

Statlig program for forurensningsovervåking Kystovervåkingsprogrammet

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge

10-årsrapport 1990-1999



Hardbunnstasjon B10 Prestholmen utenfor Grimstad (Foto: NIVA)

Prosjektleder: Frithjof Moy
Medarbeidere: Jan Aure (HI)
Einar Dahl (HFF)
Norman Green
Torbjørn Johnsen
Evy Lømsland
Jan Magnusson
Lena Omli (HFF)
Eivind Oug
Are Pedersen
Brage Rygg
Mats Walday

Forord

Kystovervåkingsprogrammet - "Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge" ble utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1989 for Statens forurensningstilsyn (SFT). Programmet startet opp i 1990 og omhandler hydrokjemiske og biologiske undersøkelser (plankton, hard- og bløtbunn) langs den ytre kyst av Sør-Norge. Den hydrokjemiske delen av programmet blir utført i samarbeid med Havforskningsinstituttet i Bergen (HI) og Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen (HFF). De biologiske undersøkelsene utføres av NIVA. NIVA har også hovedansvaret for gjennomføring av prosjektet og utarbeidelse av rapportene.

Undersøkelsene er koordinert med andre norske og internasjonale programmer bl.a. innenfor Nordisk Ministerråd og Oslo-Pariskommisjonen (OSPAR). Programmet skal også jevnlig vurderes av eksterne faggrupper for å oppnå et best mulig overvåkingsprogram.

I 1994 ble programtittelen endret fra "Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge" til "Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge" for bedre å gjenspeile programmets målsetninger.

Kontaktpersoner i SFT har vært Per Erik Iversen, Isabelle Thélin, Turid Winter-Larsen, John Rune Selvik, Hilde Aarefjord, Tor Johannessen og Karen Fjøsne.

Denne rapporten beskriver tilstand og utviklingstrender i 10-årsperioden 1990 - 1999. Den første samlerapporten, for perioden 1990-1994, kom ut høsten 1995 (Pedersen et al. 1995a,b). En samlet oversikt over alle Kystovervåkingsrapporter er gitt som vedlegg bak i rapporten.

Rapporten er skrevet av følgende personer (NIVA om ikke annet er gitt):

Hydrografi/Hydrokjemisk/Plankton: Jan Aure (HI), Einar Dahl (HFF), Torbjørn Johnsen, Evy Lømsland, Jan Magnusson og Lena Omli (HFF).

Bløtbunn: Eivind Oug og Brage Rygg,

Hardbunn: Norman Green, Frithjof Moy, Are Pedersen og Mats Walday

Redaktør for rapporten: Frithjof Moy

Vi takker Danmarks Miljøundersøkelser, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut og Biologische Anstalt Helgoland for å kunne benytte deres hydrografidata fra Kattegat og Tyskebukta.

Oslo, 22. mai 2002

Frithjof Moy

forsker

NIVA-prosjektnr O-21050

Innhold:

1.	Sammendrag	7
2.	Innledning	9
2.1	Bakgrunn for programmet.....	9
2.2	Målsetting.....	10
2.3	Faginnhold og stasjonsnett.....	10
2.3.1	Vannmasser.....	10
2.3.2	Bløtbunn.....	11
2.3.3	Hardbunn.....	13
3.	Definisjon av vannmasser	15
4.	Klimatiske variasjoner.	17
5.	Tilførsler av næringssalter til norskekysten	19
5.1	Tilførsler til Skagerrak fra Norge.....	19
5.2	Tilførsler til Skagerrak fra andre land.....	25
5.3	Ulike kilders innflytelse på Skagerrakkysten.....	26
6.	Endringer i næringssaltkonsentrasjoner i Skagerrak	31
6.1	Forskjeller mellom stasjonene Jomfruland, Arendal og Lista	31
6.1.1	Observasjoner i Brakkvann.....	37
6.1.2	Observasjoner i Skagerrak kystvann.....	39
6.1.3	Observasjoner i Skagerrakvann øvre	41
6.1.4	Observasjoner i Skagerrakvann nedre.....	43
6.1.5	Observasjoner i Atlantisk vann	45
6.2	Endringer i de ulike vannmassene gjennom perioden 1991-1999	46
6.2.1	Observasjoner i Brakkvann.....	46
6.2.2	Observasjoner i Skagerrak kystvann.....	48
6.2.3	Observasjoner i Skagerrakvann øvre	50
6.2.4	Observasjoner i Skagerrakvann nedre.....	52
6.2.5	Observasjoner i Atlantisk vann	54
7.	Virksomheter av næringssalter på biologiske samfunn	55
7.1	Fysiske og kjemiske rammebetingelser	55
7.2	Planktonsamfunn.....	59
7.3	Bløtbunnssamfunn	60
7.3.1	Bunnsedimenter	61
7.3.2	Bunnfauna	64
7.3.3	Vurderinger	75
7.4	Hardbunnssamfunn	77
7.4.1	Utvikling over tid	78
7.4.2	Utvikling i lys av næringssalter	79
7.4.3	Virksomhet av næringssalter på tarens NP-innhold	83
7.4.4	Tilstand.....	84
8.	Det biologiske mangfoldet på Skagerrakkysten	87
8.1	Planktonsamfunn.....	87
8.1.1	Plantep plankton.....	87

8.1.2	Zooplankton	90
8.2	Bløtbunnssamfunn	92
8.2.1	Artstall og arts mangfold.....	92
8.2.2	De vanligste og mest karakteristiske artene	93
8.2.3	Variasjoner for enkeltarter	93
8.2.4	Gradienter i faunaen.....	97
8.2.5	Vurderinger	100
8.3	Hardbunnssamfunn	101
8.3.1	Gjenvekst etter <i>Chrysochromulina</i> -oppblomstringen i 1988.....	101
8.3.2	Biogeografiske regioner	102
8.3.3	De vanligste og mest karakteristiske artene	104
8.3.4	Tareskog.....	111
8.3.5	Samfunn på vertikale vegger.....	114
9.	Metodebeskrivelser	117
9.1	Hydrografi/-kjemi og plankton	117
9.1.1	Stasjoner og parametre.....	117
9.1.2	Planteplankton.....	118
9.1.3	Zooplankton	118
9.2	Bløtbunn.....	119
9.2.1	Innsamling og laboratoriemetoder	119
9.2.2	Numeriske metoder og samfunnsanalyser	119
9.3	Hardbunn.....	121
9.3.1	Stasjoner.....	121
9.3.2	Transektregistrering	121
9.3.3	Tareskogregistreringer	122
9.3.4	Stereofotografisk prøvetaking.....	123
9.3.5	Databehandling og numeriske metoder.....	124
10.	Referanser.....	127
11.	Tidligere utgitte Kystovervåkingsrapporter	131

1. Sammendrag

Denne rapporten fra Kystovervåkingsprogrammet, 'Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge' under Statlig program for forurensningsovervåking, omhandler miljøkvaliteten i kystområdene av Sør-Norge i perioden 1990-1999, med spesiell fokus på Skagerrak. Rapporten beskriver status og endringer i næringsstofftilførsler og vannkvalitet og diskuterer virkninger av næringsstoffer på biologien, spesielt i bløt- og hardbunnssamfunn. Tilstand og utvikling i det biologiske mangfoldet hos plankton-, bløt- og hardbunnssamfunn beskrives.

Foruten naturlig avrenning og menneskeskapte utslipp har klimaet avgjørende betydning for både vanntransportveier og transportvolumer. Klimaet i 10-årsperioden 1990-1999, har vært preget av meget milde vintre med mer sørlige vinder og mindre nordlige vinder enn 'normalt'. Enkelte år har det også vært store flommer i østlandsområdet (1995) og i Nord-Europa (spesielt i 1994 og 1995). Under hele perioden er det bare 1996 og tildels 1994 som har hatt en kald vinter preget av nordlige vinder.

Siden 1985 har norske antropogene utslipp av fosfor og nitrogen blitt redusert med hhv. 53 og 29%, men resultatet overskygges av variasjoner i ferskvannsavrenning (nedbør) og avrenningen fra land, spesielt av nitrogen. Totaltilførselen av nitrogen og fosfor fra Norge til Skagerrak var (i nasjonal sammenheng) stor i 1994, 1995, 1998 og 1999. Tilførselene fra sørlige Nordsjøen (Tyskebukta) var spesielt store i flomårene 1994 og 1995. Utslipp til sørlige Nordsjøen får ekstra stor betydning for vår Skagerrakkyst i milde vintre hvor sørlige vinder øker transporten av dette vannet til den norske kyststrømmen.

Det er en gradient langs kysten i kystvannets innhold av næringsstoffer, partikler og organisk materiale, med de høyeste konsentrasjoner i øst ved Jomfruland og de laveste i vest ved Lista. Unntaket er fosfor, hvor det er omvendt. Nitrogen/fosfor-forholdet avtar følgelig fra øst mot vest i Skagerrak. Over tid er det ingen signifikante endringer i perioden, men muligens en tendens til noe avtakende fosforkonsentrasjoner. Det er også en tendens til en svak økning av partikulært materiale i undersøkelsesperioden. Året 1996 (relativt kald vinter) skiller seg ut med markert lavere næringsstoffkonsentrasjoner i de øvre vannmassene.

Etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet klassifiseres vannmassene generelt som gode mht. næringsstoffer.

Resultatene viser at den relativt korte oppholdstiden på kystvannet hindrer pulser av langtransporterte tilførsler fra å gi varige effekter på de biologiske samfunnene, med unntak fra et eventuelt samband mellom oppblomstring av giftige alger og episoder hvor opprinnelsen til problemet henger nær sammen med strømmer og transporter. Konsekvensene av langtransporterte næringsstoffforurensninger synes å være mest negative for de indre farvannene og fjordene hvor vannets oppholdstid er lenger.

Planteplanktonoppblomstringene, og til en viss grad zooplanktonet, synes styrt av vanntemperaturen tidlig på våren og av vannmassenes opprinnelsessted. Undersøkelsene gir i første rekke en god dokumentasjon av den enorme dynamikken i disse samfunnene.

Innholdet av organisk materiale i sedimentene (bløtbunn) tilsvarte meget god til god tilstand etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Innholdet var høyest i bassenger nær land og i sedimenter

med mye finstoff (leire og silt). Det ble ikke påvist noen tidstrender i sedimentenes innhold av organisk materiale.

Artsmangfoldet i bløtbunnsfaunaen tilsvarte meget god til god tilstand etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Det var en stigning i faunatettheten fra 1990 til 1995 og en nedgang fra 1995 til 1999, på de fleste av stasjonene. Faunatettheten fluktuerte i takt med konsentrasjonene av nitrogen, organiske partikler og ferskvann i vannmassene, sannsynlig forårsaket av avrenning av nitrogenrikt ferskvann. Økt faunatetthet var trolig en følge av større mattilgang fra en økt pelagisk produksjon. Det ble påvist en statistisk signifikant samvariasjon mellom nitrogenkonsentrasjoner i vannmassene og arter som ernærer seg av organisk materiale i overflatesediment (arter som forventes å respondere tidlig på økt næringstilgang fra pelagisk produksjon). Nitrogen, organiske partikler i vannmassene og faunatetthet økte også i perioder med stabilt eller synkende fosfornivå. Dette indikerer at samtidig økning i fosforkonsentrasjon ikke var en forutsetning for at organismene skulle kunne nyttiggjøre seg de ekstra mengdene av nitrogen.

Hardbunnsamfunnene i den ytre skjærgården av Sør-Norge kan grupperes i 3 biogeografiske regioner: Skagerrak, Sørvestlandet og Vestlandet, hvor Skagerrak har signifikant færre arter enn de sør-vestlige og vestlige områder, samtidig som artssammensetningen også endres langs kysten.

Som for bløtbunn, ble det de første årene funnet en tilvekst i antall arter og mengde av strukturerende viktige arter som stortare, spesielt langs Skagerrakkysten. For hardbunnsamfunnene tolkes denne økningen først og fremst som en effekt etter oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988, hvor skader ble observert på et vidt spekter av organismer. Restitueringsperioden etter oppblomstringen kan ut fra resultatene anslås til 4-5 år.

Det ble påvist en statistisk signifikant samvariasjon mellom nitrogen- og fosforkonsentrasjoner i vannmassene og forekomst av makroalger. Imidlertid er det stor samvariasjon mellom mange økologisk viktige faktorer, slik at det er vanskelig å si eksakt hvilken betydning nivåene av nitrogen og fosfor har hatt for den observerte tilstand og utvikling i hardbunnsamfunnene. Stor naturlige variasjon i samfunn på sterkt bølgeeksponert klippekyst og bidrar også til å kamuflere evt. sammenhenger som har med næringssaltbelastning å gjøre.

Det eksisterer ingen kvalitetskriterier for tilstand på hardbunn, slik som det gjør for f.eks. bløtbunnsamfunn. Vurdert ut fra erfaring og faglig skjønn, karakteriseres tilstanden i hardbunnsamfunnene langs den ytre kyst fra Larvik (Svenner fyr) og vestover til Fedje, som god. Lokalitetene i ytre Oslofjord er artsfattige og stor variasjon fra år til år indikerer at de er av redusert kvalitet og sterkt influert av vekslende miljøforhold.

Kystovervåkingsprogrammet, som ble etablert i 1989, er administrert og finansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Programmet ledes av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og undersøkelsene utføres av NIVA i samarbeid med Havforskningsinstituttet (HI/HFF). Programmet inkluderer fysiske og kjemiske målinger i vannsøylen foretatt ca. hver 14. dag utenfor Jomfruland, Arendal og Lista, samt i en kortere periode ved Utsira. Planktonsamfunn er undersøkt i vannmassene utenfor Arendal. Bløtbunnsfauna undersøkes årlig i prøver av sjøbunnen fra 50 til 460m dyp langs kysten fra Ytre Oslofjord til Egersund. Kartlegging av makroalger og dyr i fjæra og ned til 30m dyp, foretas ved årlige dykkerundersøkelser på 16 stasjoner i den ytre skjærgården fra ytre Oslofjord til Hordalands fylkesgrense mot Sogn og Fjordane.

2. Innledning

2.1 Bakgrunn for programmet

Den omfattende menneskelige aktiviteten i Nordsjøen og områdene som drenerer til Nordsjøen, har bidratt til økende forurensningstilførsler via elver, luft, og i form av direkteutslipp. Dette sammen med flere former for ressursutnyttelse og bruk av sjøområdene, har resultert i stadig flere tegn på økologisk ubalanse i Nordsjøens kystområder. Kystområdene er sentrale som matkammer, oppvekst- og tilholdssted for en rekke arter og tilfredsstillende miljøforhold i disse områdene har stor betydning for både livet og produktiviteten i havområdet og for menneskenes trivsel (St.meld. nr. 64, 1991-92). For å snu den negative utviklingen, er det inngått flere konvensjoner og avtaler mellom Nordsjølandene. Nordsjødeklarasjonen som ble inngått i 1987 erklærer bl.a. at utslippene av næringssaltene nitrogen og fosfor til Nordsjøen, skal halveres innen 1995 med 1985 som basisår.

Den store algeoppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 medførte tidligere ukjente dramatiske konsekvenser for det marine liv og en miljøkatastrofe av uant omfang ble tegnet i nyhetsmediene. Giftalgens oppblomstring påførte et betydelig tap av oppdrettsfisk samtidig som naturlig plante- og dyreliv i sjøen ble påført skader av ukjent omfang. Hendelsen ble framholdt som bevis for at den økende eutrofieringen hadde ødelagt økologien i Skagerrak. Modeller fastslo at oppblomstringen skyldtes høye konsentrasjoner av nitrat ført med havstrømmene inn i den norske kyststømmen og enkelte rapporter tydet på at et høyt N:P-forhold kunne stimulere giftproduksjon hos enkelte arter. Giftalgeoppblomstringen ble sett på som en konsekvens av menneskeskapt forurensning via kloakkvann, jordbruksavrenning og industriutslipp. Nasjonalt ble det satt sterkt press på og fortgang i bygging av rensesanlegg med fosfatfelling.

Med bakgrunn i Nordsjødeklarasjonen og konsekvensene av *Chrysochromulina*-oppblomstringen, ble det bestemt å opprette et langsiktig overvåkingsprogram under Statlig program for forurensningsovervåking, med fokus på eutrofi-problematikken i Skagerrak. Kystovervåkingsprogrammet fikk som målsetning å overvåke miljøtilstanden mht. næringsalter og i de biologiske samfunn. Spesielt var det ønskelig å identifisere næringssaltkilder og kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjoner i kystvannet over tid. De dramatiske effektene av giftalgeoppblomstringen satte fokus på manglende bakgrunnskunnskaper om det biologiske mangfoldet i hardbunnsamfunn og stasjoner som var blitt undersøkt under algekatastrofen ble ført videre i Kystovervåkingsprogrammet. Fra bløtbunnsundersøkelser var det kjent at endring i disse samfunnene var korrelert med økt næringssalttilførsel. Overvåking av det biologiske mangfoldet på hard- og bløtbunn ble derfor integrert i Kystovervåkingsprogrammet.

Siden 1990 har Kystovervåkingsprogrammet samlet inn vannprøver omtrent hver 14. dag (22 ganger pr. år) for næringssaltanalyser, oksygenmålinger og planktontellinger. Årlig er det blitt samlet inn bløtbunnsprøver for samfunnsanalyse og sedimentkarakterisering. Årlig er det gjennomført dykkeundersøkelser for registrering av fastsittende alger og dyrs forekomst på klippekyst (hardbunn) fra fjæra og ned til 30 m dyp. Kyststrekningen fra svenskegrensen til fylkesgrensen Hordaland - Sogn og Fjordane, ble i første omgang prioritert med spesiell fokus på Skagerrak. Stasjonsvalget ble foretatt med sikte på å følge bevegelsene i kystvannet langs den ytre kystlinjen, og at de skulle fungere som en referanse for fjordovervåking og lokale undersøkelser.

Det er blitt lagt stor vekt på at resultatene skal være sammenliknbare med resultater fra andre relevante overvåkingsprogram. Mest aktuelle er de danske og svenske overvåkingsprogrammene i Kattegat og Skagerrak.

Det er i internasjonal sammenheng et betydelig datamateriale som er blitt samlet inn under Kystovervåkingsprogrammet, og sammensetningen av hydrografiske/-kjemiske og biologiske parametre setter programmet i en særstilling.

I det følgende rapporteres resultater fra programmets første 10-år. Resultatkapitlene er inndelt etter programmets målsetning og oppbygging. Først presenteres en beskrivelse av klimasituasjonen som danner en ytre ramme for miljøforholdene, deretter beskrives næringsalkilder og -tilførsler til det norske kystvannet. Så presenteres resultater fra målinger i vannsøylen med beskrivelse av gradienter langs kysten og trender i perioden. I de biologiske kapitlene diskuteres først virkninger av næringsalter på samfunnsutvikling og tilstand, deretter gis en beskrivelse av artsmangfoldet og dynamikken i dette over 10-årsperioden. Det henvises til datarapporter og årsrapporter for fullstendig beskrivelse av metoder, måleparametre og resultater. I denne rapporten er det lagt vekt på de store linjer og karakteristiske eller betydelige endringer langs kysten og i tidsperioden 1990-1999.

Kystovervåkingsprogrammet er finansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT) gjennom Statlig program for forurensningsovervåking og programmet utføres av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) i samarbeid med Havforskningsinstituttet (HI/HFF). Resultater fra Kystovervåkingsprogrammet rapporteres til ICES som del av Norges forpliktelser.

2.2 Målsetting

Formålet med kystovervåkingsprogrammet er å:

- gi oversikt over miljøtilstanden mht. næringsalter og effekter av disse
- identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norskekysten
- kartlegge endringer i næringsalkonsentrasjoner over tid
- kartlegge effekter av næringsalter på utvikling og tilstand i hard- og bløtbunnsamfunn
- dokumentere det biologiske mangfoldet og beskrive endringer i dette.

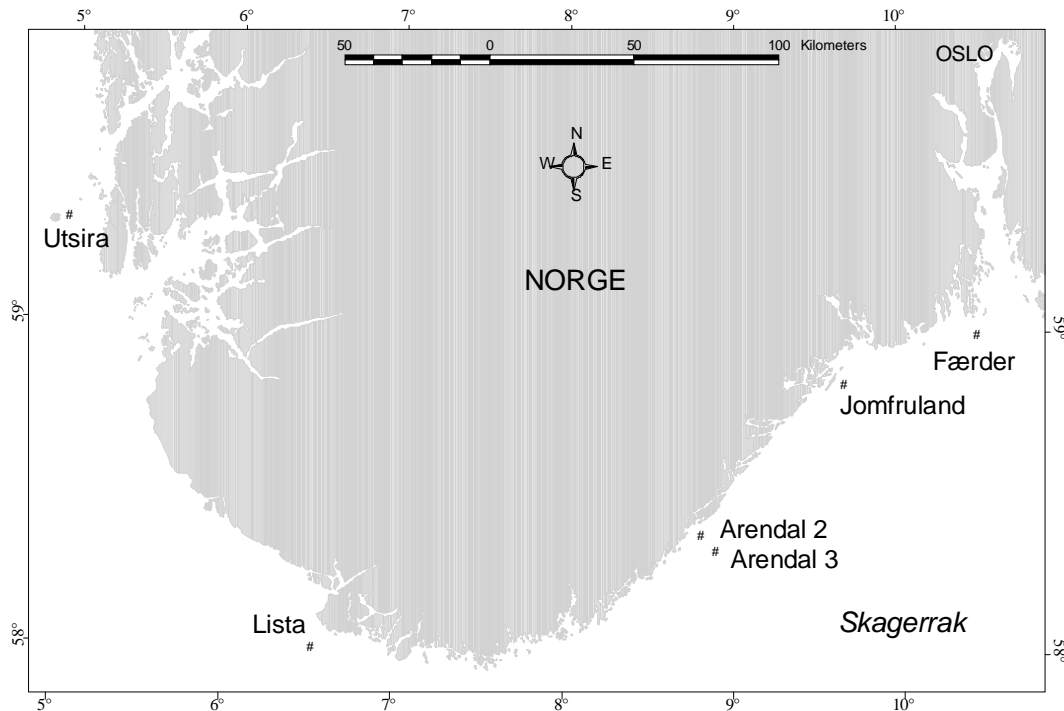
2.3 Faginnhold og stasjonsnett

Kystovervåkingsprogrammets geografiske område i perioden 1990-1999, dekket den ytre kyst fra ytre Oslofjord (grense mot Sverige) til Hordalands fylkesgrense mot Sogn og Fjordane, med fokus på Skagerrakkysten. Kyststrekningen ble ved opprettelse av programmet delt inn i 4 delområder:

A = ytre Oslofjord, B = Sørlandet, C = Sørvestlandet og D = Vestlandet.

2.3.1 Vannmasser

Det hydrografiske/-kjemiske måleprogrammet er basert på 3 hovedstasjoner: Jomfruland, Arendal (2+3) og Lista, med tillegg av overflateprøver fra Jomfrulandsrenna og periodevise observasjoner fra Færder og Utsira. Figur 1 og Tabell 1 viser stasjonsposisjoner og observasjonsfrekvens. Observerte variable er beskrevet i kap. 9.1 (Tabell 21). Målingene ved Utsira i 1996/97 ble gjort for å få et bilde av vannkvaliteten i kyststrømmen på Vestlandet. Målingene ved Færder (1990-1992) ble avsluttet av kostnadseffektive hensyn da de ikke tilførte



Figur 1. Hydrografiske/hydrokjemiske stasjoner.

Tabell 1. Hovedstasjoner og observasjonsfrekvens.

Stasjon	Posisjon	Dyp	Observasjonsfrekvens
Jomfruland	N: 58° 51' E: 09° 40.'	ca. 110 m	Ca. hver 14 dag.
Arendal 2	N: 58° 23' E: 08° 49'	ca. 75 m	Ca. hver 14 dag.
Arendal 3	N: 58° 20' E: 08° 54.'	ca. 260 m	Ca. 1 gang pr. mnd.
Lista	N: 58° 01' E: 06° 32.'	ca. 310 m	Ca. 1 gang pr. mnd.
Utsira	N: 59° 19' E: 04° 59'	ca. 260 m	Ca. 1 gang pr mnd. mai 96-okt 97

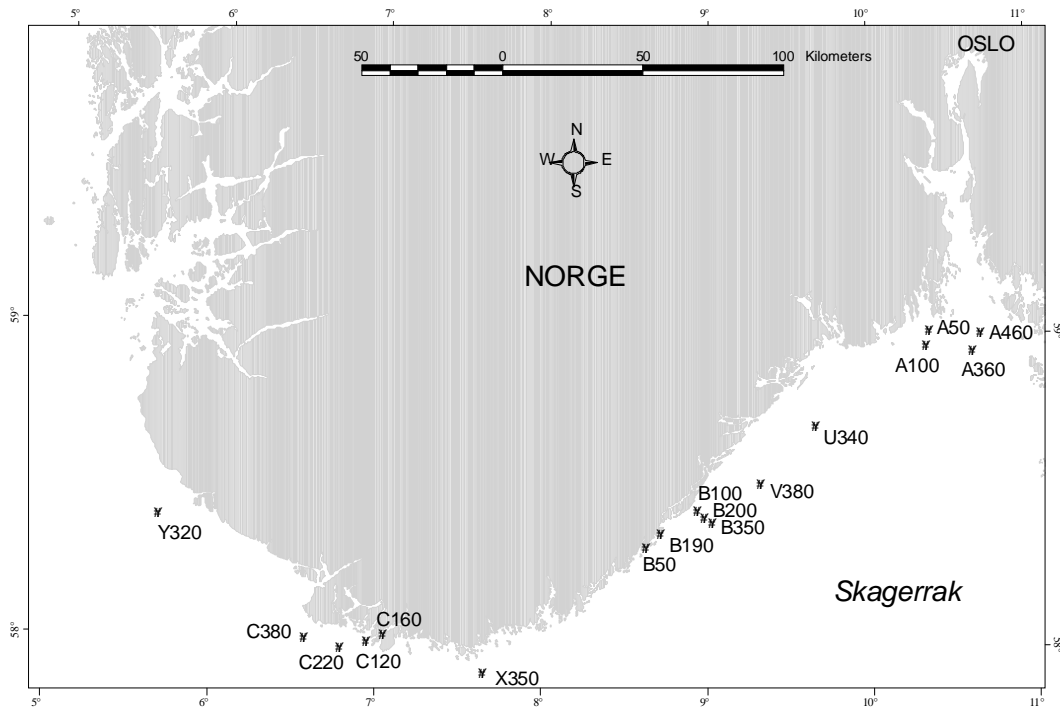
I tillegg er det tatt overflateobservasjoner i Jomfrulandsrennen (N: 58° 53.5' E: 09° 37.0').

avgjørende informasjon for vurdering av vannkvaliteten i kyststrømmen. Observasjonsdata fra Arendal 2 og Arendal 3 kombineres da vanddyppet på Arendal 2 ikke er mer enn 75m.

Planktonprøver (plante og zoo-) ble samlet inn fra Arendal 2. Metodikk er beskrevet i kap. 8.

2.3.2 Bløtbunn

Bløtbunnsstasjonene er plassert i de tre hovedområder A, B og C (Figur 2) som spenner over en øst-vest geografisk gradient (indre til ytre del av nordlige Skagerrak). I hvert område ble stasjonene etablert, så langt som mulig, på standardiserte dyp 50, 100, 200 og 350 m. Ytterligere dype stasjoner (U-Y) ble etablert i 1991 eller senere. Stasjonskodingen refererer til område (bokstav) og dyp (antall meter), men siste null i dyp er sløyfet. Stasjonsposisjoner, dyp og innsamlingsår er vist i Tabell 2. De fleste av stasjonene er plassert på skråningen mellom kysten og dypbassenget i Norskerenna, men noen stasjoner (A36, A46, B19, C16) ligger i lokale kystbassenger adskilt fra Skagerraks hovedbasseng ved grunnere områder.



Figur 2. Bløtbunnsstasjoner.

Tabell 2. Stasjoner, akkumulert prøvetakingsareal, innsamlingsår, posisjoner og dyp. (Stasjonsnummeret indikerer stasjonsdyp: 05=50m, 10=100m, 36=360m osv.)

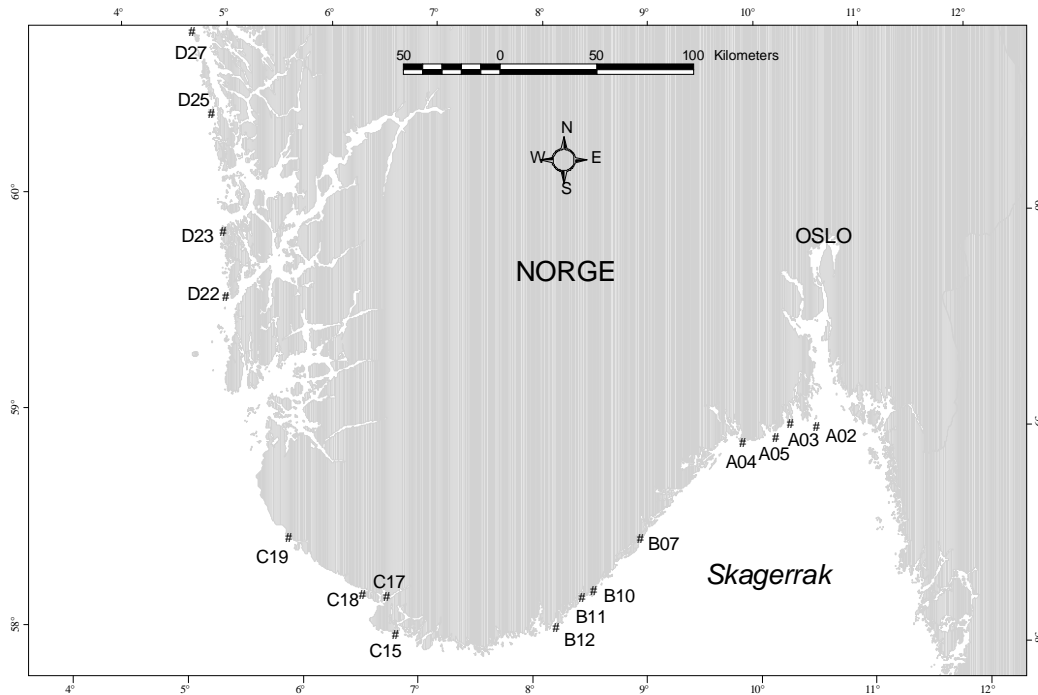
Stasjon	Areal (m ²), sum 1990-1999	År	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)
A05	4.0	1990-2000	10°22.30'	59°00.74'	54-57
A10	4.0	1990-1999	10°21.37'	58°58.00'	98-109
A36	4.0	1990-2000	10°38.35'	58°56.80'	347-360
A46	4.3	1990-2000	10°41.33'	59°00.23'	452-460
B05	4.0	1990-2000	8°37.77'	58°19.52'	50-55
B10	4.0	1990-2000	8°56.47'	58°26.65'	100-108
B19	4.0	1990-2000	8°43.22'	58°22.22'	185-199
B20	4.0	1990-2000	8°58.86'	58°25.24'	198-202
B35	4.0	1990-2000	9°01.87'	58°24.23'	350-370
C12	4.0	1990-2000	6°57.07'	58°00.86'	119-128
C16	4.0	1990-2000	7°02.89'	58°02.15'	155-180
C22	4.0	1990-2000	6°47.48'	57°59.40'	220-230
C38	4.0	1990-2000	6°34.48'	58°01.13'	375-385
U34	2.8	1993-1999	9°39.81'	58°42.83'	340-350
V38	2.8	1993-1999	9°19.56'	58°31.78'	380-399
X35	3.2	1992-1999	7°39.24'	57°55.05'	345-352
Y32	3.2	1991; 1993-1999	5°39.78'	58°23.74'	314-320

Hver stasjon ble prøvetatt årlig i slutten av mai eller begynnelsen av juni. På hver stasjon ble det tatt fire parallelle grabbprøver av bunnfauna og delprøver av bunnsediment til analyse av kornstørrelse og organisk innhold (TOC).

Programopplegget ble delvis adoptert fra det nasjonale svenske overvåkingsprogrammet som utføres langs Sveriges vestkyst, hvor et antall bløtbunnsstasjoner er undersøkt siden 1983 (enkelte stasjoner også tidligere) (Tunberg & Nelson 1998).

2.3.3 Hardbunn

Hardbunnsstasjonene er plassert i den ytre skjærgården for i mest mulig grad kunne fange opp endringer i kystvannet, samtidig som lokal påvirkning er minimalisert. Av totalt 27 stasjoner ble det valgt ut 16 basis-stasjoner for langtidsovervåking av miljøtilstanden og disse er vist i Figur 3 og Tabell 3. Kartleggingen er basert på tre hovedmetoder: transektregistreringer, stereofotografering og tareskogundersøkelser, hvorav den første er den viktigste. Beskrivelse av disse metodene er gitt i kap. 9.3. Undersøkelsene har vært gjennomført årlig i mai/juni.



Figur 3. Hardbunnsstasjoner i Kystovervåkingsprogrammet.

Tabell 3. Hardbunnsstasjoner undersøkt i perioden 1990 til 1999 med posisjon og stasjonens himmelretning.

St. nr.	Stasjonsnavn	Sted	Breddegrad	Lengdegrad	Himmelretning	år:														antall år
						90	91	92	93	94	95	96	97	98	99					
A02	Færder fyr	Y. Oslofj.	59°01.601'	10°31.605'	89	x					x	x	x	x	x	x	- ¹⁾	6		
A03	Lynghlm.	Sandefjord	59°02.589'	10°17.775'	160	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
A04	Oddaneskj.	Nevlunghvn	58°57.281'	09°51.853'	134	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
A05	O-skjær	Svenner fyr	58°58.385'	10°09.287'	030						x	x	x	x	x	x		5		
B07	Tromøy N.	Arendal	58°30.793'	08°56.655'	360	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
B10	Presthlm.	Grimstad	58°16.392'	08°32.229'	140	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
B11	Humløøy	Lillesand	58°14.294'	08°25.736'	085	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
B12	Meholmen	Kr.sand	58°05.765' *	08°11.880' *	010	x	x				x	x	x	x	x	x		7		
C15	Revø	Farsund	58°02.882'	06°47.757'	190	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
C17	Stolen	Flekkefjord	58°13.294'	06°42.880'	240	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
C18	Rossøy	Hidra	58°13.682'	06°30.063'	170	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
C19	Oddefløy	Egersund	58°28.779'	05°49.831'	165	x	x				x	x	x	x	x	x		7		
D22	Marhlm.	Espevær	59°34.840'	05°08.710'	116	x	x				x	x	x	x	x	x		7		
D23	Ylvesøy	Brandasund	59°52.822'	05°05.038'	350	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
D25	Aarebrot	Sotra, nord	60°25.281'	04°54.422'	025	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		
D27	Maajøy	Fedje	60°47.787'	04°41.053'	030	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	10		

* Stasjonskoordinater beregnet fra sjøkart, ED-50. Øvrige posisjoner er målt med GPS (WGS-84).

1) A02 ble filmet og fotografert i oktober i 1999, ingen transektundersøkelse ble utført.

3. Definisjon av vannmasser

Vannmassene i Skagerrak kan deles inn i fire hovedvannmasser:

- *Brakkvann* (BV) med saltholdighet mindre enn 25 og temperaturer mellom -1°C og 23°C .
- *Skagerrak kystvann* (SK) med saltholdighet mellom 25 og 32 og temperaturer mellom -1°C og 21°C .
- *Skagerrakvann* (SV) med saltholdighet mellom 32 og 35 og temperaturer vanligvis mellom 3°C og 16°C . Det kan være hensiktsmessig å dele inn denne vannmassen i to:
 - *Skagerrakvann øvre* (SVØ) med saltholdighet mellom 32 og 34.5, og
 - *Skagerrakvann nedre* (SVN) med saltholdighet mellom 34.5 og 35.
- *Atlantisk vann* (AV) med saltholdighet over 35 og temperatur mellom 5.5°C og 7.5°C .

De ulike vannmassene er delt inn etter hvor de kommer fra og hvor influert de er av ulike kilder. Vertikalfordelingen av vannmassene gjennom året er vist i Figur 4.

Brakkvannet dannes ofte i perioder med stor lokal ferskvannstilførsel. Normalt ligger vannet mellom overflaten og ca. 5 meters dyp, men kan forekomme ned til ca. 10 meters dyp.

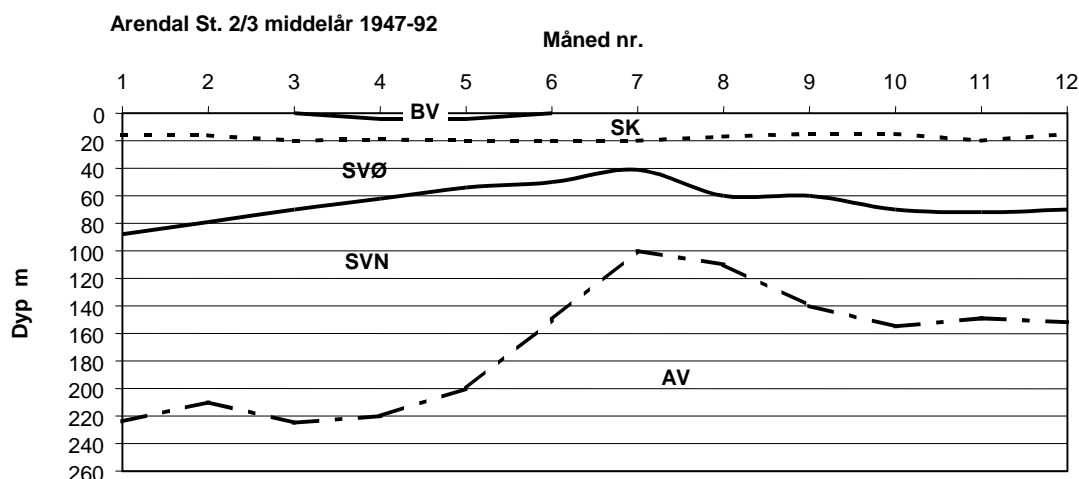
Brakkvannet består av vann fra elvene blandet i Skagerrak kystvann.

Skagerrak kystvann består hovedsakelig av en blanding mellom Østersjøvann/overflatevann fra Kattegatt, lokalt ellevann og vann med opprinnelse i sørlige Nordsjøen og tildels sentrale deler av Nordsjøen. Vannmassene ligger mellom overflaten og ca 15-20 meters dyp.

Skagerrakvann øvre har sin opprinnelse i sørlige Nordsjøen, men blandes også med vann fra Østersjøen/Kattegatt og noe lokal ferskvann. Vannmassen ligger mellom ca 20 – 80 meters dyp med en klar årlig variasjon, med størst utbredelse i oktober- mars.

Skagerrakvann nedre er i hovedsak vann fra de sentrale deler av Nordsjøen. Vannmassen kan forekomme mellom ca. 60 til ca. 200 meters dyp og er mektigst fra januar til mai.

Atlantisk vann tilføres Skagerrak fra Norskehavet via nordlige Nordsjøen og forekommer fra ca 100 meters dyp til bunn, med en årlig variasjon hvor den trenger høyt opp i juni/juli og er minst dominerende i de øvre vannlag om vinteren.

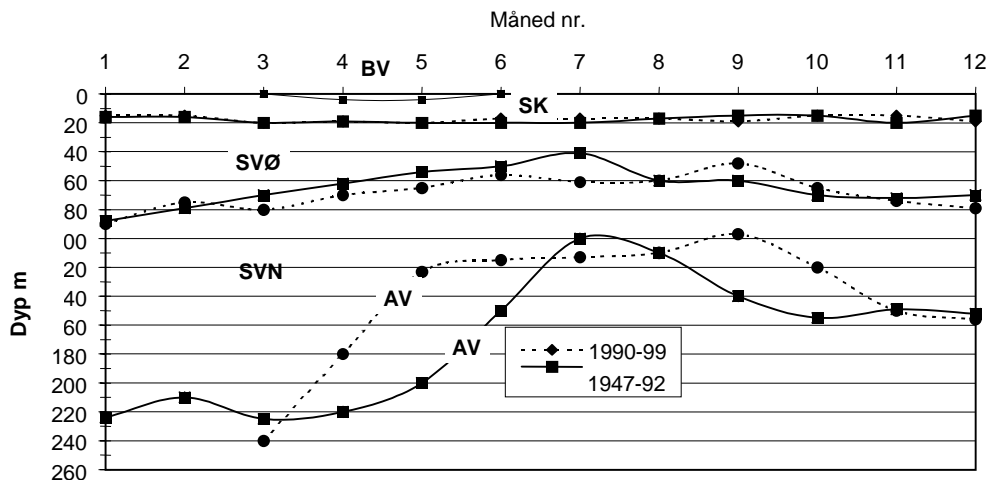


Figur 4. Midlere vannmassefordeling ved Arendal over perioden 1947-92. (Brakkvann =BV, Skagerrak kystvann= SK, Skagerrakvann øvre =SVØ, Skagerrakvann nedre= SVN og Atlantisk vann =AV).

4. Klimatiske variasjoner

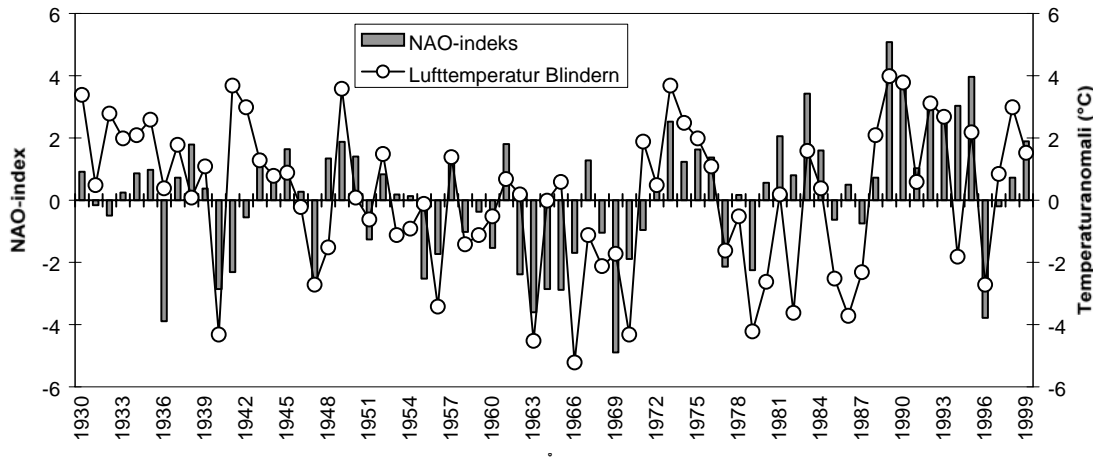
Klimaet i 10-årsperioden 1990-1999 har vært preget av meget milde vintre med høyere frekvens av sørlige vinder og lavere frekvens av nordlige vinder. Under hele perioden er det bare 1996 og tildels 1994 som har hatt en kald vinter.

Perioden 1990-99 skiller seg en del fra "normalperioden" 1947-92. Den store forskjellen var at Atlantisk vann forekom høyere opp langs kysten tidligere på året og lå igjen på dyp mindre enn 120 meter fra mai til oktober, mens det i "normalåret" kun lå på dette nivå i juli og august (Figur 5). Forekomsten av brakkvann var liten til tross for flomepisoder, spesielt i 1995 (storflommen på Østlandet). Skagerrak kystvann varierte omtrent som normalt, mens det til tider (mars til juni) var det noe mer av Skagerrakvann øvre langs kysten.

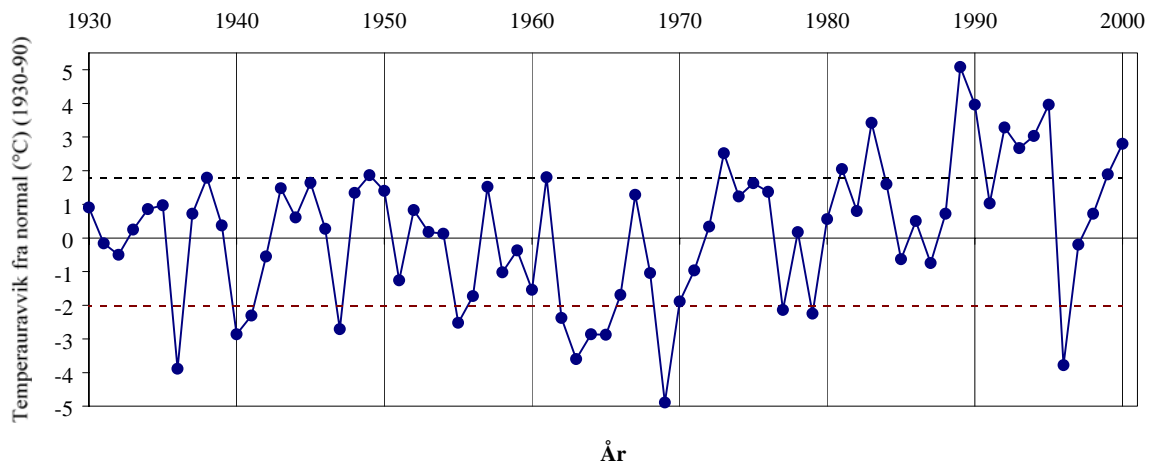


Figur 5. Midlere vannmassefordeling ved Arendal for perioden 1990-99 (stiplede linjer) sammenlignet med tidsrommet 1947-92 (heltrukne linjer). (Brakkvann=BV, Skagerrak kystvann=SK, Skagerrakvann øvre=SVØ, Skagerrakvann nedre=SVN og Atlantisk vann=AV).

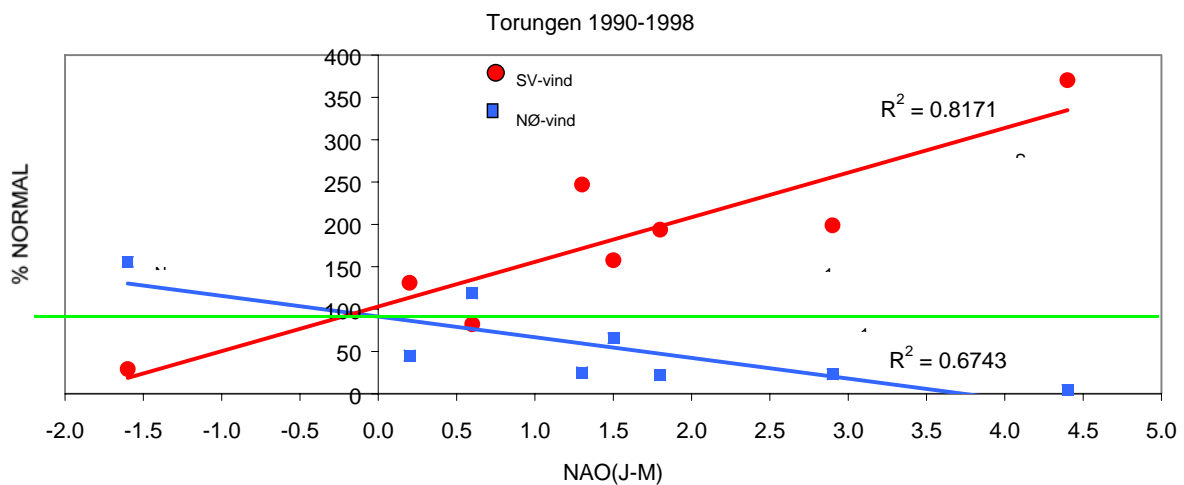
Den tidligere og større forekomsten av Atlantisk vann ved Arendal i 1990-99 skyldtes sannsynligvis i høy grad klimatiske forhold. Perioden 1988-99 var en av de varmeste vinterstid på 1900-tallet. Dette kan avleses såvel i lufttemperaturen på Blindern (Oslo) som i vanntemperaturen i overflatevann ved Havforskningsinstituttets forskningsstasjon i Flødevigen (Arendal) (Figur 6 og Figur 7). Over en periode på ca. 60 år er det også en stor grad av samvariasjon mellom temperatur og NAO-indeksen (North Atlantic Oscillation indeks, Figur 6). I store trekk sammenfaller de milde vintrene med positivt NAO-indeks. NAO er normaliserte lufttrykksforskjeller mellom Azorene og Island. Positive (høye) verdier betyr høy lavtrykkfrekvens sør av Island. Lavtrykkene vandrer ofte inn over sør-Skandinavia og vinterværet i sør-Norge blir mildt og nedbørsrikt med høy frekvens av sørvestlige vinder. En lav eller negativ NAO-verdi gir kalde vintre og økt frekvens av nordlige vinder. Dette fører til at varme vintre gir en større intensitet i vestlige vinder over nord-Atlanteren, med mildere vintre i sør-Skandinavia og økt frekvens av sørlige vinder. Sammenhengen mellom økt frekvens av sørvestlige vinder langs kysten om vinteren og tilsvarende mindre frekvens av nordøstlige vinder fremgår av Figur 8. Modellering av innstrømning av Atlantisk vann mellom Utsira og Orknøyene (Aure et.al. 2000) viser også en større transport under 1990-tallet, med unntak fra 1996, 1993 og tildels i 1998. Samtidig vil muligheten for økt innstrømning av vann fra sørlige Nordsjøen til Skagerrak og norske sørkysten bli større. Normalt vil nordlige vinder blokkere innstrømning av Jyllandvann til Skagerrak (Aure og Sætre, 1981). Påvirkningen fra Kattegatt og Østersjøen vil også kunne øke.



Figur 6. Vintertemperaturen på Blindern (des-feb), samt NAO-indeks (des-feb) 1938-1999. Data fra Meteorologisk institutt, Hurrell, 1995 og World Monthly Surface Station Climatology, 2000.



Figur 7. Avvik fra midlere vintertemperatur (februar-mars) på 1 meters dyp ved HI's forskningsstasjon Flødevigen (Arendal), 1930-2000.



Figur 8. Prosentvis avvik av NØ-vind og SV-vind i forhold til normalen 1960-90 korrelert med NAO-indeks for januar – mars 1990-98.

5. Tilførsler av næringsalter til norskekysten

I perioden 1985-99 har de norske antropogene utslippene av fosfor og nitrogen til kyststrekningen svenskegrensa-Lindesnes blitt redusert med hhv. 53 og 29%. Resultatet overskygges av stor avrenning, spesielt av nitrogen, fra land (nedbør og elver), slik at de norske totaltilførslene ikke er redusert over perioden. De norske tilførslene er likevel små (ca. 10%) sammenlignet med totale beregnede tilførsler til Skagerrak. Tilførslene fra sørlige Nordsjøen (Tyskebukta) var spesielt store i flomårene 1994 og 1995. Utslipp til sørlige Nordsjøen får ekstra stor betydning i milde vintre med mer sørlige vinder som øker transporten av dette vannet til den norske kyststrømmen.

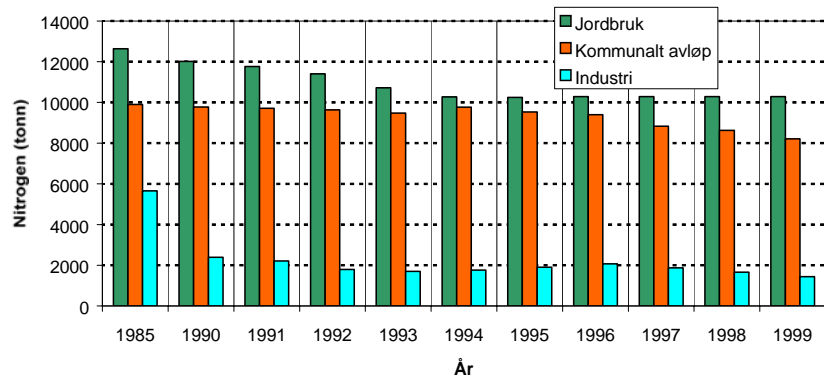
5.1 Tilførsler til Skagerrak fra Norge

Tilførslene fra Norge til Skagerrakkysten (svenskegrensen til Lindesnes) for tidsrommet 1990-99, sammenlignet med 1961-90 er vist i Tabell 4. Antropogene norske tilførsler er også beregnet for Skagerrakkysten og er vist i Figur 9 og Figur 10.

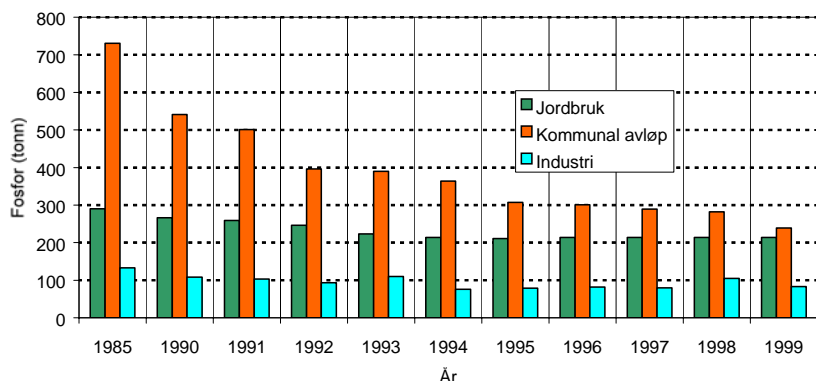
Siden 1985 har norske antropogene utslipp av fosfor og nitrogen blitt redusert med hhv. 53 og 29% (Borgvang og Tjomsland, 2001). Mens fosforreduksjonene domineres av tiltak på kommunale utslipp, har jordbruk og kommunalt avløp like store prosentvise reduksjoner av nitrogen. Indre Oslofjord står for størsteparten av den kommunale rensingen. Reduksjonen i de antropogene norske utslippene kan ikke avleses direkte i de målte totale tilførslene fra Norge til Skagerrakkysten (Holtan m.fl., 1992-2000, Weideborg m.fl., 2001). Figur 11 viser at nitrogentilførselen i 1990-99 for det meste var lavere enn beregnet gjennomsnitt for 1961-90, men at det ikke var noen signifikant trend. Tilsvarende var situasjonen for fosfor (Figur 12), og partikler (Figur 13), mens det er en klar økning i tilførsler av organisk stoff i 1991-99. (Figur 14). For fosfor var det en avtakende tilførsel fra 1990-98, men en økning i 1999. Forholdet mellom tot-N og tot-P var økende frem til 1998, men avtok i 1999 pga. fosforøkningen i det året (Figur 15). At N/P-forholdet øker er delvis en følge at rensetiltakene for fosfor er større enn for nitrogen, men klimatiske forhold kan også bidra til en økning av N/P-forholdet ettersom milde vintre med mye nedbør vil øke tilførselen av nitrogen.

Tabell 4. Beregnede norske tilførsler (tonn/år) av næringsalter, suspendert materiale (S.P.M) og total organisk karbon (TOC) til den norske Skagerrakkysten (Holtan m.fl., 1992-2000, Weideborg m.fl., 2001).

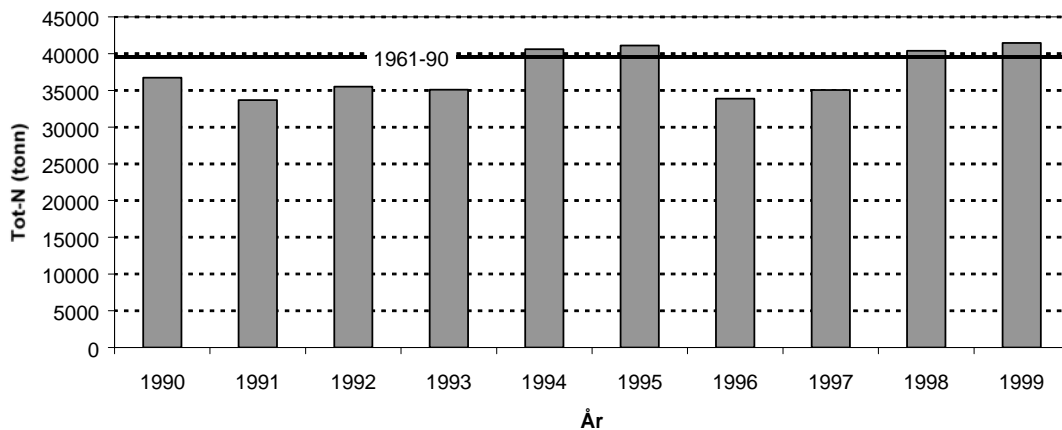
År	Tot-P	PO4-P	Tot-N	NO3-N	NH4-N	S.P.M	TOC
1990	1234	268	36722	16302		370716	
1991	1155	434	33678	14693		199202	130605
1992	1094	389	35509	18873	8136	408277	197234
1993	1034	391	35092	16953	6234	274282	174301
1994	885	312	40622	21335	6323	274151	212990
1995	1222	624	41084	22016	6506	431342	239327
1996	846	288	33864	17193	6271	271846	184729
1997	859	352	35058	18253	5503	289646	220288
1998	867	312	40401	20711	5536	231381	274157
1999	1449	320	41476	20877	1568	431166	263281
1961-90	1164	456	39572	19697	6510	353576	163835



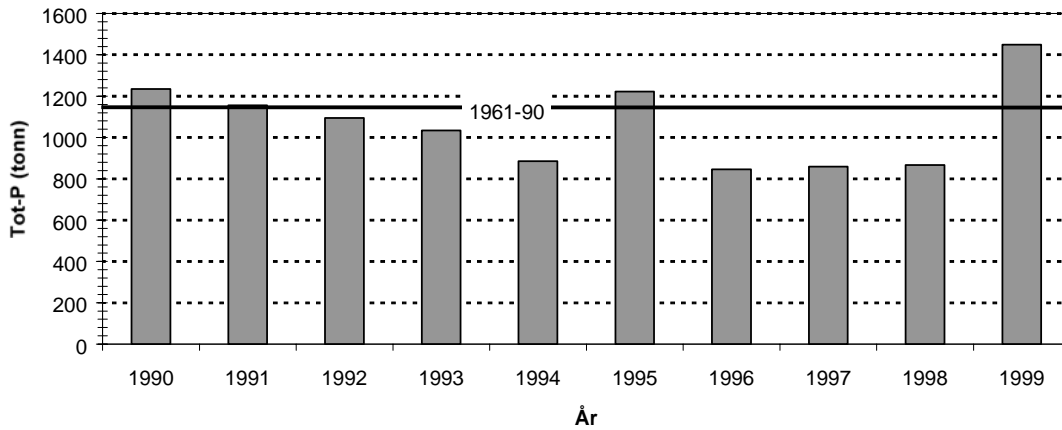
Figur 9. Beregnede norske tilførsler av nitrogen (tot-N) fra jordbruk, kommunalt avløp og industri fra 1985 og 1990-99 til Skagerrakkysten (svenskegrensa-Lindesnes) (Borgvang og Tjomsland, 2001).



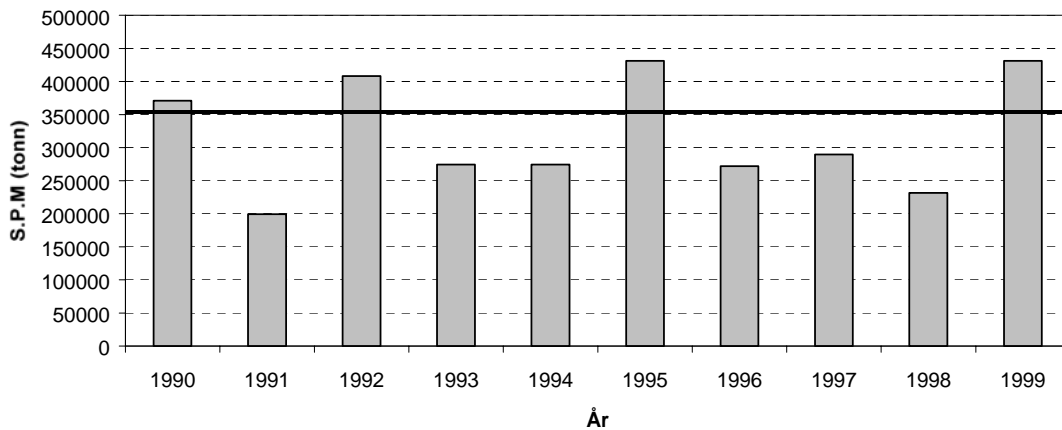
Figur 10. Beregnede norske tilførsler av fosfor (tot-P) fra jordbruk, kommunalt avløp og industri fra 1985 og 1990-99 til Skagerrakkysten (svenskegrensa-Lindesnes) (Borgvang og Tjomsland, 2001).



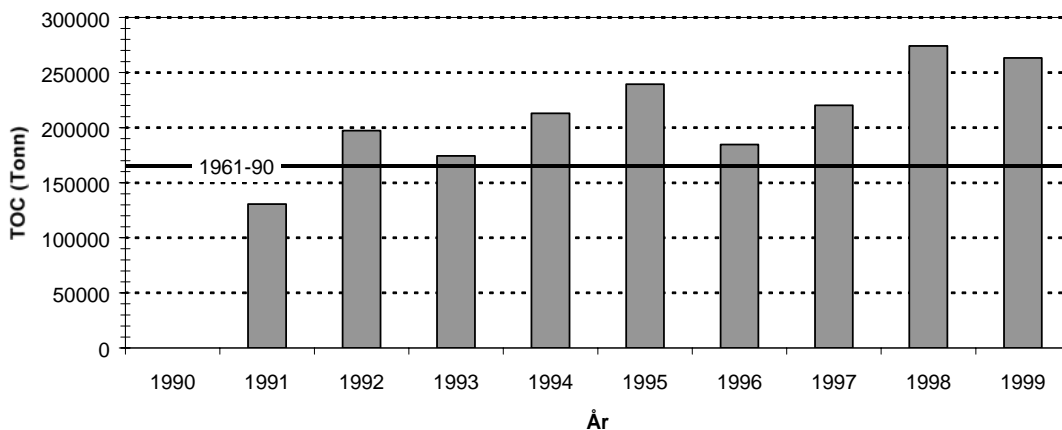
Figur 11. Totale norske tilførsler av nitrogen til den norske Skagerrakkysten (svenskegrensa-Lindesnes) 1990-99 sammenlignet med gjennomsnittet for 1961-90 (Holtan m.fl. 1992-2000, Weideborg, 2001). Gjennomsnittet 1961-90 (meteorologisk normal) er brukt for å få en referanselinje.



