium furca*.

Fra 1992 har det vært en rutinemessig overvåking av de aktuelle algene og giftinnhold i skjell fra svenskegrensen til Tromsø. Tangen et al. (1997) har sammenstilt resultater av relativt giftinnhold i skjell gjennom perioden 1992 - 96 for tre områder av kysten: Sør (Oslofjorden - Flekkefjord), vest (Flekkefjord - Stad) og nord (Stad - Tromsø) (Figur 5.7). Fremstillingen viser summen av de to giftstoffgruppene DSP (diaré-toksiner produsert overveiende av *Dinophysis*) og PSP (paralyserende toksiner produsert av *Alexandrium*). Årsvariasjonene er forholdsvis store (Tangen et al., 1997), men samlet viser materialet at: 1) Området Oslofjorden - Flekkefjord og tildels Flekkefjord - Stad er dominert av DSP, mens strekningen Stad - Tromsø er dominert av PSP; 2) Nivået av giftige skjell er i samme størrelsesorden for de tre områdene og 3) Det er en viss sesongmessig forskjell ved at området nord for Stad er mindre berørt enn de sørlige områdene tidlig i vekstsesongen.

1992-1996



Figur 5.7. Relativ risiko for giftige skjell innen regionene Nord (Stad - Tromsø), Vest (Flekkefjord - Stad) og Sør (svenskegrensen - Flekkefjord), basert på forekomsten av giftige alger eller giftpåvisning i blåskjell, beregnet for 6 - 8 lokaliteter i hver region (1 = alle lokaliteter med risiko, 0 = ingen lokaliteter med risiko for giftige skjell).

5.5 Risiko for oppblomstringer av skadelige alger

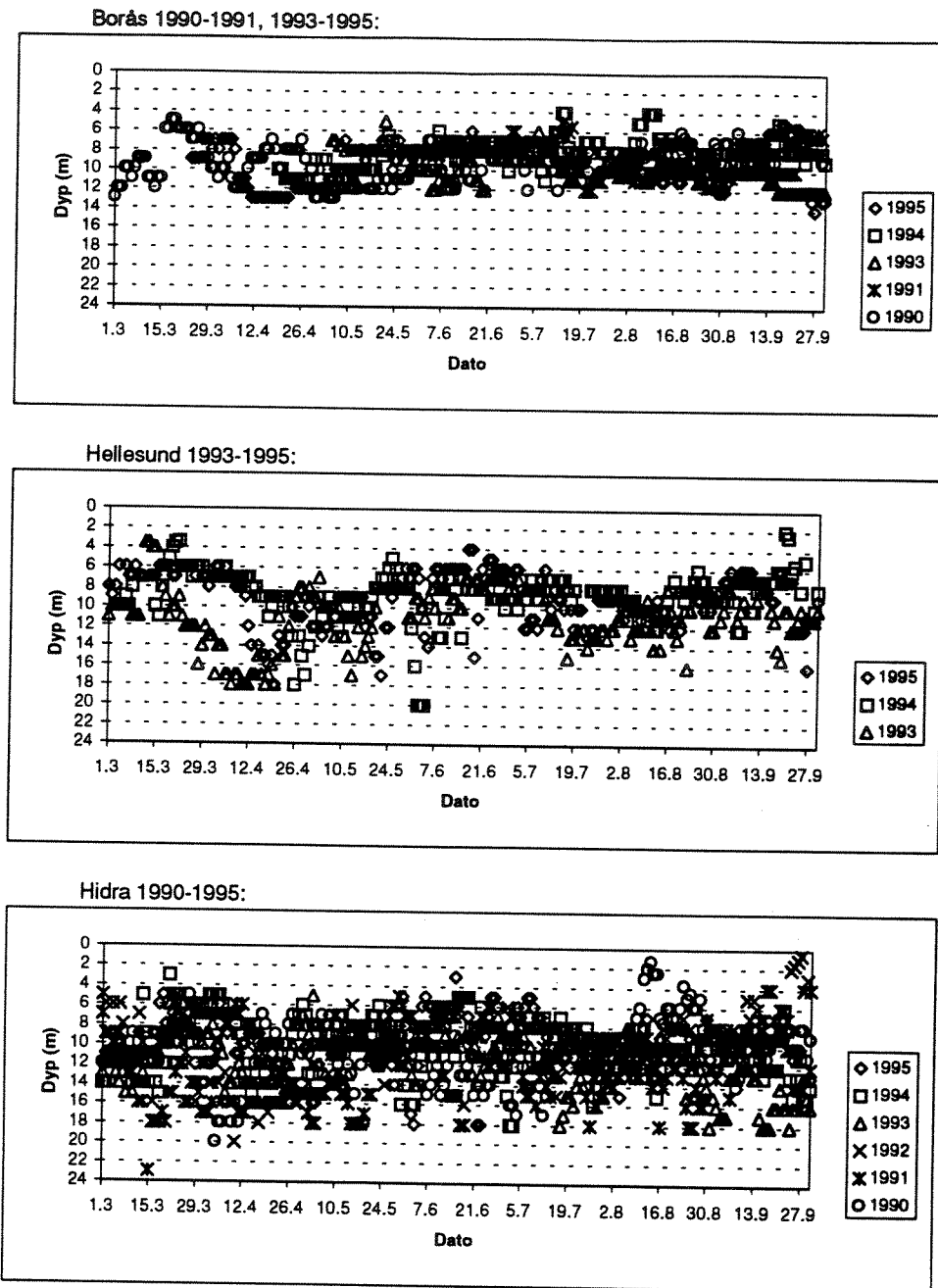
Vi finner i dette materialet regionalt betingede effekter og forskjeller, knyttet til spesielle oppblomstringsendringer, artssammensetning og giftvirkning. Kjerneområdet for de spesielle oppblomstringene er Skagerrak. Oppblomstringsalger som synes å ha regionalt opphav i Skagerrak-området er nevnt ovenfor. Når vi ser de ytre områdene av norskekysten i sin helhet, er risikoen for økonomiske tap (fiskeoppdrett og skjelldyrking) på grunn av skadelige oppblomstringer størst på Sørlandskysten og de sørlige delene av Vestlandet. Dette har åpenbart sammenheng med gunstigere forhold for oppvekst av slike alger i Skagerrak-området enn på kysten forøvrig, på grunn av blant annet faktorer som er nevnt foran. Vestlandet blir berørt hovedsakelig fordi slike alger tilføres disse områdene med kyststrømmen. I dette bildet hører det med at slike tilblandede utgangsbestander er startbestander for lokale oppblomstringer i indre farvann på Vestlandet (f.eks. *Gyrodinium aureolum*). Lokale oppblomstringer og forekomster av giftalger som *Prymnesium parvum* i Ryfylke og *Dinophysis*-arter i indre deler av Vestlandsfjorder er naturlige bestander som blomstrer opp eller akkumuleres i tette forekomster uten påviselig eutrofipåvirkning.

5.6 Siktedyp

Siktedyp er en funksjon av overflatelagets gjennomsjennelighet og brukes derfor ofte i beskrivelsen av en resipients egenskaper. Partikler (blant annet planteplankton, dødt organisk materiale og uorganiske partikler) samt oppløste pigmenter, bidrar til økt lyssvekking i vannsøylen og redusert sikt. I vekstsesongen er siktedypet redusert på grunn av forekomsten av planktonalger, og i områder med stor tilførsel av næringssalter vil oftest økt planktonalgeproduksjon gi dårligere sikt enn i næringsfattige områder. Siktedypet kan likevel ikke brukes som et entydig mål for konsentrasjon av planktonalger. Normal ferskvannsavrenning gir en blandingsvannmasse med noe dårligere sikt enn i oseanisk vann, også når algemengdene er små.

Oppstrømming av klart, dypereleggende vann med høy gjennomsjennelighet, inntreffer forholdsvis hyppig på Sørlandet og spesielt Sør-Vestlandet (se f. eks. Tangen og Lønseth, 1996). I og med at det er overflatevannmassene som er av interesse, er målinger under oppstrømmingsperioder (oftest i mai og juni) fjernet ved beregning av siktedyputviklingen. Oppstrømmingssituasjoner er her definert som en brå og kraftig økning i sikt, fall i temperatur i sommerperioden og økning i saltholdighet. Sikten er målt over en seksårsperiode (1990 - 95) på en rekke lokaliteter i forbindelse med operativ overvåking og varsling for oppdrettsnæringen. Lokalitetene i Sør-Norge dekker området fra Tvedestrand til Aukra. Observasjoner fra lokaliteter ytterst på kysten er sammenstilt for om mulig å se om det er en gradient nedstrøms i kyststrømmen fra Kattegat til Møre. Siktedypobservasjonene i Oslofjorden er tidligere analysert og rapportert av Tangen et al. (1995).

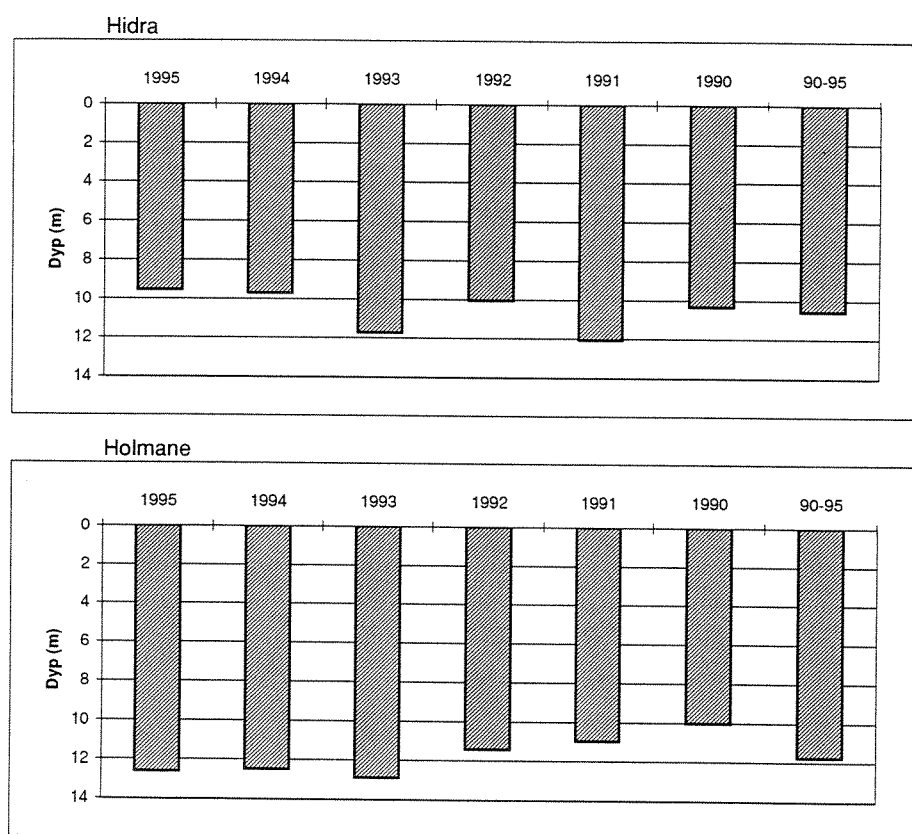
For en rekke av lokalitetene er antallet målinger stort (over 1000), med inntil fem målinger i uken over en periode på inntil seks år. Alle målingene i vekstperioden (her regnet fra og med mars til og med september) er sammenstilt og vist i diagram for hver av lokalitetene. Figur 5.8 viser resultatene for Tvedestrand (Borås), Hellesund og Hydra utenfor Flekkefjord. For alle lokalitetene er det store variasjoner gjennom sesongen, men med en del fellestrekk. Vår oppblomstringene markerer seg med siktedyp på under 6 m, fulgt av algeminimum som gir sikt på 12 - 13 m ved Tvedestrand og bortimot 20 m lenger vest. I hele området er det dårligere sikt igjen i juni, noe som antas å skyldes en kombinasjon av økt algebiomasse og ferskvannstilførsel som i seg selv svekker lyset på grunn av innhold av partikler og humusstoffer. Dårlig sikt i august - september har sammenheng med oppblomstringer av hovedsakelig dinoflagellater.



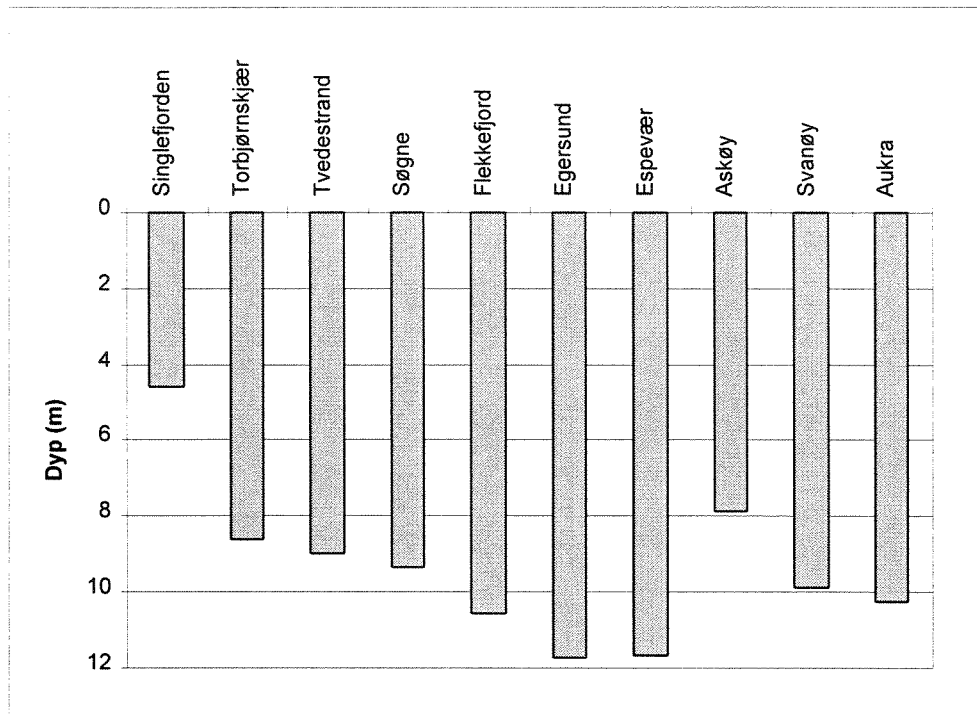
Figur 5.8. Siktedyp ved Tvedestrand (Borås), Hellesund og Hidra ved Flekkefjord (daglige målinger).

Den årlige variasjonen i siktedyp er vist i Figur 5.9 for Hidra ved Flekkefjord og Holmane nord for Egersund. De årlige gjennomsnittsverdiene i perioden 1990 - 95 har variert med 2 - 3 m, som representerer vesentlige forskjeller fra år til år. Det er god grunn til å anta at dette skyldes reelle mellom-årlige forskjeller i størrelsen av planktonalgebiomassen. For eksempel var 1993 det året da siktedypet var størst på alle lokalitetene på Sørlandet - Sør-Vestlandet og sannsynligvis året med gjennomsnittlig de minste algeforekomstene i perioden 1990 - 95.

I dette materialet som representerer inntil seks år med omtrent daglige observasjoner, må vi kunne anta at gjennomsnittsverdiene for hele perioden gir et godt bilde av tilstanden på hver enkelt lokalitet og de geografiske forskjellene. Gjennomsnittsverdiene for hele undersøkelsesperioden for siktedypet gjennom vekstsesongen på 10 lokaliteter fra Østfold til Aukra (Romsdal) er vist i Figur 5.10. Når innenskjærs farvann i Østfold (Singlefjorden) holdes utenfor, er det tydelig at sikten langs Skagerrakkysten endres i de ytre kyststrøkene (kyststrømmen) etter en geografisk gradient hvor dårligst sikt er registrert i Ytre Oslofjord. Sikten øker deretter gradvis mot Sør-Vestlandet hvor gjennomsnittlig siktedyp i vekstsesongen er ca. 12 m (Egersund og Espevær). Tretteosen utenfor Bergen er den av lokalitetene, utenom innenskjærs farvann i Østfold, som har lavest gjennomsnittlig siktedyp i vekstsesongen. Målestasjonen påvirkes av fjordområdene innenfor, der det er en betydelig ferskvannsavrenning, og der det i de siste årene har vært massive oppblomstringer av kiselalger (*Skeletonema costatum*) gjennom hele vekstsesongen. De to nordligste stasjonene, Svanøy og Aukra, ligger langt ute på kysten, henholdsvis sør og nord for Stad og har gjennomsnittlig siktedyp på ca. 10 m. Også disse stasjonene er eksponert av fjordvann, henholdsvis fra Førdefjorden og Romsdalsfjorden. Tilsvarende målinger fra den egentlige kyststrømmen utenfor Vestlandet foreligger ikke.



Figur 5.9. Årgjennomsnitt i målt siktedyp ved Hidra utenfor Flekkefjord og Holmane nord for Egersund.



Figur 5.10. Gjennomsnittlig siktedyp i vekstsesongen (mars - september) 1990 - 1995.

De ytre områdene kan etter dette grovt inndeles i soner, der strekningen fra Ytre Oslofjord til Lindesnes er karakterisert ved årlig gjennomsnittlig siktedyp mellom 8.5 og 9.5 m, og Vestlandet fra Jæren og nordover til utløpet av Hardangerfjorden har siktedyp på over 11.5 m, med en overgangssone imellom. Dårligere sikt videre nordover, tildels på linje med de åpne delene av Ytre Oslofjord, skyldes lokalt generert økt lysvekning. De lokale forholdene som påvirker siktf forholdene i de ytre kyststrøkene på Vestlandet er ikke vurdert, men vil være en samlet effekt av økt planktonalgeproduksjon i fjordene i sommer-perioden på grunn av næringstilførsel fra den estuarine sirkulasjonen og utstrømming av overflatevann med mye alger, mineralske partikler og humusstoffer, samt planktonalgeproduksjon fra lokale antropogene næringssalttilførsler.

5.7 Sammendrag og konklusjoner

Forekomstene av planktonalger på Skagerrakkysten og på kysten av Vestlandet er vurdert på grunnlag av nytt materiale fra 1990-årene, blant annet langtidsserier av klorofyllmålinger og forekomsten av enkelte algearter på Skagerrakkysten, over-våking av giftige planktonalger og algegiftstoffer i blåskjell og omfattende målinger av siktedyp. Forholdene i oppstrømsområdene til kyststrømmen og de generelle forholdene for algevekst i regionen er trukket inn i vurderingene.

1. Fysisk-kjemiske forhold i regionen er karakterisert ved periodevis hyppige endringer i betingelsene for planktonalgevekst. Markert lagdeling over store områder og lange perioder i vekstsesongen synes å favorisere flagellatgruppene av planktonalger om sommeren og høsten.
2. Våroppblomstringen i området Kattogat - Indre Skagerrak har et tilnærmet likt forløp, mens de vestlige delene av den norske Skagerrakkysten kan ha en svakere utviklet oppblomstring.
3. Om sommeren og høsten er det registrert store oppblomstringer, i noen tilfeller av giftige arter, som har sin opprinnelse i Kattogat - Skagerrak og som opptrer i svært høye konsentrasjoner lokalt (observert som misfarget sjø) som et resultat av algenes vertikale bevegelser og fysiske forhold (oppstuing ved land og ved hydrografiske fronter). Disse oppblomstringene kan i mange tilfeller gi større biomasse i overflatelaget enn våroppblomstringene.
4. Regionale store oppblomstringer transporteres ut av Skagerrak langs Sørlandskysten og nordover på Vestlandet, der de noen ganger kan gi opphav til lokale oppblomstringer.
5. Enkelte dinoflagellater (*Gyrodinium aureolum*, *Prorocentrum minimum*) er påvist i regionen i de siste 20 - 30 årene og har senere gitt en rekke oppblomstringer. Andre vanlige arter (dokumentert for *Ceratium furca*) har hatt en økende forekomst i den siste seksårsperioden. Oppblomstringene av *Gyrodinium aureolum* er hyppigere på Sørlandskysten enn på Vestlandet, og spesielt hyppig på strekningen Lindesnes - Jæren.
6. Giftproduserende arter (*Dinophysis* spp.) har hatt en større forekomst på Sørlandet enn på Vestlandet og nordover, og forekomsten av deres giftstoffer (DSP) i blåskjell har hatt en markert geografisk spredning nordover i løpet av 1980-årene.
7. Siktedypobservasjonene indikerer at det ikke er vesentlige forskjeller fra Ytre Oslofjord til Lindesnes, mens sikten i sjøen er betydelig bedre i kyststrømvannmasser på Sør-Vestlandet. Årsaken til noe mindre siktedyp på målestasjonene lenger nord på Vestlandet er ikke klarlagt, men kan skyldes eksponering av de ytre kyststrøkene av utstrømmende fjordvann med relativt høyt innhold av planktonalger og mineralske partikler i sommerperioden, samt planktonalgeproduksjon fra lokale antropogene næringssalttilførsler.

6. OKSYGENUTVIKLING OG ORGANISK BELASTNING

Tilstrekkelig tilgang på oksygen er en forutsetning for alt høyerestående marint liv. Oksygenkonsentrasjoner ned til 3.2 mlO₂/l regnes som god vannkvalitet for marine organismer (Rygg og Thelin, 1993). En konsekvens av eutrofiering vil være økt planteplankton-biomasse, økt forbruk av oksygen ved nedbrytning av denne biomassen og dermed lavere oksygenkonsentrasjoner under perioder med liten vannutskiftning. Utviklingen i oksygenforbruk og -konsentrasjoner i kystvann og i fjordbassenger kan dermed gi viktig informasjon om eutrofiutvikling langs kysten, særlig fordi man har tilgjengelige måleserier som går 50 - 70 år tilbake.

I store trekk vil vannmassene i den nordlige del av Skagerrak strømme fra øst mot vest, og oksygenforbruket i fjordbassengene og i kystvannet på den norske Skagerrakkysten kan skyldes tilførsler av organisk stoff og næringssalter fra flere kilder, norske såvel som fra Østersjøen/Kattegat og den sørlige delen av Nordsjøen. I Ytre Oslofjord har man påvist svakt avtagende oksygenkonsentrasjoner, der hovedårsaken ble antatt å være en regional eutrofipåvirkning i form av importert marint organisk materiale fra sørlige og sør-østlige deler av Skagerrak (ANON, 1996a). I denne studien vil man derfor vurdere både hvordan oksygenforholdene på den norske Skagerrakkysten påvirkes av norske tilførsler av næringssalter og organisk stoff, og hvordan tilstanden kan være påvirket av tilstand og utvikling "oppstrøms" for norskekysten. Videre blir det vurdert hvor langt vestover en eventuell regional eutrofipåvirkning kan spores. Kystvann og fjordbassenger omtales hver for seg.

6.1 Kystvannet

6.1.1 Datagrunnlag

Vannmasser i øvre sjikt i Norskehavet bidrar til vannfornyelsen i Nordsjøen. Variasjoner i dette vannets hydrografi og oksygeninnhold kan dermed også innvirke på forholdene i Skagerrak. I en analyse av langtidsutviklingen for oksygen i Skagerrak er det derfor relevant å se på verdier og variasjoner i oksygenforholdene i Norskehavet. Til dette brukte Aure et al. (1997) målinger av oksygenkonsentrasjon i 25 m dyp på værskipsstasjon "M" i Norskehavet (posisjon 66°N, 2°E) i perioden 1955 - 1995.

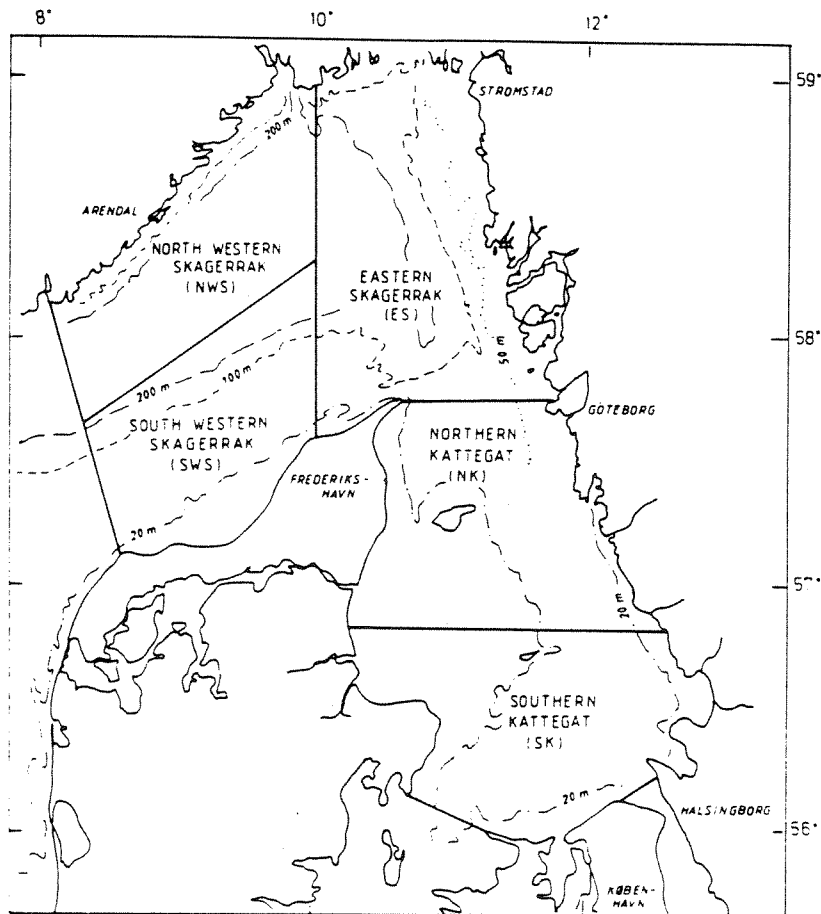
Endringer i vannmassekarakteristikk i innstrømmende vann til Nordsjøen og Skagerrak vil i sin tur kunne endre utskiftingsforholdene på kysten og i fjordene.

