Statlig program for forurensningsovervåking
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge

Rapport: 888/03
TA-nummer: 1991/2003
ISBN-nummer: 82-577-4422-0

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn
Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning

Årsrapport for 2002

Rapport 888/03

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2002.

Utførende institusjoner:
Norsk Institutt for Vannforskning NIVA
Havforskningsinstituttet HI/HFF

Prosjektansvarlig: NIVA
NIVA-prosjektnr.: O-23050
NIVA-rapport: 4749-03

Forord

Kystovervåkingsprogrammet - "Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge" ble startet opp i 1990 under Statlig program for forurensningsovervåking. Programmet ble utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1989 på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT). Kystovervåkingsprogrammet omfatter hydrofysiske, -kjemiske og biologiske undersøkelser (plankton, hard- og bløtbunn) langs den ytre kyst av Sør-Norge. Den hydrofysiske/-kjemiske delen av programmet utføres av Havforskningsinstituttet i Bergen (HI), Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen (HFF) i Arendal og NIVA. De biologiske undersøkelsene utføres av NIVA. NIVA har også hovedansvaret for gjennomføring av prosjektet og utarbeidelse av rapportene.

Denne rapporten beskriver miljøtilstanden i 2002 og utviklingstrender i perioden fra 1990 til i dag.

Undersøkelsene er koordinert med andre norske og internasjonale programmer bl.a. innenfor Nordisk Ministerråd og Oslo-Pariskommisjonen (OSPAR).

Rapporten er skrevet av følgende personer (NIVA om ikke annet er gitt):
Klima, vannmasser og næringssalter: Jan Magnusson, Jan Aure (HI)
Planteplankton: Torbjørn Johnsen, Evy Lømsland
Dyreplankton: Einar Dahl (HFF), Lena Omli (HFF)
Bløtbunn: Brage Rygg
Hardbunn: Norman Green, Frithjof Moy, Are Pedersen, Mats Walday
Temadel: Eivind Oug og Brage Rygg
Redaktør for rapporten: Frithjof Moy

Saksbehandler hos SFT er Karen Fjøsne.

Alle som har medvirket til gjennomføring av overvåkingsprogrammet i 2002, takkes god innsats.

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

Oslo, 9. desember 2003



Frithjof Moy

Innhold:

1. Sammendrag 4

2. Summary 6

3. Innledning 8
3.1 Bakgrunn for programmet 8
3.2 Målsetting 8
3.3 Faginnhold og stasjonsnett 8
3.4 Metodikk 10

4. Klima 11

5. Tilførsler av næringssalter til Skagerrak 13

6. Vannmassene i Skagerrak 16

7. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak 19
7.1 Vinterverdier i overflatelaget 19
7.2 Sommerverdier i overflatelaget 22
7.3 Vannkvalitet i dypere vannmasser 24

8. Planktonsamfunn 27
8.1 Planteplankton i 2002 27
8.2 Utvikling i plateplanktonsamfunn over tid 30
8.3 Status og utvikling i dyreplanktonsamfunn 32

9. Hardbunnssamfunn i Skagerrak 34
9.1 Tilstand 35
9.2 Utvikling over tid 40

10. Bløtbunnssamfunn i Skagerrak 46
10.1 Bunnfauna 46
10.2 Bunnsedimenter 53

11. Tema: Trendovervåking av bløtbunnsfauna. Muligheten for å oppdage trender i artsantall eller individtetthet 54
11.1 Bakgrunn og mål 54
11.2 Styrkeberegning 55
11.3 Programmet MONITOR 55
11.4 Individtettheter og variasjon på stasjonene 56
11.5 Trender i artstall 61
11.6 Art-areal kurver 64
11.7 Konklusjon og anbefaling av antall grabbprøver i 2003 66

12. Referanser 67

1. Sammendrag

Denne rapporten fra Kystovervåkingsprogrammet, 'Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge' under Statlig program for forurensningsovervåking, beskriver miljøstatus og utviklingstrender i kystvannet av Skagerrak i 2002. Rapporten omfatter klima, næringssalttilførsler, vannkvalitet og biologisk mangfold i vannsøylen (plankton) og på hard- (makroalger og dyr) og bløtbunn (dyr). I temaseksjonen diskuteres styrke og utsagnskraft i bløtbunnsovervåking med utgangspunkt i Kystovervåkingsdata.

Programmets målsetning er å a) gi oversikt over miljøtilstanden mht. næringssalter og effekter av disse, b) identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norske-kysten, c) kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjoner over tid, d) kartlegge effekter av næringssalter på utvikling og tilstand i hard- og bløtbunnssamfunn og e) dokumentere det biologiske mangfoldet og beskrive endringer i dette.

Foruten naturlig avrenning og menneskeskapte utslipp har klimaet avgjørende betydning for vannkvaliteten langs vår Skagerrakkyst. Klimaet i 2002 var preget av en mild og fuktig vinter, spesielt i februar og mars, som ga en markert høyere sjøtemperatur og større vannføring i elvene gjennom vinter/vår enn normalt. Det ble påvist økte tilførsler av næringssalter med havstrømmene fra den sørlige Nordsjøen og Tyskebukta, og det ble målt forhøyede vinter-verdier (mindre god etter SFTs miljø-kvalitetskriterier) av nitrogen og fosfor i kystvannet i Skagerrak. August og september var derimot spesielt tørre og varme. Norske tilførsler av nitrogen og fosfor antas noe lavere for 2002 enn foregående år (tilførselsdata ikke tilgjengelig ved trykking), ut fra normal vannføring (årsgjennomsnitt) i de store norske elvene (Glomma, Drammenselva m.fl.). Vannkvaliteten var generelt god gjennom sommeren, med unntak i østlige deler av Skagerrak hvor det ble målt forhøyede verdier av nitrogen ved flere anledninger. Det er en gradient langs kysten i kystvannets innhold av næringssalter (med unntak av fosfor), partikler og organisk materiale, med de høyeste konsentrasjoner i øst (Jomfruland) og de laveste i vest (Lista). Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet tilfredsstiller generelt kravet til meget god tilstand. Likevel kan det påvises en avtagende trend i oksygen-nivået over de siste 10 år. I Skagerrak dypvann (Atlantisk vann) ble det også påvist en signifikant økning i nitrogenkonsentrasjonen og i N/P-forholdet over perioden 1990 - 2002.

Spesielt bekymringsfullt er den sterke økningen siste 5 til 10 år i mengden av partikulært materiale (målt både som total suspendert stoff og partikulært organisk karbon) i kystvannet, både i overflatevann og i dypvann. Økt mengde av partikulært stoff virker negativt inn på alger og flere bunnlevende dyr ved at lyset svekkes raskere i dypet og at det fører til økt partikkelbelastning og nedslamming. Avrenning fra land er en viktig kilde til partikulært stoff.

Den totale biomassen av planktonalger i Skagerrak i 2002 var omtrent halvparten av hva som ble målt de to foregående årene, samtidig som biomassen av dyreplankton var den høyeste som har vært målt siden overvåkingen startet i 1994. Spesielt var biomassen av små dyr 1,5 ganger større i forhold til gjennomsnittet. Våroppblomstring av kiselalger ble observert i mars/april og flere mindre kiselalge-oppblomstringer ble registrert utover året. Kiselalger var relativt sett framtredende og bidro til 36 % av årets algebiomasse. Kiselalgene var til dels svært svakt forkislet og derfor vanskelige å artsbestemme. Dinoflagellatene dominerte med 53 % av de totale planktonalgebiomassen. *Ceratium* spp. var framtredende hele sommeren og høsten samtidig som *Dinophysis acuta* var tilstede over faregrensen for skalldyrforgiftning i perioden juli-november.

Makroalgevegetasjonen på hardbunn var i 2002 generelt sett lik med et middelår, mens det ble funnet markert færre dyr, spesielt i området ytre Oslofjord til Kristiansand. Tilstanden i ytre Oslofjord ble klassifisert som mindre god til god, mens tilstanden på den ytre Sørlandskysten ble klassifisert som god med unntak av Meholmen utenfor Kristiansand, hvor tilstanden ble klassifisert som dårlig. Tilstanden på den ytre kyst av Sør-vestlandet ble klassifisert som god til meget god. Tilstandsklassifisering er basert på indikatorarter og metodikken er under utviking. Sett over tid synes tilstanden i ytre Oslofjord å ha blitt noe dårligere i 2002. På mer beskyttede deler av fjorder og skjærgård på Sørlandskysten var vegetasjonen i 2002 dramatisk forringet ved at sukkertarevegetasjonen var blitt borte fra store kyststrekninger. Årsakene er foreløpig ikke kjent, men økt partikkelbelastning er trolig en medvirkende årsak.

Kystovervåkingsprogrammet har vist at episodiske tilførsler av næringsrikt vann fra sørlig Nordsjøen gir lav eller ingen varig effekter på de biologiske samfunnene langs den ytre kysten pga. vannets relativt korte oppholdstid, med unntak fra en eventuell sammenheng mellom oppblomstring av planktonalger og hendelser hvor opprinnelsen til problemet henger nær sammen med vanntransporten. Konsekvensene av langtransporterte tilførsler synes å være mest negative for de indre farvannene og fjordene hvor vannets oppholdstid er lenger.

Tilstanden i bløtbunnssamfunnene i Skagerrak var meget god til god (etter SFTs miljø-kvalitetskriterier) med høy diversitet på alle stasjoner i 2002. I perioden 1990-2002 var det en signifikant stigning i diversiteten på stasjon A05, B05, B35 og C16, men diversiteten var fremdeles lavere enn på stasjonen i havet utenfor Lista (C38). Individtettheten var normal, men økte generelt fra de grunne til de dype stasjonene. Også forekomst av miljøindikatorarter hadde høyest indeks (best tilstand) på stasjon C38. Lavest indikatorartsindeks viste skjær-gårdsstasjonen B05 utenfor Grimstad. Innenfor undersøkelsesområdet som helhet og gjennom perioden 1990-2002 sett under ett, var det en tendens til forbedret faunatilstand. Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet var lavt (meget god til god tilstand) i perioden på alle stasjonene, bortsett fra på B05 (mindre god tilstand). Stasjon B05 ligger nær ved kysten og mottar trolig organisk materiale fra terrestriske kilder og fragmenter av marine makroalger fra strender i nærheten.

Muligheten for å oppdage trender i overvåkingsdata med utgangspunkt i bløtbunnsdata fra Kystovervåkingsprogrammet, er blitt testet ved statistiske styrkeanalyser (’power’-analyser) og analyse av arts-arealkurver. Resultatet av styrkeanalysene viser at dagens overvåkings-program med høy grad av sikkerhet vil kunne påvise en 5-10 % årlig endring i individtetter og artstall, innenfor en 5-årsperiode. Mindre forandringer (1-2 % årlig endring) vil teoretisk kunne oppdages med høy grad av sikkerhet ved enkelte prøvetakingsopplegg. Generelt oppnås høy styrke ved å samle inn fra flere stasjoner og/eller flere parallelle prøver. Mindre forandringer vil lettere kunne påvises på de grunne stasjonene enn i dypbassenger, da de grunne stasjonene hadde generelt lavere *variasjon* i individtetthet og artsantall enn i dyp-bassengene. Arts-arealkurvene viser at det er stor forskjell mellom stasjonene mht. antall parallelle prøver som må tas for å oppnå et representativt artsantall. Generelt øker antall arter vesentlig fra 4 til 8 parallelle prøver på alle stasjonene.