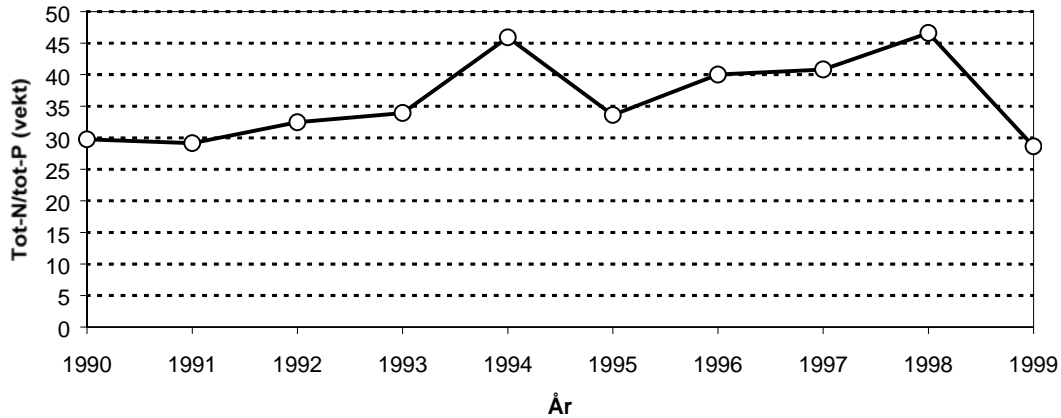
Figur 12. Totale norske tilførsler av fosfor til den norske Skagerrakkysten (svenskegrensa-Lindesnes) 1990-99 sammenlignet med gjennomsnittet for 1961-90 (Holtan m.fl. 1992-2000, Weideborg, 2001).



Figur 13. Totale norske tilførsler av partikler (SPM) til Skagerrakkysten (svenskegrensa-Lindesnes) 1990-99 sammenlignet med gjennomsnittet for 1961-90 (Holtan m.fl. 1992-2000, Weideborg, 2001).

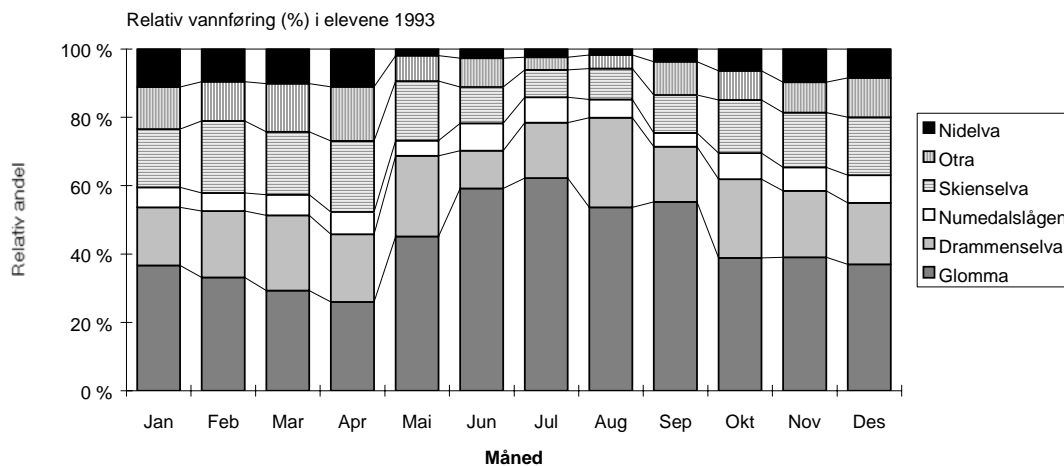


Figur 14. Totale norske tilførsler av organisk stoff (TOC) til Skagerrakkysten (svenskegrensa-Lindesnes) 1990-99 sammenlignet med gjennomsnittet for 1961-90 (Holtan m.fl. 1992-2000, Weideborg, 2001).

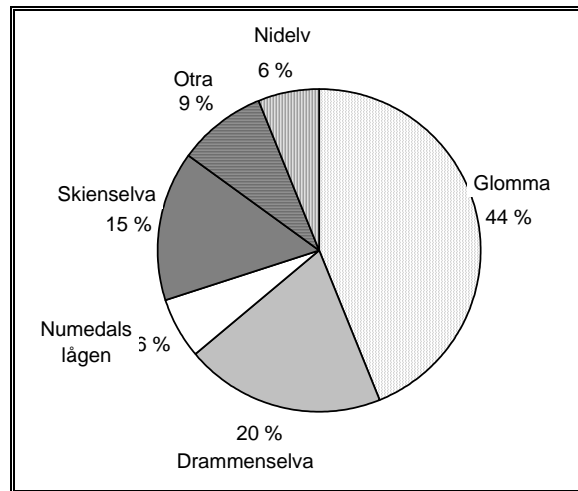


Figur 15. N/P-forhold i norske tilførsler til Skagerrakkysten (svenskegrensa-Lindesnes) 1990-99.

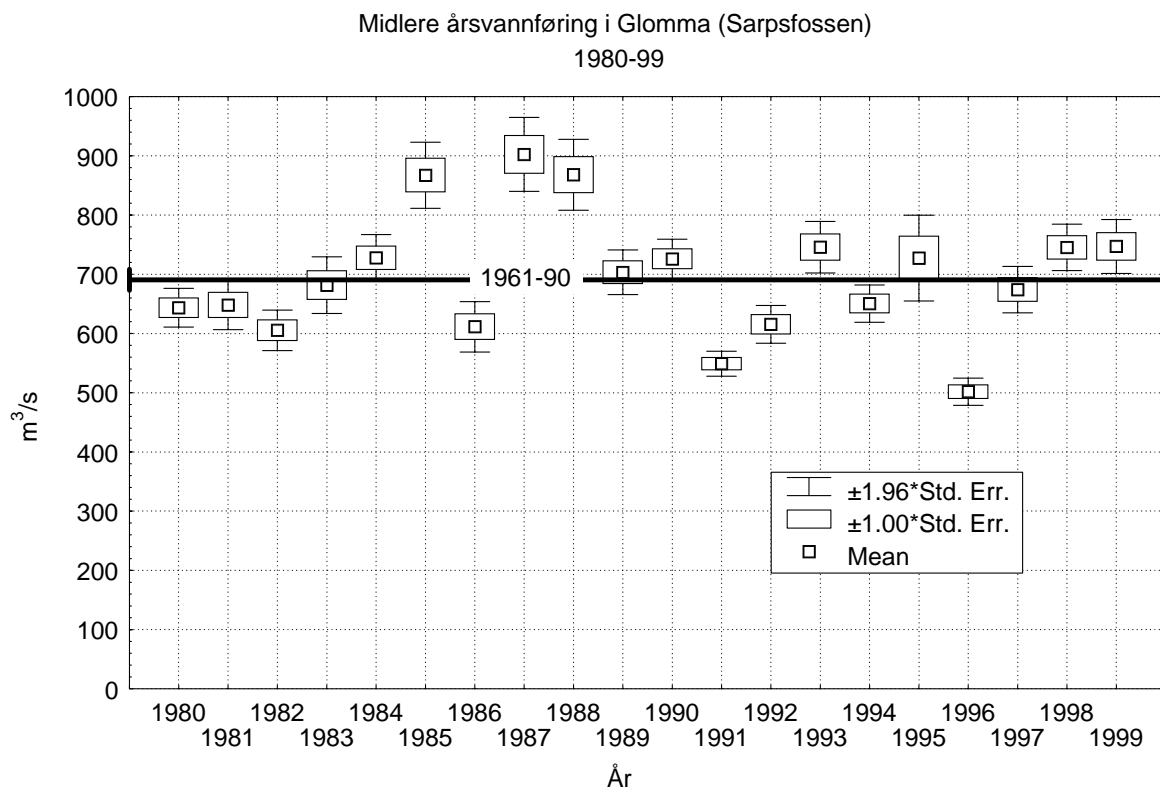
Den årlige variasjonen i de norske tilførsler av næringssalter er avhengig av størrelsen på ferskvannstilførselen og når på året det er mer enn normal vannføring, dvs. nedbørsavhengig. Vanntilførselen til kysten av sør-Norge domineres av Glomma og Drammenselva, spesielt under sommeren og høsten (Figur 16). På årsbasis vil Drammenselva og Glomma bidra med vel 60 % (Figur 17) av den totale ferskvannstilførselen. Årsvariasjonen av ferskvannstilførselen langs kysten kan illustreres av vannføringen i Glomma. Figur 18 viser årlig midlere vannføring i Glomma (1980-99) sammenlignet med 1961-90. Det er liten samvariasjon mellom totaltilførslene av næringssalter, SPM og TOC, unntatt for total-nitrogen hvor det er en signifikant sammenheng (Figur 19), selv om regresjonen bare forklarer ca. 40 % av variasjonen. Spesielt for partikler (SPM) og fosfor vil intensiteten i flommer være mer avgjørende for årlige variasjoner (se flomåret 1995, Figur 12, Figur 13).



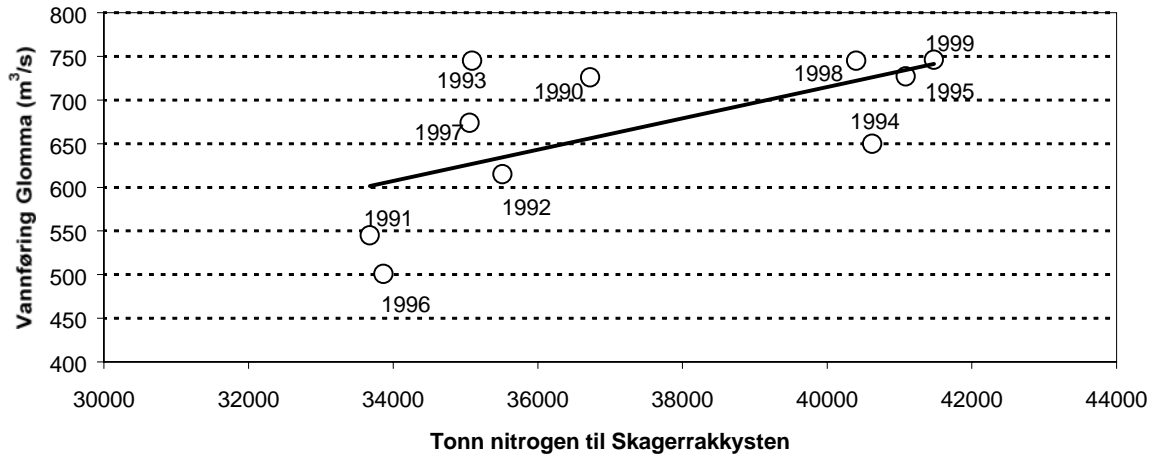
Figur 16. Relativ vannføring i de ulike elvene fordelt på måned i 1993. (1993 er brukt som et eksempel, da det er liten årsvariasjon mellom elvenes relative andel).



Figur 17. Midlere årsvannføring (%) 1993. (1993 er brukt som eksempel, da det er liten årsvariasjon mellom elvenes relative andel)



Figur 18. Årlig middelvannføring i Glomma (Sarpsfossen) 1980-99 sammenlignet med gjennomsnittet for 30-års middelerdien (1961-1990). Data fra NVE.



Figur 19. Årlig middelvannføring i Glomma og totaltilførsler av nitrogen fra Norge til Skagerrakkysten.

Noen år har vært spesielle. I 1991 og 1996 var ferskvannstilførselen liten og totaltilførslene til kysten lave. I juni 1995 var det storflom i Glomma og mye vann også i andre elver på Østlandsområdet. Det var også stor vannføring i 1993, 1998 og 1999. Andre faktorer enn vannmengde er sannsynligvis også avgjørende for tilført mengde næringssalter noe som fremgår av at tilførslene av nitrogen var betydelig lavere i 1993, et år med omtrent samme vannføring som i 1998/99.

De lave tilførslene i 1996 kan forklares av at det var en kald vinter og lite nedbør det året, noe som var en unormal situasjon for 1990-tallet. Figur 6 viser at vintertemperaturen (desember – februar) var over det normale (1961-90) fra 1988 til 1993, 1995 og 1997 til 1999 (som i store trekk sammenfaller med positivt NAO-indeks). De lave tilførslene av nitrogen i 1996 er således forårsaket av en kald vinter og av at nedbøren resten av året var mindre enn normalt.

5.2 Tilførsler til Skagerrak fra andre land

De midlere strømforholdene i Skagerrak (Figur 20) medfører at den norske sørkysten ligger nedstrøms andre kilder og at den totale belastningen av næringssalter og andre forurensninger, derfor er større enn de som tilføres lokalt fra Norge. Tabell 5 viser at de norske direkte tilførslene er mellom 10-15 % beregnet for tot-P og tot-N. Taes det også hensyn til estimatene på transport med Atlantisk vann og vann fra Tyskebukta (Jyllandstrømmen) vil bidragene synke til ca. 5 %. Forholdene i Danmark, Sverige og Tyskland/Nederland vil derfor spille en avgjørende rolle for transporten av næringssalter, organisk stoff og partikler til den norske sørkysten.

Tabell 5. Beregnede tilførsler av fosfor og nitrogen på 1990-tallet til de øvre 50 meterne i Skagerrak fra land, atmosfære og fra nærliggende havområder. Tallene i 1000 tonn . (Skagerrak, miljøstatus og fremtidig miljøovervåking, 2000).

Kilde	Tot-N	Tot-P	NO3+NO2
Direkte fra Danmark	2.7	0.16	
Fra Kattegatt	162	8	
Fra Sverige	19.5	0.5	
Fra Norge	37.4	1.0	
Fra atmosfæren	36.6		
Med Jyllandstrømmen			160*
Med Atlanterhavsvann			440*
Totalt	258	9.7	600*

* beregninger er bare foretatt på de løste næringssaltene.



Figur 20. Generelt strømmønster i Skagerrak.

OSPAR (1998) oppgir gjennomsnittlige tilførsler til Nordsjøen fra ulike land. Av størst interesse er utslippene fra Tyskland og Nederland (Tabell 6). Av samtlige tilførsler til Skagerrak oppstrøms Norge er disse tilførslene klart dominerende. Hvilken effekt de har på den norske Skagerrakkysten er derimot avhengig av strømforhold, dvs. hvor ofte Jyllandstrømmen er sterk.

Tabell 6. Gjennomsnittlige tilførsler 1990-96 fra Tyskland og Nederland til Nordsjøen.

Periode 1990-96	Tyskland	Nederland
Tot-N (1000 tonn)	235	402
Tot-P (1000 tonn)	9	22

5.3 Ulike kilders innflytelse på Skagerrakkysten

Sammenlignet med de norske utslippene til Skagerrakkysten, er utslipp fra Danmark/Sverige til Kattegatt og fra Tyskland/Nederland til søndre Nordsjøen betydelige. Spørsmålet er hvor ofte og i hvor stor grad disse utslippene påvirker den norske Skagerrakkysten.

Et meget klart signal på dette kom i 1995, når det var stor nedbør over Tyskland og Nederland, med stor vannføring i f.eks. Elben (desember 94 - januar 95), samt oversvømmelse av store landområder. Det var et meget partikkelrikt vann som strømmet ut fra land til søndre Nordsjøen og Tyskebukta, og dette vann kunne enkelt følges på sin vei mot Norge. Figur 21 viser en sammenstilling av observasjoner foretatt av ulike forskningsfartøyer og institusjoner. Transporten av "elvevannet" fulgte strømmene i området forbi den danske vestkysten over mot svenskekysten og Oslofjordområdet, samt videre langs den norske sørkysten (Magnusson og Nygaard, 1996). I april ble elvevannet observert i hele ytre Oslofjord inn til Drøbak, hvor overkonsentrasjoner av nitrat på 1.5 – 2 ganger det normale, ble målt på omkring 30 – 40 meters dyp.

Vannet i Tyskebukta skiller seg fra andre vannmasser ved å ha et høyere nitrat/silikat-forhold (>2). Figur 22 viser at vannmasser med høyere nitrat/silikat-forhold regelmessig er blitt observert vinterstid i perioden 1990-99. Figur 23 viser at disse episoder sammenfaller med forhøyede konsentrasjoner av nitrat.

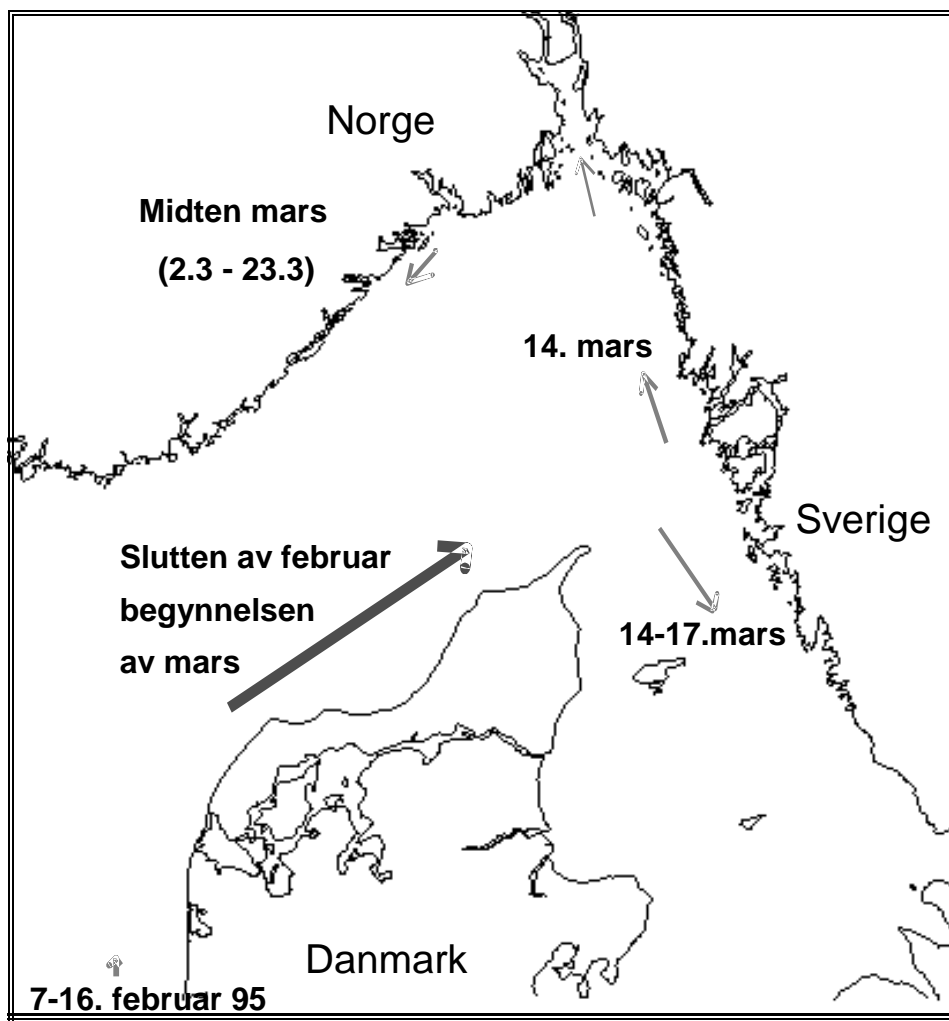
De kontinentale utslippene synes således å ha størst betydning langs den norske Skagerrakkysten i vinterhalvåret. Det er også vinterstid som Elbe har sin største vannføring og således gir de største tilførslene til Tyskebukta (Figur 24). Tilførslene fra norske elver er størst fra mai og utover sommeren. Figur 25 viser også at de største konsentrasjonene i Tyskebukta forekommer vinterstid, og at overflatekonsentrasjonene av nitrogen er klart høyere hele året, sammenlignet med observasjoner i Kattegatt (Anholt E) og Skagerrak (Arendal st.2).

De tyske utslippene er således de som via transporten med Jyllandstrømmen, vil kunne ha størst påvirkning på den norske Skagerrakkysten vinterstid. Det er spesielt tilførslene av nitrogen, som har medført at nitratkonsentrasjonen i Tyskebukta etter ca. 1980 har økt 2- 3 ganger i forhold til langtidsmiddelet (1962-80) (Heickel et al., 1993, Kørner og Weichart, 1992). Avtakende fosfatkonsentrasjoner i senere år har gitt et høyere N/P-forhold.

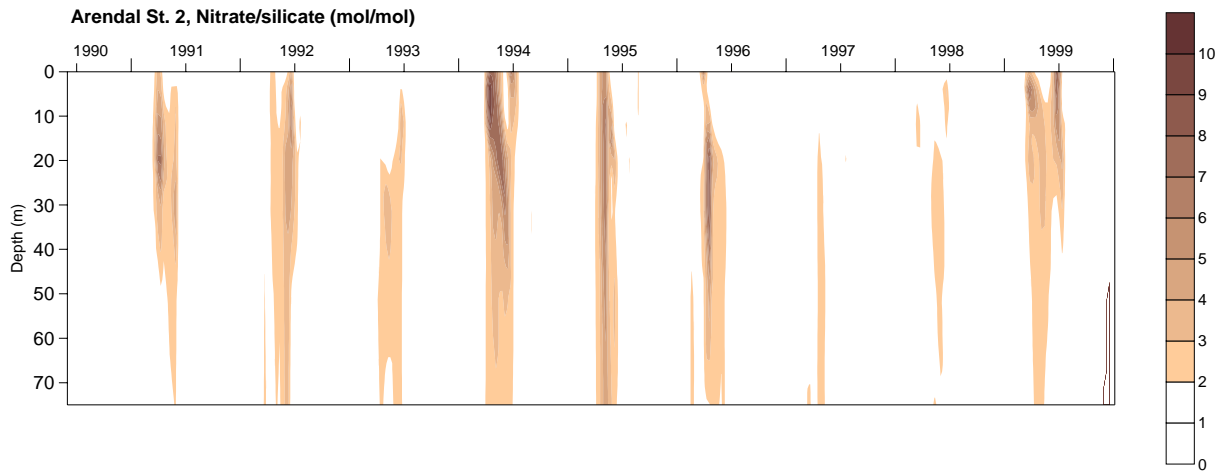
Transporten av vann fra Tyskebukta til den norske sørkysten er avhengig av en velutviklet Jyllandsstrøm. Jyllandsstrømmen er vindavhengig og vind fra sør gir økt strøm, mens nordlige

til vestlige vinder i Skagerrak transporterer Skagerrak kystvann på tvers av Skagerrak og reduserer eller blokkerer innstrømning av Jyllandsvann til Skagerrak (Aure og Sætre, 1981). Den senere tids milde vintrer med hyppigere innslag av sørlige vinder kan således, i tillegg til økte nitrogenkonsentrasjoner i Tyskebukta, ha bidratt til en større transport av rester av dette vannet til den norske Skagerrakkysten.

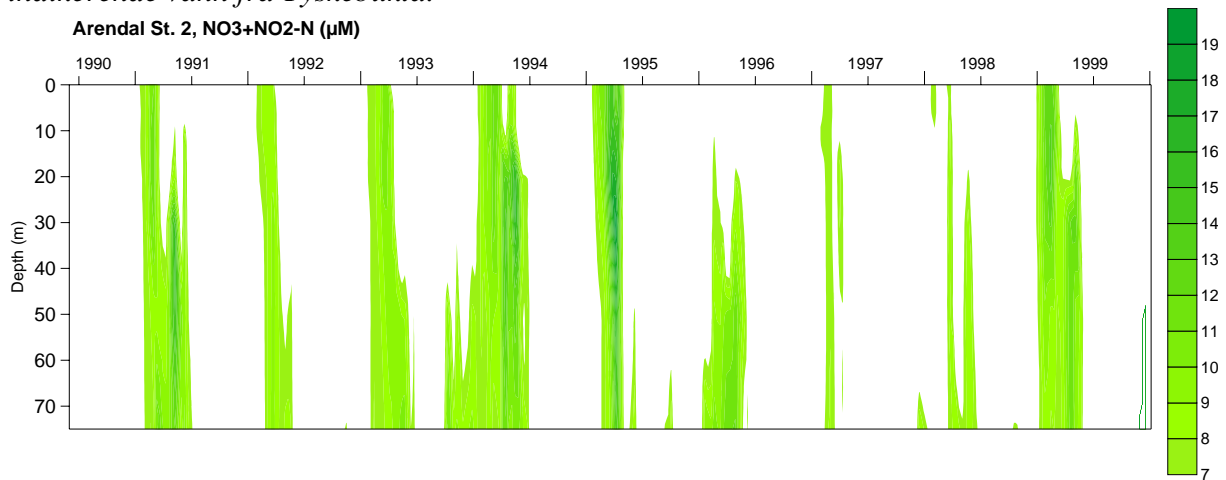
Aure og Johannessen (1997) har vist at nitrat+nitritt konsentrasjonen ved st. Arendal 2 mellom januar og mai, har økt markert (iht. SFTs klassifiseringssystem) etter 1990 sammenlignet med 1970-80 (ca. 100 % økning). For tot-N var den mindre (35%), og liten for tot-P og PO₄-P (10-20 %). Beregninger viser også at i vinter- og vårperioden inneholdt kystvannet ved Arendal ca 24 % Kattegattvann, ca. 20 % Tyskebukt vann og ca. 56 % sørlig Nordsjøvann. Imidlertid var det midlere bidraget fra Tyskebukt vann 77% for nitrat+nitritt, ca 42 % for fosfat (Aure og Johannessen, 1997) . Analysen som ble gjort for hver måned gjennom året ga imidlertid dårligere korrelasjon i mai og juni måned.



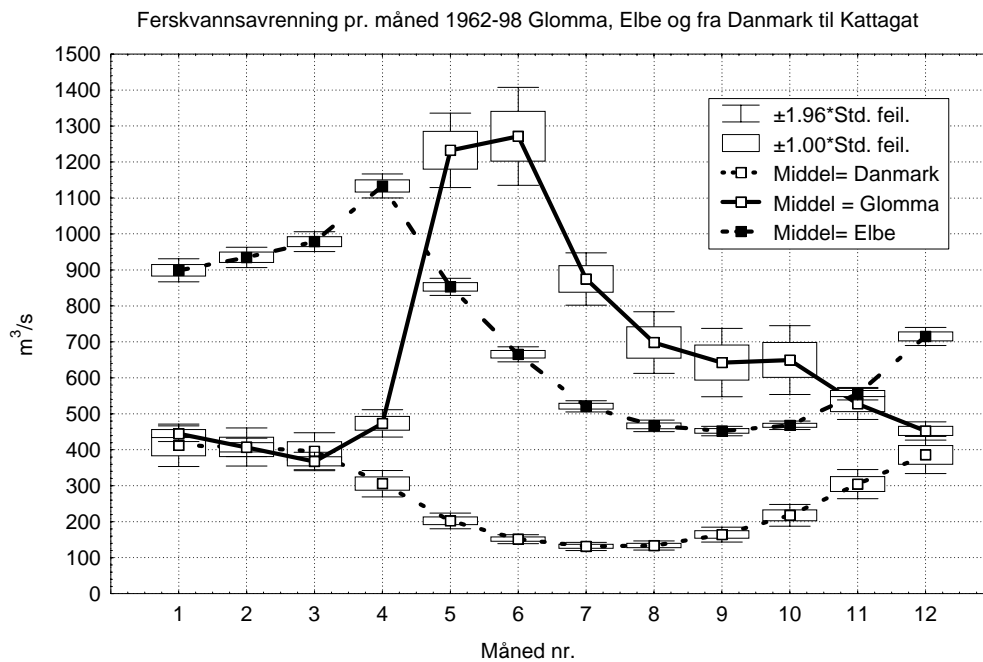
Figur 21. Transport av rester av kontinentalt ellevann i 1995. Observasjoner av Gunnar Thorson (NERI) 7.-16. februar, av "Argos" (SMHI) og "G.M.Dannevig" (HI) slutten av februar til begynnelsen av mars, "Skagerak" (GMF) 14.-17. mars, "Arne Theselius" (KMF) 14. mars, og "Trygve Braarud" 26.-27. april, samt observasjoner fra kystovervåkingsprogrammet. Observasjonene indikerer frontspreddingen.



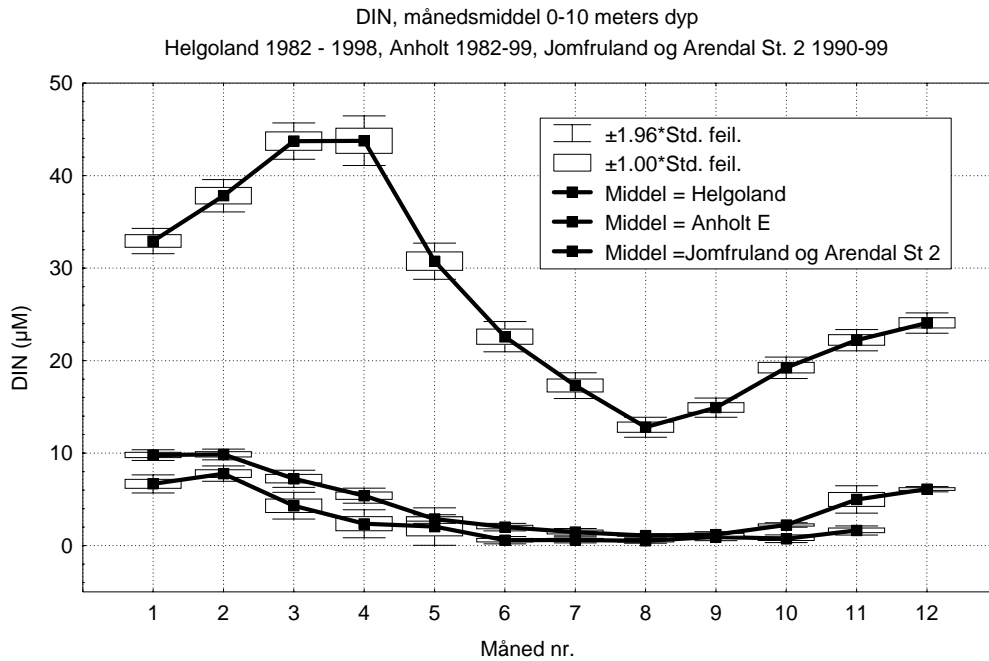
Figur 22. Nitrat/silikat (atomer) ved st. Arendal 2. Bare nitrat/silikat >2 er markert, indikerende vann fra Tyskebukta.



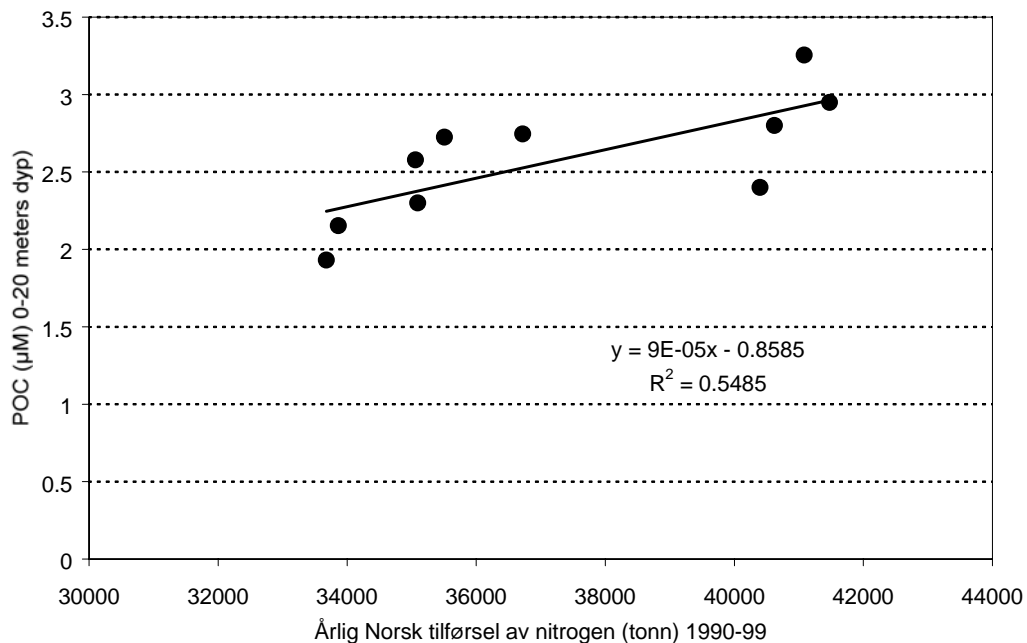
Figur 23. Nitrat+nitrit (μM) ved st. Arendal 2 1990-99, bare konsentrasjoner over 7 (μM) er markert.



Figur 24. Vannføring (pr. måned) i Elbe, Glomma og avrenning fra Danmark til Kattagat 1962-98. Data fra Danmarks miljøundersøkelser, og Helgoland Biologiske stasjon.



Figur 25. Overflateobservasjoner av løst uorganisk nitrogen (μM DIN) fra Tyskebukta, samt observasjoner fra 0-10 meters dyp i Kattegatt (Anholt E) og Jomfruland og st. Arendal 2.



Figur 26. Konsentrasjonen av POC i 0-20 meters dyp, juni-august, på Jomfruland/Arendal, sammenlignet med årlig tilførsel av tot-N fra Norge til Skagerrakkysten.

Figur 26 viser at det finnes en sammenheng mellom de årlige tilførselene av nitrogen fra Norge til Skagerrakkysten og POC-konsentrasjonen (partikulært organisk karbon) i 0-20 meters dyp ved Jomfruland/Arendal sommerstid. I og med at det er en tidsforskyvning i når på året tilførselene fra de ulike land dominerer, er det trolig at næringssaltkonsentrasjonene langs den norske Skagerrakkysten i hovedsak er avhengige av langtransport fra andre

områder, spesielt Tyskebukta, vinterstid og at de norske tilførselene først og fremst kan ha en betydelig innvirkning på forholdene sommerstid.

Effekten av de ulike kildene som påvirker forholdene langs kysten, vil sannsynligvis i første rekke påvirke de indre farvannene og fjordene. Dette er fordi den relativt korte oppholdstiden på kystvannet ikke vil kunne gi noen bestående effekter av de langtransporterte tilførselene. Men et unntak er en eventuell sammenheng mellom oppblomstring av giftige alger og episoder hvor opprinnelsen til problemet henger nært sammen med strømmer og transporter. Dette burde også gjelde for de norske tilførselene til kystområdet.

Ser vi bort fra de dokumenterte lokale effekter av norske utslipp, er det tilleggseffekten av de langtransporterte forurensningene som er usikker. Vann fra Tyskebukta er vist å kunne trenge inn i fjordene og der bidra til økt planktonvekst, men kanskje også direkte eller indirekte til dårligere oksygenforhold. Langtransport av næringssalter fra f.eks. Tyskebukta er størst vinter/vår, og det sammenfaller i tid med når mange norske terskelfjorder langs Skagerrakkysten får tilført nytt dypvann. Dersom slike vannmasser med langtransporterte forurensninger, danner nytt dypvann i fjordene, vil det ha en klar negativ effekt på miljøforholdene i disse, i tillegg til virkningene av de lokale utslippene i fjordene.

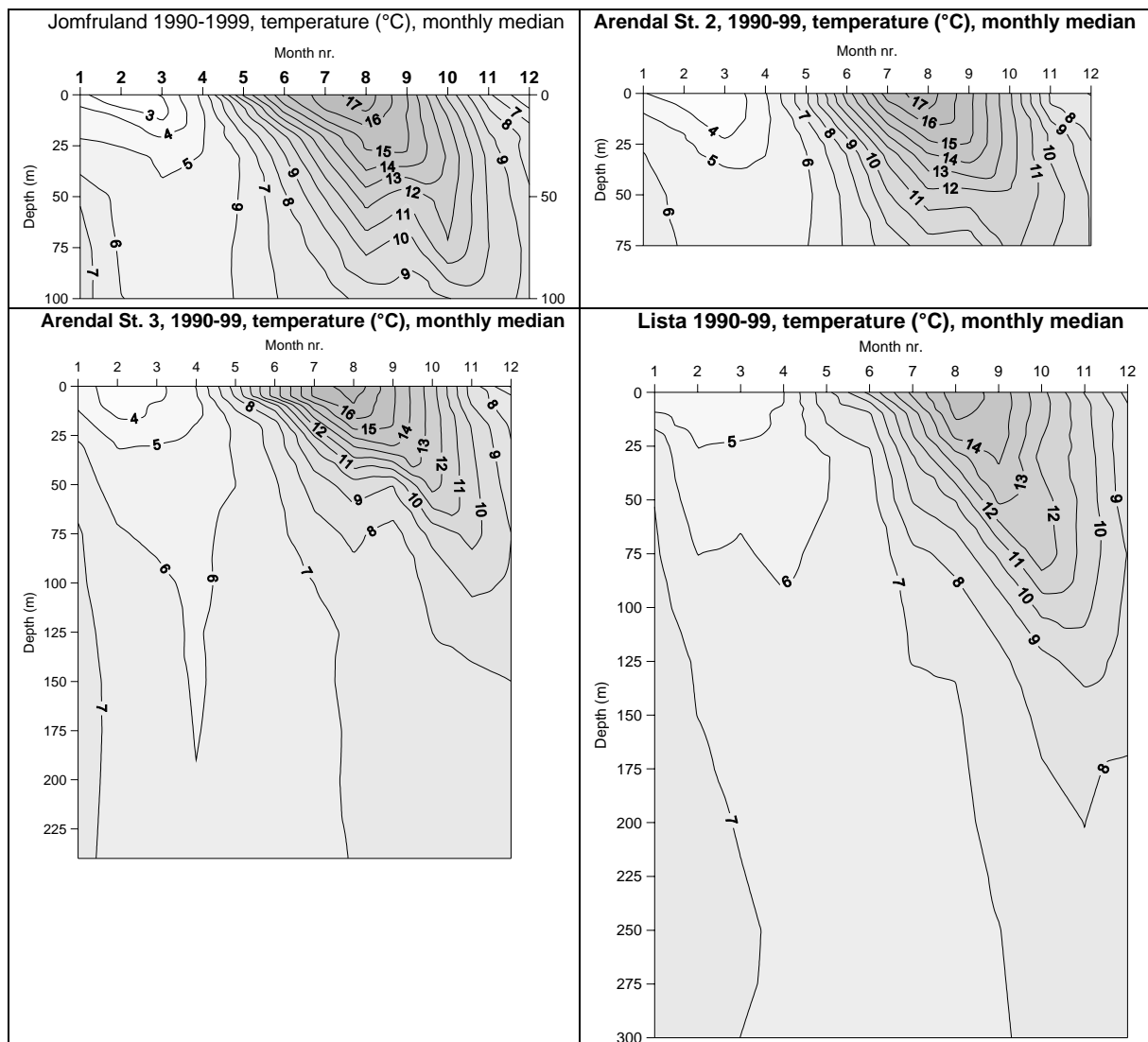
Det gjenstår å få kartlagt størrelsen og frekvensen av slike hendelser for å avgjøre den egentlige effekten langtransporterte forurensninger har på fjordene og det indre farvannet langs den norske Skagerrakkysten.

6. Endringer i næringssaltkonsentrasjoner i Skagerrak

6.1 Forskjeller mellom stasjonene Jomfruland, Arendal og Lista

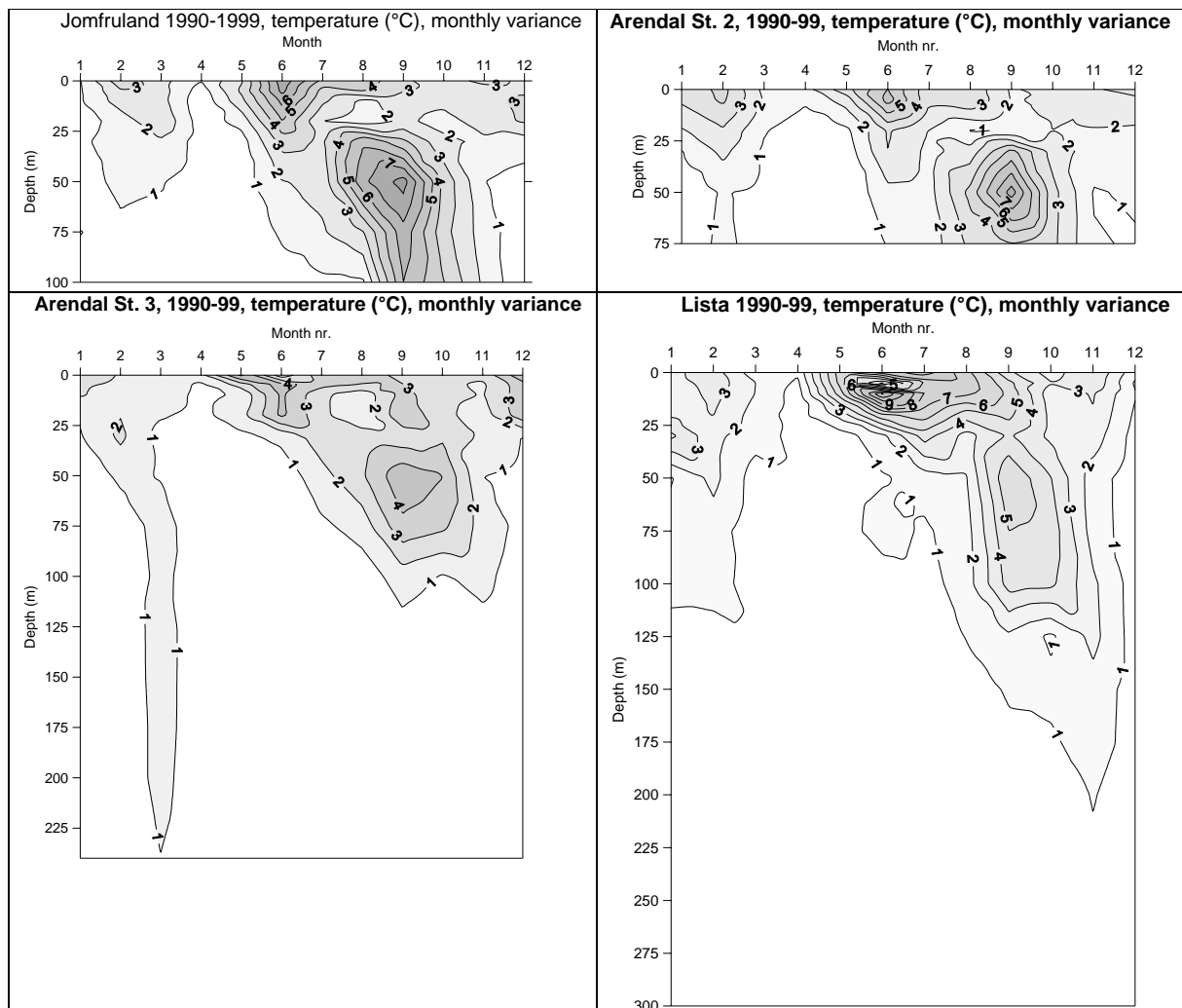
Variasjon både i temperatur og saltholdighet er størst ved Jomfruland sammenlignet med Lista. Overflatekonsentrasjonen av nitrogen og partikulært materiale er generelt høyere ved Jomfruland enn ved Arendal/Lista, men konsentrasjonen av fosfor er noe lavere.

Den årlige syklusen i temperatur og saltholdighet går igjen på samtlige stasjoner mellom Jomfruland og Lista (Figur 27). I øst er vintertemperaturene i overflatelaget lavere og sommertemperaturene noe høyere enn i vest. Likeså trenger temperaturbølgen dypere ved Lista enn ved Jomfruland om høsten. Variansen er også større i øst ved Jomfruland enn ved Lista (Figur 28). Dette gjelder også de dypere vannmasser om høsten, hvor temperaturen varierer mer ved Jomfruland enn ved Lista.



Figur 27. Temperatur (°C) 1990-99, månedsmedian.

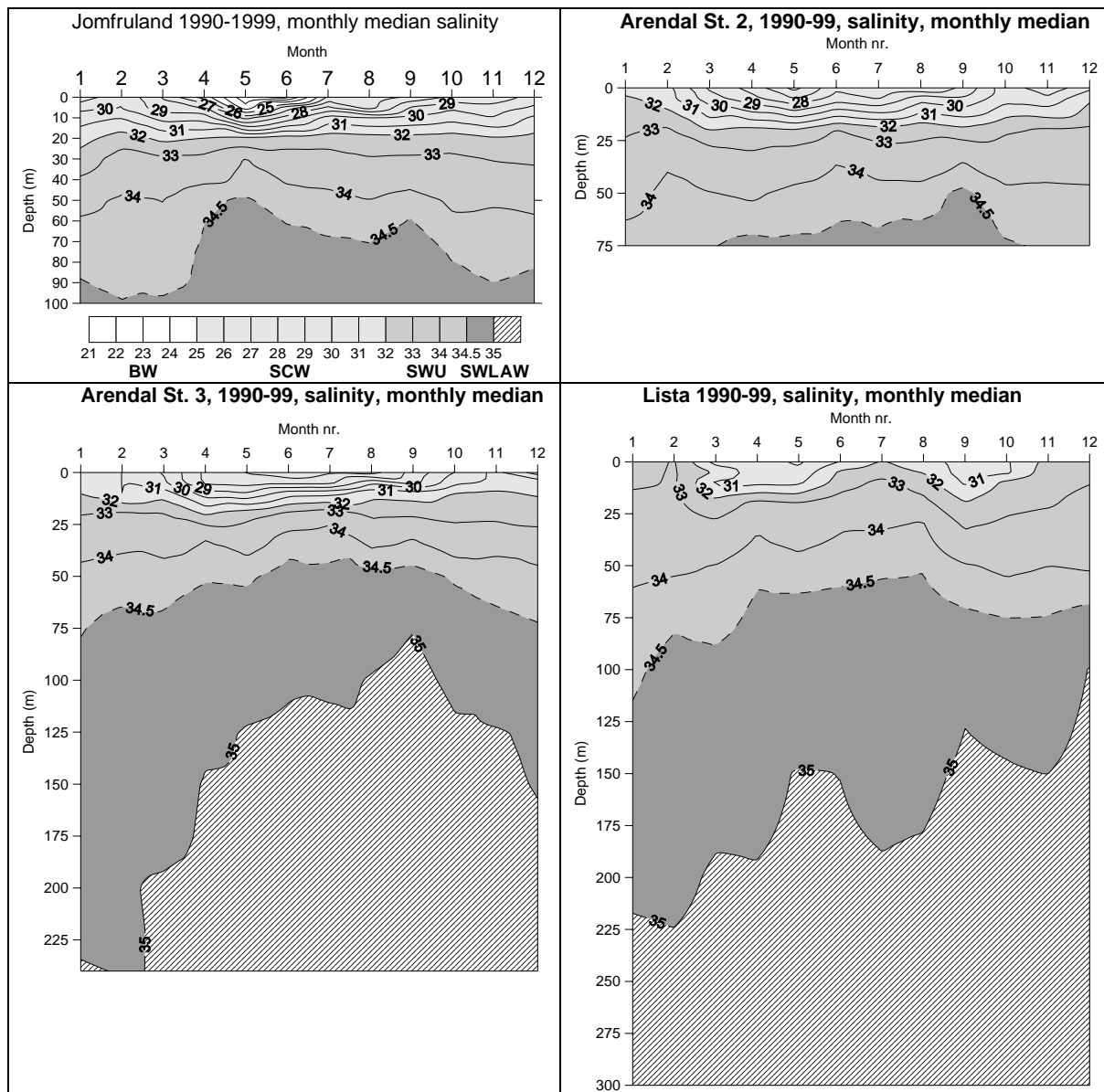
Saltholdigheten varierer også langs kysten. Den laveste overflatesaltholdigheten forekommer oftest ved Jomfruland i mai/juni, og mer sjelden blir det lave saltholdigheter i vest ved Lista (Figur 29). 'Skagerrak kystvann' ligger som regel litt dypere ved Jomfruland enn ved Arendal, noe som bekrefter at kyststrømmen ofte er dypere og smalere ved Jomfruland enn ved Arendal, hvor den blir bredere og tynnere (Gustafsson og Stigebrandt, 1996). I de dypere vannlag forekommer 'Skagerrakvann nedre' noe oftere i mai/juni ved Jomfruland enn ved st. Arendal 2, men det er små forskjeller. 'Atlantisk vann' blir relativt sjelden observert ved Jomfruland og st. Arendal 2, som følge av at maksimalt dyp på stasjonene er 100 respektive 75 meter.



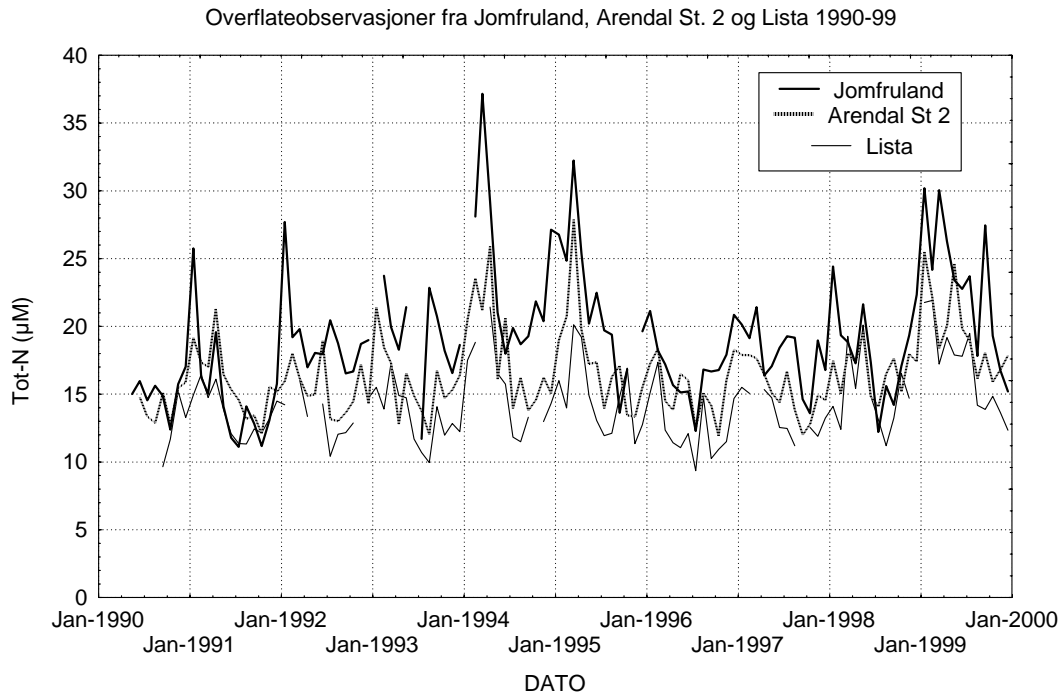
Figur 28. Temperatur (°C), månedsvariasjon, 1990-99.

I de følgende kapitler behandles næringsalter for hele kysten under ett. Litt av de store variasjonene forsvinner i en slik behandling. Derfor presenteres her noen figurer fra et utvalg av parametre som viser de variasjoner som ligger i materialet.

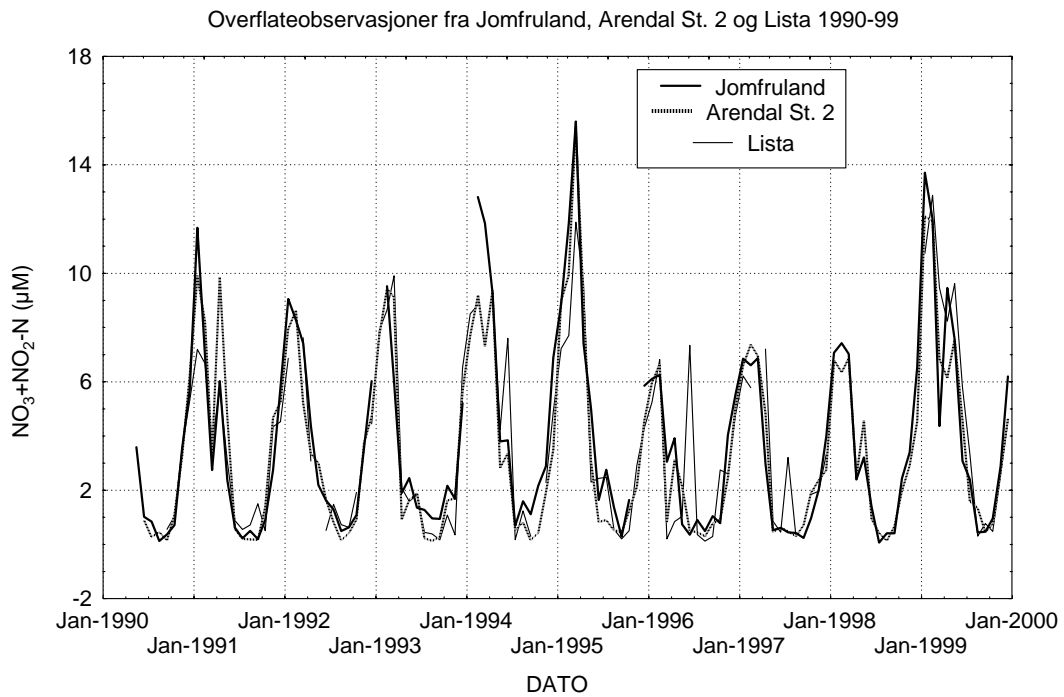
Figur 30 viser at tot-N konsentrasjonene ved Jomfruland jevnlig ligger over de andre stasjonene og at de to årene med flom i Tyskland og Nederland, 1994 og 1995, skiller seg ut med ekstra store konsentrasjoner vinterstid. Dette kan ses av nitratkonsentrasjonene (Figur 31) i 1995, men her ligger også 1999 høyt. For fosfor (Figur 32 og Figur 33) er det en tendens til avtakende konsentrasjoner vinterstid gjennom årene, mens tot-N/P- forholdet, spesielt ved Jomfruland, synes å øke (Figur 34). Det samme gjelder for partikulært materiale for Jomfruland, som også ofte har de største konsentrasjonene (Figur 35).



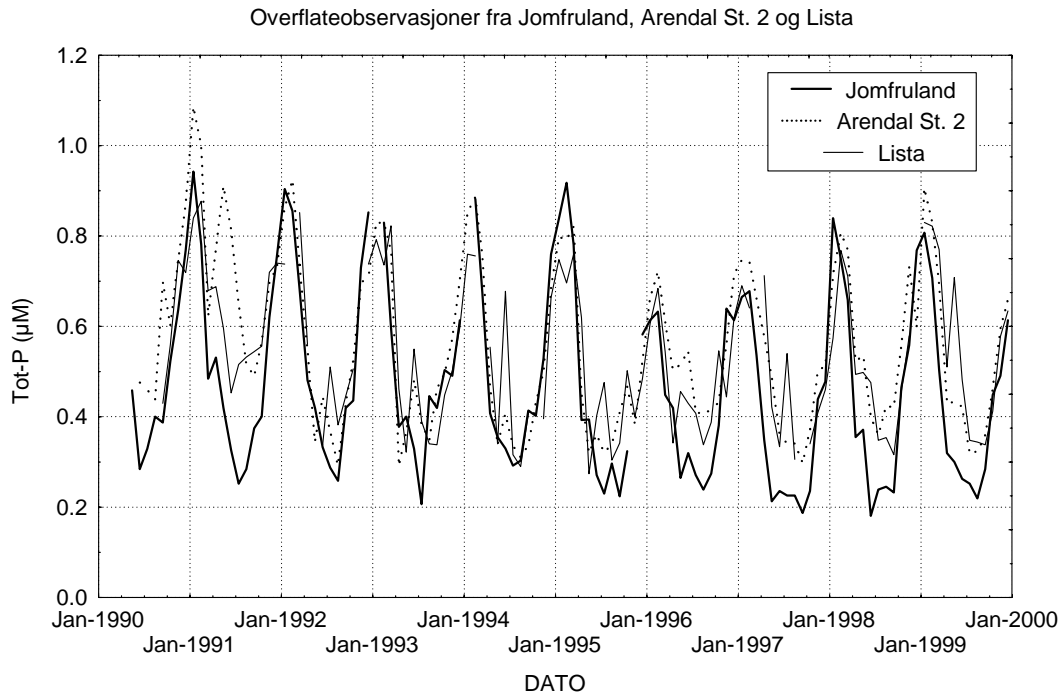
Figur 29. Saltholdighet januar til desember, median 1990-99.



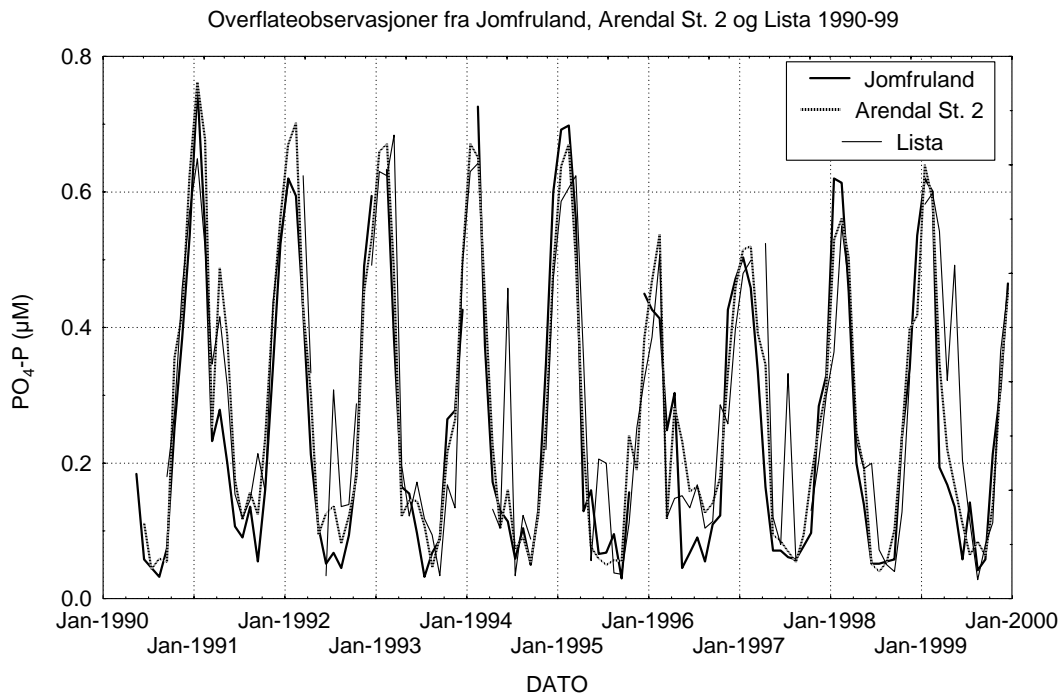
Figur 30. Tot-N, 0-10 meters dyp, 1990-99, månedsmiddel.



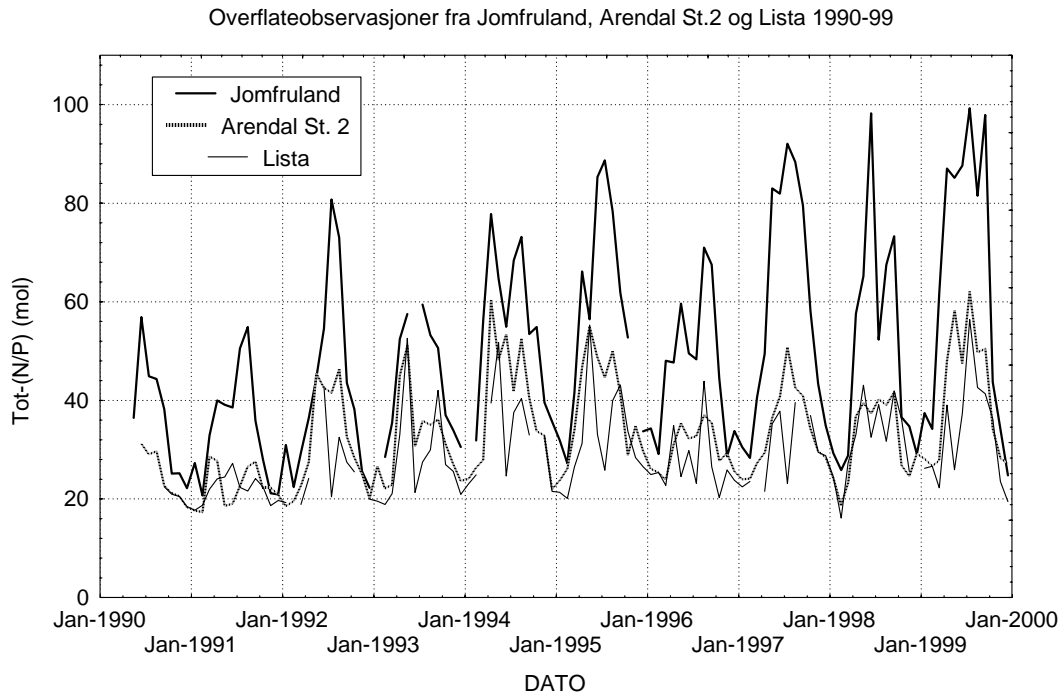
Figur 31. Nitrat+nitritt, 0-10 meters dyp 1990-99, månedsmiddel.