Vurderingene av langtidsutvikling av oksygenforholdene i kystvannet i den nord-østlige del av Skagerrak og i Kattegat over de siste 20 år bygger på et arbeid av Anderson (1996), som anvendte alle data fra SMHIs database for tidsrommet 1971 - 90. Dataene stammer fra snitt ut fra kysten, og inneholder dermed noe data fra skjærgården i tillegg til selve kystvannet. Analysen ble utført for 4 regioner (Figur 6.1), og man skjelnet mellom flere ulike vannmasser. Som tidsrom ble valgt perioden august - november, da vannmassenes lagdeling er relativt sterk og nedbrytningen av marint organisk materiale er stor. Tidsrommet passer for sammenligning med høstmålingene i norsk kystfarvann.

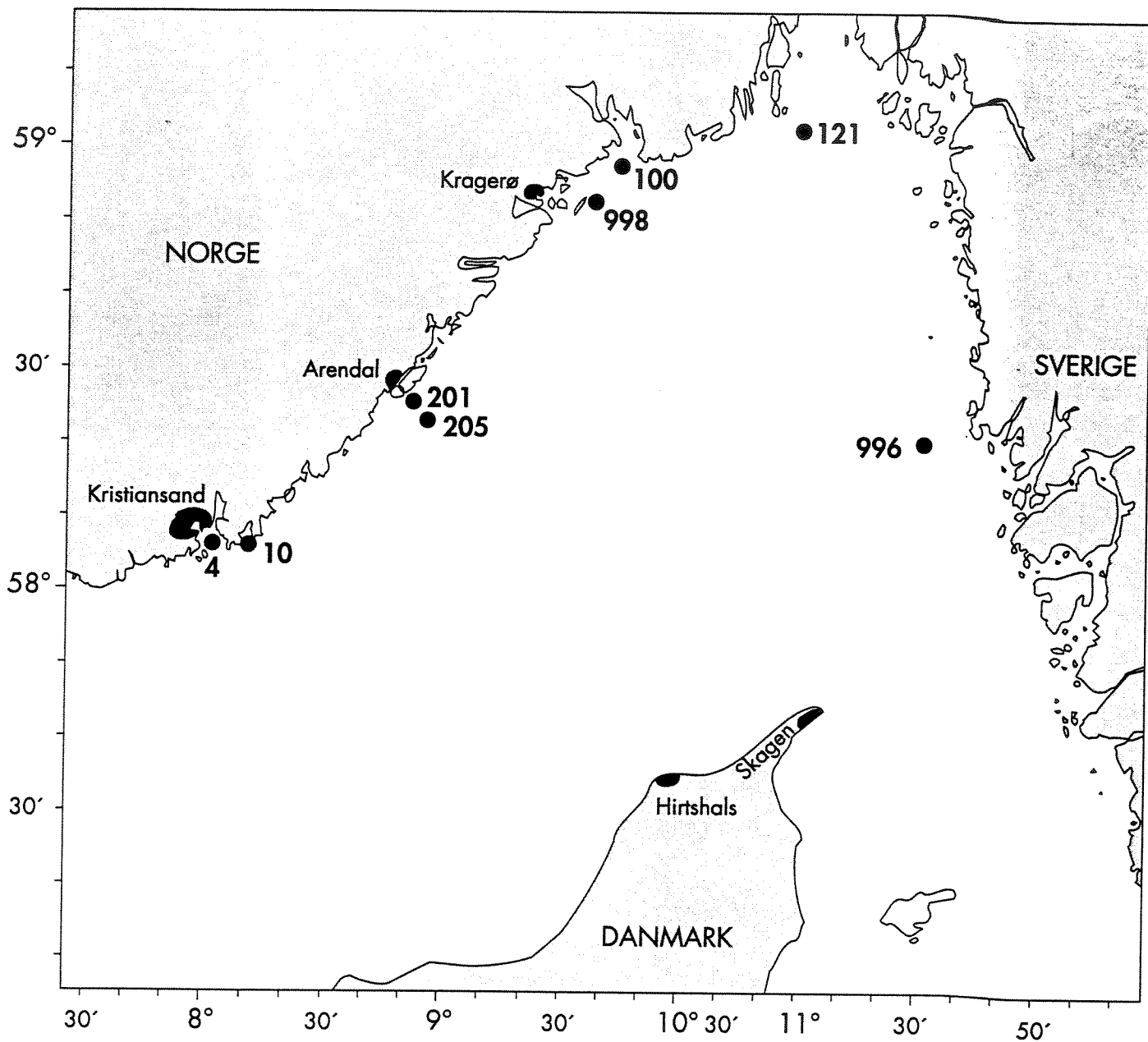
For den norske Skagerrakkysten bygger vurderingene i hovedsak på Johannessen og Dahl (1996) som analyserte utviklingen av oksygenforholdene i fjorder og kystvann over tidsrommet 1923 - 93, samt Aure et al. (1996, 1997) som i tillegg vurderte endringer i oksygenforbruket i bassengvannet. Figur 6.2 viser stasjonene som omtales i det etterfølgende: Stasjon 4 - Kristiansandsfjorden, 10 - Kvåse-

fjorden, 100 - Langesundsbukta og stasjon 121 - Færder. Det er foretatt årlige målinger på disse stasjonene i siste halvdel av september over 40 - 70 år (omtales nedenfor som høstundersøkelsene, måleperioder er gitt i teksten til Figur 6.2). Alle stasjonene ligger på åpne lokaliteter helt ut mot kyststrømmen, eller med god sirkulasjonsmessig kontakt med kyststrømmen.

Dertil kommer månedlige observasjoner fra kystovervåkingsstasjonene: Stasjon 998 - Jomfruland, 201 - 1 nautisk mil av Torungen og 205 - 5 nautiske mil av Torungen fra de siste 5 år (Figur 6.2).



Figur 6.1. Kart over Skagerrak - Kattegat med delområder omtalt i teksten (Anderson, 1996).



Figur 6.2. Åpne kyststasjoner på Skagerrakkysten. Bortsett fra under andre verdenskrig er måleperiodene: Stasjon 4: 1924 - 1995, stasjon 10: 1930 - 1995, stasjon 100: 1955 - 1995, stasjon 121: 1937 - 1995. Siden 1990 foretas det på stasjon 998 og 201 målinger tilnærmet to ganger i måneden, og på stasjon 205 én gang i måneden (Aure et al., 1997).

6.1.2 Vurderinger

Overflatelaget i Norskehavet, stasjon M

For tidsrommet 1955 - 1995 har både månedsmidler og glidende middelvei (glattet årsmiddel) vært mellom 6.53 og 6.76 ml/l oksygen. Det er heller ingen trend å spore i dataene. Det er usannsynlig med noen negativ påvirkning på oksygenforholdene i Skagerrak fra vannmassene i Norskehavet.

Vannmasser i Skagerraks østlige og nordvestlige deler

Tabell 6.1 sammenfatter resultatene av oksygenmålinger i Skagerraks østlige og nordvestlige deler. Tabellen viser gjennomsnittlig oksygenkonsentrasjon for 1971 - 90, beregnet gjennomsnittlig årlig konsentrasjonsendring, samt resultatet av et statistisk test for å avgjøre om det er en signifikant ($p < 0.05$) forskjell mellom tidsrommene 1971 - 80 og 1981 - 90. Både i den østlige og i nordvestlige delen av Skagerrak var det i Skagerrak kystvann og i Skagerrakvann en negativ trend over hele tidsrommet 1971 - 90. For begge områder og begge vannmasser var den gjennomsnittlige oksygenkonsentrasjonen om høsten i tidsrommet 1981 - 90 signifikant lavere ($p < 0.05$) enn i det foregående 10-år (for beskrivelse av vannmasser, se Kapittel 2).

Tabell 6.1. Statistisk analyse av oksygenutviklingen om høsten i nordvestlige og østlige Skagerrak. Middelveier for 20-års perioden 1971 - 90 (mlO_2/l), helning av regresjonslinjen (dc/dt , ml/l og år) og signifikansnivå (p -verdi) for en statistisk sammenligning av tidsrommene 1971 - 80 og 1981 - 90 (utdrag fra Andersson, 1996⁵).

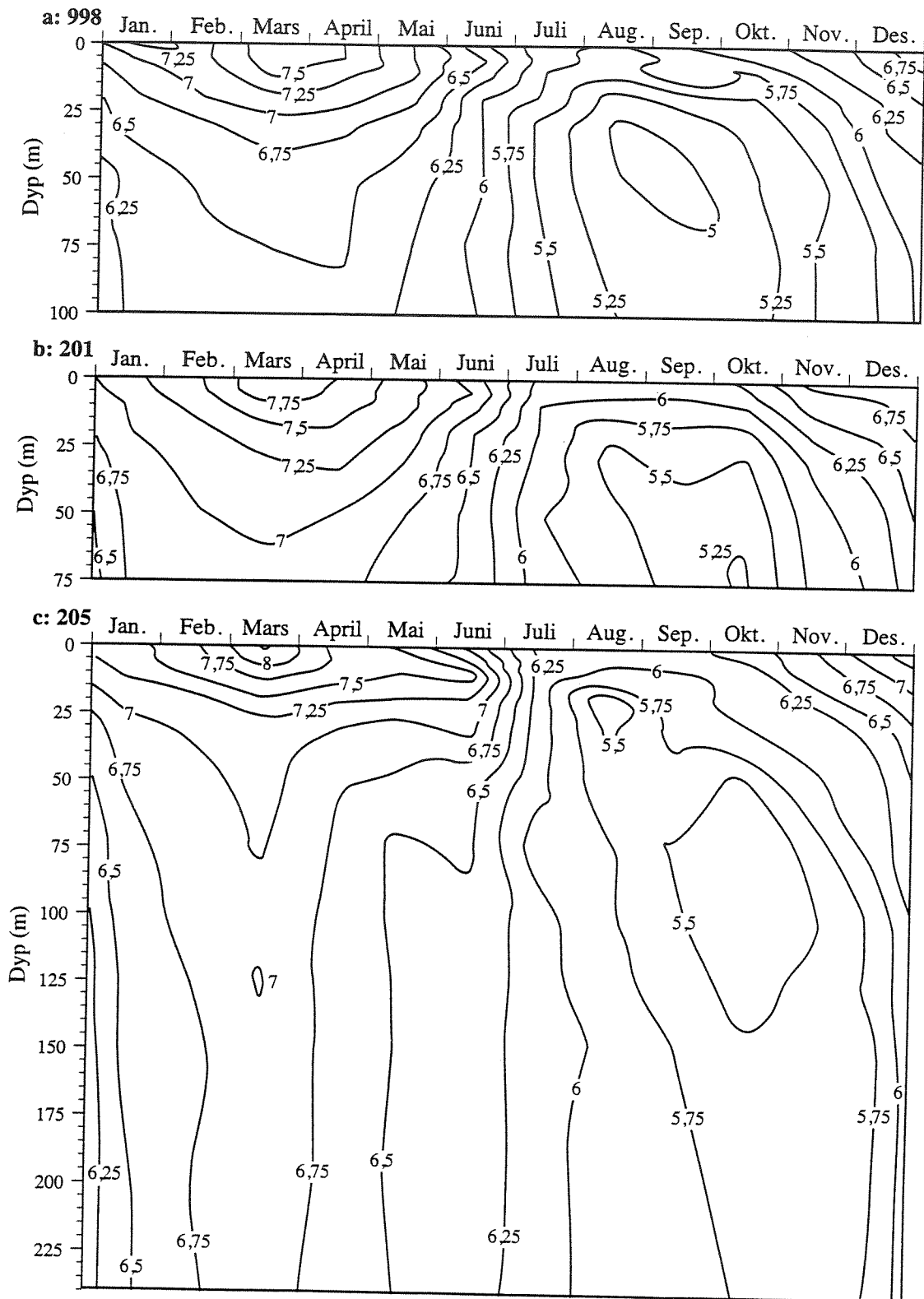
Område	Parameter	Skagerrak vann	Skagerrak kyst vann
Nordvest Skagerrak	O ₂	5.97	6.11
	dc/dt	-0.05	-0.01
	p	<0.05	<0.05
Østlige Skagerrak	O ₂	5.92	5.96
	dc/dt	-0.01	-0.03
	p	<0.05	<0.005

Kystvannet på den norske Skagerrakkysten

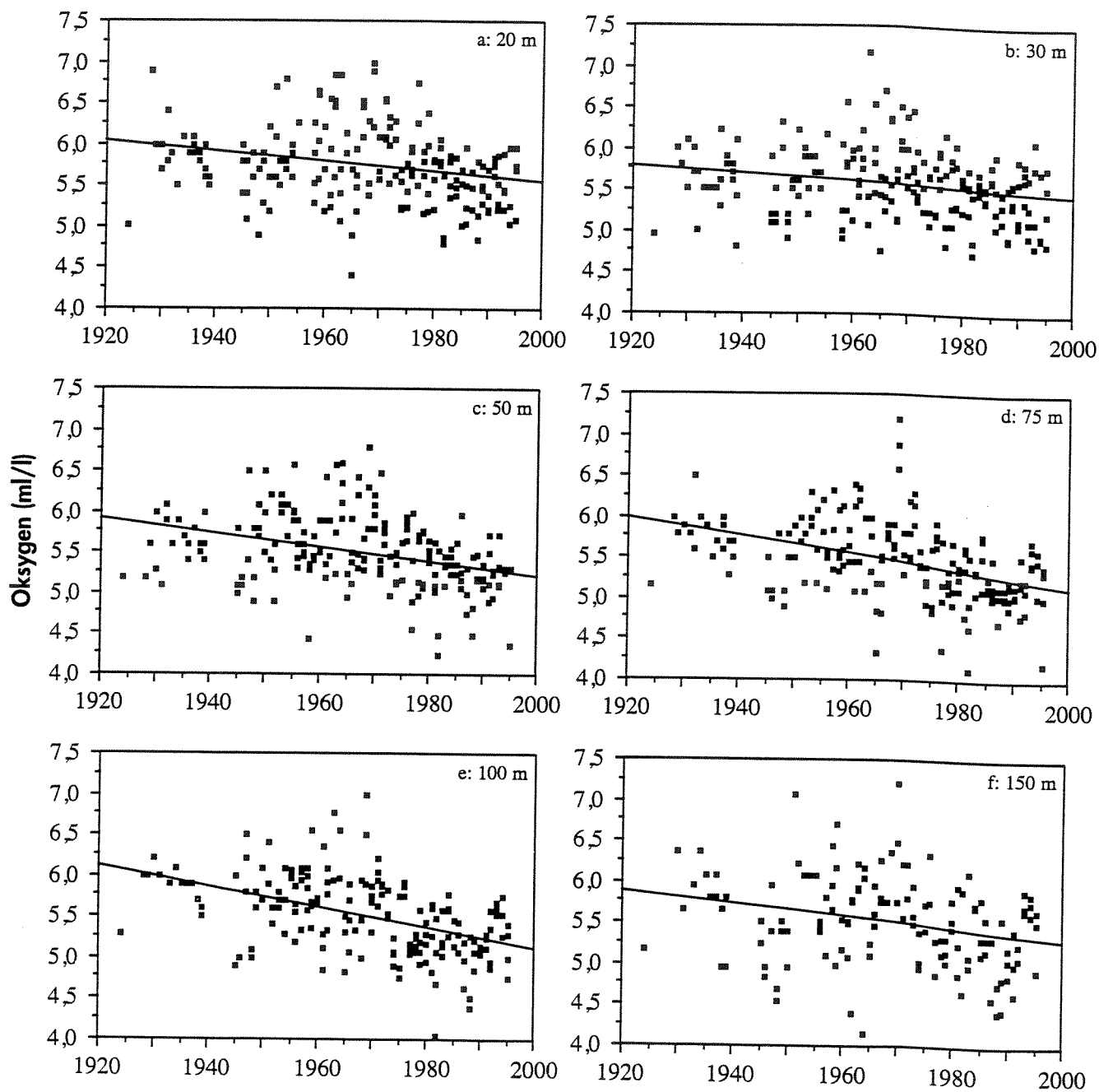
Figur 6.3 viser oksygenkonsentrasjoner (ml/l) gjennom året på kystovervåkingsstasjonene. Oksygenkonsentrasjonen er nær sitt laveste nivå i siste halvdel av september, som er tidspunktet for høstundersøkelsene. Dette faller i tid og dyp sammen med et maksimum i partikulært organisk karbon i 50 - 75 m dyp, som siden 1990 er registrert innen Kystovervåkingsprogrammet.

Figur 6.4 viser oksygenutviklingen i 20 - 150 m dyp for høstundersøkelsene, og Tabell 6.2 viser en statistisk analyse av tidsutviklingen for de samme stasjonene. I denne analysen ble kun benyttet data etter 1955 for å sikre sammenlignbare datasett. På alle stasjoner har det vært nedgang i oksygenkonsentrasjonen i de dyp som er inkludert i denne analysen. Det fremkommer ikke noen klar øst-vest gradient, hverken når det gjelder oksygentrender eller beregnet oksygenivå for 1995. Sammenlignet med kystovervåkingsstasjonene indikerer beregningene et litt lavere oksygenivå på høststasjonene, som gjennomgående ligger nærmere kysten enn kystovervåkingsstasjonene (Aure et al., 1997).

⁵ Korreksjon av trykkfeil i originalen er gjort i samråd med forfatteren.



Figur 6.3. Gjennomsnittlige oksygenkonsentrasjoner (ml O₂/l) gjennom året i perioden 1990 - 1995 på kystovervåkingsstasjonene a) Jomfruland (998), b) Torungen indre (201) og c) Torungen ytre (205), basert på målinger i 0 m, 5 m, 10 m, 20 m, 30 m, 50 m, 75 m, 100 m, 150 m, 200 m, og 240 m (målehyppighet, se tekst til Figur 6.2) (fra Aure et al., 1997).



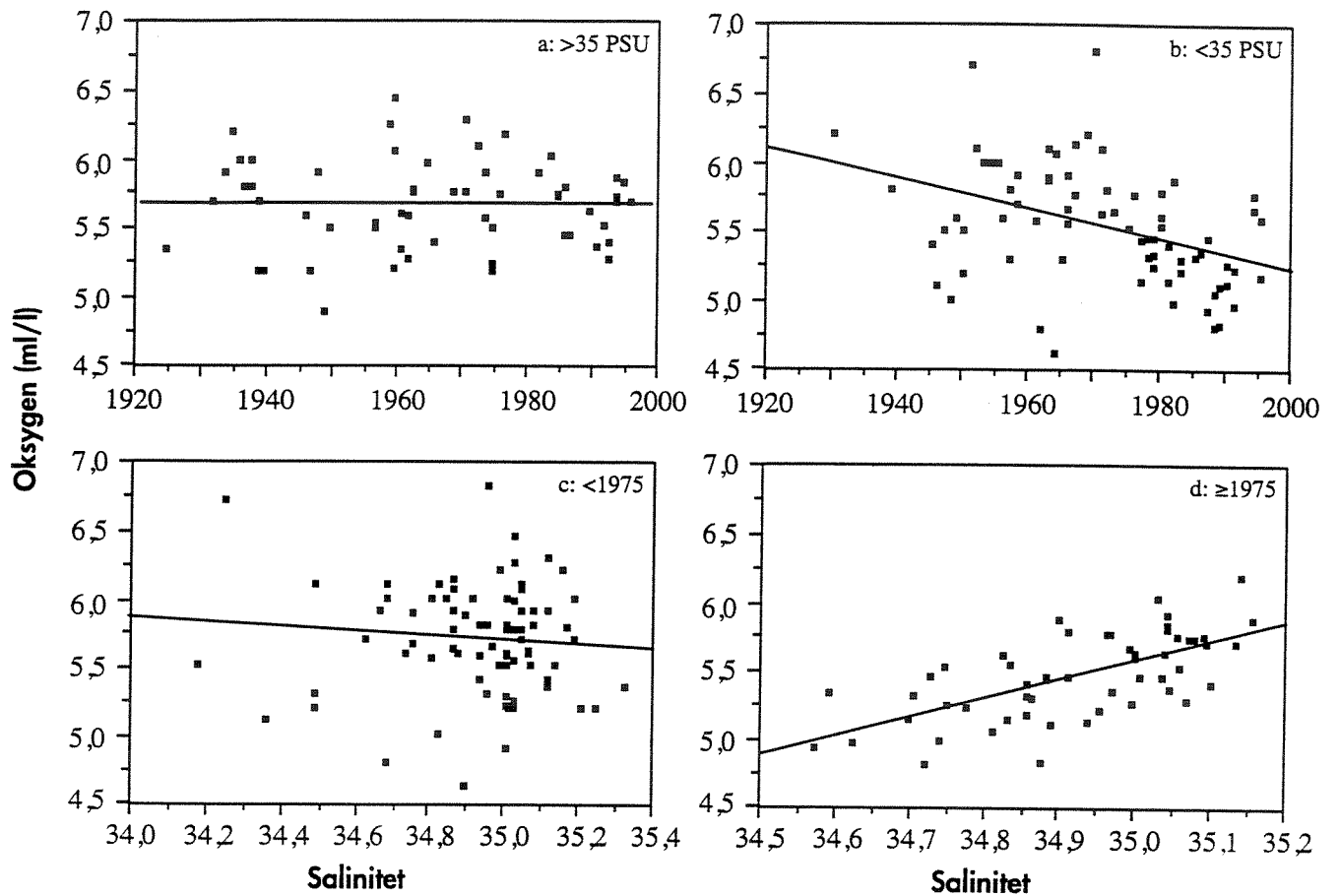
Figur 6.4. Oksygenutviklingen i perioden 1924 - 1995 i ulike dyp på stasjon 4, 10, 100 og 121 på Skagerrakkysten. Data fra de ulike stasjonene er slått sammen (fra Aure et al., 1997).

Tabell 6.2. Statistisk analyse av tidsutviklingen i oksygenkonsentrasjon (mlO_2/l) i ulike dyp på stasjon 4, 10, 100 og 121 for tidsrommet 1955 - 1995. Stigningskoeffisienten for regresjonslinjen (reg. k.), signifikans for hvorvidt stigningen er forskjellig fra 0 (p; tosidig t-test) og estimert oksygennivå i 1995. Ikke-signifikante p-verdier ($p > 0.05$) er satt i kursiv. (Etter Aure et al., 1997).

Stasjon	20 m			30 m			50 m		
	Reg.k.	p	1995	Reg.k.	p	1995	Reg.k.	p	1995
4	-0.008	0.325	5.50	-0.006	<i>0.299</i>	5.35	-0.018	0.002	4.96
10	-0.019	0.008	5.38	-0.008	<i>0.176</i>	5.43	-0.016	0.006	5.12
100	-0.010	<i>0.147</i>	5.50	-0.008	<i>0.208</i>	5.37	-0.018	0.007	5.27
121	-0.029	<0.001	5.34	-0.026	<0.001	5.22	-0.014	0.041	5.15
Stasjon	75 m			100 m			150 m		
	Reg.k.	p	1995	Reg.k.	p	1995	Reg.k.	p	1995
4	-0.019	0.011	5.06	-0.016	0.003	5.13	-0.002	<i>0.769</i>	5.60
10	-0.016	0.008	5.16	0.024	0.001	5.06			
100	-0.011	<i>0.053</i>	5.22	-0.015	0.011	5.10	-0.015	0.001	5.35

Vannprøvene er tatt både fra atlantisk vann (saltholdighet >35), Skagerrak kystvann og Skagerrak vann (saltholdighet < 35), jfr. Figur 2.8. Det synes å ha vært mindre oksygennedgang i 150 m dyp enn høyere oppe i vannsøylen, og i Figur 6.5 er oksygenmålingene i 150 m dyp fordelt mellom vann med saltholdighet >35 og vann med saltholdighet <35, samt for tidsrommene før og etter 1975. Endringen som påvises for oksygenkonsentrasjonen i 150 m dyp er knyttet til Skagerrakvann og tidsrommet etter 1975. Det er forøvrig ikke funnet noen trend i oksygenkonsentrasjon i overflaten (0 m) hvor vannet er i kontakt med atmosfæren (Johannessen og Dahl, 1996).

Kort oppsummert viser resultatene at det har vært en signifikant nedgang i oksygenkonsentrasjonen på ytre kyststasjoner langs hele Skagerrakkysten. Tidsrommet for analysen er 40 år, og regresjonskoeffisienter på 0.01 - 0.02 mlO_2/l og år tilsvarer oksygenreduksjoner på 0.4 - 0.8 mlO_2/l . Som Figur 6.3 - 6.5 viser er det ennå god margin til nivået hvor oksygenforholdene om høsten må karakteriseres som mindre gode (3.2 - 3.5 mlO_2/l). Nedgangen er knyttet til Skagerrak kystvann og Skagerrak vann (vannmasser med saltholdighet < 35), og tidsrommet etter ca. 1975.



Figur 6.5. Oksygen i 150 m dyp på stasjon 4, 100 og 121 på Skagerrakkysten. Målingene på de ulike stasjonene er slått sammen. Figur a) og b) viser oksygenutvikling i henholdsvis atlantisk vann (saltholdighet >35) og vann med saltholdighet < 35. I Figur c) og d) er saltholdighet og oksygenkonsentrasjon plottet mot hverandre for henholdsvis tiden før 1975 og i tidsrommet 1975 - 95 (fra Aure et al., 1997).