Kystovervåkingsprogrammet, som ble startet i 1990, 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).

2. Summary

This report on the environmental quality and trends in the coastal waters of the Skagerrak in 2002, from the Norwegian Coastal Monitoring Programme 'Long term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway', is part of State Pollution Monitoring Programme of the Norwegian Pollution Control Authority (SFT). The report describes the climate, nutrient loads, water quality and biological diversity in the water column (plankton), on hard bottom (macroalgae and animals) and soft bottom (animals). A theme section of the report deals with the statistical power of the soft bottom monitoring.

The purposes of the programme is to: a) give an overview of the environmental quality with respect to nutrients and effects of these, b) identify the regions from which the nutrients come, c) assess the temporal changes in nutrient concentrations, d) evaluate the effects that nutrients have on hard and soft bottom communities, and e) assess the changes in biological diversity.

Besides natural and anthropogenic discharges, climatic conditions have an important influence on the water quality of the Skagerrak coast. The winter of 2002 was mild with heavy precipitation, especially in February and March. This caused higher seawater temperatures and greater runoff than normal during the winter and spring. Water currents from the Southern North Sea and German Bight contained more nutrients than usual. Winter concentrations of nitrogen and phosphorous were higher than usual in the Skagerrak coastal waters, and were classified as 'Poor' in SFT's Environmental Quality System. In contrast, August and September were much dryer and warmer than normal. The Norwegian discharge of nitrogen and phosphorous into Skagerrak is expected to be lower in 2002 than previous years when considering riverine discharge from the large Norwegian rivers (e.g., Glomma, Drammenselva) (discharge data were unavailable at the time of this publication). Water quality was generally good through out the summer with the exception of the eastern part of Skagerrak. There were higher concentrations of nitrogen and particulate organic matter in coastal waters of the eastern Skagerrak (Jomfruland) compared to the western part (Lista). Oxygen concentrations in the deep water were generally classified as 'Good' in SFT's system, but have decreased during the past 10 years. In deepwater of Skagerrak (Atlantic water) a significant increase in nitrogen concentration and N/P ratio was found for period 1990 - 2002.

Of particular concern was the strong increase the past 5 - 10 years in the amount of particulate matter in both the surface and deep coastal waters. The increase in the amount of particulate matter can have a negative influence on algae and bottom dwelling animals because it reduces the depth to which light can penetrate and increases the smothering and clogging effect. Runoff from land is an important source of particulate matter.

The total biomass of phytoplankton in the Skagerrak in 2002 was about half of which was measured in the two previous years. In contrast, the zooplankton biomass was the highest measured since monitoring began in 1994. This was especially true for the smaller animals, which was 1.5 times more than the average for the whole period. The spring bloom of diatoms was in March/April, and several blooms followed later in the year. These blooms were rather pronounced and contributed to 36% of the phytoplankton biomass in 2002. Dinoflagellate dominated and represented 53 % of the total biomass. The dinoflagellate *Ceramium* spp. was abundant during the summer and autumn along with *Dinophysis acuta*. *D. acuta* was present at levels that exceeded the hazardous level for shellfish poisoning from July to November.

The abundance and composition of macroalgae from hard bottom communities was about the same as average for the assessment period but decidedly fewer animals were found in 2002, especially from the outer Oslofjord to Kristiansand. Using a classification system based on algae indicator species, which is currently under development, the condition of the outer Oslofjord was classified as 'Poor' to 'Fair'. The conditions elsewhere on the outer coast were classified as 'Fair' to 'Good', with the exception of Meholmen outside of Kristiansand that was classified as 'Bad'. The results indicated that conditions for macroalgae have declined in the outer Oslofjord area. Conditions in more protected areas of the South coast have also deteriorated judging by the lower abundance or absence of sugar kelp in many areas. The reason for this is unknown, but could be related to an increase in the load of particulate matter.

The results from the programme have shown that pulses of nutrient rich water from the Southern North Sea, had little or only short-term effect on the biological communities in the outer coastal regions. This was most likely due to the relatively short residence time of these water masses. An exception might be for phytoplankton blooms where the origin of the bloom is directly correlated to these water masses. If these pulses of nutrient rich water enter more protected areas (archipelagoes, fjords) they will probably have more effect on the communities due to longer residence time in these sheltered areas.

The condition of the soft bottom communities in Skagerrak in 2002 was 'Good' to 'Fair' (in SFT's classification system) characterised by high diversity at all stations. During the period 1990 - 2002 a significant increase in diversity was found at stations A05, B05, B35 and C16, but diversity was still lower than at station C38 outside of Lista (farther West). The density of individuals was normal and generally increased from the shallow to the deeper stations. Furthermore, the index for indicator species was the highest (best condition) at station C38. The lowest was found at station B05 located in the archipelago outside Grimstad on the South coast. Generally the faunal condition for the investigated area improved during the period 1990 - 2002. The content of organic carbon (TOC) in the sediment was generally low ('Good' to 'Fair') during this period, except at B05 where conditions were 'Poor'. Station B05 situated closer to the coast, probably receives comparatively more organic matter from terrestrial sources and fragments from macro algae derived from the shores nearby, than other stations.

Analyses of statistical power and species-area curves based on the results from the soft bottom programme were used to predict the ability of the programme to detect trends. The results for the power analyses indicated that with the current programme, a consistent and hypothetical annual change of 5-10 % in individual or species counts could be detected within 5 years and with a high degree of statistical significance. At some stations smaller changes (1-2 %) could theoretically be detected. Generally, better power can be acheived by using more stations and/or replicates. Because the variation in individual densities and species numbers was less in shallow coastal areas than in the deep basins, the ability to detect changes was higher in the shallow coastal areas. The species-area curves showed large differences between stations for the number of replicates that need to be taken to acheive a representative number of species. Generally, the number species registered at each station increases considerably from 4 to 8 replicate samples.

The Coastal Monitoring Programme was started in 1990 and is administered and financed by Norwegian Pollution Control Authority (SFT). The programme is directed by the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) and carried out by NIVA in co-operation with Institute for Marine Research at Flødevigen (IMR).

3. Innledning

3.1 Bakgrunn for programmet

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). Den menneskelige aktiviteten i Skagerrak, Nordsjøen og områdene som drenerer til dette havområdet, har bidratt til økende forurensningstilførsler via elver, luft, og i form av direkteutslipp, samt tiltagende interessekonflikter i kystsonen.

Den store algeoppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 medførte tidligere ukjente dramatiske konsekvenser for det marine liv. Hyppige oppblomstringer av giftalger i Skagerrak påfører et betydelig tap for oppdrettsnæringen og almen skjellhøsting.

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. næringssalter og i de biologiske samfunn.

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.

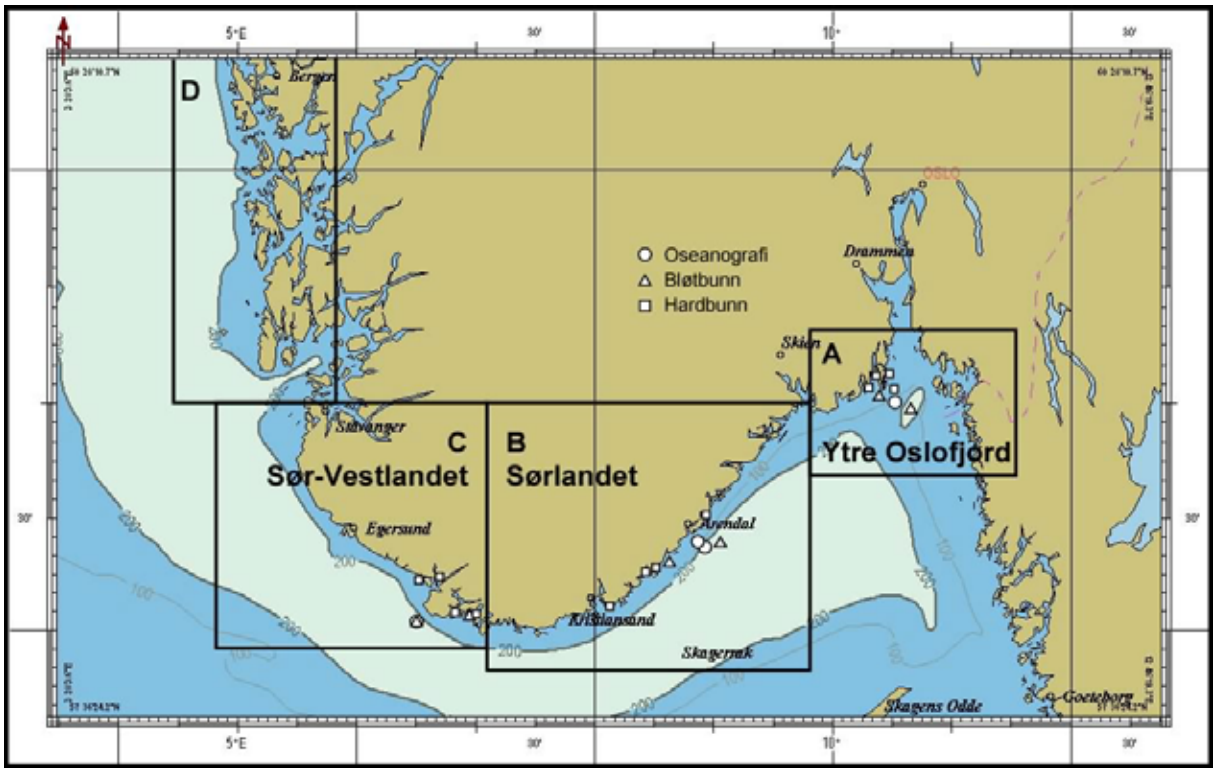
3.2 Målsetting

Formålet med kystovervåkingsprogrammet er å:

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

3.3 Faginnhold og stasjonsnett

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.



Figur 3.1. Kystovervåkingsområdet i 2002 dekket de 3 områdene A: Ytre Oslofjord, B: Sørlandet og C. Sør-vestlandet. Stasjonsposisjoner er gitt i nedenforstående tabeller.

Vannmasser

Tabell 3.1. Stasjonsposisjoner for vannprøvetaking.

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Frekvens
A	Færder	10° 30'	58° 00'	0-150	9 ggr. pr. år
B	Jomfruland	09° 40'	58° 51'	0-125	22 ggr. pr. år
B	Arendal St. 2	08° 49'	58° 23'	0-75	22 ggr. pr. år
B	Arendal St. 3	08° 54'	58° 20'	100-300	12 ggr pr. år
C	Lista	06° 32'	58° 01'	0-300	12 ggr. pr. år

Arendalsstasjonen er delt på to posisjoner for å kunne dekke hele vannsøylen 0-300m dyp. Færder ble etter mange års opphold igjen tatt inn i programmet. Resultater fra Færder vil ikke rapporteres etter dette første året.

Bløtbunn

Tabell 3.2. Bløtbunnstasjoner undersøkt i 2002. Prøveinnsamling i mai.