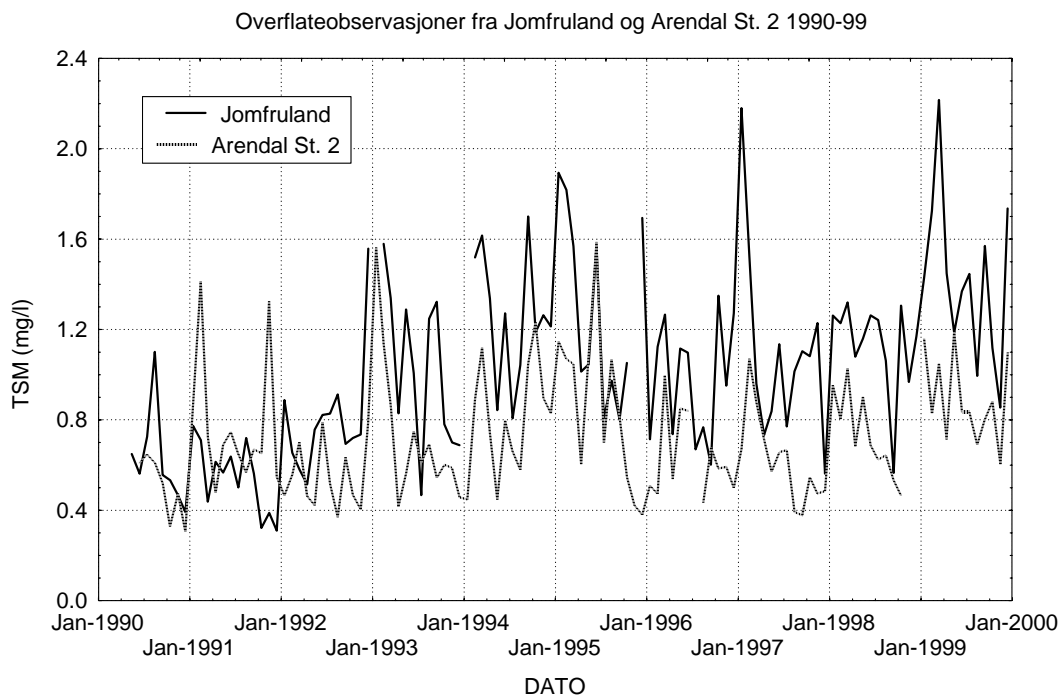
Figur 32. Tot-P, 0-10 meters dyp, 1990-99, månedsmiddel.



Figur 33. Fosfat, 0-10 meters dyp, 1990-99, månedsmiddel.



Figur 34. Tot-(N/P), 0-10 meters dyp, 1990-99, månedsmiddel.

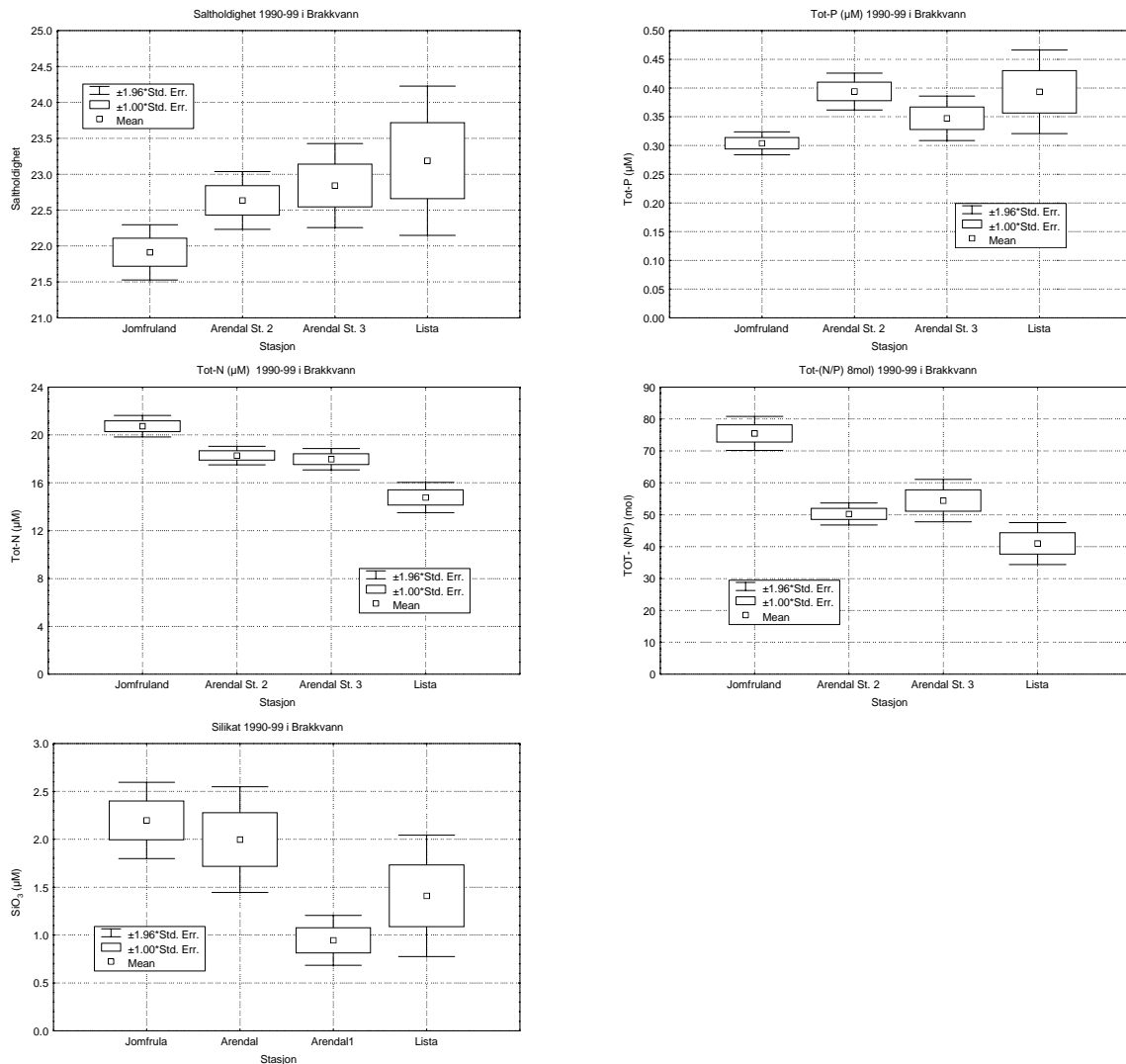


Figur 35. TSM, 0-10 meters dyp, 1990-99, månedsmiddel.

6.1.1 Observasjoner i Brakkvann

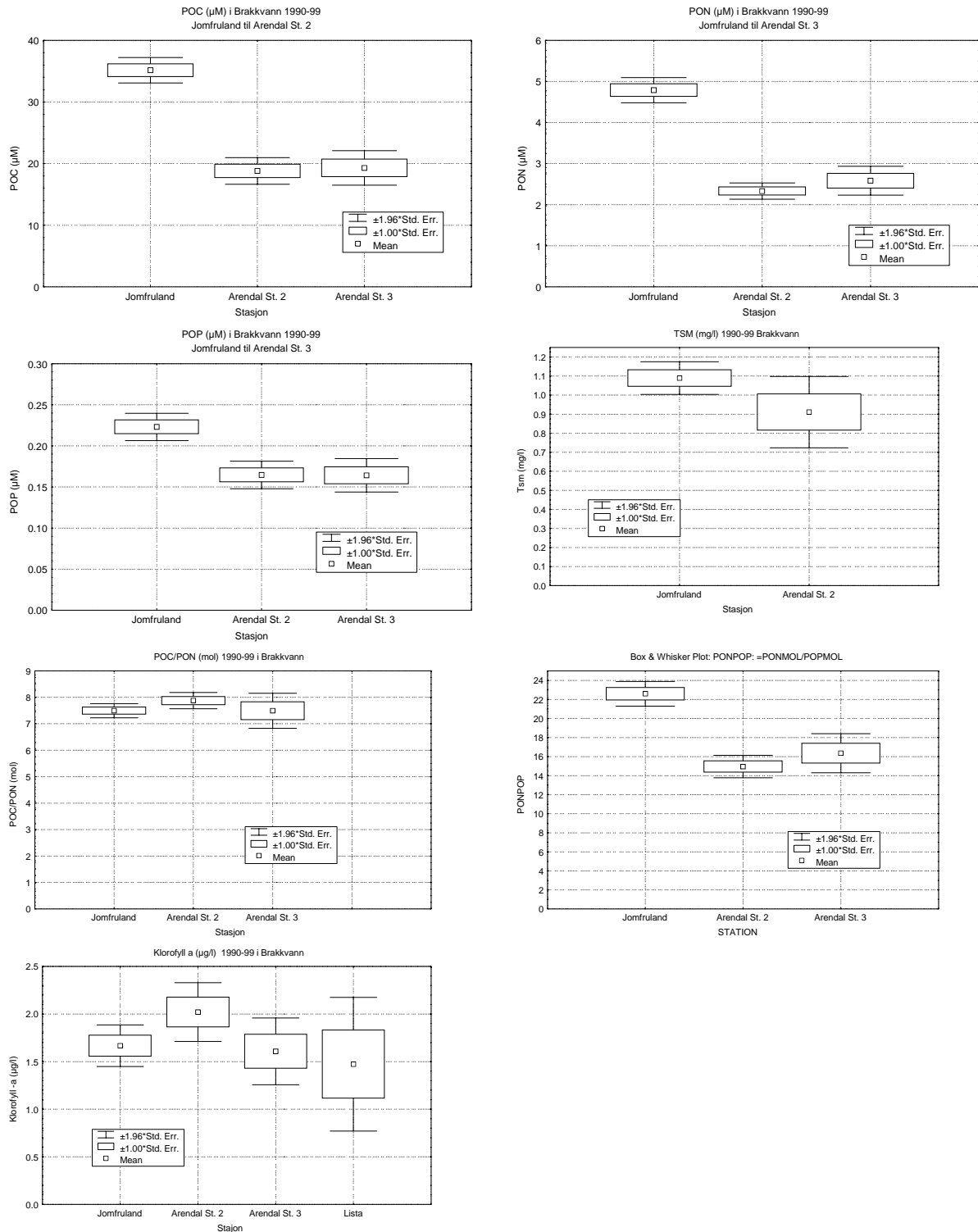
Figur 36 viser en sammenstilling av samtlige hydrokjemiske observasjoner fra 1990-99 i vann med saltholdighet mindre enn 25, dvs. brakkvann med et stort lokalt innslag av vann fra norske elver og vann fra Kattegatt. Den gjennomsnittlige saltholdigheten er lavest ved Jomfruland, hvor det også er klart flest observasjoner av brakkvann. Mens tot-P viser økende verdi fra Jomfruland til Arendal og Lista viser tot-N en avtakende gradient. N/P-forholdet blir derfor også klart avtakende langs kysten. Det er liten forskjell i silikatkonsentrasjoner mellom Jomfruland og Arendal St. 2, mens den er lavere enn de andre stasjonene.

Det er også klart høyere konsentrasjoner av partikulært materiale ved Jomfruland enn ved Arendalstasjonene (Figur 37). Mer partikler (TSM) og større konsentrasjoner av partikulært organisk bundet nitrogen (PON) og karbon (POC) gir også en forskjell i partikulært N/P-forhold mellom Jomfruland og Arendalstasjonene, mens partikulært C/N-forhold er omtrent det samme og ligger nær det som er normalt for marint materiale. Det betyr at det er mer



Figur 36. Saltholdighet, Tot-N, Tot-P, Tot-(N/P) og silikat i Brakkvann på Jomfruland, Arendal St. 2 og St. 3 samt Lista i 1990-99.

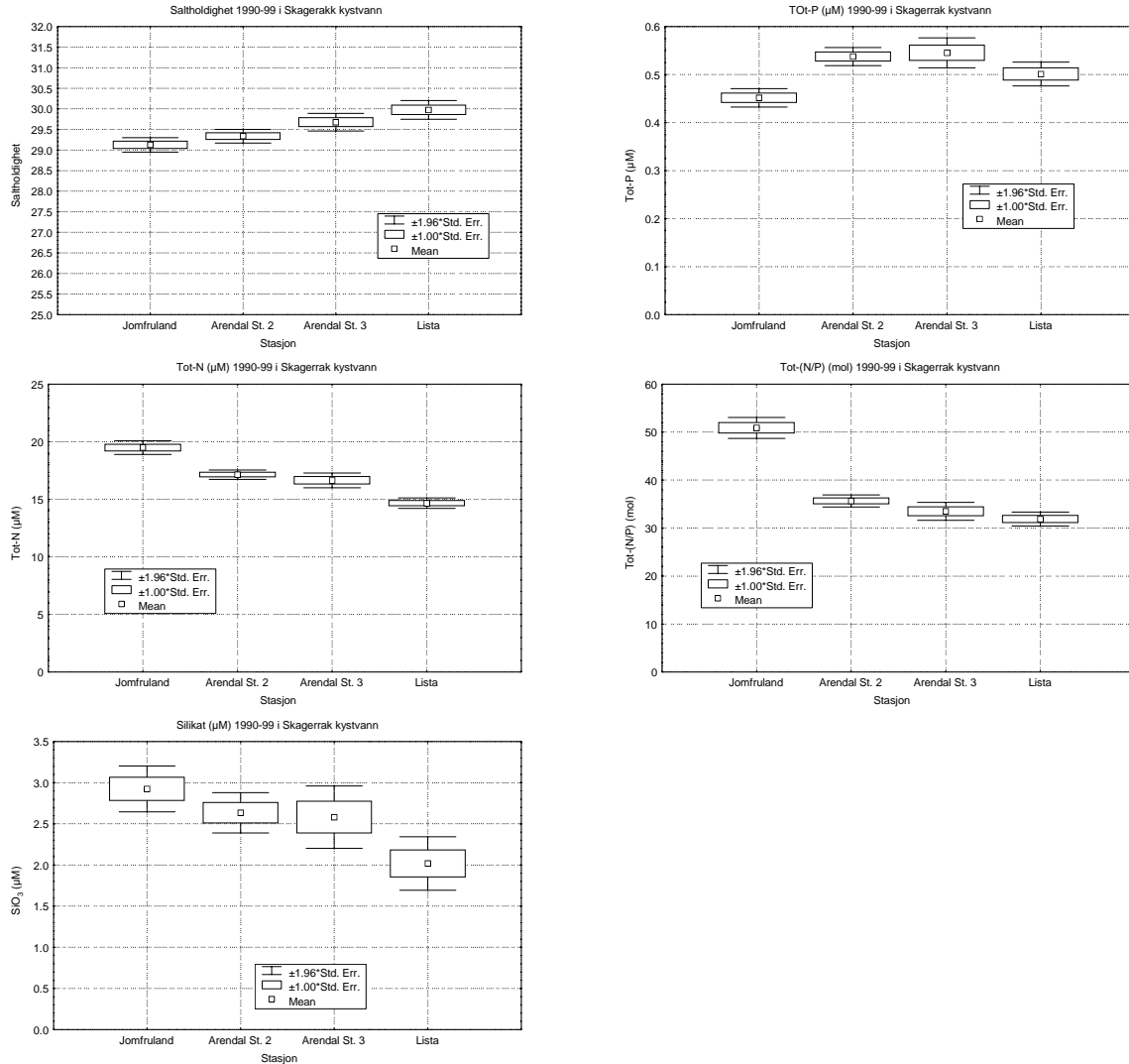
leirpartikler ved Jomfruland enn ved Arendalstasjonene, men også at det er en større mengde marint bundet karbon (i planteplankton) ved Jomfruland.



Figur 37. Partikulært materiale i Brakkvann ved Jomfruland, Arendal St. 2 og 3, samt klorofyll-a også ved Lista.

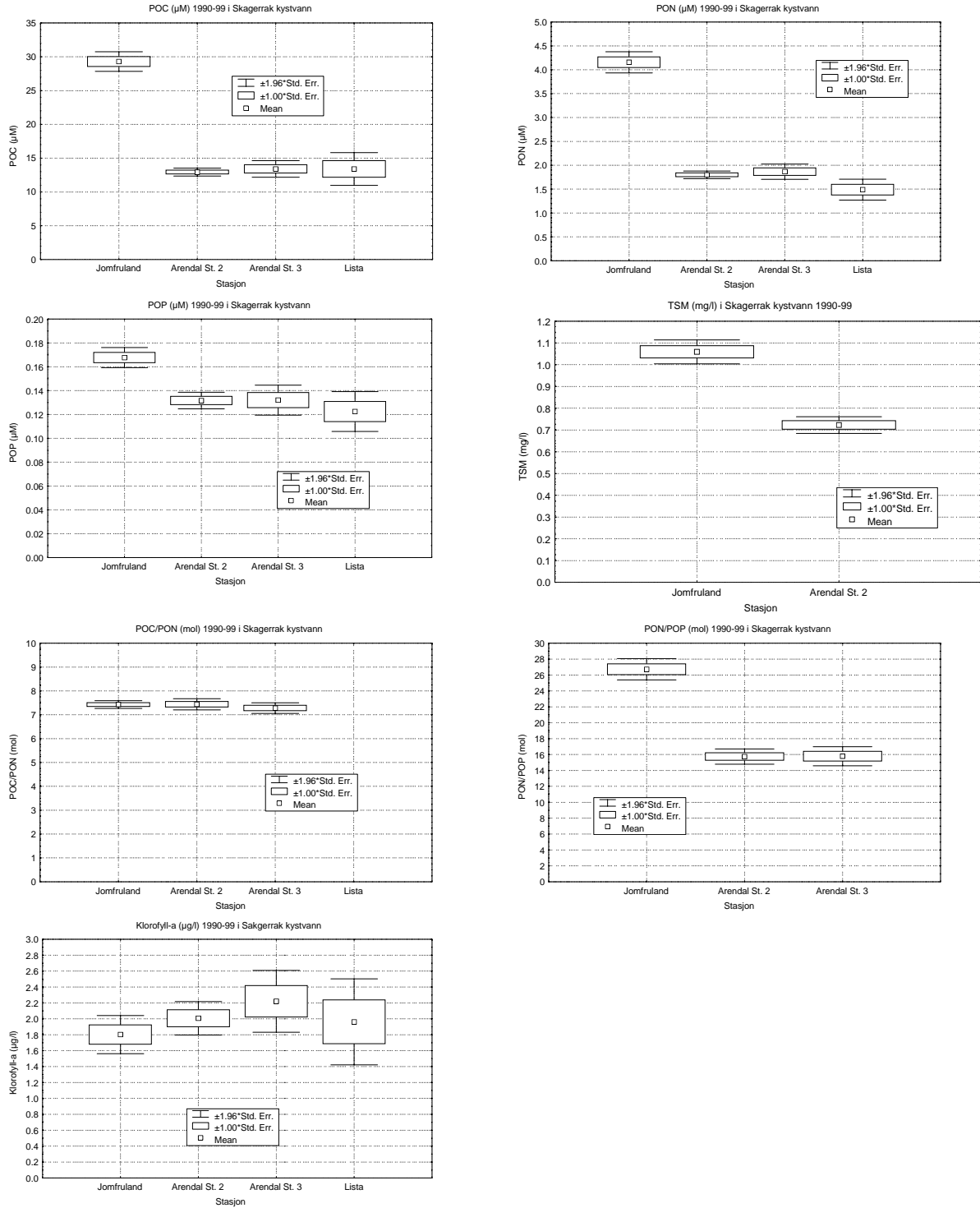
6.1.2 Observasjoner i Skagerrak kystvann

Skagerrak kystvann viser samme gradienter som i Brakkvann. Ettersom flere observasjoner ligger til grunn for analysen, spesielt ved Lista, gir dette også et sikrere utslag i gradienter, noe som fremgår av silikatverdiene som avtar fra øst til vest.



Figur 38. Saltholdighet, Tot-N, Tot-P, Tot-(N/P) og silikat i Skagerrak kystvann ved Jomfruland, Arendal St. 2 og St. 3 samt Lista i 1990-99.

Som for brakkvann er det høyere konsentrasjoner i Skagerrak kystvann av partikulært materiale ved Jomfruland enn ved Arendalstasjonene (Figur 39). TSM konsentrasjonen er også her høyere ved Jomfruland. Således kan det trekkes samme konklusjon om forskjellen som for brakkvannet, at det er mer leirpartikler ved Jomfruland og at planteplanktonbiomassen er størst her på tross av at observasjonene av klorofyll-*a* viser liten forskjell eller en tendens til høyere konsentrasjoner ved Arendalstasjonene.

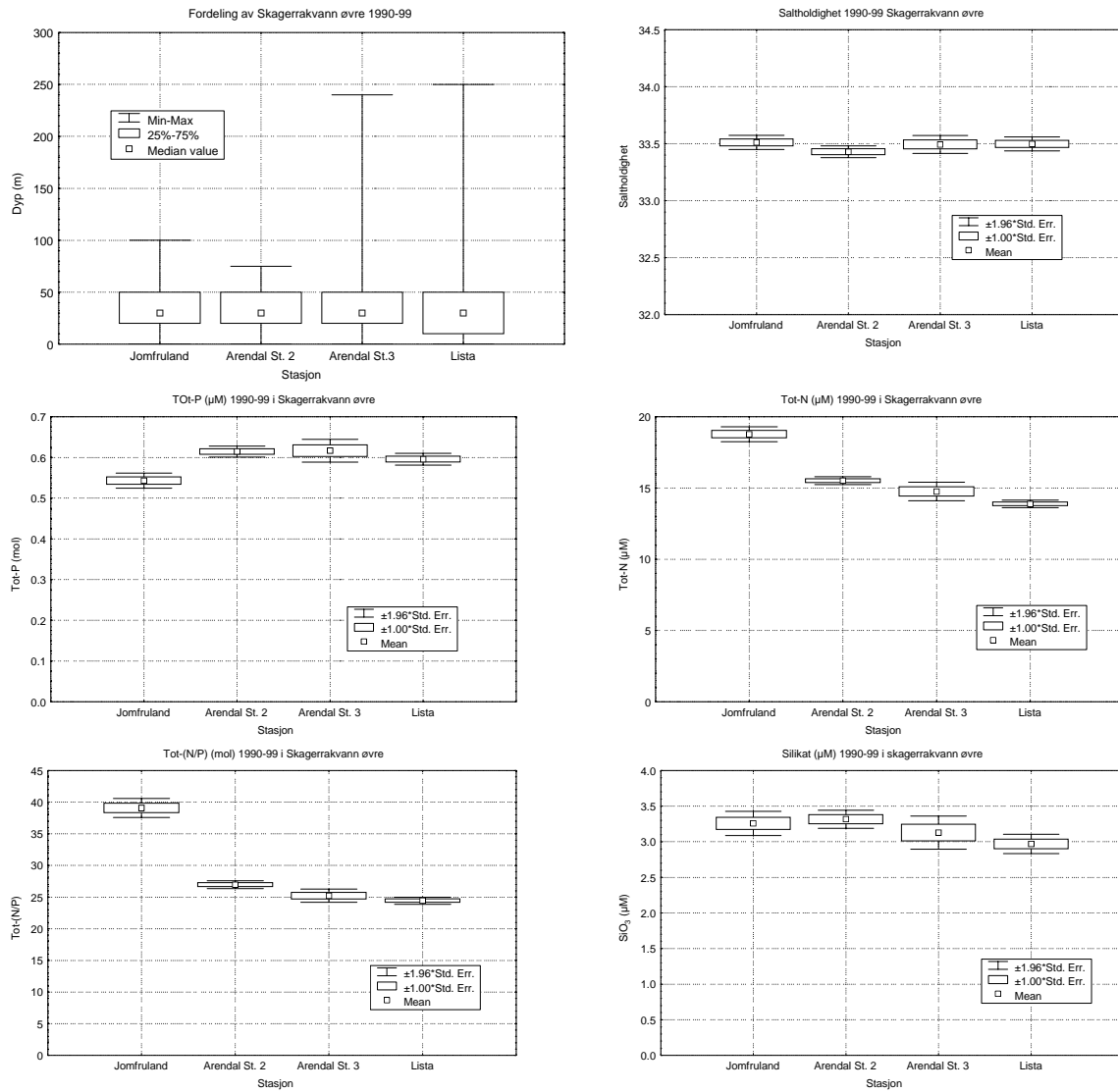


Figur 39. Partikulært materiale i Skagerrak kystvann ved Jomfruland, Arendal St. 2 og 3, samt klorofyll-*a* også ved Lista.

6.1.3 Observasjoner i Skagerrakvann øvre

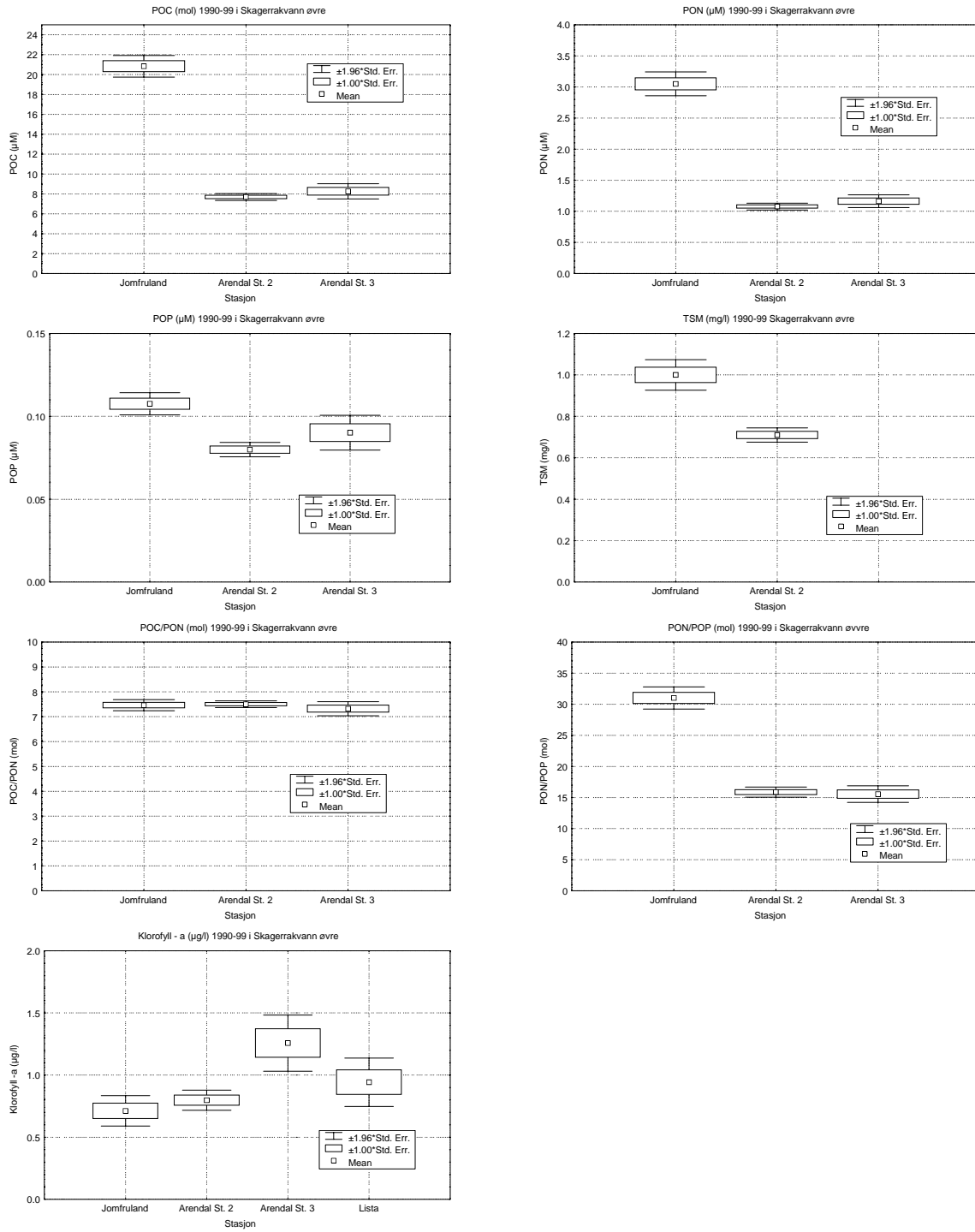
For Skagerrakvann øvre var saltholdigheten på de ulike stasjonene omtrent lik. Fosfor og nitrogen viser samme gradienter som i Skagerrak kystvann, resulterende i avtakende N/P-forhold langs kysten (Figur 40).

Partikulært materiale (Figur 41) viser også omtrent samme forskjeller i Skagerrakvann øvre som i Skagerrak kystvann med klart størst konsentrasjoner ved Jomfruland.



Figur 40. Skagerrakvann øvre, fordeling, saltholdighet, Tot-N, Tot-P, Tot-(N/P) og silikat ved Jomfruland, Arendal St. 2 og St. 3 samt Lista i 1990-99.

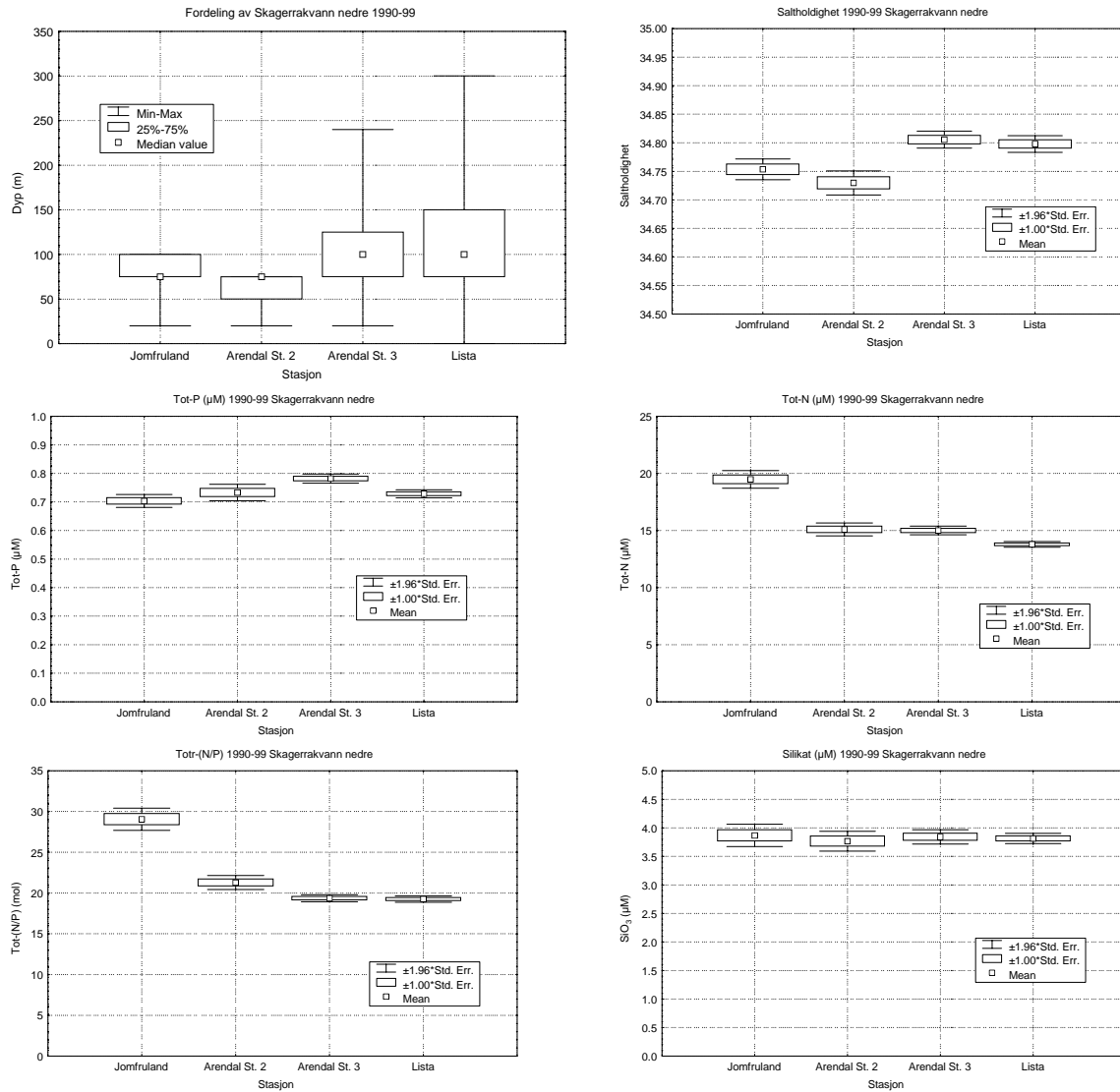
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge - 10-årsrapport (TA-1883/2002)



Figur 41. Partikulært materiale i Skagerrakvann øvre ved Jomfruland, Arendal St. 2 og 3, samt klorofyll-a også ved Lista.

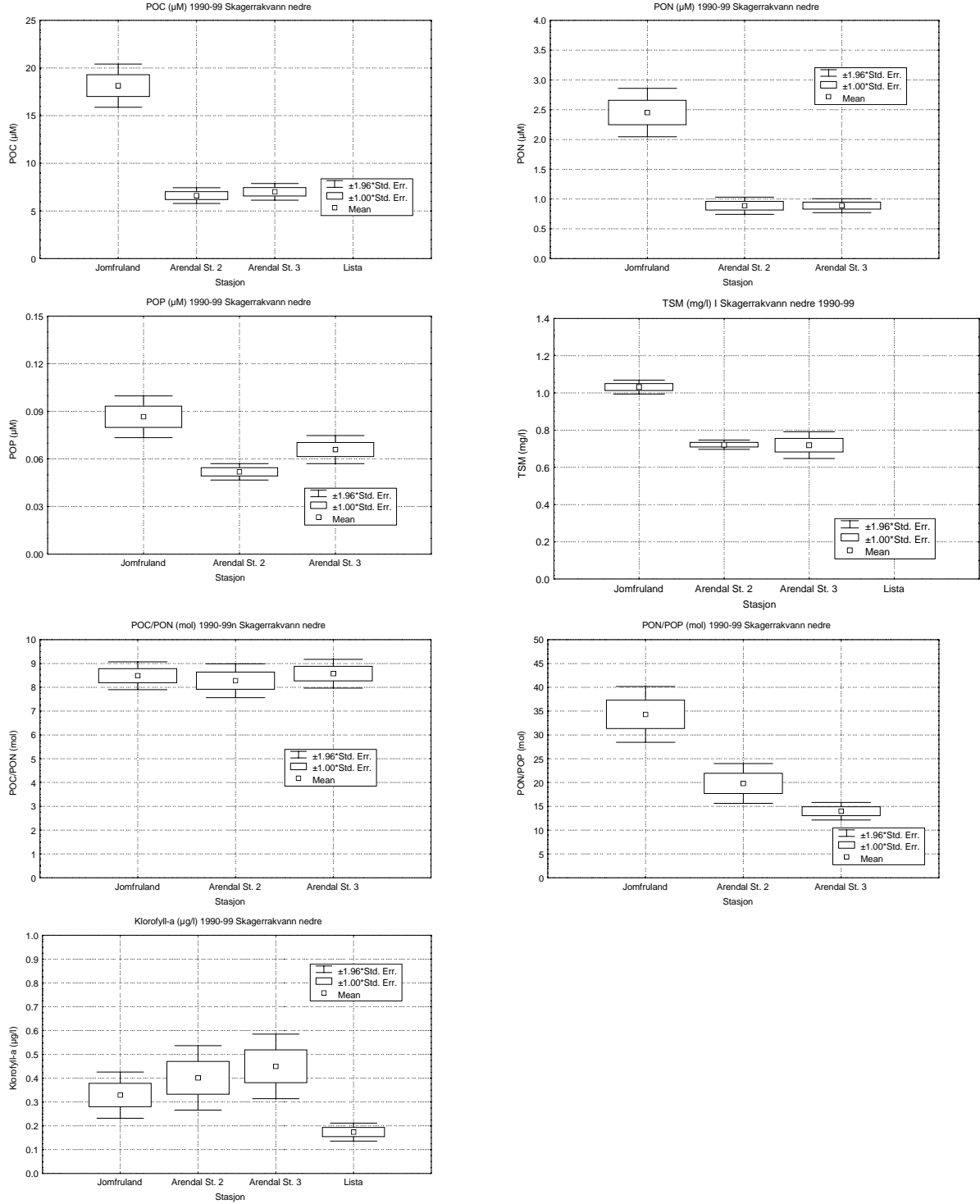
6.1.4 Observasjoner i Skagerrakvann nedre

Dypdeforskjellene mellom de ulike stasjonene gir mindre forekomst av denne vannmassen ved Jomfruland og Arendal St. 2, samt en noe lavere gjennomsnittlig saltholdighet i perioden (Figur 42). Det er fortsatt omtrent samme gradienter som i de øvrige vannmassene for næringssaltene, med høyeste N/P-forhold ved Jomfruland, men ikke noen forskjell mellom Arendal St. 3 og Lista, de dypeste stasjonene. Silikatkonsentrasjonene var omtrent like langs kysten.



Figur 42. Skagerrakvann nedre, fordeling, saltholdighet, Tot-N, Tot-P, Tot(N/P) og silikat ved Jomfruland, Arendal St. 2 og St. 3 samt Lista i 1990-99.

Det partikulære materialet i Skagerrakvann nedre viser igjen en høyere konsentrasjon av partikler ved Jomfruland enn ved Arendal (Figur 43). POC/PON-forholdet er som i de øvrige vannmassene nokså likt men noe høyere enn i de andre vannmassene, noe som skulle tilsi et høyere innslag av ikke marint materiale. Klorofyllkonsentrasjonen øker mot Arendal St. 3, men avtar ved Lista.



Figur 43. Partikulært materiale i Skagerrakvann nedre ved Jomfruland, Arendal St. 2 og 3, samt klorofyll-a også ved Lista.

6.1.5 Observasjoner i Atlantisk vann

Atlantisk vann er relativt sjeldent observert ved Jomfruland og st. Arendal 2 grunnet dybdeforholdene på de to stasjonene. Det er ikke like klare gradienter langs kysten som i de andre vannmassene og de få observasjonene gjør også at eventuelle forskjeller blir usikre. Resultatene tyder dog på at fosfor og silikat konsentrasjonene er omtrent like, men fortsatt er det noe høyere nitrogenkonsentrasjon ved Jomfruland, hvilket gir høyere N/P-forhold på denne stasjonen.

På tross av få observasjoner av Atlantisk vann ved Jomfruland og Arendal St. 2 er det også i Atlantisk vann en forskjell i partikulært materiale mellom Jomfruland og Arendalstasjonene, med høyere konsentrasjoner av partikler i øst. C/N-forholdet er omtrent like, men litt høyere igjen enn for de øverste vannmassene. Muligens kan dette bety en innflytelse fra sedimenter.

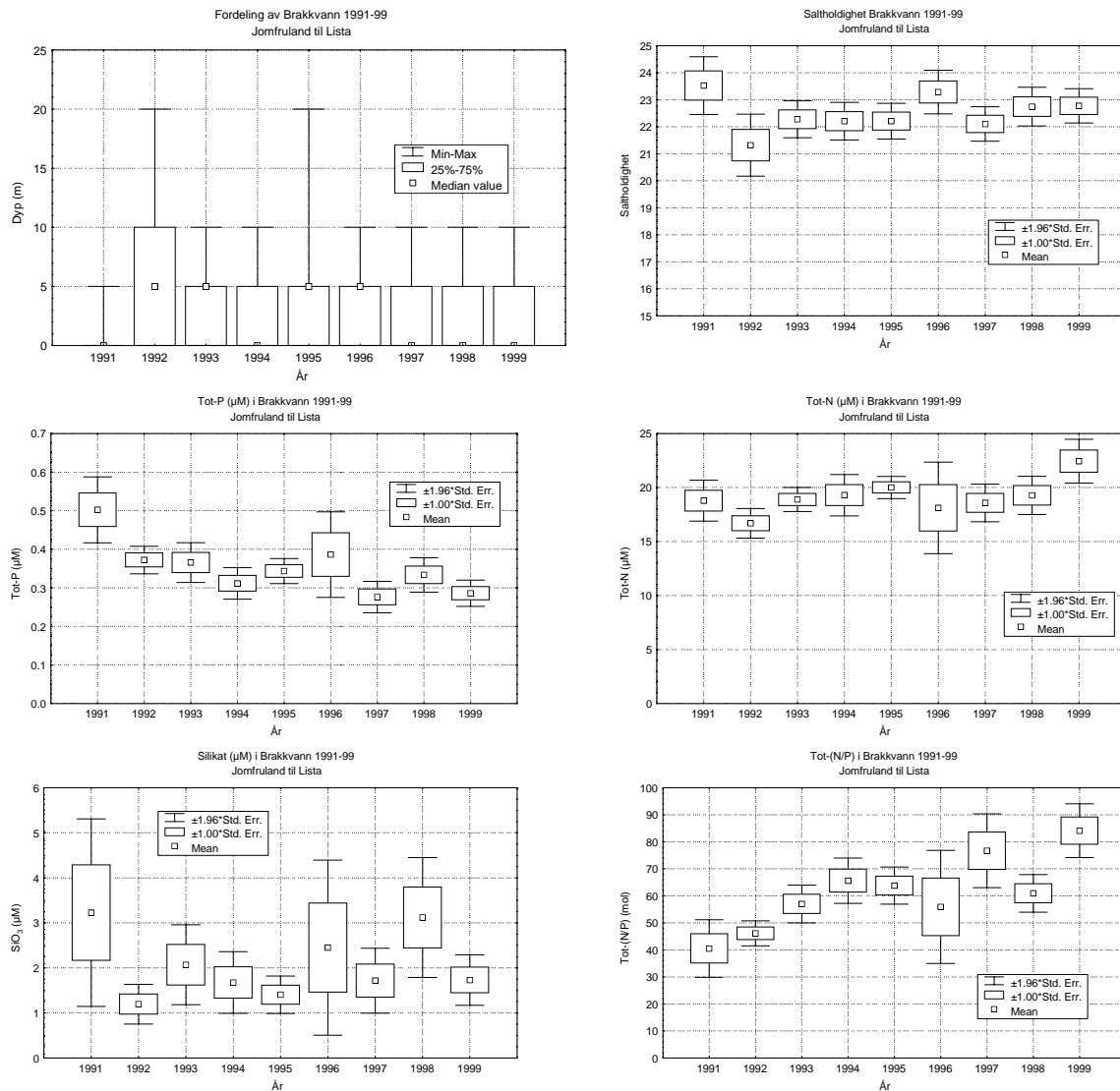
6.2 Endringer i de ulike vannmassene gjennom perioden 1991-1999

Over tid var det ingen signifikante endringer i vannmassene i perioden, men muligens en tendens til noe avtakende fosforkonsentrasjoner. Det var også en svak tendens til økt mengde av partikulært materiale. 1996 (kald vinter) var atypisk med markert lavere nærings salt-konsentrasjoner. Høye nitrogenkonsentrasjoner ble registrert i vårt kystvann i 1994, 95 og 99. Etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet mht. næringsalter, klassifiseres vannmassene generelt som gode.

For å se på variasjonen gjennom 1991-99 er det presentert årsmiddel for et utvalg av parametre fra stasjonene Jomfruland til Lista i de ulike vannmassene.

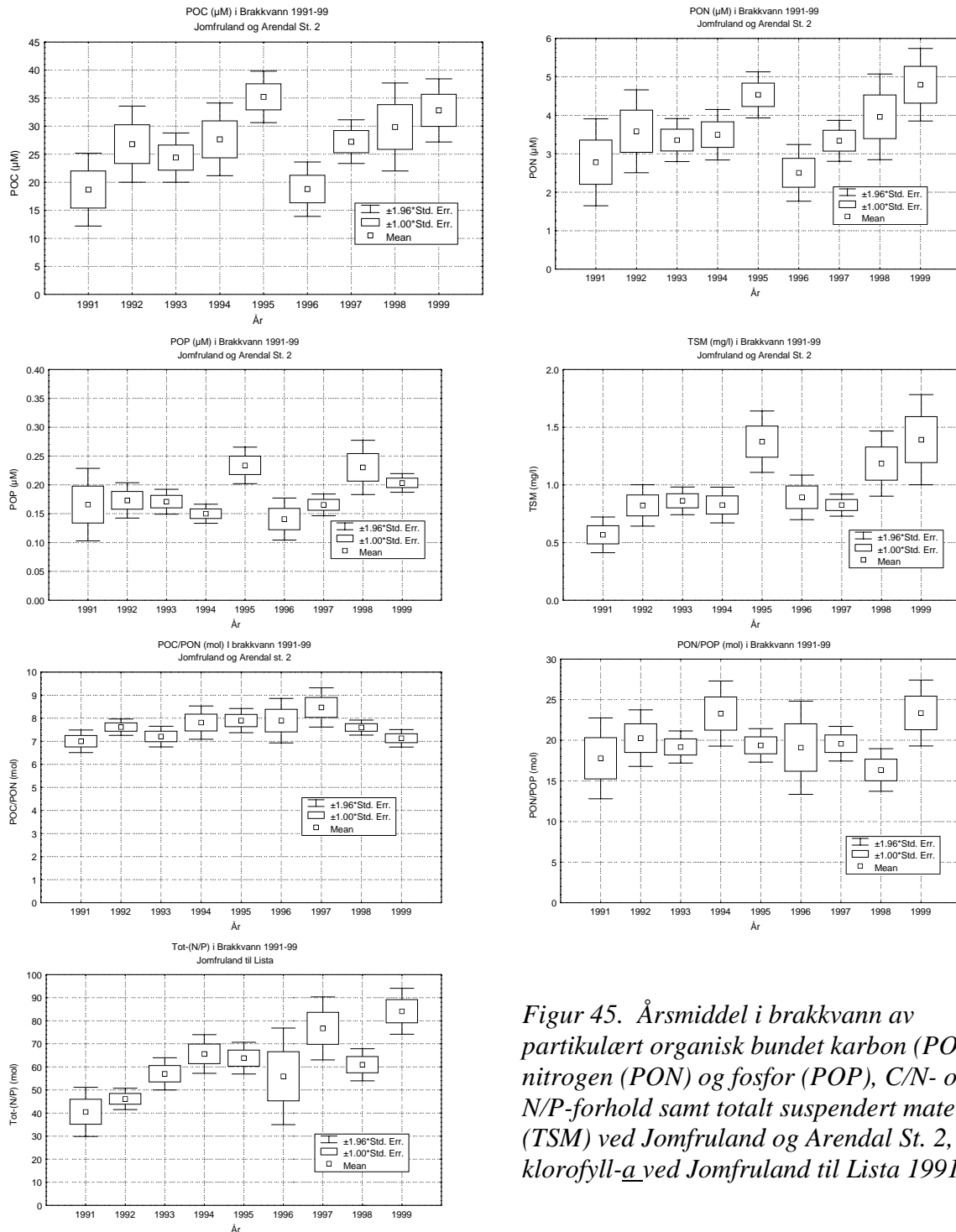
6.2.1 Observasjoner i Brakkvann

Fordelingen av brakkvann varierte ikke mye i 1991-99. I 1991 ble det observert lite brakkvann, med høyere midlere saltholdighet i denne vannmassen (Figur 44). Gjennom tidsrommet er det i vannmassen en svakt avtagende konsentrasjon av fosfor og økende



Figur 44. Fordeling og årsmiddel av samtlige observasjoner i brakkvann av saltholdighet, tot-P, tot-N, SiO₂ og Tot-(N/P) på Jomfruland, Arendal St. 2 og 3 samt Lista i 1991-99.

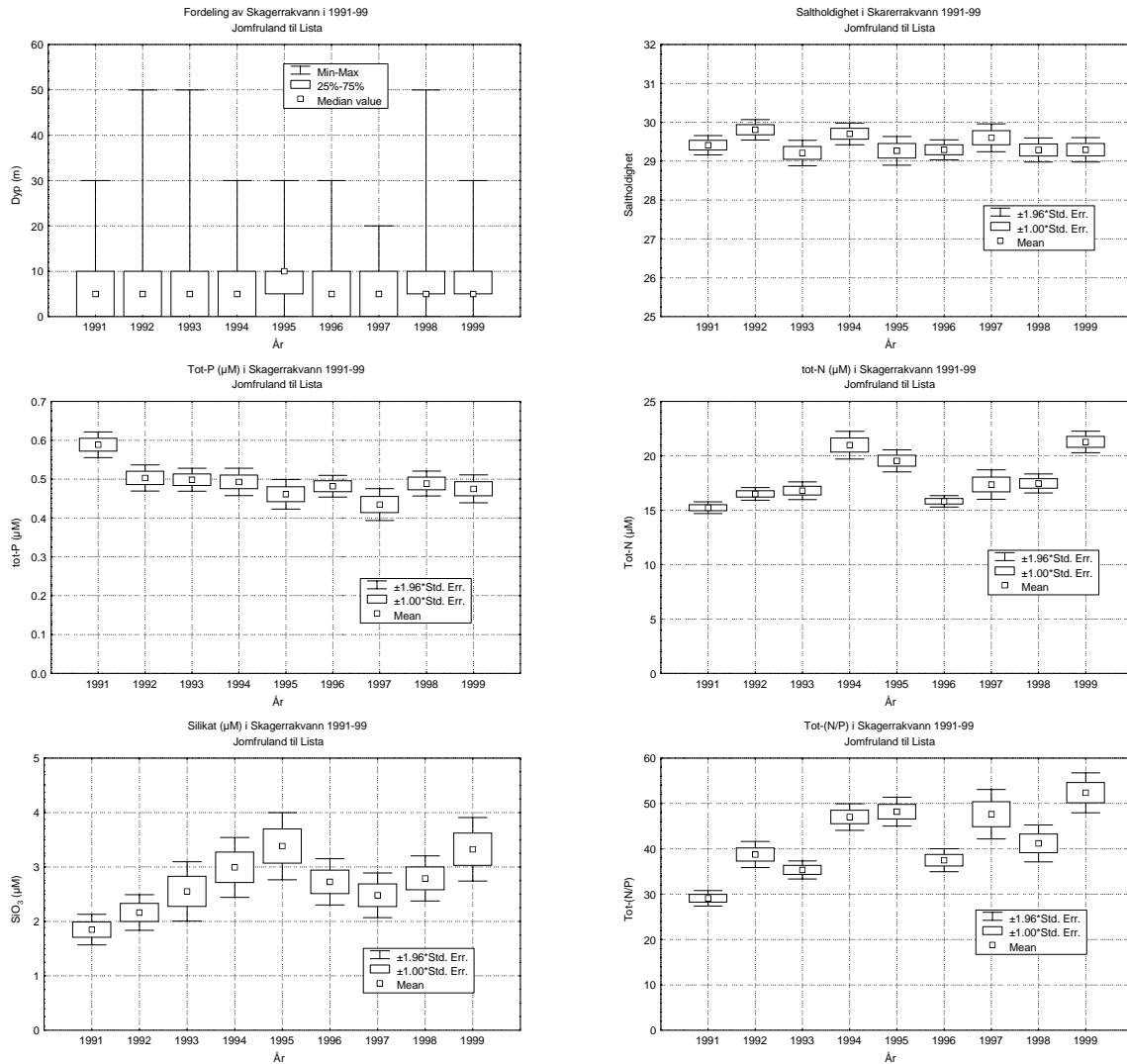
nitrogen, som resulterer i en klar økning i N/P-forholdet. Et år er i denne sammenhengen atypisk –1996, men dette året avvek fra de øvrige under 1990-tallet med en normal kald vinter. Partikkelinnholdet i brakkvann var størst i flomåret 1995, men omtrent like stor i 1998-99 (Figur 45). Konsentrasjonen av POC og PON var lavere i 1996 og 1991 enn i de øvrige år, med høyeste verdier i 1995 og 1999. Både i 1991 og 1996 var årsvannføringen i Glomma lavere enn øvrige år på 1990-tallet. Det var små forskjeller i C/N-forholdet mellom de ulike årene, om enn det var en økende tendens frem til 1997 og deretter lavere igjen.



Figur 45. Årsmiddel i brakkvann av partikulært organisk bundet karbon (POC), nitrogen (PON) og fosfor (POP), C/N- og N/P-forhold samt totalt suspendert materiale (TSM) ved Jomfruland og Arendal St. 2, samt klorofyll-*a* ved Jomfruland til Lista 1991-99.

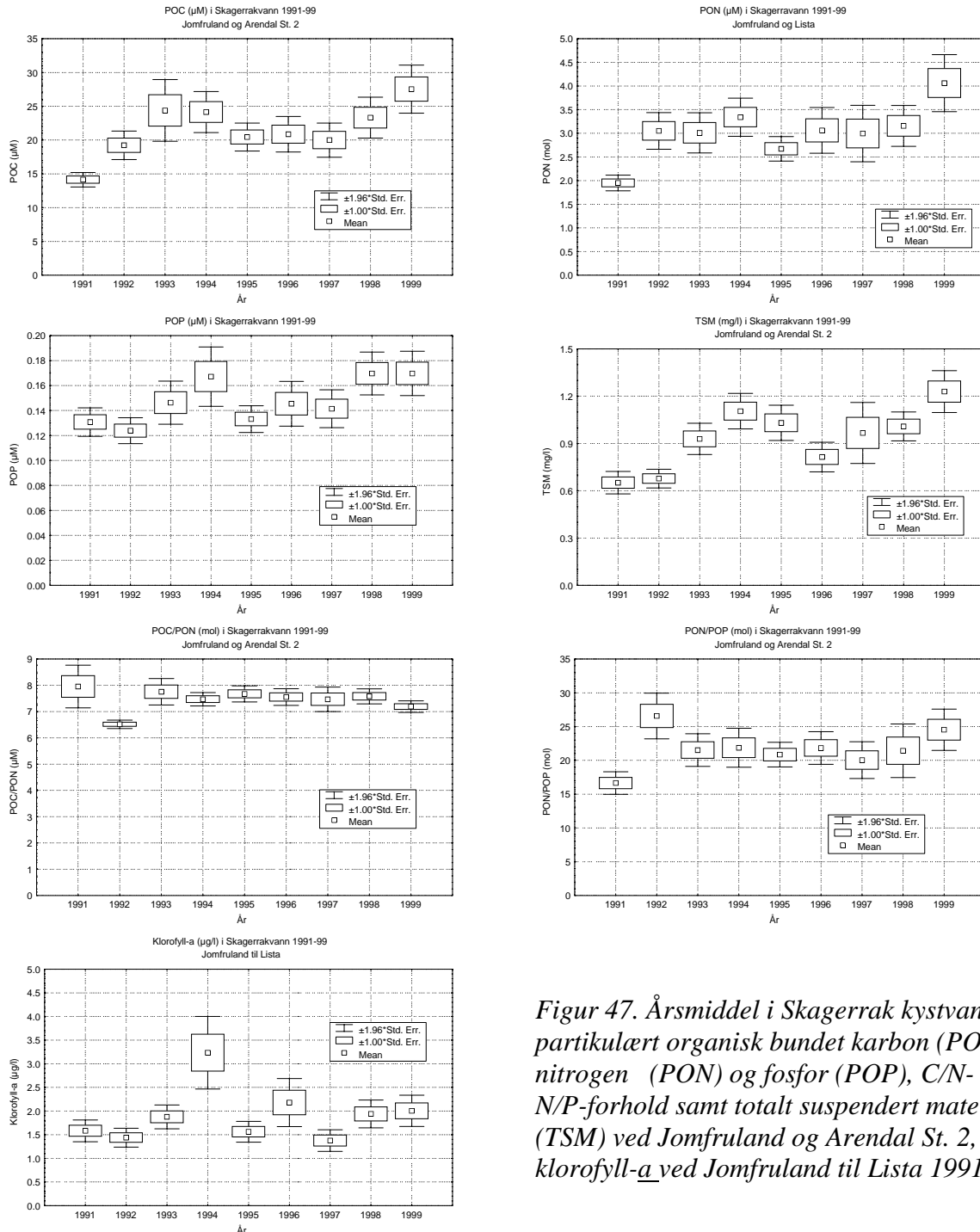
6.2.2 Observasjoner i Skagerrak kystvann

Skagerrak kystvann fordeler seg nokså jevnt på de ulike stasjonene langs kysten og saltholdigheten er omtrent lik gjennom 1990-tallet (Figur 46). Av næringssaltene er det nitrogen og silikat som varierer mest i løpet av perioden, hvor det er høyere konsentrasjoner av nitrogen i 1994, 1995 og 1999. I disse årene er også silikatkonsentrasjonen noe høyere. Det kan se ut som om N/P-forholdet har økt gjennom perioden.



Figur 46. Skagerrak kystvann - fordeling og årsmiddel av samtlige observasjoner av saltholdighet, tot-P, tot-N, SiO_3 og Tot- (N/P) på Jomfruland, Arendal St. 2 og 3 samt Lista i 1991-99.

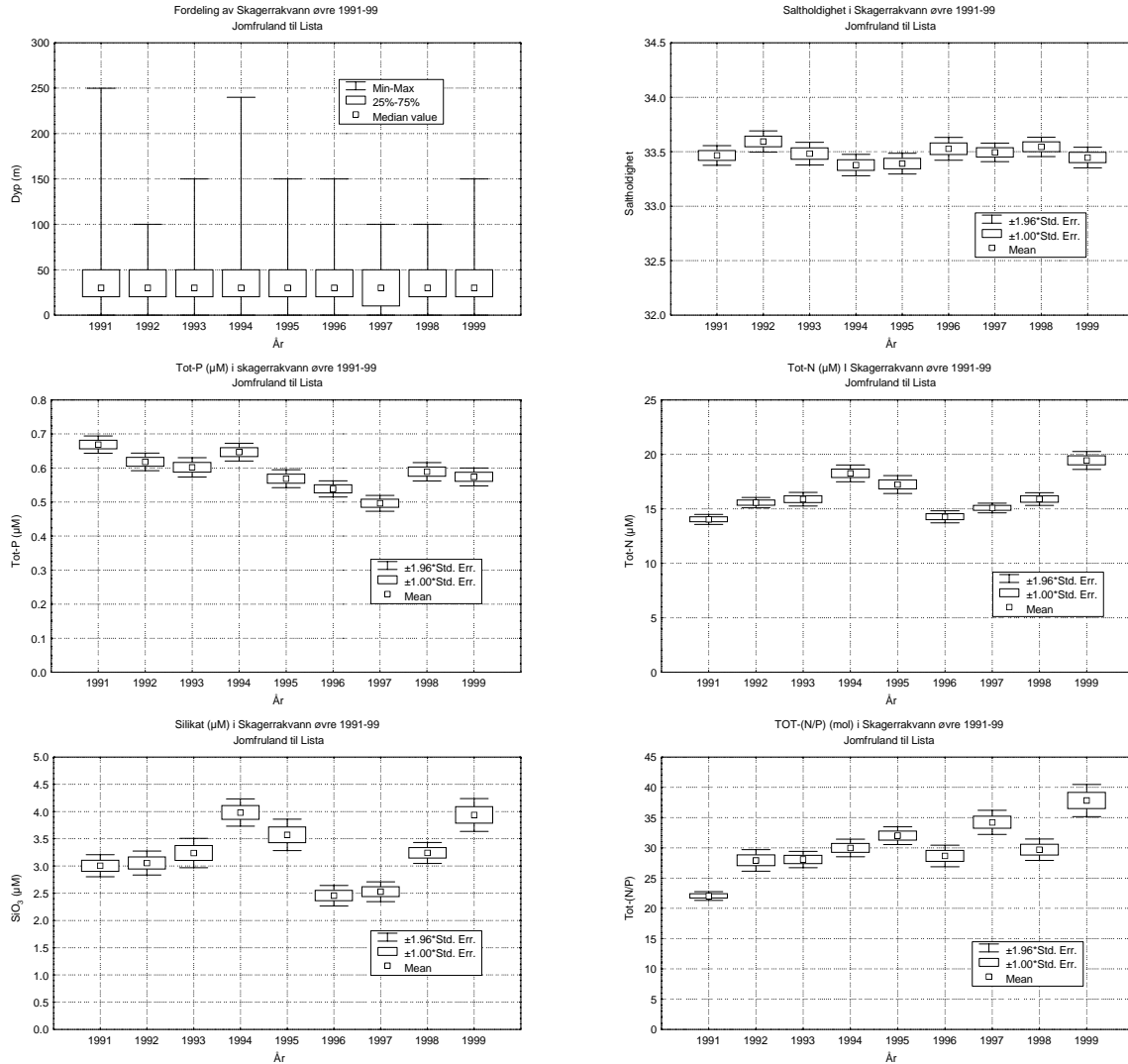
Variasjonen i partikulært materiale viser at det var mest partikler i Skagerrak kystvann i 1994, 1995 og 1999, og minst i 1991-92 og 1996 (Figur 47). Sammenlignet med 1991/92 har partikkelmengden økt i denne vannmassen, men det er få år av observasjoner og både 1991 og 1999 bidrar mye til inntrykket. Dette gjelder også for POC, PON og POP. C/N-forholdet er nokså likt gjennom perioden, muligens noe avtakende. Klorofyll-a viste høyere konsentrasjoner i 1994.