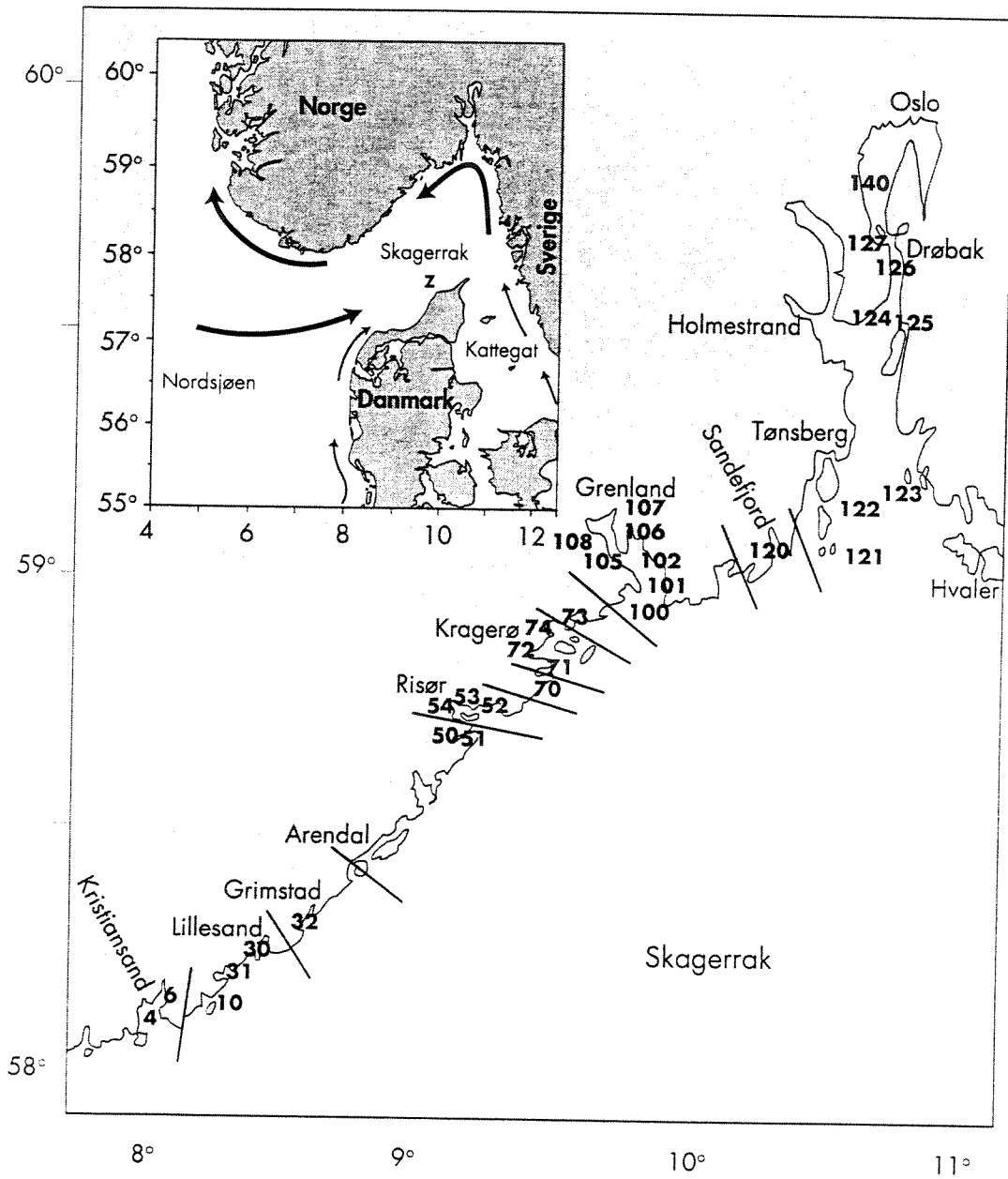
6.2 Fjordbassengene

6.2.1 Datagrunnlag

I bedømmelsen av oksygenutviklingen i fjordbassengene på Skagerrakkysten kan det skjelles mellom tre områder:

Den svenske vestkysten, hvor det er gjort en vurdering av utviklingen av oksygen-minimumet i bunnvannet i 14 kystområder i området vest for Uddevalla for tidsrommet 1955 - 85 (Rosenberg, 1990) og senere en trendanalyse av vertikal fluks av organisk karbon, oksygenforbruk og oksygenkonsentrasjoner på data fra 6 fjordbassenger for tidsrommet 1960 - 95 (Kajrup, 1996). Hans stasjoner inkluderte Gullmaren, samt flere bassenger utenfor Uddevalla som også inngikk i Rosenberg's analyse, men med data for 10 år fra 1985.

For strekningen Ytre Oslofjord - Arendal er det tilgjengelig et omfattende datamateriale som beskriver oksygenforholdene, i første rekke fra Havforskningsinstituttets årlige høstundersøkelser som går tilbake til midten på 1920-tallet (se Figur 6.6). Dette datamaterialet er i den senere tid vurdert av flere forfattere (ANON, 1996a; Johannessen og Dahl, 1996a-b; Aure og Danielssen, 1996; Aure et al., 1997; Gray og Abdullah, 1996). Fra Arendal og på selve Vestlandet er datagrunnlaget svakere, og spesielt er det mangel på sammenhengende langtidsserier. Mye av datagrunnlaget er sammenfattet av Aure et al. (1997) som for kyststrekningen Jomfruland - Stavanger bl.a. vurderte utviklingen av høst-minimumet for oksygen og organisk belastning i bassengvannet for flere terskefjorder.



Figur 6.6. Kartutsnitt som viser beliggenhet av faste hydrografiske stasjoner på strekningen Oslofjorden - Kristiansand. (Johannessen et al., 1995).

6.2.2 Vurderinger

Den svenske vestkysten

De to studiene av oksygenutviklingen i fjord- og skjærgårdsbassenger på den svenske vestkysten ble utført med ulike metoder, på noe forskjellige datasett og med noe forskjellige resultater. Rosenberg (1990) fant at en negativ, statistisk signifikant trend for oksygenminimumet i bunnvannet kunne påvises ved 12 av 14 stasjoner i området vest for Uddevalla. Dette ble vurdert som et sannsynlig resultat av økende næringsstofftilførsler i denne kystregionen. Kajrup (1996) fant derimot nedgang i netto produksjon og i vertikal fluks av organisk karbon på 4 av 6 stasjoner.

Kajrup (1996) påpeker at de positive endringene som hans studie påviste kan skyldes at graden av eutrofi etter 1978 er redusert som følge av utbygging av renseanlegg i Uddevallaområdet. Dette er et tidsrom som Rosenberg bare i liten grad hadde data for. Vurderingen understøttes av analysen for Gullmaren som med bare liten antropogen tilførsel av næringsstoffer viste økt vertikal fluks av organisk stoff (30 - 50% økning) og økt oksygenforbruk. Kajrup holder det for sannsynlig at dette skyldes en økt netto advektiv transport av organisk stoff fra utenforliggende kystområder til fjorden, noe som i så fall kan stemme med Rosenbergs analyse.

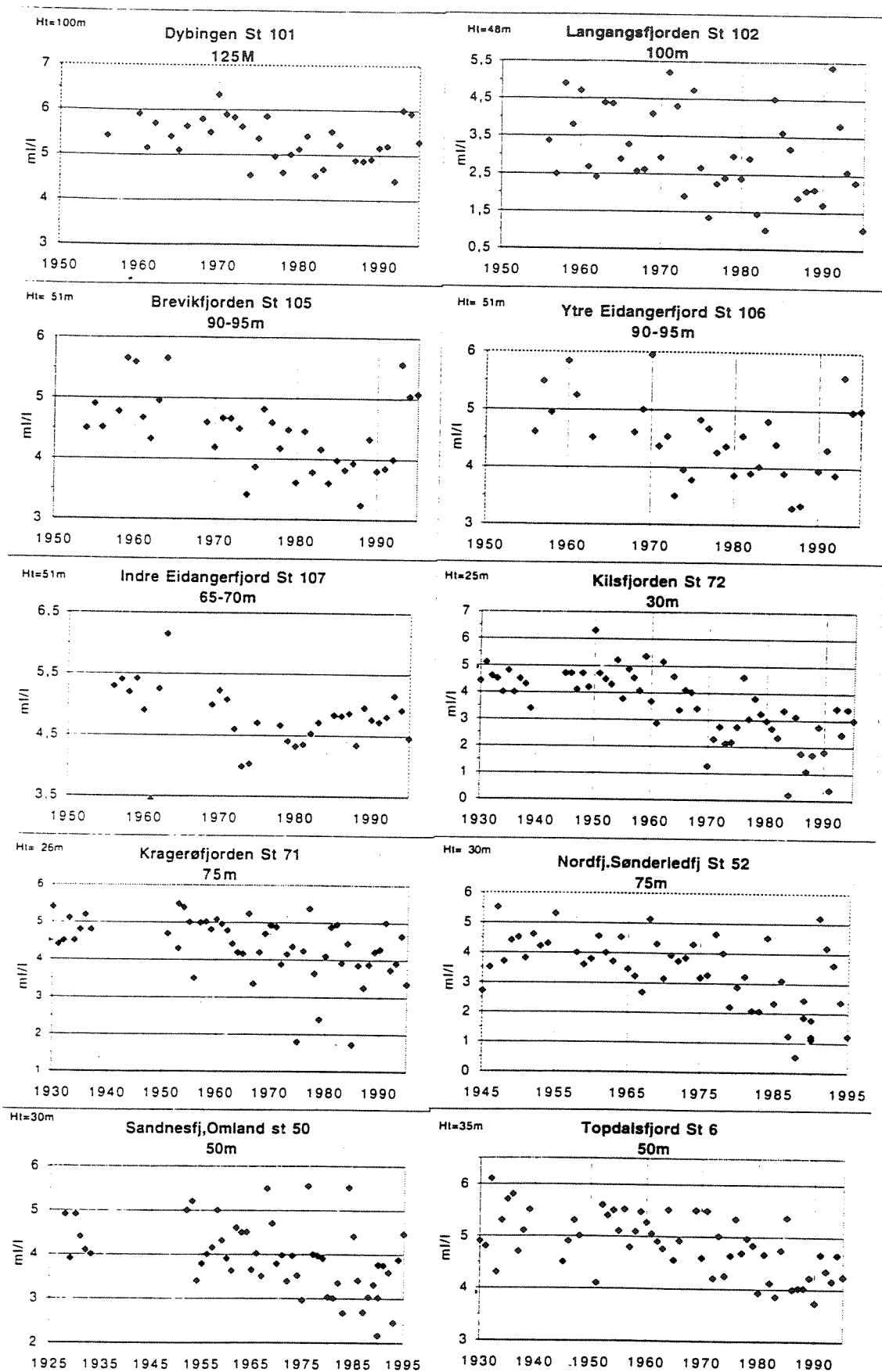
Den norske Skagerrakkysten

Vurderingen av oksygenforholdene i fjord-/kystbassengene langs Skagerrakkysten bygger på:

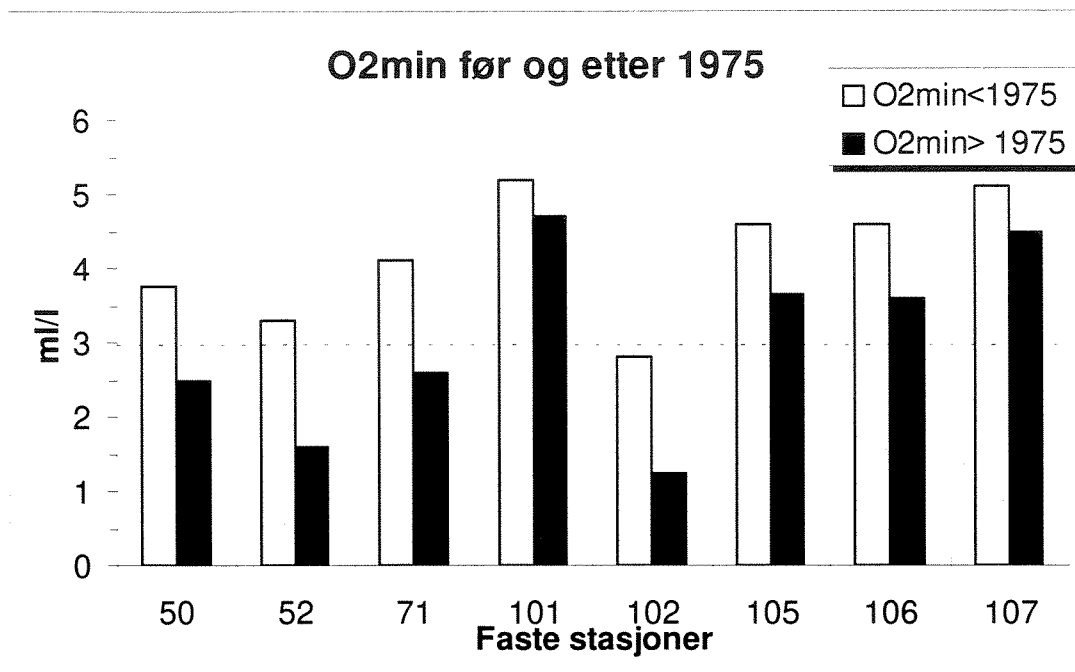
- Utvikling av O_2 -minimum i bassengvannet.
- O_2 -forbruk i bassengvannet.

Tidsutviklingen for høstminimumet i oksygen i bassengvann for en del fjorder på strekningen Grenland (Telemark) - Topdalsfjorden (Vest-Agder) er vist i Figur 6.7. For de fleste stasjoner sees en tydelig nedgang i oksygenkonsentrasjon etter omkring 1970. Ulik grad av sesongmessig stagnasjon og vannutskifting kan forårsake stor variasjon i oksygenforholdene om høsten. Det er antatt at de laveste oksygenkonsentrasjonene er mest representative for stagnerende forhold. For hvert fjordbasseng er "oksygenminimum" før og etter 1975 beregnet som medianverdien av den nedre kvartil av verdiene, dvs. de laveste 25% av oksygenkonsentrasjonene. Analysen omfatter alle fjordbassengene unntatt Kilsfjorden og Topdalsfjorden, og samtlige hadde lavere oksygenminimum etter 1975 enn før 1975 (Figur 6.8). Kilsfjorden ble utelatt fordi oksygenreduksjonen der var betydelig større enn for de andre fjordbassengene, sannsynligvis grunnet en markert lokal belastning. Topdalsfjorden ligger langt vest i forhold til de andre bassengene, og vurderes for seg.

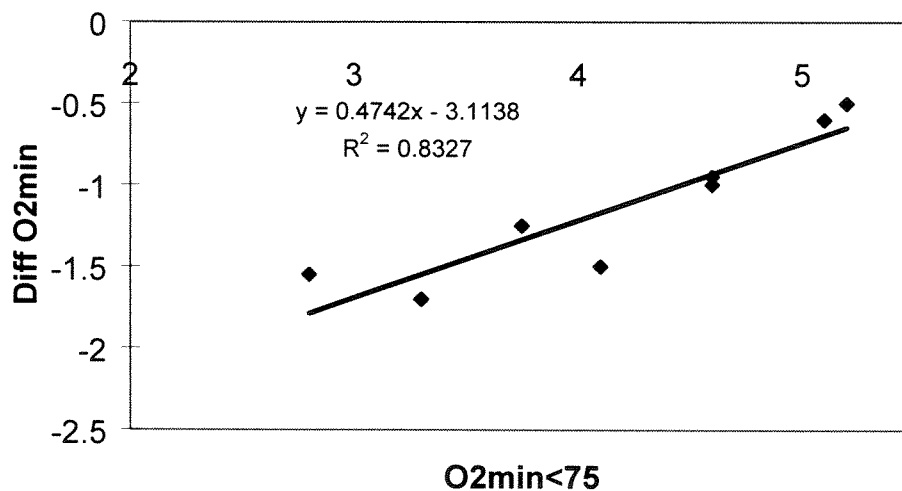
I Figur 6.9 er oksygenminimum før 1975 ($O_{2min<75}$) plottet mot reduksjonen i O_{2min} ($DiffO_{2min}$) etter 1975 for de samme 8 fjordbassengene. Det er en god lineær korrelasjon ($r^2=0.83$) mellom $O_{2min<75}$ og $DiffO_{2min}$. Beregningen tyder på at midlere prosentvis økning i oksygenforbruket etter ca. 1975 er 50 - 55%. En ca. 50% økning i midlere oksygenforbruk etter 1975 stemmer godt overens med direkte målinger av oksygenforbruket i fjordbasseng ved Risør (Figur 6.10) og Ærøybasseng utenfor Arendal (Aure et al., 1996). For Topdalsfjorden viser tilsvarende beregninger en 30 - 35% økning i oksygenforbruket.



Figur 6.7. Årlige høstmålinger av oksygen på forskjellige stasjoner og dyp.



Figur 6.8. Beregnet oksygenminimum før og etter 1975, basert på median av de laveste 25% av oksygenobservasjonene for 8 fjordbassenger på strekningen Grenland - Arendal. Se Figur 6.6 for lokalisering av stasjoner.

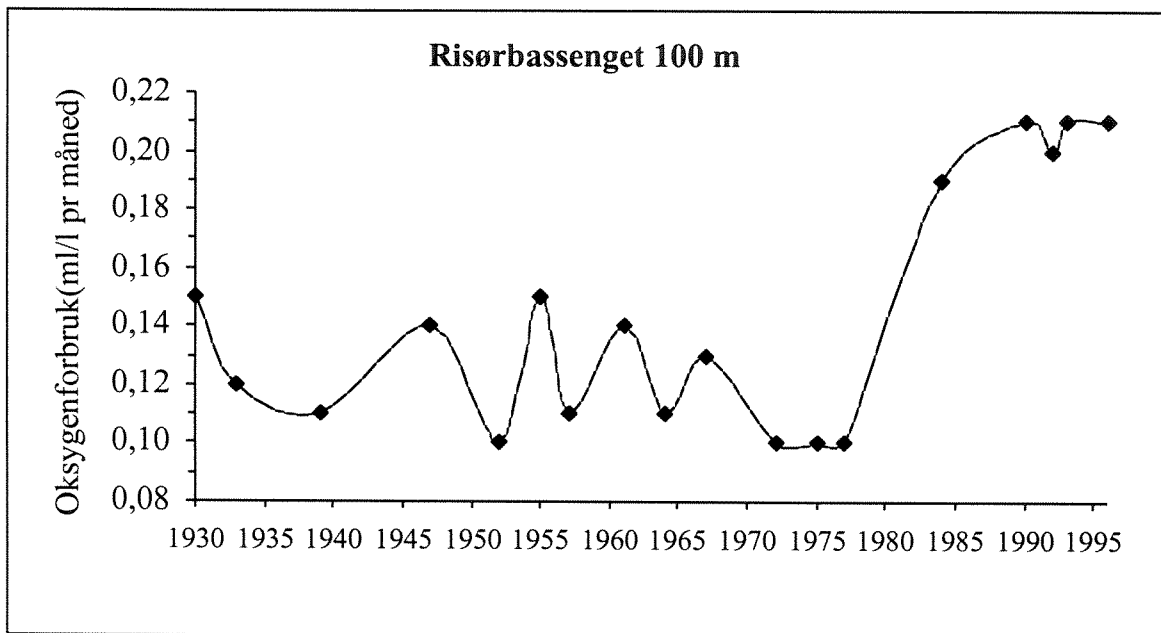


Figur 6.9. Forholdet mellom målte oksygenminima før 1975 og nedgang i oksygenminima etter 1975 for 8 fjordbassenger på strekningen Grenland - Arendal.

Aure et al. (1997) beregnet oksygenforbruket i flere fjordbassenger mellom Grenlandsfjordene i Telemark og Lafjord utenfor Flekkefjord i Vest-Agder. I Tabell 6.3 er disse beregningene vist sammen med beregning av det oksygenforbruk man skulle forvente i tilsvarende upåvirkede fjorder (Møre og Romsdal), samt tilsvarende beregninger for andre bassenger i Aust-Agder (Aure et al., 1996). Resultatet tyder på at den organisk belastningen i disse fjordbassengene er 40 - 80% høyere enn tilsvarende bassenger på kysten av Møre og Romsdal. Resultatet for Topdalsfjorden viser at denne belastningen er merkbar til vest for Kristiansand.

Relativt sett er oksygenforbruket ved st. FG1, Langesundsfjorden, betydelig høyere enn for de andre stasjonene. Dette er som forventet, tatt i betraktning at Langesundsfjorden tilføres store mengder organisk materiale, fosfor og nitrogen fra befolkning og industri ved Skienselva og den innenforliggende Frierfjorden.

Fjordbassengene tilføres også næringssalter og organisk stoff fra lokale utslipp. For Lafjord, Topdalsfjorden og Gandsfjorden er betydningen av lokalt utslipp vurdert ved bruk av modellen Fjordmiljø (Stigebrandt, 1992). Beregningene gav ikke utslag på oksygenforbruket, noe som delvis kan skyldes modellens innebygde forutsetning om synkehastigheten for dødt planteplankton. Som et alternativ ble det utført enkle stoffbudsjettsberegninger der tilførte næringssalter først ble regnet om til karbon og en andel av dette karbonet deretter ble nedbrutt i bassengvannet gjennom forbruk av oksygen. For Lafjord kan resultatene tyde på at lokale næringssalttilførsler øker oksygenforbruket i bassengvannet med 20-30 %. For de andre fjordområdene blir forutsetningene for usikre til at det kan angis noen tall for økning av oksygenforbruk på grunn av lokalt tilførte næringssalter.



Figur 6.10. Oksygenforbruk (dO_2/dt) i 100 m dyp i terskelbassenget ved Risør (st. 52 i Figur 6.6).

Tabell 6.3. Observert oksygenforbruk (mlO_2/l og måned) i fjordbassenger fra Telemark til Vest-Agder, samt forholdet til beregnet forbruk i bassengvannet i en antatt upåvirket fjord.

Fjord (stasjon) Fylke	Forbruk mlO_2/l og måned	Forhold	Fjord (stasjon) Fylke	Forbruk mlO_2/l og måned	Forhold
Langesundsfjorden (FG1), Telemark	0.32	2.3	Arendal (A1) Aust-Agder	1.35	1.45
Risør (R2-3) Aust-Agder	0.21	1.4	Tvedestrand (T4) Aust-Agder	1.28	1.51
Risør(R5) Aust-Agder	1.15	1.42	Tvedestrand (T2) Aust-Agder	1.0	1.51
Risør (R4) Aust-Agder	0.63	1.57	Tvedestrand (T3) Aust-Agder	0.94	1.61
Sandnesfjorden (S1- 2) Aust-Agder	0.78	1.47	Topdalsfjorden, Vest- Agder	0.4	1.2
Lyngør (L1) Aust-Agder	1.0	1.78	Lafjord, Vest-Agder	0.22	1.1

Aure et al. (1997) har også beregnet organisk belastning ut fra data for målt oksygenforbruk i fire fjorder nord for Stavanger. For en av disse var oksygenforholdet høyt, noe som kan skyldes påvirkning fra lokale kilder. For de tre andre fjordene lå oksygenforholdet i området 2 - 5 gC/m^2 måned, som er sammenlignbart med resultater fra lite påvirkede fjordbassenger i Møre og Romsdal (Aure og Stigebrandt, 1989).

Rauerbassenget i Ytre Oslofjord og Gandsfjorden ved Stavanger har begge en terskel på ca. 100 m dyp. Beregning av fluksen av organisk materiale til Rauerbassenget gav 6.6 gC/m^2 måned (Aure et al., 1997). Til sammenligning fant Aure og Danielsen (1993) ca. 6 gC/m^2 måned i Ærøydypet og Gråholmdypet vest for Torungen ved Arendal. Terskeldypet for disse to bassengene er henholdsvis 62 m og 90 m. For Gandsfjorden ved Stavanger (terskeldyp ca. 100 m) ble fluksen av organisk materiale beregnet til 3.0 gC/m^2 måned. Disse resultatene for bassenger med dype terskler bør sees i sammenheng med oksygenforbruket i kystvannet (jfr. Kapittel 6.1). Forklaringen på det høye oksygenforbruket i de dype kystbassengene på Skagerrakkysten kan være den nære koblingen med Skagerrakkvannet og utviklingen der. Gandsfjorden ligger betydelig lenger vest, med forventet langt mindre påvirkning av Skagerrakkvann enn tilfellet er for bassengene på Skagerrak-kysten.

6.3 Oppsummering

Analysene av oksygenutviklingen i kystvannet i den østlige delen av Skagerrak viser en signifikant nedadgående trend over tidsrommet 1971 - 90. Vannmassene vil i hovedtrekk forflytte seg fra den østlige delen av Skagerrak og vestover mot Ytre Oslofjord og den norske Skagerrakkysten.

For den norske Skagerrakkysten viser resultatene at:

- oksygenkonsentrasjoner på frittliggende stasjoner på Skagerrakkysten har hatt en signifikant nedgang over de siste 25 år. Denne nedgangen synes å foregå i Skagerrakvannmassen, dvs. samme vannmassen som i østlige del av Skagerrak klart viser nedgang i oksygenkonsentrasjon.
- i fjordene hadde bassengvannet en nedgang i middelværdi for høst-minimumet.
- midlere økning i beregnet oksygenforbruk i bassengvannet for fjorder i Aust-Agder etter 1975 er 50 - 55%, noe som harmonerer godt med målinger av oksygenforbruk i utvalgte fjorder i 1990. Vest for Arendal er det dårligere datagrunnlag, men det synes å være en regional gradient der økningen i oksygenforbruk i fjordene i Vest-Agder har vært 20 - 30%.

Hovedårsaken til denne nedgangen ansees å være en regional utvikling mot større organisk belastning og lavere oksygen-konsentrasjon i Skagerrakvannet, som utgjør en vesentlig del av norsk kystvann ved Skagerrak-kysten. Fjordbassengene vil være påvirket av denne utviklingen gjennom kontinuerlig vannutveksling med kystvannet over fjordtersklene, og mer sporadiske fornyelser av basseng-vannet. I tillegg til denne regionale effekten vil for de enkelte fjordbassengene også være en utvikling i de lokale tilførselene av organisk stoff og næringsalter. Dette prosjektet er rettet mot kystvannet, og man har derfor valgt å vurdere oksygenutvikling og -forbruk i terskelbassenger der det lokale bidraget kan antas å være forholdsvis lite. Analysen av utviklingen i oksygen-forhold i disse bassengene synes å bekrefte en dominerende regional påvirkning.