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Frekvens
A	A05	10°22.30'	59°00.74'	50	1 g. pr. år
A	A36	10°38.35'	58°56.80'	360	1 g. pr. år
B	B05	08°37.77'	58°19.52'	50	1 g. pr. år
B	B35	09°01.87'	58°24.23'	350	1 g. pr. år
C	C16	07°02.89'	58°02.15'	160	1 g. pr. år
C	C38	06°34.48'	58°01.13'	380	1 g. pr. år

Hardbunn

Tabell 3.3. Hardbunnsstasjoner undersøkt i 2002. Prøvetakingsfrekvens er 1 gang pr år, i juni måned. (E=eksponert. M=moderat eksponert.)

Region	Stasjon	Breddegrad	Lengdegrad	Dyp (m)	Himmel-retn (°)	Ekspo-nering	Periode (årstall)
A	a2 Færder fyr	59°01.601'	10°31.605'	0-26	89	E	90, 94-02
A	a3 Lynghlm.	59°02.589'	10°17.775'	0-30	160	E	1990-2002
A	a92 Kongshlm	59°07.313'	10°27.291'	0-30	90	M	2002
A	a93 Vakerhlm	59°07.016'	10°22.523'	0-30	90	M	2002
B	b7 Tromøy N.	58°30.793'	08°56.655'	0-30	360	M	1990-2002
B	b10 Presthlm.	58°16.392'	08°32.229'	0-30	140	E	1990-2002
B	b11 Humleøy	58°14.294'	08°25.736'	0-30	85	M	1990-2002
B	b12 Meholmen	58°05.765	08°11.880	0-30	10	E	90-91,95-02
C	c95 Launes	58°10.435'	07°02.436'	0-30	270	M	2002
C	c15 Revø	58°02.882'	06°47.757'	0-25	190	E	1990-2002
C	c17 Stolen	58°13.294'	06°42.880'	0-30	240	M	1990-2002
C	c18 Rosø	58°13.682'	06°30.063'	0-26	170	E	1990-2002
stasjoner som er omtalt i denne rapporten, men ikke undersøkt i 2002:							
A	a4 Oddaneskj.	58°57.281'	09°51.853'	0-30	100	E	1990-2001
A	a5 O-skjær	58°58.385'	10°09.287'	0-30	010	E	1995-2001
C	c19 Oddeflui	58°28.779'	05°49.831'	0-30	165	E	1995-2001

3.4 Metodikk

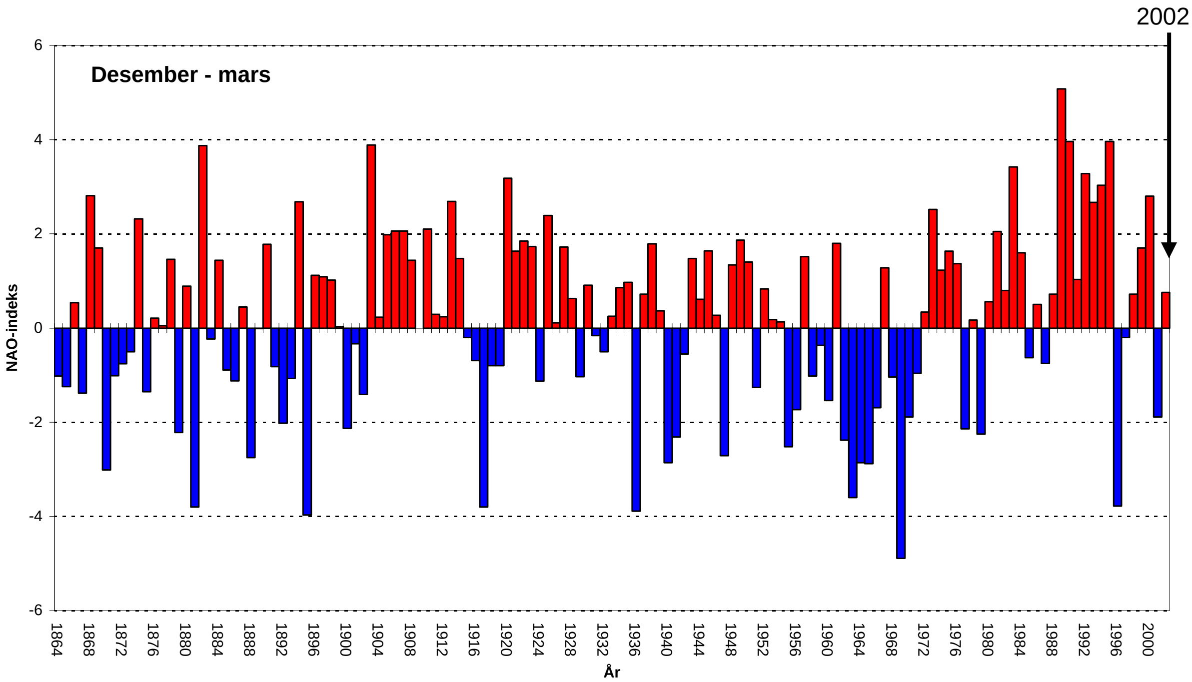
Innsamling, opparbeiding og analyser følger standard og akkrediterte (hvor dette finnes) metoder (ISO-90001, NIVA-M5, EN45000, NS9420, NS9423, NS9424). Metodikken er fyldig beskrevet 10-årsrapporten (Moy m.fl. 2002) og vil ikke bli gjentatt her.

4. Klima

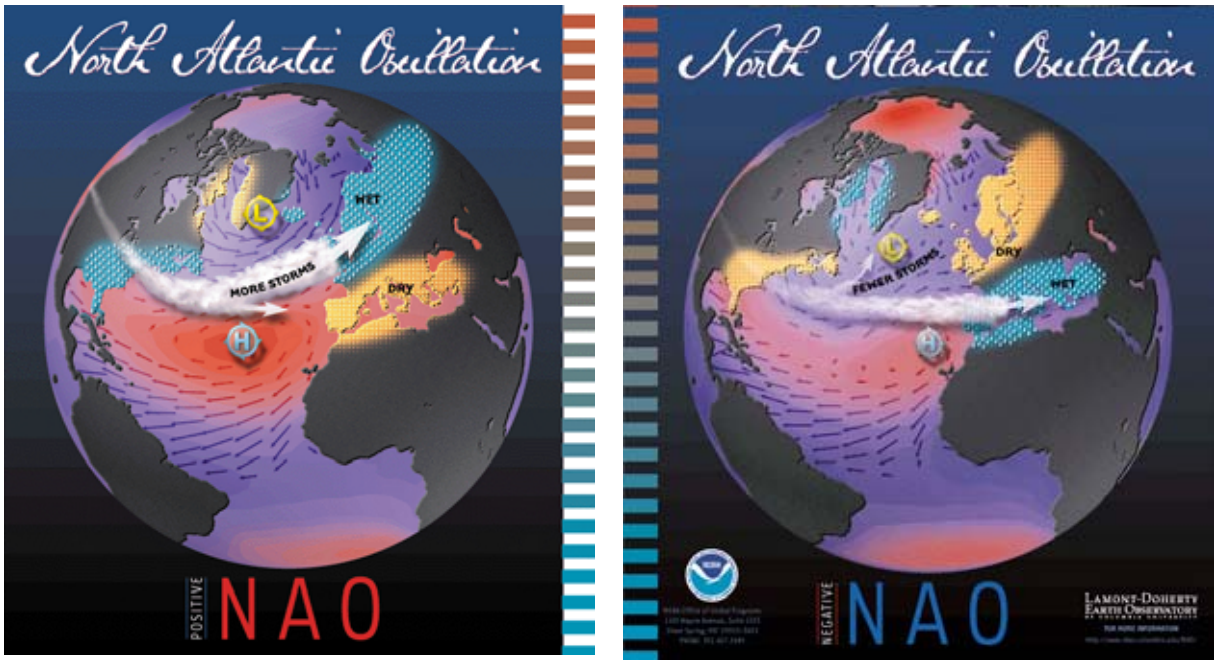
Klimaet i 2002 var preget av en mild og fuktig vinter, spesielt i februar og mars, som ga en markert høyere sjøtemperatur og større vannføring i elvene gjennom vinter/vår enn normalt. August og september var spesielt varm og tørr.

- -

Siden overvåkingsprogrammet startet i 1990 har klimaforholdene vært spesielle vinterstid. Dette illustreres i Figur 4.1 som viser NAO-indekset for desember til mars fra 1864-2002. NAO-indekset viser normalisert luftrykksforskjell mellom Lisboa i Portugal og Island (Figur 4.2). Positivt verdi viser at lavtrykk har en bane mot Sør-Skandinavia, hvilket gir relativt høy frekvens av sørvestlige vinder og en mild værtype med mer nedbør enn normalt. Negative verdier betyr lavere frekvens av lavtrykk inn mot Nordsjøen og Skagerrak og større frekvens av nordlige vinder og et kaldere klima i Sør-Norge. I perioden fra 1988 til 2002 har det generelt vært med milde vintrer og bare to kalde vintre – 1996 og 2001. I 2002 var det igjen en relativt mild vinter, spesielt i februar og mars, noe som fremgår av Figur 4.3.

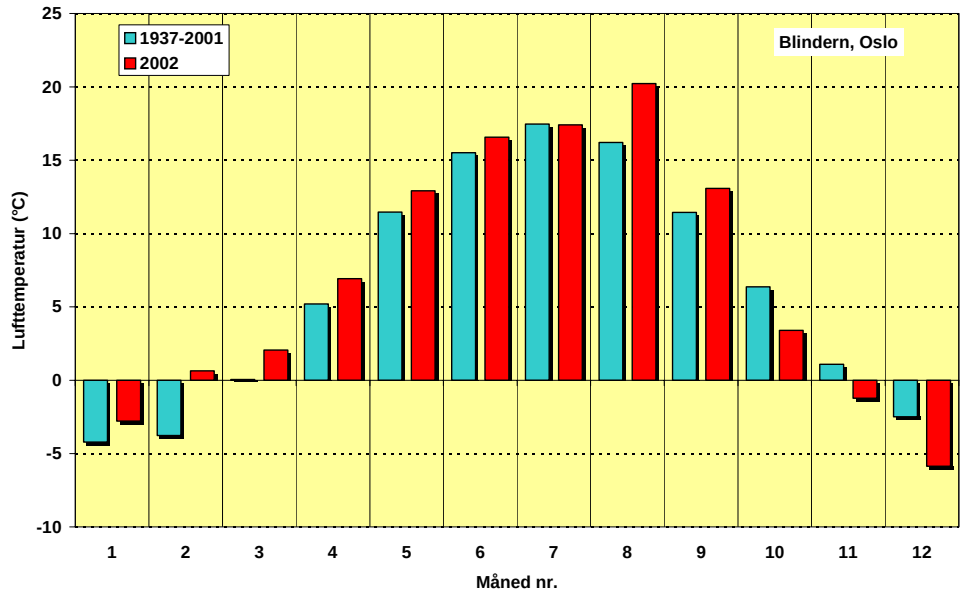


Figur 4.1. NAO-indeks (desember – mars) 1864-2002 (Hurell, 1995 og oppdateringer fra Hurell).