Figur 47. Årsmiddel i Skagerrak kystvann av partikulært organisk bundet karbon (POC), nitrogen (PON) og fosfor (POP), C/N- og N/P-forhold samt totalt suspendert materiale (TSM) ved Jomfruland og Arendal St. 2, samt klorofyll-a ved Jomfruland til Lista 1991-99.

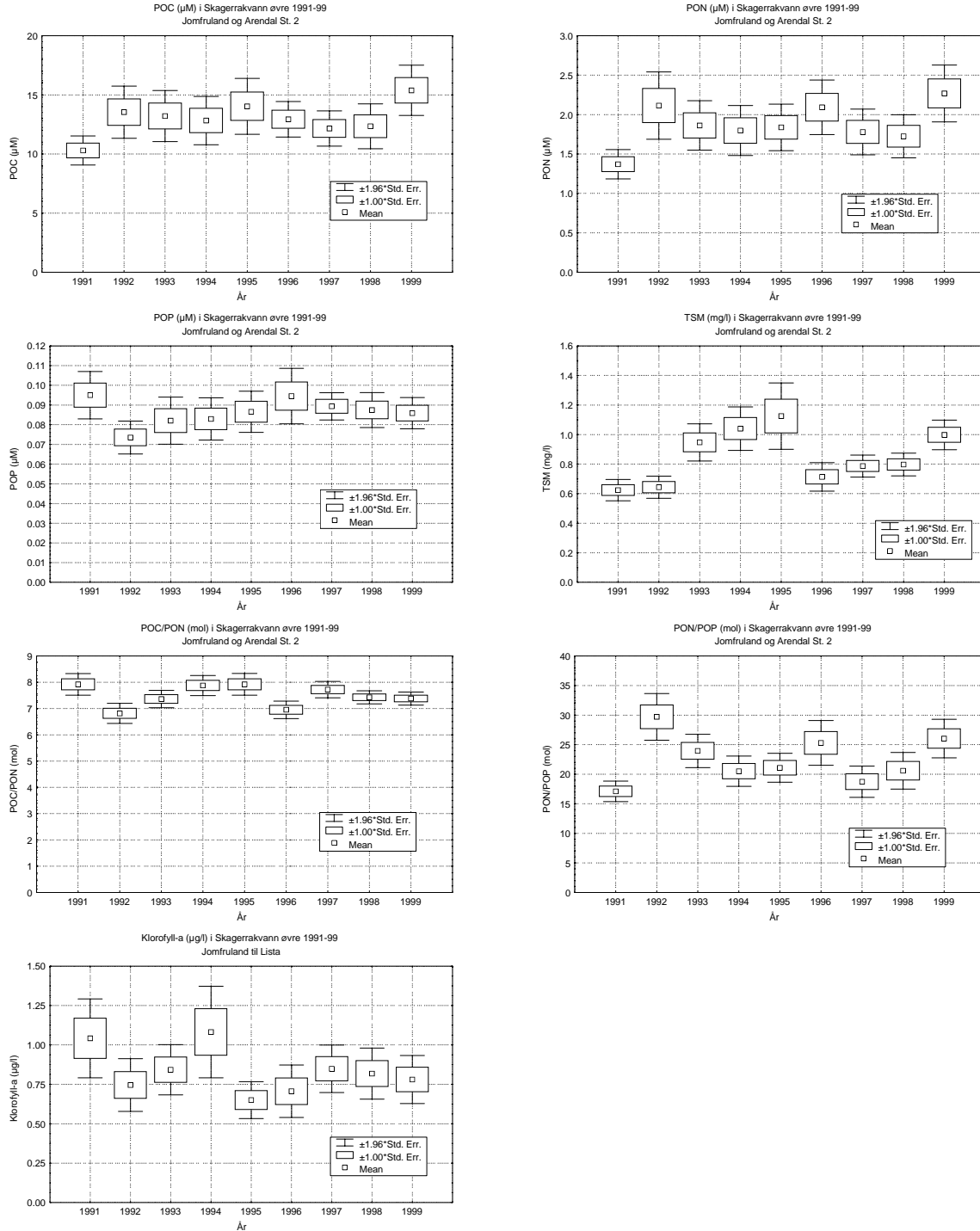
6.2.3 Observasjoner i Skagerrakvann øvre

Fordelingen av Skagerrakvann øvre var omtrent lik de ulike årene og midlere saltholdighet var også nokså lik (Figur 48). Men tot-P konsentrasjonen avtok frem til 1998 varierte tot-N konsentrasjonen med høyere verdier enkelte år som 1994/95 og 1999. N/P- forholdet var stigende i perioden, men med unntak for 1996 og 1998.



Figur 48. Skagerrakvann øvre - fordeling og årsmiddel av samtlige observasjoner av saltholdighet, tot-P, tot-N, SiO₃ og Tot- (N/P) på Jomfruland, Arendal St. 2 og 3 samt Lista i 1991-99.

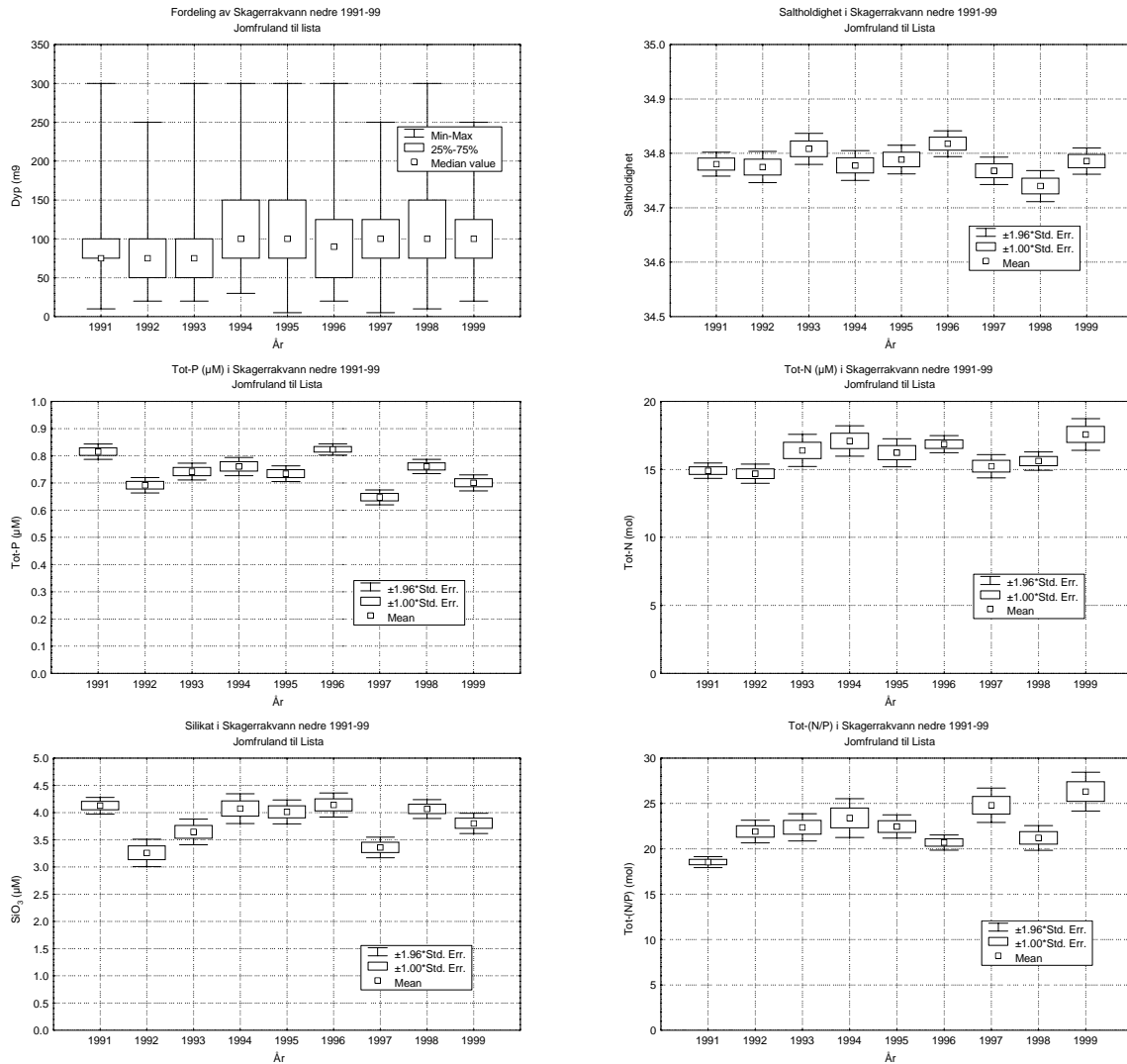
Konsentrasjonen av partikler var størst i 1993-95 og i 1999, men karbon og nitrogenkonsentrasjonen varierte lite unntatt i 1991 og 1999. Mens karbonkonsentrasjonen var størst i 1999 viste klorofyll-a konsentrasjonen de største verdiene i 1991 og 1994.



Figur 49. Årsmiddeler i Skagerrakvann øvre av partikulært organisk bundet karbon (POC), nitrogen (PON) og fosfor (POP), C/N- og N/P-forhold samt totalt suspendert materiale (TSM) ved Jomfruland og Arendal St. 2, samt klorofyll-a ved Jomfruland til Lista 1991-99.

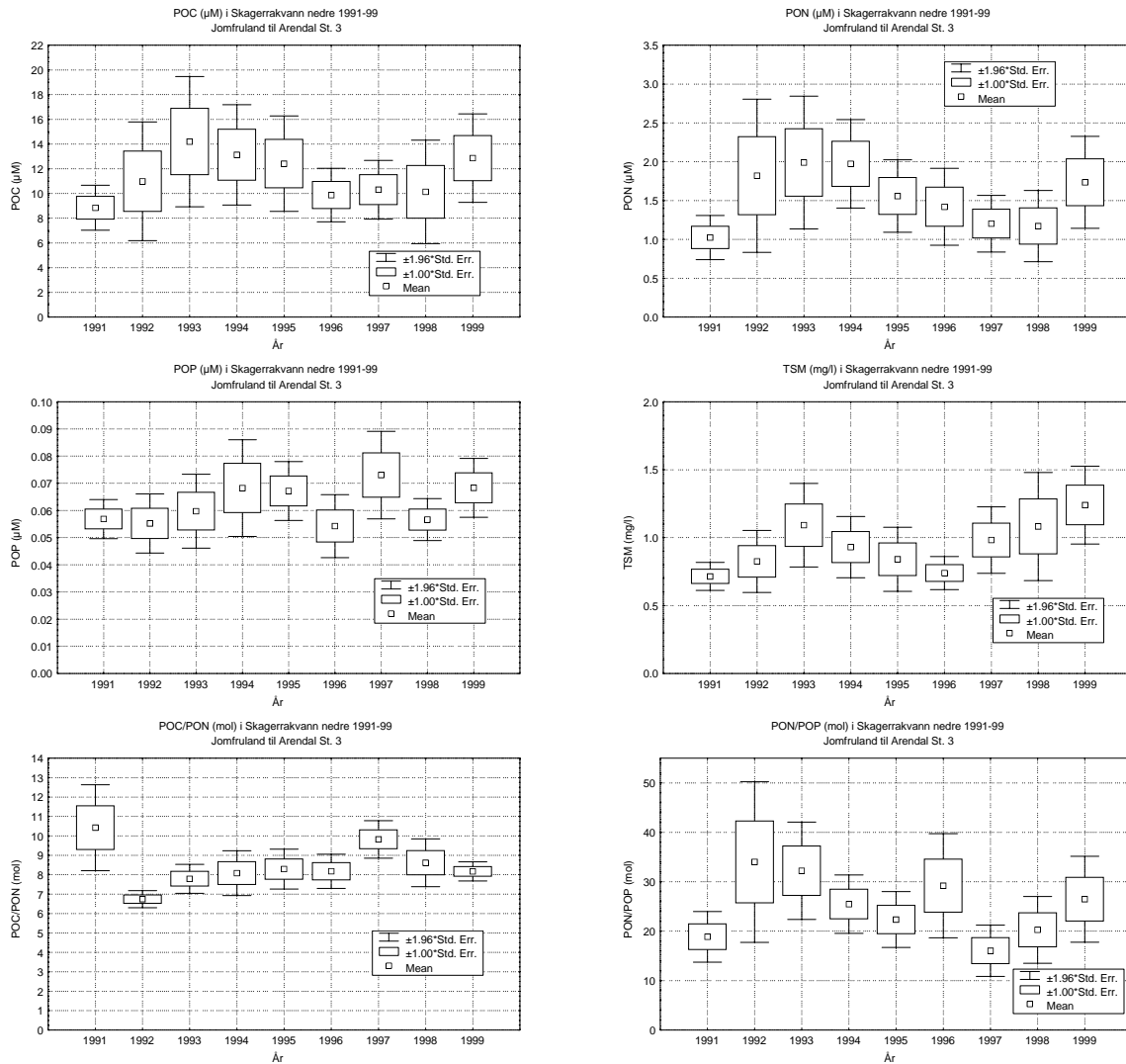
6.2.4 Observasjoner i Skagerrakvann nedre

Fordelingen av Skagerrakvann nedre varierer noe de ulike årene. I 1991-93 ligger det vanligvis mellom 50-100 meters dyp, men fra 1994 er det ofte litt mektigere og ligger vanligvis mellom 150 til 75 meters dyp. Næringssaltskonsentrasjonen varierte lite i denne vannmassen, men både tot-P, tot-N og silikat var lave i 1992 og 1997. N/P-forholdet var svakt stigende gjennom perioden, med to år som avvek; 1996 og 1998.



Figur 50. Skagerrakvann nedre - fordeling og årsmiddel av samtlige observasjoner av saltholdighet, tot-P, tot-N, SiO₃ og Tot- (N/P) på Jomfruland, Arendal St. 2 og 3 samt Lista i 1991-99.

Partikkelkonsentrasjonen varierte gjennom perioden med de laveste konsentrasjoner i 1991 og 1996 og de høyeste i 1993 og 1999 (Figur 51). Omtrent samme mønster var det for POC og PON. C/N-forholdet var iblant noe høyere enn i Skagerrakvann øvre.



Figur 51. Årsmiddel i Skagerrakvann nedre av partikulært organisk bundet karbon (POC), nitrogen (PON) og fosfor (POP), C/N- og N/P-forhold samt totalt suspendert materiale (TSM) ved Jomfruland og Arendal St. 3.

6.2.5 Observasjoner i Atlantisk vann

Atlantisk vann forekommer relativt lite på Jomfruland og st Arendal 2 og usikkerheten i trender blir stor når datagrunnlaget blir lite. Det er derfor ikke funnet grunnlag for å presentere observasjonene for denne vannmassen i denne sammenheng.

7. Virkninger av næringsalter på biologiske samfunn

7.1 Fysiske og kjemiske rammebetingelser

Det er ingen klare tidstrender i næringsaltregimet og det kan derfor vanskelig spores næringsaltforårsakede trender i algesamfunnene knyttet til de øvre vannmasser. Bløtbunns-samfunnene er avhengige av hele vannsøylen og maksima av nitrogen og organisk karbon i 1994, 95 og 99 er viktig hendelser for disse samfunnene.

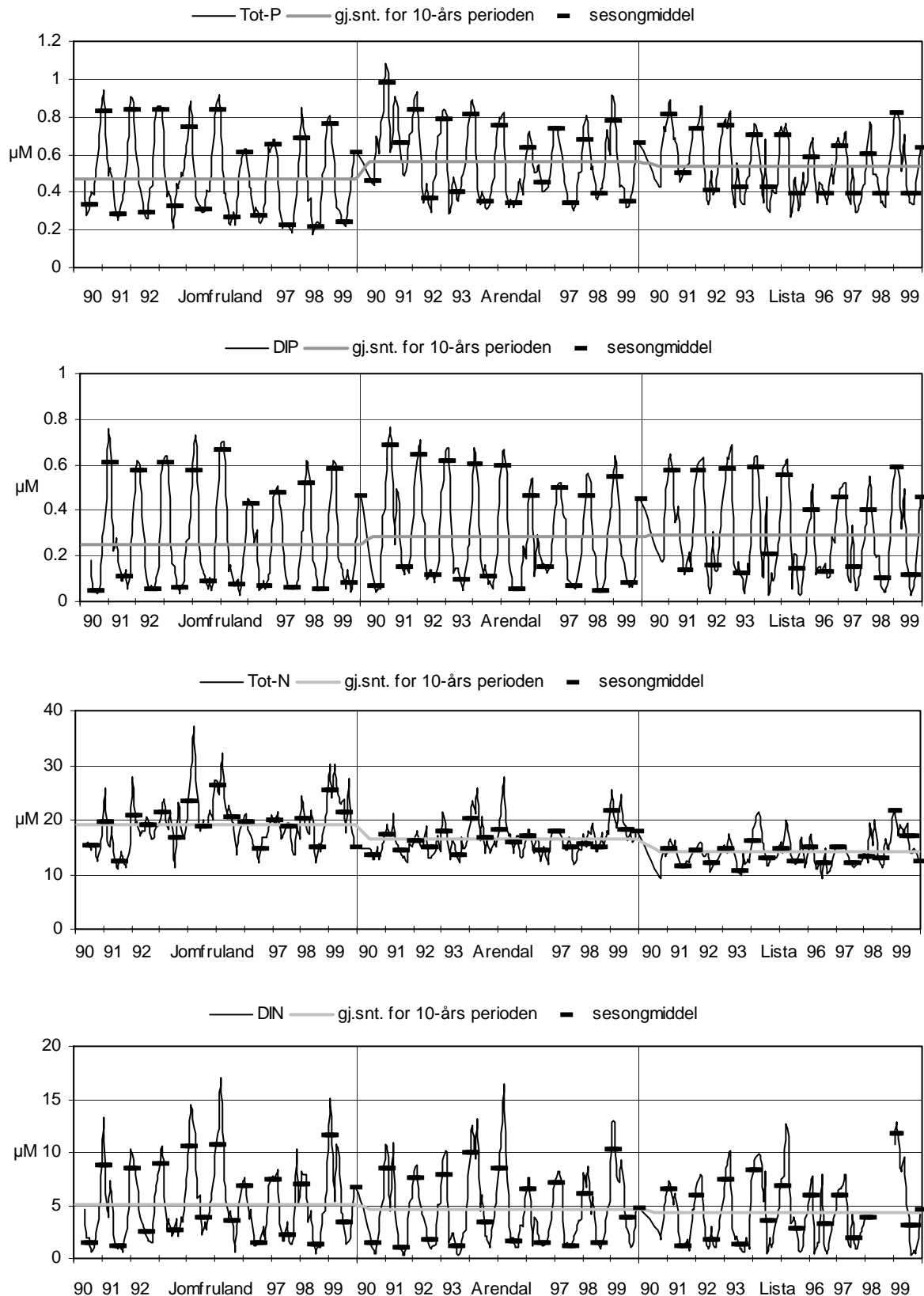
Iht. SFTs klassifiseringssystem for tilstand i vannmasser med hensyn til næringsalter, klassifiseres overflatevannkvaliteten (0-10m) i Skagerrak generelt som god til meget god.

Den fysiske og kjemiske vannkvaliteten setter den ytre rammen for livet i havet. Innenfor disse betingelser er det en rekke forhold som til sist bestemmer hvilke arter som lever opp. I den grad en forstår dynamikken og kjenner dose - respons sammenhenger kan en knytte endringer på samfunnsnivå til en årsak.

Næringsalter (fosfor og nitrogen) er grunnleggende for plantevekst, det være seg planteplankton i de åpne vannmasser eller makroalger (tang og tare) på klippekyst. Disse lever i samfunn med sterk innbyrdes konkurranse både mellom individer og arter, samtidig som de i mer eller mindre grad blir gresset av beitende dyr som igjen spises av rovdyr. Selv om det innenfor visse rammer er en direkte respons mellom tilgjengelige næringsalter og plantevekst, er det ikke alltid denne responsen manifesterer seg på samfunnsnivå. Lite næringsalter gir generelt et fattig samfunn med få arter, mens tilstrekkelig med næringsalter gir et rikt samfunn, med høy diversitet eller stort biologisk mangfold (jfr. kap. 8). For mye næringsalter, dvs. overgjødning eller eutrofi, fører til en ubalanse i samfunnet med tap av arter og ofte dominans av en eller noen få arter. Grenseverdiene vil variere fra sted til sted, styrt av lokale modulerende faktorer som f.eks. vannstrøm eller bølgeeksponering. Derfor er det ikke alltid tilstrekkelig å klassifisere vannkvalitet i henhold til vannkjemiske konsentrasjoner, men kvaliteten må vurderes ut fra det livet som produseres.

Både planktonsamfunnene og hardbunnsamfunnene er sterkt influert av vannkvaliteten i 0-30m dyp, mens bløtbunnsamfunnene mottar alt som synker ut fra hele vannsøylen over. Langs den norske Skagerrakkysten domineres de øverste 30 meterne av 'Skagerrak kystvann' og innslaget av brakkvann er forholdsvis lite og periodisk. I perioder (vinter/vår) med stor innstrømning av vann fra Tyskebukta via Jyllandstrømmen, er andelen Kattegattvann, Tyskebukt vann og vann fra sørlige Nordsjøen, beregnet til ca. hhv. 24%, 20 % og 56 % (jfr. kap. 5.3), men som følge av de høyere næringsaltskonsentrasjonen i vann fra Tyskebukta bidro dette vannet med hele 77 % av nitratinnholdet og 42 % av fosfatinnholdet.

Konsentrasjoner av fosfor og nitrogen i de øvre vannmasser gjennom perioden 1990-1999, er vist i Figur 52. Det er en gjennomsnittlig (1990-99) gradient i næringsaltskonsentrasjoner, partikler og organisk materiale langs Skagerrakkysten (jfr kap. 6.1), med de høyeste konsentrasjonene ved Jomfruland og de laveste ved Lista, unntatt for fosfor hvor det er omvendt (jfr. Figur 52). Nitrogen- og fosfor-gradienten gir avtakende N/P-forhold fra øst til vest. I perioden 1990-1999 kan overflatevannkvaliteten (0-10m) i Skagerrak oftest klassifiseres som god til meget god etter SFTs klassifiseringssystem for tilstand i vannmasser med hensyn til næringsalter, jfr. Tabell 7. Utenfor Jomfruland var det stort sett vinterkonsentrasjoner (desember - februar) som lå over grenseverdiene for klasse II, mens sommerkonsentrasjonene (juni-august) lå i klasse I. I 1993 til 1995 var det derimot en lang periode med forhøyede næringsalter. Dette kan en også se av Figur 52, hvor nitrogenkonsentrasjonene



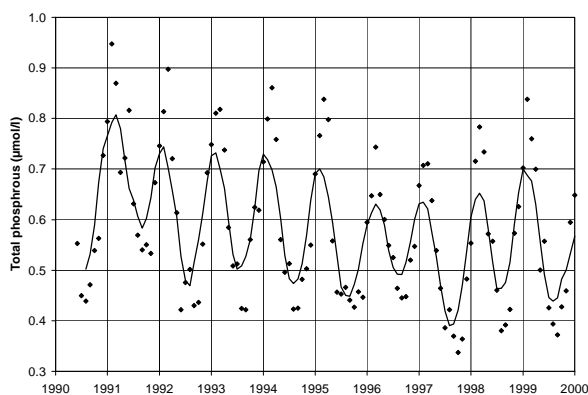
Figur 52. Konsentrasjoner av fosfor (Tot-P), fosfat (DIP), nitrogen (Tot-N) og sum av nitrat, nitritt og ammonium (DIN) i 0-30m dyp utenfor Jomfruland, Arendal og Lista i perioden 1990 - 1999, med 10-årgjennomsnitt for stasjonene (grå linje) og gjennomsnitt (sesongmiddel) for vintersesong (des-feb) og sommersesong (jun-aug).

Tabell 7. Klassifisering av tilstand mht. næringssalter og klorofyll a i overflatevann (0-10m).

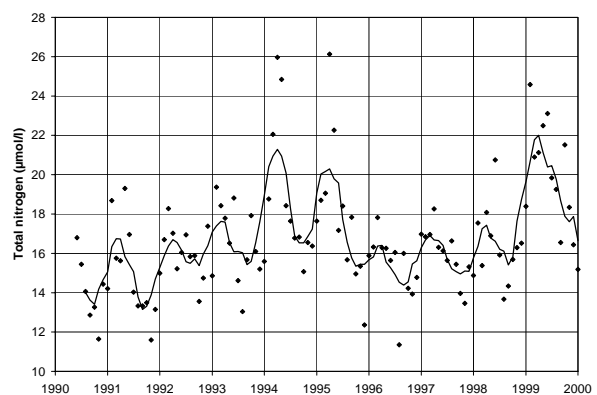
Stasjon	År	Type	TotP	PO4	TotN	NO3	NH4	Chla
Jomfruland	1990	Sommer	I	I	I	I	I	III
	1991	Vinter	III	II	I	II	I	
	1991	Sommer	I	I	I	I	I	I
	1992	Vinter	III	II	I	II	I	
	1992	Sommer	I	I	II	I	I	I
	1993	Vinter	III	II	II	II	I	
	1993	Sommer	I	I	II	II	II	II
	1994	Vinter	II	II	II	III	I	
	1994	Sommer	I	I	II	II	II	I
	1995	Vinter	III	II	II	III	I	
	1995	Sommer	I	I	II	II	I	II
	1996	Vinter	I	I	I	I	I	
	1996	Sommer	I	I	I	I	I	I
	1997	Vinter	I	I	I	I	I	
	1997	Sommer	I	I	II	I	II	I
	1998	Vinter	II	II	II	II	I	
	1998	Sommer	I	I	I	I	I	II
	1999	Vinter	II	II	II	III	I	
	1999	Sommer	I	I	II	II	I	I
	Arendal	1990	Sommer	II	I	I	I	I
1991		Vinter	III	III	I	II	I	
1991		Sommer	III	I	I	I	I	I
1992		Vinter	III	II	I	II	I	
1992		Sommer	I	I	I	I	I	I
1993		Vinter	II	II	I	II	I	
1993		Sommer	II	I	I	I	I	II
1994		Vinter	III	II	I	II	I	
1994		Sommer	I	I	I	II	I	II
1995		Vinter	II	II	I	II	I	
1995		Sommer	I	I	I	I	I	II
1996		Vinter	I	I	I	I	I	
1996		Sommer	II	I	I	I	I	I
1997		Vinter	II	I	I	II	I	
1997		Sommer	I	I	I	I	I	I
1998		Vinter	II	I	I	I	I	
1998		Sommer	II	I	I	I	I	II
1999		Vinter	II	II	II	III	I	
1999		Sommer	I	I	II	III	I	I
Lista		1991	Vinter	III	II	I	I	I
	1991	Sommer	II	I	I	I	I	
	1992	Vinter	II	II	I	I	I	
	1992	Sommer	I	I	I	I	I	
	1993	Vinter	II	II	I	II	I	
	1993	Sommer	II	I	I	I	I	
	1994	Vinter	II	II	I	II	I	
	1994	Sommer	I	II	I	III	I	I
	1995	Vinter	II	II	I	II	I	
	1995	Sommer	I	I	I	I	I	I
	1996	Vinter	I	I	I	I	I	
	1996	Sommer	I	I	I	III	I	I
	1997	Vinter	I	I	I	I	I	
	1997	Sommer	I	I	I	II	I	I
	1998	Vinter	I	I	I	I	I	
	1998	Sommer	I	I	I			I
	1999	Vinter	II	II	I	III		
	1999	Sommer	I	I	I	III		II

(Tot-N og DIN) spesielt for 1994 og 1995 framstår med høye topper. Motsatt var det lave næringssaltkonsentrasjoner i 1996 til 1998, mens 1999 igjen var preget av høye konsentrasjoner. For fosfor har det muligens vært en nedgang over perioden 1990-1999, mens nitrogen har variert mellom år med lave og høye konsentrasjoner.

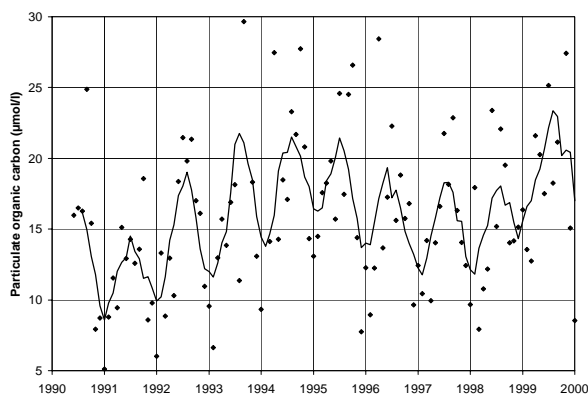
Bløtbunnsamfunnene er avhengige av hele vannsøylen. Foruten næringssalter, er partikler og organisk materiale viktig for disse samfunnene. *Figur 53* til *Figur 56* viser månedsmidler og glidende gjennomsnitt for totalt fosfor, totalt nitrogen, partikulært organisk karbon og salinitet i 0-100 m dyp med spesiell betydning for bløtbunnsamfunnene. (Liten forskjell og samvariasjon mellom de fire hydrografistasjoner forsvarer bruk av gjennomsnittverdier, jfr. kap. 6.1). Maksima av nitrogen og organisk karbon opptrådte i 1994-95 og igjen i 1999. Salinitet var omvendt korrelert med nitrogen og organisk karbon. Vinterminima av salinitet var utpreget ved årsskiftet 1993-94 og 1998-99; sommerminima i 1994, 1995 og 1999 (*Figur 56*). Totalt fosfor hadde en avtagende trend, men viste en liten økning i 1998-99 (*Figur 53*).



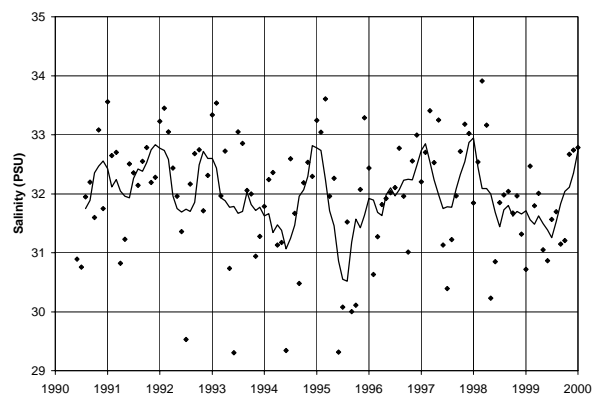
Figur 53. Månedsgjennomsnitt for totalt fosfor i 0-100 m dyp på stasjonene Jomfruland, Arendal 2 og 3 og Lista 1990-1999. Kurven viser glidende 6-måneders gjennomsnitt.



Figur 54. Månedsgjennomsnitt for totalt nitrogen i 0-100 m dyp på stasjonene Jomfruland, Arendal 2 og 3 og Lista 1990-1999. Kurven viser glidende 6-måneders gjennomsnitt.



Figur 55. Månedsgjennomsnitt for partikulært organisk karbon i 0-100 m dyp på stasjonene Jomfruland, Arendal 2 og 3 og Lista 1990-1999. Kurven viser glidende 6-måneders gjennomsnitt.



Figur 56. Månedsgjennomsnitt for salinitet i 0-100 m dyp på stasjonene Jomfruland, Arendal 2 og 3 og Lista 1990-1999. Kurven viser glidende 6-måneders gjennomsnitt.

7.2 Planktonsamfunn

Det er foreløpig ikke påvist gode sammenhenger mellom næringsalter, planteplankton og zooplankton i vannmassene, men artssammensetningen under våroppblomstringen synes å være influert av vannmassenes opprinnelsessted. En tendens til økende relativ forekomst av dinoflagellater og prymnesiophyceer sammenfaller med økende N/P-forhold i perioden.

Materialet fra overvåkingsperioden viser en sammenheng mellom temperaturen tidlig på våren og hvilke kiselalgearter som biomassemessig dominerer under våroppblomstringen. Kiselalgene *Thalassiosira punctigera* og *Guinardia flaccida* som ikke er vanlige i polare vannmasser, har dominert kiselalgebiomassen i år med høy sjøtemperatur om våren. År med lave vårtemperaturer har gitt blomstringer med stort innslag av kiselalgene *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros socialis* og *Thalassiosira nordenskiöldii* sammen med prymnesiophycean *Phaeocystis* som alle har vært betraktet som vanlige våroppblomstringsarter. Mange år med vanntemperaturer om våren over normalverdiene synes å ha ført til en reduksjon i forekomsten av vanlige våroppblomstringsarter slik som f.eks. *Skeletonema costatum*.

Artssammensetningen under våroppblomstringen synes også å være influert av vannmassenes opprinnelsessted. I 1994 da våroppblomstringen fant sted i de kaldeste vannmassene i perioden med algeovervåking, blomstret kiselalgen *Lauderia annulata* som er beskrevet som en varm-/temperert art. Dette året fikk Skagerrak stor tilførsel av nitrogenrikt vann fra Tyskebukta, og det store innslaget av *L. annulata* som resulterte i periodens høyeste beregnede cellekarbonkonsentrasjon, hadde sannsynligvis sammenheng med vannmassenes sørlige opprinnelsessted og høyt næringssaltinnhold.

På grunnlag av beregnet cellekarbon har dinoflagellatene de fleste år vist seg å være den algeklassen som for året totalt sett gir størst bidrag til planteplanktonets biomasse. Dinoflagellatene utvikler seg kraftigst i perioder (sommer og høst) med stratifiserte og næringsfattige vannmasser. Dette kan settes i sammenheng med mange dinoflagellatarters evne til mixotrofi (kombinert autotroft og heterotroft næringsopptak). Episoder med høye konsentrasjoner av ulike arter innen dinoflagellatslekten *Ceratium* og den diaréproduserende (DSP) slekten *Dinophysis* har forekommet i overvåkingsperioden, men ingen klare kombinasjonstrender mellom forekomst og næringsalter, temperatur og saltholdighet er foreløpig funnet – kanskje med unntak av *Dinophysis acuminata* som manglet mer eller mindre de årene hvor sjøtemperaturen om våren var lavest.

En overvåkingsperiode på åtte år er for kort tid til å dra konklusjoner om utviklingstrender for planteplanktonforekomstene. Dataene fra overvåkingen så langt synes imidlertid å vise en tendens til økende relativ forekomst av dinoflagellater og prymnesiophyceer, mens kiselalgens relative forekomst synes å være avtagende. Dette sammenfaller med økende N/P-forhold i perioden, men en mangler foreløpig kunnskap og grunnlagsmaterialet for å kunne fastslå en årsakssammenheng.

Det er foreløpig ikke påvist gode sammenhenger mellom næringsalter, planteplankton og zooplankton i vannmassene langs Skagerrakkysten.

7.3 Bløtbunnssamfunn

Innholdet av organisk materiale i sedimentene tilsvarte meget god til god tilstand etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Innholdet var høyest i bassenger nær land og i sedimenter med mye finstoff (leire og silt). Det ble ikke påvist noen tidstrender i sedimentenes innhold av organisk materiale.

Arts- og individtallene i bunnfauna var normale. Artsmangfoldet tilsvarte meget god til god tilstand etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Det var en stigning i faunatettheten fra 1990 til 1995 og en nedgang fra 1995 til 1999 på de fleste av stasjonene. Fra 1999 til 2000 steg faunatettheten igjen. Faunatettheten fluktuerte i takt med konsentrasjonene av nitrogen, organiske partikler og ferskvann i vannmassene i det forutgående år, sannsynligvis forårsaket av høyere avrenning av nitrogenrikt ferskvann. Økt faunatetthet var trolig en følge av økt næringstilgang fra pelagisk produksjon. Nitrogen, organiske partikler i vannmassene og faunatetthet økte også i perioder med stabilt eller synkende fosfornivå. Dette indikerer at samtidig økning i fosforkonsentrasjon ikke var en forutsetning for at organismene skulle kunne nyttiggjøre seg de ekstra mengdene av nitrogen.

Forandringene var også sporbare på artsnivå. I området ved Grimstad og Arendal var det statistisk signifikant samvariasjon mellom nitrogen i vannmassene i det forutgående år og arter som ernærer seg av organisk materiale i overflatesediment. Dette er arter som forventes å respondere tidlig på økt næringstilgang fra pelagisk produksjon. Det var påvisbare, men svakere sammenhenger til nitrogen og organiske partikler i vannmassene i større områder av kysten. Det konkluderes med at variasjoner i avrenning av ferskvann som er rikt på nitrogen, både fra kontinentet og fra Skandinavia, påvirker bløtbunn/faunaen i Skagerrak.

Faunaen på bløtbunn på dybder som ligger under den produktive sone (> ca. 30 m), er avhengig av næring som tilføres fra høyere liggende vannlag, og vil følgelig respondere på endringer i næringsgrunnlaget og biologisk produksjon. Samtidig vil bunnfaunaen påvirkes av andre fysiske og biologiske faktorer, som f.eks. klimaendringer, larverekruttering og predasjonstrykk fra fisk, som kan komplisere tolkningen av variasjoner i faunaen. I det følgende er det lagt vekt på å beskrive karaktertrekk ved faunaen som forventes å bli påvirket ved endringer i næringsalter og biologisk produksjon. Dette er:

- Variasjoner i individtetthet
- Variasjoner i artsmangfold
- Endringer i artssammensetning og forekomst av enkeltarter

Forandringene på artsnivå er analysert spesielt mot næringsalter og fysiske miljøfaktorer i en tallbehandling foretatt med kanonisk korrespondanse-analyse (CCA). Dette er en matematisk analyse hvor artsvariasjon kan knyttes direkte mot variasjon i gitte forklaringsvariable (miljøfaktorer). Når det benyttes ulike variable, gir analysen grunnlag for å rangeres faktorene mot hverandre etter grad av betydning. En vesentlig egenskap ved analysene er at de vil kunne spore samvariasjon mellom arter og faktorer selv der relasjonene er svake og overskygges av annen variasjon.

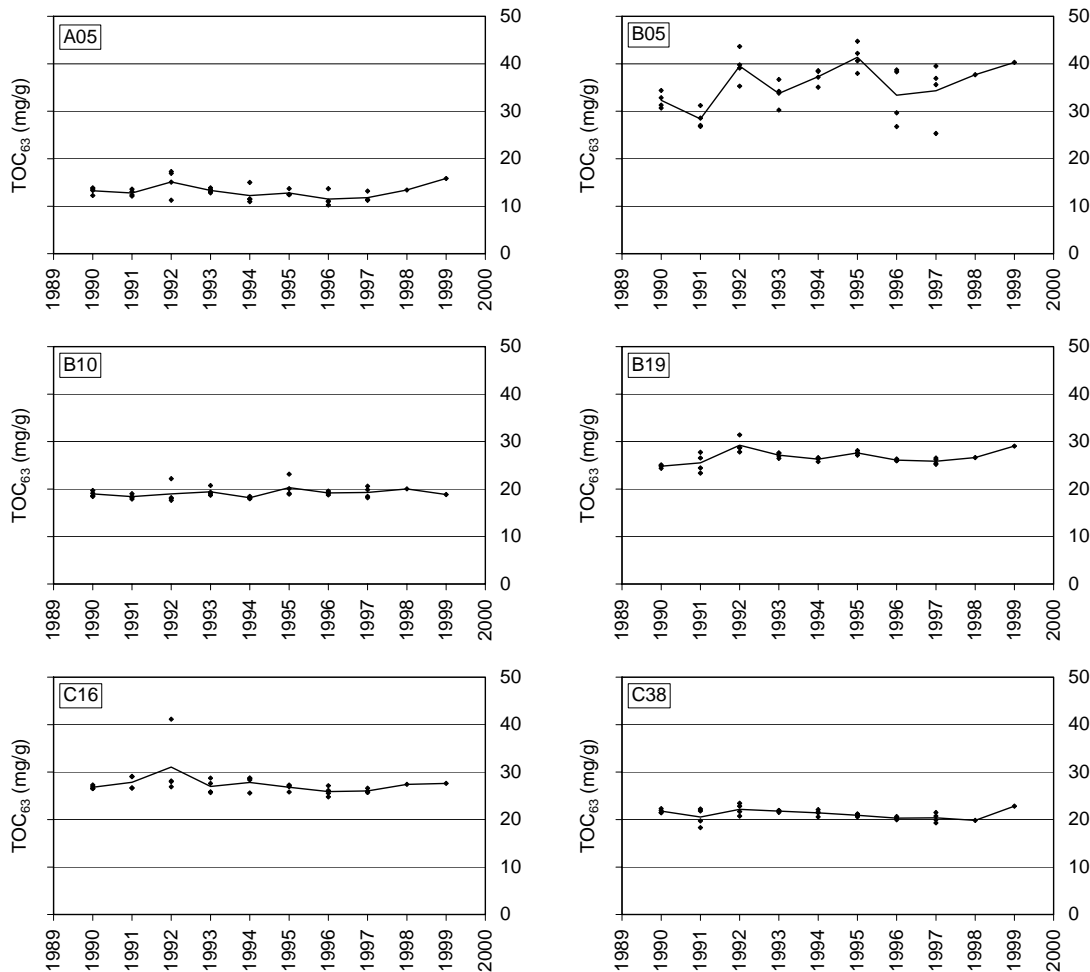
Organisk materiale i sedimentene vil være en blanding av marint produsert materiale og tilført humus fra land. I sedimentene omsettes materialet av fauna og ved bakteriell nedbrytning. Mengden organisk materiale vil være et uttrykk for tilførsler, selv om dette er grovt og

påvirkes av ulike forhold. Generelt vil innholdet av organisk materiale stå i relasjon til kornfordeling og være høyest i finkornede sedimenter.

7.3.1 Bunnsedimenter

Utvikling

Det ble ikke påvist noen tidstrender i innholdet av totalt organisk karbon (TOC) eller silt og leire (<63 μ m) i sedimentet på noen av stasjonene. Innholdet av silt og leire forventes ikke å endres over tid. TOC var også nokså stabilt fra år til år på alle stasjonene, bortsett fra på B05. Tidsserier på et utvalg av stasjonene er vist i Figur 57.



Figur 57. Innhold av totalt organisk karbon (TOC_{63} , mg/g), korrigert for sedimentets innhold av silt og leire i enkeltp prøver og som gjennomsnitt pr. år på utvalgte stasjoner 1990-1999

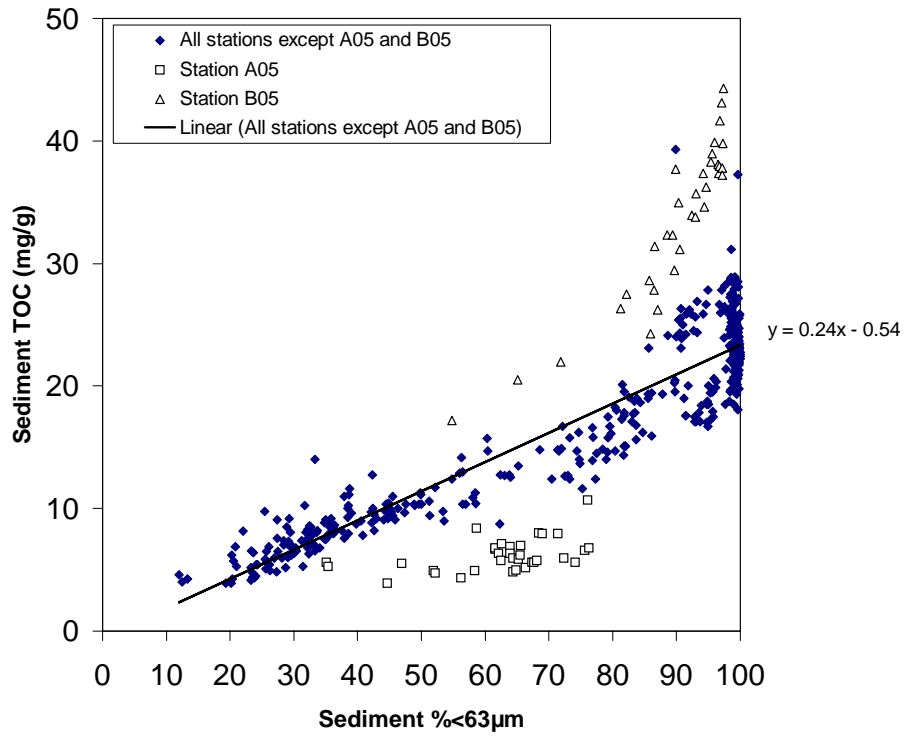
Tilstand

Det var generelt svært finkornede sedimenter på de dypeste stasjonene, mens det var noe mer varierende kornstørrelser på de grunnere stasjonene (Tabell 8). Organisk innhold (TOC) var lavt til moderat, og var høyest i de mest finpartikulære sedimentene. På bakgrunn av TOC-innholdet faller alle stasjonene med unntak av B05 ved Grimstad i tilstandsklasse I eller II (meget god tilstand/ god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Denne stasjonen har noe forhøyd organisk innhold og faller like over grensen til klasse III (mindre god tilstand). Sammenhengen mellom TOC og innhold av silt og leire er vist i Figur 58.

Innholdet av silt og leire tatt i betraktning var totalt organisk karbon (TOC_{63}) i sedimentene lavere enn forventet på stasjon A05 (12 mg/g) og høyere enn forventet på B05 (32 mg/g) (Tabell 8, Figur 58). Stasjon A05 er sannsynligvis influert av sedimentasjon av fine mineralpartikler fra elvetilførsler, først og fremst Numedalslågen som munner ut i denne regionen. Stasjon B05 ligger nær ved kysten og mottar trolig organisk materiale fra nærliggende terrestriske kilder og fragmenter av marine makroalger fra strendene i nærheten. Dette kan også forklare den større variasjonen mellom enkeltprøver på B05 (Figur 57). I likhet med B05 hadde også to andre stasjoner (C16 i et fjordbasseng og B19 i et basseng nært kysten) litt høyere TOC_{63} -verdier (24-25 mg/g) enn de utaskjærs stasjonene (18-22 mg/g) (eksemplifisert ved B10 og C38 i Figur 57). Det er i andre sammenhenger påvist at fjordbassenger nær kysten kan ha høye verdier for TOC (Moy et al. 1997).

Tabell 8. Sediment silt og leire (<63 μm) og totalt organisk karbon (TOC), gjennomsnitt og spenn pr. stasjon i 1990-1999, basert på data fra enkeltgrabber. Tilstandsklassifisering i hht. SFT (1997). Stasjonsnummeret indikerer dyp (05=50m, 10=100m, 36=360m, osv.).

Stasjon	Antall 1990-1999	%<63 μm	%<63 μm	TOC (mg/g)	TOC (mg/g)	TOC ₆₃ (mg/g)	TOC ₆₃
		Gjennomsnitt	Spenn	Gjennomsnitt	Spenn	Gjennomsnitt	Tilstandsklasse
A05	34	62	35-76	5.6	3-9	12	I Meget god
A10	34	44	12-77	8.5	4-15	19	I Meget god
A36	34	100	98-100	20.9	17-25	21	II God
A46	34	99	98-100	21.4	16-32	21	II God
B05	34	90	55-97	30.3	17-40	32	III Mindre god
B10	34	28	19-42	5.6	3-11	19	I Meget god
B19	34	99	97-99	23.9	20-29	24	II God
B20	34	72	50-86	12.5	8-17	18	I Meget god
B35	34	99	98-100	20.8	17-27	21	II God
C12	34	34	21-55	8.0	5-12	20	II God
C16	34	94	86-99	23.8	20-34	25	II God
C22	34	38	20-52	7.7	5-10	19	I Meget god
C38	34	81	60-92	16.1	13-18	19	I Meget god
U34	22	99	99-100	20.9	19-22	21	II God
V38	22	100	98-100	21.7	17-24	22	II God
X35	26	100	99-100	20.3	17-23	20	II God
Y32	26	95	91-98	16.8	15-18	18	I Meget god



Figur 58. Sediment TOC plottet mot prosent silt og leire i 538 grabbprøver fra 17 stasjoner 1990-1999

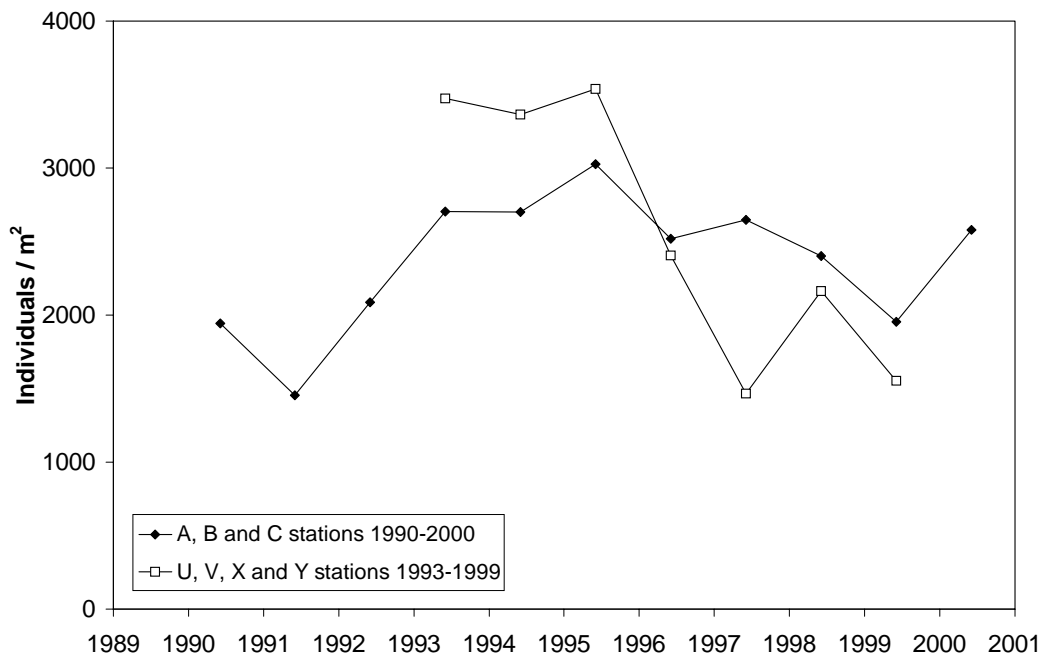
7.3.2 Bunnfauna

Utvikling i individtettheter og artsmangfold

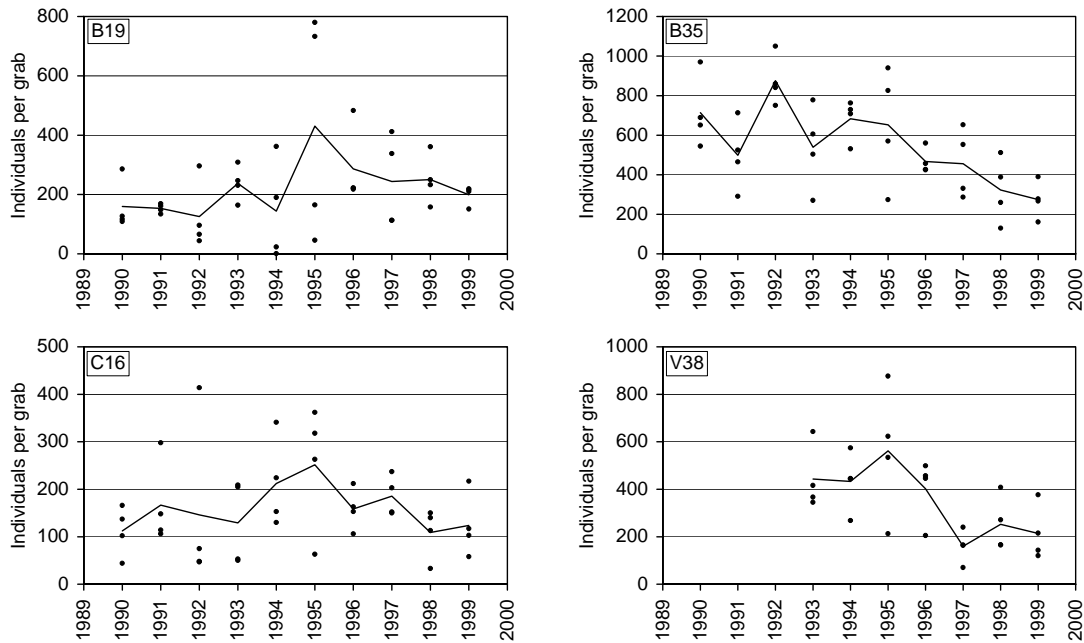
Figur 59 viser total individtetthet (totalt for alle arter pr. år) i perioden 1990-2000, delt på de 13 stasjonene hvor innsamling begynte i 1990 og de fire dype stasjonene hvor prøvetakingen startet noe senere (perioden 1993-1999). Resultatene indikerer at det var et maksimum i individmengden rundt 1995. Forløpet av kurvene antyder at perioden 1990-99 kan splittes i to, en periode med økning fram til 1995 og en periode med minskning etter 1995. Endringene i totale individtall sammenfaller i tid med økte konsentrasjoner av nitrogen i vannmassene (se kap. 5.2). Samtidig var det en reduksjon i saltholdigheten i vannmassene.

Endringene i individtettheter på de enkelte stasjonene viste betydelig og tildels usystematisk variasjon fra år til år, og også mellom parallelle prøver tatt på samme tidspunkt. I Figur 60 er det vist noen eksempler på variasjonene i individtetthet på noen stasjoner. Tidstrendene på de enkelte stasjonene er nærmere analysert ved å dele inn i periodene 1990-1995 og 1995-1999. Resultatet viser at det var økning i antall individer i 1990-1995 på flertallet av stasjonene, og en tydelig minskning i 1995-1999 (Tabell 9). Trendene var signifikante (95% nivå) på omkring halvparten av stasjonene.

Det kunne ikke påvises noen tidstrender i artsmangfoldet (diversitetsindeks). Artsmangfoldet 1990-1999 er vist på noen utvalgte stasjoner (Figur 61). Tilsvarende stabilt artsmangfold ble observert også på de andre stasjonene.



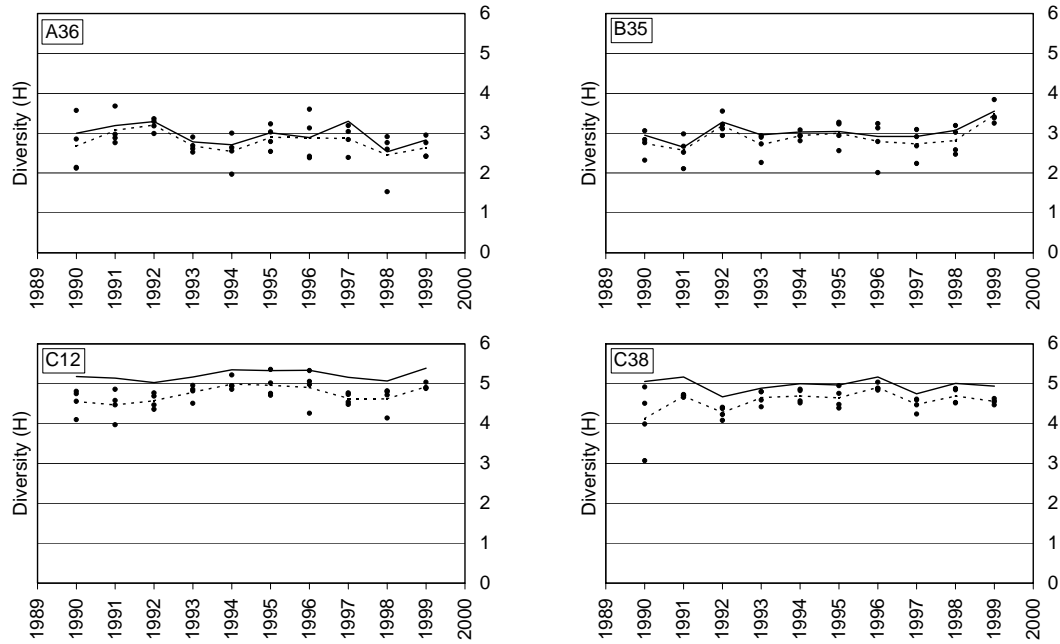
Figur 59. Gjennomsnittlig antall individer pr. m² pr. år



Figur 60. Individantall pr. grabb (0.1 m^2) (punkter) og gjennomsnitt pr. år (linjer) på utvalgte stasjoner i 1990-1999.

Tabell 9. Trender (lineær regresjon) i totalt antall individer (alle arter aggregert) pr. grabb 1990-1995 og 1995-1999. Signifikansnivåer: ns ($P > 0.1$), * ($P < 0.1$), ** ($P < 0.05$), *** ($P < 0.01$)

Stasjon	1990-1995		1995-1999	
	Økende (+) Minskende (-)	P-verdi og signifikansnivå	Økende (+) Minskende (-)	P-verdi og signifikansnivå
A05	+	0.0001 ***	+	0.375 ns
A10	+	0.0001 ***	-	0.586 ns
A36	+	0.073 *	+	0.908 ns
A46	+	0.186 ns	+	0.359 ns
B05	+	0.157 ns	-	0.820 ns
B10	+	0.0001 ***	-	0.0007 ***
B19	+	0.073 *	-	0.102 ns
B20	+	0.056 *	-	0.330 ns
B35	-	0.922 ns	-	0.003 ***
C12	+	0.00001 ***	-	0.022 **
C16	+	0.081 *	-	0.018 **
C22	+	0.0001 ***	-	0.004 ***
C38	+	0.0003 ***	-	0.058 *
U34	-	0.373 ns	-	0.001 ***
V38	+	0.384 ns	-	0.005 ***
X35	+	0.034 **	-	0.196 ns
Y32	-	0.852 ns	-	0.005 ***



Figur 61. Artsmangfold (H) pr. grabb (punkter), gjennomsnittlig artsmangfold pr. grabb (stiplet) og pr. stasjon (hel linje) på utvalgte stasjoner i 1990-1999.

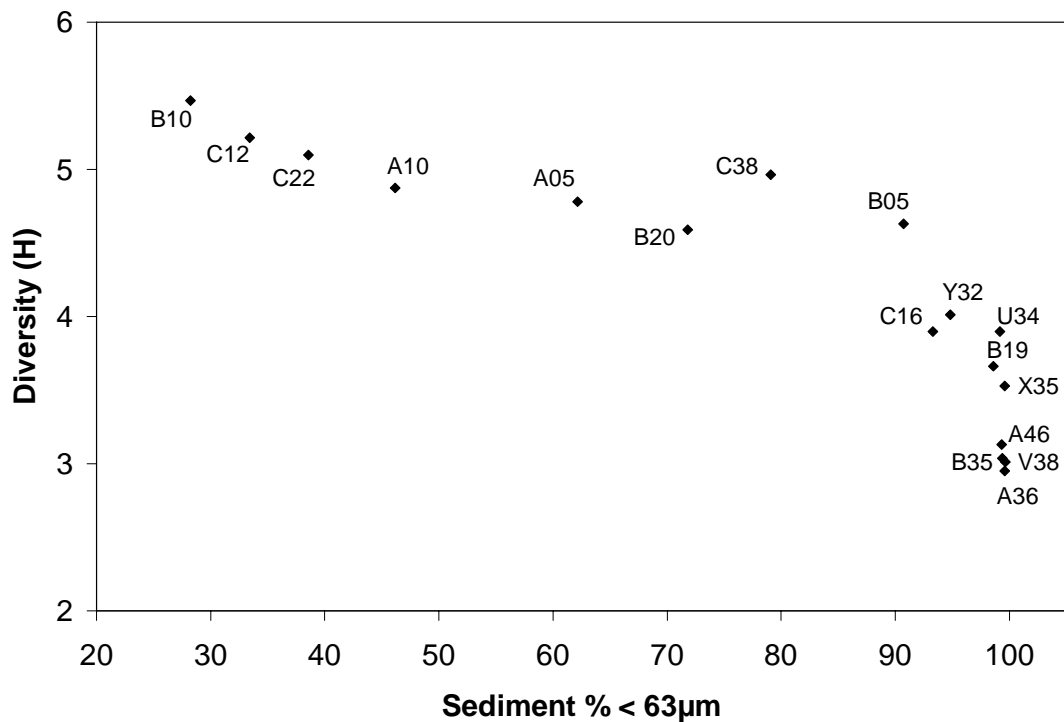
Tilstand

Det var generelt normale til høye artstall på de grunneste stasjonene (Tabell 10). Høyeste antall arter ble funnet på stasjonene C12 utenfor Farsund og B10 utenfor Tromøy. Individtetthetene var normale, men økte generelt fra de grunne til de dype stasjonene, og var svært høye på A36 i ytre Oslofjord og B35 utenfor Tromøy. Som følge av dette var det generelt høyt artsmangfold på de grunnere stasjonene. På bakgrunn av artsmangfoldet faller alle stasjonene med unntak for A36 i ytre Oslofjord i tilstandsklasse I eller II (meget god tilstand/ god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier. På stasjon A36 faller artsmangfoldet like under grenseverdien til kl. III (mindre god tilstand), hovedsakelig på grunn av den høye individtettheten.

Artsmangfoldet kan tildels relateres til sedimentforholdene. Figur 62 viser sammenhengen mellom artsmangfold (H') og kornstørrelse. Det var høyest artsmangfold i de groveste sedimentene, mens nedsatt artsmangfold faller sammen med finpartikulært sediment (> 90% silt og leire).