Størrelsen av den lokale tilførselen av næringsalter og organisk stoff, samt fjordbassengenes topografi og vannutskiftning vil være avgjørende for den lokale påvirkningen av oksygenforbruket. Dette er forhold som vil variere fra sted til sted, men er ikke nærmere vurdert innenfor denne utredningen.

7. BENTHOS

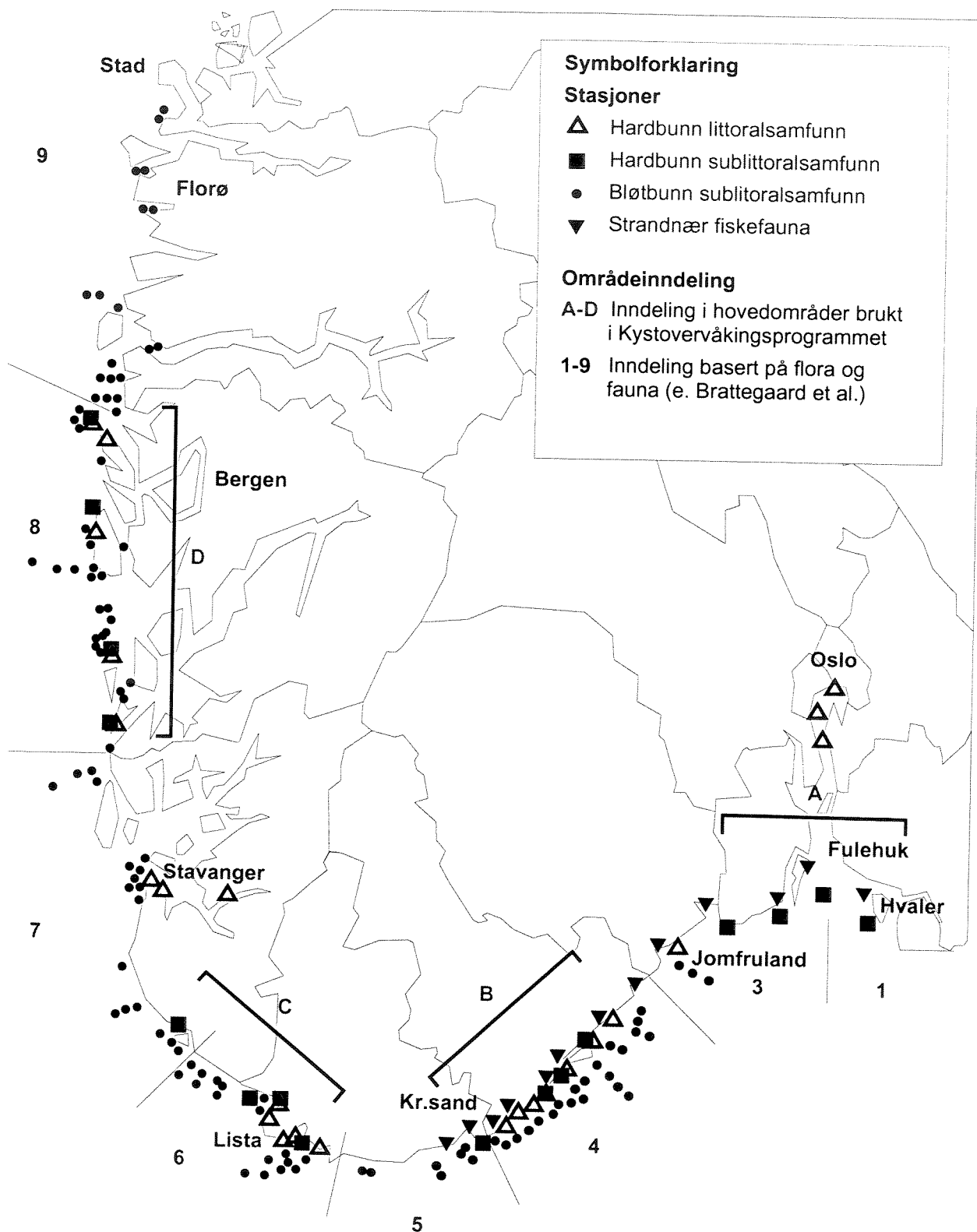
Undersøkelser av benthos-samfunn av marine planter og dyr har lang tradisjon i overvåking av forurensningseffekter. Det er flere egenskaper som gjør slike samfunn spesielt egnet til dette. Organismene er fastsittende eller lite bevegelige og kan derfor ikke unnsnippe en belastning. Flere arter har lang livslengde, slik at deres forekomst vil reflektere miljøforhold bakover i tid. Det er også relativt lett å registrere forekomst av arter i bunnsamfunn kvantitativt. Hvis en belastning først påvirker et slikt samfunn, kan studier av samfunnstruktur vise omfanget av belastningen i tid og rom. Responsene på belastning er f.eks. endret artssammensetning og/eller endret individtetthet av et utvalg arter.

For å kunne fastslå hvilke effekter en eutrofiutvikling har på benthiske samfunn, er det nødvendig med kunnskaper om hvordan den naturlige tilstanden er. Å dokumentere endringer er vanskelig siden gode referansedata ofte mangler. Denne delen av rapporten tar for seg flora og fauna på hardbunn (littoral og sublittoral), bløtbunnsfauna og strandnær fisk. Det er også trukket inn vurderinger av foraminiferfaunaen i dypbassengene i Skagerrak. Det er bare for strandnær fisk og foraminiferfauna at datagrunnlaget kan brukes til å spore endringer over lengre tid.

7.1 Metodikk og data

Kjennskap til hvilke endringer man kan forvente ved en eutrofiutvikling i de biologiske samfunn bygger på erfaringer man har fra områder hvor man med stor grad av sikkerhet kan skille en økt tilførsel av næringssalter fra andre endringer i abiotiske faktorer. Endringer i de biologiske samfunn ved en eutrofibelastning gjenspeiler seg i endringer i artsdiversitet, dominans, biomasse og for benthosalgenes del også endringer i klassesammensetninger (forholdet mellom rød-, brun- og grønnalger) og nedre voksegrense.

Datagrunnlaget for denne vurderingen er hentet fra forskjellige undersøkelser (Moy et al., 1996). Tilgjengelig datamateriale er innsamlet og forsøkt benyttet i en fullstendig vurdering av området. For strekningen Jomfruland - Bergen danner SFTs kystovervåkingsprogram (Pedersen et al., 1995) grunnlag for mesteparten av tilgjengelige data på hard- og bløtbunn. I tillegg er benyttet data fra en rekke lokale resipientundersøkelser utført av Miljøplan/Veritas og NIVA. Vestlandskysten er vesentlig dekket av data fra undersøkelser utført av Universitetet i Bergen. Undersøkelser av strandnær fiskefauna på Skagerrakkysten er gjort av Forskningsstasjon Flødevigen. Oversikt over hva datagrunnlaget dekker er gitt i Figur 7.1.

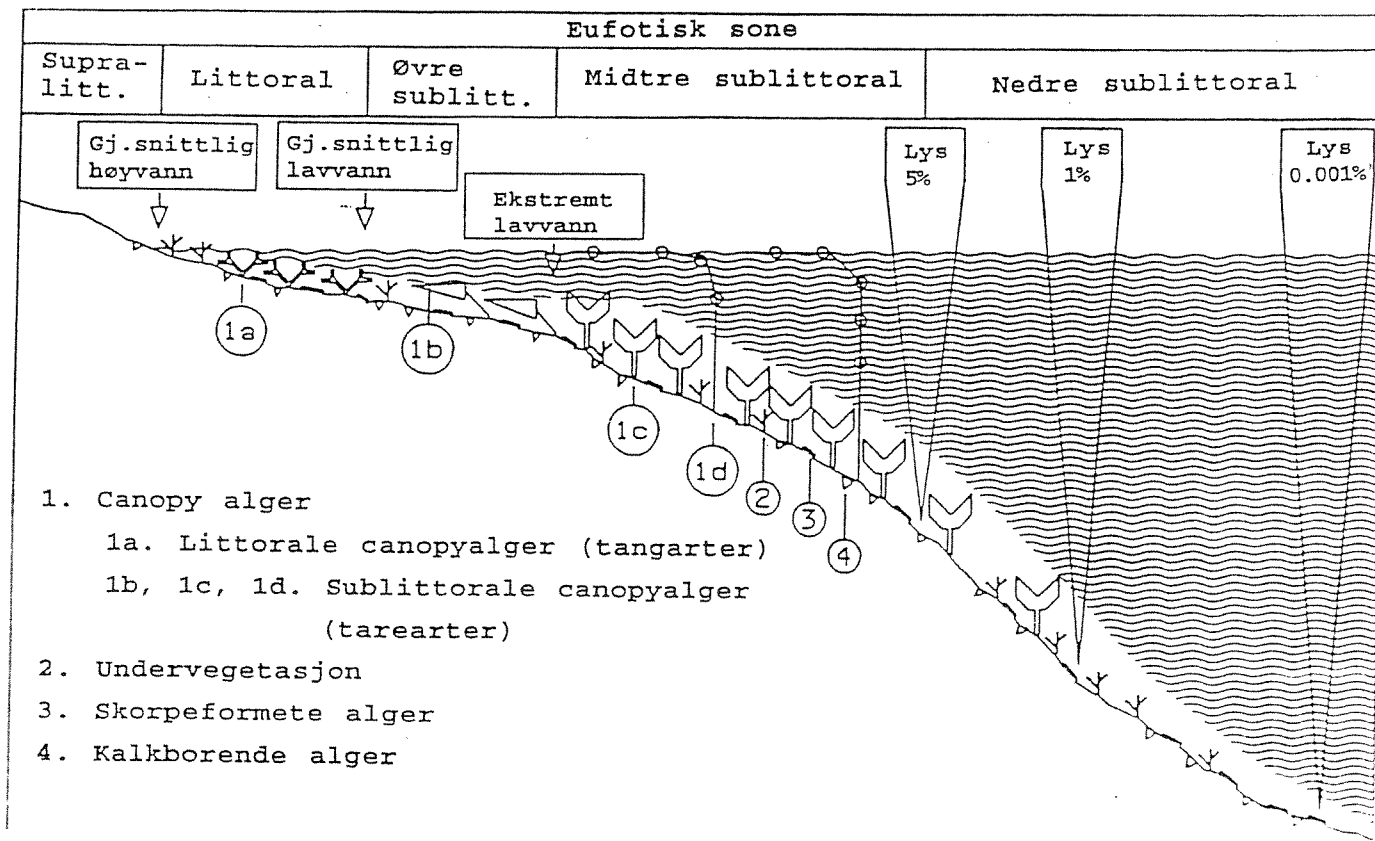


Figur 7.1. Kart som viser stasjoner fra data for fjæresone, sublittoral hardbunn, bløtbunn og strandnær fisk. Områdene A, B, C, D er hovedområdene i kystovervåkingsprogrammet.

7.2 Vurderinger

7.2.1 Hardbunn

Hardbunn er i denne vurderingen delt i to undersøkelsesområder, fjæresonen (området mellom høy- og lavvann) og sublittoralen (til det største dyp for fastsittende algevegetasjon) (Figur 7.2).



Figur 7.2. Utstrekningen av littoral- og sublittoralsonen slik de er benyttet i denne utredningen (Moy et al., 1996).

Fjæresonen

Det er tidligere vist at fjæresamfunn endrer seg ved en sterk og langvarig eutrofibelastning. Man skal imidlertid være oppmerksom på at muligheten for å påvise effekter av en svak og kortvarig eutrofiering er begrenset fordi en har et forholdsvis begrenset erfaringsgrunnlag å bygge på. Det må presiseres at de områder man har erfaringsgrunnlag fra, ofte ligger nær utslippspunkter innerst i fjorder med en begrenset vannutskiftning og mulighet for betydelig opphoping av næringsalter. Samtidig ligger disse områdene ofte nær elveutløp, dvs. ferskvannspåvirkede områder. Da både eutrofi og ferskvannspåvirkning gir like signaler i algesamfunnet, er det vanskelig å avgjøre hvor mye av påvirkningen som kan tilskrives eutrofieringen alene. Referanseområder for å spore effekter av næringsalter

blir derfor områder hvor man vet det har skjedd et betydelig utslipp og samtidig områder uten stor ferskvannstilførsel (eks. Indre Oslofjord). Undersøkelser i andre land støtter opp om de effekter man finner (se Schramm og Nienhuis, 1996).

I området som vurderes er det kjent at det er tildels store forskjeller i de naturgitte miljøforhold. Viktige abiotiske faktorer som tidevann, temperatur- og saltholdighetsregimer endres drastisk (se Kapittel 2). Midlere tidevann i Ytre Oslofjord er ca. 20 cm, avtar til omtrent null ved Egersund for å øke til ca. 90 cm ved Bergen. I tillegg til redusert tidevann i Skagerrak vil endringer i lufttrykk og vindretninger føre til vannstandsendringer i takt med endring i værforhold. Dette medfører at man får en fjæresone som kan være neddykket i lange perioder med vestavær og lavtrykk, og tilsvarende tørrlagt ved østavind og høytrykk. Samtidig er de årlige vekslingene i luft- og sjøtemperatur større i Skagerrak enn på Vestlandet, og overflatesaltholdigheten er redusert i Skagerrak. Tilsammen gjør dette at livsbetingelsene i fjæresonen endrer seg vesentlig innenfor det vurderte området (se Kapittel 2). De endrede livsbetingelsene gir seg utslag i artssammensetningen i fjæresamfunnene. Det er kjent at en del dyre- og algearter har sin østgrense på strekningen Egersund til Arendal. Likevel er det funnet flere arter i Skagerrak enn på Vestlandet innen områder med lik bølgeeksponering (Tabell 7.1). Dette henger sannsynligvis sammen med at sterkt skiftende forhold i Skagerrak skaper en mer heterogen fjæresone enn på Vestlandet.

Tabell 7.1. Antall arter som totalt er registrert i de ulike regionene ved strandsonundersøkelser på semieksperte og beskyttede stasjoner i perioden 1991 - 1995 (fra Moy et al., 1996).

	Vestlandet	Flekkefj. - Lindesnes	Aust-Agder
Antall stasjoner:	4	11	8
Antall observasjoner:	15	17	20
Rødalger	24	37	35
Brunalger	19	21	26
Grønnalger	7	10	15
Sum alger	50	68	76
Sum dyr	37	35	37
SUM arter	87	103	113

Fastsittende alger er kanskje den organismegruppen som egner seg best til å spore endringer i fjæresamfunnene ved langvarige påvirkninger. Om man benytter seg av kvantitative data og ser på prosentvis dekningsgrad av algeklasser og livsform (opportunister kontra flerårige arter), er det tydelige forskjeller mellom ytre kyststrekninger på Vestlandet og sterkt eutrofierte områder. I belastede områder dominerer opportunistiske grønnalger. Dette gir en indikasjon på at ytre stasjoner på Vestlandet ikke er utsatt for eutrofiering av betydning. Kvantitative analyser av littoralsamfunn og sammenligninger av kvalitative data fra 100 år tilbake støtter opp under dette. Det må likevel påpekes at disse samfunnene sannsynligvis er relativt robuste, slik at en svak eutrofiering ikke vil gi påvisbare effekter. Mangel på kvantitative data fra Skagerrak gjør at vi ikke kan gi en tilsvarende vurdering av dette området.

Når det gjelder sårbarhet for eutrofi generelt kan det pekes på at de mer heterogene og skiftende fysiske forhold langs Skagerrakkysten enn på Vestlandet gjør det vanskeligere å spore endringer i littoralsamfunnene i Skagerrak (sml. Kapittel 2).

Sublittoral hardbunn

Sublittoral hardbunn domineres langs hele vår ytre kyst av tareskog. Dette er et svært artsrikt samfunn som struktureres rundt en flerårig (opptil 20 år gammel) art, stortare (*Laminaria hyperborea*). Både til stortarens stipes (flerårige stilk) og hefteorgan er det knyttet mange planter og dyr. Denne arten må derfor sies å være en nøkkelart i sublittoralen. Skulle stortaren forsvinne, vil det få vidtrekkende konsekvenser for det rike dyre- og plantelivet i sublittoralen.

Stortaren endrer størrelse fra områdene i Ytre Oslofjord og vestover. Plantene i Ytre Oslofjord har en stilk på ca. 20 cm. Lengden øker til et maksimum, ca. 250 cm, på Nordvestlandet (Smøla) for så å avta igjen videre nordover. Denne forskjellen i plantenes størrelse gjør seg også utslag i antall påvekstarter. Det er færre epifyttiske alger og dyr på stortareplanter i Skagerrak enn på Vestlandet. Det samme gjelder organismer som er knyttet til stortarens hefteorgan.

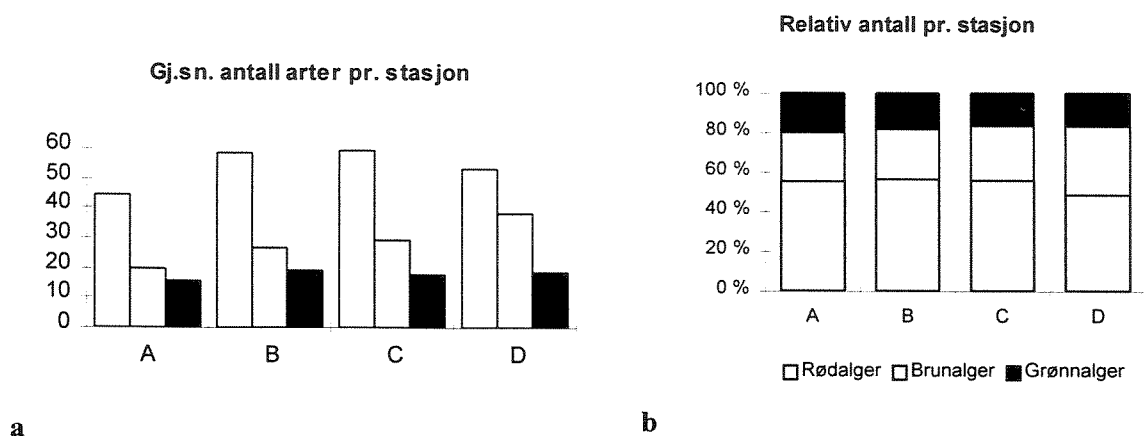
Det er tidligere vist at nedre voksegrense for fastsittende alger er redusert i Ytre Oslofjord. Det er ikke mulig å stille sammen data som kan vise en tilsvarende trend lenger vestover i Skagerrak, da det ikke finnes referansedata tilstrekkelig langt tilbake i tid. Sammenligner man nedre voksegrense for et utvalg av rødalger på kyststrekningen Ytre Oslofjord og vestover, viser disse dataene en grunnere utbredelse på strekningen ned til Arendal enn lenger vest (Moy et al., 1996).

Om man ser på antall arter fastsittende alger langs en geografisk gradient, er det ingen tydelig forskjell mellom sublittorale stasjoner i Ytre Oslofjord og på Vestlandet (Figur 7.3a). Det samme gjelder den prosentvise fordelingen av de tre algeklassene rød-, brun- og grønnalger (Figur 7.3b).

Fauna i tareskogen er et annet organismsamfunn som følges nøye opp gjennom kystovervåkingsprogrammet. Om man foretar en sammenligning av faunakomponentene basert på likhetsanalyser fra alle de sublittorale stasjonene og gjør en ordinasjonsanalyse (MDS), vil de fire hovedområdene (A, B, C, D, se Figur 7.1) skille seg fra hverandre (Moy et al., 1996). De geografiske forskjellene i hydrografiske parametre er imidlertid store (sml. Kapittel 2) og endringer i samfunnsstrukturen kan muligens forklares ut fra tilpasninger til disse innen de forskjellige hovedområdene.

Det er også viktig at man har oversikt over naturlige svingninger i tareskogsystemet, slik at man ikke feiltolker observerte endringer. I Skagerrak finnes det tegn til at det finner sted svingninger i stortarepopulasjonene, både i mengde og i øvre og nedre voksegrense for stortaren (Moy et al., 1996). Slike svingninger kan imidlertid kun fanges opp med gjentatte undersøkelser over lengre perioder, noe som blant annet er hovedmålet med kystovervåkingsprogrammet.

De gradienter som det kan pekes på kan være naturgitte, og det er vanskelig å skille ut eventuelle eutrofi-effekter. Det er mulig at området i Skagerrak vil være mer sårbart for en eventuell påvirkning enn lenger vest. Dette baseres på at nøkkelarten, stortare, er dårlig utviklet i området og derfor vil kunne være mer følsom for belastninger her enn i sitt optimumsområde.



Figur 7.3. Figur over gjennomsnittlig antall sublittorale arter pr. stasjon av rød-, brun- og grønnalger innenfor hvert av de fire hovedområdene (a) og relativt antall arter fordelt på de tre algeklassene i de samme områdene (b).

7.2.2 Bløtbunnssamfunn

Makrofauna

Makrofauna på bløtbunn omfatter dyr større enn 1 mm (praktisk begrensning styrt av innsamlings- og prøvebehandlingsmetoder). Kvantitative undersøkelser av makrofauna på bløtbunn innsamlet med bunngrabb har lange tradisjoner i marin forskning, og metodikken er i stor grad standardisert internasjonalt. Slike undersøkelser har en sentral plass i mange større overvåkingsprogrammer relatert både til eutrofi og annen miljøbelastning, og det finnes et omfattende erfaringsgrunnlag for vurdering av data. Overvåkingsundersøkelser er ofte sentrert rundt endringer i samfunnskarakterer som artsrikhet, individtetthet, diversitet og dominansforhold, men erfaring, blant annet fra omfattende overvåking rundt petroleumsinstallasjoner på kontinentalsokkelen, har vist at slike indekser er mindre følsomme for miljøendringer enn utvalgte enkeltarter (Bakke et al., 1990). Diversitet, et mye brukt mål for endringer i samfunnsstruktur, baserer seg f.eks. kun på individenes fordeling over artene, ikke hvilke arter som kommer eller går. Arter kan derfor erstatte hverandre i samfunnet uten at diversiteten forandres. Gruppering av lokaliteter etter likhet ved hjelp av ulike multivariate analyser har vist seg som en elegant og følsom teknikk for å påvise endringer i bløtbunnssamfunn (Olsgard og Gray, 1995). Disse teknikkene tar hensyn til både hvilke arter som finnes og deres tettheter, og kan koble dette direkte eller indirekte til det utvalg av miljøkarakterer man ønsker å teste virkningen av.

Med de begrensninger i tid og kostnader delutredningen på benthos ble utarbeidet under, har det bare vært mulig å analysere endringer i samfunnsindekser (diversitet, individtetthet) i datamaterialet fra kyststrekningen Jomfruland - Stad. Som utredet nedenfor har analysene ikke gitt klare og entydige indikasjoner på forskjeller/gradienter i sårbarhet overfor eutrofi langs den aktuelle kyststrekningen. Det kan likevel ikke utelukkes at slike forskjeller eksisterer og at de kan identifiseres gjennom en mer omfattende analyse av endringer i enkeltarter langs kyststrekningen, blant annet ved bruk av multivariat teknikk.

Økt næringssalttilførsel til et område vil være grobunn for en økt fytoplanktonproduksjon, som ved utsynking vil gi større næringstilførsel til bunnsedimentene. Ved moderat eutrofiering kan dette

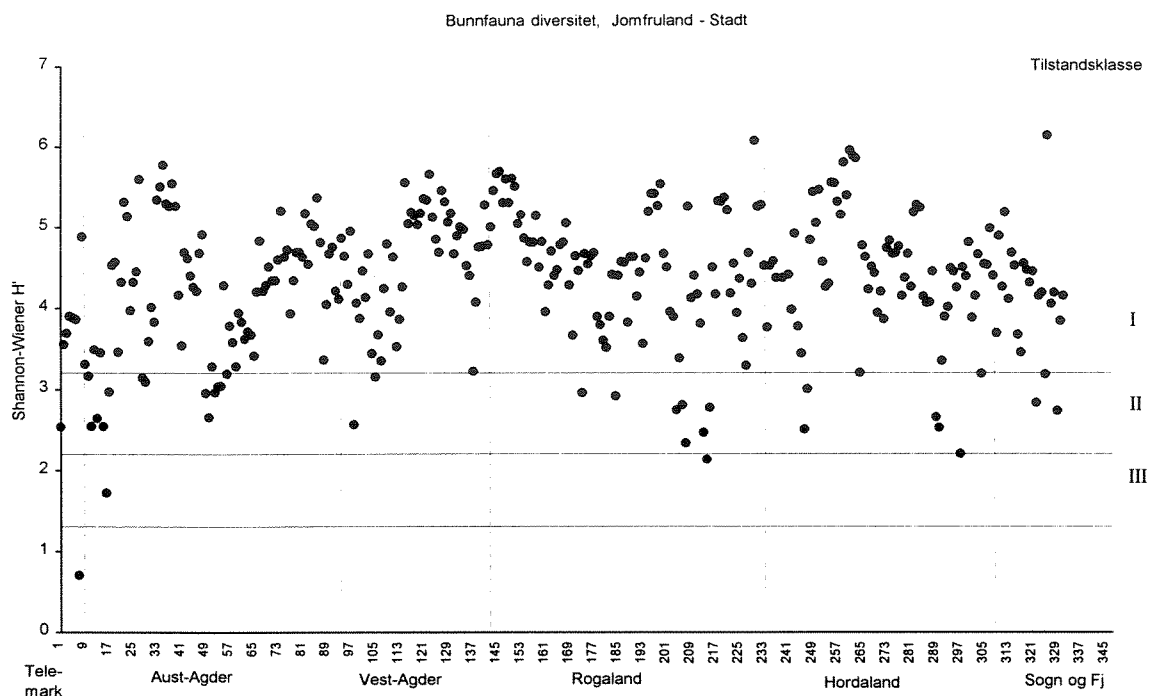
stimulere veksten i den sublittorale bløtbunnsfaunaen, mens sterkere eutrofiering vil kunne gi oksygensvikt og redusert bunnfauna. Det finnes gode eksempler på slike gradienter i samfunnsstruktur entydig knyttet til eutrofigrad (Pearson og Rosenberg, 1978). Tilsvarende som for hardbunnsamfunn er denne faunaen stedbundet og består av arter med levetid på ett til flere år. Den bør derfor kunne identifisere eutrofi-effekter både i tid og rom. Kartlegging av samfunnsstruktur på bløtbunn over større kystområder med fokus på lokaliteter innenfor et begrenset intervall av sedimenttype og dyp bør i utgangspunktet være egnet til å identifisere geografiske gradienter i eutrofi-påvirkning. En sammenstilling og vurdering av tilgjengelig kunnskap om samfunnsstruktur på bløtbunn innen strekningen Jomfruland - Stad er gjort (Moy et al., 1996). Data er hovedsakelig hentet fra undersøkelser utført av NIVA, Universitetet i Bergen og Miljøplan/Veritas. For formålet er materialet avgrenset til

- kvantitative, sammenlignbare bunnfaunaundersøkelser, dvs. på basis av grabbprøver,
- makrofauna (individer > 1 mm),
- data fra ytre kyst og skjærgårdsområder hvor det ikke kan vises til klare kilder for antropogen påvirkning,
- data fra fjordområder med åpen forbindelse til kystvannet,
- norske undersøkelser utenfor kystlinjen ut til midtlinjen i Norskerenna.