Positiv NAO-indeks *Neagtiv NAO-indeks*

Figur 4.2. Den nord-atlantiske svingningen (NAO) som uttrykkes ved NAO-indeksen, er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og motsatt gir negativ indeks kald og tørr luft over Norge. (Kilde: http:\\www.ideo.columbia.edu\NAO av Martin Visbeck, Colombia University).



Figur 4.3. Månedsmiddeltemperaturen ved Blindern (Oslo) år 2002, sammenlignet med midlere lufttemperatur 1937-2001 (Data fra meteorologisk institutt).

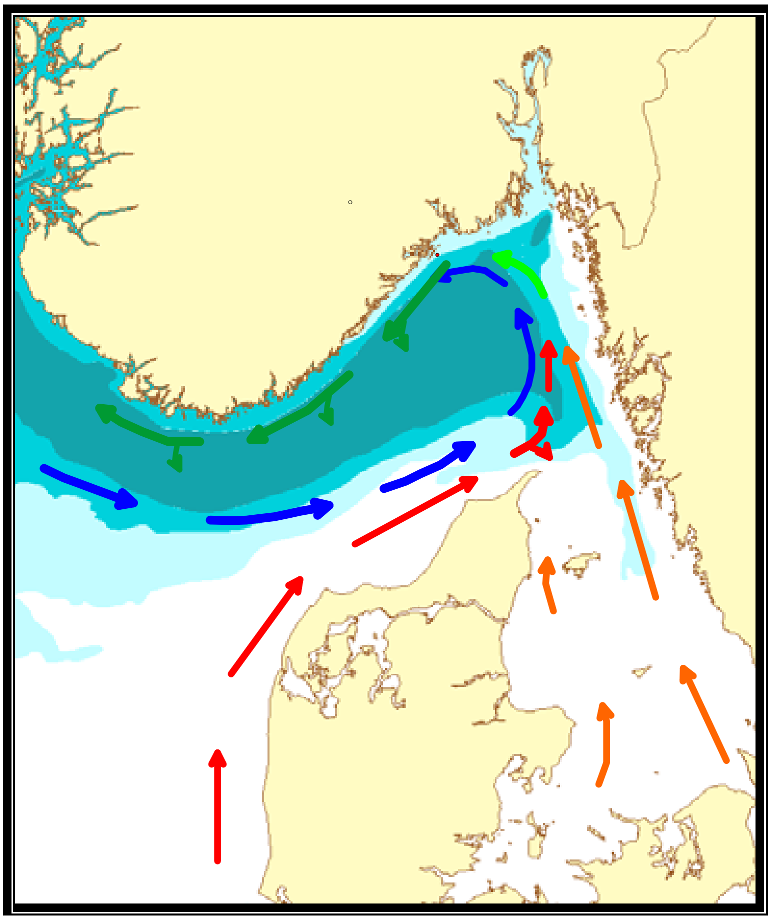
5. Tilførsler av næringssalter til Skagerrak

Våren 2002 ble det påvist næringssalttilførseler til den norske Skagerrakkysten med strømmer fra den sørlige Nordsjøen og Tyskebukta. Norske tilførsler av nitrogen og fosfor har økt sterkt i 2000 og 2001, men antas noe lavere for 2002 ut fra normal, gjennomsnittlig årlig vannføring i de store norske elvene (Glomma, Drammenselva m.fl.).

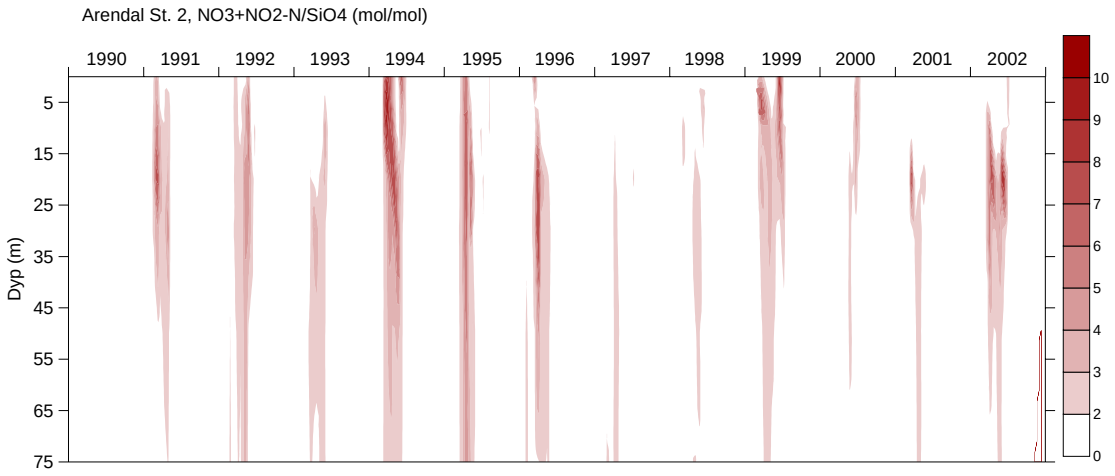
- -

Tilførsler av næringssalter og organisk stoff til kyststrekningen svenskegrensen – Lista kommer fra ulike ”kilder”. Langtransporterte forurensninger importeres via havstrømmer (og via luft) og i tillegg kommer det direkte tilførsler fra Norge (via elver og direkteutslipp).

Forurensninger fra Tyskebukta, sørlige Nordsjøen og Kattegatt føres med havstrømmer (spesielt i vinterhalvåret) mot den norske Skagerrakkysten (Figur 5.1). Det er vist at disse transportene, spesielt fra Tyskbukta og sørlige Nordsjøen, har ført til økte konsentrasjoner av nitrat+nitritt etter 1990, sammenlignet med 1970-80. Det er påvist 100% økning for månedene januar-mai, mens midlere bidrag fra Tyskebukta var ca. 77 % for nitrat+nitritt og 43 % for fosfat (Aure og Johannessen, 1997).



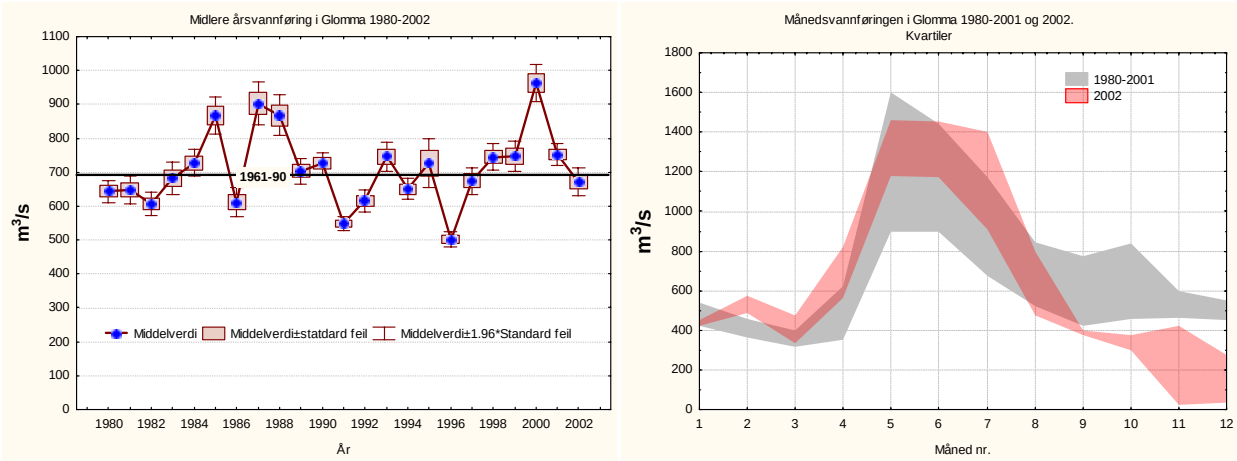
Figur 5.1. Forenklet bilde over strømmene i Skagerrak. Jyllandstrømmen (rød piler) fører vann fra sydlige del av Nordsjøen inn i Skagerrak hvor Jyllandsstrømmen blandes med ferskere vann fra Kategat (orange piler) og salt Atlanterhavsvann (blå piler). Den norske kyststrømmen (grønne piler) er en lagdelt blanding av lokale elvetilførsler og ulike havstrømmer.



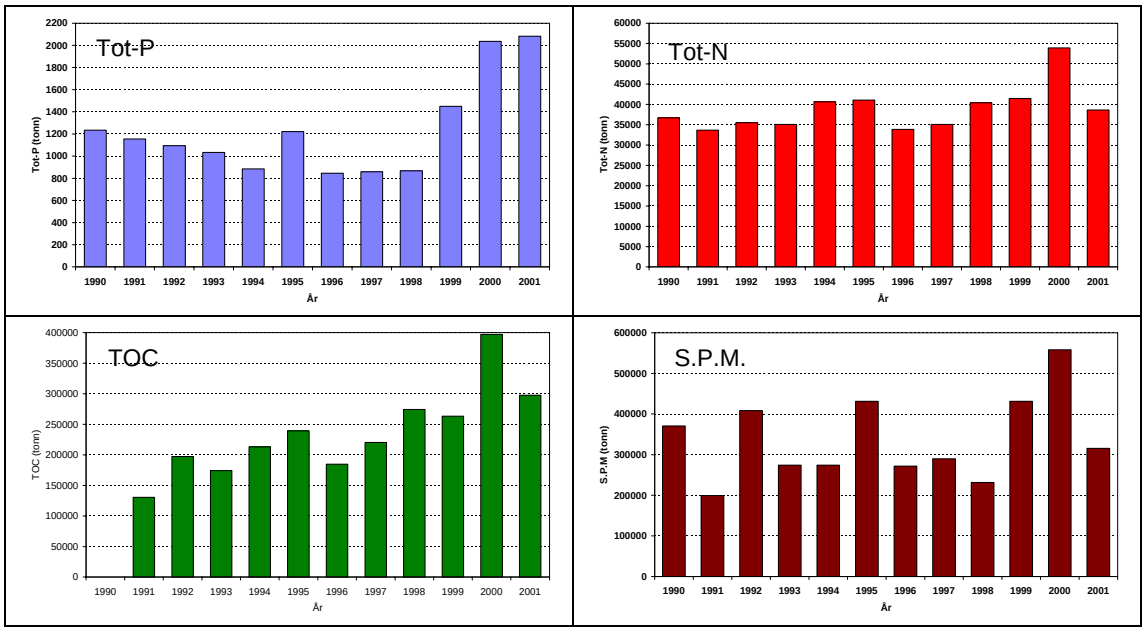
Figur 5.2. Nitrat/silikat-forholdet (atomer) ved Arendal St. 2. Bare forhold > 2 er markert. Dette kjennetegner vann fra Tyskebukta.

At transportene fra Tyskebukta har størst influens av løste næringssalter om vinteren, er dels avhengig av at tilførselen av ferskvann (fra f.eks. Elben) er størst i januar-mai, men også at lysforholdene vinterstid gir lav planteplanktonproduksjon slik at næringssaltene transporteres uten nevnverdige forbruk. Høy frekvens av milde vintre siden 1988, forårsaket av vindforhold som beskrevet i kap 4, begunstiger også transport av vannmasser mot Norskekysten. Figur 5.2 viser observasjoner utenfor Arendal (St. 2) som indikerer vann fra Tyskebukta. Den kalde vinteren 2001 ga mindre transport av vann fra Tyskebukta til Norskekysten, men signalet ble igjen sterkere den milde vinteren 2002.