Tabell 10. Gjennomsnittlig årlig antall arter og individer pr. grabb (0.1 m²), og gjennomsnittlig årlig arts mangfold (H og ES₁₀₀) pr. grab (0.1 m²) og pr. stasjon (fire grabber slått sammen, 0.4 m²) i 1990-1999. Tilstandsklassifisering i hht. SFT (1997). Stasjonsnummeret indikerer stasjonsdyp (05=50m, 10=100m, 36=360m, osv.).

Stasjon	Arter	Individer	Gjennomsnitt pr. grabb		Gjennomsnitt pr. stasjon		Arts mangfold Tilstandsklasse
	0.1 m ²	0.1 m ²	(H)	ES ₁₀₀	(H)	ES ₁₀₀	
A05	39	168	4.35	31.5	4.78	34.1	I Meget god
A10	40	153	4.32	32.1	4.88	36.7	I Meget god
A36	26	517	2.79	14.9	2.95	15.5	III Mindre god
A46	21	221	2.84	15.1	3.13	16.1	II God
B05	31	120	4.13	30.2	4.63	32.9	I Meget god
B10	54	200	4.93	40.0	5.47	42.8	I Meget god
B19	25	223	3.38	19.7	3.66	21.0	II God
B20	39	191	4.11	29.3	4.59	32.3	I Meget god
B35	30	548	2.90	15.6	3.04	16.2	II God
C12	50	201	4.74	36.4	5.22	39.3	I Meget god
C16	26	159	3.49	21.3	3.90	23.9	II God
C22	42	165	4.63	35.9	5.10	36.9	I Meget god
C38	41	204	4.57	31.8	4.96	34.1	I Meget god
U34	33	288	3.66	21.7	3.90	23.0	I Meget god
V38	25	352	2.80	15.9	3.01	17.2	II God
X35	27	262	3.19	19.0	3.53	20.2	II God
Y32	26	104	3.60	27.2	4.01	27.6	I Meget god



Figur 62. Plott av arts mangfold (H) (gjennomsnitt pr. stasjon pr. år 1990-1999) mot silt og leire i sedimentet (% < 63µm) (gjennomsnitt 1990-1999)

Relasjoner mellom næringsalter, fysiske faktorer og bunnfauna

I Tabell 11 er det gitt en oversikt over forklaringsvariable som bunnfauna er relatert til i de følgende analyser. Variablene representerer ulike forhold, som prøvetakingsstasjonenes beliggenhet og sedimenter, tilførsler av næringsalter og organisk stoff til kystsonen fra landkilder, konsentrasjon av næringsalter i vannmassene, produksjon av organisk materiale, klima (NAO-indeks) og tidsvariable (trend, år). Alle data, med unntak for tilførsler fra landkilder, klorofyll i våroppblomstringen i Arendal og klima (NAO-indeks), er produsert i kystovervåkingsprogrammet. Tilførselstallene er gitt i kap. 5. Data for våroppblomstringer i Arendal er delvis publisert av Dahl og Johannessen (1998).

Tabell 11. Oversikt over faktorer benyttet i kanonisk korrespondanse-analyse (CCA) av bløtbunnsfauna. Kode = betegnelse benyttet i tabeller og plott fra analysene. Antall = antall prøver (stasjon x innsamling) hvor det er gitt verdi for faktoren. Totalt antall prøver = 160. For miljøfaktorer hvor eventuell respons i bunnfauna kan opptre tidsforsinket, er verdier både fra samme år (s) og forutgående år (f) benyttet.

Faktor	Enhet	Kode	antall	min-verdi	maks-verdi	Reg. år
<i>Stasjon og sediment</i>						
Beliggenhet, lengdegrad	Grad, min	Øst	160	5.65	10.69	s
Dyp	m	Dyp	160	50	460	s
Kornstørrelse: partikler <63 µm	%	Silt-leire	160	18.20	99.90	s
Totalt organisk karbon i sediment (TOC)	mg/g	TOC	160	3.90	39.80	s
<i>Tilførsel fra landkilder</i>						
Tilførsel av nitrogen (Tot-N)	10 ⁶ kg år ⁻¹	Tilf-N	160	33.67	41.47	s/f
Tilførsel av fosfor (Tot-P)	10 ⁶ kg år ⁻¹	Tilf-P	160	0.85	1.45	s/f
Tilførsel av partikulært materiale	10 ⁶ kg år ⁻¹	Tilf-part	160	199.20	431.34	s/f
Tilførsel av organisk materiale	10 ⁶ kg år ⁻¹	Tilf-org	147	130.60	274.15	s/f
<i>Næringsalter og produksjon i vannmasser</i>						
Totalt nitrogen, gjennomsnitt Skagerrak	µmol/l	TotN	160	13.72	19.85	s/f
Totalt nitrogen, vår, nærmeste lokalitet og dyp	µmol/l	Lok-TotN	124	13.28	32.91	s/f
Totalt fosfor, gjennomsnitt Skagerrak	µmol/l	TotP	160	0.50	0.68	s/f
Totalt fosfor, vår, nærmeste lokalitet og dyp	µmol/l	Lok-TotP	124	0.46	1.05	s/f
Suspended part karbon, gjsn. Skagerrak	µmol/l	POC	160	11.77	19.71	s/f
Suspendert part karbon, nærm. lok. og dyp	µmol/l	Lok-POC	82	2.88	26.55	f
Chlorophyll a, gjsn. per dag, Skagerrak.	µg/l	Chla	147	1.02	1.97	f
Chlorophyll a, sum våroppbl. (Jan-Apr) Arendal	µg/l	Chla-bl	160	48	330	s/f
Temperatur, maks (høst) nærm. lok. og dyp	Grad C	Temp max	147	6.34	13.32	f
Temperatur, min (vår) nærm. lok. og dyp	Grad C	Temp min	148	4.05	7.45	s
Saltholdighet, gjennomsnitt Skagerrak	PSU	Salt	160	31.47	32.29	s/f
<i>Klima</i>						
NAO indeks, vinter (D-M)	-	NAO	160	-3.78	3.96	s
<i>Tid</i>						
Trend år, løpende rekkefølge	-	Trend	160	1	10	s
Trend år, stigende – maks – fallende	-	Smf trend	160	1	5	s
År (klasser for 1990-99)	-	-	160	-	-	-

Ikke alle variablene har komplette verdisett for alle stasjoner. I noen tilfeller skyldes dette at måleprogrammene ikke var endelig fastlagt i 1990, slik at det mangler enkelte verdier for dette året, og dernest at noen variable ikke har representative verdier for alle stasjoner (f.eks. næringsalter i ytre Oslofjord og Lista). Tilførselstall, gjennomsnittsverdier for næringsalter og algeproduksjon i våroppblomstringen, hvor det foreligger en verdi for hele kyststrekningen per år, er innlest som komplette datasett ved å benytte samme verdi for alle stasjoner.

Flere av variablene er tidsforskjøvet ett år, dvs. at måleverdier for foregående år er benyttet. For tilførselstall, næringsalter, våroppblomstring og saltholdighet er både samtidige og tidsforskjøvede data benyttet ved å lese inn dette som parallelle variable. Tidsforskyvning er benyttet fordi det i mange tilfeller vil gå noe tid fra en effekt opptrer i vannmassene til eventuelle responser er påvisbare i bunnfaunaen. Undersøkelser fra andre steder, f.eks. britiske farvann, indikerer at et etterslep på ca ett år kan påregnes (Buchanan 1993).

I det følgende er det foretatt tre analyser på forskjellige utvalg av stasjoner. Det er gjort et utvalg av de grunneste stasjonene (A05, A10, B05, B10, C12) og et av dype stasjoner og fjordbassenger (A36, A46, B19, B35, C16, U34, V38, X35). I disse utvalgene er det satt sammen stasjoner med forholdsvis lik fauna (se kap. 7.2). I tillegg er det gjort en analyse på stasjonene ved Arendal og Grimstad (B-området). Disse stasjonene er innbyrdes nokså forskjellige, men i dette området finnes det beste tilfanget av miljødata (miljøfaktorer). Utvalgene er også satt sammen med hensyn til at variabelsettet ikke er komplett for alle stasjoner. I analysene er det definert kovariable for stasjonene. Kovariablene 'fjerner' matematisk forskjellene mellom stasjonene slik at analysene målrettes mot mønstre som er parallelle i tid over stasjonene.

Analysen for de grunneste stasjonene (A05, A10, B05, B10, C12) er vist i Figur 63 og Tabell 12. Kovariablen fanger opp i alt 40 % av variansen i biologidataene. Dette kan betraktes som faste forskjeller mellom lokalitetene og skyldes at faunaen er forskjellig mellom stasjonene. Forskjellene kan i stor grad knyttes til sedimenter og geografisk beliggenhet (se kap. 8.2). De 'variable' miljøfaktorene kan forklare 12 % av totalvariasjonen i dataene, noe som utgjør 20 % av variasjonen som ikke fanges opp av kovariablene. I alt er nesten 50% av totalvariansen uforklart. Dette er dels tilfeldig variasjon i faunaen (se f.eks. eksemplet i Figur 59), som det egentlig ikke er noe mål å forklare, og dels også systematisk variasjon som ikke kan beskrives ved de faktorene som her er benyttet.

Resultatene viser at faktorene for nitrogen og fosfor i vannmassen, tidstrend, tilførsel fra land av organisk materiale og enkelte år kan knyttes til biologisk variasjon (Tabell 12). Responsene, som måles ved inertia-verdiene, er imidlertid svake. Ved utvelgelse av variable finnes fosfor og nitrogen i vannmassene, suspendert materiale og TOC (variasjoner innenfor stasjonene) å utgjøre beste utvalg av faktorer. Fosfor og nitrogen målt året før er signifikant korrelert med endringer i fauna (1 % nivå).

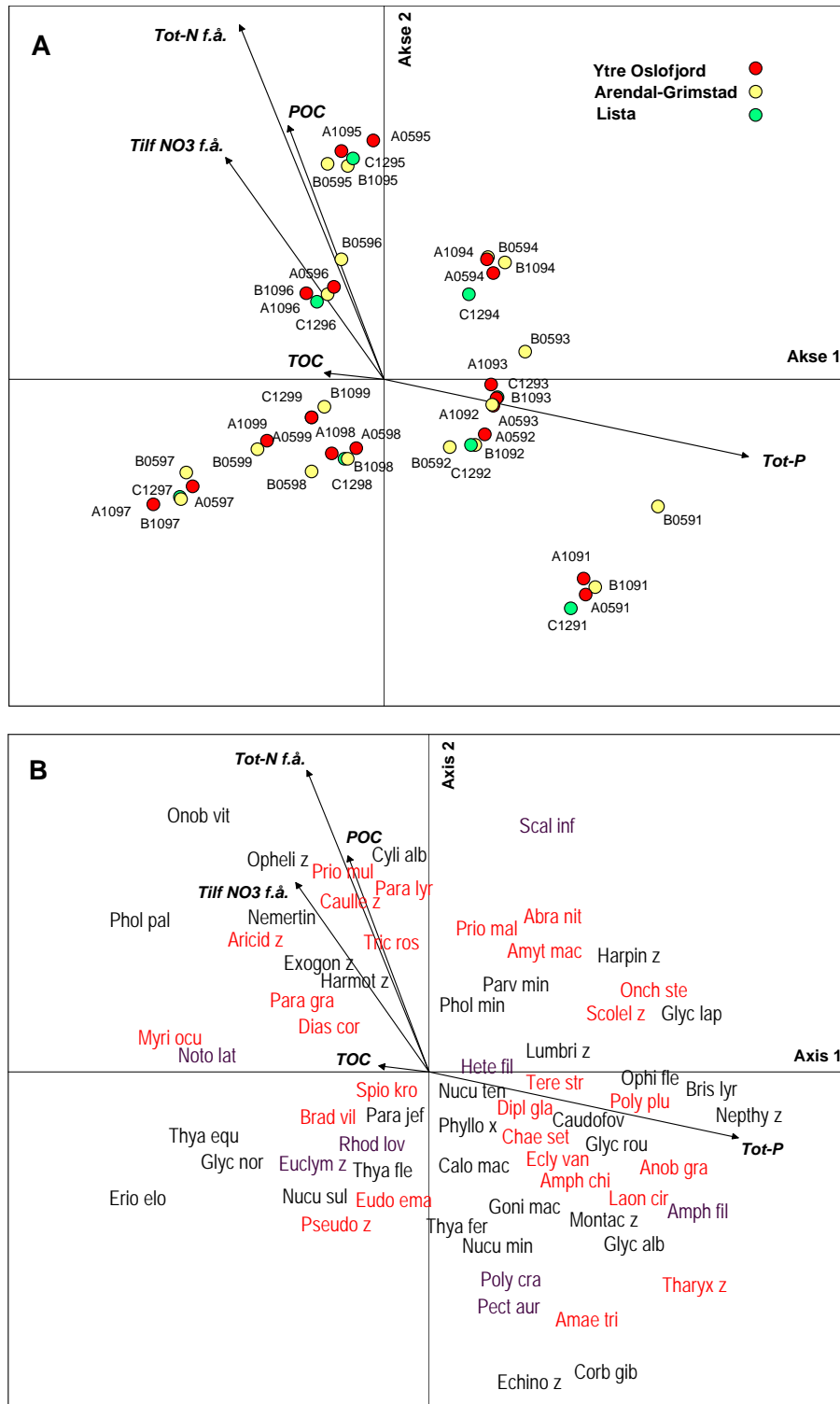
Tabell 12. Variansoppdeling og 'forward selection' for miljøfaktorer på grunne lokaliteter (A05, A10, B05, B10, C12). Total biologisk varians er beregnet i korrespondanse-analyse (CA). Varians knyttet til forskjeller mellom lokaliteter og fjernet som kovariable er beregnet i CCA. Under rubrikken 'forward selection' er vist de viktigste miljøfaktorene i rekkefølge rangert etter hvor mye biologisk varians (inertia) hver faktor kan forklare tatt enkeltvis. Ved utvalg er valgrekkefølge og test for statistisk signifikans vist. Tidsforskjøvne variable er indikert ved f.å. = forutgående år.

Varians (inertia)	Akse 1	Akse 2	Akse 3	Totalt (%)
CA				1.15 (100)
kovariable (lokaliteter)				0.46 (40)
CCA	0.05	0.04	0.02	0.14 (12)
'Forward selection' av faktorer	Enkeltvis	Utvalg nr	p-verdi	Bidrag i utvalg
Totalt fosfor, gj.sn Skagerrak	0.04	1	<0.01	0.04
Trend år, rekkefølge 1991	0.04	-	-	-
Totalt nitrogen, Skagerak, f.å.	0.04	2	<0.01	0.04
Tilførsel organisk materiale	0.03	-	-	-
Tilførsel fosfor, f.å. 1997	0.03	-	-	-
Dyp	0.03	-	-	-
TOC i sediment	0.03	4	0.03	0.02
Tilførsel nitrogen, f.å.	0.03	5	0.05	0.02
Susp. part. karbon	0.03	3	0.03	0.02
Saltholdighet	0.03	-	-	-

I stasjonsplottet (Figur 63 A) ligger alle lokalitetene sentrert med prøvene fra årene fordelt omkring. Dette illustrerer effekten ved bruk av kovariable og fjerning av faste forskjeller mellom stasjonene. I diagrammet ligger de fleste tidlige prøvene til høyre, mens de senere prøvene ligger til venstre. Prøvene fra midtperioden (årene 1994-96) ligger løftet opp på akse 2 i plottet. Fosfor er sterkt korrelert med akse 1. Dette illustrerer det forhold at det var høyest fosfor i starten av undersøkelsesperioden og lavere verdier senere (Figur 53). Fosfor vil derfor i analysen representere en tidstrend og tildels overlappet med trend-faktoren. Nitrogen er sterkt korrelert med akse 2 og hadde høye verdier midt i perioden. For nitrogen er det verdiene målt året før (tidsforskjøvet) som gir sterkest korrelasjon til endringene i fauna.

I artsplottet fra analysen (Figur 63 B) er de kvantitativt viktigste artene vist. Arter til høyre i plottet kan tolkes som avtagende i perioden (samvarierende med fosfor), mens arter til venstre kan tolkes som tiltagende i perioden. Arter som ligger oppover i plottet var mest tallrike midt i perioden (1994-96) og fremstår som positivt korrelert med nitrogen, mens arter som ligger nedover kan tolkes som negativt korrelert med nitrogen.

Det er viktig å understreke at analysen illustrerer korrelasjoner og ikke dermed årsaks-sammenhenger. For å undersøke nærmere for mulige direkte sammenhenger, er alle arter som ernærer seg av overflatedetritus markert spesielt i plottet. Dette er arter som kan forventes å respondere tidlig på endringer i tilførsler av organisk materiale. Det fremkommer ikke noe klart mønster i fordelingen av disse artene, men det kan være av betydning at de fleste finnes enten ved høy fosfor (til høyre i plottet) eller ved høy nitrogen (oppover i plottet). Det er bemerkelsesverdig få av disse artene som har hovedforekomst ved både lav fosfor og lav nitrogen (nedover til venstre), som omfatter årene 1997-99.



Figur 63. Plott av akse 1 og akse 2 i kanonisk korrespondanse-analyse (CCA) for grunne lokaliteter (A05, A10, B05, B10, C12). A. Plott av stasjoner (lokalitet-innsamlingsår) og miljøfaktorer. B. Plott av de viktigste artene. I analysen er lokalitet benyttet som kovariabel, denne fjerner 40 % av totalvariansen i biologidataene. Plottene illustrerer 12% av totalvariansen og 58% av variansen som kan forklares ved miljøfaktorene. Arter som ernærer seg på overflatedetritus og som kan forventes å vise respons på sedimentert organisk materiale er vist i rødt.

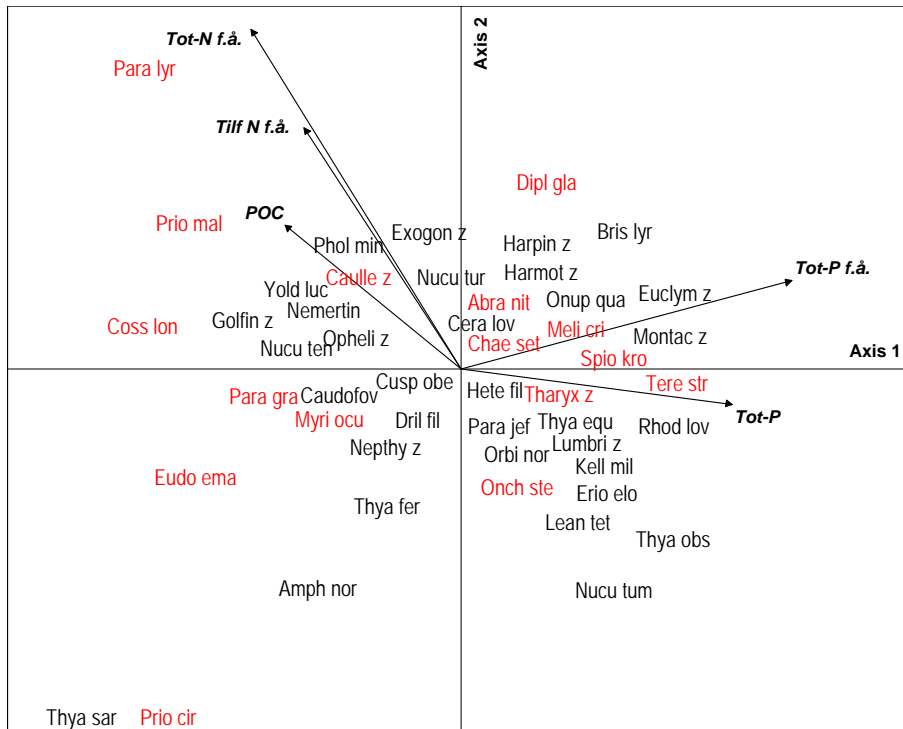
Analysen for dype stasjoner og fjordbassenger (st. A36, A46, B19, B35, C16, U34, V38, X35) er vist i Tabell 13 og Figur 64. Kovariabelen fanger opp 34 % av variansen i biologidataene, mens de 'variable' miljøfaktorene kan forklare 10 % av totalvariasjonen i dataene. Mer enn 50 % av totalvariansen er uforklart. Dette vil omfatte både tilfeldig variasjon i faunaen ('støy') og eventuell systematisk variasjon som ikke korrelerer med faktorene i analysen.

Resultatene viser at faktorene for nitrogen og fosfor i vannmassene, tidstrend, suspendert materiale, tilførsler fra land av organisk materiale og temperatur som best kan relateres til biologisk variasjon (Tabell 13). Det er bemerkelsesverdig mange tidsforskjøvne faktorer som viser positiv korrelasjon. Dette stemmer med forventet utslag i og med at faunaen normalt vil respondere etter noen tid. Responsene er imidlertid svake. Ved utvelgelsesprosedyren er det næringssalter og suspendert karbon som utgjør den beste kombinasjonen av enkeltfaktorer. Andre faktorer er enten korrelert med disse eller av liten betydning.

Fra denne analysen er bare artsplottet med de kvantitativt viktigste artene vist (Figur 64). Hovedmønsteret i plottet er nokså likt det som ble funnet for de grunnere stasjonene (Figur 63 B). Arter til høyre i plottet kan tolkes som samvarierende med fosfor, og var mest tallrike i årene 1991-93, mens arter til venstre kan tolkes som tiltagende i perioden. Arter som ligger oppover i plottet kan tolkes som positivt korrelert med nitrogen og var mest tallrike midt i perioden (1994-96). Fordelingen av arter som ernærer seg av overflatedetritus er nokså likt det som ble funnet for de grunnere stasjonene, men det er en overvekt ved høye verdier for nitrogen og partikulært karbon (dvs. oppover mot venstre i plottet). Også på de dype stasjonene er det bemerkelsesverdig få av artene som hadde hovedforekomst i årene med både lav fosfor og lav nitrogen (nedover til venstre).

Tabell 13. Variansoppdeling og 'forward selection' for miljøfaktorer på dype lokaliteter (A36, A46, B19, B35, C16, U34, V38, X35). De viktigste miljøfaktorene er vist i rangert rekkefølge. Beregninger som i Tabell 12 ovenfor.

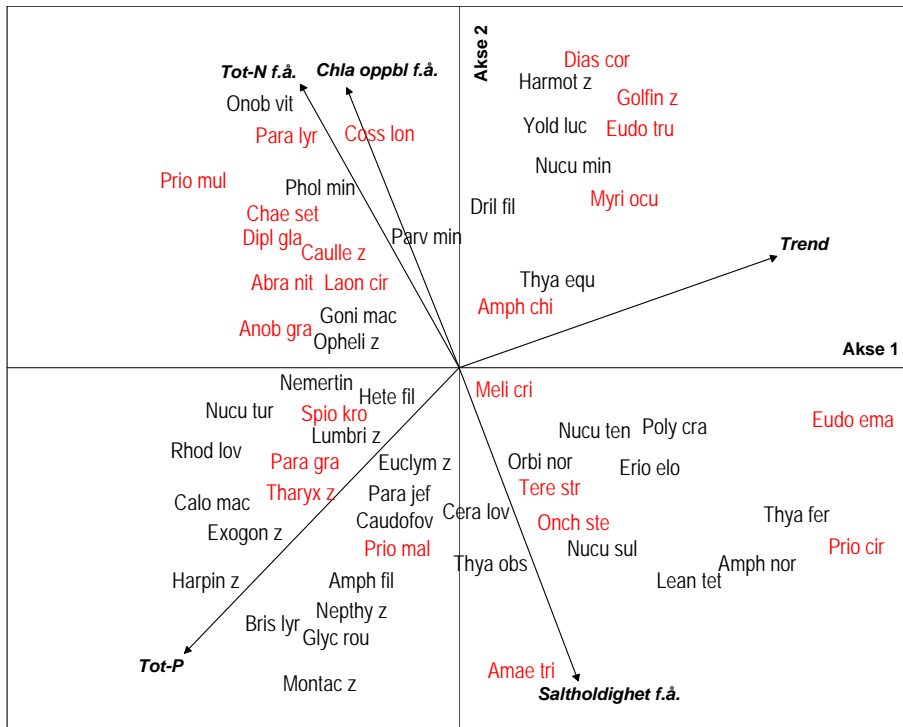
Varians (inertia)	Akse 1	Akse 2	Akse 3	Totalt (%)
CA				1.36 (100)
kovariable (lokaliteter)				0.46 (34)
CCA	0.05	0.03	0.03	0.13 (10)
'Forward selection' av faktorer	Enkeltvis	Utvalg nr	p-verdi	Bidrag i utvalg
Trend år, rekkefølge	0.4	-	-	-
Totalt nitrogen, gj.sn Skagerak, f.å.	0.4	1	<0.01	0.04
Totalt fosfor, gj.sn Skagerrak, f.å.	0.3	2	<0.01	0.03
Suspendert part. karbon, f.å.	0.3	-	-	-
Tilførsel organisk materiale, f.å.	0.3	-	-	-
Temperatur, maksimum	0.3	-	-	-
Tilførsel nitrogen, f.å.	0.3	4	<0.01	0.02
Totalt fosfor, gj.sn Skagerrak	0.3	5	0.01	0.02
Saltholdighet	0.3	-	-	-
1992	0.3	-	-	-
Saltholdighet, f.å.	0.3	-	-	-
1995	0.3	-	-	-
Tilførsel fosfor, f.å.	0.3	-	-	-
Susp. part. karbon	0.3	3	<0.01	0.02
Chlorophyll a, våroppbl. f.å.	0.3	-	-	-



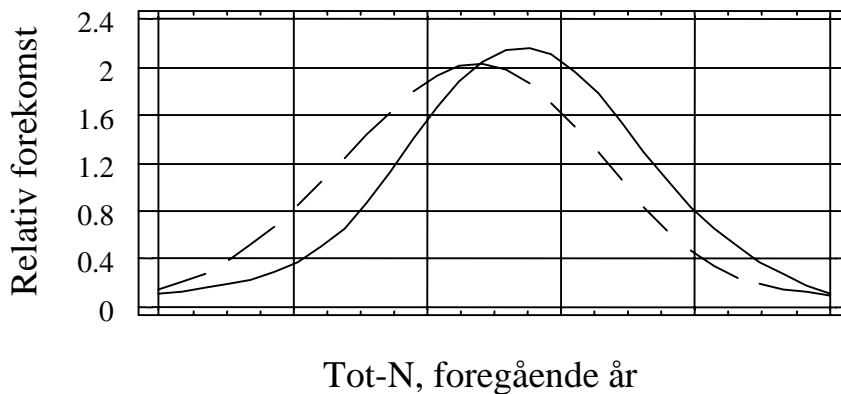
Figur 64. Plott av arter og miljøfaktorer i kanonisk korrespondanse-analyse (CCA) for dype lokaliteter (A36, A46, B19, B35, C16, U34, V38, X35). I analysen er lokalitet benyttet som kovariabel, denne fjerner 34 % av totalvariansen i biologidataene. Plottene illustrerer 8% av totalvariansen i biologidataene og 56% av variansen som kan forklares ved miljøfaktorene. Arter som ernærer seg på overflatedetritus og som kan forventes å vise respons på sedimentert organisk materiale er vist i rødt.

Analysen for stasjoner ved Grimstad og Arendal (st. B05, B10, B19, B20, B35) er vist i Figur 65. Kovariabelen fanger opp 52% av variansen i biologidataene, mens de 'variable' miljøfaktorene kan forklare 10 % av totalvariasjonen i dataene. Også i denne analysen er det variabelene for nitrogen og fosfor i vannmassene og tidstrend som best kan relateres til biologisk variasjon. Dessuten er det respons for våroppblomstring av alger og saltholdighet året før, men ingen av disse gir markerte utslag. I plottet er det oppover på akse 2 en tydelig tendens til overvekt av arter som ernærer seg på overflatedetritus, dvs at mange har hatt størst individrikhet i år som følger etter år med høyt nitrogeninnhold og høy våroppblomstring.

Med utgangspunkt i dette analyseresultatet, er det foretatt en videre analyse av sammenhengen mellom nitrogen, algeoppblomstring og forekomst av overflatedetritus-arter. I disse utføres korrespondanseanalysen med bare en faktor av gangen, som har som resultat at artene kan rangeres etter hvor godt forekomsten samsvarer med faktoren (rangeres på basis av koordinatene på aksene). Figur 66 viser hvordan overflatedetritus-artene fordeler seg sammenlignet med resten av artene med hensyn på nitrogen. Forskjellen i fordeling, hvor overflatedetritus-artene er forskjøvet mot høyere nitrogenverdier, er statistisk signifikant når de to gruppene testes mot hverandre (Kolmogorov-Smirnov ensidig test). Med hensyn på våroppblomstring er det derimot liten forskjell mellom gruppene.



Figur 65. Plott av arter og miljøfaktorer i kanonisk korrespondanse-analyse (CCA) for lokaliteter ved Arendal og Grimstad (B05, B10, B19, B20, B35). I analysen er lokalitet benyttet som kovariabel, denne fjerner 52% av totalvariansen i biologidataene. Plottene illustrerer 5% av totalvariansen og 55% av variansen som kan forklares ved miljøfaktorene.



Figur 66. Utjevnet fordeling av arter som ernærer seg på overflatedetritus (heltrukket linje) og arter med andre ernæringsformer (stiplet linje) i forhold til nitrogen (tot-N) i vannmassene. Tot-N verdiene representerer gjennomsnittsverdier for året forut for da bunnprøvene ble tatt.

7.3.3 Vurderinger

Variasjoner gjennom tid i bløtbunnsfaunasamfunn i Skagerrak er vist i flere undersøkelser. Endringer i samfunnsstrukturen og økt tetthet og biomasse var tydelig fra slutten av 70-årene til begynnelsen av 80-årene (Austen & al. 1991; Josefson & al. 1993). Parallelt med, og forutgående for faunaendringene, var det økt avrenning fra land, og nitrogen og klorofyll a økte. Det ble antatt at faunaendringene var en respons på økt sedimentasjon av pelagisk produsert organisk materiale.

Tunberg & Nelson (1998) analyserte overvåkingsresultatene fra den svenske vestkysten for en lengre periode. De fant at det var et distinkt syklisk mønster på omtrentlig 7 til 8 år i faunatetthet og biomasse i perioden 1983-1994. Elvetilførsler fra vestlige Sverige var negativt korrelert med den Nordatlantiske Oscillasjon (NAO) indeks. Faunatetthet og biomasse var positivt korrelert med elvetilførslene. Forfatterne antydte at klimatiske variasjoner i regionen kunne være en mer basal årsaksfaktor for forstyrrelse av benthossamfunn enn eutrofiering.

Olsgard (1993) observerte en forbigående nedgang i mengden av bløtbunnsfauna som følge av oppblomstringen av den giftige algen *Chrysochromulina polylepis* i 1988. Muligens var de lave faunatetthetene som ble observert i de første årene av foreliggende undersøkelse (1990-1992) delvis forårsaket av *Chrysochromulina*.

Den maksimale faunatettheten rundt 1995 og økningen i 2000 (Figur 59) var sannsynligvis forårsaket av økt næringstilgang fra økt pelagisk produksjon. I 1994 og 1995, og i 1999, ble det observert forhøyede konsentrasjoner av nitrogen og partikulært organisk karbon og lavere salinitet, sannsynligvis forårsaket av høyere avrenning (Figur 56 til Figur 55). Variasjon i tilførslene av nitrogenrikt ferskvann kan ha vært en dominerende faktor. Etter den store flommen i Glomma i juni 1995 ble det påvist overflatevann med lavt saltinnhold langs hele norskekysten i Skagerrak (Danielssen & al. 1996). Under flommen i Tyskland i januar 1995 var det rekordhøy vannstand i Rhinen, som til og med overgikk den tredje verste flommen siden 1780, som fant sted i slutten av 1993 (Fink & al. 1996). Salinitetsobservasjonene fra det norske kystvannet i 1994 og 1995 viste klart påvirkningen av disse flommene.

Hvert år viste nitrogen og fosfor årlige maksima på ettervinteren, like før starten på planteplanktonets våroppblomstring. Høye nivåer av partikulært organisk karbon (POC) i vannmassene om sommeren falt sammen med høye nivåer av nitrogen foregående vinter. Det antas at de økte konsentrasjonene av nitrogen forårsaket en økning i biologisk produksjon, som ledet til høyere POC-nivåer. Nitrogen, POC og faunatetthet økte i perioder med stabilt eller synkende fosfornivå (Figur 53). Dette indikerer at samtidig økning i fosforkonsentrasjon ikke var en forutsetning for at organismene skulle kunne nyttiggjøre seg de ekstra mengdene av nitrogen.

Økningene i faunatetthet fulgte tett økningene i POC (Figur 59; Figur 55). Dette er forventet, etter som sedimenterende partikulært organisk materiale (plankton og planktonderivater) blir brukt som næring av den bentiske faunaen og leder til en økning i biomasse og individtetthet (Sibuet & al. 1989; Levin & al. 1991; Watts & al. 1992; Josefson & al. 1993; Widbom & Frithsen 1995; Josefson & Conley 1997). Økningen hadde derfor mye av samme karakter som mønsteret fra svenske farvann. Dette kan tyde på at større svingninger i individmengder, og kanskje også biomasse, i Skagerrak og Kattegatt primært har sammenheng med variasjoner i ferskvannsavrenning, som igjen er styrt av klimatiske variasjoner.

Tallbehandlingen i korrespondanseanalyser (CCA) muliggjør en mer direkte testing av relasjoner mellom arter, artsgrupper og forklaringsvariable enn enkle (univariate) korrelasjonsanalyser. I alle analysene er lokalitet benyttet som kovariabel for å fjerne forskjeller mellom lokalitetene. Analysene vil derfor søke ut relasjoner som er parallelle over stasjonene, men som ikke kommer til syne på grunn av forskjellene mellom lokalitetene. Beregningene viser at det opptrer, i alle fall på utvalg av lokaliteter, også forandringer for enkeltarter som kan korreleres med næringsalter. Relasjonene er nokså svake, men ble funnet å være signifikante for stasjoner i området ved Grimstad og Arendal. Det må imidlertid understrekes at analysene arbeider på korrelasjoner og ikke kan avklare mulige årsaks-sammenhenger.

Mulighetene i CCA til å beregne hvor mye faunavariasjon hver enkelt forklaringsvariabel kan forklare, alene eller i kombinasjon med andre, innebærer i realiteten en mulighet til å prøve ut variabelenes godhet. Dette omfatter to aspekter, dels om variabelen beskriver en viktig faktor for faunaen og dels om den er godt nok karakterisert. De svake relasjonene til næringsalter og andre vannmasseparametre (f.eks. temperatur, planktonproduksjon) kan skyldes at faktorene generelt ikke er godt nok karakterisert, dvs. ikke representerer godt nok hva faunaen 'opplever' og responderer på. I denne sammenheng kan det være verd å notere at den beste sammenhengen ble funnet for stasjoner i Grimstad-Arendalsområdet, hvor tilfanget av variable er best og de vannfysiske/-kjemiske variablene er målt nær ved der bunnfauna-prøvene er tatt. Det er grunn til å regne med at variablene er best karakterisert i dette området, og det kan ha betydning for at reelle mønstre fremtrer såvidt tydelig at de blir funnet å være signifikante.

7.4 Hardbunnssamfunn

*Det er påvist en statistisk signifikant samvariasjon mellom nitrogen- og fosforkonsentrasjoner i vannmassene og forekomst av makroalger. Ca. 30% av variasjonen i algesamfunnet kan forklares ut fra variasjonen i overflatenæringssaltene (0-30m). Imidlertid er det stor samvariasjon mellom mange økologisk viktige faktorer slik at eksakt betydning av nitrogen og fosfornivåene for tilstand og utvikling i hardbunnssamfunnene ikke kan tallfestes. Den naturlige variasjon i samfunn på sterkt bølgeeksponert klippekyst er stor, og dette kamuflerer også sammenhenger med næringssaltbelastning. Sterk tilvekst i antall arter og mengde av strukturerende viktige arter fram til 1994, tolkes først og fremst som en effekt etter oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988, hvor skader ble observert på et vidt spekter av organismer. Restitueringstiden etter oppblomstringen kan utfra resultatene anslås til 4-5 år.*

Vannkvaliteten i overflatevannet i Skagerrak har generelt vært god i hele perioden, som vist Tabell 7. Som forventet ut fra de hydrokjemiske forhold, er det heller ingen klar langtidsutvikling i hardbunnssamfunnenes artssammensetning. Men i perioden har det imidlertid vært store endringer i næringssaltkonsentrasjoner fra år til år, forårsaket av klimatiske variasjoner, og disse har hatt innvirkning på utviklingen i hardbunnssamfunnene. Med forbehold det redegjøres for under, viser en analyse at ca. 30% av variasjonen i algesamfunnene kan forklares ut fra variasjoner i næringssalter. Det betyr imidlertid ikke at næringssaltene er årsak til endringer i tilsvarende grad.

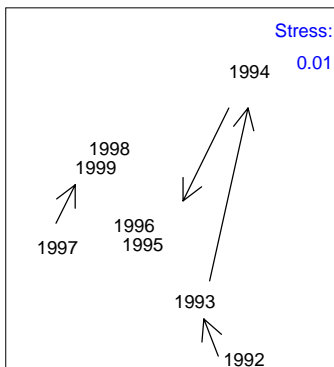
Det er mange miljøfaktorer som samvarierer (korrelerer) med næringssaltene, slik at det er vanskelig å si eksakt hvilken betydning nivåene av nitrogen og fosfor har for utvikling i disse samfunnene. Som beskrevet i kapittel 8.3 er det en geografisk gradient i materialet. Denne geografiske gradienten korrelerer med nitrogen som avtar langs med Skagerrakkysten fra øst mot vest og fosfor som øker fra øst mot vest (jfr kapittel 6.1). Men den geografiske gradienten er skapt av mange ulike forhold som temperatur, saltholdighet og bølgeeksponering. Totalfosfor-konsentrasjonene har avtatt svakt siden 1990, og dette er en trend som korrelerer med gjenvekst de første årene etter skadene som ble påført av *Chrysochromulina*-oppblomstringen i 1988. Siden det er flere faktorer som foreløpig ikke er tilstrekkelig beskrevet til å inngå i de matematiske analysene, som er årsak til en biogeografisk gradient og til en tidstrendutvikling, kan vi vanskelig skille virkninger av næringssalter fra andre årsaker.

Gjennom Kystovervåkingsprogrammet er det også vist at næringssaltene i kystvannet kommer i pulser og forårsaker store variasjoner i konsentrasjonene over kort tid. For eksempel i 1995 passerte en puls med næringsrikt vann fra Tyskebukta, norskekysten i løpet av ca. 14 dager (sannsynligvis noe kortere tid, jfr. kap. 5.3). Store vannbevegelser med hurtig passerende vannmasser og stor omrøring i bølgeeksponerte områder, gir hardbunnssamfunnene stor produksjonskapasitet gjennom næringspulser, samtidig som belastningen er for kort til å gi negative konsekvenser i de ytre kystområdene.

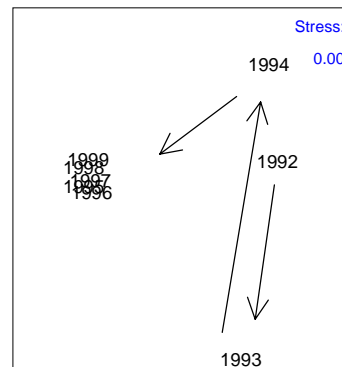
Konsekvensene av de langtransporterte forurensningene blir trolig først alvorlige for norske fjorder og skjærgårdsområder hvor vann av 'dårlig' kvalitet blir liggende i lengre tid og bidra til økt gjødsling og oksygenforbruk. Næringsrikt vann fra bl.a. Tyskebukta er observert i Oslofjorden så langt inn som til Drøbaksundet. I tillegg mottar mange av våre fjordbassenger lokale utslipp.

7.4.1 Utvikling over tid

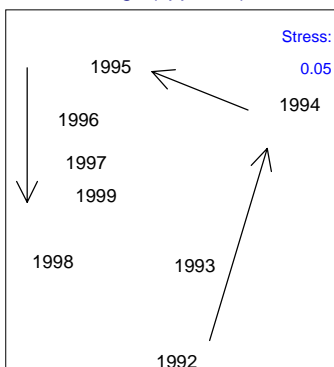
Region A and B (7 st.) 4-22m, 1992-1999
average (spp=176)



Region C (4 st.) 4-22m, 1992-1999
average (spp=157)



Region D (4 st.) 4-22m, 1992-1999
average (spp=169)



Figur 67. MDS-plott av beregnet likhet mellom årene 1992 til 1999 innen de tre regionene AB, C og D, basert på gjennomsnittlig forekomst i 4-22m dypet av alger og dyr. Merk at avstand mellom år ikke kan sammenliknes mellom plottene.

En tidsutviklingsanalyse basert på artssammensetning av alger og dyr, (Figur 67), viser store endringer i artssammensetning de første årene fram til 1995, mens samfunnene er relativt stabile fra 1995 til 1999. Det er sannsynlige at det klimatiske skillet og effekten av *Chrysocromulina*-oppblomstringen på slutten av 1980-tallet, er medvirkende årsaker til den observerte utviklingen i hardbunnsamfunnene i periodens første halvdel.

Som det har vært vist i kap. 4, 5 og 6.2 har det i 10-årsperioden vært store forskjeller mellom årene, med mye unormale vinder og milde vintre, i forhold til en '30-års normal', samt flom-episoder med tilførsel av store mengder næringssaltberiket vann. I henhold til Tabell 7 var det høyere næringssaltkonsentrasjoner de første årene, spesielt om vinteren, sammenliknet med siste halvdel av 10-årsperioden.

I Skagerrak-området (Region AB, jfr kap 8.3 mht. sammenslåing av A og B) viser figuren en markert tidsutvikling fra 1992 (nedre høyre hjørne i figuren) til 1994 (øvre høyre hjørne), hvoretter det er relativt liten variasjon mellom årene 1995 - 1999. Region C viser omtrent samme mønster med 1993 og 1994 som sterke avvikende, mens årene 1995-1999 er å betrakte som helt like. I region D er årene relativt spredt i plottet, men det skal imidlertid bemerkes at avstanden mellom punktene i plottet er relativ og ikke kan sammenliknes mellom de tre plottene. En figur over alle stasjonene viser at alle D observasjonene ligger samlet i forhold til region C og at det er størst spredning i region AB. Figuren for region D viser en utvikling i artssammensetning, men forskjellene er ikke store.

7.4.2 Utvikling i lys av næringsalter

Med forbehold det redegjøres for under, viser en CCA-analyse at ca. 30% av variasjonen i algesamfunnene kan forklares ut fra variasjoner i næringsalter. Erfaringsmessig er det en relativt god forklaringsprosent, spesielt når vannkvaliteten generelt har vært god og episoder med næringsaltsvingninger har vært kortvarige. Imidlertid betyr ikke dette at næringssaltene er årsak til endringer i tilsvarende grad.

I denne tilnærming til problematikken rundt en evaluering av næringsalters betydning for hardbunnsamfunnene, er det benyttet multivariatanalyser av typen "kanonisk korrespondanse-analyse" (CCA, se kap. 9.2.2 for nærmere beskrivelse) hvor næringsalter blant flere miljøvariable er matet inn som forklaringsvariable. Totalt er det lest inn 51 miljø-(forklarings-)variable, bestående av bl.a. av næringssaltkonsentrasjoner splittet i gjennomsnitt, max og min for kvartalsperioder, samt fysiske faktorer som stasjonens himmelretning og bunnens gjennomsnittlige helningsvinkel. Det biologiske datasettet besto av forekomst til 70 algearter (og artsgrupper) i A-, B- og C-regionene fra perioden 1991 til 1999. (Region D er ikke med pga. mangel av tilhørende hydrografistasjon på vestlandet. Tilsvarende er det ikke hydrografiske data fra 1989 som kan testes mot biologiske data for 1990.) De 4 stasjonene innen hver region er lest inn som parallelle observasjoner. Forekomst av makroalger ble valgt fordi det først og fremst er algene som primært vil respondere på variasjoner i næringsalter.

En analyse på denne bakgrunn viser at ca. 30 % av variasjonen i algesamfunnet kan forklares ut fra variasjoner i næringssaltkonsentrasjoner (Tabell 14). Sommerkonsentrasjoner av nitrogen (tot-N) og fosfor (tot-P) forklarer alene 20% av variasjonen i algenes forekomst.

Tabell 14. Variansoppdeling og 'forward selection' av miljøfaktorer knyttet til hardbunns-samfunn. Variasjon som skyldes forskjeller mellom lokaliteter (til sammen 22%), er tatt ut ved bruk av kovariable. Tabellen viser valgte forklaringsvariable og den variasjon i algesamfunnet de forklarer enkeltvis og tilsammen, gitt som % av total algevariasjon (etter utjevning mht. fysiske lokalitetssegenskaper). Valgte variable var statistisk signifikante. tot=total, N=nitrogen, P=fosfor, T=temperatur, S=saltholdighet, NO₃₊₂=nitrat+nitritt. Før utvalg ble de ulike forklaringsvariable testet for statistisk signifikans (p<0.01)

Kovariable (helning, himmelretning, bølgeeksponering) forklarer 22% av variasjonen Resterende variasjon til forklaring er satt til 100%						
Forklaringsvariabel	% forklart variasjon før selektering	% forklart variasjon etter 1. selektering	% forklart variasjon etter 2. selektering	% forklart variasjon etter 3. selektering	% forklart variasjon etter 4. selektering	% sam- menlagt forklart variasjon
tot N sommer	13.6	1.valg	—>	—>	—>	13.6
tot P sommer	13.6	6.8	2. valg	—>	—>	20.2
tot N vinter	12.5	6.0	5.5	4.9	4. valg	31.3
tot N høst	10.9	3.0	2.6	2.5	-	
gj.sn. T sommer	10.6	6.2	6.6	5.1	5.1	
gj.sn. S sommer	10.4	4.2	5.1	4.9	4.3	
tot P høst	9.8	7.2	5.8	1.9	2.8	
tot P vinter	8.3	6.8	6.2	3. valg	—>	26.6
NO ₃₊₂ sommer				5.1	5.3	
NO ₃₊₂ vår				6.2	6.4	
tot N vår				5.5	4.7	
NO ₃₊₂ vinter					5.3	
Sum						31.3

Med tillegg av vinterkonsentrasjoner økes forklaringsnivået med ca. 10% (6,2 + 4,9). I analysen er stasjonenes himmelretning, helningsgrad (bratt - langgrunt) og bølgeeksponering definert kovariable for stasjonene. Disse kovariablene 'fjerner' matematiske forskjeller mellom stasjonene mht. disse faktorene. Tilsammen fanget de opp 22% av variasjonen innen algesamfunnene.

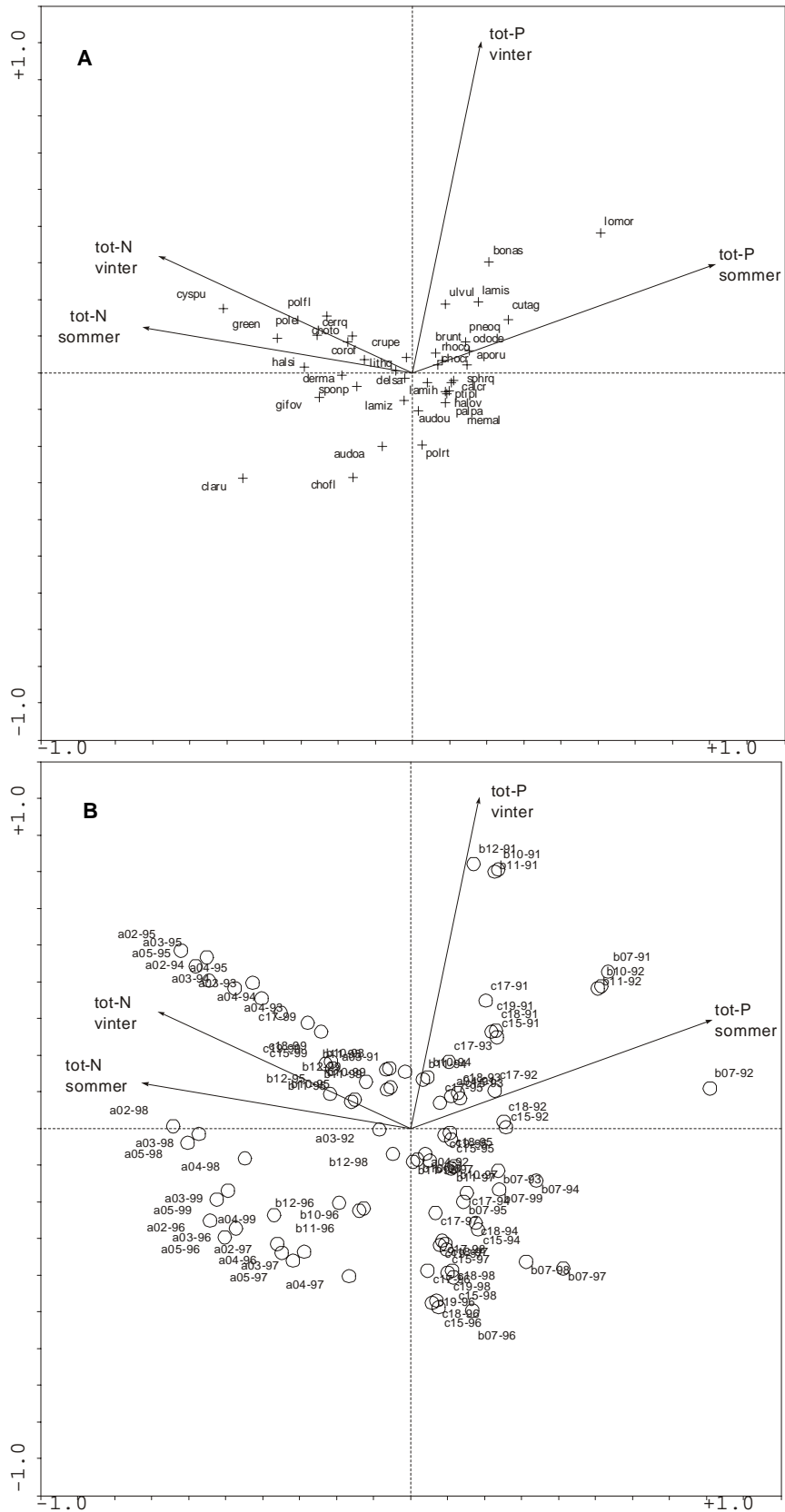
En fordeling av arter og stasjoner med hensyn til de 4 valgte næringssaltparametre, tot-N sommer og vinter, tot-P sommer og vinter, er vist i Figur 68. Resultatet av analysen visualisert i et to-dimensjonalt plott, faktorene (vist som piler) for nitrogen og fosfor i vannmassene står omtrent vinkelrett på hverandre, dvs de representerer to hovedfaktorer for utbredelse og forekomst av makroalger langs kysten. Sommerverdierne (dvs. konsentrasjoner foregående sommer) synes å gi høyest forklaring. Det kan tolkes som at god vekst gjennom en sommer, er i høy grad bestemmende for algevegetasjonen neste år. Vinterverdiene (dvs. desember-januar konsentrasjoner) for nitrogen trekker i stor grad i samme retning som sommerverdierne, mens vinterverdier av fosfor har stor innflytelse på algesamfunnenes sammensetning.

I Figur 68 A er de kvantitativt (forekomst) viktigste og ca. halvparten alle algeartene vist. Arter i øvre høyre kvadrant i plottet kan tolkes som avtagende i perioden (samvarierer med avtagende fosfortrend) eller arter med økt forekomst på sørvestlandet (økende fosforgradient mot vest). Typiske arter er *Lomentaria orchadensis* (lomor), *Bonnemaisonia asparagoides* (bonas), *Cutleria-Aglazonia*-stadiet (cutag), *Phneophyllum*-gruppen (pneog), *Laminaria saccharina* (lamis) og *Odonthalia dentata* (odode). Motsatt er *Cladophora rupestris* (claru) og *Chordaria flagelliformis* (chofl). Arter i øvre venstre kvadrat har en positiv respons på høye nitrogenverdier. Dette samvarierer med økende nitrogenkonsentrasjoner mot øst). Typiske arter er *Cystoclonium purpureum* (cyspu), diverse grønnalger (green), *Polysiphonia fucoides* (polfi), *P. elongata* (polel), *Halidrys siliquosa* (halsi), *Cladophora rupestris* (claru), *Ceramium rubrum* (cerrq) og *Chorda tomentosum* (choto).

Ved å sammenligne med Figur 68 B hvor stasjon og år er plottet inn i henhold til vektorenes fordeling av arter, kommer det fram at øvre høyre kvadrant (høye fosforverdier) er dominert av 1991-1992 observasjoner i B-området (Sørlandet), mens motsatt side (nedre venstre hjørne, lave fosforkonsentrasjoner) er dominert av 1996-98 observasjoner og vesentlig fra A-området (ytre Oslofjord). Det er viktig å understreke at analysen illustrerer korrelasjoner og det er klart samvariasjon med svakt avtagende fosforkonsentrasjoner over tidsperioden og avtagende konsentrasjoner mot øst (A-området).

Øvre venstre kvadrat er dominert av 1994-95 observasjoner fra A-området. Det er flomårene med høye næringssaltkonsentrasjoner, spesielt vinterkonsentrasjoner.

Ut fra dette er det klare indikasjoner på virkninger av næringssalter på makroalgesamfunnene. Studier på B-regionen (hvor den geografiske gradienten er tatt bort) viser sterk korrelasjon mellom algesamfunnets utvikling og vinterkonsentrasjonene av tot-P og PO₄ og mindre korrelasjon med nitrogenkonsentrasjoner. Men det er også mange andre viktige faktorer som f.eks. salinitet og temperatur. Sammenhengene er ennå ikke godt nok forstått til presentasjon av disse resultatene, og materialet vil bli studert nærmere i de kommende årene.



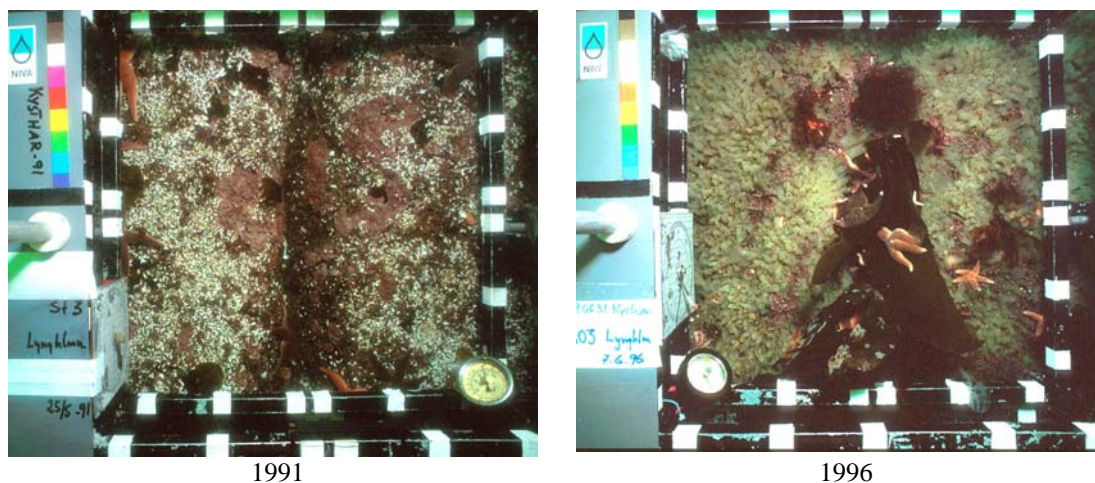
Figur 68. CCA-plott med valgte forklaringsvariable: sommer hhv. vinterkonsentrasjon av totalfosfor og total nitrogen. Arters fordeling (A) med disse forklaringsvariable er merket med + og en artskode (jfr. teksten), mens prøvene (B) er merket med sirkel og stasjon-år kode.

En fauna-respons omkring flomepisoden i 1994-95, samt en geografisk øst-vest gradient langs Skagerrakkysten, bekreftes også gjennom stereofotoanalysene. Men i flora/fauna-analysene av fotostasjonene ble det ikke sporet endringer som korrelerte med den nedadgående trend i fosforkonsentrasjoner i vannmassene i Skagerrak. Generelt var imidlertid konsentrasjonene av næringssalter i kystfarvannet i sør-Norge lave, i klasse I eller II i henhold til SFTs klassifiseringssystem (se kap. 7.1) og moderate endringer i næringssaltbelastning blir sannsynligvis overskygget av episodiske påvirkninger fra for eksempel flomsituasjoner eller ved endringer i temperaturforhold. Disse forhold gjør at en bekreftelse av en eventuell sammenheng mellom endringer i biologiske samfunn og trender i næringssaltbelastning vil ta lenger tid enn undersøkelsesperioden. Imidlertid kan forekomsten av enkelte arter, eller andre faktorer som f.eks. store mengder detritus, være indirekte tegn på næringssaltpåvirkning.

Flomvann fører ikke bare til lavere saltholdighet, men kan også øke næringssaltinnholdet i overflatelaget. Dette fører gjerne med seg en større produksjon av både pelagiske og fastsittende alger.

Flommen i 1994 og 1995 var stor, spesielt på kontinentet, og vann fra Tyskebukta kunne spores til den norske Skagerakkysten (jfr. kap. 5). I juni 1995 var avrenningen fra Glomma 3500m³/s, det høyeste målt i undersøkelsesperioden. Munningen av Glomma ligger bare 40km fra stereostasjon A3. Flomvannet kunne spores helt til Utsira som ligger mellom stasjon C18 og D27 (Danielssen *et al.* 1996). Saliniteten i overflatelaget i Skagerrak i juni 1995 var den laveste juni-verdi som er målt siden 1958 (Danielssen *et al.* 1996). Flomvannet hadde høyt innhold av nitrogen og fosfor og var sannsynligvis årsak til den høye algeproduksjonen i vannet (Danielssen *et al.* 1996).

I 1995 ble stasjon A3 fotografert før flomvannet nådde stasjonen. Samfunnsstrukturen dette året var heller ikke særlig forskjellig fra de tidligere årene. 1996 skilte seg derimot ut fra de øvrige år, både på 11 og 17m dyp, og dette kan skyldes påvirkning fra flommen året før. Hovedgrunnen til forskjellen i 1996 var store forekomster av det opportunistiske sekkedyret *Ciona intestinalis* (Figur 69). Denne arten trives i vann med høyt organisk innhold (Naranjo *et al.* 1996) og den dominerte på A3 - 11m hvor den dekket 84% av bunnen, -den høyeste dekningsgrad som ble målt for *Ciona* i undersøkelsesperioden. Nest høyest dekningsgrad av *Ciona* på A3 var 16%. Det samme sekkedyr dekket så mye som 48% på C18 - 17m i Listaområdet i 1996, noe som også kan være et resultat av flomvannet. Høy forekomst av slike



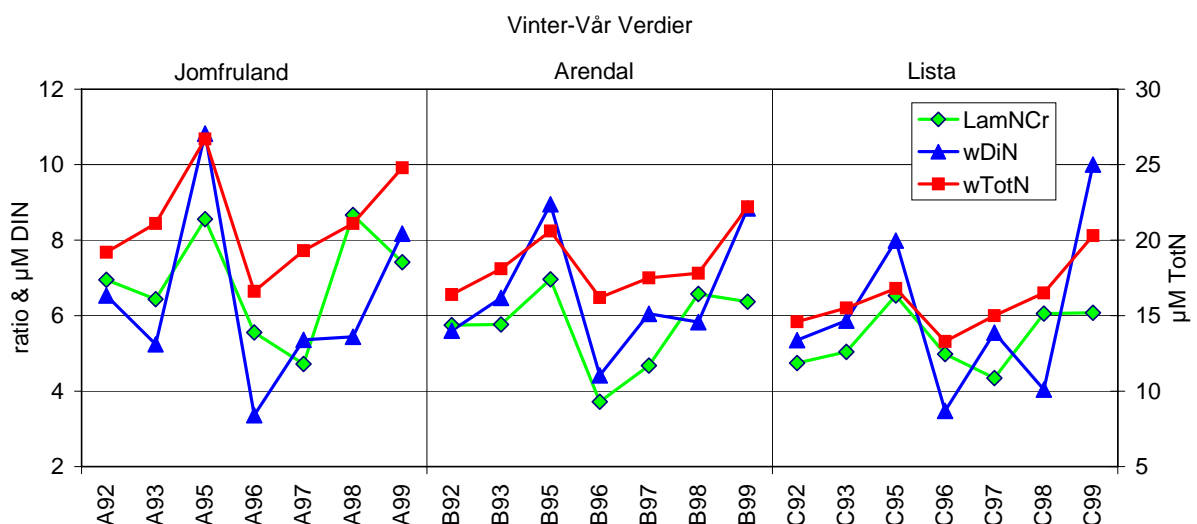
Figur 69 En prøveflate (0.25m²) på A3-11m som viser dominans av trekantmark Pomatoceros triquetrum i 1991 og dominans av sekkedyret *Ciona intestinalis* i 1996.

sekkedyr kan kvele underliggende mindre organismer (Marlin 2001) og hindre nedslag av frittsvømmende larver på primærsubstratet. *Ciona* er også tolerant i forhold til brakkvann, og kan leve i vann med saltholdighet helt nede i 11 (Millar 1971).