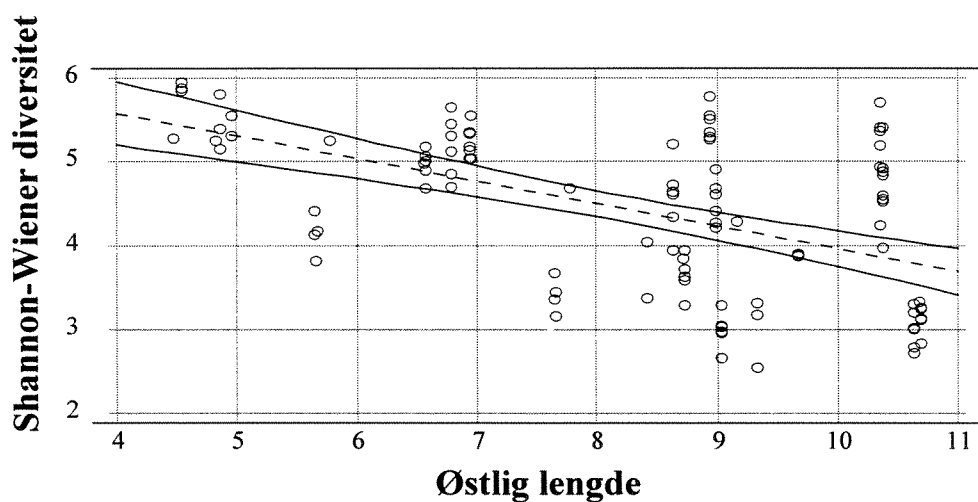
Med disse avgrensningene omfatter vurderingene et utvalg på 347 stasjoner/prøvetakinger (heretter kalt stasjoner) fra totalt 151 lokaliteter (Figur 7.1). Datamaterialet er samlet i perioden 1973 - 1996. De fleste prøvene er fra dybdeintervallet 50 - 200 m. Materialet omfatter også flere tidsserier fra samme stasjon som spenner over 10 år eller lenger. For alle stasjonene finnes informasjon om de sentrale biologiske samfunnsindekser, posisjon og dyp for prøvetaking og en rekke sedimentparametre. Alle data er sammenstilt i en felles database for vurdering av trender i rom og tid.

Figur 7.4 viser variasjonen i Shannon-Wiener diversitet for alle stasjonene. Diversiteten var generelt normal til høy på alle stasjoner. Stasjonene med lav diversitet ved Egersund er tatt på sandbunn som normalt har en lavere diversitet enn blandede sand-/mudderbunner. Når disse stasjonene utelukkes, er det få geografiske trender i materialet. Det som kan bemerkes er at det synes å være noe større variasjon i det østlige området (Kragerø - Tvedestrand) enn ellers på strekningen (sees også i Figur 7.5). Videre viser figuren en svakt stigende tendens i diversiteten fra øst mot vest i Agder-fylkene og en avflating videre vestover/nordover. En sammenstilling av bløtbunnsdata fra kystovervåkingsprogrammet 1990 - 1995, som utgjør mesteparten av grunnlaget i databasen for strekningen Ytre Oslofjord - Flekkefjord, viser en tilsvarende og signifikant stigende tendens i diversitet mot vest (Figur 7.5). Det kan virke som om mye av denne tendensen styres av de dypere stasjonene i kystovervåkingsprogrammet (Pedersen et al., 1995). Det kan være flere årsaker til dette, men siden det er sannsynlig at de dypere områdene i størst grad vil være sluttlager for sedimenterende materiale generert bl.a. i kystområdene, kan en slik gradient reflektere en øst-vest gradient i kvantitet og/eller kvalitet av sedimentert stoff.

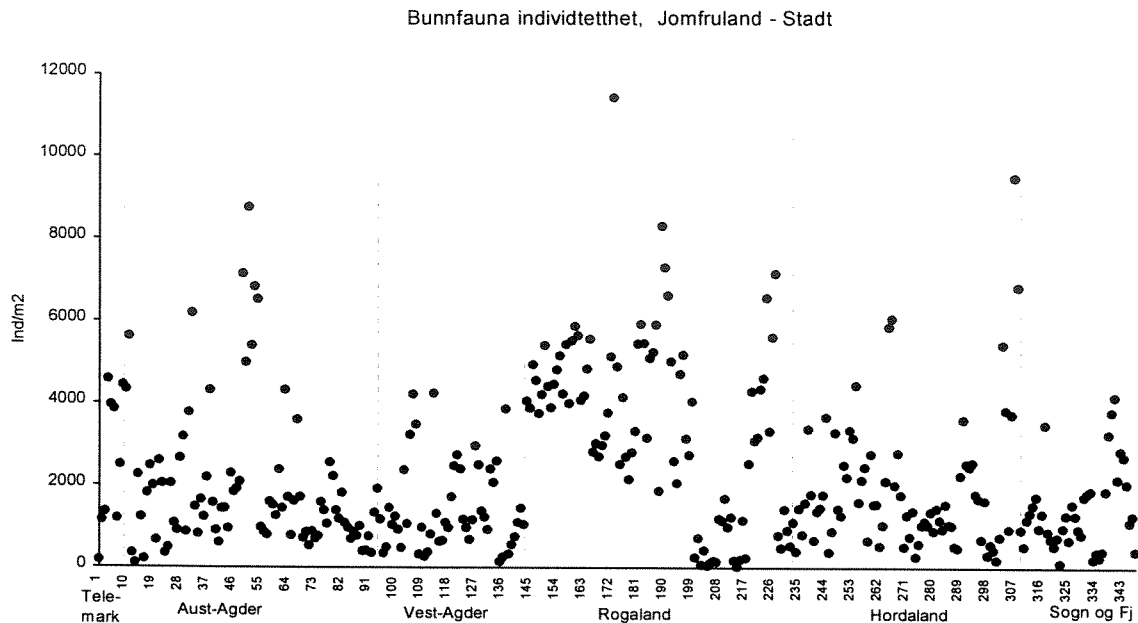
Individtettheten (Figur 7.6) lå for de fleste stasjonene mellom 500 og 3000 ind/m², som regnes som et normalt intervall. Høye tettheter ble funnet på dypere stasjoner utenfor Portør, Lyngør, Tromøy, Jøssingfjord og Håsteinsfjord. Ytre dype stasjoner med høy individtetthet og nedsatt diversitet (ikke entydig tilfelle her) representerer muligens spesielle depositionsområder med større næringstilgang til bunnfaunaen. Tilsvarende områder er ikke funnet lenger nord på kysten, men datamaterialet for denne del av kysten omfatter også få dype stasjoner.



Figur 7.4. Shannon-Wiener diversitet fra alle stasjoner. Stasjonene er ordnet fra øst mot vest og nord. På lokaliteter med gjentatt prøvetaking er hver prøvetaking regnet som stasjon. Nummer for stasjonene refererer til løpenummer i sammenfattende datatabell (Moy et al., 1996, Tabell 11).



Figur 7.5. Endring i Shannon-Wiener diversitet med østlig lengdegrad basert på data fra kystovervåkingsprogrammet 1990 - 1995. Diversiteten er gitt pr. stasjon og år. Regresjonen er signifikant, $p < 0.01$.

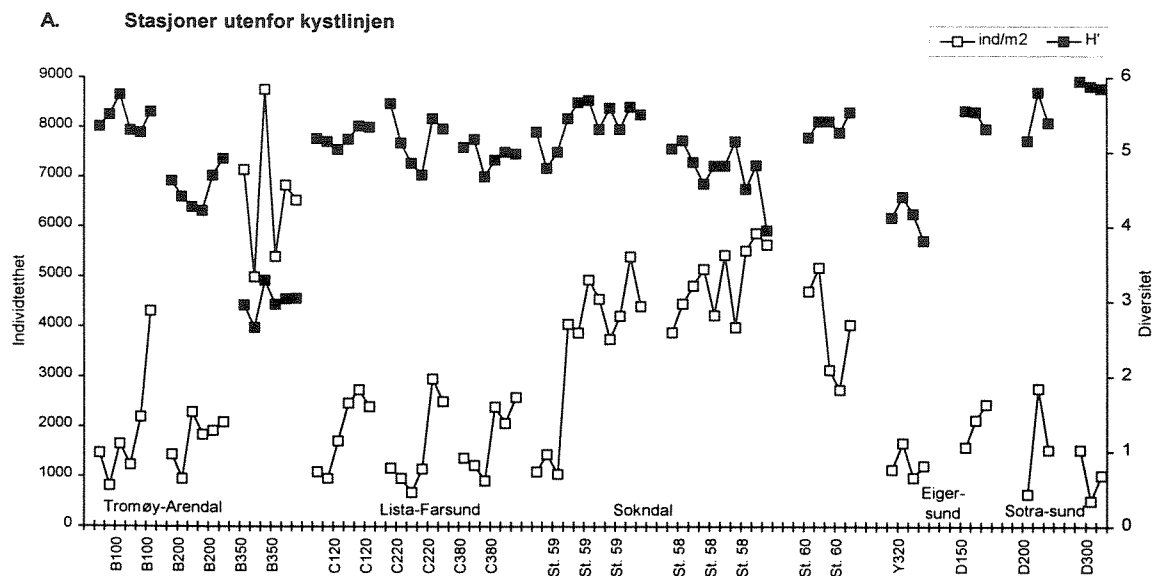


Figur 7.6. Individtetthet (ind. pr. m²) fra alle stasjoner. Stasjonene er ordnet som i Figur 7.4.

Figur 7.7 viser endring i individtetthet og diversitet over tid på stasjoner utenfor kystlinjen der tidsserier finnes. For området Jomfruland - Sokndal (Rogaland) synes det å være en tendens til økende fauna-tetthet med tid i 7 av de 8 tidsseriene. En slik tendens kan ikke spores lenger nord eller på stasjonene i selve kystområdet (Moy et al., 1996). Tidsseriene som viser stigende tetthet er imidlertid ikke synkrone. For stasjonene ved Sokndal (Rogaland) foregikk tetthetsøkningen sist på 80-tallet og på kystovervåkingsstasjonene ganske synkront fra først på 90-tallet. Begge dataseriene har en avflating/fall rundt 1989 - 91 som kan ha sammenheng med *Chrysochromulina*-oppblomstringen.

Biomasse av bunnfauna er bare målt i noen få undersøkelser. I kystovervåkingsprogrammet ble det i 1994 påvist en geografisk forskjell i biomasse i form av en økning i gjennomsnittlig individvekt fra vest mot øst for tre av de vanligste artene børstemark (Pedersen et al., 1995). Det at dette var sammenfallende med høy individtetthet av de samme artene, kan tyde på større tilførsel av næring til bunnsedimentene i øst.

De trender som er funnet i datamaterialet for bløtbunnfauna langs den aktuelle kyststrekningen og som ansees være reelle: Minkende diversitet og økende individuell biomasse av enkelte viktige arter mot øst, og økende individtetthet med tid i perioder utenfor kystlinjen fra Jomfruland til Sokndal (Rogaland), er hver for seg sammenfallende med trekk man kan forvente ved en gradvis høyere og økende eutrofigrad fra vest mot øst. Så lenge man først og fremst mangler historiske data som direkte kan belyse om hvorvidt de geografiske gradienter i diversitet og biomasse har vært stabile over lengre tid, kan man imidlertid vanskelig sondre mellom en naturgitt geografisk forskjell langs denne kyststrekningen og en effekt av nyere antropogene tilførsler. Som for hardbunn er det en rekke naturgitte topografiske og hydrofysiske faktorer som naturlig endrer seg over denne kyststrekningen og som kan virke inn på faunastrukturen på sedimentet. Økningene i faunetetthet over tid er også påvist over



Figur 7.7. Variasjon i individtetthet og diversitet på lokaliteter utenfor kystlinjen (over to km fra land) som har vært prøvetatt flere ganger.

relativt korte tidsintervaller og ikke synkront for kyststrekningen og kan meget vel reflektere naturlige svingninger eller periodisitet forårsaket av f.eks. regionale endringer i klima eller rekrutteringsbetingelser.

Et alternativ til historiske data for å analysere årsaker til de regionale forskjellene, er å gjøre en omfattende analyse av sedimentegenskaper og andre miljøforhold som potensielt kan påvirke faunasammensetningen. Gjennom korrespondanseanalyser kan man undersøke i hvor stor grad hver av disse egenskapene er med på å forklare variabilitet og påviste gradienter i faunasamfunnet, og deretter analysere om de styrende egenskapene på entydig måte er knyttet til eutrofi, eller om de indikerer andre naturgitte eller antropogene gradienter. Grunnlaget for å gjøre slike analyser finnes i praksis ikke for den aktuelle kyststrekningen fordi den nødvendige sediment- og annen miljø-informasjon mangler. Pedersen et al. (1996) har vist at samtlige forklaringsvariable man har mål for i kystovervåkingsprogrammet (og også i de fleste andre programmer) bare kan forklare ca. 40% av variasjonen i bunnfaunadataene. Omlag 30 - 40% av variasjonen representerte systematiske forskjeller mellom lokalitetene som det ikke finnes forklaringsvariable for. Det synes derfor innlysende at mye kan vinnes ved bedre karakterisering av miljøet på og rundt bløtbunnslokalitetene.

Det er stilt spørsmål ved hva effektene av en 50% økning i organisk belastning vil være på bløtbunns-samfunn. Med den variabilitet som preger bløtbunns-samfunn fra ulike lokaliteter og det sett av andre miljøfaktorer man også må forvente påvirker samfunnsstrukturen, vil slike anslag være spekulative. Analysene fra kystovervåkingsprogrammet har riktignok vist at sedimentenes organiske innhold (TOC) forklarer en relativt stor andel (ca. 20%) av variasjonen i faunadataene, men også at TOC er sterkt korrelert med dyp og mengde finfraksjon. Det er derfor vanskelig å vurdere i hvor stor grad en 50% økning av TOC-innholdet i sedimentene alene vil påvirke faunasammensetningen. På stasjonene i kystovervåkingsprogrammet i perioden 1990 - 1994 lå TOC-konsentrasjonene mellom ca. 3 og ca. 25 mg/g primært avhengig av kornfordeling, dvs mengde finfraksjon (Pedersen et al., 1996). En grunn

stasjon (B50) hadde TOC-verdier grovt sett 50% høyere enn stasjonene forøvrig med samme kornfordeling. Faunaen her skilte seg ikke ut på særskilt måte i diversitet eller individtetthet, men ordinasjonsanalyse (MDS) indikerte at faunasammensetningen var svakt forskjellig fra andre grunne stasjoner, og med større generell likhet til østlige enn vestlige stasjoner. Dette indikerer i alle fall at en 50% økning i sedimentenes organiske innhold kan være nok til å gi detekterbare fauna-endringer. Hvorvidt dette også gjelder for dypere stasjoner, er umulig å si.

Foraminiferfauna

Foraminiferer er en gruppe encellede dyr som finnes i de frie vannmasser og på bunnen i alle hav. Mange arter bygger skall hvor hovedbestanddelen er kalk, mens andre igjen har agglutinerte skall (former med sandskall i stedet for kalkskall). Siden skallene er bestandige, er foraminifer-sammensetningen i bunnvleiringer viktige indikatorer på tidligere miljøforhold.

En sammenligning av foraminiferdata fra 1937, 1949/51 og 1992/93 viser at det har foregått en endring i sammensetningen av foraminiferfaunaen i de dypere liggende deler av Skagerrakkbassenget og en økning i populasjonen av en opportunistisk art på den danske skråningen (Alve og Murray, 1997, in press). Samtidig har det funnet sted en økning i bestanden av agglutinerte foraminiferer i Skagerrakkbassenget. Dette indikerer at forholdene har endret seg i de dypere områdene i Skagerrak.

Analyse av kjerneprøver fra Skagerrak har vist at akkumulasjonsraten av agglutinerte foraminiferer var relativt stabil fra ca. 1770 og frem til 1940 - 1960, og at den videre har økt siden sent på 1960-tallet (Alve, 1996). Det er ikke klart hva som har forårsaket økningen, - øket næringstilbud, endringer i sedimentforhold eller annet, men observasjonene indikerer at det har skjedd en endring i sedimentforholdene rundt denne tiden. Videre viser kjerneprøvene også at forekomsten av foraminiferkalkskall i sedimentene har minket siden ca. 1970 selv om levende populasjoner er dominert av slike former. Dette er en sterk indikasjon på økt karbonatoppløsning (som løser opp kalkskallene) har foregått siden ca. 1970 (Alve, 1996). Lavere pH i overflatesedimentene kan settes i sammenheng med økt organisk sedimentasjon til de dypere områdene. Foraminiferdataene peker derfor i retning av at det har skjedd en endring i sedimentforhold i de dypere delene av Skagerrak etter ca. 1970, og at dette i alle fall delvis kan skyldes økt organisk sedimentasjon.

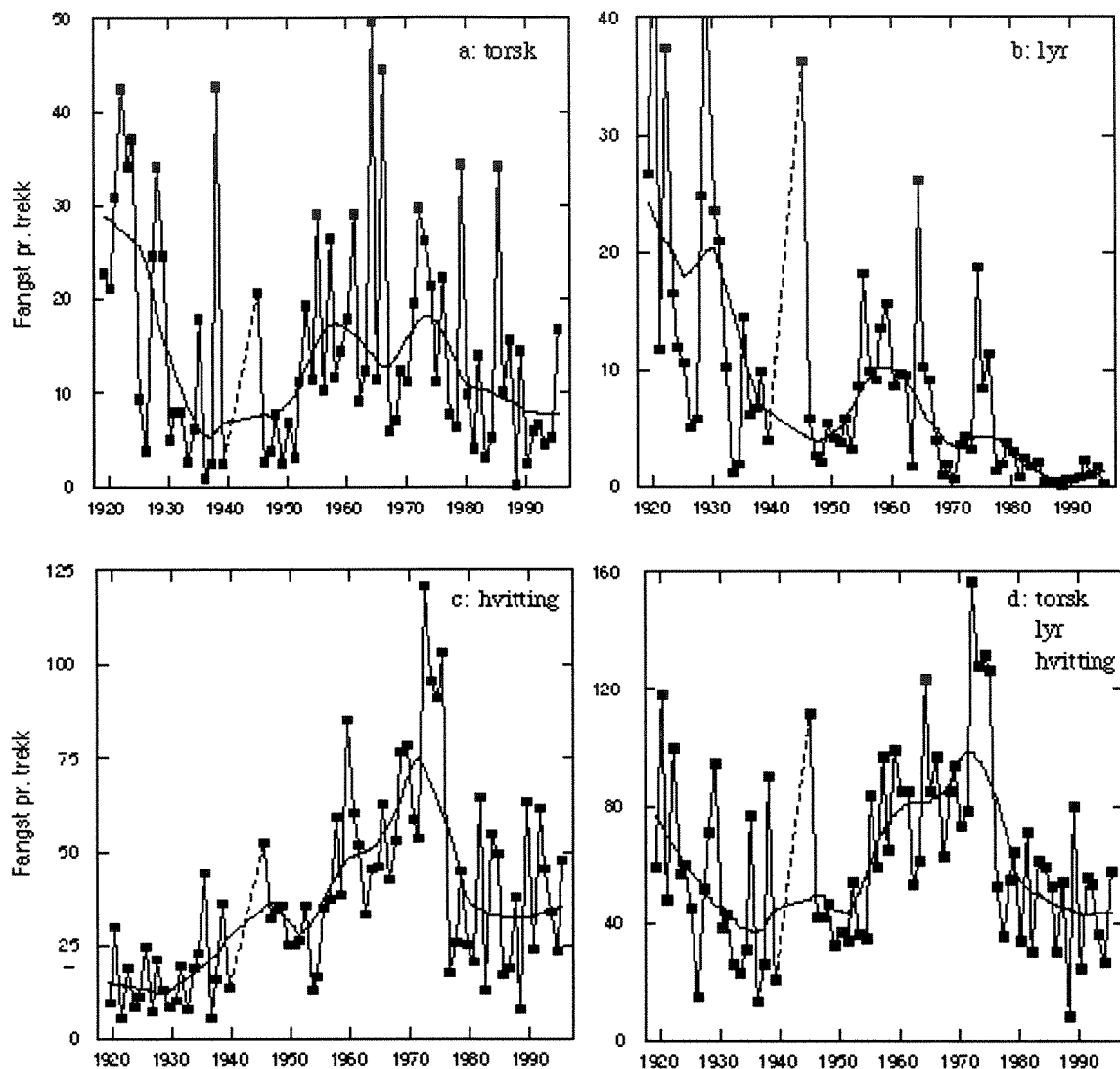
7.2.3 Strandnær fiskefauna

Årlige undersøkelser av fiskeforekomster på grunt vann langs Skagerrakkysten ved hjelp av strandnot er foretatt tilbake til 1919. Stasjonsnettene dekker strekningen fra Tjøme til Torvefjord ved Kristiansand, og metodikken er strengt standardisert. Undersøkelsene har gitt et meget godt datagrunnlag for å følge de historiske endringene i 0-gruppebestandene (ca. et halvt år gammel fisk) av flere viktige fiskeslag.

Forekomsten av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting fra disse innsamlingene viser store variasjoner fra år til år både samlet for kyststrekningen (Figur 7.8) og på den enkelte stasjon. Figuren viser også eksempler på flere etterfølgende svake eller sterke årsklasser som gir inntrykk av svingninger over lengre perioder. Resultatene viser jevnt over at alle tre artene opplevde en nedgang i forekomsten av 0-gruppe langs Skagerrakkysten på midten av 1970-tallet. Dette fallet foregikk synkront over hele området. Nedgangen var sterkest for hvitting. Nedgangen har også vært sterkest i de vestlige deler av undersøkelsesområdet.

Rekruttering hos fisk karakteriseres generelt av store svingninger over tid. Det er en rekke meteorologiske, hydrofysiske, økologiske og biologiske faktorer som kan virke inn på gytebestander, larve-

forekomster og 0-gruppebestander hos disse artene og som kan ha forårsaket de observerte svingningene. Det er vanskelig å koble mønsteret i svingningene til bestemte faktorer eller grupper av faktorer, deriblant eutrofi.



Figur 7.8. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe torskefisk i perioden 1919 - 1995 på 37 faste strandnotstasjoner på Sørlandskysten (Torvefjorden ved Søgne til Kragerø) (Moy et al., 1996).

7.3 Oppsummering

Hardbunnssamfunn

Følgende endringer kan påpekes på strekningen Jomfruland - Stad:

- Samfunnsstrukturen på littoral og sublittoral hardbunn endrer karakter fra øst mot vest
- En del littorale arter har sin østgrense på strekningen
- Stortare øker i individstørrelse og tetthet fra øst mot vest
- Noen utvalgte rødalger viser en grunnere nedre voksegrense på strekningen Jomfruland til Arendal sammenlignet med lenger vest.

Det datamaterialet som finnes for sublittorale hardbunnsorganismer er meget begrenset, og ut fra dette kan det vanskelig konkluderes hvorvidt det er noen effekter av en eventuell eutrofipåvirkning på noen deler av den undersøkte kyststrekningen fra Jomfruland til Stad. En sterk effekt av eutrofi er ikke sannsynlig, men svakere eutrofipåvirkning kan ikke utelukkes. Det er imidlertid indikasjoner på at området Skagerrak er mer sårbart for en eventuell eutrofipåvirkning enn lenger vest.

Bløtbunnssamfunn

Følgende endringer kan påpekes på strekningen Jomfruland - Stad:

- Økende diversitet i makrofauna fra øst mot vest
- Endret samfunnstruktur fra øst mot vest i de dypere områder
- Avtagende gjennomsnittlig individvekt fra øst mot vest for tre av de vanligste artene børstemark.