Sommerstid har normalt tilførsler fra Norge en relativt større innflytelse på kystvannet. Tilførsler fra de store norske elvene, som Glomma, Drammenselva m.fl., starter normalt med vårflommen i mai. Vannføringen i Glomma (Figur 5.3) var noe høyere enn normalt i februar, mars og april (fuktig mild vinter), som normalt gjennom sommeren, men lavere enn normalt siste del av året (tørr og kald høst). Årsgjennomsnittet i Glomma som for mange av de sør-norske elvene, avvek ikke fra normalen.



Figur 5.3. Midlere årsvannføring i Glomma 1980-2002 og månedsvannføringen i 2002 sammenlignet med gjennomsnittlig vannføring fra 1980-2001 (Data fra Norges Vassdrag- og Elekritsistetsvesen).



Figur 5.4. Årstilførsel av fosfor (Tot-P), nitrogen (Tot-N), karbon (TOC) og partikler (S.P.M) *fra Norge* til kyststrekningen svenskegrensen til Lindesnes. (Data fra 1990-1999 fra Holtan m.fl, 1992-2000, og fra 2000-2001 fra Weideborg, 2001 og 2002).

I overflatevannet langs norskekysten (0-20 meters dyp) korrelerer den gjennomsnittlige konsentrasjonen av partikulært organisk karbon i juni-august, med årlig tilførsel av nitrogen fra Norge (Moy, m.fl, 2002). Det partikulært organisk karbonet kommer i hovedsak fra planteplanktonproduksjonen. Dette viser at tilførslene fra Norge har betydning for kystvannet sommerstid.

De norske tilførslene er beregnet fram til og med 2001 (Figur 5.4). For fosfor har tilførslene vært større i 1999-2001 enn tidligere i perioden, noe som bryter med en avtakende trend fra 1990- 1998. De ekstra store tilførslene av nitrogen, karbon og partikler i 2000 sammenfaller med stor vannføring i de dominerende sør-norske elvene (eksemplifisert ved Glomma, Figur 5.3).

De midlere strømforholdene i Skagerrak medfører at den norske Sørlandskysten ligger nedstrøms andre kilder og at den totale belastningen av næringssalter og andre forurensninger, derfor er større enn de som tilføres lokalt fra Norge. Det er beregnet at bidraget fra norske direkte tilførsler av tot-P og tot-N bare utgjør ca. 5 % (Moy m.fl. 2002). Forholdene i Danmark, Sverige, Tyskland og Nederland vil derfor spille en avgjørende rolle for transporten av næringssalter, organisk stoff og partikler til den norske sørkysten.

6. Vannmassene i Skagerrak

De øvre vannmassene i Skagerrak (0-30m dyp) var i 2002 preget av et tykkere brakkvannslag (ned til 15m) enn normalt for vårperioden april-juni og et uvanlig innslag av brakkvann i august. Temperaturen i de øvre vannmassene var 1-3 grader høyere enn normalt gjennom januar til juni og tilsvarende i august-september. I oktober snudde situasjonen seg raskt i de øvre vannmasser med kaldere og saltere vann enn normalt. I dypvannet var det siste halvår et sterkere innslag av Atlantisk vann enn normalt.

- -

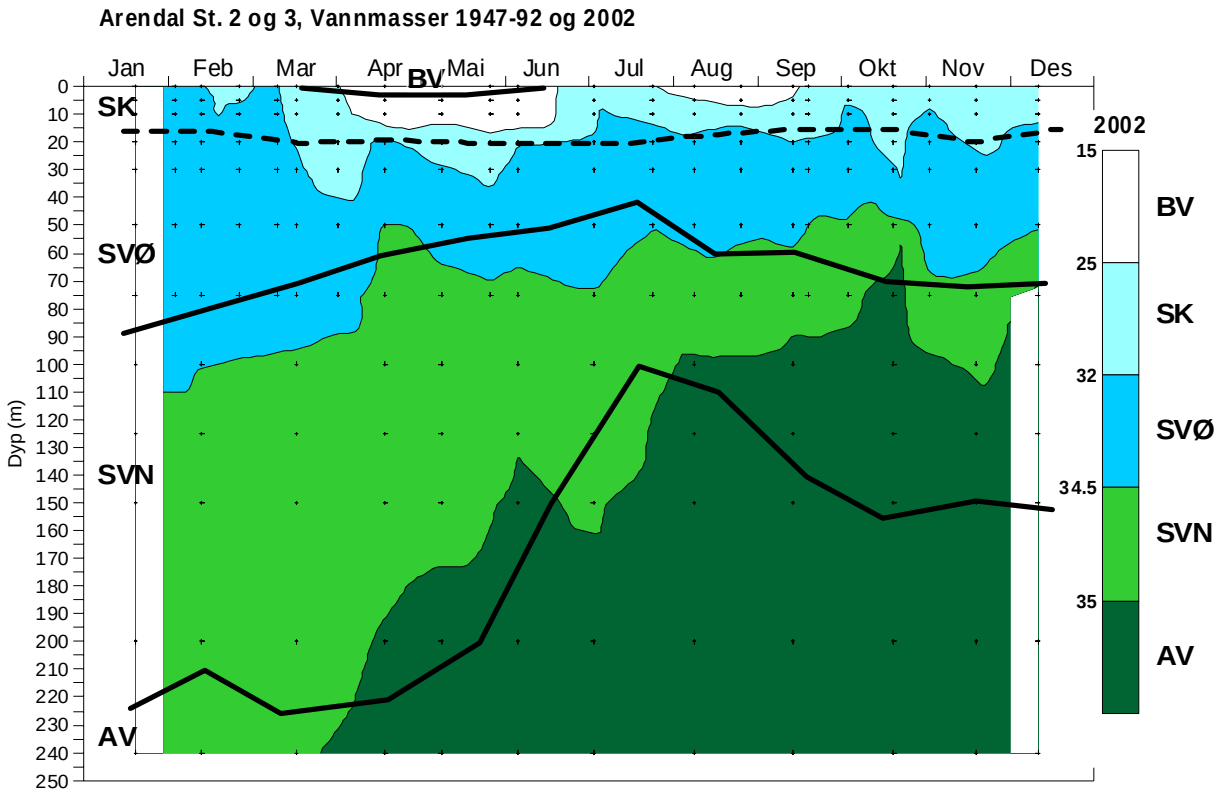
Vannmassene i Skagerrak kan deles inn i fire hovedvannmasser:

- *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. Oseanografer finner det hensiktsmessig å dele Skagerrakvann i to vannmasser:
  - 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.

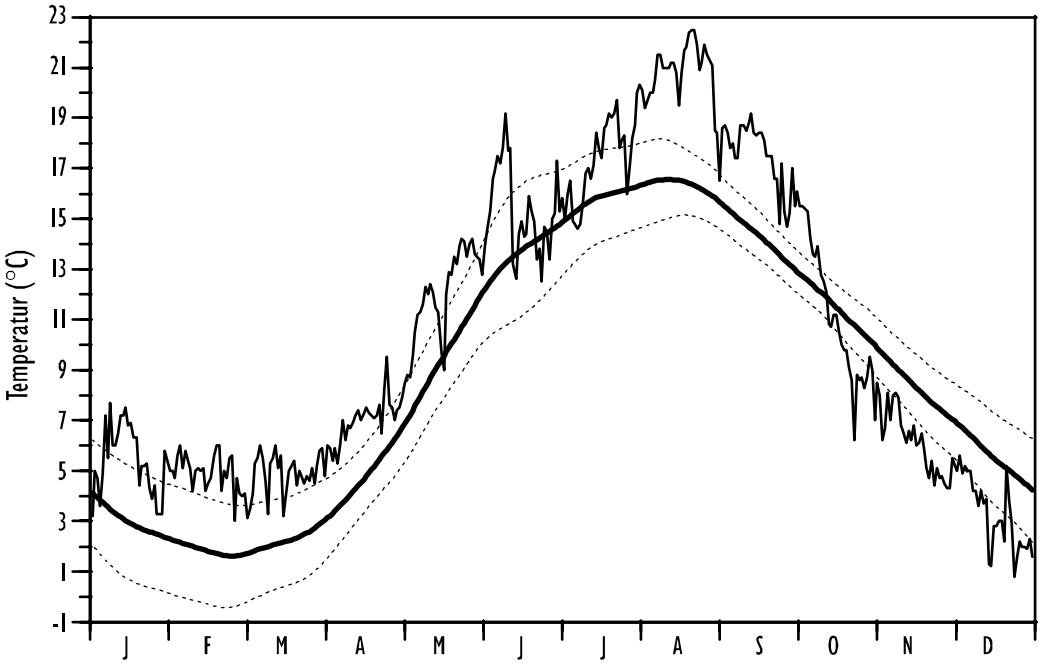
De ulike vannmassene er delt inn etter hvor de kommer fra og hvor influert de er av ulike kilder. Vertikalfordelingen av vannmassene gjennom året er vist i Figur 6.1. Figuren viser også vannmassenes fordeling i 2002 sammenliknet med en 'normal' som er blitt beregent ut fra sammenhengende måleperiode fra 1947 til 1992.

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 elvevann 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 og 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.

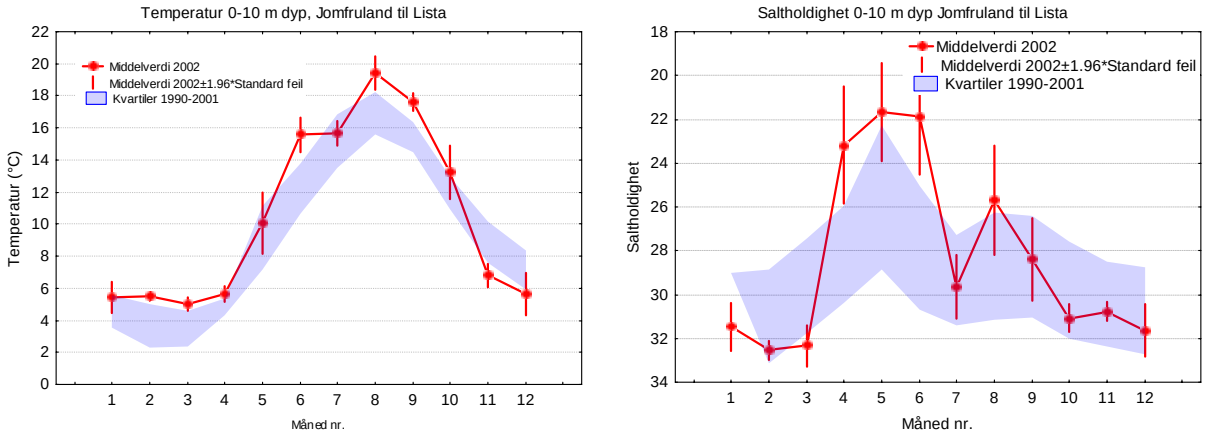
I 2002 var brakkvanns forekomsten større enn normalt i april-juni og august, mens Skagerrak kystvann var lite til stede i januar-februar, hvor Skagerrak vann øvre og nedre dominerte. Innstrømningen av Atlantisk vann var som vanlig i de senere år tidligere og ble dominerende utover høsten. Totalt sett var det således større innslag av brakkvann og betydelig større innslag av Atlantisk vann i 2002.