Forekomsten av den ikke-levende kategorien "detritus" var betydelig på enkelte stasjoner. Detritus er en samlebetegnelse på det som i hovedsak er rester av organismer og dermed en indikasjon på produksjon. Detritus kan for eksempel ha sunket ned fra vannmassene eller være rester/avfall fra organismer knyttet til bunnen. På 17m dyp på A3 dekket detritus minst 21% av prøveflatene ved enhver prøvetaking, mer enn på noen av de andre stasjonene. Dette kan skyldes stasjonens eksponering for vann fra Glomma, men også tilførselen av næringsrikt vann fra kontinentet som gir grunnlag for forhøyet produksjon. I 1996 dekket detritus 59% på A3 - 17m, sammenlignet med 21-29% i 1997-1999. Dette kan tyde på å være en effekt fra flommen året før. Mer vannbevegelse på den grunnere stasjonen (11m) kan ha hindret at detritus ble liggende der.

7.4.3 Virkning av næringssalter på tarens NP-innhold

Det ble funnet en signifikant sammenheng ($p < 0.001$) mellom konsentrasjonen av nitrogen i stortarebladet og gjennomsnittlig nitrogenkonsentrasjonene i sjøvannet, beregnet over siste 6 måneder før prøvetaking (Figur 70). Nitrogenkonsentrasjonen i sjøvannet var høy i 1995 og 1999 (både tot-N og DIN) og lav i 1996. Tilsvarende ble det funnet en samvariasjon med nitrogenkonsentrasjonen beregnet som nitrogen/karbon-ratio, i bladet av stortare. Analysen viser en signifikant ($p < 0,001$) lineær regresjon mellom N/C i bladet og totN i vannet ($LamNCr = 0.58 + 0.29 * wTotN$; Korrelasjonskoeffisient = 0,76; $R^2 = 57,8\%$; Std Err = 0,86). Konsentrasjonen av fosfor i bladet viste ingen sammenheng med fosfor i sjøvannet. Dette betyr at nivåer av nitrogen i lamina faktisk kan brukes for å belyse nitrogenbelastningen i et område. Resultatet viser også at nitrogenbelastningen (konsentrasjonen) avtar fra ytre Oslofjord til sørvestlandet og at årlige svingninger er størst i ytre Oslofjord-området.



Figur 70. Nitrogen/karbon-ratio (gjennomsnitt av 4 stasjoner i hver region: A, B og C) i lamina av stortare (LamNCr, ruter) plottet sammen med vinterkonsentrasjoner av DIN ($wDIN = NO_3 + NO_2 + NH_4$) og tot-N ($wTotN$) i sjøvannet (gjennomsnitt desember-mai, 0-10m dyp) i tidsperioden 1992-1999.

7.4.4 Tilstand

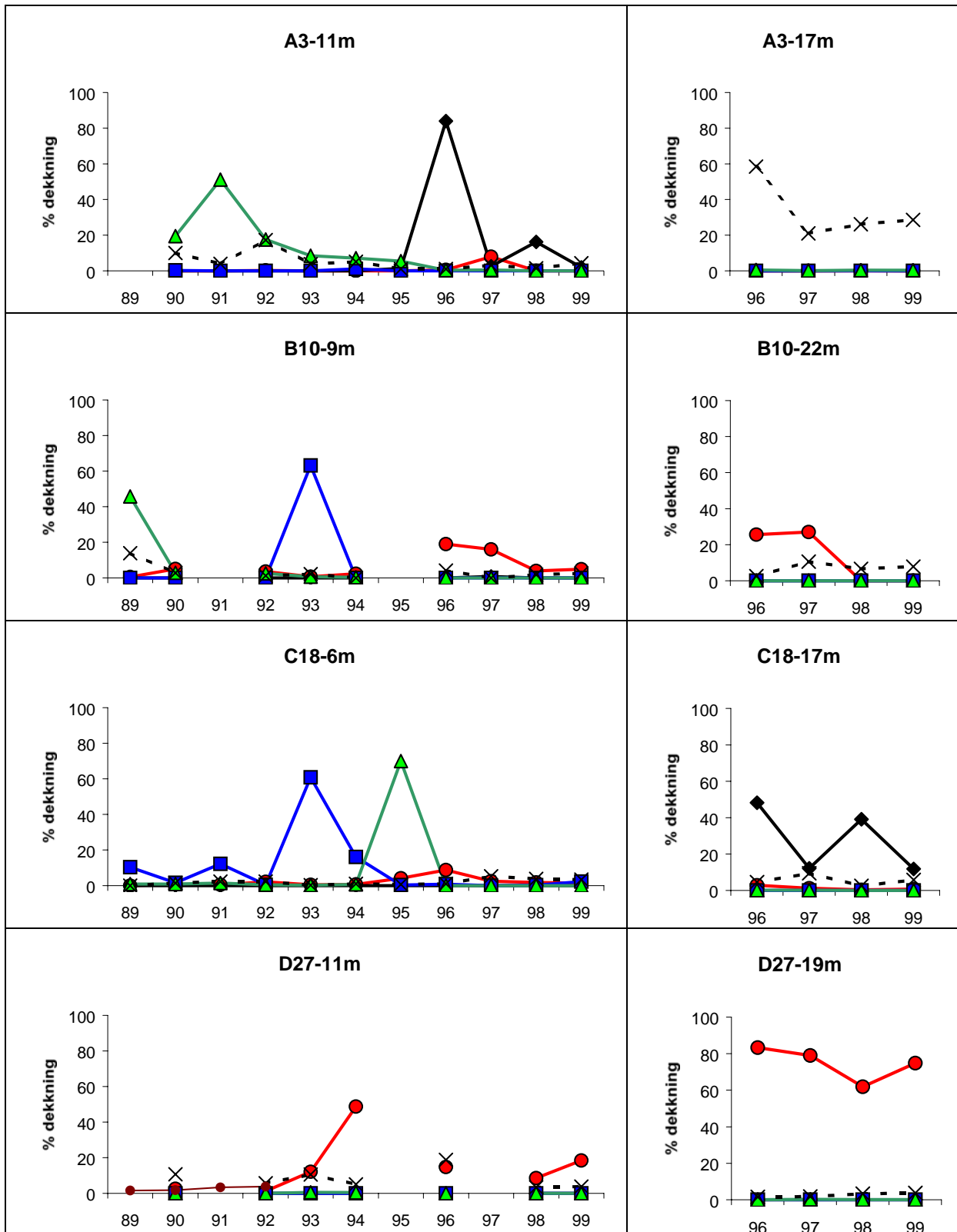
Det eksisterer ingen kvalitetskriterier for tilstand på hardbunn, slik som det gjør for f.eks. bløtbunnsamfunn. Utfra en skjønnsmessig erfaring og sammenligning med andre områder kan tilstanden imidlertid betegnes som generelt god, men med klare geografiske forskjeller i samfunnsstruktur (se kap. 8.3). Man kan ikke se bort fra at påvirkningen fra Glomma og vann fra kontinentet reduserer den økologiske tilstanden i det østlige Skagerrak og at de geografiske forskjeller delvis kan skyldes dette. Det er et problem at det foreligger få systematiske serier med hardbunnsdata fra perioden før kystovervåkingsprogrammet startet, og dermed et svakt sammenligningsgrunnlag for våre data. En viktig del av kystovervåkingen vil være nettopp å skaffe tilveie gode tidsserier med data som sammenligningsgrunnlag for fremtidige undersøkelser.

Tilstanden i hardbunnsamfunnene undersøkt på den ytre kysten av Sør-Norge fra Larvik (Svenner fyr) til Fedje, karakteriseres som god. Lokalitetene i ytre Oslofjord er artsfattige og framviser stor variasjon fra år til år som indikerer at de er sterkt influert av miljøforholdene.

De biologiske samfunnene på stereostasjonene A3, B10, C18 og D27 var forskjellige fra hverandre både på de grunne og dype stasjonene. Forskjellene var statistisk signifikante. Gjennom undersøkelsesperioden endret artssammensetningen seg på samtlige lokaliteter, men inget felles endringsmønster for lokalitetene kunne påvises. Som nevnt var det heller ingen klar trend i de endringer en kunne observere på hver av lokalitetene og en kan derfor ikke si at samfunnene "utviklet seg" i en bestemt retning.

De endringer som ble observert over tid skyldes hovedsakelig store svingninger i mengde detritus som dekket bunnen, eller i forekomsten av noen få arter. De fleste av disse artene har såkalte opportunistiske egenskaper, dvs. evnen til å raskt kolonisere substrat, vokse og formere seg. Forstyrrelser som for eksempel flom eller endringer i temperaturforhold kan favorisere opportunistiske arter i forhold til andre organismer. Endringer i artssammensetning som muligens kan knyttes opp mot slike hendelser ble observert på stasjonene A3, B10 og C18. Variasjon i mengde detritus og sekkedyret *Ciona intestinalis* i forhold til flompåvirkning ble diskutert i kapittelet ovenfor. Foruten *Ciona*, så har også trekantmark *Pomatoceros triqueter*, blåskjell *Mytilus edulis*, og rødalgen *Bonnemaisonia hamifera* opportunistiske trekk, og de har variert mye gjennom undersøkelsesperioden (Figur 71).

I forkant av oppstarten av kystovervåkingsprogrammet var det en omfattende oppblomstring av planktonalgen *Chrysocromulina polylepis* i 1988 (Bokn *et al.* 1990). Denne flagellaten drepte og skadet både alger og dyr i et område fra den svenske vestkyst og opp til Bømlo på norskekysten. Det ble forventet at sen-effekter fra skadene ville bli registrert i de første årene av kystovervåkingen. I 1989, ett år etter algeoppblomstringen, var det store forekomster av trekantmarken *Pomatoceros triqueter* på B10-9m. Det samme var det på A3-11m i 1990-92 (Figur 71). Denne stasjonen ble ikke undersøkt i 1989. Trekantmarken hører til klassen manglebørstemark og eksperimenter har vist at den etablerer seg og vokser raskt når den har tilgang på egnet substrat (Bakke *et al.* 1992).



Figur 71. Forekomst av fire arter med opportunistiske trekk: rødalgen *Bonnemaisonia hamifera* (sirkler), sekkedyr *Ciona intestinalis* (diamant), blåskjell *Mytilus edulis* (firekant) og trekantmark *Pomatoceros triquetter* (trekant), og detritus (X) fra de grunne og dype stasjoner fra fire lokaliteter.

Lokaliteten på C18 var også påvirket av den toksiske *Chrysocromulina*-oppblomstringen. C18 ble første gang fotografert i 1989 og små blåskjell (<10mm) dekket da 10% av bunnen. Ved å drepe etablerte dyr og alger på stasjonen, og dermed skape ledig plass på bunnen, kan algeoppblomstringen ha favorisert nedslag av blåskjell. Imidlertid kan forekomsten av blåskjell variere mye uten at det kan kobles til en slik forstyrrelse, som for eksempel i 1993 da blåskjell dekket over 60% av bunnen på de grunne stasjonene på både B10 og C18.

På begge B10 stasjonene (9 og 22m) var det relativt store forekomster av den opportunistiske rødalgen *Bonnemaisonia hamifera* i 1996 og 1997. De øvrige år var algen langt mindre utbredt eller helt fraværende. *B. hamifera* vokser raskt og skiller ut stoffer som hindrer at den beites ned (JNCC 2001). Den er en innvandrer fra Stillehavet og ble første gang funnet i norske farvann i begynnelsen av forrige århundrede. I dag skal dette være en vanlig alge langs store deler av vår kyst (Rueness 1977), men den ble, bortsett fra nevnte funn på B10, bare funnet i store forekomster på vestlandslokaliteten (D27).

8. Det biologiske mangfoldet på Skagerrakkysten

8.1 Planktonsamfunn

Planteplanktonforekomstene består av mange forskjellige arter tilhørende mange ulike algeklasser. I tillegg til standard celletelling og klorofyll *a* målinger, er det også beregnet biomasse. De ulike artenes bidrag til algebiomassen er svært avhengig av algenes størrelse, slik at lave celletall ikke nødvendigvis er ensbetydende med liten algebiomasse og motsatt.

Med hensyn på cellekarbon har den mest framtrædende algeklassen på stasjon Arendal 2 i Skagerrak på 1990-tallet vært dinoflagellater. Deretter kommer gruppen nakne flagellater. Kiselalger bidrar mest til algebiomassen om våren, men totalt sett over året betyr de mindre enn både dinoflagellater og flagellater. Unntaket var 1994 da den spesielt kraftige våroppblomstringen med kiselalgen *Lauderia annulata* fant sted.

Overvåkingen har vist at det er en betydelig variasjon i hvilke kiselalgearter som dominerer våroppblomstringene de ulike årene. Den totale algebiomassen i form av algekarbon integrert over året viser også store variasjoner fra år til år.

Dyreplanktonet lever i stor grad av planteplankton og er selv mat for fisk. Gjennomsnittlig dyrebiomasse varierte fra 0,68 – 1,10 g/m² tørrvekt. *Calanus sp.* var særlig tallrik gjennom våren 1996, etter en kald vinter med den mest "normale" våroppblomstringen av kiselalger på 1990-tallet. De vanligste artene var små calanoide kopepoder som *Pseudocalanus sp./Paracalanus sp.*, *Temora sp.*, *Acartia sp.* og *Centropages sp.*

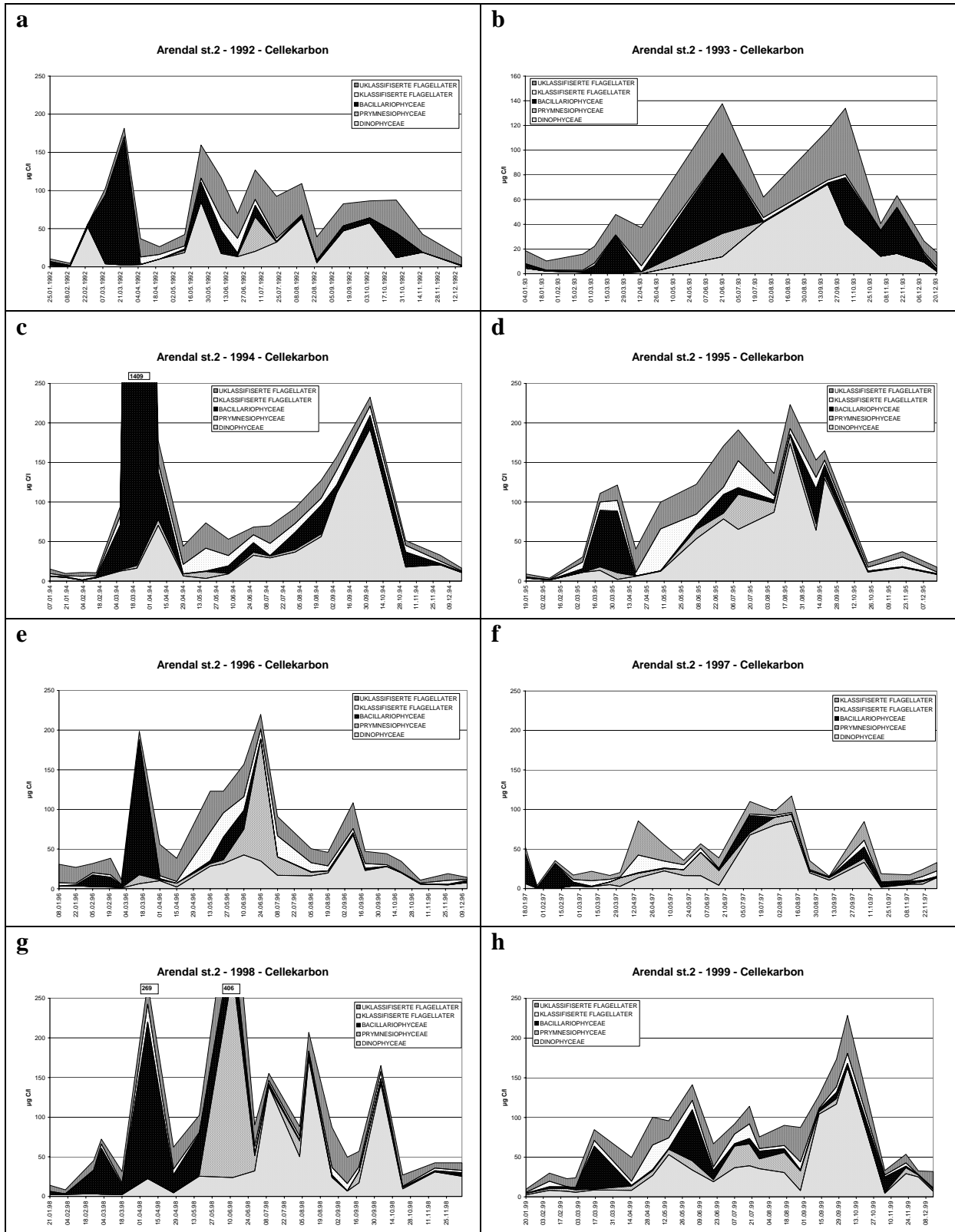
8.1.1 Planteplankton

Skagerrak er et sjøområde med en komplisert hydrografi hvor mange ulike typer av vannmasser strømmer gjennom og kan prege de øvre vannlag i kortere eller lengre tid. Det betyr at mengde og sammensetning av planteplankton langs kysten av Skagerrak kan variere mye og hurtig og endringene er i stor grad knyttet til skifte i de hydrografiske forhold.

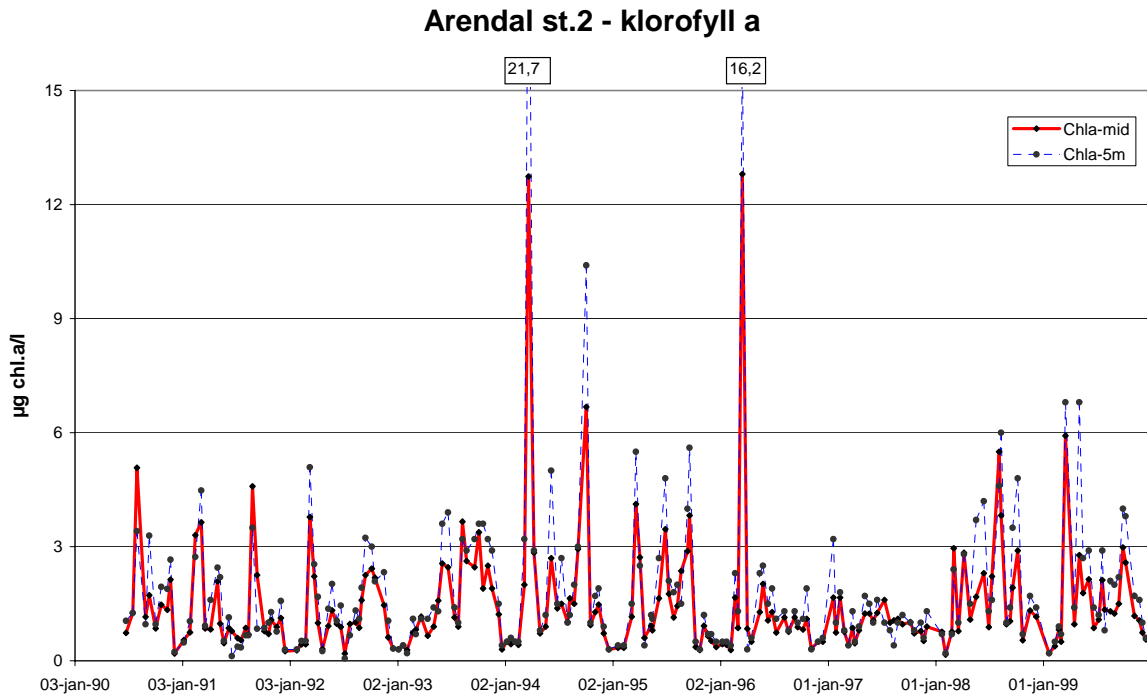
Normalt forekommer det en våroppblomstring av kiselalger i februar-mars, en ny blomstring i mai-juni som kan bestå av ulike algeklasser og en sensommer-høstoppblomstring av store dinoflagellater (eksempelvis 1996 og 1999, se Figur 72 e og h).

Våroppblomstringen domineres alltid av kiselalger, men hvilke arter som dominerer varierer fra år til år. Vanlige blomstringsarter om våren har i overvåkingsperioden vært *Chaetoceros debilis*, *Chaetoceros socialis*, *Skeletonema costatum* og *Thalassiosira* spp. Spesielt må imidlertid våren 1994 og 1998 nevnes. I 1994 ble den eneste blomstringen av *Lauderia annulata* i 1990-årene registrert, og denne ga opphav til svært høye verdier både for klorofyll-*a* og beregnet cellekarbon (Figur 73). I 1998 forekom en langvarig blomstring av den svært store kiselalgen *Guinardia flaccida*. Også våren etter forekom denne algen i relativt høy konsentrasjon, men da kun i en kort periode.

I løpet av 1990-tallet har resultatene fra kystovervåkingen vist at kiselalgenes våroppblomstring på Skagerrakkysten kan variere mye både med hensyn til når den kommer, hvor kraftig den blir og hvor lenge den varer (Figur 72 a-h).



Figur 72. Beregnet cellekarbon ($\mu\text{g/l}$) for Arendal st. 2 fra 1992 til 1999.



Figur 73. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) fra 0-30 meter (midlede verdier) for perioden 1990-99.

Den andre algetoppen som vanligvis kommer i mai-juni i forbindelse med vårflommen i de store elvene, er ofte en blanding av ulike algeklasser (jfr. Figur 72 e). Hvilke kiselalger som forekommer på denne årstiden, er svært varierende, men vanlig forekommende arter er *Dactylosolen fragilissimus*, *Leptocylindrus danicus*, *Proboscia alata* og *Skeletonema costatum*. Dinoflagellatene domineres ofte av *Heterocapsa rotundatum* og nakne dinoflagellater. Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* starter ofte sin blomstring på denne tiden og blomstringen kan vare helt ut august. I denne perioden observeres det ofte grønn til turkis sjø som følge av høye konsentrasjoner av denne algen.

Høstoppblomstringer av store dinoflagellater kan i løpet av høsten overgå kiselalgens vår-oppblomstring i form av algebiomasse beregnet som cellerkarbon og målt som klorofyll-a. De mest markerte høstoppblomstringene på 1990-tallet var i 1994, 1995, 1998 og 1999 på grunn betydelige forekomster av slekten *Ceratium* og *Gyrodinium aureolum* (nytt navn *Karenia mikimotoi*). De artene av slekten *Ceratium* som har vært mest framtrædende, har vært *C. furca* og *C. fusus*. *Gyrodinium aureolum* som første gang ble påvist i Europa i 1966 da den forårsaket brun sjø og fiskedød langs kysten av Skagerrak, har sin hovedsesong i august-oktober.

De høyeste konsentrasjonene har i overvåkingsperioden vært registrert i 1994, 1998 og 1999. Dinoflagellatslekten *Dinophysis* spp., som kan inneholde diare-givende gifter som opphopes i skjell, har forekommet i varierende grad de ulike årene på overvåkingsstasjonen Arendal 2. *D. acuminata* og *D. norvegica* har forekommet i størst antall med årene 1993, 1995, 1997 og 1999 som felles blomstringsår, mens i 1992 var det kun *D. norvegica* som blomstret. *D. acuta* som antas å være den mest potente giftprodusenten, ble registrert i høyest konsentrasjon i 1993 – det samme året som det lokalt flere steder på Sørlandet ble registrert rødlig sjø som følge av *Dinophysis*-blomstring. Felles for alle *Dinophysis*-blomstringene er at maksimumskonsentrasjonene har vært registrert i juni-juli.

8.1.2 Zooplankton

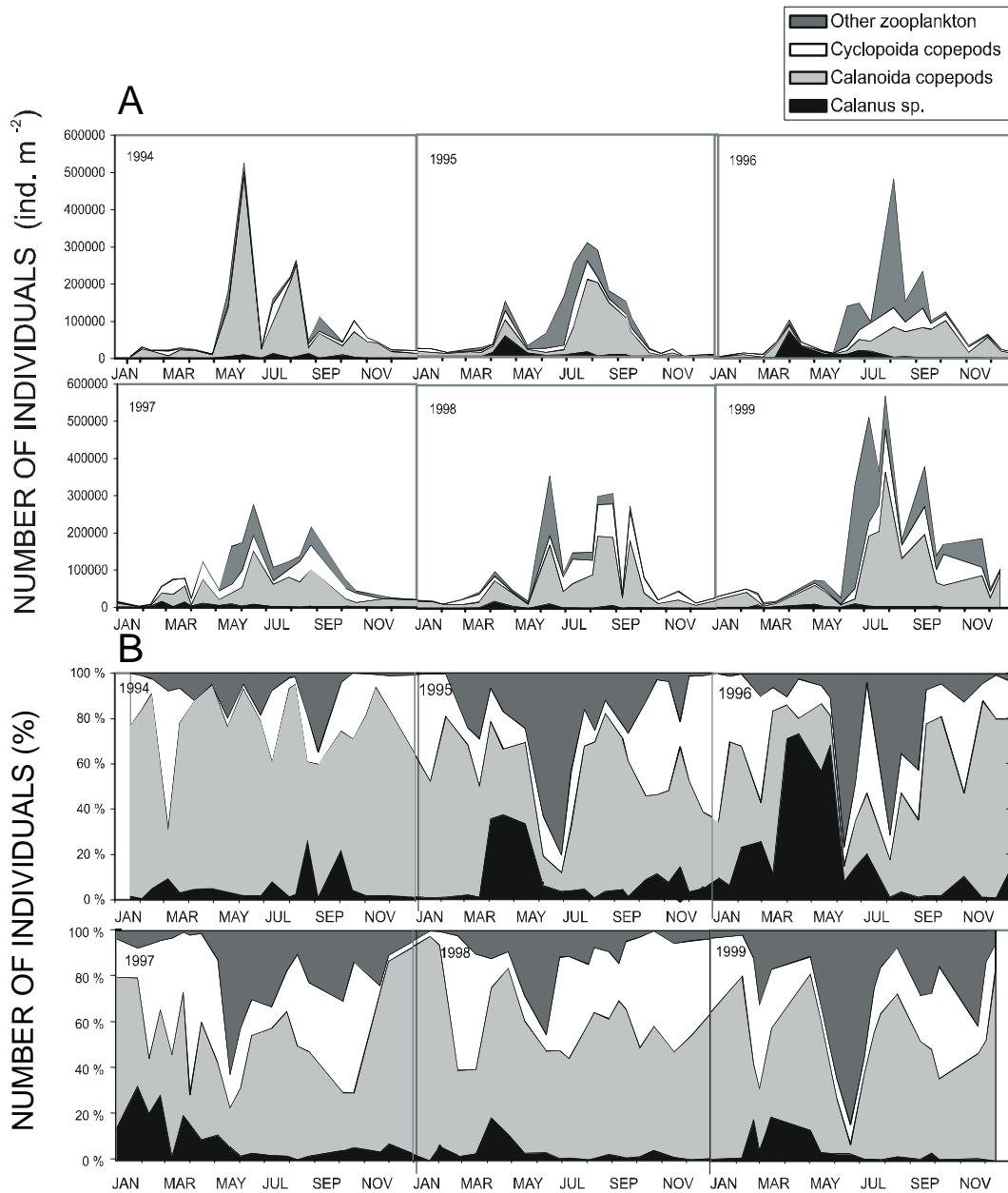
Dyreplankton lever i stor grad av planteplankton og er selv mat for fisk. Forekomsten i de øvre 50 m på stasjon 2 utenfor Arendal har vært overvåket siden 1994 ca. hver 14. dag. Resultatene viser variasjoner i mengde og artssammensetning over tid. Gjennomsnittlig dyre biomasse (g/m^2 tørrvekt) for årene 1994 til 1999 varierte fra 0,68 – 1,10 g/m^2 (Tabell 15).

Calanus sp., som er kjent som god mat for fisk, var særlig tallrik gjennom våren 1996, etter at vi hadde den kaldeste vinteren og den mest "normale" våroppblomstringen av kiselalger på 1990-tallet. Andelen *Calanus* sp. varierte fra 2 til 7% i alle år, bortsett fra 1996 hvor andelen var 12%. Gruppen med små calanoide kopepoder varierte fra 43 til 79% i alle år bortsett fra i 1996 hvor andelen utgjorde bare 34%. Gruppen cyclopoide kopepoder varierte fra 10% til 27% med maksimum i 1997/1998. De vanligste artene av små calanoide kopepoder var *Pseudocalanus* sp./ *Paracalanus* sp., *Temora* sp., *Acartia* sp. og *Centropages* sp. Cyclopoide kopepoder inneholdt for det meste *Oithona* sp. unntatt i noen tilfeller *Oncaea* sp. De små calanoide- og cyclopoide kopepodene var tilstede hele året med største forekomster i juni-september. Gruppen "annet dyreplankton" bestod for det meste av *Cladocera*, sneglelarver, *Echinoderm* larver og *Cirriped* larver som dominerte til forskjellige tider gjennom året og utgjorde fra 7% i 1994 til 38% i 1996. (Figur 74, Tabell 15)

På sikt vil overvåkingen generere data over forekomster av dyreplankton som kan relateres til både algeforekomster og rekruttering av fisk, som begge deler har vært overvåket over en betydelig lenger periode enn dyreplankton.

Tabell 15. Forekomst av zooplankton (grupper/arter) i vertikale trekk (50-0m) på stasjon Arendal 2, gitt som biomasse og individtall. Konsentrasjon av klorofyll-a er gitt som mg m^{-2} (50-0 m) fra 1994-1999.

Year	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Average
Average biomass per annum							
Total dry weight g m^{-2}	1,10	0,71	0,92	0,95	0,68	0,86	0,87
Ind >1000 μm as % of total dry weight	31	31	36	31	22	24	29
1000>ind>200 μm as % of total dry weight	69	69	64	69	78	76	71
Chl. a mg m^{-2}	79	54	55	40	66	57	59
Group/species							
Average number m^{-2} per annum							
<i>Calanus</i> sp.	4032	6254	10876	5036	3237	3550	5498
Small calanoid copepods	77611	44279	31708	41015	61763	86775	57192
Cyclopoid copepods	9426	12408	15515	25662	29674	32270	20826
Other zooplankton	7339	25647	36098	22637	16349	60021	28015
Total individuals	98408	88588	94197	94350	111023	182616	111530
Group/species							
Percentage of composition per annum							
<i>Calanus</i> sp.	4	7	12	5	3	2	6
Small calanoid copepods	79	50	34	43	56	48	52
Cyclopoid copepods	10	14	16	27	27	18	19
Other zooplankton	7	29	38	24	15	33	24



Figur 74. Zooplanktonvariasjon på st. 2 utenfor Arendal, 1994-1999. A) antall individer/ m^2 av hovedzooplanktongrupper, B) relativ sammensetning av zooplanktongrupper.

8.2 Bløtbunnssamfunn

Gjennomsnittlig artstall på stasjonene var 20-50 og individtetthetene 100-500 per 0.1 m². Det var avtagende artstall og økende individtettheter mot dyp. Sedimentenes innhold av leire og silt influerte både artsmangfold og artssammensetning. Artsdiversiteten var høyere på lokaliteter med grovt sediment enn på lokaliteter med overveiende silt og leire. Det antas at grovere sedimenter tilbyr mer habitatvariasjon og forskjellige nisjer og således gir muligheter for et større antall arter.

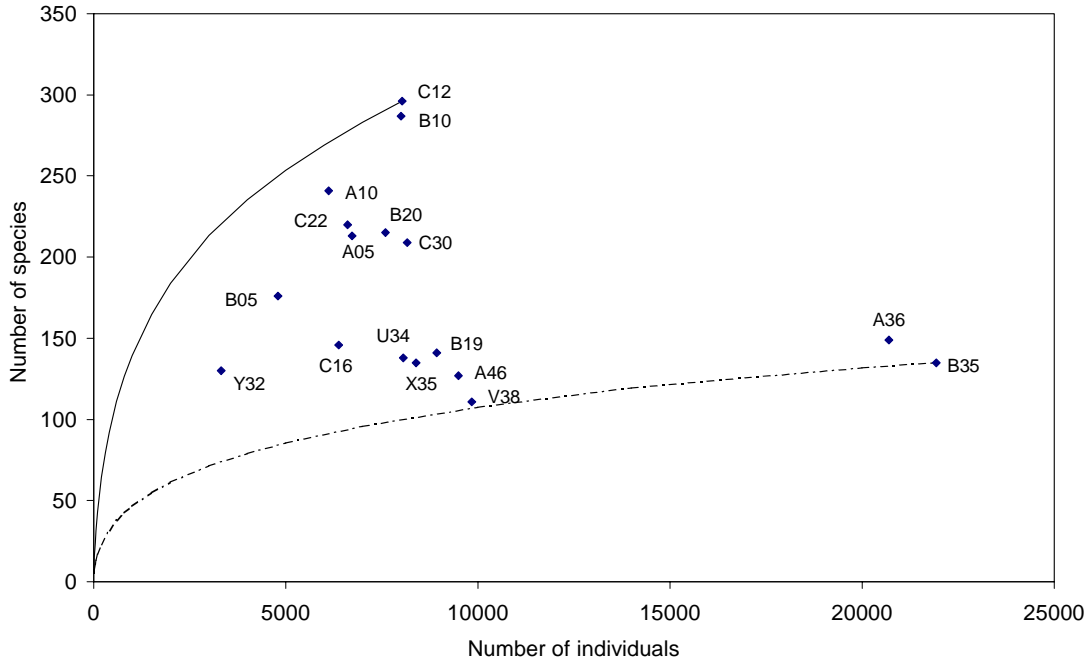
Faunaen var generelt dominert av mangebørstemark, små muslinger og slangestjerner. De tallrikest artene var børstemarkene *Heteromastus filiformis*, *Paramphinome jeffreysi*, *Tharyx spp.* og muslingen *Thyasira equalis*. *Heteromastus* var topp-dominerende på 10 av stasjonene, mens *Paramphinome* var topp-dominerende på fire stasjoner. Individtetthetene for de enkelte artene varierte mye fra år til år og mellom prøver fra samme stasjon i samme år.

Organismesamfunnene kunne relateres til dyp, sedimenter og geografisk beliggenhet. På de grunnere stasjonene (< 200 m) var det en faunistisk gradient fra øst mot vest. Det var stor likhet mellom dype stasjoner i Skagerrak og mellom disse og fjordbassenger på kysten. Det kunne ikke påvises større faunaforandringer på noen av stasjonene i perioden. På de fleste stasjonene var forandringene fra år til år relativt sett mindre enn forskjellene mellom stasjonene.

8.2.1 Artstall og artsmangfold

Totalt ble 619 forskjellige arter og 153058 individer funnet på de 17 stasjonene i 1990-1999. Gjennomsnittlige artstall varierte fra 20 til 50 og individtettheter fra 100 til 500 per 0.1 m² på stasjonene (Tabell 10, kap. 7.3.2). Det var generelt avtagende artstall og økende individtettheter på dypere stasjoner, som også hadde svært finpartikulært sediment (Figur 62, kap. 7.3.2).

Figur 75 viser 'rarefaction-kurver', dvs. forventet antall arter som funksjon av innsamlet individantall, for samlet fauna på stasjonene. Rarefaction-kurvene gir et sammenlignende mål på artsrikheten på stasjoner med ulikt antall innsamlete individer. Fordi prøvene er tatt gjennom en 10-årsperiode, kan også forskjeller i artssammensetningen mellom årene, og ikke bare artsrikdommen ved gitt tidspunkt, bidra til forløpet av rarefaction-kurvene. Figuren illustrerer at artsmangfoldet var høyest på de grunneste stasjonene, spesielt C12 og B10. Det synes å gå et skille omkring 200 m med lavere artsmangfold på større dyp, med unntak for lengst i vest (st. C38 utenfor Lista) og fjordbassengene på kysten (B19, C16) som hadde nedsatt artsmangfold. De dype stasjonene A36 i ytre Oslofjord og B35 utenfor Tromøy skiller seg tydelig ut med svært høye individmengder.



Figur 75. Totalt aggregert antall arter og individer 1990-1999 på hver stasjon. Rarefaction-kurver (Hurlbert 1971) for stasjonene med høyest og lavest artsmangfold er vist. Hver stasjon representerer et prøvetatt areal på mellom 2.8 og 4.3 m².

8.2.2 De vanligste og mest karakteristiske artene

I Tabell 16 er tetthetene til de 10 vanligste artene på hver stasjon vist. De tallrikeste artene var manglebørstemarkene *Heteromastus filiformis*, *Paramphinoe jeffreysi*, *Tharyx* spp. og muslingen *Thyasira equalis*.

8.2.3 Variasjoner for enkeltarter

Individtettheten av enkeltarter viste svært høy variasjon fra år til år og også mellom prøver fra samme stasjon samme år. Et eksempel, de ti vanligste artene på stasjon B19, er vist i Figur 76. Om lag like sterk variasjon hos enkeltarter ble observert på alle de andre stasjonene. Mye av den sterke variasjonen er intern biologisk variasjon som har liten sammenheng med de målte miljøfaktorene. Dette er en hovedgrunn til mye uforklart varians i analysene med miljøfaktorer (kap. 7.3.2). I beskrivelsen av hovedtrender i totale individtettheter og artsmangfold vil mye av variasjonen utjevnes ved å aggregere både arter, prøver og stasjoner (se f.eks. Figur 59).

Tabell 16. De 10 vanligste artene (antall pr. m²) på hver stasjon, gjennomsnitt 1990-1999.

Stasjon A05	N / m2	Stasjon A10	N / m2	Stasjon A36	N / m2
<i>Heteromastus filiformis</i>	277	<i>Heteromastus filiformis</i>	270	<i>Heteromastus filiformis</i>	1992
<i>Chaetozone setosa</i>	204	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	187	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	1159
<i>Nemertinea indet</i>	105	<i>Lumbrineris</i> spp	85	<i>Tharyx</i> spp	378
<i>Diplocirrus glaucus</i>	76	<i>Nemertinea indet</i>	73	<i>Caulleriella</i> spp	312
<i>Amphiura chiajei</i>	76	<i>Amphiura chiajei</i>	50	<i>Thyasira equalis</i>	303
<i>Prionospio fallax</i>	67	<i>Chaetozone setosa</i>	48	<i>Abra nitida</i>	233
<i>Paraonis gracilis</i>	61	<i>Prionospio fallax</i>	48	<i>Chaetozone setosa</i>	177
<i>Caulleriella</i> spp	59	<i>Diplocirrus glaucus</i>	35	<i>Lumbrineris</i> spp	68
<i>Terebellides stroemi</i>	47	<i>Rhodine loveni</i>	33	<i>Nuculoma tenuis</i>	66
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	46	<i>Terebellides stroemi</i>	30	<i>Orbinia norvegica</i>	56
Stasjon A46	N / m2	Stasjon B05	N / m2	Stasjon B10	N / m2
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	504	<i>Diplocirrus glaucus</i>	144	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	169
<i>Heteromastus filiformis</i>	452	<i>Nemertinea indet</i>	109	<i>Diastylis</i> spp	137
<i>Abra nitida</i>	412	<i>Chaetozone setosa</i>	99	<i>Heteromastus filiformis</i>	120
<i>Caulleriella</i> spp	225	<i>Myriochele oculata</i>	70	<i>Amphiura chiajei</i>	115
<i>Thyasira</i> spp	221	<i>Thyasira</i> spp	63	<i>Diplocirrus glaucus</i>	79
<i>Nuculoma tenuis</i>	89	<i>Onoba vitrea</i>	56	<i>Nemertinea indet</i>	74
<i>Nemertinea indet</i>	50	<i>Heteromastus filiformis</i>	51	<i>Lumbrineris</i> spp	66
<i>Tharyx</i> spp	25	<i>Prionospio fallax</i>	36	<i>Abra nitida</i>	54
<i>Chaetozone setosa</i>	21	<i>Polyphysia crassa</i>	30	<i>Prionospio fallax</i>	51
<i>Montacuta</i> spp	16	<i>Abra nitida</i>	26	<i>Pholoe minuta</i>	49
Stasjon B19	N / m2	Stasjon B20	N / m2	Stasjon B35	N / m2
<i>Heteromastus filiformis</i>	639	<i>Heteromastus filiformis</i>	310	<i>Heteromastus filiformis</i>	2119
<i>Thyasira equalis</i>	268	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	290	<i>Tharyx</i> spp	1006
<i>Myriochele oculata</i>	256	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	134	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	743
<i>Chaetozone setosa</i>	138	<i>Tharyx</i> spp	95	<i>Thyasira equalis</i>	394
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	132	<i>Abra nitida</i>	92	<i>Lumbrineris</i> spp	213
<i>Nemertinea indet</i>	118	<i>Thyasira equalis</i>	71	<i>Ceratocephale loveni</i>	142
<i>Melinna cristata</i>	107	<i>Nemertinea indet</i>	68	<i>Caulleriella</i> spp	140
<i>Abra nitida</i>	82	<i>Euclymeninae indet</i>	63	<i>Orbinia norvegica</i>	110
<i>Nuculoma tenuis</i>	75	<i>Lumbrineris</i> spp	47	<i>Abra nitida</i>	72
<i>Caulleriella</i> spp	52	<i>Melinna cristata</i>	42	<i>Nemertinea indet</i>	57

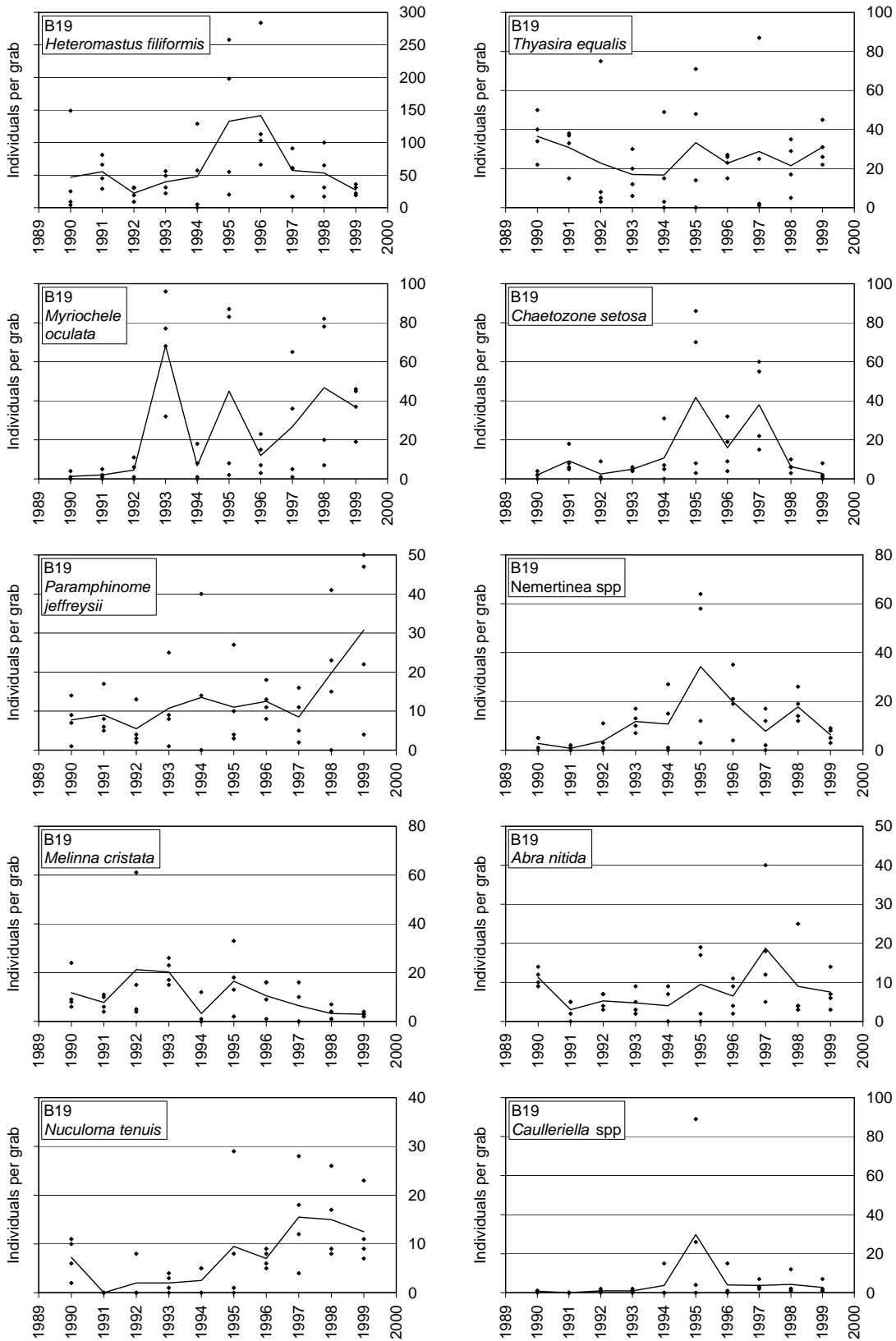
Forts. ..

... forts.

Stasjon C12	N / m2	Stasjon C16	N / m2	Stasjon C22	N / m2
<i>Eclysippe vanelli</i>	188	<i>Heteromastus filiformis</i>	442	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	169
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	172	<i>Thyasira equalis</i>	169	<i>Heteromastus filiformis</i>	137
<i>Tharyx</i> spp	170	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	119	<i>Lumbrineris</i> spp	120
<i>Chaetozone setosa</i>	130	<i>Chaetozone setosa</i>	89	<i>Onchnesoma steenstrupi</i>	92
<i>Heteromastus filiformis</i>	114	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	87	<i>Eriopisa elongata</i>	71
<i>Thyasira ferruginea</i>	95	<i>Nemertinea indet</i>	83	<i>Eclysippe vanelli</i>	58
<i>Caulleriella</i> spp	74	<i>Tharyx</i> spp	77	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	55
<i>Nemertinea indet</i>	72	<i>Kelliella miliaris</i>	67	<i>Terebellides stroemi</i>	51
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	55	<i>Melinna cristata</i>	54	<i>Thyasira ferruginea</i>	44
<i>Amphiura chiajei</i>	42	<i>Abra nitida</i>	51	<i>Nemertinea indet</i>	42

Stasjon C38	N / m2	Stasjon U34	N / m2	Stasjon V38	N / m2
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	187	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	619	<i>Heteromastus filiformis</i>	1698
<i>Heteromastus filiformis</i>	166	<i>Heteromastus filiformis</i>	596	<i>Tharyx</i> spp	530
<i>Abra nitida</i>	127	<i>Tharyx</i> spp	413	<i>Thyasira equalis</i>	195
<i>Lumbrineris</i> spp	115	<i>Thyasira equalis</i>	228	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	190
<i>Amphilepis norvegica</i>	104	<i>Lumbrineris</i> spp	151	<i>Lumbrineris</i> spp	187
<i>Terebellides stroemi</i>	101	<i>Abra nitida</i>	99	<i>Abra nitida</i>	114
<i>Onchnesoma steenstrupi</i>	86	<i>Onchnesoma steenstrupi</i>	83	<i>Caulleriella</i> spp	103
<i>Golfingia</i> spp	85	<i>Caulleriella</i> spp	64	<i>Nemertinea indet</i>	67
<i>Thyasira ferruginea</i>	81	<i>Amphilepis norvegica</i>	57	<i>Orbinia norvegica</i>	67
<i>Philomedes lilljeborgi</i>	68	<i>Ophelina</i> spp	57	<i>Ceratocephale loveni</i>	58

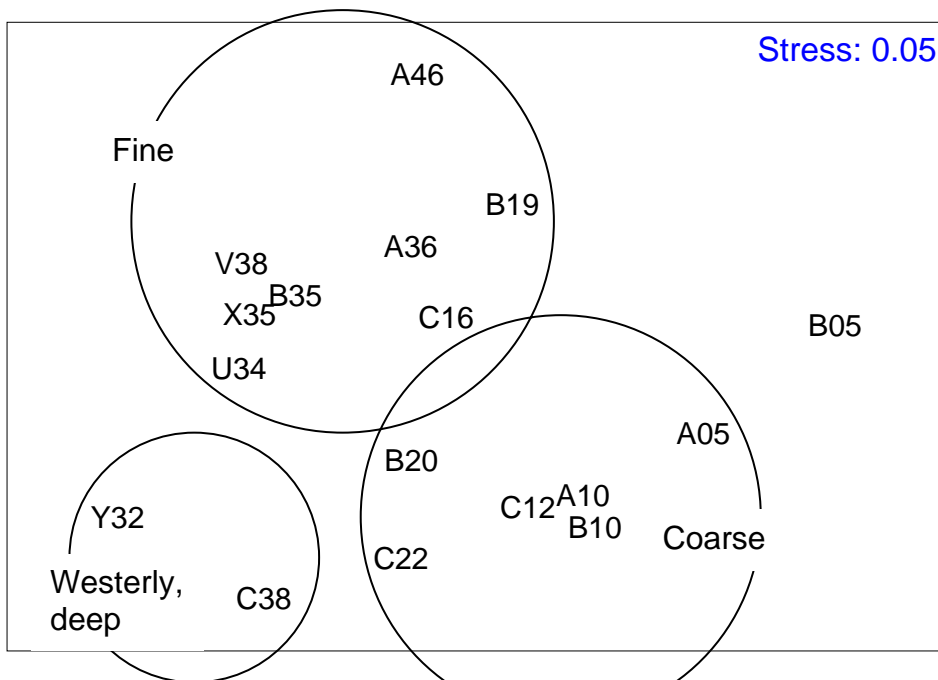
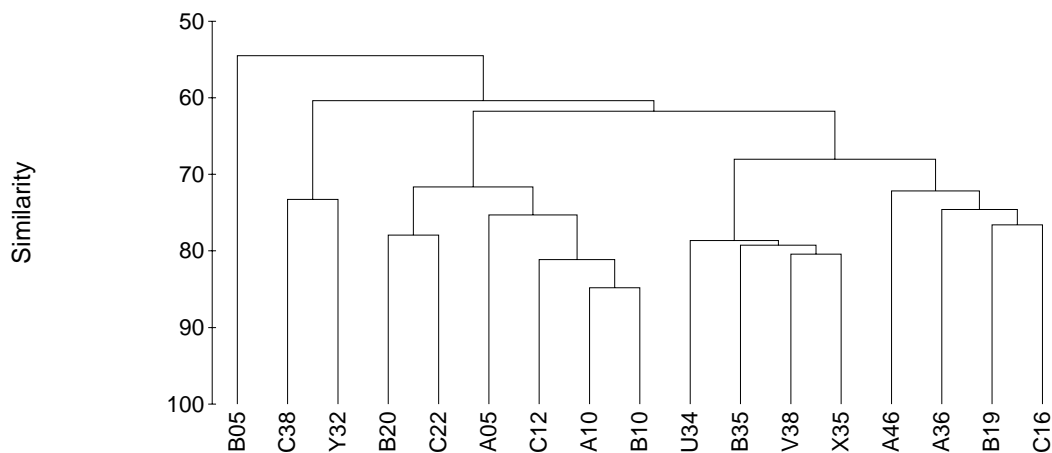
Stasjon X35	N / m2	Stasjon Y32	N / m2
<i>Heteromastus filiformis</i>	711	<i>Heteromastus filiformis</i>	284
<i>Tharyx</i> spp	621	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	142
<i>Thyasira equalis</i>	301	<i>Lumbrineris</i> spp	129
<i>Lumbrineris</i> spp	190	<i>Amphilepis norvegica</i>	40
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	183	<i>Ophelina</i> spp	29
<i>Ceratocephale loveni</i>	61	<i>Nemertinea indet</i>	25
<i>Abra nitida</i>	55	<i>Thyasira equalis</i>	25
<i>Caulleriella</i> spp	48	<i>Terebellides stroemi</i>	23
<i>Nemertinea indet</i>	41	<i>Onchnesoma steenstrupi</i>	21
<i>Orbinia norvegica</i>	41	<i>Eriopisa elongata</i>	19



Figur 76. Individuer pr. grabb og gjennomsnitt pr. år hos de ti vanligste artene på stasjon B19.

8.2.4 Gradienter i faunaen

Grupper av stasjoner med innbyrdes lik faunasammensetning er vist i dendrogram og MDS-plott i Figur 77. De fleste dype stasjonene danner en forholdsvis homogen gruppe (opp til venstre i MDS-plottet) som viser at alle disse har stor likhet i fauna. De grunnere stasjonene har større forskjeller i fauna. I MDS-plottet fremkommer det en gradient fra grunne stasjoner i øst (B05 og A05) til dype stasjoner i vest (C38 og Y32). Det er verd å merke seg at de to fjordstasjonene ved Arendal (B19) og i Grønsvfjorden (C16) har en fauna som i stor grad sammenfaller med dypområdene i Skagerrak (340-380 m). Også de to dypstasjonene i ytre Oslofjord har tilsvarende fauna. Stasjonsgruppene kan relateres til dyp, sedimenter og beliggenhet. Hovedskillet i datamaterialet går ikke uventet mellom dype og grunne stasjoner.



Figur 77. Cluster-dendrogram og MDS-plott av likheter blant 17 stasjoner, aggregert 1990-1999. Innsirklede stasjoner illustrerer stasjonsgrupper fremkommet ved 65% likhetsnivå i cluster-analysen. Gruppene korresponderer stort sett med sedimentkarakteristika og geografisk beliggenhet av stasjonene.

SIMPER-analyse identifiserte de mest karakteristiske artene innen hver stasjonsgruppe (Tabell 17).

Tabell 17. Arter som bidro til innenfor-gruppe likheter og mellom-grupper ulikheter

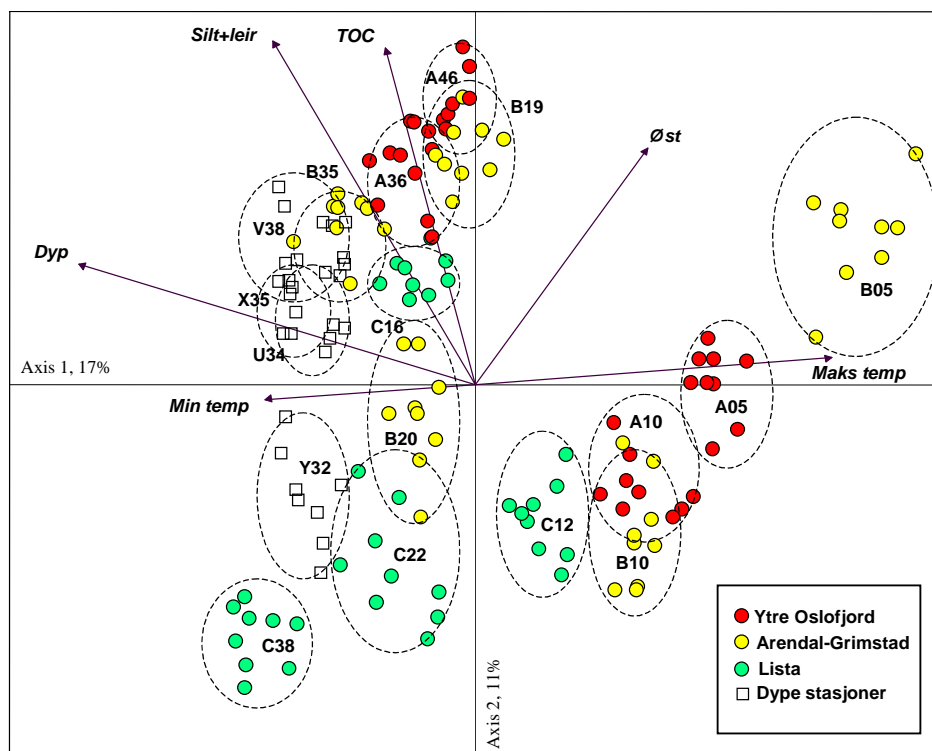
Innenfor-gruppe likheter	
Stasjoner med grovt sediment (A05, A10, B10, B20, C12, C20)	
<i>Heteromastus filiformis</i>	
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	
Nemertina	
<i>Lumbrineris</i> spp	
<i>Thyasira equalis</i>	
Stasjoner med fint sediment (A36, A46, B19, B35, C16, U34, V38, X35)	
<i>Heteromastus filiformis</i>	
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	
<i>Thyasira equalis</i>	
<i>Tharyx</i> spp	
<i>Abra nitida</i>	
Vestlige dype stasjoner (C38, Y32)	
<i>Heteromastus filiformis</i>	
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	
<i>Lumbrineris</i> spp	
<i>Amphilepis norvegica</i>	
<i>Ophelina</i> spp	
Mellom-grupper ulikheter	
Stasjoner med grovt sediment (vs fint)	Stasjoner med fint sediment (vs grovt)
<i>Amphiura chiajei</i>	<i>Tharyx</i> spp
<i>Diastylis cornuta</i>	<i>Paramphinome jeffreysi</i>
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	
Stasjoner med grovt sediment (vs vestlige)	Vestlige dype stasjoner (vs grovt sed.)
<i>Amphiura chiajei</i>	<i>Sphyrapus anomalus</i>
<i>Glycera rouxii</i>	
<i>Diplocirrus glaucus</i>	
<i>Nuculoma tenuis</i>	
Stasjoner med fint sediment (vs vestlige)	Vestlige dype stasjoner (vs fint sed.)
<i>Tharyx</i> spp	<i>Sphyrapus anomalus</i>
<i>Nuculoma tenuis</i>	<i>Thyasira eumyaria</i>
<i>Caulleriella</i> spp	

Variasjon i faunaen på stasjonene

Figur 78 viser analyse av alle prøvene på stasjonene for hvert år. Analysen er foretatt som korrespondanseanalyse (CA), som generelt vil gi like resultater med MDS-analysen. I analysen er det også beregnet korrelasjoner mellom faunaen og alle forklaringsvariablene som ble benyttet i analysene ovenfor (se Tabell 11). Prøvene fra 1990 er ikke tatt med fordi mange av variablene, deriblant alle tidsforskjøyne, ikke hadde verdier for året 1990.

Analysen viser at prøvene grupperer seg stasjonsvis. Generelt er det mye overlapp mellom de dype stasjonene, mens de grunneste skiller seg tydelig fra hverandre. Det at prøvene grupper seg stasjonsvis, betyr at det ikke har vært større faunaforandringer på noen av stasjonene i perioden. For de grunneste lokalitetene er forandringene relativt sett mindre enn forskjellene mellom lokalitetene.

I plottet er alle forklaringsvariable med høyere korrelasjon enn 0.4 vist. Det må understrekes at i denne analysen vil korrelasjonene i hovedsak vise forhold som har betydning for forskjellene mellom stasjonene, i og med at stasjonene er så tydelig adskilt. Disse forholdene kan beskrives ved dyp, sedimenter (finfraksjon, TOC), geografisk beliggenhet og temperatur. De to viktigste enkeltfaktorene synes å være dyp (akse 1) og kornstørrelse (akse 2). Alle andre variable viste svært lave korrelasjoner (mindre enn +/- 0.10). Dette innebærer at i det totale datasettet er det forskjeller mellom lokalitetene som dominerer bildet, mens variasjoner i tid og forandringer på enkeltstasjonene, var av langt mindre betydning. Dette var det nødvendig å ta hensyn til ved analyser av tidsutviklingen og responser til næringssalter på stasjonene (kap. 7.3.2).



Figur 78. Korrespondanse-analyse (CA) av prøvene (sammenslåtte parallelle grabbhugg) for stasjonene. Analysen omfatter i alt 147 prøver (alle stasjoner i årene 1991-1999) og er utført for de viktigste 146 arter/taxa. I plottet er korrelasjoner til forklarende faktorer som har korrelasjoner større enn +/- 0.4 vist. Plottet illustrerer 27 % av variansen i biologidataene.

8.2.5 Vurderinger

I Skagerrak fant Rosenberg & al. (1996) mellom 11 og 25 arter pr. 0.1 m² på stasjoner i den dype delen av Norskerenna (>400 m) og mellom 12 og 40 arter pr. 0.1 m² på stasjoner på grunnere stasjoner i skråningen. Individtettheten på de dype stasjonene varierte mellom 820 og 2887 individer pr. m² og på de grunnere stasjonene mellom 455 og 6660. Josefson (1985) fant mellom 2230 og 8430 individer pr. m² på 13 stasjoner i forskjellige dyp i østre Skagerrak. Disse tallene stemmer ganske godt overens med resultatene foreliggende undersøkelse (Tabell 10). Høyere tettheter (1400 til 13640 individer pr. m²), men ikke høyere artsantall, ble funnet i sydøstre Skagerrak (Rosenberg 1995).

Faunasamfunnene som er beskrevet her representerer regionen mellom dypbassenget i Norske og kysten av Norge. Skagerraksamfunn i sammenlignbare dyp og bunntyper er beskrevet av Josefson (1985), Rosenberg (1995) og Rosenberg & al. (1996). Deres lister over dominerende arter samsvarer bra med dem vist her. En karakteristisk art i dypbassenget av renna (>400 m) er manglebørstemarken *Spiochaetopterus bergensis*. Svært få eksemplarer av den arten ble funnet på stasjonene i Kystovervåkingen, som var plassert grunnere enn selve dypbassenget. Imidlertid, i prøver fra en tilleggsstasjon på 400 m dyp (sørøst for B35) i 1991 var *Spiochaetopterus* ganske tallrik.

Sedimentets kornfordeling influerte både artsmangfold (Figur 62) og artssammensetning (Figur 77, Tabell 17). Det antas at grovere sedimenter tilbyr mer habitatvariasjon og forskjellige nisjer og således gir muligheter for et større antall arter. De noe avvikende samfunnene på de vestlige stasjonene kan ha en zoogeografisk forklaring. Svært høye likheter ble funnet blant de dype finsedimentstasjonene i skråningen av Norskerenna (B35, U34, V38 og X35). Faunaen på de andre finsedimentstasjonene (A36, A46, B19 og C16), lokalisert i kystnære bassenger adskilt fra Skagerraks hovedbasseng, viste større ulikheter. De to grunneste stasjonene (A05 og B05) var distinkt forskjellige fra hverandre, muligens en gjenspeiling av de forskjellige sedimenttypene (Figur 58).