Disse er hver for seg sammenfallende med trekk man kan forvente ved en gradvis høyere og økende eutrofigrad fra vest mot øst. Det er imidlertid ikke datagrunnlag for å sonde mellom en naturgitt geografisk forskjell langs denne kyststrekningen og en effekt av nyere antropogene tilførsler. Analysene gjennomført til nå på makrofauna har ikke indikert forskjeller/gradienter i sårbarhet overfor eutrofi langs den aktuelle kyststrekningen.

Endringer i foraminiferfaunaen tyder på økt organisk sedimentasjon til dypområdene i Skagerrak siden ca. 1970.

Fisk

Årlige undersøkelser av fiskeforekomster på grunt vann langs Skagerrakkysten viser store variasjoner fra år til år med en nedgang i forekomst av 0-gruppe torskefisk på midten av 1970-tallet. Det er vanskelig å koble mønsteret i svingningene til bestemte faktorer eller grupper av faktorer, deriblant eutrofi.

8. SAMMENFATTENDE BESKRIVELSE OG VURDERING

8.1 Faglige vurderinger

8.1.1 Vannmasser og blandingsforhold

I store trekk renner den norske kyststrømmen vestover langs Skagerrakkysten og fortsetter nordover langs kysten av Vestlandet. Kyststrømmen er en del av den storstilte vannsirkulasjonen i Nordsjøen og er en fortsettelse av en kyststrøm som renner nordover langs den danske vestkysten og utstrømmende vann fra Østersjøen gjennom Kattegat. Den norske kyststrømmen består derfor av en blanding av vann fra kystområdene i den sørlige Nordsjøen og fra Østersjøen og Kattegat, iblandet Atlanterhavsvann fra Nordsjøen og Norskehavet.

Et fremtredende trekk ved den norske kyststrømmen er dens høye variabilitet både i tid og rom. Et øyeblikksbilde av strømmønsteret er tilnærmet kaotisk med virvler, fronter og områder med sterke strømmer spredt utover. Dette mønsteret skapes av naturlige blandingsprosesser i vannmassene både vertikalt og horisontalt på relativt liten skala (1-10 km). Til tross for et tilsynelatende kaos er det en viss orden på bevegelsen. En slik orden fremkommer ved å midle over lange tider og store avstander, og gir derigjennom de storstilte trekk i strømmer og vannmassefordeling. Det er imidlertid viktig å være klar over at den kaotiske bevegelsen til enhver tid gir opphav til spredning og bidrar til en høyst variabel transport av f.eks. næringssalter og algeforekomster.

Den norske kyststrømmen har lavere saltholdighet enn vannmassene i den sentrale og nordlige Nordsjøen og Atlanterhavsvannet som renner gjennom Skagerrak. Kyststrømmen fremstår derfor som en vannmasse som flyter opp på tyngre vann og som blir holdt inne mot kysten på grunn av jordrotasjonen (som fører til avbøyning av strømmen mot høyre av strømrretningen på den nordlige halvkule). Ferskvann fra elver bidrar til å redusere saltholdigheten. Tilførselene av ferskvann til den sørlige Nordsjøen er som årsgjennomsnitt i underkant av $5.000 \text{ m}^3/\text{s}$ mens ferskvannstilførselen til Kattegat fra elver og fra Østersjøen er ca. $15.000 \text{ m}^3/\text{s}$. Ferskvann fra disse to områdene utgjør hovedkilder til den lavere saltholdighet i kyststrømmen. De naturlige blandingsmekanismer på liten skala (1-10 km) fører til at saltere underliggende og utenforliggende vann med opprinnelse i Atlanterhavsvann blandes inn i kyststrømmen og derigjennom bidrar til å fortynne ferskvannet og øke saltholdigheten i kyststrømmen. Samtidig vil nye ferskvannstilførsler ved avrenning fra Norge bidra til å redusere saltholdigheten. Ferskvannstilførselene fra elver til indre Skagerrak er ca. $2.500 \text{ m}^3/\text{s}$ mens tilførselene til Vestlandet (fra Lista til Stad) er ca. $3.000 \text{ m}^3/\text{s}$.

Den midlere tykkelse og horisontal utstrekning av kyststrømmen varierer både i rom og i tid. Utenfor Sørlandskysten kan kyststrømmen være mer enn 100 m dyp, men grunnere i lenger avstand fra land. Den øvre del av kyststrømmen består av Skagerrak kystvann med saltholdighet under 32. Vanligvis er kyststrømmen grunn og bred om sommeren og høsten mens den er dypere og smalere om vinteren. Langvarig vind mellom sør og vest fører til en blokkering av kyststrømmen slik at kystvannet blir holdt igjen i Skagerrak og sprer seg sørover mot Danmark. Når vinden skifter slippes det oppstuede vannet ut som en sterk strøm langs norskekysten. Slike

blokkerings- og utbruddsepisoder skjer flere ganger i året og bidrar sterkt til variabilitet ved kysten av Sør-Vestlandet.

Det er vist at kyststrømmen ved Arendal til stor grad er et blandingsprodukt mellom vann fra den sørlige og sentrale Nordsjøen som renner forbi Hirtshals og vann som renner ut fra Østersjøen gjennom Kattegat. Kyststrømmen langs Skagerrak ned til Arendal er derfor i liten grad fortynnet med saltere vann fra den nordlige Nordsjøen og Norskehavet. I perioder renner noe av kyststrømmen innom Ytre Oslofjord, men mesteparten av tiden strømmer den forbi på utsiden og treffer kysten i området ved Jomfruland.

Skagerrakkysten mellom Jomfruland og Arendal er i omtrent samme grad påvirket av blandingsvannmassene fra den sørlige og sentrale Nordsjøen og fra Kattegat. Som et gjennomsnitt består Kyststrømmen ved Arendal av ca. 20 % kontinentalt kystvann fra den sørlige Nordsjøen og Tyskebukta, ca. 20 % Kattegatvann som til stor grad stammer fra Østersjøen, og ca. 60 % vann fra den sørlige og sentrale Nordsjøen. De norske tilførsene av ferskvann utgjør et lite bidrag til volumtransporten i kyststrømmen. Fra Arendal og vestover skjer det en vesentlig fortykning av ferskvannsinholdet i kyststrømmen ved horisontal og vertikal innblanding av saltere Atlanterhavsvann. Graden av fortykning er beregnet ut fra observert økning i saltholdighet og ved bruk av en matematisk modell. Ved Lindesnes er kyststrømmen fortynnet til ca. 2/3 av sin sammensetning ved Arendal.

Kyststrømmen bøyer av mot høyre på grunn av jordrotasjonen og vil derfor generelt følge kysten. I området ved Lista blir dette motvirket ved at kysten også svinger mot høyre. En kan populært si at kyststrømmen har problemer med å holde indre bane i svingen rundt Listalandet. Denne tendensen forsterkes i perioder med nordlige og vestlige vinder som vil bremse kyststrømmen og føre den ut fra kysten. Slike forhold har en særlig ofte om våren og forsommeren på Sør-Vestlandet og de fører til oppstrømning av saltere og kaldere vann fra dypere vannlag inne ved kysten. Disse begivenhetene med transport av kyststrømmen ut fra kysten og oppstrømning nær land ved Lista fører til en stor grad av blanding og ytterligere fortykning av kyststrømmen. I området ved Egersund er kyststrømmen fortynnet til ca. 1/3 av sin sammensetning ved Arendal.

Et tredje område hvor det skjer en betydelig blanding og fortykning av kyststrømmen er like nord for Boknafjorden. Her blir Norskerenna grunnere, og det er mye ustabiliteter med virveldannelse og blanding i kyststrømmen. Ved Utsira og videre nordover langs Vestlandet viser modellberegninger at kyststrømmen er fortynnet til 10 % eller mindre av sin opprinnelige sammensetning ved Arendal.

Ferskvann fra Norge tilføres kyststrekningen med tyngdepunkt i to områder. Ytre Oslofjord området mottar avrenning fra Østlandet via Glomma og Dramselva. Dette ferskvannet gjør seg tydelig gjeldende som et øvre og tynt brakkvannslag i Ytre Oslofjord. Brakkvannslaget har imidlertid kort oppholdstid i Ytre Oslofjord og transporteres ut og blandes inn i kyststrømmen. Særlig i perioden mai-juni med vårflom i elvetilførslene kan dette norske ferskvannet ha en tydelig påvirkning på kyststrømmen langs Skagerrakkysten. Et godt eksempel på dette var flommen i 1995 som førte til lav saltholdighet og utpreget lagdeling i kyststrømmen.

Det andre området med stor tilførsel av ferskvann er Vestlandet hvor snøsmelting fører til stor avrenning om sommeren. Tilførslene av ferskvann til fjordene på Vestlandet fører til at saltholdigheten i kystvannet ikke øker mye fra Utsira og nordover. Det opprinnelige ferskvannet i kyststrømmen blir fortsatt fortynnet ved innblanding av saltere Atlanterhavsvann, men virkningen av dette på saltholdigheten motvirkes av nye tilførsler av ferskvann.

8.1.2 Tilførsler av næringssalter

Vannmassene som renner gjennom Skagerrak mottar store tilførsler av næringssalter oppstrøms i sørlige Nordsjø og i Kattegat. De totale tilførslene var i 1990 ca. 700.000 tonn N og ca. 40.000 tonn P til den sørlige Nordsjø og ca. 70.000 tonn N og 2.500 tonn P til Kattegat (ANON 1993a). Beregninger antyder at rundt 0.4 mill. tonn N/år blir transport med Jyllandstrømmen fra kystområdene i den sørlige Nordsjø og inn i Skagerrak.

Tilførslene til disse oppstrømsområdene har økt markert i løpet av de senere ti-årene. For tilførslene til den sørlige Nordsjøen har det vært en forskjell mellom nitrogen og fosfor. Fosfor økte frem til 1970-årene, men har siden flatet av eller avtatt noe på grunn av ulike tiltak. For nitrogen derimot har det vært en markert økning etter 1980. Dette har ført til at det nå er en stor skjevhet i forholdet mellom nitrogen og fosfor, med et stort overskudd av nitrogen. Dette gjelder særlig om vinter og vår når tilførslene av nitrogen ved avrenning fra jordbruksarealer er store. De store tilførslene av N har også gitt en betydelig økning i forholdet mellom N og silikat. Om høsten er tilførslene av nitrogen betydelig redusert og det er et overskudd av fosfor i forhold til nitrogen (Aure et al. 1989, Hickel et al. 1995). Også tilførslene direkte til Kattegat og indirekte fra Østersjøen har vist en økning og er nå karakterisert ved et stort overskudd av nitrogen i forhold til fosfor.

Som en oppfølging av Nordsjøavtalen om 50 % reduksjon i tilførsler av næringssalter mellom 1985 og 1995, rapporterte de fleste land på Esbjerg-konferansen i 1995 at en slik reduksjon var tilnærmet nådd for fosfor, men at det var mindre reduksjoner for nitrogen. Selv om målet er å oppnå ytterligere reduksjoner i nitrogen vil dette kreve stor innsats knyttet særlig til jordbruksektoren. Det er usikkert hvor mye en vil kunne redusere tilførslene av nitrogen og det må forventes at ubalansen mellom nitrogen og fosfor med overskuddet av nitrogen vil holde seg i tiden fremover. Intensivering i jordbruket i de østeuropeiske landene som drenerer til Østersjøen og Nordsjøen vil også kunne bidra til økte tilførsler og forsterke nitrogenoverskuddet.

Størrelsen av tilførslene av næringssalter til kystvannmassene i den sørlige Nordsjøen og Kattegat kan illustreres ved å sammenholde de med den naturlige transporten med vann gjennom disse områdene. For nitrogen er de årlige tilførslene av samme størrelse som de årlige naturlige transportene med henholdsvis Jyllandstrømmen og utstrømningen gjennom Kattegat (ANON, 1993a).

De årlige transportene av næringssalter med kyststrømmen langs Skagerrakkysten er beregnet til 0.4 og 1.7 millioner tonn for henholdsvis nitrat og totalt nitrogen (Tot-N). Transporten av nitrat skjer i hovedsak om våren og forsommeren og består delvis av overskuddet av nitrat fra de antropogene tilførslene til den sørlige Nordsjøen.

De norske tilførsler av næringssalter til Skagerrakkysten kommer i stor grad sammen med elvetilførslene av ferskvann til Ytre Oslofjord området. For nitrogen er de totale tilførslene her for 1993 beregnet til ca. 25 tusen tonn (total nitrogen). Av dette utgjør naturlig avrenning ca. 40 % mens resten kommer noenlunde likt fordelt fra henholdsvis jordbruk og befolkning. I gruppens rapport (ANON, 1996a) for Ytre Oslofjord ble det konkludert at de norske tilførslene hadde en tydelig virkning på næringssaltbudsjettet og algeveksten i de indre deler av Ytre Oslofjord, men at de hadde liten betydning for situasjonen i de ytre deler av Ytre Oslofjord. De norske tilførslene av total nitrogen av antropogen opprinnelse på ca. 15 tusen tonn utgjør ca. 1 % av den beregnede årlige transporten av total nitrogen i kyststrømmen i Skagerrak. For total fosfor utgjør de norske

tilførslene ca. 0.5 % sammenlignet med transporten i Kyststrømmen. I sommerperioden etter at næringssaltene er uttømt i det øvre vannlaget vil de norske tilførslene kunne gi et noe større bidrag til næringssaltbudsjettet i kystvannmassene.

Det andre hovedområdet for norske tilførsler av næringssalter er Vestlandet fra Rogaland til Stad. Tilførslene av total nitrogen i 1993 er beregnet til ca. 27 tusen tonn hvorav vel halvparten er naturlig avrenning. For tilførslene av antropogen opprinnelse på ca. 13 tusen tonn kommer rundt en tredjedel fra akvakultur. Tilførslene av total fosfor i 1993 er beregnet til ca. 1.900 tonn hvorav 90 % er av antropogen opprinnelse. Ca. halvparten av tilførslene kommer fra akvakultur. Disse tilførslene kommer som mange små utslipp over et stort område. Beregninger for fjordområder viser at antropogene utslipp av næringssalter fra akvakultur, jordbruk eller befolkning vil utgjøre et meget lite bidrag til innholdet av næringssalter i vannmassene (Aure og Stigebrandt 1990). Sammenholdt med transportene av næringssalter i kyststrømmen, som her sannsynligvis er større enn beregningene gjort for Skagerrakkysten, vil de norske tilførsler av total fosfor og total nitrogen på årsbasis utgjøre rundt 1 % eller mindre.

8.1.3 Bidrag til økning i konsentrasjoner av næringssalter i kystvannet

De langtransporterte næringssaltene bidrar til økning i konsentrasjonene i kystvannmassene langs Skagerrakkysten. Dette er beregnet ved å sammenligne data for konsentrasjoner av næringssalter i kystvannet ved Arendal for perioden 1990-95 med data fra perioden 1975-80. Denne referansen fra perioden 1975-80 er funnet å samsvare bra med situasjonen i Raunefjorden i årene etter 1990, noe som indikerer at situasjonen på Skagerrakkysten før 1980 var relativt lite påvirket. Dette støttes av utviklingen av konsentrasjoner av næringssalter i Tyskebukta hvor den sterkeste økningen i nitrogen kom etter 1980. Det har imidlertid vært økning i tilførslene og konsentrasjonene av næringssalter også før 1980, særlig for fosfor som økte gradvis fra 1960-årene. Dette gjør at våre beregninger sannsynligvis underestimerer det antropogene bidraget til økning i konsentrasjonene noe. Dette kan være særlig tilfelle for fosfor som viste sterkest økning i konsentrasjonene i Tyskebukta før 1980.

Beregnet økning i konsentrasjonen av nitrat i kystvannmassene ved Arendal for vinter og vårperioden (januar-mai) i 1990-95 er ca. 100 % av det opprinnelige, dvs. det har vært omtrent en dobling siden 1975-80. For kystvannet ved Lista er den tilsvarende økningen i konsentrasjonen av nitrat beregnet til ca. 60 %. For uorganisk fosfat har økningen vært vesentlig mindre, med en beregnet overkonsentrasjon på ca. 10 % ved Arendal og Lista i forhold til 1975-80. Sammenlignet med beregnede konsentrasjoner i 1960-årene har økningen trolig vært ca. 30 %. Forskjellen i utviklingen i nitrat og fosfat har ført til en markert økning også i N/P-forholdet med en faktor på ca. 1.8 ved Arendal og 1.5 ved Lista som gjennomsnitt for vinter og vårperioden. I sommer og høst perioden (juni-oktober) har det derimot vært en nedgang i konsentrasjonene av nitrat og uorganisk fosfat i 1990-95 sammenlignet med 1975-80. Grunnen til en slik nedgang er ikke klart forstått, men kan henge sammen med endringer i forholdet mellom uorganiske og organiske tilstandsformer av næringssaltene.

Tilførte næringssalter vil gå inn i de naturlige kretsløp og medvirke til en økning i mengde næringsstoffer som er bundet i organismer eller i omløp som løste uorganiske eller organiske næringssalter. Målinger av det totale innholdet i sjøvannet av nitrogen og fosfor, som inkluderer både løst og bundet form, vil gjenspeile virkninger av økte tilførsler av næringssalter. Innholdet av totalt nitrogen viser økning i konsentrasjonen på ca. 35 % og 15 % som årsgjennomsnitt i kystvannmassene ved henholdsvis Arendal og Lista mellom periodene 1975-80 og 1990-95. For

totalt fosfor er de tilsvarende økningene i konsentrasjon ca. 20 % og 15 %. Det er ingen utpreget sesongvariasjon i økningene i konsentrasjonene, men det er en tendens til noe høyere verdier om våren og om høsten.

Det er en klar avtagende gradient i innholdet av totalt nitrogen i vannmassene i strømrretningen fra Anholt i Kattegat til Lista. Også totalt fosfor viser avtagende trend, men med noe annet mønster enn for nitrogen. Dette gjør at N/P-forholdet basert på totalt nitrogen og totalt fosfor viser økning fra Anholt til høyeste verdier ved Jomfruland for deretter å avta videre vestover til Lista. Innholdet av partikulært nitrogen og karbon viser også en avtagende trend fra Jomfruland til Lista (Pedersen et al. 1995; ANON, 1996a). Disse trendene i totalt nitrogen og fosfor lar seg til en viss grad fortolke, men det er også trekk som det er vanskeligere å forklare. Dette skyldes delvis at det generelle kunnskapsgrunnlaget om mengder og omsetning av løst og partikulært organisk materiale er begrenset. Generelt vil en forvente at anrikning av næringssalter fører til økning i mengdene av løst og totalt organisk materiale. Målinger i Kattegat har vist sterkere økning i totalt og organisk enn i uorganisk nitrogen og fosfor i løpet av de senere ti-årene (Anderson og Rydberg 1988). De avtagende trender i strømrretningen fra områdene med store tilførsler av næringssalter er i tråd med det en ville forvente.

Forskjellen mellom nitrogen og fosfor kan ha sammenheng med ulikt blandingsforhold av de ulike vanntyper. Signalet med overskudd av nitrogen og høyt N/P-forhold er tydeligst i tilførslene fra kystområdene i den sørlige Nordsjøen med Jyllandstrømmen i perioden fra senvinter til forsommer. Jyllandstrømmen dukker under det utstrømmende Østersjøvann og blandes gradvis inn i dette ved medrivning og andre blandingsprosesser. Innholdet av vann fra Jyllandstrømmen og Nordsjøen i de øvre 30 m er størst nord om Smøgen og avtar sørover mot Anholt. Avtagende gradienter i totalt nitrogen og fosfor og økningen i N/P-forholdet mellom Anholt og Jomfruland lar seg derfor forklare ved økende andel av vann fra Jyllandstrømmen og Nordsjøen. Dette forutsetter gjennomsnittlig lavere innhold av totalt nitrogen og fosfor og høyere N/P-forhold i tilførslene fra Jyllandstrømmen og Nordsjøen enn fra Østersjøen og Kattegat. Det har ikke vært tilgjengelige måleserier fra Jyllandstrømmen og den sentrale og nordlige Nordsjøen som vi har kunnet bruke til å etterprøve denne forutsetningen.

Det høye innholdet av totalt nitrogen og partikulært karbon og det høye N/P-forholdet ved Jomfruland i forhold til ved Arendal er noe overraskende. I rapporten om forholdene i Ytre Oslofjord (ANON, 1996a) fant man at de lokale tilførslene til dette området er for små til å gi et så sterkt og vedvarende signal som observert ved Jomfruland. Kyststrømmen som dreier fra svenskekysten og forbi Ytre Oslofjord treffer norskekysten med tyngdepunkt i området ved Jomfruland. Siden kyststrømmen bare i perioder og i begrenset grad renner innom Ytre Oslofjord vil vann fra kyststrømmen i gjennomsnitt ha lengre oppholdstid her. Det er en mulighet at organisk materiale ved utsynkning eller andre mekanismer kan oppkonsentreres i dette området. Det er også mulig at organisk materiale fra produksjon basert på de lokale tilførslene av næringssalter til området mellom Jomfruland og svenskegrensen kan bidra til konsentrasjonene i dette området før de transporteres ut og fortynnes i den egentlige kyststrømmen. Dersom det er tilfelle kan de høye verdiene ved Jomfruland skyldes en kombinasjon av et lokalt bidrag og et regionalt signal.

De lokale tilførslene av næringssalter til kystområdene på Vestlandet kommer i det alt vesentlige fra mange små kilder knyttet til akvakultur, spredt bosetning og jordbruk. De samlede tilførslene er relativt små i forhold til volum og gjennomstrømning i kystvannmassene. Kyststrømmen kommuniserer åpent med fjordene og det er betydelig utveksling og blanding av vannmassene i fjorder og åpen kyst. På lokal skala er det vanskelig å påvise påvirkning fra de enkelte små kilder som akvakulturanlegg representerer. Akvakulturanleggene reguleres i antall og plassering i for-

hold til vannutskiftning på de enkelte lokaliteter. Nitrogenutslippet fra et gjennomsnittlig oppdrettsanlegg for laks er opptil 20 tonn nitrogen pr. år, tilsvarende næringssaltbidraget fra en befolkning på 4-5000 personer. I områder med god vannutskiftning kan slike utslipp vanskelig etterspores som økninger i næringssalter i vannmassene. Beregninger som er gjort viser at selv med de største tettheter av anlegg i et fjordområde gir utslipp av næringssalter et lite bidrag til næringssaltkonsentrasjonene (Aure og Stigebrandt, 1990). Derimot er det dokumentert at sedimentene og bunndyrssamfunnene under oppdrettsanlegg påvirkes av organisk materiale som sedimenterer.

Når vannet fra et fjordsystem renner ut, blandes det seg fort med vannmassene i kyststrømmen. Transporten i kyststrømmen er stor og transporttiden langs Vestlandet er vanligvis rundt 2-3 uker. Dette betyr at de lokale tilførsler på denne kyststrekningen blandes og fortynnes raskt. Størrelsen på de lokale tilførslene til Vestlandet er små i forhold til transportene i kyststrømmen (1 % eller mindre) og vil ikke kunne bidra til målbare økninger i konsentrasjonene av næringssalter eller i planktonproduksjonen i kystvannet.

8.1.4 Algeproduksjon, algebiomasse og siktedyp

Produksjonsforholdene i Skagerrak karakteriseres av den sterke lagdelingen av vannmassene. Dette gjør at det øvre vannlaget etter våroppblomstringen tømmes for næringssalter på grunn av algevekst. Videre produksjon i løpet av sesongen er basert på regenerering eller nye tilførsler av næringssalter fra land eller ved innblanding eller oppstrømning av dypere vannmasser.

Et annet trekk ved Skagerrak som har betydning for produksjonsforholdene, er den store gjennomstrømmingen av vann av ulik opprinnelse. I indre deler av Skagerrak vil disse vannmassene strømme i ulike vertikale lag ordnet etter tetthet som igjen i hovedsak bestemmes av saltholdighet. Den største gjennomstrømmingen i Skagerrak er av Atlantisk vann som renner inn fra Norskehavet gjennom Norskerenna. Dette kan være næringssaltrikt, men på grunn av sin tyngde vil det dukke under de lettere vannmasser i Skagerrak og sirkulere dypere nede. Næringssaltene i dette vannet vil derfor i mindre grad bidra til produksjon i Skagerrak. I sentrale Skagerrak er det en heving av vannmassene i den såkalte Skagerrakdomen knyttet til det generelle mot-klokken sirkulasjonsmønsteret. Dette kan bidra til å løfte næringssaltrikt Atlanterhavsvann opp mot lyset. På overgangen mellom Kattegat og Skagerrak er det en markert front mellom vannmassene. Her er det mye blanding som kan gi forhold for økt algevekst. Et viktig forhold er imidlertid at Atlanterhavsvannet og vannet fra den sentrale Nordsjøen etter våroppblomstringen vil ha et lavt innhold av uorganiske næringssalter. Ved oppblanding i det øvre vannlaget i indre Skagerrak vil disse vannmassene bare i begrenset grad bidra med nye og friske næringssalter. Selv om vi mangler data fra tidligere perioder kan vi anta at de lagdelte vannmassene i indre Skagerrak og i kyststrømmen har vært relativt oligotrofe områder fra naturens side.

Den sterke lagdelingen tillater noe algevekst også om vinteren dersom lysforholdene er gode, og generelt en tidlig start på våroppblomstringen. Klorofylldata fra snittet Torungen-Hirtshals for perioden 1980-95 viser at maksimum for våroppblomstringen ved Torungen i gjennomsnitt kommer i mars. Over mot danskekysten ved Hirtshals kommer derimot våroppblomstringen noe senere med topp i april. Dette skyldes sannsynligvis større turbiditet og svekket lysgjennomgang i vannmassene på dansk side og kanskje også de ekstra tilførslene av næringssalter i Jyllandstrømmen. Det kan være store forskjeller i tidspunkt, forløp og styrke på våroppblomstringen mellom ulike år på grunn av skiftende meteorologiske og biologiske forhold.