Figur 6.1. Midlere vannmassefordeling ved Arendal (stasjon 2 og stasjon 3) over perioden 1947-92 (svarte linjer), samt i 2002 (farger). (BV=Brakkvann, SK= Skagerrak kystvann, SVØ= Skagerrakvann øvre, SVN= Skagerrakvann nedre og AV= Atlatisk vann).



Figur 6.2. Temperaturen på 1 meters dyp ved Flødevigen i 2002, sammenlignet med middelverdi (heltrukken jevn linje) og standardavvik (stiplede linjer) 1961-90.



Figur 6.3. Temperatur og saltholdighet på 0-10m dyp (gjennomsnitt) på stasjonene Jomfruland, Arendal St. 2 og 3, samt Lista i 1990-2001 og 2002.

Temperaturen i overflaten var høyere enn normalt i 2002 frem til oktober måned (Figur 6.2). I de øverste 10 meterne ga månedsmiddeltemperaturen for alle stasjonene omtrent samme årsvariasjon som temperaturen ved Flødevigen (Figur 6.3), men her sammenlignet med variasjonen fra 1990-2001. Saltholdigheten i samme dyp viste også det tydelige innslaget av brakkvann sommerstid.

Det som således karakteriserer vannmassene i kystområdene av Skagerrak i 2002, var et større innslag av brakkvann og Skagerrakvann i de øvra vannlag og større innslag av Atlantisk vann i dypvannet. Vanntemperaturen i overflatelaget bar preg av den milde vinteren med noe varmere overflatevann, men også klart høyere temperaturer som følge av den varme sensommeren i 2002.

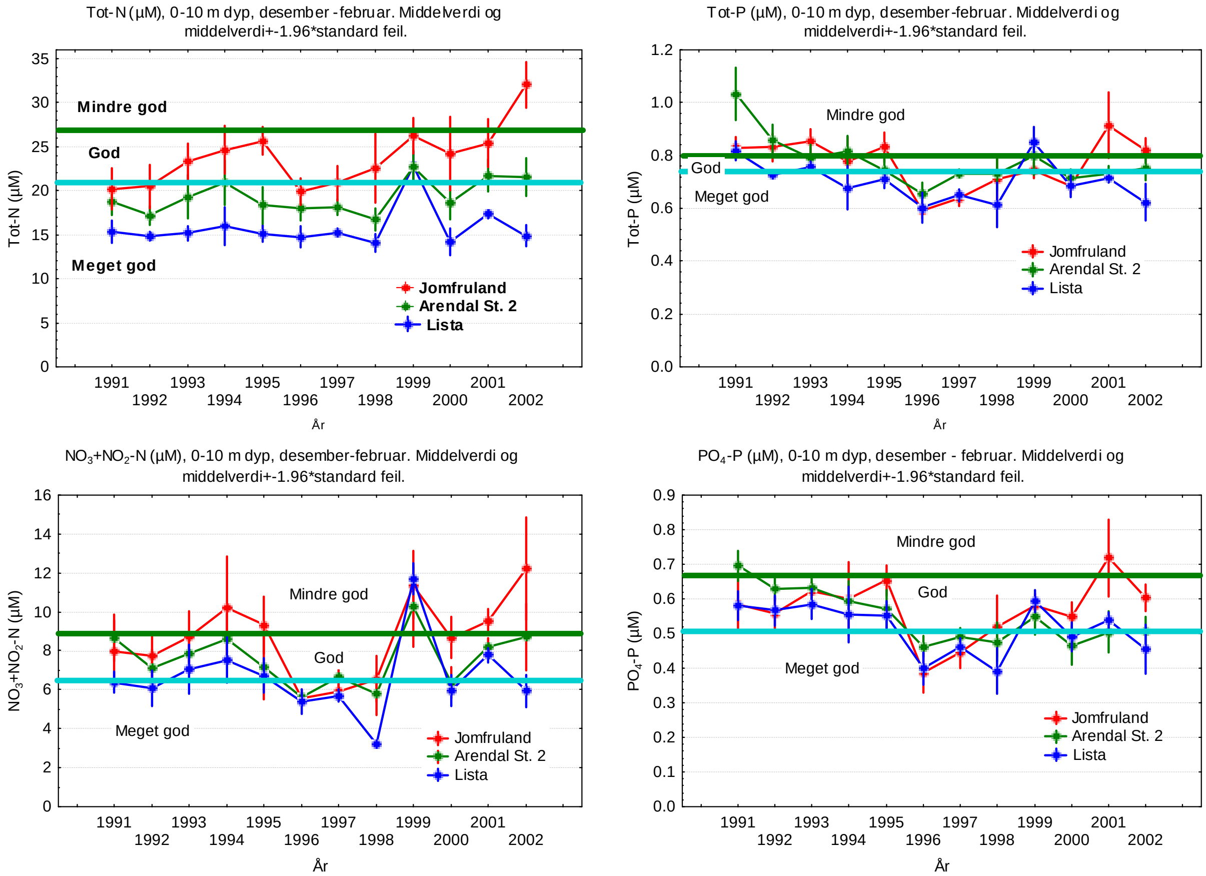
7. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak

Vinteren 2002 ble det målt forhøyede verdier av nitrogen og fosfor ved både Jomfruland og Arendal. Vannkvaliteten ved Jomfruland ble klassifisert som mindre god. Sommerverdiene var noe bedre, men nitrogenverdiene ved Jomfruland var ved flere målinger i klasse mindre god. Sommerverdiene ved Arendal ble klassifisert til god. Spesielt bekymringsfullt er den sterke økningen siste 5 til 10 år i mengden av partikulært materiale (målt både som total suspendert stoff og partikulært organisk karbon) i kystvannet, både i overflatevann og i dypvann. Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet tilfredsstiller generelt kravet til meget god tilstand. Likevel kan det påvises en avtagende trend i oksygennivået over de siste 10 år. I Atlantisk vann (dypvannet) er det også påvist en signifikant økning i nitrogenkonsentrasjonen og i N/P-forholdet over perioden 1990 - 2002.

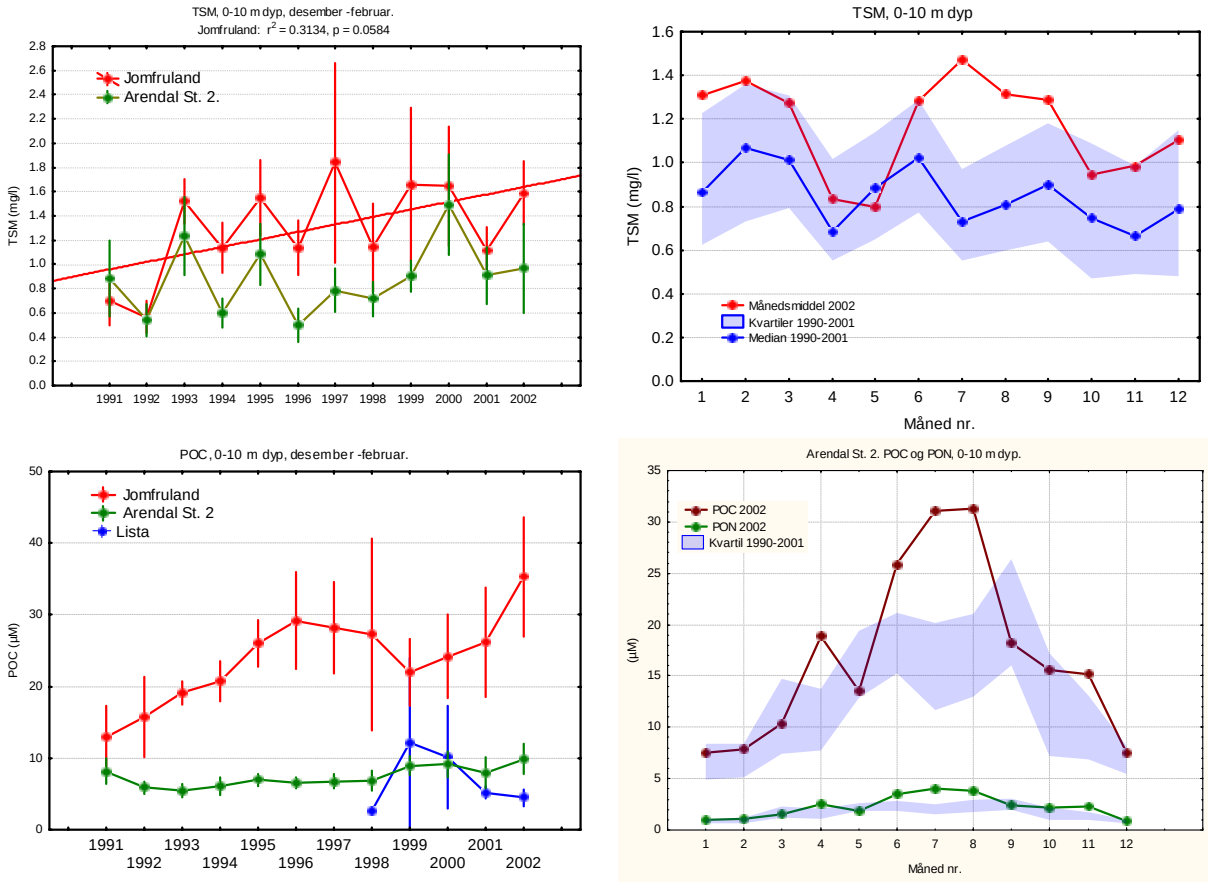
- -

7.1 Vinterverdier i overflatelaget

For de stasjoner som regelmessig er blitt analysert i perioden 1991-2002, er resultater for vinterperioden presentert i Figur 7.1 - Figur 7.2. For de variable hvor det foreligger kriterier for klassifisering av miljøkvalitet etter SFT’s system (SFT 1997), er aktuelle grenser markert. For samtlige variable i Figur 7.1 ligger konsentrasjonsnivåene i hovedsak i klasse I-II, dvs. meget god til god tilstand. Bare i enkelte år er det observert tilstandsklasse mindre god, som f.eks. i 1994,1995 og 1999, hvor det også ble målt store tilførsler til kysten fra