8.3 Hardbunnssamfunn

Hardbunn flora og fauna på den ytre kyst av Sør-Norge endres langs en øst-vest gradient, hvor de østlige deler av undersøkelsesområdet (øst-Skagerrak) har signifikante færre antall arter enn de sør-vestlige og vestlige områder. Samtidig endres artssammensetningen i samsvar med de floristiske og faunistiske soner som denne kyststrekningen av naturgitte grunner kan deles inn i. Spesielt ved Lindesnes er det et markert skille mellom en Skagerrak-region og en Nordsjø-region.

*I perioden 1990-1993, de første årene av Kystovervåkingsprogrammet, ble det spesielt for Skagerrakkysten funnet en sterk tilvekst i antall arter og tilvekst av strukturerende viktige arter som stortare. Denne økningen i artsmangfold ansees som effekter etter oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 hvor skader ble observert på et vidt spekter av organismer. Ut fra dette kan det anslås at restitueringen av hardbunnssamfunnene tok 4-5 år.*

Forekomst av stortare og dannelse av tareskog øker, av naturgitte årsaker, fra puslete individer i ytre Oslofjord til frodig tareskog på sørvest- og vestlandet. I ytre Oslofjordområdet (Færder-Larvik), hvor forekomsten av stortare er sterkt redusert, har det vært en positiv tilvekst av stortare gjennom perioden. For øvrige stasjoner har det bare vært mindre naturlige variasjoner, men med tydelig variasjon på enkeltstasjoner hvor vinterstormer har revet bort størstedelen av den eldre tareskogen.

Hardbunnssamfunnene har stor stabilitet med et godt vekstpotensialet. Reetablering av samfunnet på renskrapte flater (kvadrater á 0.25m², ca. 8m dyp) tok bare omlag 2 år. Dette viser at de undersøkte bunnsamfunnene kan tåle forstyrrelser av dette omfang.

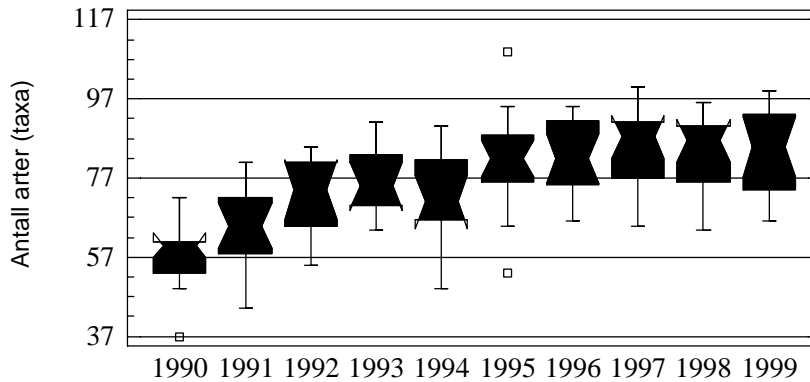
En av målsetningen med undersøkelser av flora og fauna på hardbunn, dvs. makroskopiske algevegetasjon og fastsittende eller lite bevegelige dyr på fast fjell eller steinbunn fra fjæra og ned til maksimalt 30 m dyp, har vært å kartlegge og dokumentere det biologiske mangfoldet langs den ytre kyst fjernt fra lokale kilder.

Metoder og datamaterialet som er benyttet, er beskrevet i kap. 9.3.

Tid og geografi er to viktige faktorer (som igjen er satt sammen av flere årsaker) som bestemmer hovedtrekkene i det biologiske mangfoldet. Det er en klar utvikling over tid i hardbunnssamfunnene samtidig som det er kvalitative forskjeller mellom et Skagerrak-samfunn og et vestlandssamfunn.

8.3.1 Gjenvekst etter *Chrysochromulina*-oppblomstringen i 1988

Masseoppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 gjorde stor skade på gruntvannssamfunn langs kysten av Sør-Norge og særlig i den ytre skjærgården. Som det framgår av Figur 79 har det vært en markert økning i antall arter (taxa) i årene 1990 til 1992. I de første årene ble det funnet tydelig gjenvekst av mange arter, hvor skade var blitt rapportert eller var antatt forsvunnet. Et av problemene med å anslå skadeomfanget av giftalgens masseoppblomstring, var manglende kunnskap om gruntvannssamfunnenes normale artssammensetning. Men det ble registrert stor dødelighet blant mange dyregrupper som sjøpunger (*Ciona*, *Ascidia*, *Ascidiella*), svamper (brødsvamp, dødningehånd), pigghuder (sjøstjerner, kråkeboller), muslinger (O-skjell, *Monia*) og snegler (purpursnegl, strandsnegl og kongsnegl).



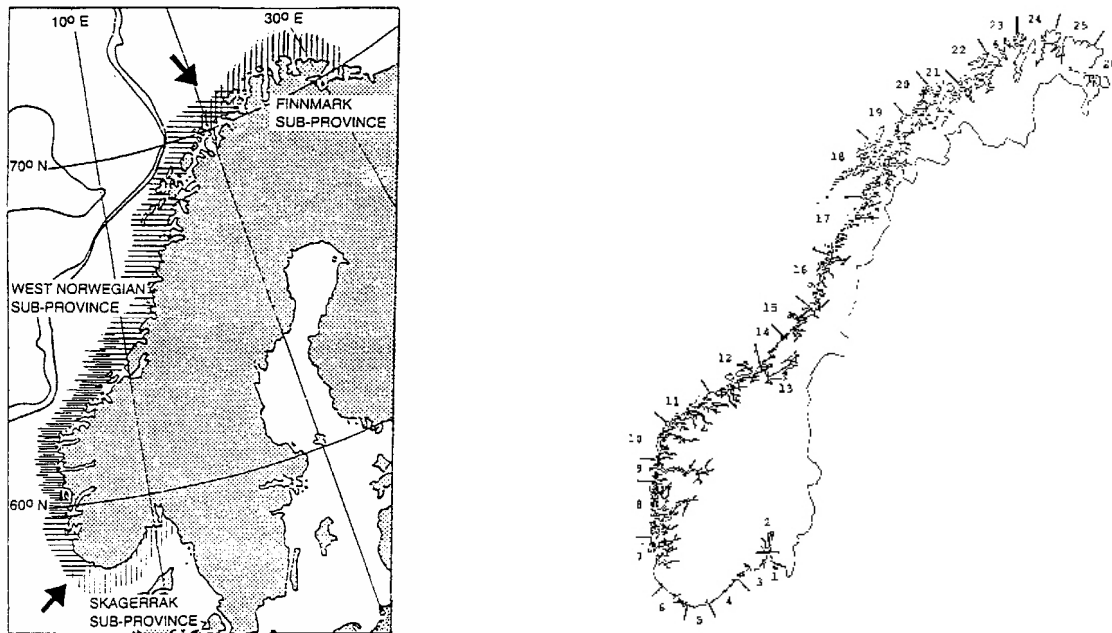
Figur 79. Antall arter(taxa) registrert på alle 16 stasjoner over hele tidsperioden 1990 - 1999 (gjennomsnitt, persentiler og kvartiler).

Bladformede alger som fagerving, eikeving og kjøttblad var tydelig bleket eller i oppløsning. Det er mulig at også stortare ble påvirket av oppblomstringen, i det forekomsten av stortare spesielt i område A (ytre Oslofjord) og B (Sørlandet) økte kraftig fram til 1993. Endringer i stortarevegetasjonen har igjen stor innvirkning på samfunnssammensetning og artsantall, da mange arter er direkte assosiert til tareskogen.

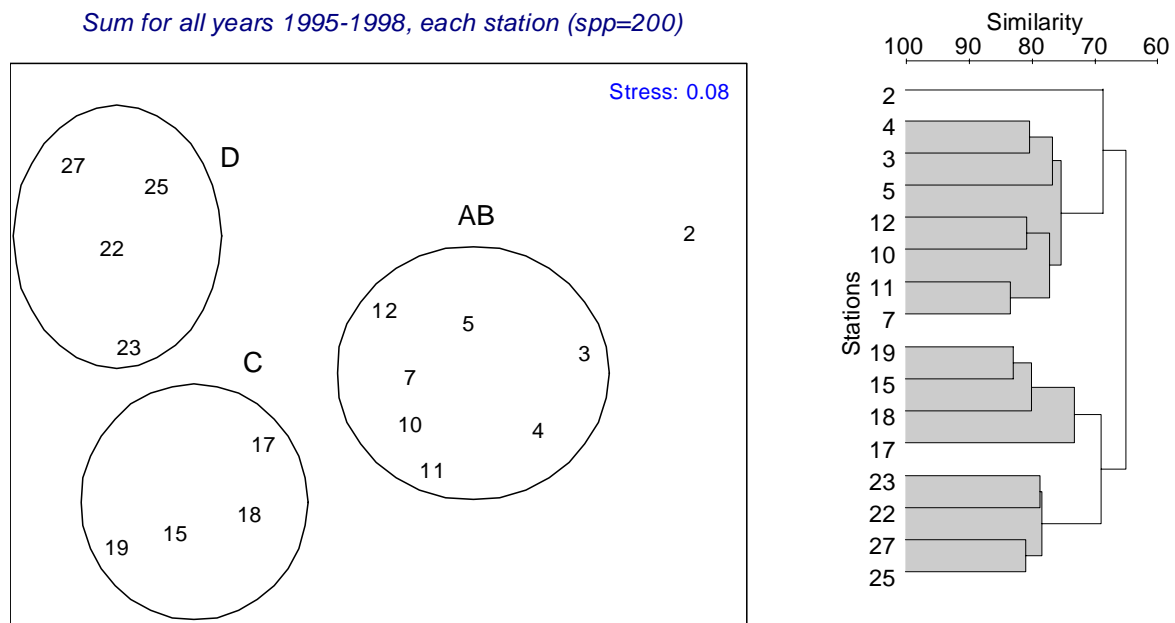
Det kan innvendes at den observerte økningen i artsantall skyldes personlig økt artskunnskap, men det har i det vesentligste vært en reel økning i lett identifiserbare arter.

8.3.2 Biogeografiske regioner

Etter Brattegaard 1997 er kyststrekningen undersøkt i Kystovervåkingsprogrammet delt i 6 sektorer, hvor område C og D svarer til hhv. sektor 6 og 8 (ingen kystovervåkingsstasjon i sektor 7), mens region AB svarer til sektor 3 og 4 (Figur 80). Hovedskille mellom regionene kan trekkes ved Lindesnes som også er Norges sydligste punkt. Dette biogeografiske skillet faller sammen med de klimatiske avgrensninger som er beskrevet, hvor Skagerrak er en subprovins i den tempererte nord Atlantiske regionen, mens C og D tilhører den Vest-norske subprovins. I tillegg til endringer i antall arter som en kan finne på de ulike deler av kysten er det også en endring langs kysten i artssammensetning, dvs. hvilke arter og forekomst av arter. En analyse basert på gjennomsnittlig forekomst av arter (taxagrupper) i perioden 1995-1998 summert over dybdeintervallet 4-22m, grupperer de 16 hardbunnsstasjonene i 3 biogeografiske regioner med den østligste stasjonen A02 Færder utenfor disse gruppene (Figur 81). I dendrogrammet (til høyre i Figur 81) danner A-stasjonene A03, A04 og A05 og B-stasjonene hver sin clustergruppe, men forskjellen mellom disse to gruppene er så liten at det er mer naturlig å betrakte disse stasjonene som medlemmer av en biogeografisk region. Inkludering av A03 kan diskuteres og grupperingen er ikke sterk. Stasjonenes innbyrdes plassering i MDS-plottet (til venstre i Figur 81) sammenfaller forbausende likt, med stasjonenes geografiske fordeling (jfr. stasjonskart i Figur 3). Det indikerer at artssammensetningen i hardbunns-samfunnene er styrt av en sterk geografisk gradient. Med bakgrunn i allmen kunnskap om kyststrømmens bevegelse langs norskekysten fra øst mot sørvest langs Skagerrakkysten og dreining mot nord med tilskudd av Atlantisk vann på sørvest og vestlandskysten, er det nærliggende å forstå endringen i det biologiske mangfoldet utfra de miljøbetingelser kyststømmen gir.



Figur 80. Inndeling av Norges kyst i klimatiske regioner og biogeografiske sektorer. Etter Brattegaard (1997).



Figur 81. Beregnet likhet mellom 16 hardbunnsstasjoner basert på gjennomsnittlig artsforekomst i perioden 1995-1998 summert over dybdeintervallet 4-22m. Bray-Curtis Similarity Index er benyttet. Stasjoner er angitt bare med nummer.

Gjennomsnittlig likhet mellom stasjonene var 76% innen gruppe AB (Skagerrak), 77 % innen gruppen C (Sør-vestlandet) og 78% innen gruppe D (Vestlandet). Beregnet forskjell mellom gruppene var 32% mellom AB og C, 36% mellom AB og D og 31% mellom C og D. Det indikerer at det generelt er stor likhet i artssammensetning mellom de geografiske områdene, basert på en gruppering av arter til høyere taksonomisk overbygging (familie, orden, etc.). Dvs. at det er et (stort) flertall av arter som lever langs hele kysten, men forekommer i ulike mengder i de ulike regionene. I tillegg vet en fra dette datamaterielet og andre undersøkelser

at det finnes mange arter som er begrenset til enkelte deler av den undersøkte kyststrekningen. Vår målsetning var imidlertid å påvise biogeografiske regioner basert på et mindre detaljert og mer robust nivå (dvs. ikke avhengig av rett artsidentifikasjon av taksonomisk vanskelige arter). Videre diskusjon av samfunns sammensetninger vil i stor grad bli basert på denne regionsinndelingen (AB, C og D).

8.3.3 De vanligste og mest karakteristiske artene

I sjøsonen (definert som 4-22m) på de 16 lokalitetene, ble det totalt registrert 140 makroalger og 300 makroinvertebrater. Som vist i Figur 82 varierte artsantallet for hhv. alger og dyr fra 29 (region A) til 64 (region B) og fra 32 (region A) til 79 (region D). Antall dyrearter økte fra øst mot vest, mens det høyeste antall algearter ble funnet på Sørlandskysten (B07-B11).

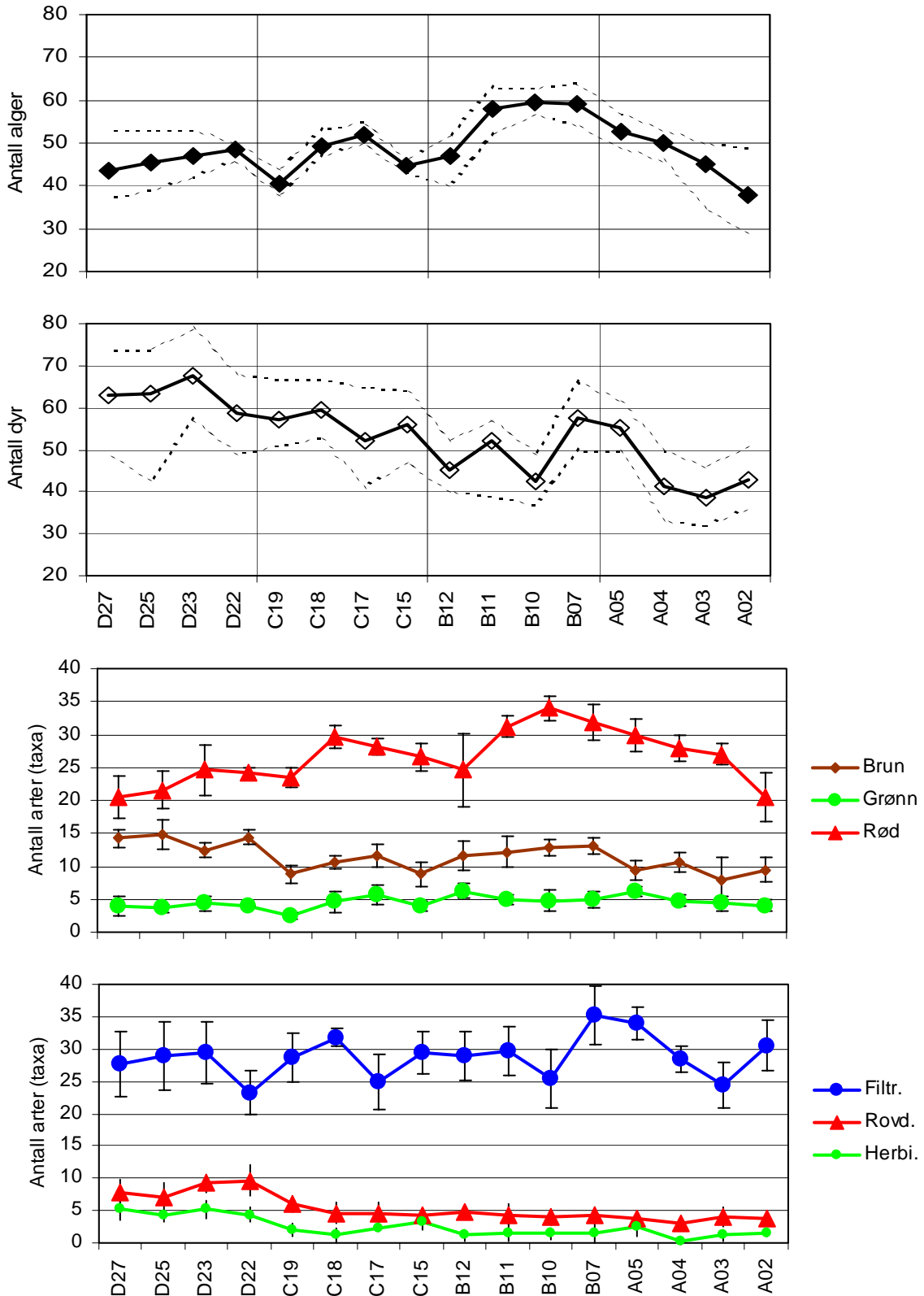
Disse hardbunnssamfunnene er dominert av *Laminaria hyperborea* (stortare) med *Delesseria sanguinea* (fagerving), *Phycodrys rubens* (eikeving), *Polysiphonia stricta* (røddokke), *Corallina officinalis* (krasing), *Trilliella intricata* (rødlo, tetrasporophytt til *Bonnemaisonia hamifera*) og *Sphacelaria radicans* (bruntufs) som de vanligste algeartene i tareskogens undervegetasjon. "Bart" fjell var dekket av skorpeformede kalkalger (*Lithothamnion* sp. og *Phymatolithon* sp.), samt ubestemte brune skorper og flekker av *Cruoria pellita* (sleipfleck). De mest vanlige sublittorale dyr var *Asterias rubens* (sjøstjerne), *Membranipora membranacea* (mosdyr), *Electra pilosa* (mosdyr), *Crisia eburnea* (mosdyr), *Laomedea* spp. (hydroider) og *Pomatoceros triqueter* (trekantmark).

Blant algene dominerer rødalgene artsmessig og høyest antall rødalgearter ble funnet på Sørlandet (Figur 82). Et karakteristisk trekk er at antallet rødalgearter avtar mot vest samtidig som antallet brunalgearter øker. Disse endringene har sammenheng med endring i sjøtemperatur fra varmere vann til kaldere vann (sommertemperatur). Gruppen av vannfilterende dyr (inkl. suspensjonsetere) dominerer klart artsmangfoldet blant makroinvertebratene på hardbunn og som det framgår av Figur 82 er det stor variasjon mellom stasjoner og mellom år. Det er svak trend til økning i vannfiltrerende arter mot øst og økning i antall rovdyr og herbivore arter mot vest.

Typisk artssammensetning på Skagerrak, Sørvestlandet og Vestlandet

De vanligste arter innen de tre regionene AB, C og D er vist i Tabell 18 og deres dybdeutbredelse er vist i Figur 83 til Figur 85. Det er karakteristisk at det i stor grad er de samme arter som går igjen i alle regioner, men at det er forskjeller i deres forekomst som avgjør likhet innen og forskjell mellom regioner. I alle regioner er tareskogen med vanlige følgearter viktige for biodiversiteten.

Blant typiske algearter i region AB er *Corallina officinalis*, *Phyllophora truncata*-gruppe (inkl. *P. pseudoceranoides*), *Bonnemaisonia asparagoides*-gruppe (inkl. *Hymenoclonium repens*), *Dilsea carnosa* og *Pterothamnion plumula* (alle rødalger). Bunnen er dekket med røde skorper (*Lithothamnion* sp.) og uidentifiserte brune skorper (som *Pseudolithoderma* spp.). Vanlige dyr i region AB var sjøpunger som *Asciadiella aspersa*, *A. scabra* og *Corella parallelogramma*. Blant de vanligste algearter i region C var typiske tareskogarter som *Callophyllis cristata*, *Membranoptera alata*, *Ptilota plumosa*, *Plumaria elegans*, *Palmaria palmata* (rødalger) og *Sphacelaria radicans*-gruppen som inkluderer formlike *S. caespitula* and *S. cirrosa* (brunalger). Typisk for region D er høyere forekomst av brunalger.



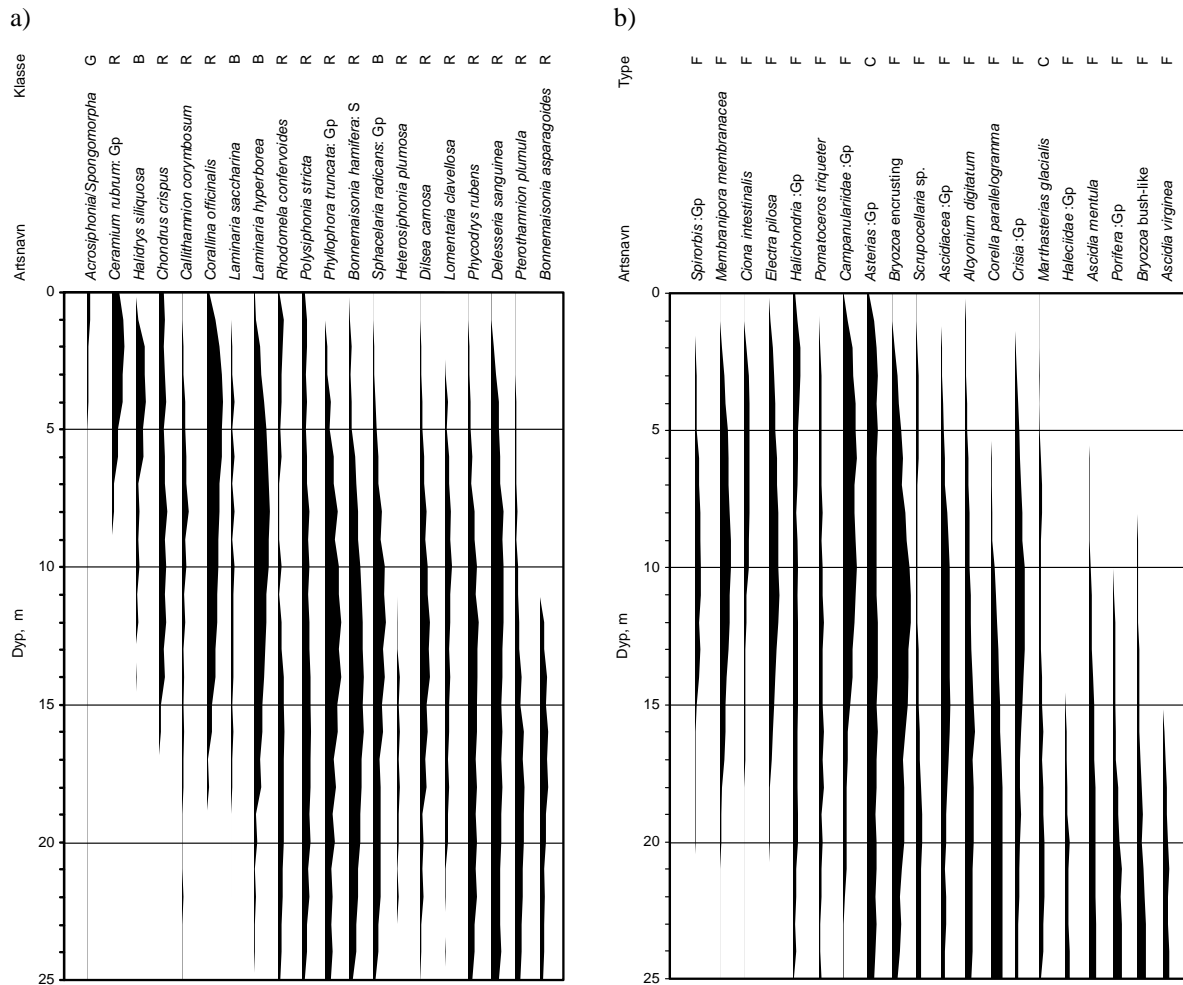
Figur 82. Antall alger og dyr (middelverdi, maksimums- og minimumsantall) og antall alger fordelt på klassene brun-, grønn- og rødalger og dyr gruppert i vannfiltrerende, rov- og herbivore dyr (middelverdi og standard avvik) i 4-22m dyp for perioden 1995-1999 (A02: 1995-1998).

Tabell 18. De mest vanlige alger og dyr registrert på hardbunn fra fjæra og ned til 22 m dyp i Skagerrak, på Sør-vestlandet og Vestlandet. Kategoriene (KAT) viser til R: rødalge, G: grønnalge, B: brunalge, A: algespiser, F: vannfiltrerer, K: rovdyr. Forekomst er gitt som sum over dybdeintervallet 4-22m og høyeste gjennomsnittlige forekomst på et enkeltdyp gitt i parentes (Max), etter en skala fra 0-4).

KAT	Alger	Region AB		Region C		RegionD	
		Sum	(Max)	Sum	(Max)	Sum	(Max)
R	<i>Aglaothamnion sepositum</i>					3	(2,5)
R	<i>Ahnfeltia plicata</i>			4	(1,2)		
R	<i>Bonnemaisonia asparagoides: gamet.</i>	18	(1,9)				
R	<i>Bonnemaisonia hamifera: sporp.</i>	46	(3,0)	51	(3,0)	68	(3,8)
R	<i>Brongniartella byssoides</i>	13	(1,4)	22	(2,2)		
R	<i>Callithamnion corymbosum</i>	7	(1,1)				
R	<i>Callophyllis cristata</i>			38	(2,4)	18	(1,5)
R	<i>Callophyllis laciniata</i>			12	(1,3)	12	(1,3)
R	<i>Ceramium rubrum (gruppe)</i>	16	(2,8)	9	(2,7)		
R	<i>Chondrus crispus</i>	21	(1,7)	12	(1,8)		
R	<i>Corallina officinalis</i>	40	(3,3)	31	(1,8)	20	(1,8)
R	<i>Delesseria sanguinea</i>	45	(2,5)	45	(2,8)	44	(2,3)
R	<i>Dilsea carnosa</i>	21	(1,9)	20	(1,8)		
R	<i>Heterosiphonia plumosa</i>	5	(0,7)				
R	<i>Lomentaria clavellosa</i>	18	(1,6)			34	(2,1)
R	<i>Mastocarpus stellata</i>			4	(3,8)	4	(3,0)
R	<i>Membranoptera alata</i>			31	(2,6)	20	(2,1)
R	<i>Odonthalia dentata</i>	14	(1,3)	11	(0,9)		
R	<i>Palmaria palmata</i>			25	(2,8)	25	(2,9)
R	<i>Phycodrys rubens</i>	33	(2,3)	54	(2,8)	42	(2,4)
R	<i>Phyllophora truncata/pseudoceranoides</i>	46	(3,3)	39	(2,9)	14	(1,1)
R	<i>Plocamium cartilagineum</i>			5	(0,7)		
R	<i>Polysiphonia elongata</i>	8	(1,6)				
R	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	6	(1,6)				
R	<i>Polysiphonia stricta</i>	36	(2,0)	42	(2,5)	32	(2,9)
R	<i>Pterosiphonia parasittica</i>			21	(1,6)		
R	<i>Pterothamnion plumula (gruppe)</i>	21	(1,9)				
R	<i>Ptilota plumosa</i>			35	(2,3)	21	(2,0)
R	<i>Rhodomela confervoides</i>	22	(1,3)	21	(1,8)		
G	<i>Acrosiphonia/Spongomorpha</i>	10	(2,7)				
G	<i>Chaetomorpha melagonium</i>	15	(1,5)	25	(2,3)	22	(2,0)
G	<i>Cladophora rupestris</i>			3	(1,2)		
G	<i>Derbesia marina</i>					19	(1,6)
G	<i>Halicystis ovalis</i>			19	(1,5)		
G	<i>Spongomorpha arcta/centralis</i>					2	(1,8)
B	<i>Alaria esculenta</i>			16	(2,6)	12	(2,1)
B	<i>Chorda tomentosa</i>	13	(2,6)				
B	<i>Chordaria flagelliformis</i>	7	(1,6)				
B	<i>Cutleria multifida Aglazoniastadia</i>					40	(2,4)
B	<i>Desmarestia aculeata</i>	13	(1,2)			21	(2,0)
B	<i>Desmarestia viridis</i>	17	(1,4)	16	(1,1)	28	(2,2)
B	<i>Dictyota dichotoma</i>					22	(1,5)
B	<i>Giffordia sp.</i>					17	(1,8)
B	<i>Halidrys siliquosa</i>	15	(2,2)				
B	<i>Laminaria digitata</i>			9	(3,3)	5	(2,6)
	Forts...						

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge - 10-årsrapport (TA-1883/2002)

Forts...							
B	<i>Laminaria hyperborea</i>	41	(3,3)	72	(4,0)	63	(4,0)
B	<i>Laminaria saccharina (sum)</i>	12	(1,0)			35	(3,0)
B	<i>Saccorizza polyschides</i>					14	(2,0)
B	<i>Sphacelaria plumosa(gruppe)</i>			12	(1,5)	19	(2,2)
B	<i>Sphacelaria radicans(gruppe)</i>	37	(2,7)	53	(3,8)	55	(3,7)
SUM		615		757		729	
		Region AB		Region C		RegionD	
		Skagerrak		Sørvestlandet		Vestlandet	
KAT	Dyr	Sum	Maks.	Sum	Maks.	Sum	Maks.
A	<i>Calliostoma (gruppe)</i>					15,9	(1,1)
A	<i>Echinus esculentus</i>					20,1	(1,7)
A	<i>Gibbula (gruppe)</i>					12,1	(0,9)
A	<i>Prosobranchia (gruppe)</i>					0,6	(0,2)
F	<i>Alcyonidium (gruppe)</i>			6,2	(0,9)		
F	<i>Alcyonium digitatum</i>	27,1	(1,8)	7,7	(0,7)	8,5	(0,7)
F	<i>Ascidia mentula</i>	20,3	(1,7)				
F	<i>Ascidia virginea</i>	11,3	(1,4)				
F	<i>Ascidia (GRUPPE)</i>	28,3	(1,9)				
F	<i>Ascidia encrust, (gruppe)</i>	7,3	(0,6)	40,1	(2,4)	43,2	(4,0)
F	<i>Balanus (gruppe)</i>	9,9	(4,8)	13,5	(2,9)	10,4	(4,3)
F	<i>Balanus balanus</i>					13,4	(0,9)
F	<i>Botrylloides/Botryllus (gruppe)</i>	7,5	(0,8)	31,4	(2,5)	14,9	(2,1)
F	<i>Bryozoa bush-like (gruppe)</i>	13,0	(1,8)	7,3	(0,9)	13,2	(0,9)
F	<i>Bryozoa encrusting (gruppe)</i>	58,8	(4,0)	137,3	(7,2)	84,0	(4,0)
F	<i>Campanulariidae (gruppe)</i>	42,5	(3,0)	59,6	(3,7)	37,2	(3,4)
F	<i>Ciona intestinalis</i>	11,6	(1,3)				
F	<i>Clavelina lepadiformis</i>					16,2	(1,0)
F	<i>Corella parallelogramma</i>	35,5	(2,6)	11,8	(1,1)		
F	<i>Crisia (gruppe)</i>	29,7	(2,1)	49,0	(3,5)	47,6	(3,6)
F	<i>Dendrodoa grossularia</i>	7,4	(1,0)	13,7	(1,2)		
F	<i>Dynamena pumila</i>			13,7	(1,4)		
F	<i>Electra pilosa</i>	25,1	(2,1)	46,1	(2,5)	40,0	(2,3)
F	<i>Flustra foliacea</i>	7,6	(0,7)				
F	<i>Haleciidae (gruppe)</i>	10,4	(1,3)	8,3	(0,9)	16,7	(1,8)
F	<i>Halichondria (gruppe)</i>	22,3	(1,4)	27,3	(2,0)		
F	<i>Hymedesmia (gruppe)</i>	9,7	(1,6)			7,8	(0,8)
F	<i>Leucosolenia (gruppe)</i>	9,6	(0,7)	16,7	(1,1)	8,8	(0,8)
F	<i>Membranipora membranacea</i>	27,3	(2,3)	37,5	(2,1)	33,9	(2,0)
F	<i>Molgula sp,</i>			7,1	(0,8)		
F	<i>Mytilus edulis</i>	8,9	(3,3)	13,8	(2,9)	8,0	(2,9)
F	<i>Pomatoceros triqueter</i>	20,1	(1,1)	26,0	(1,8)	27,3	(2,1)
F	<i>Porifera (gruppe)</i>	15,4	(1,8)	6,7	(0,7)		
F	<i>Sagartiogeton (gruppe)</i>			5,6	(0,9)		
F	<i>Scrupocellaria sp,</i>	14,1	(1,3)	16,3	(1,2)	50,6	(3,6)
F	<i>Sertularella sp,</i>			14,9	(1,1)	7,6	(1,3)
F	<i>Spirorbis (gruppe)</i>	11,4	(1,3)	51,8	(3,0)	43,6	(2,9)
F	<i>Sycon (gruppe)</i>	8,2	(0,8)	11,2	(0,8)	9,2	(0,7)
F	<i>Tubulipora (gruppe)</i>			21,7	(1,7)	10,3	(0,8)
F	<i>Urticina felina</i>	8,5	(0,6)	11,7	(0,9)		
K	<i>Aplysia punctata</i>					9,8	(0,9)
K	<i>Asterias (gruppe)</i>	49,3	(2,2)	46,4	(2,1)	36,7	(1,9)
K	<i>Henricia sanguinolenta</i>					7,6	(0,8)
K	<i>Marthasterias glacialis</i>	13,1	(1,1)	13,4	(1,1)		
SUM		571		774		655	



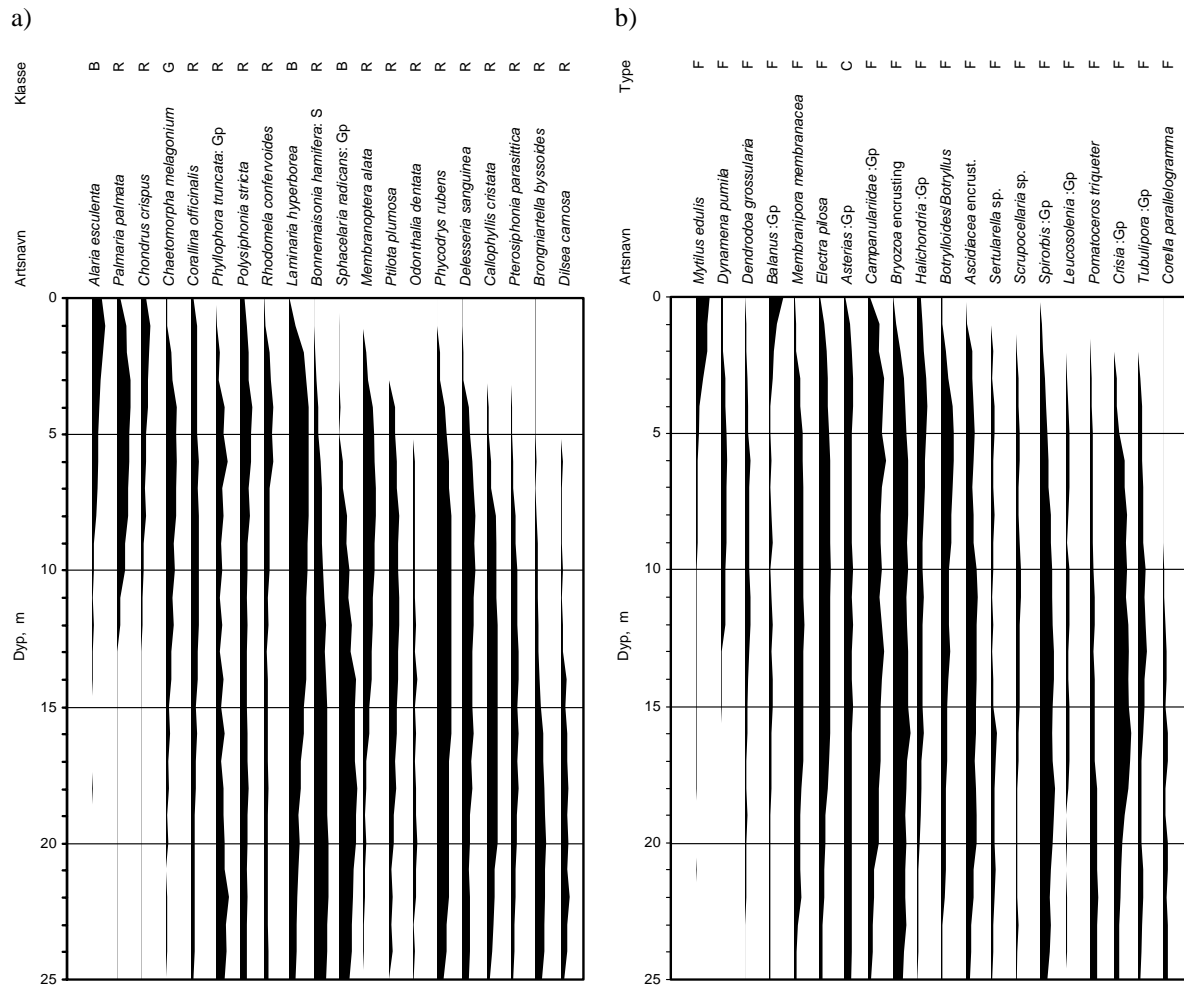
Figur 83. Vertikal forekomst av vanlige og karakteristiske a) alger og b) dyr på hardbunn i region AB (Skagerrak). Tykkelsen på linjene indikerer mengde av artene beregnet som gjennomsnitt forekomst 1995-1999. Atrsnavn+Gr=taxagruppe, Klasse: B=brunalger, G=grønnalger, R=rødalger, Type: C=kjøttetere, F=filtrerere, H=planteetere.

Blant de vanligste artene i D er *Laminaria saccharina*, *Cutleria multifida*, *Sphacelaria radicans*-group, *Desmarestia viridis* og *Ectocarpaceae*-gruppen (inkl. *Ectocarpus* spp., *Giffordia* spp., *Laminariocolax tomentosoides*, *Pilayella littoralis* og *Spongonema tomentosum* (m.fl.)).

Forskjell mellom regioner

Beregnet forskjell mellom regionene var 32% mellom AB og C, 36% mellom AB og D og 31% mellom C og D. Et høyt antall arter er felles for alle regioner som reflekteres i høy grad av likhet mellom regionene. Men som funnet i dette datamaterielet og i andre undersøkelser, finnes det flere typiske arter som har begrenset geografisk utbredelse til enkelte deler av den undersøkte kyststrekningen.

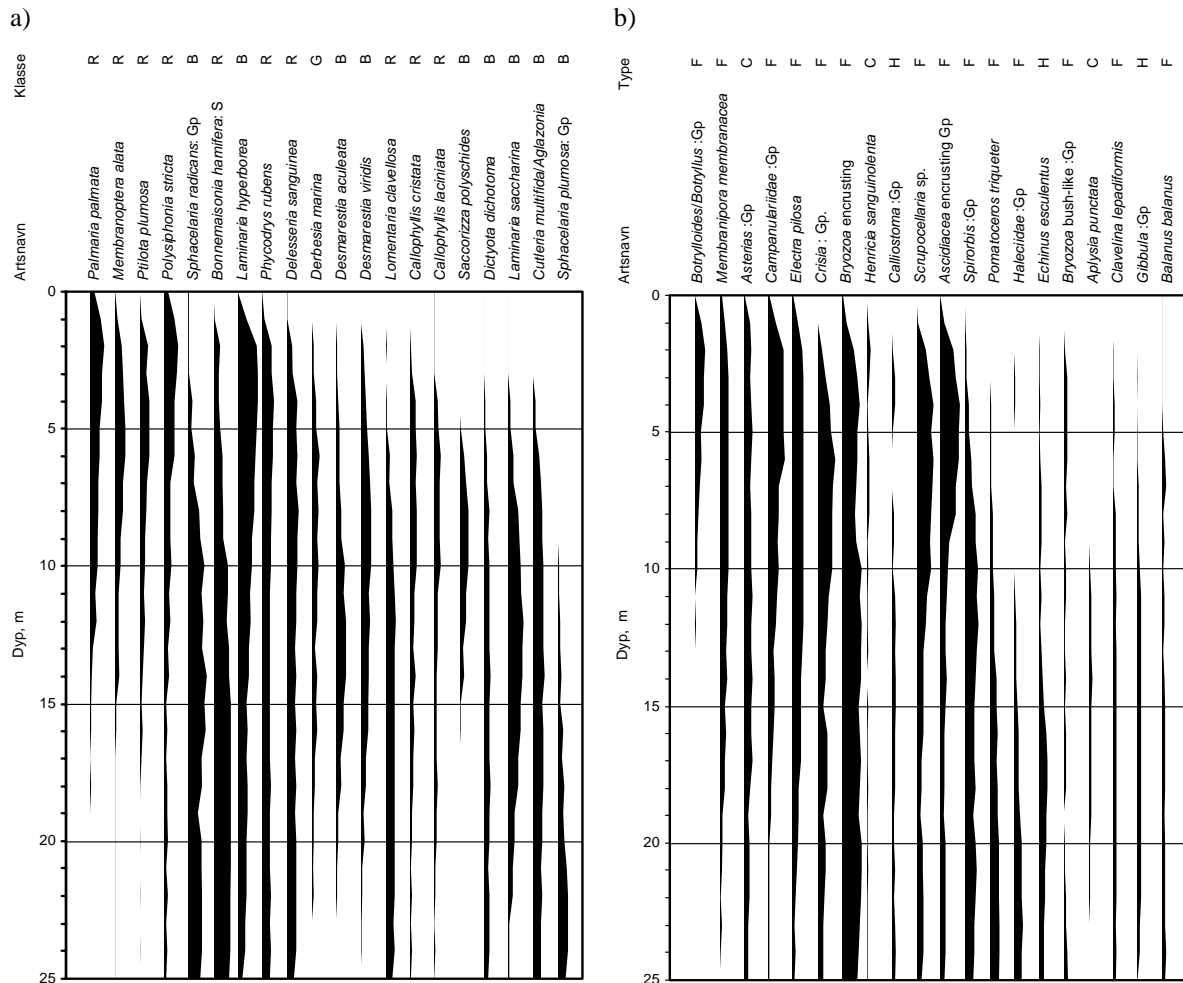
Den beregnede forskjellen mellom samfunn på Sørlandet og på Sør-vestlandet var først og fremst en økning i forekomsten av stortare (*Laminaria hyperborea*) og i forekomsten av vanlige tareskogarter som *Phycodrys rubens*, *Ptilota plumosa*, *Plumaria elegance*, *Membranoptera alata*, *Callophyllis cristata*, og *Palmaria palmata*. Dette skillet skyldes også



Figur 84. Vertikal forekomst av vanlige og karakteristiske a) alger og b) dyr på hardbunn i region C (Sør-vestlandet). Tykkelsen på linjene indikerer mengde av artene beregnet som gjennomsnitt forekomst 1995-1999. Artsnavn+Gr=taxagruppe, Klasse: B=brunalger, G=grønnalger, R=rødalger, Type: C=kjøttetere, F=filtrerere, H=planteetere.

forekomst av butare (*Alaria esculenta*) og rødalgen *Plocamium cartilagineum* som vokser i C-regionen, men ikke ble funnet på Sørlandsstasjonen. Motsatt ble rødalgen *Heterosiphonia plumosa* bare registrert i området AB. Andelen av "bart fjell" dekket med ubestemte brunalgeskorper var mindre i område C, likeså ble det funnet lavere forekomst av rødalgene *Corallina officinalis*, *Lomentaria* sp., *Chodrus crispus*, *Ceramium* spp., grønnalge-arter innen *Acrosiphonia* og brunalgeartene *Halidrys siliquosa* and *Laminaria saccharina*. Forekomsten av dyrearter som: *Spirorbis* spp. *Botrylloides/Botryllus*-gruppe og skorpeformede *Ascidiacea* spp. økte i region C sammenliknet med AB, mens forekomsten av solitary sjøpunger: *Corella parallelogramma*, *Ascidiella aspersa*, *A. scabra*, *Ascidia mentula*, *Ciona intestinalis* og bløtkorallen *Alcyonium digitatum*, var lavere i region C. *Ascidia virginea*, vanlig i region AB ble ikke registrert i region C.

Forskjellen mellom region C og D ble beregnet til 31%. Denne forskjellen skyldes først og fremst økt forekomst av brunalger (*Laminaria saccharina*, *Desmarestia viridis*, *D. aculeata*, and *Ectocarpaceae*-gruppen) og redusert forekomst av rødalger (*Phycodrys rubens*, *Ptilota plumosa/Plumaria elegans*-gruppe, *Callophyllis cristata*, *Brongniartella byssoidea*, *Phyllophora truncata*-group, *Dilsea carnosa*, *Corallina officinalis* og *Odonthalia dentata*). Den lille



Figur 85. Vertikal forekomst av vanlige og karakteristiske a) alger og b) dyr på hardbunn i region D (Vestlandet). Tykkelsen på linjene indikerer mengde av artene beregnet som gjennomsnitt forekomst 1995-1999. Artsnavn+Gr=taxagruppe, Klasse: B=brunalger, G=grønnalger, R=rødalger, Type: C=kjøttetere, F=filtrerere, H=planteetere.

rødalgen rødlo (*Trilliella intricata*, sporofytt av *Bonnemaisonia hamifera*) vokste rikelig i sjøsonen i region D. I tillegg til disse forskjeller ble de tre brunalgene *Cutleria multifida*, *Saccorizza polyschides* og *Dictyota dichotoma*, bare registrert i region D. Lavere forekomst av den skorpeformede kalkalgen *Lithothamnion* spp. ansees å henge sammen med at primærsubstratet i region D i langt større grad er dekket av skorpeformede dyr. Av dyrearter som bare ble registrert i region D var den kolonbyggende sjøpungen *Clavelina lepadiformis* og sneglen *Aplysia punctata* (er imidlertid observert i fjæresonen på Sørlandet) Økt forekomst ble registrert for buskformede mosdyr (bryozooer), algeetere (*Echinus acutus*, *E. esculentus*, *Psammechinus miliaris*, *Strongylocentrotus droebachiensis* og *Calliostoma* spp.). Mens lavere forekomst ble observert for artene *Halichondria* spp. (brødsvamp), *Botrylloides/Botryllus*-gruppe og *Dendrodoa grossularia*.

I datamaterialet er det i tillegg til de som er nevnt her, arter som bare er blitt observert i begrensede deler av kyststrekningen. Men deres betydning for forskjeller mellom regioner var likevel mindre enn for de arter som kom innenfor sperregrensen satt til 50% kumulativt bidrag til forskjell. I biodiversitetsammenheng er disse "mer sjeldne" artene meget viktige, men i en numerisk beregning av biogeografiske regioner er deres bidrag lite.

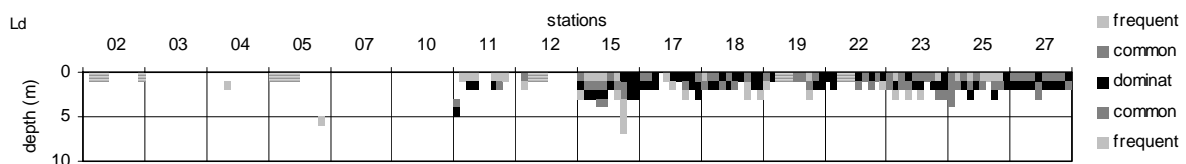
8.3.4 Tareskog

Forekomst og utbredelse over tid på de 16 hardbunnsstasjonene er vist i Figur 86. Mørk farge angir mye tare og for hver stasjon er forekomst og dybdeutbredelse vist for årene 1990 til 1999 ((ett år pr. stolpe).

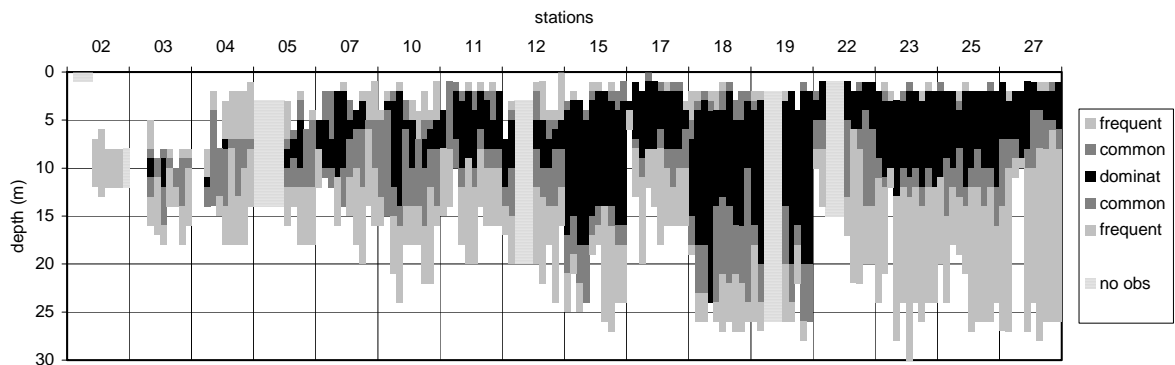
Fingertare ble sjelden observert i Skagerrak (stasjon 02 til 12) på disse høyt bølgeeksponerte lokalitetene, men var vanlig i de øvre 2 m av sjøsonen på Sørvest- og Vestlandet. Morfologisk kan det være vanskelig å skille stortare og fingertare fra hverandre i Skagerrak-regionen, og spesielt mindre, yngre planter. Det kan derfor ha forekommet feilbestemmelser til tross for stikkprøver.

Stortare ble observert på alle stasjonene med økende forekomst og dybdeutbredelse vestover. Høyest forekomst og dybdeutbredelse av stortare ble registrert på sørvestlandet (stasjon 15, 18 og 19) hvor stortare var vanlig helt ned til 20-25m.

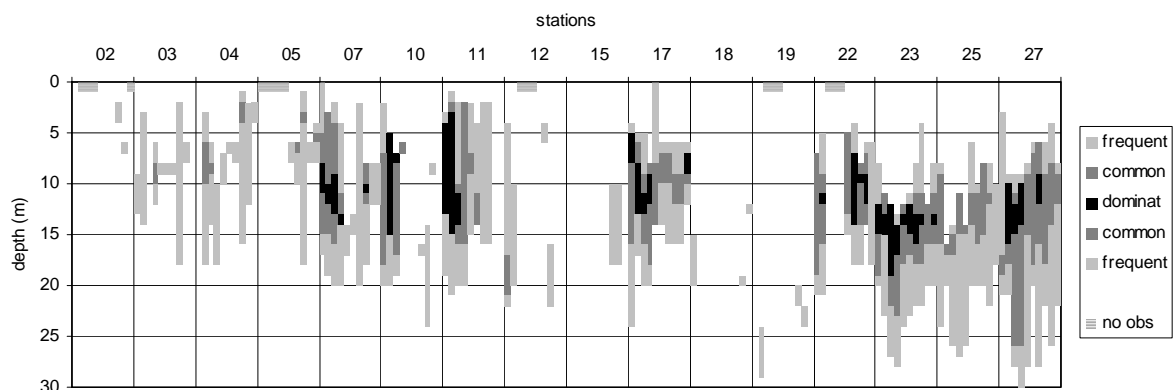
Laminaria digitata-fingertare



Laminaria hyperborea-stortare



Laminaria saccharina-sukkertare



Figur 86. Forekomst og utbredelse av tare i perioden 1990-1999 på 16 stasjoner Merk at dataseriene ikke er komplette for stasjonene 02, 05, 12, 19 and 22 (no obs). frequent=spredt forekomst, common=vanlig, dominant=dominerende.

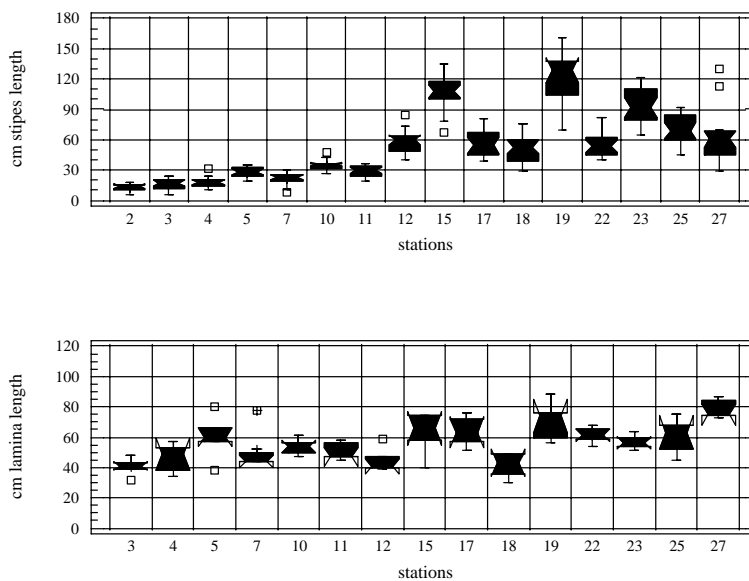
I Skagerrak, som det framgår av figuren, blir stortaren dykket ned innover i Skagerrak. Redusert dybdeutbredelse og stor årsvariasjon i forekomst, viser at Skagerrak er et grenseområde for utbredelse av stortare.

Forekomsten av sukkertare varierte stort fra år til år og fra stasjon til stasjon. Typisk er likevel stor forekomst av sukkertare på litt mer beskyttede lokaliteter som f.eks. stasjon 11 og 17. Begge disse ligger mer beskyttet mot bølgeeksponering enn deres nabostasjoner. Det kan synes som om sukkertare og stortare står i et konkurranseforhold og favoriseres av ulike miljøbetingelser. De år hvor det er registrert mye sukkertare er det lav forekomst av stortare og motsatt. I 1990-92 og 1996-97 ble det registrert lavere forekomst av stortare og samtidig høyere forekomst og utbredelse av sukkertare. På Vestlandet synes sukkertare å overta dominansen på dypere vann, samtidig som dominerende stortareskog på de undersøkte stasjoner sjelden gikk dypere enn 10-12m.

Forekomst av stortare har mye å si for artssammensetningen i hardbunnsamfunnet. Stortare er en nøkkelart og variasjoner i dens utbredelse og mengde, gir ringvirkninger til hele samfunnet. En matematisk analyse (CCA) på linje med den evaluering utført for næringsalters virkning på bunnsamfunnet, viser at forekomst av stortare alene kan forklare hele 15% av den totale variasjonen i hardbunnsamfunnet.

Lengde av stortare stilk (stipes) og blad (lamina)

Som vist i Figur 87 og Tabell 19 er de klart lengste stortareplantene funnet på de mest bølgeeksponerte stasjonene 15 (C15-Farsund) og 19 (C19-Egersund). 18 (C18-Flekkefjord) er også sterkt bølgeeksponert, men plantene her er kort trolig fordi sterke vinterstormer årlig river vekk de største individene. Men selv om det er stor forskjell i stilk lengde, er det liten forskjell i den årlige produksjonen av stortareblad (målt i mai/juni=siste halvdel av vekstsesongen). Produksjonen er derfor høy også i de marginale ytre Oslofjordområdet. Men det viktige 3-dimensjonale rommet taren skaper er vesentlig bestemt gjennom stilkenes lengde. Tareskogen er derfor 'rikest' på sørvest og Vestlandet.



Figur 87. Lengde av stipes og lamina av stortare målt på 5 individer fra canopy-populasjonen fra hver stasjon årlig i perioden 1992-1999.

Tabell 19. ANOVA tabell for stilk og bladlengde av stortare.

Stipeslengde (cm) og stasjon		Analysis of Variance			
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	313456.0	15	20897.1	117.39	0.0000
Within groups	52512.0	295	178.007		
Total (Corr.)	365969.0	310			

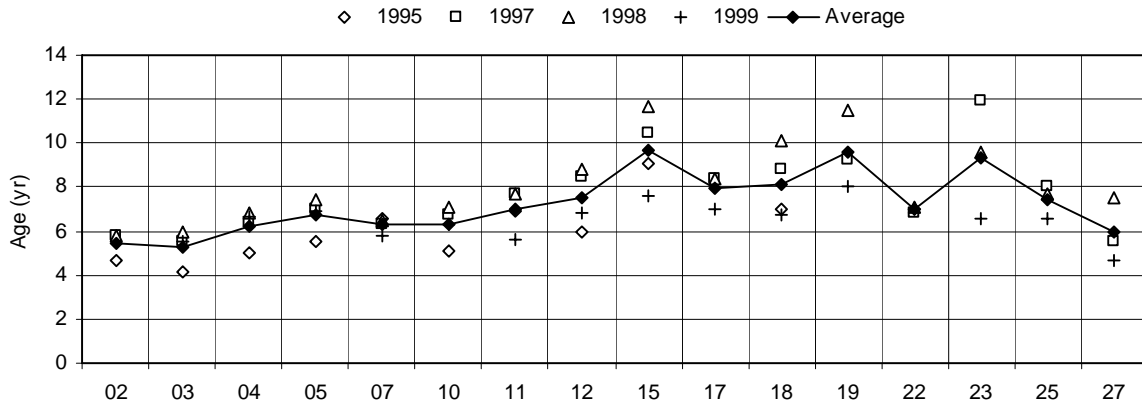
Multiple Range Tests av stilk lengde (cm) mot stasjon

Method: 95.0 percent Bonferroni			
stations	Count	Mean cm	Homogeneous Groups
2	13	13.0278	X
3	19	15.7032	X
4	19	18.3311	X
7	21	21.6595	XX
5	18	28.0111	XX
11	20	28.654	XX
10	21	35.5629	X
18	21	50.8286	X
22	20	55.4667	XX
17	20	56.2908	XX
12	20	57.87	XX
27	20	62.0225	XX
25	19	69.4763	X
23	21	95.2367	X
15	20	106.423	X
19	19	122.242	X

Laminalengde (cm) og stasjon		Analysis of Variance			
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	8065.95	14	576.139	5.75	0.0000
Within groups	6007.6	60	100.127		
Total (Corr.)	14073.5	74			

Multiple Range Tests av bladlengde (cm) mot stasjon

Method: 95.0 percent Bonferroni			
stations	Count	Mean	Homogeneous Groups
3	5	40.6	X
18	5	41.4	X
12	5	45.2	X
4	5	46.2	X
11	5	50.6	XX
7	5	52.0	XX
10	5	53.6	XX
23	5	57.0	XXX
5	5	60.2	XXX
25	5	60.6	XXX
22	5	61.4	XXX
15	5	62.4	XXX
17	5	63.8	XXX
19	5	70.8	XX
27	5	78.6	X



Figur 88. Alder av stortareindivider plukket blant canopypopulasjonen fra de 16 stasjonene i perioden 1995-1999. (Average=gjennomsnitt).

I Skagerrak var alderen av de største plantene 4 til 9 år med økende alder mot vest (Figur 88). Av figuren ser en også en generell årstilvekst i samfunnet av like gamle planter, ved at plantesamfunnet målt i 1995 er yngre enn i påfølgende år. Plantesamfunnet synes å være eldst i 1998 (trekant). Dette gjelder også for mange av de andre stasjonene. Høyest alder ble målt på sørvest (st C15, C19) og Vestlandet (D23). Stor variasjon i alderen målt på C18 kan ha sammenheng med destruktive vinterstormer som antydnet i forbindelse med registrering av kortere planter på denne stasjonen.

I 1999 ble det observert (kryss) generelt yngre planter enn tidligere år, som også indikerer at den eldre generasjonen over høst-vinterperioden er skiftet ut med en yngre generasjon.

8.3.5 Samfunn på vertikale vegger

Som vist i Figur 89 var samfunnsstrukturen på de fire utvalgte stereofoto-lokalitetene (A3, B10, C18 og D27) i hovedsak ulik gjennom hele undersøkelsesperioden. Dette gjaldt både på de grunne og de dype stasjonene. Dette bekrefter påviste biogeografiske forskjeller mellom de fire stasjonene. På de grunne stasjonene (6-11m) var det hovedsakelig forskjeller i dekning av de skorpeformete algene *Lithothamnion* spp. (inklusive *Phymatolithon* spp.) og "mørke skorpeformete alger" som skilte stasjonene. På de dype stasjonene (17-22m) var det ulik dekning av *Lithothamnion* spp., detritus (ikke levende organisk materiale), og rødalgen *Bonnemaisonia hamifera* som skilte stasjonene.