Det eksisterer lite data for produksjonen av planteplankton i Skagerrak. I Kattegat er det derimot gjort mange målinger av produksjon og data fra det sørlige Kattegat viser en økende trend fra 1970- til 1990-årene. Også i den svenske Gullmarfjorden er det vist en økende trend i primærproduksjonen i løpet av 1980-årene (Lindahl 1995).

Primærproduksjonen i Skagerrak er modellert med en matematisk modell for vanntransport, næringssalter og algevekst (NORWECOM). Modellberegningene gir en årlig primærproduksjon på ca. 200 g karbon pr. m² i Skagerrak. Det knytter seg imidlertid usikkerhet til hvor pålitelig absoluttverdiene for produksjonen i modellen er. De relative trender i modellberegningene vurderes derimot å være mer pålitelige. Modellen viser generelt noe avtagende verdier for produksjonen i kyststrømmen fra Kattegat og videre langs den svenske og den norske Skagerrakkysten.

Det er gjennomført modellberegninger med reduksjoner i de antropogene tilførsler av næringssalter. Disse beregningene viser at dersom en reduserer tilførslene med 50 eller 100 % fører dette til en markert nedgang i produksjonen i kystområdene i den sørlige Nordsjøen og i Kattegat. Virkningen på produksjonen i Skagerrak er derimot begrenset til i størrelse 5 % eller mindre. Denne effekten gjør seg imidlertid gjeldende over et stort område. Det er en mulighet at modellen ikke opprettholder godt nok skarpe gradienter i strøm og hydrografiske forhold, og at virkningen av reduserte tilførsler av næringssalter på produksjonen derfor spres for mye utover i modellen.

Fjerning av de norske tilførslene av næringssalter i modellen viser en effekt på produksjonen i Oslofjord området. Effekten avtar raskt utover i Ytre Oslofjord og den er ikke sporbar i selve kyststrømmen vestover langs Skagerrakkysten.

Algebiomassen inngår som en komponent i målingene av partikulært organisk karbon, totalt nitrogen og totalt fosfor. Andre komponenter som inngår i disse målingene er bakterier, mikrodyreplankton og dødt organisk materiale. Det er sannsynlig at økt mengde har bidratt til de observerte økningene i konsentrasjonene av totalt nitrogen og totalt fosfor, men det mangler data som kan underbygge dette og belyse omfanget av en slik eventuell økning. Det er gjennomført målinger av klorofyll i kystovervåkningsprogrammet, men denne måleserien er for kort til å tillate entydige konklusjoner.

Det er gjennomført omfattende måleserier av siktedypet i kystvannmassene de senere årene knyttet til overvåkning og varsling om algeforekomster i forbindelse med fiskeoppdrett. Siktedypet er et mål for hvor klart vannet er. Alger, andre organismer, dødt organisk materiale, mineralske partikler og løste stoffer (humus) bidrar til å gjøre vannet grumset og farget og dermed til nedsatt sikt. Det er en geografisk gradient i sikten langs kysten med dårligst sikt i Ytre Oslofjord og gjennomgående best sikt på strekningen Egersund og Espevær på Sør-Vestlandet. Gjennomsnittlig siktedyp er mellom 8.5 og 9.5 m på strekningen fra Ytre Oslofjord til Lindesnes mens det er over 11.5 m på Vestlandet fra Jæren til utløpet av Hardangerfjorden. Dette samsvarer bra med tilsvarende gradienter i innholdet av partikulært materiale og totalt nitrogen og fosfor. Det er derfor trolig at den dårligere sikten på Skagerrakkysten enn på Sør-Vestlandet skyldes den regionale påvirkningen fra tilførsler av næringssalter.

Videre nordover på Vestlandet er det på noen målestasjoner observert lavere sikt enn på Sør-Vestlandet. Dette kan skyldes at målestasjonene er påvirket av utstrømning av overflatevann fra fjorder som mottar store ferskvannsmengder. Lavere sikt kan da skyldes innhold av løste stoffer (humus) og mineralske partikler (bl.a. breslam) i ferskvannet, og at produksjonen og planktonmengden er mer konsentrert til det øvre vannlaget i fjordene enn i de mer åpne og gjennom-

blandete kystvannmassene. Det er lite trolig at de lokale tilførslene av næringsalter bidrar i vesentlig grad til nedsatt sikt i kystvannet.

8.1.5 Forekomst av alger

Mye av overvåkingen av alger har vært rettet mot arter som kan være giftige eller som på annen måte kan forårsake skadevirkninger ved masseforekomst. Det er et tydelig regionalt mønster i forekomstene av slike skadelige alger. Større oppblomstringer har sitt utspring i indre deler av Skagerrak eller Kattegat og sprer seg med kyststrømmen. Det er ingen kjente tilfeller med større blomstringer av slike alger som har startet på Vestlandet eller lengre nord selv om det er eksempler på lokale oppblomstringer knyttet til særegne lokale miljøforhold. De regionale blomstringene sprer seg med kyststrømmen vestover vanligvis til Sør-Vestlandet og ofte til områdene videre nordover til Sognefjorden. Bare unntaksvis har det vært transport av slike blomstringer nordover forbi Stad. Eksempler på slike regionale blomstringer er av artene *Gyrodinium aureolum*, *Ceratium* spp. og *Chrysochromulina polylepis*. Dinoflagellaten *Gyrodinium aureolum*, som er en nykommer i vår flora, har hatt nesten årvisse blomstringer om høsten siden 1981. Store dinoflagellater av slekten *Ceratium* har også forekommet regelmessig med blomstringer om høsten i området Ytre Oslofjord og Sørlandskysten de senere årene.

Alger som forårsaker giftige skjell behøver ikke være tilstede som blomstringer, men kan selv ved relativt lave konsentrasjoner føre til at skjellene blir giftige. Alger av slekten *Dinophysis* har diaré-fremkallende gift (DSP) mens slekten *Alexandrium* har paralyserende gift (PSP). *Dinophysis* og DSP-giftige skjell har vært mest fremtredende på Sørlandet og Sør-Vestlandet og problemet synes å ha økt fra begynnelsen av 1980-årene. *Alexandrium* og PSP-giftige skjell har forekommet oftest på Nordvestlandet og i Trøndelag i de senere årene.

Giftige alger er naturlig forekommende og oppblomstringer av slike alger kan være naturlige fenomener. Det er vanligvis et samspill mellom flere fysiske, kjemiske og biologiske faktorer som bestemmer forekomst og eventuelt blomstring av giftige såvel som ikke giftige alger. Det er derfor vanskelig i hvert enkelt tilfelle å avgjøre hvorvidt ekstra tilførsler av næringsalter ved eutrofiering har spilt en medvirkende rolle med mindre det er gjennomført grundige og detaljerte undersøkelser. I tilfellet med blomstringen av *Chrysochromulina polylepis* i 1988 ble det sannsynliggjort at det kunne være en sammenheng med eutrofiering i det blomstringen oppstod og utviklet seg i vannmasser med økte konsentrasjoner og skjev sammensetning av næringsalter. En klar dokumentasjon av sammenheng mellom oppblomstringer av skadelige alger og eutrofiering krever et statistisk materiale over mange blomstringer og tilhørende miljøforhold. Mangelfullt datagrunnlag og korte tidsserier gjør det vanskelig å fremskaffe slik dokumentasjon. Et ytterligere metodeproblem er at oppmerksomheten på giftige alger og observasjonshyppighet har økt i de senere årene. Tilsammen gjør dette at det er vanskelig å entydig konkludere hvorvidt det har vært en økning i skadelige alger for mange kystområder som er påvirket av eutrofiering. Dette er også tilfellet for kystvannmassene i Skagerrak. Det er imidlertid et mønster her som i mange andre eutrofierte områder, at arter av skadelige alger synes å ha etablert seg med økt forekomst og hyppige blomstringer i de seneste tiårene parallelt med at det har vært en økning i tilførslene av næringsalter.

De aller fleste giftige alger er flagellater. Disse kan bevege seg og svømmer ved hjelp av piskeformete utvekster som kalles flageller. En annen hovedgruppe av alger er diatoméer eller kieselalger. Disse har et ytre skall av kiesel og mangler flageller og svømmeevne. Det er et generelt mønster at kieselalger trives og dominerer under forhold med stor grad av omrøring og turbulens i

vannmassene. Omvendt trives flagellatene best under forhold med lagdeling og lite omrøring i vannmassene. Vanligvis er det en sammenheng mellom graden av omrøring og tilgjengelighet av næringssalter. Stor omrøring fører til innblanding av nye næringssalter nedenufra mens det under lagdelte forhold ofte vil være liten tilførsel og lave konsentrasjoner av næringssalter i det øvre vannlag.

De naturgitte forhold med stor lagdeling i kystvannmassene i Skagerrak er i utgangspunktet gunstig for vekst av flagellater. Anrikning av disse vannmassene med ekstra tilførsler av næringssalter må derfor forventes å føre til stimulert vekst av flagellater. Dette er spesielt tilfelle for antropogene tilførsler av nitrogen og fosfor uten tilsvarende økning i tilførslene av silikat, i motsetning til det en vanligvis ville hatt dersom det var naturlige prosesser som tilførte næringssaltene. Etter et slikt resonnement vil de lagdelte kystvannmassene i Skagerrak være spesielt følsomme for ekstra tilførsler av næringssalter med hensyn til økt forekomst av flagellater, deriblant giftproduserende arter. Hvorvidt eutrofiering med overskudd av nitrogen i forhold til fosfor og omsetning til mye løst organisk stoff favoriserer giftige alger fremfor andre flagellater er fortsatt et åpent spørsmål. Dette er imidlertid en mulighet og det er foreslått mekanismer for hvorfor det kan være tilfellet.

I sum synes det å være en mulig sammenheng mellom eutrofiering og økt forekomst av skadelige alger i Skagerrak. På den ene side er det et regionalt mønster i forekomst og utvikling av blomstringer av skadelige alger i Skagerrak med tilsynelatende økt hyppighet av flere arter etter 1970-årene. Dette faller sammen med økning i tilførsler og konsentrasjoner av næringssalter i kystvannmassene i Skagerrak. På den andre side forventes det at kystvannmassene i Skagerrak er et gunstig naturgitt miljø for forekomst av flagellater inklusiv giftige arter, og at eutrofiering vil forsterke slik forekomst.

8.1.6 Organisk belastning og oksygenforhold

Produksjon av organisk materiale ved vekst av alger fører også til nedbrytning av organisk materiale. Døde planter eller dyr eller rester av disse blir nedbrutt av mikroorganismer i vann eller på bunnen. Det vil alltid være et mer eller mindre jevnt dryss av partikulært organisk materiale som synker ut av det øvre produktive vannlaget. Det kan også være begivenheter med mer massiv utsynking som f.eks. etter at en algeoppblomstring bryter sammen. Nedbrytningen av organisk materiale skjer med varierende tidsforsinkelse i forhold til når materialet ble produsert. Oksygen produseres av algene når disse vokser og produserer nytt organisk materiale. Omvendt forbrukes oksygen når det organiske materialet brytes ned. Mens produksjonen skjer i det øvre belyste vannlaget, skjer nedbrytningen til stor grad i dypere vannlag eller på bunnen.

Det er en klar sesongvariasjon i produksjon og nedbrytning av organisk materiale og i innholdet av oksygen i vannmassene. Under og etter våroppblomstringen er det vanligvis høyt innhold av oksygen med til dels stor overmetning i det øvre vannlaget. Nedbrytningen fører til lavere oksygeninnhold i dypere vannlag med minimum om høsten i vannmassene i Skagerrak. Den store gjennomstrømningen av vannmasser i Skagerrak gjør at ekstra tilførsler av næringssalter i et område fører til økt produksjon og nedbrytning av organisk materiale med en tidsforsinkelse i områdene nedstrøms for der hvor tilførslene skjer. Generelt vil økte tilførsler av næringssalter føre til økt amplitude i de sesongmessige svingninger i produksjon og nedbrytning og i oksygenforholdene.

Det har vært signifikante nedadgående trender i oksygeninnholdet om høsten i kystvannmassene i Skagerrak og i Kattegat i løpet av de senere tiårene. I Kattegats dypvann har det vært en markert nedgang i oksygeninnholdet om ettersommeren og tidlig høst, med hyppigst forekommende situasjoner med lavt oksygen eller anoksiske forhold utover i 1980- og 90-årene. Dette har forårsaket død og nedgang i forekomstene av bunndyr og fisk i de berørte områder. I kystvannmassene langs den norske Skagerrakkysten har det også vært en signifikant nedgang i oksygeninnholdet siden ca. 1970. Nedgangen viser seg i mellomliggende vannskikt med redusert saltholdighet, men ses ikke i prøveserien fra overflaten hvor oksygen kan utveksles mot atmosfæren, og heller ikke i det renere atlantiske vannet i dypere lag. Det er sannsynlig at den observerte nedgangen i oksygenkonsentrasjon primært skyldes den regionale påvirkningen fra de store tilførslene av næringsalter til områdene oppstrøms i den sørlige Nordsjøen og i Kattegat. Prøveserien fra høstundersøkelsene viser en tydelig trend mot en bakgrunn av stor variasjon mellom påfølgende år. Dette gjør det vanskelig å vurdere om endringer i løpet av kortere perioder er reelle eller tilfeldige. Dette gjelder en tilsynelatende brå nedgang i løpet av 1970-årene og en tendens til oppgang i 1990-årene.

Terskelbassenger i fjorder kan gi informasjon om organisk belastning både fra regional og lokal påvirkning. Vannet over terskeldypet står i åpen kommunikasjon med kystvannet utenfor. Korttidsendringer i tettheten (tyngden) av kystvannet vil drive en utveksling mellom kystvannet og fjordvannet. Graden av denne utvekslingen avhenger av topografiske forhold som terskeldyp, arealet av tversnittet i fjordmunningen ut mot kystvannet og areal og volum av fjorden innenfor terskelen. Generelt vil graden av utveksling øke med økende terskeldyp og bredde av fjordmunningen. Utvekslingen er i motsetning liten for poller og fjordsystemer med grunn terskler og smal munning, og disse er derfor særlig sårbare både for regional og lokal organisk belastning.

Partikulært organisk materiale vil hele tiden synke ut fra det øvre produktive vannlaget. Vannet i bassenget innenfor terskelen ligger vanligvis i ro og partikler som synker ned til under terskeldypet vil bli fanget og synke videre ned i bassenget. Terskelbassenger virker derfor som sedimentasjonsbassenger for organisk materiale som transporteres inn med kystvannet utenfra. Organisk materiale fra lokale tilførsler og lokal produksjon vil også bidra til oksygenforbruk i bassengvannet. Graden av den lokale påvirkningen avhenger av forholdet mellom oppholdstiden av vannmassene over terskeldypet og tiden det tar for organisk materiale å synke fra overflatelaget til under terskeldypet. Dersom oppholdstiden av vannet er kortere enn utsynkningstiden, vil storparten av det organiske materialet fra lokal produksjon bli eksportert ut av fjorden før det rekker å synke ned og belaste bassengvannet.

Det organiske materialet som synker ut vil brytes ned i dypere vannlag eller på bunnen i terskelbassengene og føre til nedgang i oksygeninnholdet. I stagnasjonsperioder hvor det ikke skjer utskiftning av bunnvannet, vil nedgangen i oksygeninnhold gjenspeile tilførslene av organisk materiale eller den organiske belastningen. Sammenhenger mellom topografiske forhold, vannutskiftning, oksygenforbruk og organisk belastning er kjente. Dette gjør det mulig å beregne organisk belastning fra målinger av oksygen og å sammenholde disse beregningene med forventet organisk belastning uten ekstra regional eller lokal belastning. Basert på eksisterende måleserier av oksygen er slike beregninger gjort etter to forskjellige og uavhengige metoder.

Den ene metoden bruker data for terskelbassenger fra Flødevigens lange tidsserie av målinger om høsten. Graden av sesongmessig stagnasjon og utskiftning av bassengvannet kan variere fra år til år. De laveste målte oksygenverdiene er sannsynligvis mest representative for stagnerende forhold og for beregning av organisk belastning. Vi har derfor brukt medianverdiene for de 25 % av målingene som hadde lavest oksygenverdier i måleseriene for hvert terskelbasseng. Ved å dele tidsseriene i to deler har vi sammenholdt situasjonen etter 1975 med forholdene i perioden før

1975. Denne sammenligningen viser at oksygenkonsentrasjonene gjennomgående er lavere for perioden etter 1975 enn for perioden før 1975. Det er videre slik at de terskelbassenger som hadde tendens til lave oksygenverdier før 1975 har hatt sterkere nedgang enn de som hadde høyere oksygenverdier før 1975. Dette gjenspeiler terskelbassengenes naturlige egenskaper med hensyn til grad av vannutskiftning og forholdet mellom areal og volum av bassengene. En gitt organiske belastning og tilhørende oksygenforbruk pr. areal vil slå sterkere ut i form av nedgang i oksygenkonsentrasjonen i et grunt basseng fordi effekten der fordeler seg i et mindre vannvolum enn hva som er tilfelle for et dypere basseng med samme areal.

Sammenligningen av forholdene før og etter 1975 for 8 terskelbassenger på strekningen mellom Grenland og Arendal viser en stram lineær sammenheng mellom nedgangen i oksygen etter 1975 og oksygenforholdene før 1975. Denne sammenheng svarer til en økning i den organiske belastningen på rundt 50 % for alle bassengene i forhold til beregnet belastning før 1975. Det at påslaget i organisk belastning er like stort i alle bassengene til tross for store forskjeller i lokale forhold, tyder på at økningen primært skyldes en regional påvirkning og ikke lokale tilførsler.

Den andre metoden er basert på målinger av oksygen i terskelbassenger i løpet av sesongen. I stagnasjonsperioder kan nedgang i oksygenkonsentrasjon omregnes til oksygenforbruk og tilførsel av organisk materiale. For denne metoden er det brukt målinger fra de senere årene, og en er ikke avhengig av at det er gjort målinger over mange år. Detaljerte målinger gjennom sesongen i tidligere år kan imidlertid brukes til å beregne den organiske belastningen da og sammenligne den med situasjonen de senere årene. Det er gjennomført en omfattende måleserie og beregninger for terskelbassenger på Møre (Aure og Stigebrandt, 1989). Vi har brukt disse resultatene fra Møre som en referanse for sammenligning med terskelbassenger på Skagerrakkysten og på Sør-Vestlandet. Beregningene tar hensyn til forskjellene i egenskapene til de enkelte bassengene og til forskjellene i hydrografi og tidevann mellom de ulike regionene.

Beregningene viser at nivået av organisk belastning for bassenger på strekningen fra Langesund og vestover til Arendalsområdet er ca. 50 % høyere enn for tilsvarende bassenger på Møre. For noen av disse bassengene er det data også for tidligere år, og beregninger basert på disse viser at det har vært en økning på ca. 50 % i midlere oksygenforbruk i løpet av 1970-årene. For bassenger vest for Arendal er den beregnede organiske belastningen noe lavere enn lengre øst. For Topdalsfjorden ved Kristiansand er økningen i organisk belastning beregnet til ca. 25 %. Også for Gandsfjorden ved Stavanger er den organiske belastningen beregnet, men på grunn av dyp terskel er ikke resultatet her direkte sammenlignbart med beregningene for de øvrige terskelbassengene langs Skagerrak og på Møre. Beregningene for Gandsfjorden kan imidlertid sammenlignes med beregninger for Rauerbassenget i Ytre Oslofjord som også har en dyp terskel. Gandsfjorden har bare omtrent halvparten så høy organisk belastning som Rauerbassenget.

Beregningene av organisk belastning viser et klart mønster med sterk økning på strekningen fra Ytre Oslofjord og ned til området ved Arendal og noe mindre økning videre vestover i området ved Kristiansand. Vi tolker dette som et resultat av den regionale eutrofipåvirkningen av kystvannmassene i Skagerrak. Bassengene på Møre er sannsynligvis lite påvirket av regional eller lokale kilder. Den relative økningen i beregnet organisk belastning ved å bruke Mørebassengene som referanse gir derfor et mål på størrelsen av den regionale påvirkningen utover den naturlige bakgrunnen.

Våre vurderinger er primært rettet mot kystvannet, og man har derfor valgt å vurdere oksygenutvikling og -forbruk i terskelbassenger der det lokale bidraget kan antas å være forholdsvis lite. Disse påvirkes av den regionale utviklingen gjennom vannutvekslingen med kystvannet over

fjordtersklene, og mer sporadiske fornyelser av bassengvannet. I tillegg til denne regionale effekten vil for de enkelte fjordbassengene også være en utvikling i de lokale tilførselene av organisk stoff og næringsalter. Analysen av utviklingen i oksygenforhold i disse bassengene synes å bekrefte en dominerende regional påvirkning. Størrelsen av den lokale tilførselen av næringsalter og organisk stoff samt fjordbassengenes topografi og vannutskiftning, vil være avgjørende for den lokale påvirkningen av oksygenforbruket.

Generelt vil bassenger med grunn terskel (f. eks. poller) være mer følsomme for organisk belastning enn bassenger med dypere terskler. Poller vil derfor også lettere bli påvirket av lokale tilførsler enn åpne fjorder, samtidig som den regionale belastningen utenfra er mindre på grunn av mer begrenset vannutskiftning over terskelen. Det vil derfor være en spennvidde i situasjoner for bassengene langs Skagerrakkysten hvor enkelte poller kan være i hovedsak lokalt påvirket. Den regionale påvirkningen vil derimot gjøre seg gjeldende i alle bassengene, med størst virkning i grunne bassenger med middels dyp terskel som tillater mye utveksling av vann over terskeldypet men relativt lite utskiftning av vannet under terskeldypet. Den regionale påvirkningen med ca. 50 % økt organisk belastning har ført til at oksygeninnholdet i endel fjorder nå hyppig kommer under kritisk verdi for bunndyr og fisk. Et eksempel på dette er Nordfjord/Søndeledfjord ved Risør. Med utgangspunkt i de kjente sammenhenger er det i prinsippet mulig å gjøre beregninger av virkningen av den nåværende organiske belastningen for alle fjordbassenger og å beregne virkningen på oksygenforholdene ved gitte reduksjoner i den regionale og lokale organiske belastningen.

8.1.7 Bunnvegetasjon og bunndyr

Fastsittende makroalger (tang og tare) vokser i strandsonen og nedover så dypt som lysforholdene tillater det, vanligvis til 20-40 m dyp. Makroalgene er planter som trenger lys og næringsalter for å vokse. Det er kjent at eutrofiering fører til endringer i mengde og artssammensetning av makroalger. Et karakteristisk trekk er at andelen grønnalger (grønske) øker mens andelen brunalger (tang) avtar ved eutrofiering. Forekomster av makroalger kan derfor brukes som indikatorer på eutrofiering.

For makroalgevegetasjonen i strandsonen er det ingen klare indikasjoner på eutrofiering hverken på Skagerrakkysten eller på Vestlandet. Datagrunnlaget er best for Vestlandet hvor det er gjennomført kvantitative undersøkelser de senere årene. Det er også gjort sammenligninger med kvalitative data fra 100 år tilbake som ikke viser noen klare endringer i forekomster av arter. For Skagerrakkysten er det mindre tilgang på kvantitative data og dette gjør at grunnlaget for å vurdere eventuell eutrofipåvirkning er dårlig.

For makroalgevegetasjonen under strandsonen er datagrunnlaget for Skagerrakkysten bedre fordi dette har inngått som en komponent i kystovervåkningsprogrammet. Denne tidsserien er imidlertid kort og det er derfor ikke mulig å avdekke om det har vært endringer i vegetasjonen. For Ytre Oslofjord er det påvist en reduksjon i nedre voksegrense for makroalger ved sammenligning med undersøkelser i 1950-årene. For et utvalg av arter av rødalger er det påvist at nedre voksegrense er grunnere på Skagerrakkysten øst for Arendal enn lenger vest. Dette samsvarer med økningen i siktedyp fra øst til vest langs Skagerrakkysten og kan skyldes økt partikkelmengde fra den regionale eutrofipåvirkningen.

Utover den påviste forskjell i nedre voksegrense er det vanskelig å spore noen klare effekter av eutrofipåvirkning på makroalgevegetasjonen. Siden datagrunnlaget er begrenset er det vanskelig å trekke klare konklusjoner. Det er imidlertid lite sannsynlig at det er sterk eutrofipåvirkning på

Skagerrakkysten, men det kan ikke utelukkes at det kan være svakere grad av eutrofipåvirkning. Sammenlignet med Vestlandet er miljøforholdene på Skagerrakkysten mer variable og dette gjør at det her generelt vil være vanskeligere å spore endringer i organismesamfunnene som følge av eutrofiering. Samtidig må en forvente at algevegetasjonen er mer sårbar for eutrofipåvirkning fordi stortaren, som er en nøkkelart, er dårligere utviklet og har suboptimale betingelser sammenlignet med forholdene på Vestlandet.

Bunndyr blir ofte brukt som indikatorer på miljøpåvirkning inklusiv eutrofiering. Eutrofiering medfører økt organisk belastning som kan føre til endret vekst og artssammensetning av bunndyr. Redusert oksygeninnhold i bunnsedimenter og bunnvann vil også påvirke bunndyrene. Endringer i enkeltarter eller samfunn av bunndyr kan derfor gi opplysninger eller indikasjoner om eutrofipåvirkning. Bunndyr både på hardbunn og bløtbunn har vært inkludert som komponenter i kystovervåkningsprogrammet.

Det er påvist forskjeller i bunndyr på hardbunn mellom 4 avsnitt av kysten fra Ytre Oslofjord til Hordaland basert på multivariate analyser av antall individer og artssammensetning. Det er imidlertid vanskelig å avgjøre til hvilken grad dette skyldes forskjeller i de naturlige miljøforhold og hvorvidt eutrofiering er en medvirkende årsak.