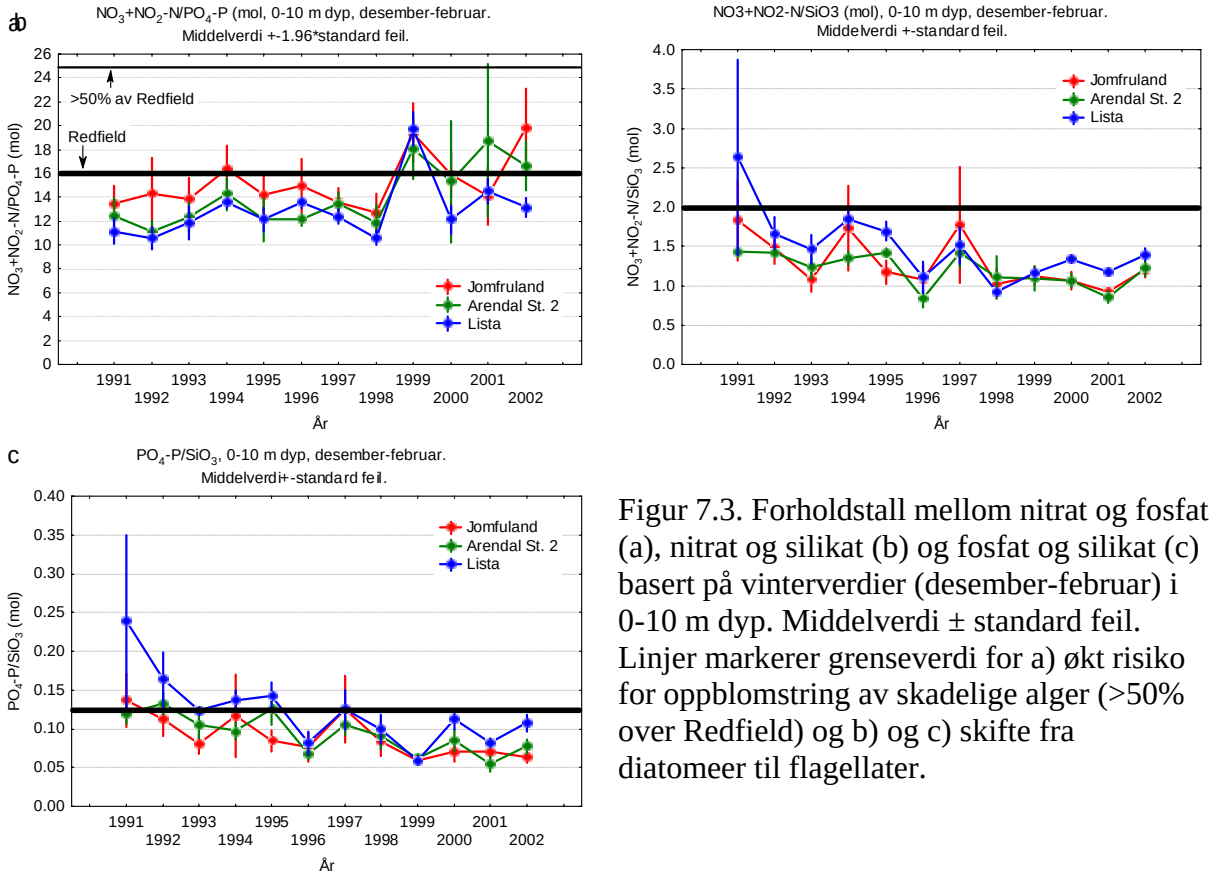
Figur 7.1. Tot-N, Tot-P, NO_3+NO_2-N og PO_4-P (µM) i 0-10 m dyp, desember-februar 1991-2002. SFTs grenser for miljøtilstand er markert (SFT 1997).



Figur 7.2. Partikler (TSM) og POC vinterstid 1991-2002 ved Jomfruland og Arendal St. 2 (0-10 m dyp), samt månedsmiddel for perioden 1991-2001, sammenlignet med 2002 for begge stasjoner (TSM) og for Arendal St. 2 (POC).

søndre Nordsjøen vinterstid (Figur 5.2). For nitrat og til dels nitrogen (tot-N) gjelder dette også for året 2002. Økningen av næringsalter (spesielt nitrogen) langs den norske sørkysten i vinterhalvåret etter 1990 sammenlignet med 1970-80 (Aure og Johannessen, 1997), skyldes i stor grad transportene fra søndre Nordsjøen. Det kan synes som om denne økningen forsterkes for nitrogen fra 1999-2002. Statistisk signifikant økningen er imidlertid bare påvist ved Jomfruland og bare for nitrogen (tot-N).

Figur 7.2 viser at partikkelkonsentrasjonen i overflatelaget er høyest vinterstid og sommerstid, mens karbonkonsentrasjonen når sitt maksimum om sommeren. I 2002 var partikkel-konsentrasjonen vinterstid noe høyere en gjennomsnittet 1990-2001, men spesielt var partikkelkonsentrasjonen og karbonkonsentrasjonen betydelig høyere i juni-august. Denne situasjonen sammenfallt delvis med større brakkvannsinnslag i samme tidsrom. Sett over tid var det ikke noen signifikant trend i partikkelkonsentrasjonen vinterstid, mens konsentra-sjonen av partikulært organisk karbon (POC) var signifikant økende både på Jomfruland (p=0.002) og Arendal St 2 (p=0.01).



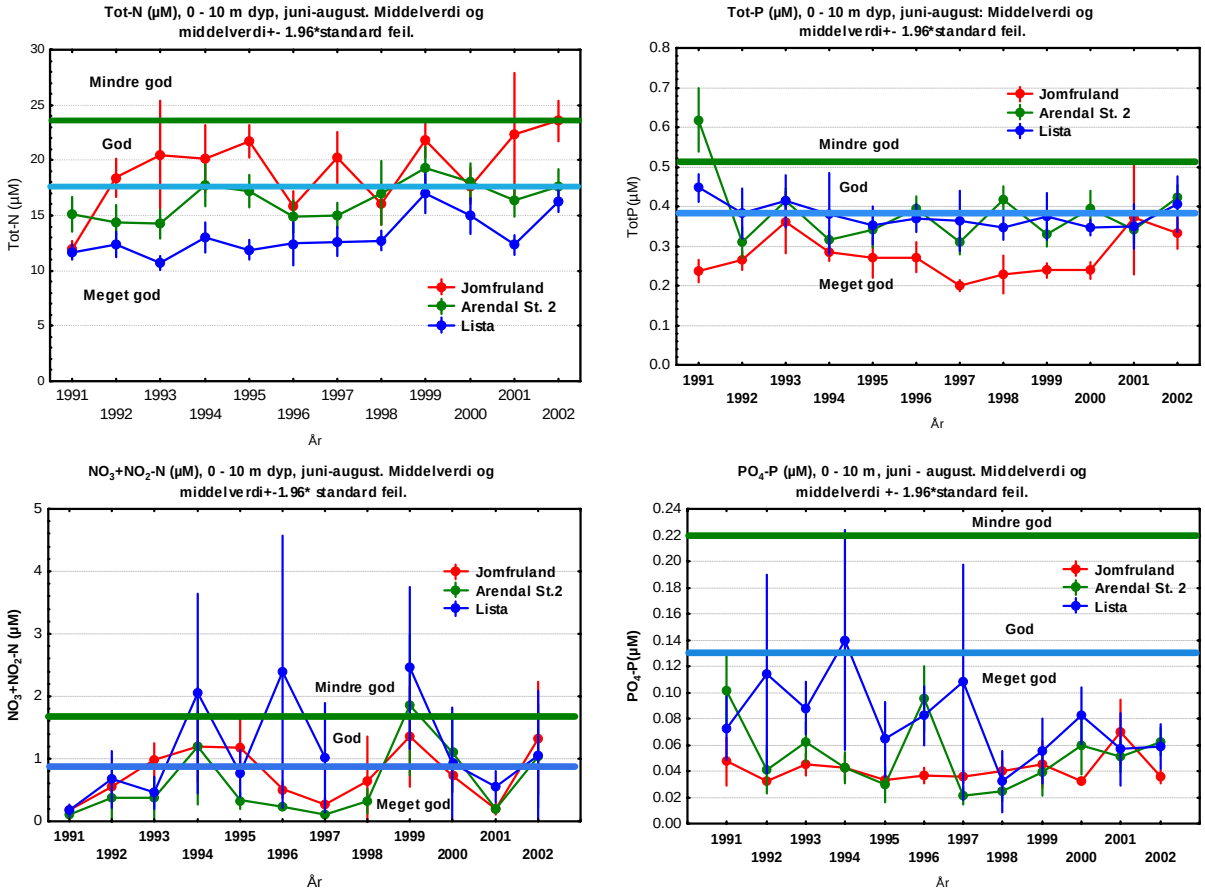
Figur 7.3. Forholdstall mellom nitrat og fosfat (a), nitrat og silikat (b) og fosfat og silikat (c) basert på vinterverdier (desember-februar) i 0-10 m dyp. Middelverdi ± standard feil. Linjer markerer grenseverdi for a) økt risiko for oppblomstring av skadelige alger (>50% over Redfield) og b) og c) skifte fra diatomeer til flagellater.

OSPAR (Oslo-Paris kommisjonen) opererer med et sett kriterier for næringssalter vinterstid som kommisjonen mener kan være gunstige for utvikling av giftige eller uønskede algearter. I Figur 7.3 er tre forhold mellom næringssalter vinterstid (N/P, N/Si og P/Si) sammenlignet med forholdstall som etter OPSPAR kan gi utvikling av giftige eller uønskede algearter. Økte N/P-forhold (> 25, dvs 50 % økning sammenlignet med Redfield ratio (16:1)) og overskudd på nitrat, vil øke risikoen for skadelige alger, mens økte forholdstall av N/Si (>2) og P/Si (>0.125) vil kunne føre til et skifte fra diatomeer til flagellater. For kystovervåkingstasjonene er de fleste observasjonene under OSPAR's grenser (Figur 4.3). Imidlertid vil det enkelte år kunne være konsentrasjoner som ligger over disse grenser. For de tre forholdene er det også en tendens til økende N/P-forhold mens det omvendte synes å gjelde for de andre forholdene. Økningen er imidlertid bare signifikant for Arendal St. 2 ($p=0.004$). For Jomfruland er signifikansen lavere ($p=0.09$), mens observasjonen ved Lista ikke viser noen signifikant utvikling. For NO_3+NO_2-N/SiO_3 er det signifikant avtakende middelverdier på samtlige stasjoner, mens det samme gjelder for PO_4-P/SiO_3 på Jomfruland og Arendal St. 2 (Lista $p=0.06$).