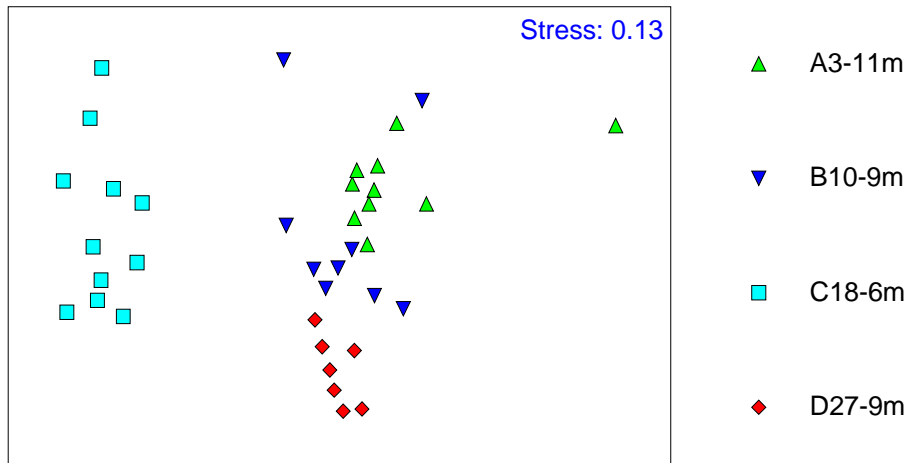
Artssammensetning og naturlig variasjon

På de åtte undersøkte fjellveggene (å 1.5-3m²) ble det tilsammen registrert 86 ulike kategorier av organismer i perioden 1989-1999; 27 var alger og 59 dyr. I tillegg ble 5 ikke-biotiske kategorier registrert og kvantifisert. Tilstedeværelse og mengde av de organismer som okkuperer primærsubstratet, det vil si vokser direkte på fjellet eller konkurrerer om plassen der, er datagrunnlag for analysene av likhet/ulikhet i samfunnstruktur mellom prøver. Av disse 91 taxa/kategorier hadde bare 20 en gjennomsnittlig dekningsgrad som var større enn 0.5% (Tabell 20).

Skorpedannende kalkalger var den vanligst forekommende organismen med gjennomsnittlig dekningsgrad på 52% for hele undersøkelsesområdet. Unntaket er Vestlandet, stasjon D27, hvor tetrasporofyten av den trådformede rødalgen *Bonnemaisonia hamifera* var vanligst. Blant dyrene var sekkedyrene *Ciona intestinalis* og *Corella parallelogramma*, blåskjell

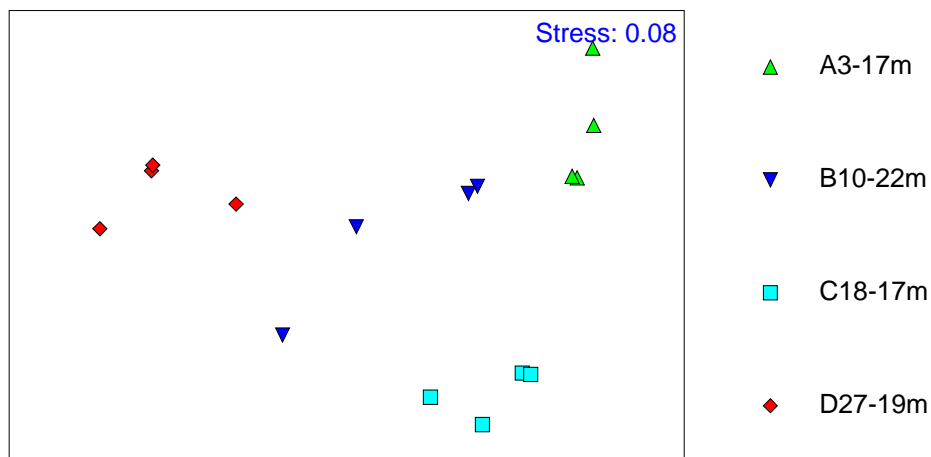
A

A3, B10, C18, D27 - Grunne stasjoner



B

A3, B10, C18, D27 - Dype stasjoner



Figur 89 Forskjell mellom gruntvannssamfunn på de grunne (A) og de dype (B) stereostasjonene for hhv 1989-1999 og 1996-1999 vist ved hjelp av MDS (multiple dimensional scaling). Nærhet mellom punkter indikerer likhet i samfunnstruktur. Forskjellen mellom stasjonene er større enn endringene over tid.

Tabell 20. De mest vanlige taxa/kategorier registrert i undersøkelsene av stereo-lokalitetene; dvs. med en gjennomsnittsdekning av primært substrat >0.5 % for en lokalitet-dyp. "P" angir gjennomsnitt for hele undersøkelsen. *) indikerer "fri-plass" for okkupanter (se tekst).

taxa/kategori	P	A 3		B 10		C 18		D 27	
		11	17	9	22	6	17	9	19
<i>Lithothamnion</i> spp. (inkl. <i>Phymatolithon</i> spp.) *) - skorpeformede rødalger	37	37	31	37	66	49	47	20	12
Mørke skorpeformede alger (Dark encrusting algae *)	15	19	2	27	8	2	12	44	3
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> (tetrasporofyt fase) - rødalge	14	+		6	13	2	1	15	75
Detritus: ikke levende organisk materiale, uklassifisert	9	5	34	3	7	2	6	10	3
<i>Ciona intestinalis</i> - sekkedyr	5	11	+	+	+	+	28		
Buskformete mosdyr (inkl.: <i>Bugula flabellata</i> , <i>B. pupuroincta</i> , <i>Caberea ellisii</i> , <i>Dendrobeatia murrayana</i> , <i>Scrupocellaria</i> spp., <i>Securiflustra securifrons</i>)	3		14	+	+	2	3	3	+
<i>Corallina officinalis</i> - krasing (rødalge)	2	11		6		+	+	+	
<i>Pomatoceros triqueter</i> - trekantmark	2	11	+	6	+	+	+	+	+
<i>Mytilus edulis</i> - blåskjell	2	+		7		10			
<i>Corella parallelogramma</i> - sekkedyr	2	+	10	+	5	+			
Diverse sekkedyr (inkl.: <i>Aplidium proliferum</i> , <i>Diplosoma listerianum</i> , <i>Polyclinum aurantium</i> , <i>Sidnyum turbinatum</i>)	1	+	+	+		8	+	+	+
<i>Laminaria hyperborea</i> - stortare	1	1		2		+	+	4	+
Skorpeformete mosdyr (inkl.: <i>Callopera lineata</i> , <i>Cellepora pumicosa</i> , <i>Parasmittina trispinosa</i> , <i>Umbonula littoralis</i>)	1	+	+	+	+	7	+	+	+
<i>Alcyonium digitatum</i> - dødningsehånd	1	+	3	+		4	+	+	
<i>Halichondria panicea</i> - brødsvamp	1		1	+	+	4	+	+	+
<i>Porifera</i> indet., skorpeformete svamper	1		2		2	+	+	+	1
Uklassifisert kalkbelegg *)	1	+	2	+	+	1	+	+	1
<i>Clavelina lepadiformis</i> - sekkedyr	0							+	3
<i>Botrylloides/Botryllus</i> spp. - sekkedyr	0	+		+		3	+	+	+
<i>Leucosolenia complicata/L. coriacea</i> - svamper	0		+	+	+	3	+		+

(*Mytilus edulis*), buskformede mosdyr (Bryozoa) og kalkrørsmarken trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) de vanligst forekommende med en dekningsgrad på 2-5% på primærsubstratet. Av de ikke-biotiske kategorier var detritus vanligst forekommende, gjennomsnittlig med 9% dekningsgrad, men på A3-17m så mye som 34% i gjennomsnitt for perioden (Tabell 20).

Det ble funnet få områder med bart fjell, aldri mer enn 1% dekningsgrad, men skorpe-dannende alger som *Lithothamnion* spp. og "brunt på fjell" er ansett for å være potensielt ledig substrat for ny rekruttering, og slik kan en si at mulighetene for rekruttering og lateral vekst hos allerede etablerte organismer stort sett var tilstede.

Undersøkelser av utvikling av bunnsamfunn på skrapte arealer (2 kvadrater á 0.25m²) på hver av de grunne stasjonene viste at gjenetablering av samfunnene tok omlag 2 år. Dette viser at de undersøkte bunnsamfunnene kan tåle forstyrrelser av dette omfang.

9. Metodebeskrivelser

9.1 Hydrografi/-kjemi og plankton

9.1.1 Stasjoner og parametre

Hydrografiske/hydrokjemiske observasjoner startet våren/sommeren 1990. Fra å ha omfattet 5 hovedstasjoner og 2 overflatestasjoner ble programmet redusert i 1992 til 4 hovedstasjoner og en overflatestasjon. I 1996 ble antall observerte variable på Arendal St. 3 redusert og en stasjon ved Utsira opprettet. Stasjonskart er vist i Figur 1 og Tabell 1 viser stasjonsposisjoner og observasjonsfrekvens. Tabell 21 viser observerte variable.

For en detaljert beskrivelse av metodene henvises til datarapportene. Her er også presentert resultatet av årlige parallellanalyser mellom de ulike laboratorier.

Tabell 21. Oversikt over observasjonsparametre på hydrografistasjoner.

Stasjon/ parameter	Jomfrulands- rennen	Jomfruland	Arendal 2	Arendal 3	Lista	Utsira
Temperatur	x	x	x	x	x	x
Saltholdighet	x	x	x	x	x	x
Oksygen	x	x	x	x		
Tot-P	x	x	x	x**	x	x
PO ₄ -P		x	x	x	x	x
POP		x	x	x**		x
Tot-N	x	x	x	x	x	x
NO ₃ -N+NO ₂ -N		x				
NO ₃ -N			x	x	x	x
NO ₂ -N			x	x	x	x
NH ₄ -N		x	x	x**	x	
PON		x	x	x**		x
Si ₂ O ₃ -Si		x	x	x	x	x
POC		x	x	x**		x
TSM*		x	x			
Gulstoff		x	x	x**	x	x
Kl-a		x	x	x	x	x
Siktedyp	x	x	x	x	x	x
Planteplankton		x	x			
Zooplankton			x			

* = totalt suspendert materiale. ** = Bare observasjoner på dyp fra 100 m og til bunn.

Standard prøvetakingsdyp var: 0, 5, 10, 20, 30, 50, 75, 100, 125, 150, 200 og 300 meters dyp eller et dyp nær bunn avhengig av stasjonsdyp. Enkelte variable ble bare analysert på et begrenset antall dyp. Fra og med 1993 er det tatt blandprøver fra 0 - 30 meters dyp på partikulært materiale, klorofyll-a og planteplankton. Saltholdighet og temperatur ble observert med STD-sonde (Sensordata) eller CTD-sonde (Neil Brown). Resultatene fra STD-sondene er kontrollert med saltholdighetsanalyser av vannprøver på enkelte dyp og temperaturen med parallelle vendetermometre. Siktedypet ble observert uten vannkikkert. I felt ble vann til næringssaltanalysene filtrert gjennom en zooplanktonduk med 180 µm maskevidde. Samtlige analyser av totalt suspendert materiale ble analysert ved NIVA, mens øvrige analyser ble gjennomført ved HFF (Arendal 2 og 3, Lista og Utsira) og NIVA (Jomfruland og Jomfrulandsrenna), unntatt partikulært karbon og nitrogen ved Arendalstasjonene og Lista som ble analysert ved HI.

9.1.2 Planteplankton

Prøver for kvantifisering av planteplankton er samlet inn fra Arendal 2. (I startfasen av programmet ble det også samlet inn prøver fra stasjonene Færder og Jomfruland.) Det samles inn prøver av planteplankton for kvantitativ analyse ca. 22 ganger årlig og samtlige prøver er analysert.

I 1990-1992 ble planteplanktonprøvene samlet inn på dypene 0, 5, 10, 20 og 30 meter ved bruk av vannhenter og senere slått sammen til blandprøver. Fra 1993 har vannprøver for kvantifisering av planktoniske alger blitt innsamlet ved bruk av en 30 meter lang slange som sakte (<0,5 m/s) senkes ned i vannet. Vannet fra slangen er så tømt i et kar og ut fra dette er det tatt delprøver som representerer integrerte vannprøver fra de øvre 30 metrene av vannsøylen. Denne metoden kan ved høy grad av nøyaktighet under tellingene gi en oversikt over hvilke planteplanktonarter som er tilstede i den eufotiske sonen (den delen av vannsøylen som har tilstrekkelig lys til algevekst), men artsdominansen i sjiktvis blomstringer kamufleres.

Alle vannprøvene ble fiksert med sur Lugol (jodbasert fikseringsmiddel) og i tillegg en parallell vannprøve fiksert med nøytralisert formalin spesielt for kvantifisering av kalkflagellater.

Ved algetellingene er det benyttet vanlige platekammere og et sedimentasjonsvolum på 10 ml (deteksjonsgrense 100 celler/liter) for prøvene fra Arendal. I tillegg er det gjennomført telling av store dinoflagellater, slik som *Ceratium* og *Dinophysis*, etter at prøvene er blitt konsentrert på filter (deteksjonsgrense 20-40 celler/liter). Med unntak av telling av store dinoflagellater på filter, som er utført ved Forskningsstasjonen Flødevigen, er samtlige algeanalyser utført ved NIVAs Vestlandsavdeling.

Prøvetaking og klorofyll *a*-analyser er utført etter standardmetode (jfr. Aure m.fl. 1991). Videre behandling av prøvene er tidligere beskrevet (Pedersen m.fl., 1995).

9.1.3 Zooplankton

Overvåkingen av zooplankton gjennomføres på st. Arendal 2 og følger standardisert metode brukt ved Havforskningsinstituttet. Innsamlingen er utført fra 1994 parallelt med innsamling av øvrige vannprøver (ca. 22ggr./år). Prøvene ble innsamlet med en WP-2 planktonhåv med diameter 56 cm og maskevidde 200 µm. Håven ble senket til 50 m og trukket opp til overflaten med 0,5 m/s hastighet. Prøven ble spylt forsiktig ned i koppen og overført til plastboks for videre opparbeiding på laboratoriet hvor den ble delt i to med en planktondelel. Før deling ble store maneter og meduser tatt ut, tellt og lengdemålt. Den ene halvdel av prøven ble fiksert med 4% nøytralisert formalin og den andre halvdel ble tørket ved 60°C for tørrvektbestemmelse. En delprøve av den fikserte prøven ble tellt og artsbestemt. Prøven for tørrvektbestemmelse ble fraksjonert gjennom to siler med duk 1000 µm og 200 µm. De to fraksjonene ble tørket og veiet i hver sin skål.

9.2 Bløtbunn

9.2.1 Innsamling og laboratoriemetoder

Stasjonskart og tabelloversikt er vist i Figur 2 og Tabell 2.

Fra hver stasjon ble det årlig tatt fire replikate prøver med 0.1 m² Day- eller vanVeen-grabb. Grabbmaterialet ble vasket gjennom 1.0 mm sil. Alle dyr holdt tilbake av silen ble konservert, tallet og artsidentifisert.

Før sikting ble en liten delprøve tatt fra de øverste 2 cm av sedimentet for analyse av andelen av finstoff (silt og leire) og innhold av organisk karbon. Prosent silt og leire (< 63µm partikkelstørrelse) ble bestemt ved våtsikting. Etter fjerning av karbonater med saltsyre from frysetørket sediment, ble totalt organisk karbon (TOC) analysert på en CHN-element analysator.

9.2.2 Numeriske metoder og samfunnsanalyser

Artsmangfold ble kalkulert ved bruk av Shannon-Wiener indeks (H, \log_2) (Shannon & Weaver 1963) og Hurlberts indeks (ES_{100} , forventet antall arter blant 100 individer) (Hurlbert 1971). Lineær og polynomiell regresjonsanalyse ble benyttet for å avdekke tidstrender.

Multivariatanalyser ble utført med programmene PRIMER for Windows versjon 5.2.0 og CANOCO versjon 4.0 (terBraak & Smilauer, 1998). I PRIMER ble det utført analyser for å identifisere grupper av stasjoner med lignende artssammensetning. Analysene regner ut en likhetsmatrise mellom alle stasjoner etter fjerde rot transformering av artsdata, og foretar cluster- og MDS-analyse på denne. I SIMPER-analyse ble de mest karakteristiske artene innenfor hver stasjonsgruppe identifisert.

I CANOCO ble det utført korrespondanseanalyse (CA) og kanonisk korrespondanseanalyse (CCA). Begge er såkalte ordinerings-teknikker, dvs. analyser hvor prøver (stasjoner) og arter arrangeres etter akser. Resultatene illustreres i plott av akser, slik at mønstre og trender kan tolkes ut fra hvordan stasjoner og arter grupperes eller blir spredd i diagrammet. Analysene fremstiller parallelle plott for prøver (stasjoner) og variable (arter). Nærliggende punkter indikerer likhet, henholdsvis stasjoner med like organismsamfunn eller arter med sammenfallende utbredelse. I analysene beregnes det et mål for varians for hver akse - en 'eigen-verdi' eller 'inertia' - som matematisk uttrykker hvor mye biologisk varians aksene fanger opp og som derfor sier noe om hvor betydningsfullt det mønsteret som fremkommer er. Inertia-verdiene kan summeres over aksene og vise hvor mye varians flere akser under ett representerer. For hver analyse beregnes det også en total inertia som uttrykker hvor mye varians hele datasettet representerer. Med basis i total inertia kan betydningen av den enkelte akse angis i prosent.

I *korrespondanseanalyse (CA)* finnes de teoretisk beste arrangementer av prøver og arter etter akser. Inertia-verdiene vil angi hvor mye variasjon disse representerer. Aksene kan sammenholdes med informasjon om stasjoner og arter for å avgjøre hvilke forhold som er av størst betydning.

I *kanonisk korrespondanseanalyse (CCA)* inngår forklaringsvariable (miljøfaktorer) for stasjonene også i beregningene. Slike variable er f.eks. kornfordeling i sedimenter, næringssalter, TOC etc. Aksene ekstraheres på tilsvarende måte som i CA, men slik at de samtidig er tilpasset miljøfaktorene. Dette fører til at aksene spesifikt viser arrangementer av arter og prøver som samsvarer med miljødataene. Analysene vil derved kunne spore relasjoner

mellom arter og forklaringsvariable selv om disse er svake og overskygges av annen variasjon. Inertia-verdiene for aksene vil indikere hvor mye varians relasjonene representerer. Den totale inertia i analysen vil vise hvor mye av variasjonen som kan tilpasses mot miljøfaktorene.

Forklaringsvariablene legges inn i plottene i form av vektorer (piler) som peker i retning for økende verdier. Sterk trend vises ved lange vektorer, mens korte vektorer omvendt vil indikere svake trender. Vinkelen mellom par av vektorer vil grovt sett reflektere korrelasjonen mellom variablene. Forklaringsvariablene kan legges inn både i plott av stasjoner og av arter, og vil da indikere henholdsvis hovedtrekkene i variablene fordeling over stasjonene og artenes tyngdepunkt (optimum) i forhold til variablene.

9.3 Hardbunn

Undersøkelsene ble startet opp i 1990 og har vært gjennomført årlig i mai/juni på et varierende antall stasjoner ut fra prioriteringer innen programmet. Av hensyn til målsetning og sammenlikning over tid, har undersøkelsene vært lagt til samme årstid for alle år. Med få unntak er, av samme hensyn, de biologiske observasjoner blitt utført av samme personell i hele undersøkelsen.

9.3.1 Stasjoner

Ved opprettelsen av programmet ble hardbunnsstasjonene bevisst lagt til den ytre skjærgårdskysten for i mest mulig grad kunne fange opp endringer i kystvannet. Mange av stasjonene var allerede blitt undersøkt i forbindelse med registrering av skadevirkninger etter oppblomstringen av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis* våren 1988. Ut fra den erfaringen, ble også noen litt mer beskyttede stasjoner inkludert i Kystovervåkingsprogrammet. Stasjoner som inngår i programmet er vist i Figur 3 og Tabell 22.

Av totalt 27 stasjoner er det valgt ut 16 basisstasjoner for langtidsovervåking av miljøtilstand og analyse av utvikling over tid. De 16 stasjoner markert med bokstavene A, B, C eller D i stasjonskoden, som refererer til de presumtivt definerte interesseområdene: A: ytre Oslofjord (svenskegrensen - Larvik), B: Sørlandet (Tvedestrand - Kristiansand), C: Sørvestlandet (Flekkefjord - Egersund) og D: Vestlandet (Hordaland fylke).

Metodikken er basert på tre hovedmetoder: transektregistreringer, stereofotografering og tareskogundersøkelser, hvorav den første er den viktigste. I tillegg er det tidvis utført tilleggsundersøkelser, men disse er ikke omtalt nærmere i denne rapporten, da de ikke har tilført vesentlige resultater mht. programmets hovedmålsetning.

9.3.2 Transektregistrering

Transektregistrering innebærer kvalitativ og semikvantitativ registrering av makroskopiske (>1 mm), fastsittende alger og dyr (også inkl. langsomt bevegelige dyr) langs en trasé fra maks. 30 m dyp og opp til overflaten ved bruk av dykking. Dykkeren, en marin botaniker og en marin zoolog, foretar registrering av henholdsvis alger og dyr på hver annen dybdemeter fra nederste dyp og til overflaten. Dykkeren har telefonisk kontakt med en assistent på land som registrerer observasjonene. Mengden (*forekomsten*) av observerte arter anslås semikvantitativt etter en 4 delte skala (Tabell 23).

Metoden er ikke destruktiv slik at samme lokalitet kan undersøkes hver gang. Transekttraséen er beskrevet ved himmelretning fra et merke på land, med merkepinner av plast montert under vann (ikke alle stasjoner) og en feltbeskrivelse av traséen. Abiotiske faktorer som substrattypen og substrathelning, grad av nedslamming, horisontalsikt etc. inngår også i registreringene.

Artsidentifisering

Det sier seg selv at det er umulig å identifisere alle arter direkte i felt. Mange arter er makroskopisk svært like. Arter som ikke kan identifiseres i felt, ble samlet inn og senere (som regel samme dag) bestemt under lupe eller mikroskop. Et utvalg av de registrerte artene er konserverte og blir oppbevart på NIVA. Usikre bestemmelser har tidvis vært sendt for verifisering av taxonomiske spesialister (eksempelvis ved Universitetet i Oslo).

Tabell 22. Fullstendig oversikt over hardbunnsstasjoner under Kystovervåkingsprogrammet i perioden 1990 til 1999. De 16 stasjonene som er inkludert i denne 10-årsanalysen, er markert med stasjonsbokstav A, B, C og D. n er antall år en stasjon er undersøkt.

St. nr.	Stasjonsnavn	Sted	Breddegrad	Lengdegrad	Himmel -retning	år:													
						90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	n			
- 01	Tisler	Hvaler	58°59.05' *	10°57.92' *	209	x	x	x	x								4		
A02	Færder fyr	Y. Oslofj.	59°01.601'	10°31.605'	89	x				x	x	x	x	x	-		6		
A03	Lynghlm.	Sandefjord	59°02.589'	10°17.775'	160	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
A04	Oddaneskj.	Nevlunghvn	58°57.281'	09°51.853'	100	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
A05	O-skjær	Svenner fyr	58°58.385'	10°09.287'	010						x	x	x	x	x		5		
- 05	Arø	Kragerø	58°53.50' *	09°34.75' *	120	x	x										2		
- 06	Varø	Risør	58°58.385'	09°17.80' *	280	x	x										2		
B07	Tromøy N.	Arendal	58°30.793'	08°56.655'	360	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
- 08	Buøy	Arendal	58°30.63' *	08°54.55' *	135	x											1		
- 09	Torungen	Arendal	58°23.95' *	08°47.84' *	330	x											1		
B10	Presthlm.	Grimstad	58°16.392'	08°32.229'	140	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
B11	Humløøy	Lillesand	58°14.294'	08°25.736'	085	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
B12	Meholmen	Kr.sand	58°05.68' *	08°12.65' *	010	x	x				x	x	x	x	x		7		
- 13	Hærholmen	Mandal	57°59.74' *	07°39.60' *	225	x	x										2		
- 14	Åsgård	Mandal	57°59.29' *	07°20.52' *	220	x											1		
C15	Revø	Farsund	58°02.882'	06°47.757'	190	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
- 16	Vårnes	Lista	58°10.78' *	06°43.03' *	010	x	x										2		
C17	Stolen	Flekkefjord	58°13.294'	06°42.880'	240	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
C18	Rossøy	Hidra	58°13.682'	06°30.063'	170	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
C19	Oddefluei	Egersund	58°28.779'	05°49.831'	165	x	x				x	x	x	x	x		7		
- 20	Kjør	Stavanger	58°53.15' *	05°26.58' *	110	x	x										2		
- 21	Geitungene	Skudenes	59°07.90' *	05°15.10' *	090	x											1		
D22	Marhlm.	Espevær	59°34.840'	05°08.710'	116	x	x				x	x	x	x	x		7		
D23	Ylvesøy	Brandasund	59°52.822'	05°05.038'	350	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
- 24	L. Vardøy	Sotra, syd	60°10.30' *	05°00.00' *	220	x											1		
D25	Aarebrot	Sotra, nord	60°25.281'	04°54.422'	025	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		
- 26	Langøy	N.Øygarden	60°37.15' *	04°47.20' *	025	x											1		
D27	Maajøy	Fedje	60°47.787'	04°41.053'	030	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		10		

* Stasjonskoordinater beregnet fra sjøkart, ED-50. Øvrige posisjoner er målt med GPS (WGS-84).

Tabell 23. Semikvantitativ mengdeskala for angivelse av forekomst av hardbunnsarter.

Forekomstskala	Mengde	Prosent dekning	Ant. individer/m ²
1	enkeltfunn	< 5 %	< 1
2	sjelden	5-20 %	1-10
3	vanlig	20-80 %	10-100
4	dominerende	> 80 %	> 100

(etter Hjohlman, S. & T.E. Lein 1998.)

9.3.3 Tareskogregistreringer

Tareskogen er en nøkkelbiotop i ytre kyststrøk og tareskogundersøkelsene i kystovervåkingsprogrammet dekker Skagerrakkysten og deler av Vestlandskysten som ikke inngår i andre undersøkelsesprogrammer.

Derfor gjøres det taretellinger og lengdemålinger av tarestikker på utvalgte dyp i tillegg til observasjoner fra transektregistreringene hvor forekomst samt øvre og nedre voksegrense er registrert. Plantetetthet, først og fremst av stortare, *Laminaria hyperborea*, registreres ved å legge ut en 90° vinkel (2 x 2 m) på bunnen og telle individer fordelt på ulike størrelsesklasser,

innenfor et definert areal (mellom 1 og 3m² for store individer og innen 0,25m² for kimplanter). Det utføres 4 parallelle tellinger på minimum ett dyp (8-10m) på hver stasjon. I tillegg telles sjøpinnsvin, sjøstjerner etc. Lengde av stipes (stilk) på canopy-populasjonen, måles på tilfeldig individer innen vinkelarealene. Fra hver stasjon samles det i tillegg inn 5 velvoksne stortareindivider for lengde og aldersbestemmelse, samt kartlegging av påvekst-organismer (gjøres ikke hver år og rapporteres ikke her).

For måling av tareplantens (bladets) innhold av karbon, nitrogen og fosfor (CNP-analyser) ble det samlet inn vevsprøver fra ca. 10 planter på ca. 10 m dyp. Prøvene tas ved å stanse ut ca. 2cm store skiver av tarebladet over vekstsonen, ca. 10 cm fra overgangen mellom stilk og blad. Prøvene fryses og analyseres for karbon-, nitrogen- og fosfor-innhold etter standard (akkrediterte) metoder ved NIVA.

9.3.4 Stereofotografisk prøvetaking

Faste bunnarealer på de 16 lokalitetene er blitt avfotografert ved stereofotometodikk. En grunn og en dyp stasjon ble opprettet på hver lokalitet. De grunne stasjonene (6, 9 eller 11m dyp) er undersøkt siden 1989 og de dype stasjonene (17, 19 eller 22m) er undersøkt siden 1996. De faste bunnarealene besto av 3 m² flate på nær loddrett fjellvegg.



Det fotografiske prøvetakingsutstyret besto av to mekanisk synkroniserte Nikonos V kamera med 15 mm f./2,8 Nikkor objektiv og en Ikelite Substrobe 225 (før 1998) eller fire Dyfo SL32 blitser (siden 1998) montert til en referanseramme (0,5 x 0,5 x 0,1m) med tilleggsutstyr som dybdemåler, helningsmåler, og skriveplate. Kamerane er plassert 20cm fra hverandre og i samme plan, nøyaktig 50cm over referanserammens nederste kant. Dette oppsettet muliggjør en stereofotografisk avbildning av bunnen. En 3,5 m referanse-stang festes, med hjelp av to bolter, til fjellveggen og stereorammen hektes på stangen for å fotografere de bestemte bunnarealer. Seks 0,5 x 0,5m kvadrater er fotografert under stangen, nummerert 1U til 6U, og seks kvadrater er fotografert over stangen, nummerert 1O til 6O. (Se også Green 1980.)

Skraping av kvadrater

For å undersøke bunnsamfunnets stabilitet ble to kvadrater (1O og 1U) på de grunne stasjonene skrapet i 1995. Skorpeformete alger som *Lithothamnion* sp. eller uidentifiserte mørke skorpeformete alger kunne ikke fjernes helt. Kvadratene ble fotografert før og etter skraping.

Bildeanalyse

Analyse av stereofotografiske bilde-par ble gjort med hjelp av to optisk synkroniserte luper (Nikon SMZ-1B). Billedkvalitet ble registrert på en skala fra 1 (best) til 5. Dekning (%) av taxa og ikke levende kategorier (detritus, skallfragmenter osv.) ble estimert etter en subjektiv metode og tallet opp hvor det var praktisk mulig. Dekning av organismer/kategorier ble differensiert i tre sjikt: primært - det som er festet til bunnen, som f.eks. trekantmarken *Pomatoceros triqueter* eller skorpeformete rødalger, eller bart fjell; sekundært - det som er i kontakt med, eller festet til andre organismer/kategorier, som f.eks. korstroll *Asterias rubens*, skallfragmenter eller tarepåvekst; eller canopy - det som henger over bunn som f.eks. tareblad. Analysen tok ca. 20 minutter pr. bildepar. Punktanalyse og digitalisering kan også

brukes til kvantifisering av bildene. Disse metodene er mer objektive, men også betydelig mer tidkrevende (cf., JNCC 2001) samtidig som de ikke nødvendigvis gir nøyaktigere resultater (Dethier *et al.* 1993).

Fire lokaliteter, en fra hvert hovedområde, ble valgt ut for fullstendig bildeoppbeidelse (Tabell 24). For de grunne stasjonene 1989-1999, ble 6 (av 12) kvadrater analysert på hver lokalitet, og for de dype 1996-1999 ble alle 12 analysert.

Tabell 24. Beskrivelse av lokalitetene brukt for fotografisk overvåking av faste oppmerkede bunnarealer: posisjon, eksponeringsgrad (Ex^1), dyp (stasjon), himmelretning, helning(grader), og utvalgte år.

Lokalitet	Posisjon	Ex	Dyp	H.ret.	Hel.	År
A3	N 59°02.538'	72.1	11	S	80	90-99
Lyngholmen	E 10°17.770'		17		90	96-99
B10	N 58°16.404'	123.5	8	SE	80	89-90, 92-94, 96-99
Prestholmen	E 08°32.242'		22		80	96-99
C18	N 58°13.675'	147.6	6	E	90-110	89-99
Rosø	E 06°30.112'		17		90	96-99
D27	N 60°47.787'	15.6	8	NE	90	90, 92-94, 96-99
Fedje	E 04°41.053'		18		90	96-99

¹⁾ Beregnet som $0.1(a + 10b + 100c)$ hvor a, b, og c er antall åpne 10° sektorer med lengde på 0.5, 7.5 eller 100 km.

Dataseleksjon og analyse

De organismesamfunn som okkuperer primærtstasjonene er viktige for dynamikken i hardbunnsamfunnene. Imidlertid kan canopy-sjiktet, spesielt tåre på de grunne stasjonene, hindre undersøkelsen av dette primært-sjiktet ved skygging. Derfor ble bare de kvadratene hvor minst 70% av primært-sjiktet kunne bestemmes brukt videre i analysene. Et annet krav var at bildekvaliteten måtte være 3 eller bedre (skala fra 1 til 5). Resultatet ble at 81% av de 454 bildeparene kunne aksepteres, 74% på de grunne stasjonene og 94% på de dype stasjonene.

Taxabestemmelse er avhengig av bildekvalitet og mange arter lar seg ikke skille på bilder. Derfor ble arter som ligner hverandre, gruppert sammen i den statistiske analysen.

9.3.5 Databehandling og numeriske metoder

Kvalitetssikrede data er lagret i databasetabeller og for transektregistreringene er det benyttet interpolerte verdier for dyp mellom registreringsdypene (annen hver meter). Artsmengde (forekomst) fra transektregistreringene er lagret med verdi 1 til 4 etter iht. mengdeskala og senere antilogtransformert ($e^{\text{forekomst}}$) før statistiske samfunnsanalyser. Dekningsgrad beregning fra stereofotoanalysene er gitt som %-dekning og senere kvadratrot-transformert før Bray-Curtis likhetsindeks ble kalkulert.

Selv om det er tatt prøver for artsbestemmelse, er det praktisk ikke mulig å ta annet enn stikkprøver. I analysene er derfor morfologisk like arter gruppert i taxagrupper, f.eks. slekt eller orden eller i noen tilfeller grupper av morfologisk like. Dette er en akseptert metode som har vist seg å ha liten innvirkning på analyseresultatet. I teksten vil begrepet 'arter' også inkludere 'taxagrupper', men dette burde ikke forringe resultatforståelsen.

Multivariate analyser (som ikke-parametrisk *Multiple Dimensional Scaling* analyse-MDS) er utført med programpakken PRIMER (v5.0). MDS-analysene ble kjørt med 50 vilkårlige start verdier, og beregnet ut fra gruppegjennomsnitt. Analyse av statistisk styrke i likhet mellom

grupper av kvadrater eller stasjon-år ble gjort av ANOSIM2. SIMPER ble brukt til å identifisere de taxa/kategorier som karakteriserte forskjellige grupperinger av prøver.

I CANOCO (v. 4,0) ble det utført korrespondanseanalyse (CA) og kanonisk korrespondanseanalyse (CCA). Begge er såkalte ordinerings-teknikker, dvs. analyser hvor prøver (stasjoner) og arter arrangeres etter akser. Resultatene illustreres i plott av akser, slik at mønstre og trender kan tolkes ut fra hvordan stasjoner og arter grupperes eller blir spredd i diagrammet. (se bløtbunn, kap. 9.2.2, for nærmere beskrivelse). I kanonisk korrespondanseanalyse (CCA) inngår forklaringsvariable (miljøfaktorer) for stasjonene også i beregningene. Forklaringsvariablene legges inn i plottene i form av vektorer (piler) som peker i retning for økende verdier. Sterk trend vises ved lange vektorer, mens korte vektorer omvendt vil indikere svake trender. Vinkelen mellom par av vektorer vil grovt sett reflektere korrelasjonen mellom variablene.

Begrensninger gjort i transektdatamaterialet

Ved sammenlikning av (transekt-)stasjoner med hverandre og over tid og analyser av utvikling i lys av miljøfaktorer (som næringssalter), er det viktig å redusere støy i materialet. Typisk støy er usikre registreringer og variabel nøyaktighetsgrad. I analysene er det derfor foretatt utvalg fra transektdatamaterialet som sikrer et best mulig grunnlag for de ulike analyseformål.

To hovedavgrensninger er foretatt i transektdatasettene: 1) valg av representativt dypintervall og 2) valg av representativ tidsperiode.

1) Valg av representativt dypintervall. Registreringer i strandsonen inneholder to analytiske problemer. For det første en usikkerhet i datamaterialet, som skyldes at disse registreringer er spesielt avhengig av bølgeforholdene på undersøkelsestidspunktet. Arbeidsforholdene, på de sterkt bølgeutsatte lokalitetene som inngår i Kystovervåkingsprogrammet, har variert markert gjennom perioden og tidvis gitt gode og mer usikre registreringer. For det andre er det stor naturlig årsvariasjon i artssammensetningen på de bølgeeksponerte klippene, som introduserer en variasjon i datamaterialet det er vanskelig å korrigere for. Med hensyn til prosjektets målsetningen, spesielt utvikling over tid, er dataanalysene basert på flora og fauna i sjøsonen her derfinert fra og med 4m og ned til og med 22m dyp. Den nedre grense er fastsatt ut fra at hardbunnssubstratet er begrenset til øvre 23-24m dyp på en av stasjonene. Som eksempel er den store variasjonen funnet i artsantallet i de øvre metre er vist i Tabell 25 (stor varians) og i Figur 90 (stort standard avvik).

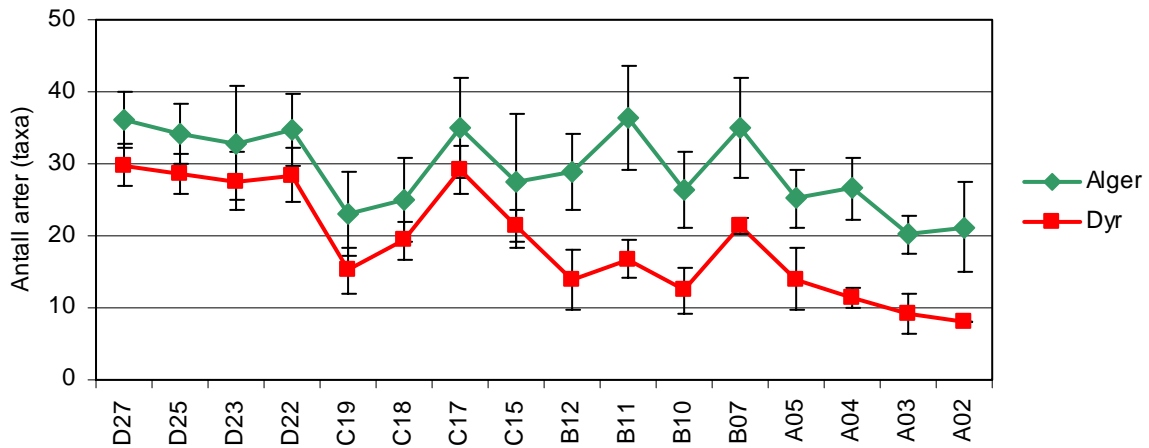
Selv om registreringer fra de øverste metrene er utelatt fra trendanalyser utført for denne rapporten, er de sikret i databasen og kan inngå i framtidige analyser.

2) Valg av representativ tidsperiode. Likhetsanalyser mellom stasjoner og mellom regioner, samt beskrivelse av normalsamfunn, er basert på datamaterialet fra årene 1995 til 1999, fordi alle de 16 hovedstasjonene er blitt undersøkt i denne perioden, med unntak av stasjon A02 Færder. A02 Færder lot seg ikke, av værmessige grunner, undersøke i 1999. I de analyser hvor et likt antall observasjoner fra hver stasjon har vært avgjørende, er tidsperioden begrenset til årene 1995-1998.

I tidstrendanalyser og i analyser av næringssalteffekter, er observasjoner fra hele perioden benyttet. For enkelte av analysene, som krever observasjoner for alle år, er datamaterialet begrenset til de stasjoner som har vært observert gjennom hele perioden.

Tabell 25. Antall arter (middelverdi, varians, minimums- og maksimumsantall) registrert i strandsonen fra 1 m over rurbeltet til og med 3 m under rurbeltet i perioden 1995 til 1999.

Stasjon	D27	D25	D23	D22	C19	C18	C17	C15	B12	B11	B10	B07	A05	A04	A03	A02
Middel	65.8	62.8	60.4	63.2	38.2	44.4	64.2	49.0	42.6	53.2	38.8	56.4	39.2	38.0	29.4	29.2
Varians	18.7	14.7	96.3	43.7	61.7	38.8	72.7	78.0	72.3	64.7	48.7	52.3	65.7	27.5	22.3	38.9
Min.	60	57	52	53	27	36	52	42	31	41	29	44	32	32	25	20
Maks.	71	66	76	70	47	53	73	64	54	61	48	62	51	44	36	33



Figur 90. Antall arter av alger og dyr registrert i strandsonen fra 1 m over rurbeltet til og med 3 m under rurbeltet i perioden 1995 til 1999. Middelverdi og standard avvik.

10. Referanser

- Aure, J. et.al, Havets miljø, 2000. Fiske og Havet, særnummer 2:2000.
- Aure, J., Dahl, E., Hovind.H. og Magnusson, J. 1991. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi/hydrokjemi. Årsrapport 1990. SFT-rapport nr. 451/91. NIVA-rapport nr. 2633.
- Aure, J. og Johannessen, T. 1997. Næringsalter og klorofyll-a fra Skagerrak til Vestlandet. Fiske og Havet no 2, 1997.
- Aure J. og Sætre, R. 1981. Wind effects on the Skagerrak outflow. Proceedings from the Norwegian Coastal Current Symposium, Geilo 9-12 sept 1980. Ed. Sætre, R. and Mork, M. University of Bergen. Volum I: 263-293.
- Austen, M.C., Buchanan, J.B., Hunt, H.G., Josefson, A.B. and Kendall, M.A. 1991. Comparison of long-term trends in benthic og pelagic communities of the North Sea. *Journal of the marine biological Association UK* 71:179-190.
- Bakke, T., Berge, J.A., Braaten, B., Moy, F., Oen, H., Pedersen, A. og Walday, M. 1992. Kombinerte effekter av kjølevann på marine bunnsamfunn. NIVA-rapport 2743. 201s.
- Berge, J.A., Green, N., Rygg, B. og Skulberg, O. 1998. Invasjon av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis* langs kysten av Sør-Norge. Del A . Sammendragsrapport. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 328a/88. NIVA-rapport 2155-88. 44 s.
- Biomar 2001, <http://www.itsligo.ie/biomar>
- Borgvang, S. og Tjomsland, T. 2001. Tilførsler av næringsalter til Norges kystområder, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL (Overvåkingsrapport 815/01). TA-1783/2001). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 4343, 40 s.
- Brattegard, T. and Holthe, T. (eds.) 1997. Distribution of marine, benthic macroorganisms in Norway. Research Report for DN 1997-1. Directorate for Nature Management.
- ter Braak, C.J.F. and Smilauer, P. 1998. *CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows; software for canonical community ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA. 351 s.
- Buchanan, J.B. 1993. Evidence of benthic pelagic coupling at a station off the Northumberland coast. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 172: 1-10.
- Dahl, E. and Johannessen, T. 1998. Temporal and spatial variability of phytoplankton and chlorophyll *a*: lessons from the south coast of Norway and the Skagerrak. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 680-687.

- Danielssen, D.S., Skogen, M., Aure, J. og Svendsen, E. 1996. Flomvann fra Glomma og miljøforholdene i Skagerrak sommeren 1995. (The Glomma River flood og the environmental conditions in the Skagerrak in the summer 1995.) (In Norwegian.) *Fisken og Havet* 1996(4). 37 pp.
- Dethier, M.N., Graham, E.S., Cohen, S., and Lucinda, M.T. 1993. Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Marine Ecology Progress Series*. vol.96:93-100.
- Fink, A., Ulbrich, U. and Engel, H. 1996. Aspects of the January 1995 flood in Germany. *Weather* 51:34-39.
- Green, N. 1980. Underwater stereophotography applied in ecological monitoring. Report 1. Methods and preliminary evaluation. NIVA-report OF-80613. ISBN 82-577-0343-5. 99pp.
- Gustafsson, B. og Stigebrandt, A. 1996. Dynamics of the freshwater-influenced surface layers in the Skagerrak. *Journal of Sea Research* 35, 39-53.
- Hickel, W., Manglesdorf, P. and Berg, J. 1993. The human impact in the German Bight: Eutrophication during three decades (1962-1991). *Heloglander Meeresuntersuchungen* 47: 243-263.
- Hjohlman, S. og Lein, T.E. 1998. Marinbiologiske hardbunnsundersøkelser etter oljepåslag på strender. Manual. Seksjon for anvendt miljøforskning, UNIFOB, Bergen. 18pp.
- Holtan, G. m.fl., 1992-2000. Annual reports on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters. Paris Convention. Data reports.
- Hurlbert, S.N. 1971. The non-concept of arter diversity. *Ecology* 53:577-586.
- Hurrell, J.W. 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation. *Science*, 269, 676-679.
- JNCC, 2001. www.jncc.gov.uk/marine/dns/
- Jones, P.D., Jonsson, T. and Wheeler, D. 1997. Extension using early instrumental pressure observations from Gibraltar and SW Iceland to the North Atlantic Oscillation. *Int. J. Climatol.* 17: 1433-1450.
- Josefson, A.B. 1985. Distribution of diversity og functional groups of marine benthic infauna in the Skagerrak (Eastern North Sea) - Can larval availability affect diversity? *Sarsia* 70:229-249.
- Josefson, A. and Conley, D.J. 1997. Benthic response to a pelagic front. *Marine Ecology Progress Series* 147: 49-62
- Josefson, A., Jensen, J.N. and Ærtebjerg, G. 1993. The benthos community structure anomaly in the late 1970s og early 1980s - a result of a major food pulse? *Journal of experimental marine Biology og Ecology* 172:31-45.

- Kørner, D. and Weichart, G., 1992. Nutrient in the German Bight: Concentrations and trends. *ICES Mar.Sci.Symp.* 195:159-176.
- Levin, L.A., Huggett, C.L. and Wishner, K.F. 1991. Control of deep-sea benthic community structure by oxygen og organic-matter gradients in the eastern Pacific Ocean. *Journal of marine Research* 49:763-800.
- Magnusson, J. and Nygaard, K., 1996. On continental river water in the outer Oslofjord, April 1995. Norwegian Institute for Water Research. Report no. 95122.
- Marlin 2001, <http://www.marlin.ac.uk>
- Millar, R.H. 1971, The biology of Ascidians. *Adv. Mar. Biol.*, vol.9, pp.1-100.
- Moy, F., Pedersen, A., Walday, M., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Johnsen, T.M., Rygg, B., Green, N., Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF) og Omli, L. (HFF), 1997. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport 1996. (Overvåkingsrapport 721/97). TA-1508/1997). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3736, 123 s.
- Naranjo, S.A., Carballo, J.L. and Garcia-Gomez, J.C. 1996. Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators? *Marine Ecology Progress Series*, 144: 119-131.
- Olsgard, F. 1993. Do toxic algal blooms affect subtidal soft-bottom communities? *Marine Ecology Progress Series* 102:269-286.
- OSPAR (1998). Data Report on the Comprehensive Study of Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) in 1996.
- Pedersen, A., Green, N., Johnsen, T.M., Aure, J., Dahl, E., Magnusson, J., Moy, F., Rygg, B. og Walday, M. 1995. *Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990-1994. Hovedrapport. (Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Five years of investigations: 1990-1994. Main report.)* (In Norwegian.) Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo. Report no 3332. 115 pp.
- St.meld.nr. 64, 1991-92. Om norges oppfølging av nordsjødeklarasjonene. Miljøverndepartementet, 103 s.
- Rosenberg, R. 1995. Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes og food availability. *Netherlands Journal of Sea Research* 34:303-317.
- Rosenberg, R., Hellman, B. and Lundberg, A. 1996. Benthic macrofaunal community structure in the Norwegian Trench, deep Skagerrak. *Journal of Sea Research* 35:181-188.
- Rueness, J. 1977. Norsk algeflora. Universitetsforlaget. ISBN 82-00-02386-9. 266 s.

- SFT, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. ed. Molvær,J., Knutzen,J., Magnusson,J., Rygg,B., Skei,J. og Sørensen, J. SFT-rapport TA 1467/97.
- Shannon, C.E. and Weaver, W. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Sibuet, M., Lambert, C.E., Chesselet, R. and Laubier, L. 1989. Density of the major size groups of benthic fauna og trophic input in deep basins of the Atlantic Ocean. *Journal of marine Research* 47:851-867.
- Stephensons, David B. <http://www.met.rdg.ac.uk/cag/NAO>.
- Tunberg, B.G. and Nelson, W.G. 1998. Do climatic oscillations influence cyclical patterns of soft bottom macrobenthic communities on the Swedish west coast? *Marine Ecology Progress Series* 170:85-94.
- Watts, M.C., Etter, R.J. and Rex, M.A. 1992. Effects of spatial og temporal scale on the relationship of surface pigment biomass to community structure in the deep-sea benthos. *Nato Asi Series, Sub-Series C, Mathematical & Physical Sciences* 360:245-254.
- Weideborg, m.fl., 2001. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian Coastal Waters. Paris Convention. Data report.
- Widbom, B. and Frithsen, J.B. 1995. Structuring factors in a marine soft-bottom community during eutrophication - an experiment with radiolabelled phytodetritus. *Oecologia* 101:156-168.

11. Tidligere utgitte Kystovervåkingsrapporter

Rygg, B., 2001.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten langs Norges kyst. Bløtbunn. Datarapport 2000. Overvåkingsrapport 824/01). TA-1806/2001). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 4386, 29 s.

Moy, F., Pedersen, A., Green, N. og Walday, M., 2001.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Hardbunnssamfunn. Datarapport 2000. (Overvåkingsrapport 818/01). TA-1796/2001). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 4355, 37 s.

Moy, F., Pedersen, A., Green, N. og Walday, M., 2000.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Hardbunnssamfunn. Datarapport 1999. (Overvåkingsrapport 790/00). TA-1706/2000). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 4199, 45 s.

Rygg, B., 2000.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1999. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 4185, 30 s.

Moy, F., Pedersen, A., Green, N., Walday, M., 1999. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Hardbunnssamfunn. Datarapport 1998. (Overvåkingsrapport 763/99). TA-1637/1999). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 4006, 53 s.

Rygg, B., 1999.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i Kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1998. (Overvåkingsrapport 753/99). TA-1621/1999). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3995, 35 s.

Moy, F., Dahl, E. (HFF), Johnsen, T.M., Magnusson, J., Pedersen, A., Walday, M., Aure, J. (HI), Green, N., Lømsland, E.R., Omli, L. (HFF), og Rygg, B., 1998.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport 1997. Statlig program for forurensningsovervåking. (Overvåkingsrapport 751/98). TA-1606/1998). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3972, 34 s.

Moy, F., Pedersen, A., Green, N. og Walday, M., 1998.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport for hardbunnundersøkelser i 1997. (Overvåkingsrapport 732/98). TA-1542/1998). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3835, 57 s.

Rygg, B., 1998.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1997. (Overvåkingsrapport 727/98). TA-1535/1998). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3826, 51 s.

Røgeberg, E., Sørensen, K., Jåvold, Terje HFF, Omli, Lena HFF, 1997.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Hydrografi/hydrokjemi. Datarapport 1996. (Overvåkingsrapport 722/97). TA-1510/1997). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3767, 63 s.

Moy, F., Pedersen, A., Walday, M., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Johnsen, T.M.,

Rygg, B., Green, N., Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF) og Omli, L. (HFF), 1997.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport 1996. (Overvåkingsrapport 721/97). TA-1508/1997). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3736, 123 s.

Pedersen, A., Green, N., Moy, F. og Walday, M., 1997.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1996. Hardbunnsundersøkelser. (Overvåkingsrapport 689/97). TA-1430/1997). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3642, 67 s.

Rygg, B., 1997.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1996. (Overvåkingsrapport 684/97). TA-1402/1997). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3599, 49 s.

Pedersen, A., Dahl, E. (HFF), Green, N., Johnsen, T.M., Magnusson, J., Moy, F.,

Rygg, B., Walday, M., 1996.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport 1995. Vedleggsrapport. (Long term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Annual report 1995. Appendix report). (Overvåkingsrapport 680B/96). TA-1394/1996). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3584, 205 s.

Pedersen, A., Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF), Green, N., Johnsen, T.M., Magnusson, J., Moy, F., Omli, L. (HFF), Rygg, B., Walday, M., 1996.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport 1995.

Hovedrapport. (Long term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Annual report 1995. Main report). (Overvåkingsrapport 680A/96). TA-1393/1996). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3583, 101 s.

Røgeberg, E., Sørensen, K., Jåvold, T. (HFF), Omli, L. (HFF), 1996.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Hydrografi/hydrokjemi. Datarapport 1995. (Overvåkingsrapport 675/96). TA-1384/1996). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3574, 59 s.

Pedersen, A., Green, N., Moy, F., Walday, M., 1996.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1995. Hardbunnsundersøkelser. (Long term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Data report 1995. Hard bottom). (Overvåkingsrapport 644/96). TA-1316/1996). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3447, 89 s.

Rygg, B., 1996.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1995. (Long term monitoring of environmental quality in Norwegian coastal areas. Soft bottom. Data report 1995). (Overvåkingsrapport 638/96). TA-1303/1996). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3419, 47 s.

Pedersen, A., Green, N., Johnsen, T.M., Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF), Magnusson, J., Moy, F., Rygg, B. og Walday, M., 1995.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990 - 1994. Vedleggsrapport. (Overvåkingsrapport 624B/95). TA-1265/1995). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3333, 269 s.

Pedersen, A., Green, N., Johnsen, T.M., Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF), Magnusson, J., Moy, F., Rygg, B. og Walday, M., 1995.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990 - 1994. Hovedrapport. (Overvåkingsrapport 624A/95). TA-1264/1995). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3332, 116 s.

Rygg, B. og Alve, E. (UiO), 1995.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1994. (Overvåkingsrapport 616/94). TA-1237/1995). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3301, 59 s.

Pedersen, A., Green, N., Moy, F. og Walday, M., 1995.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1994. Hardbunnsundersøkelser. (Overvåkingsrapport 615/94). TA-1233/1995). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3300, 56 s.

Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF), Johnsen, T. og Magnusson, J., 1995.

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi/hydrokjemi/ planteplankton. Rapport for perioden 1.1.93-1.6.94. (Overvåkingsrapport 598/95 TA 1179/95). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 3200, 63 s.

Pedersen, A., Green, N., Moy, F. og Walday, M., 1994.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1993. Hardbunnsundersøkelser. (Overvåkingsrapport 554/94). TA-1054/1994). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3072, 86 s.

Pedersen, A., Rygg, B., Magnusson, J. og Dahl, E. (HFF), 1994.

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport 1993 - Biologi. (Overvåkingsrapport 560/94). TA-1069/1994). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3071, 69 s.

Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF), Hovind, H., Magnusson, J. og Sørensen, K., 1994.
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Hydrografi/hydrokjemisk. Datarapport 1993. (Overvåkingsrapport 556/94). TA-1056/1994). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3032, 63 s.

Pedersen, A., Green, N., Moy, F. og Walday, M., 1994.
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1990. Hardbunnsundersøkelser. (Overvåkingsrapport 555/94). TA-1055/1994). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 3024, 121 s.

Rygg, B., 1994.
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1993. (Overvåkingsrapport 549/93 (TA-1042/1994)). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 3012, 47 s.

Aure J. (HI), Dahl E. (HFF), Green N., Magnusson J., Moy F., Pedersen A., Rygg B. og Walday, M., 1993.
Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1992. (Overvåkingsrapport 528/93). TA-972/1993). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 2924, 99 s.

Aure J. (HI), Dahl E. (HFF), Hovind, H. og Magnusson, J., 1993.
Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi/hydrokjemisk. Datarapport 1992. (Overvåkingsrapport 513/93). TA-931/1993). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 2909 75 s.

Pedersen A., Green N., Moy, F. og Walday, M., 1993.
Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Datarapport 1991-1992. Hardbunnsundersøkelser. (Overvåkingsrapport 515/93). TA-933/1993). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking.). Løpenr. 2871, 144 s.

Rygg, B., 1993.
Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunn. Datarapport 1991 og 1992. (Overvåkingsrapport 514/93 (TA-932/1993)). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 2865, 119 s.

Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF), Green, N., Magnusson, J., Moy, F., Pedersen, A, Rygg, B, og Walday, M., 1993.
Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1991 og Samlerapport 1990-91. (Overvåkingsrapport 510/93 (TA-914/1993)). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 2827, 100 s.

Magnusson, J., Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF) og Hovind, H., 1992.
Langtidsovervåking av trofiutvikling i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi/hydrokjemisk. Datarapport 1991. (Overvåkingsrapport 485/92 TA 834/92). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 2723, 87 s.

Magnusson, J., Aure, J. (HI), Dahl, E. (HFF) og Hovind, H., 1991.

Langtidsovervåking av trofisisituasjonen i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi/hydrokjemisk. Årsrapport 1990. (Overvåkingsrapport 454/91, TA) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 2633, 93 s.

Pedersen, A., Green, N., Walday, M. og Moy, F., 1991

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport for hardbunnsundersøkelsene i 1990. (Overvåkingsrapport 447/91, TA 754/1991) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 2606, 127 s.

Rygg, B., 1991.

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnsfaunaundersøkelser 1990. Datarapport. (Overvåkingsrapport 444B/91;=91/444B). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 2600, 78 s.

Rygg, B., 1991.

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnsfaunaundersøkelser 1990. Årsrapport. (Overvåkingsrapport 444A/91;=91/444A) Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 2596, 42 s.

Rygg, B., 1990.

Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnsfaunaundersøkelser 1988-1989. (Overvåkingsrapport 410/90). Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsprogram). Løpenr. 2452, 19 s.

Det er i tillegg til dette produsert årlige toktrapper fra hvert av bløt- og hardbunnstoktene og kvartalsrapporter fra hydrografi fra 1999.

I tillegg er det utgitt 3 hovedfagsoppgaver med data innsamlet under kystovervåkingsprogrammet og 2 rapporter utført av studenter tilknyttet kystovervåkingprogrammet som et ledd i deres utdanning:

Buttenschøn, Karsten, 1997. Betydningen av noen antatt viktige miljøfaktorer for artssamfunnet i tidevannssonen på eksponerte strender undersøkt i området Færder - Bømlo med ruteanalyse og gjennom vekstforsøk med rødalgen *Aglaothamnion sepositum*. - Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo. 92s.

Kjøsterud, Anne-Beth, 1995. Epifytiske kalkalger, hovedsakelig fra Oslofjorden og Skagerrak. - Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo. 87s.

Langfeldt, F. 1995. Variasjoner hos *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie langs kysten av Sør-Norge - fra Ytre Oslofjord til Bergen. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo.

Huiting, A.M., 1994. Benthic Communities along the Norwegian Coast. A report on a traineeship at the Norwegian Institute for Water Research (NIVA). Student of Environmental Hygiene from the Agricultural University Wageningen. NL. Not for publication.

Tandstad, M., 1993. The distribution of benthic algae along the Norwegian Coast” - A report on a placement with the Norwegian Institute for Water Research (NIVA). In fulfillment with the requirement of the Msc in Aquatic Resource Management of the University of London. UK Not for publication.

**Statens forurensningstilsyn (SFT)**Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksradresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@sft.no

Internett: www.sft.no

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning	Kontaktperson SFT Karen Fjøsne	ISBN-nummer 82-577-4196-5
--	-----------------------------------	------------------------------

	Avdeling i SFT OMI	TA-nummer 1883/2002
--	-----------------------	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Frithjof Moy	År 2002	Sidetall 136	SFTs kontraktnummer 2001092
--	------------	-----------------	--------------------------------

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 4543-2002	Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn
--	--

Forfattere

Frithjof Moy, Jan Aure (HI), Einar Dahl (HFF), Norman Green, Torbjørn Johnsen, Evy Lømsland, Jan Magnusson, Lena Omli (HFF), Eivind Oug, Are Pedersen, Brage Rygg, Mats Walday.

Tittel

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge.
10-årsrapport 1990-1999.

Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway.
10 years report 1990-1999.

Sammendrag

Rapporten beskriver miljøkvaliteten i kystområdene av Sør-Norge i perioden 1990-1999, med spesiell fokus på tilstand og utvikling i næringssalttilførsler, vannkvalitet og det biologiske mangfoldet i plankton-, bløt- og hardbunnsamfunn i Skagerrak. Virkninger av næringssalter på biologien, spesielt i bløt- og hardbunnsamfunn er vurdert.

Klimaet i perioden har vært preget av unormalt milde vintre med høy frekvens av sørlige vinder. I 1994 og 1995 var det flømeepisoder som tilførte kystvannet i Skagerrak store mengder nitrogen og fosfor. Norske antropogene utslipp av fosfor og nitrogen er i forhold til 1985 redusert med henholdsvis 53% og 29%, men dette overskygges av avrenning fra land (inkl. elver). Generelt klassifiseres vannkvaliteten som gode, etter SFTs klassifiserings-system for miljøkvalitet med hensyn til næringssalter.

Tettheten av bløtbunnsfauna fluktuerte i takt med konsentrasjonene av nitrogen, organisk karbon og ferskvann i vannmassene. I tillegg var faunaen bestemt av dyp, geografisk beliggenhet og sedimentforhold.

Flora og fauna på hardbunn i den ytre skjærgården av Sør-Norge, tilhører 3 biogeografiske regioner: Skagerrak, Sørvestlandet og Vestlandet, hvor Skagerrak har signifikante færre arter enn de sør-vestlige og vestlige områder. Tilstanden langs den ytre kyst fra Larvik (Svenner fyr) og vestover, karakteriseres generelt som god. Lokalitetene i ytre Oslofjord var artsfattige og av redusert kvalitet.

4 emneord Langtidsovervåking Trofiutvikling Norskekysten Biologi	4 subject words Long-term monitoring Eutrophication Norwegian Coast Biology
--	---