For bunndyr fra bløtbunn er det funnet økende gjennomsnittsvekt av individer av tre dominerende arter av børstemark fra vest mot øst i undersøkelsesområdet. Det var også høy individtetthet av de samme artene i øst. Dette tyder på at næringsforholdene var bedre og tilførselen av organisk materiale til sedimentene større i Ytre Oslofjord området i øst enn lengre vest på Skagerrakkysten og på Vestlandet.

For det samlede materiale fra kystovervåkningsprogrammet supplert med data fra andre undersøkelser i ytre kystområder er det gjort en analyse basert på totalt antall individer og diversitetsindeks. Diversitetsindeksen gir et bilde av forholdet mellom antall arter og antall individer i hver art. Dersom storparten av individene er fra en eller noen få dominerende arter, er diversiteten lav. Omvendt er diversiteten høy dersom antall individer er jevnt fordelt over mange arter hvor ingen fremstår som spesielt dominerende. Diversitetsindeksen slår ut med lavere verdier ved eutrofipåvirkning når hardføre og opportunistiske arter står igjen eller overtar med stor dominans. Slike arter kan ofte brukes som indikatorer på eutrofipåvirkning. Diversitetsindeksen er derimot lite følsom for de tidlige stadier av eutrofiering hvor følsomme arter som i utgangspunktet ikke er dominerende, kan bli redusert eller forsvinne.

Det analyserte datamaterialet viser at det er en svak tendens til økende diversitet fra området ved Jomfruland til Sør-Vestlandet, med avflating eller tendens til redusert diversitet nordover kysten av Vestlandet. Det er vanskelig å avgjøre hvorvidt økningen i diversitet langs kysten av Skagerrak skyldes en øst-vest gradient i naturlige miljøforhold eller en gradient som er knyttet til eutrofiering. Mye av tendensen til økende diversitet synes å skyldes de dypere stasjoner i datamaterialet fra Kystovervåkningsprogrammet. Siden det er sannsynlig at de dypere områder i størst grad vil være sluttlager for sedimenterende materiale fra Kyststrømmen, kan dette indikere en øst-vest gradient i kvantitet og/eller kvalitet av sedimentert stoff. I tillegg indikerer sammensetningen av foraminiferer i bunnsedimentene en økning i tilførselen av organisk materiale til bunnen etter ca. 1970.

Oksygendataene antyder en økning på ca. 50 % i organisk belastning i terskelbassengene langs Skagerrakkysten. Ut fra tolkningen at dette representerer en regional belastning er det å forvente at det også vil være en tilsvarende økning i organisk belastning ved sedimentasjon fra vannmas-

sene i Kyststrømmen i sokkelområdene utenfor bassengene. Det er usikkert hvorvidt en slik økning ville gi et sterkt nok signal i totalt antall individer eller diversitet av bunndyr til å avdekkes i det foreliggende datamaterialet. Det er imidlertid sannsynlig at det ville føre til endringer i faunasammensetningen som kunne avdekkes med mer detaljerte analyser. Det har ikke vært mulig å få gjort slike analyser innen de tids- og økonomiske rammer som har vært til rådighet. Det er imidlertid mulig å gjennomføre mer detaljerte analyser av det foreliggende datamaterialet, f.eks. ved multivariate metoder.

En lang tidsserie av forekomster av fiskeyngel på Skagerrakkysten har vist en reduksjon for flere arter av torskefisk i løpet av 1970-årene. Rekruttering hos fisk er karakterisert av store svingninger over tid. Det er derfor vanskelig å knytte de observerte endringer i forekomst av yngel av torskefisk på Skagerrakkysten til eutrofiering.

Samlet sett er det vanskelig å konkludere noe sikkert fra bunndyrsundersøkelsene. Det er visse trekk i datasettene som er sammenfallende med det en ville forvente ved en avtagende eutrofigradient fra øst mot vest langs Skagerrakkysten og Sør-Vestlandet. Samtidig er det vanskelig å skille en eventuell eutrofipåvirkning fra effekter av naturlige gradienter i miljøforholdene.

8.2 Vurderinger i forhold til mandatet

8.2.1 Eutrofitilstanden på Skagerrakkysten

I rapporten om eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord (ANON, 1996a) ble det konkludert at kystvannmassene i indre Skagerrak og Ytre Oslofjord viste tegn til regional eutrofipåvirkning fra store tilførsler oppstrøms i sydlige Nordsjø og Kattegat. I den foreliggende rapporten vises et klarere bilde og det gis bedre dokumentasjon av påvirkningen av vannmassene i den norske kyststrømmen i Skagerrak ved næringssaltanrikning fra tilførslene i oppstrømsområdene. Denne påvirkningen viser seg tydelig i forhøyede konsentrasjoner av uorganiske næringsalter i vinter- og vårperioden og av organiske næringsstoffer i sommerperioden, lavere oksygeninnhold om høsten og økt organisk belastning og oksygenforbruk i terskelbassenger langs Skagerrakkysten.

Jevnført med SFTs miljøkvalitetskriterier, vil økningen i konsentrasjonene av uorganiske næringsalter i vinter og vårperioden (januar-mai) i kystvannet ved Arendal tilsvare moderat til markert avvik fra forventet normaltilstand. Økt organisk belastning og oksygenforbruk medfører reduksjon i oksygeninnholdet i fjordbassengene. I flere bassenger har dette ført til at oksygeninnholdet om høsten før vannutskiftningen nå er under kritisk nivå for bunndyr og fisk. Dette er negative miljøeffekter av den regionale påvirkningen som bruker en del av resipientkapasiteten i fjordbassengene. Ut over dette er det ikke dokumentert klare biologiske effekter på fastsittende algevegetasjon eller bunndyr. Datagrunnlaget er imidlertid begrenset og det er derfor vanskelig å trekke klare konklusjoner om eventuelle biologiske effekter. Sterk grad av eutrofipåvirkning er lite sannsynlig, men lavere grad av påvirkning kan ikke utelukkes ut fra eksisterende datagrunnlag. Spesielt indikerer sammensetningen av foraminiferer i bunnsedimentene en økning i tilførselen av organisk materiale til bunnen etter ca. 1970.

Miljøforholdene langs Skagerrakkysten representerer sannsynligvis gunstigere vekstvilkår for giftige alger enn kysten forøvrig. Dette skyldes delvis at de hydrografiske forholdene favoriserer de algegruppene som inneholder giftproduserende arter. Eutrofiering kan ha forsterket denne tendensen og medfører derfor en økt risiko for økt forekomst og blomstringer av skadelige alger.

Graden av eutrofipåvirkning av vannmassene i kyststrømmen synes å være tilnærmet den samme på kyststrekningen mellom Jomfruland og Arendal. Denne påvirkningen tilsvarer den en har også i Ytre Oslofjord-området. Vestover fra Arendal skjer det en betydelig innblanding av Atlanterhavsvann som fortynner kyststrømmen og dermed reduserer den regionale eutrofipåvirkningen tilsvarende. Det skjer en god del fortytning mellom Arendal og Lindesnes og ytterligere fortytning fra Lindesnes til Utsira. Det er derfor ingen skarp vestgrense for den regionale påvirkningen, men i stedet et overgangsområde hvor forholdene kan variere alt etter årstid, vær-situasjon og hvilke eutrofisignal man betrakter i vannmassene. Området omkring Lindesnes kan være en praktisk vestlig grense for den regionale påvirkningen. Lindesnes ligger et godt stykke inn i overgangssonen hvor det regionale eutrofisignalet er redusert. Vest for Lindesnes vil det være en svakere og mer sporadisk regional påvirkning som avtar hurtig på grunn av fortytning.

Den regionale eutrofipåvirkningen av kystvannmassene i Skagerrak er karakterisert ved et forhøyet N/P-forhold som gjenspeiler et betydelig overskudd av nitrogen i tilførslene. Forhøyet N/P-forhold i kystvannmassene gjør seg gjeldene om våren og forsommeren og tydeligst i de østlige deler av Skagerrak. Dette medfører en endring i vekstvilkårene for alger mot fosforbegrensning fra en naturlig nitrogenbegrensning eller mer balansert situasjon. De norske tilførslene av nærings-salter til Skagerrak, som i hovedsak kommer til Ytre Oslofjord regionen, er også karakterisert ved et nitrogenoverskudd i forhold til fosfor. De norske tilførslene har liten betydning i forhold til de naturlige transportene av nærings-salter i kyststrømmen, men kan bidra til å forsterke ubalansen mellom N og P i overflatelaget i kystvannmassene i nord-østre Skagerrak i perioden etter vår-oppblomstringen når nærings-saltene er brukt opp og de naturlige transportene er redusert. Under vår-flommen når den norske tilførslene av nitrogen er størst, kommer det også mye silikat med elve-tilførslene. Dette stimulerer vekst av diatomeer og bidrar til å redusere risikoen for framvekst av skadelige alger i gruppen flagellater.

8.2.2 Kyststrekningen på Sør-Vestlandet

Kyststrekningen på Sør-Vestlandet fra Lindesnes til Utsira er en overgangssone hvor den regionale eutrofipåvirkningen i Skagerrak raskt avtar ved blanding og fortytning av vannmassene. Regionale algeblomstringer som har sitt opphav i Skagerrak, vil vanligvis transporteres vest for Lindesnes og påvirke kystområdene her. Således vil effekter av den regionale eutrofipåvirkningen kunne gjøre seg gjeldene i dette området. Imidlertid vil den sterke blandingen og fortytningen av vannmassene i kyststrømmen gjøre at denne kyststrekningen ikke er særlig følsom for nye tilførsler av nærings-salter. De lokale tilførslene på denne kyststrekningen er små og vil ikke kunne ha en signifikant innvirkning på situasjonen i kystvannmassene.

8.2.3 Vestlandskysten

Det er ikke påvist eller sannsynliggjort at det er noen eutrofipåvirkning av kystvannmassene på Vestlandet fra Utsira til Stad. Datagrunnlaget som er sammenstilt for denne kyststrekningen er mer begrenset enn tilsvarende for Skagerrak, og det er et savn at det ikke har vært noen stasjoner på denne kyststrekningen i kystovervåkingsprogrammet. Tilgjengelige data antyder imidlertid at det ikke er noen påvisbar effekt av antropogene tilførsler på nærings-saltsituasjonen i kystvannmassene. Dette gjelder både for regionale og lokale tilførsler.

Den regionale påvirkningen i Skagerrak viskes ut ved fortykning og biologisk omsetning til et ubetydelig bidrag i kyststrømmen nord for Utsira. De lokale tilførsler til regionen kommer spredt som mange små punktkilder over et stort område og resipientkapasiteten med hensyn til fortykning er generelt god. Teoretiske betraktninger tilsier at tilførslene ikke kan ha noen påvirkning på kystvannmassene. Fjordene og fjordsystemene kommuniserer åpent med kyststrømmen og det er en betydelig utveksling av både overflatevann og mellomliggende vann mellom fjordene og kyststrømmen. Et unntak her er innelukkede fjorder og poller med grunn terskel og begrenset vannutskiftning. Disse er spesielle og følsomme områder hvor selv små lokale tilførsler kan påvirke miljøforholdene.

Når vann fra et fjordsystem kommer ut i kyststrømmen blander det seg effektivt. Transporten i kyststrømmen er stor og transporttiden langs Vestlandet er vanligvis rundt 2-3 uker. Dette betyr at lokale tilførsler på denne kyststrekningen blandes og fortynnes raskt. Størrelsen på de lokale tilførslene til Vestlandet utgjør på årsbasis mindre enn 1 % sammenlignet med den naturlige transporten av næringssalter i kyststrømmen.

9. LITTERATUR

- Alve, E., 1996. Benthic foraminiferal evidence of environmental change in the Skagerrak over the past six decades. - *NGU Bulletin* 430: 85-93.
- Alve, E. og J.W. Murray, 1997. High benthic fertility and taphonomy of foraminifera: a case study of the Skagerrak, North Sea. *Marine Micropaleontology*. *In press*.
- Anderson, D.M., 1995. Toxic red tides and algae blooms: A practical challenge in coastal oceanography. *Rev. Geophys.* Vol. 33 Suppl.
- Anderson, D.M., A.W. White og D.G. Baden (red.), 1985. Toxic dinoflagellates: 1-561. *Elsevier*, N.Y.
- Andersson, L., 1996. Trends in nutrient and oxygen concentrations in the Skagerrak-Kattegat. *Journal of Sea Research* 35 (1-3): 63-71 (1996).
- Andersson, L. and L. Rydberg, 1988. Trends in nutrients and oxygen conditions within the Kattegat: Effects of local nutrient supply. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (1988) 26: 559-579.
- Andersson, L. and L. Rydberg, 1993. Exchange of water and nutrients between the Skagerrak and the Kattegat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (1993) 36: 159-181.
- ANON, 1993a. North Sea - Quality Status Report 1993. North Sea Task Force. *State Pollution Control Authority* (SFT), Norway.
- ANON, 1993b. North Sea - Subregion 8. Assessment Report 1993. North Sea Task Force. *State Pollution Control Authority* (SFT), Norway.
- ANON, 1993c. North Sea - Subregion 6. Assessment Report 1993. North Sea Task Force. *State Pollution Control Authority* (SFT), Norway.
- ANON, 1996a. Ytre Oslofjord. Eutrofitilstand, utvikling og forventede effekter av reduserte tilførsler av næringssalter. Rapport fra ekspertgruppe for vurdering av eutroforhold i fjorder og kystfarvann. *State Pollution Control Authority* (SFT), Norway.
- ANON, 1996b. Miljørapport 1996. *Fisken og Havet*. Særnr. 2: 1-96.
- Aune, T., E. Dahl og K. Tangen, 1995. Algal monitoring, a useful tool in early warning of shellfish toxicity. I: Lassus et al. (red.): *Harmful Marine Algal Blooms: 765-770*. *Lavoisier Publishing*, Paris.
- Aure, J. og D. Danielsen, 1993. Terskelbasseng på Sørlandskysten. Organisk belastning og vannutskiftning. *Fisken og Havet* nr. 1.1993. Bergen, 16 s.
- Aure, J. og D. Danielssen, 1996. Fjordbassengene i Ytre Oslofjord. Oksygenforbruk, organisk belastning og vannutskiftning. *Fisken og Havet*, nr. 17. 1996. Bergen. 39 s.
-

- Aure, J., D. Danielsen og R. Sætre, 1996. Assessment of eutrophication in Skagerrak coastal waters using oxygen consumption in fjordic basins. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 589-595.
- Aure, J., F.E. Dahl, L. Golmen, T. Johannessen og J. Molvær, 1997. Vurdering av oksygenutvikling og organisk belastning på kyststrekningen Jomfruland - Stavanger. *In press*.
- Aure, J. og T. Johannessen, 1997. Næringssalter og klorofyll-*a* fra Skagerrak til Vestlandet. *Fisken og Havet*, 2 (1997). 45 s.
- Aure, J. og A. Stigebrandt, 1989. Fiskeoppdrett og fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastningen for 30 fjorder i Møre og Romsdal. *Havforskningsinstituttet i Bergen*. Rapport nr. FO-8803. 106 s. Bergen.
- Aure, J. og A. Stigebrandt, 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*, 90: 135-156.
- Aure, J., E. Svendsen, F. Rey, and H.R. Skjoldal, 1990. The Jutland Current: Nutrients and physical oceanographic conditions in late autumn 1989. *ICES, C.M. 1990/c:35*.
- Aure, J. and R. Sætre, 1981. Wind effects on the Skagerrak outflow. *Proceedings from the Norwegian Coastal Current Symposium*, Geilo 9 - 12 Sept. 1980. Ed. R. Sætre, and M. Mork, *University of Bergen*. Volume I: 263-293.
- Bakke, T., J.S. Gray og L.-O. Reiersen, 1990. Monitoring in the vicinity of oil and gas platforms: environmental status in the Norwegian sector in 1987 - 1989. *Proceedings First International Symposium on Oil and Gas Exploration and Production Waste Management Practices*. US EPA, New Orleans. Pp 623-633.
- Braaten, B., T.M. Johnsen, T. Källqvist og A. Pedersen, 1992. Biologisk tilgjengelighet av næringssalttilførsel i marine miljø fra fiskeoppdrett, landbruksavrenning til kommunalt avløpsvann. *NIVA-rapport*, l.nr. 2877. 160 s.
- Dahl, E., D. Danielsen, A. Semb og K. Tangen, 1987. Precipitation and run-off as a fertilizer to a *Gyrodinium aureolum* Hurlburt bloom. *Rapp. P.v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.* 187: 66-73.
- Dahl, E. og K. Tangen, 1993. 25 years experience with *Gyrodinium aureolum* in Norwegian waters. I: *Toxic Marine Phytoplankton* (Smayda, T., Y. Shimizu, red.): 15-21. *Elsevier*, N.Y.
- Defant, A., 1961. Physical oceanography. Vol. 2. *Pergamon Press*. 598 pp.
- Edler, L., 1984. A mass development of *Ceratium* species on the Swedish coast. *Limnologica* 15: 353-357.
- Gjevik, B., E. Nøst and T. Straume, 1990. Atlas of tides on the shelves of the Norwegian and the Barents Seas. *Statoil FoU-ST 90012*, Stavanger, 74 pp.
- Gray, J.S., 1992. Eutrophication in the sea. *Proceedings of the 25th EMBS*. Olsen and Olsen, Danmark.

- Gray, J. S. og M. I. Abdullah, 1996. Are there negative trends in oxygen saturation along the Norwegian Skagerrak coast? *Limnol. Oceanogr.*, 41(4) 1996, pp. 810-812.
- Hackett, B. og L.P. Røed, 1997. Fysiske forhold langs kysten fra svenskegrensen til Stad. Research Note No. 2, Norwegian Meteorological Institute, Oslo (in Norwegian).
- Hackett, B., L.P. Røed, C. Ulstad and H. Engedahl, 1995. Numerical simulation of the circulation of the Outer Oslofjord, with budget calculations for passive tracers. *Research Report No. 26, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway*, 119 pp.
- Hickel, W., M. Eickhoff und H. Spindler, 1995. Langzeit-untersuchungen von nährstoffen und phytoplankton in der Deutchen Bucht. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift. Aktuelle Probleme der Meeresumwelt*. 5. Internationalen Wissenschaftlichen Symposiums 23. und 24. mai 1995 in Hamburg, 197-211.
- Hickel, W., P. Mangelsdorf og J. Berg, 1993. The human impact in the German Bight: Eutrophication during three decades (1962 - 1991). *Helgolander Meeresuntersuchungen* 47: 243-263.
- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan and T. Hopen, 1994. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1993. A. Principles, results and discussion. B. Data report. SFT-report 580/94. NIVA-report 0-90001/Serial No.:3162. 138 pages.
- Johannessen, T., E. Dahl og A. Sollie, 1995. Overvåkning av gruntvannsfauna på Skagerrakkysten - fiskeforekomster i 1994 og historiske forandringer i oksygenkonsentrasjonene 1927 - 1994. *Fisken og Havet* nr. 20.
- Johannessen, T. og E. Dahl, 1996a. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927 - 1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limnol. Oceanogr.* 41(4), 1996, pp. 766-778.
- Johannessen, T. og E. Dahl, 1996b. Historical changes in oxygen concentrations along the Skagerrak coast. *Limnol. Oceanogr.*, in press.
- Kajrup, N., 1996. Net production, oxygen consumption rate and flux of organic carbon in some Swedish Fjords. A trend analysis based on two different oxygen budget methods. Department of Oceanography. Earth Science Centre. Göteborgs Universitet. Rapport B36 1996.
- Karlson, B., L. Edler, E. Granéli, E. Sahlsten og M. Kuylenstjerna, 1996. Subsurface chlorophyll maxima in the Skagerrak - processes and plankton community structure. *J. Sea Res.* 31: 139-158.
- Körner, D. G. and Weichart, 1992. Nutrient in the German Bight: Concentrations and trends. *ICES mar.Sci.Symp.*195: 159-176.
- Lindahl, O., 1995. Long-term studies of primary phytoplankton production in the Gullmar fjord, Sweden. In press in proceedings from the *MARE NOR symposium*; Ecology of Fjords and Coastal Waters, In Tromsø, Norway, Desember 1994.

- Lundquist, J.-E. og T. Årnell, 1993. Sammanfattning av isvintern og isbrytarverksamheten 1992/93. SMHI och Sjöfartsverket, Sverige.
- Moy, F.E., S. Fredriksen, J. Gjørseter, S. Hjolman, T. Jacobsen, T. Johannessen, T.E. Lein, E. Oug, og Ø.F. Tvedten, 1996. Utredning om benthos-samfunnene på kyststrekningen Fulehuk - Stad. - *NIVA rapport*, l.nr. 3551-96. 84 s.
- Olsen, Y. og A. Jensen, 1989. Status for NTNFs Program for eutrofieringsforskning. Programmets relevans til forskning og forvaltning i forbindelse med marin eutrofiering. ISBN 82-7224-299.0.
- Olsgard, F. og J.S. Gray, 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production in the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 122, 277-306.
- Pearson, T.H. og R. Rosenberg, 1978. The macrobenthic succession in relation to organic *enrichment and pollution of the marine environment*. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16: 229-311.
- Pedersen A., J. Aure, E. Dahl, N.W. Green, T. Johnsen, J. Magnusson, F. Moy, B. Rygg og M. Walday, 1995. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990 - 1994. Hovedrapport. - Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 624a/95. TA 1264/1995. *NIVA-rapport*, l.nr. 3332-95. 115 s.
- Pedersen A., J. Aure, E. Dahl, N.W. Green, T. Johnsen, J. Magnusson, F. Moy, L. Omli, B. Rygg og M. Walday, 1996. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport 1995. Hovedrapport. - Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 680A/96. TA 1393/1996. *NIVA-rapport*, l.nr. 3583/96. 101 s.
- Radach, G., J. Berg og E. Hagmeier, 1990. Long-term changes of the annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and LV ELBE 1 in the German Bight. *Continental Shelf Research* 10: 305-328.
- Reid, P.C., C. Lancelot, W.W.C. Gieskes, E. Hagmaier og G. Weichart, 1990. Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: A review. *Neth. J. Sea Res.* 26: 295-331.
- Rosenberg, R. 1990. Negative Oxygen Trends in Swedish Coastal Bottom Waters. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 21. No. 7, pp. 335-339.
- Rygg, B. og I. Théliin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av næringsalter. *SFT Veiledning*. TA-924/1993. 15 s.
- Røed, L.P., 1996. Modelling mesoscale features in the ocean. In: *Waves and Nonlinear Processes in Hydrodynamics*, Eds. Grue, J., et al., *Kluwer Academic Publishers*, 383-396.
- Schramm W. og P.H. Nienhuis, 1996. Marine benthic vegetation. Recent changes and the effects of eutrophication. - *Ecological studies* 123. 470 s.
- Skjoldal, H.R. og I. Dundas (red.), 1989. The *Chrysochromulina polylepis* bloom in the Skagerrak and the Kattegat in May - June 1988: Environmental conditions, possible causes, and effects. *ICES C.M.* 1989/L. 18: 1-60.

- Smayda, T.M. og Y. Shimizu (red.), 1993. Toxic phytoplankton blooms in the sea: 1-710. *Elsevier*, N.Y.
- Stigebrandt, A., 1983. A model for the exchange of water and salt between the Baltic and the Skagerrak. *J. Phys. Oceanogr.* 13: 411-427.
- Stigebrandt, A., 1992. Beregning av miljøeffekter i fjorder fra menneskelig aktivitet. Lærebok for brukere av vannkvalitetsmodellen Fjordmiljø. *Ancylus* rapp. nr. 9201. Gøteborg. 58 s.
- Stigebrandt, A., J. Aure og J. Molvær, 1995. Variasjoner i kystvannets tetthetsfelt ved Torungen og Jomfruland. *NIVA-rapport*, l.nr. 3222. 38 s.
- Søiland, H. E. Svendsen, M. Skogen og G. Eriksrød, 1996. Numerisk modellering av primærproduksjon og transport av vannmasser og næringssalter langs norskekysten. *Fisken og Havet* NR. 25 - 1996. 37 s.
- Tangen, K., 1980. Brunt vann i Oslofjorden i september, forårsaket av den toksiske *Prorocentrum minimum* and andre dinoflagellater. *Blyttia* 38: 145-158.
- Tangen, K., J. Arff og E. Dahl, 1997. Observasjoner av planktonalger og siktedyp langs norskekysten sør for Stad (62°N). *OCN-R* 97015.
- Tangen, K., E. Dahl og E. Paasche, 1995. Planktonalger i Ytre Oslofjord. *OCN R-95055*: 1-22.
- Tangen, K. og L. Lønseth, 1996. SEAWATCH - Utvikling av et operasjonelt kyst- og havovervåkingssystem. *OCN R-96009*: 1-66.
- Tjomsland, T. og B. Braaten, 1996. Tilførsler av næringsstoffer til kysten mellom svenskegrensen og Stad. L.nr. 3548. Norsk institutt for vannforskning, Oslo., 40 s.
- Tjomsland, T. og J.L. Bratli, 1995. Brukerveiledning og dokumentasjon for TEOTIL. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. L.nr. 3225. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Vadstein, O., K.Y. Børsheim, Y. Olsen og A. Jensen, 1990. Næringssaltbelastning og selvrensing i marine systemer: Faglig status og forskningsbehov. *NTNF rapport*. ISBN 82-7224-319-9.
- Westernhagen, H.V., W. Hickel, E. Bauerfeind, U. Niermann og I. Kroncke, 1986. Sources and effects of oxygen deficiencies in the south-eastern North Sea. *Ophelia* 26: 457-473.
- Winther, U., E. Dragsund og K. Tangen, 1995. Varsling og beredskap for oppdrettsnæringen. *Norsk Fiskeoppdrett* 7 (1995).