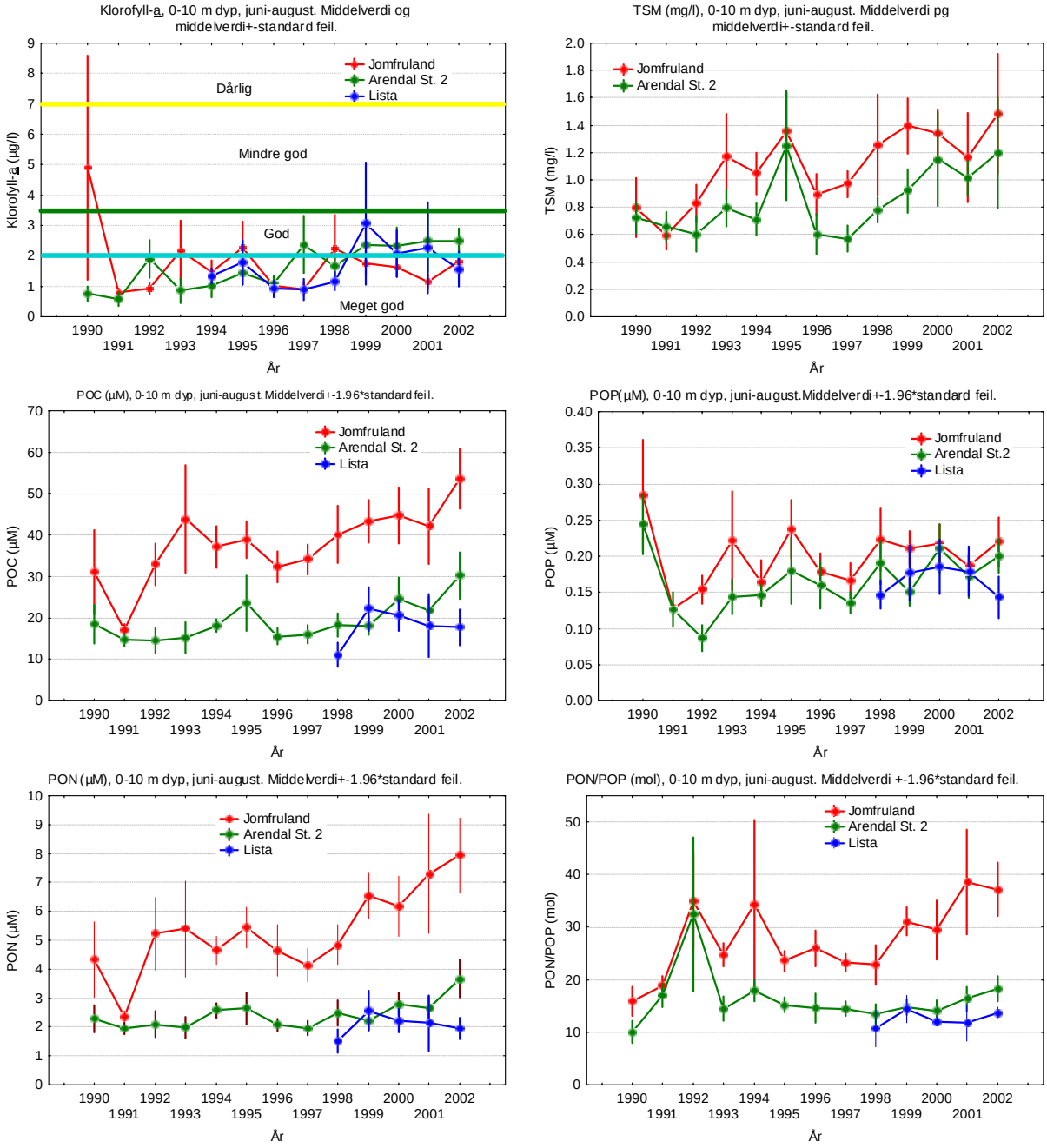
7.2 Sommerverdier i overflatelaget

I Figur 7.4 er sommerkonsentrasjoner i overflatelaget (0, 5 og 10 m dyp) sammenlignet med SFT's kriterier for miljøtilstanden i kystvann (SFT 1997). De fleste observasjonene havner i klasse I-II (meget god til god), men enkelte år havner observasjonene i klasse III (mindre god). Sommerstid vil de løste næringssaltene ofte bli nær eller lavere enn nedre målbare grense (deteksjonsgrensen (µM)= 0.03 (PO_4-P), 0.07 (NO_3+NO_2-N)) fordi planteplankton-produksjonen tømmer vannet på løste næringssalter. I denne analysen er alle verdier mindre enn deteksjonsgrensen satt lik denne grenseverdien. Det er en signifikant økning av nitrogen (tot-N) på Lista (p=0.01) og Arendal St. 2 (p=0.04), men ikke på dette signifikantsnivå for Jomfruland (p=0.06). Det er ingen endringer i tilstandsklasse over tid. For fosfor (tot-P), fosfat (PO_4-P) og nitrat+nitritt (NO_3+NO_2-N), er det ikke noen signifikant forandring i perioden 1991-2002.

Figur 7.5 viser overflatekonsentrasjoner (middelverdier) av klorofyll-a, partikler (TSM) og partikulært organisk karbon (POC), nitrogen (PON), fosfor (POP) og partikulært N/P-forhold (PON/POP). Gjennomgående er det økende konsentrasjoner gjennom perioden eller ikke noen signifikant trend. For klorofyll-a er det Arendal St. 2 som viser en signifikant økende konsentrasjon (p=0.0003). Med enkelte unntak ligger konsentrasjonen i SFT's klasse I (meget



Figur 7.4. Tot-N, Tot-P, NO_3+NO_2-N og PO_4-P (µM) i 0-10 m dyp, juni-august 1991-2002. SFTs grenser for miljøtilstand er markert.

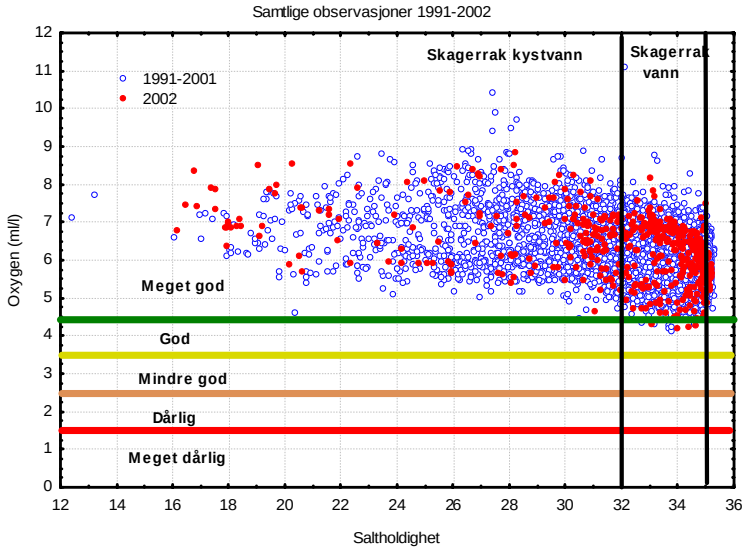


Figur 7.5. Sommerverdier i overflatelaget (0-10 m dyp) av klorofyll a, totalt suspendert materialet (TSM), partikulært organisk karbon (POC), - fosfor (POP), - nitrogen (PON) og - nitrogen /fosfor (PON/POP). Det finnes ikke observasjoner fra Lista i hele perioden.

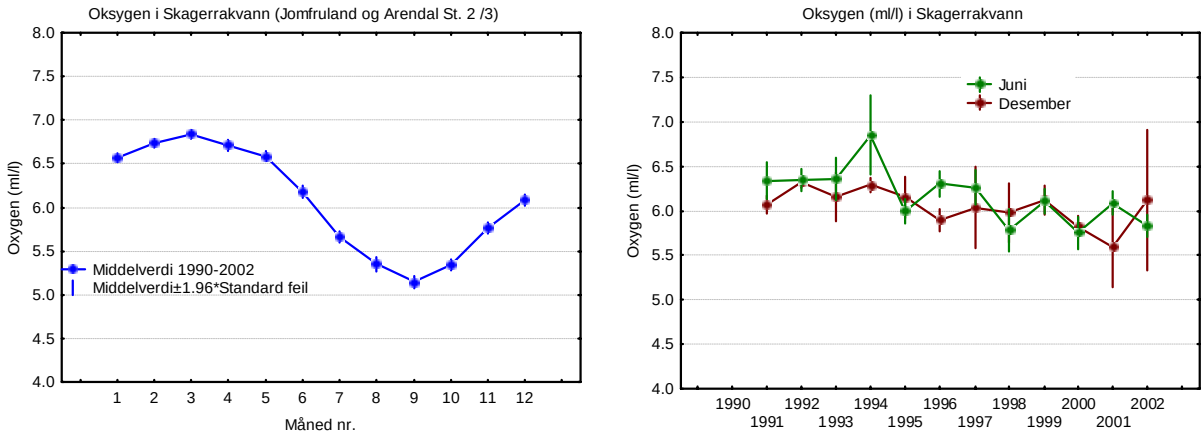
god) eller II (god). Partikelkonsentrasjonen viser en klart økende trend på de to stasjoner hvor det er analysert på TSM (Jomfruland (p=0.002) og Arendal St. 2 (p=0.02)). Det er samme for POC og PON på de to stasjonene, mens partiklulært organisk fosfor ikke viser noen signifikant utvikling. PON/POP har bare en signifikant økende trend på Jomfruland.

7.3 Vannkvalitet i dypere vannmasser

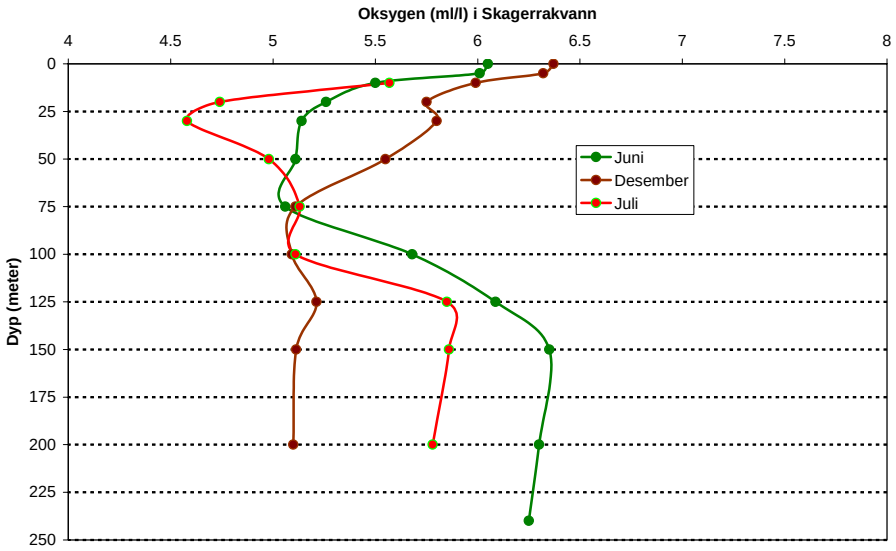
Oksygenkonsentrasjonen i de dypere vannmassene er normalt i tilstandsklasse meget god sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem (Figur 7.6). I de tilfellene hvor oksygenkonsentrasjonen ligger i klassen god er dette i Skagerrakvann. De laveste konsentrasjoner blir observert i juli – oktober (Figur 7.7), men signifikant avtakende konsentrasjoner forekommer bare i juni (p=0.02) og desember (p=0.04) måned for perioden 1991-2002. I juli måned er det også en avtakende konsentrasjon, men ikke med samme signifikans (p=0.06). De lavere oksygenkonsentrasjonene observeres på dyp mellom 20 og 100 m i juni og juli, mens i desember observeres lavere oksygenkonsentrasjonene på 75 til 200 meters dyp (Figur 7.8). Forklaringen kan være at det sommerstid er et direkte forbruk av oksygen gjennom nedbrytning av planteplankton i 20-100m dybdeintervallet, mens det i desember er en import vann med lavere oksygeninnhold fra andre områder.



Figur 7.6. Oksygen (ml/l) i kystvannet målt over perioden 1991 – 2002. Observasjoner fra Færder, Jomfruland, og Arendal. Resultater fra 2002 er markert med røde punkter.



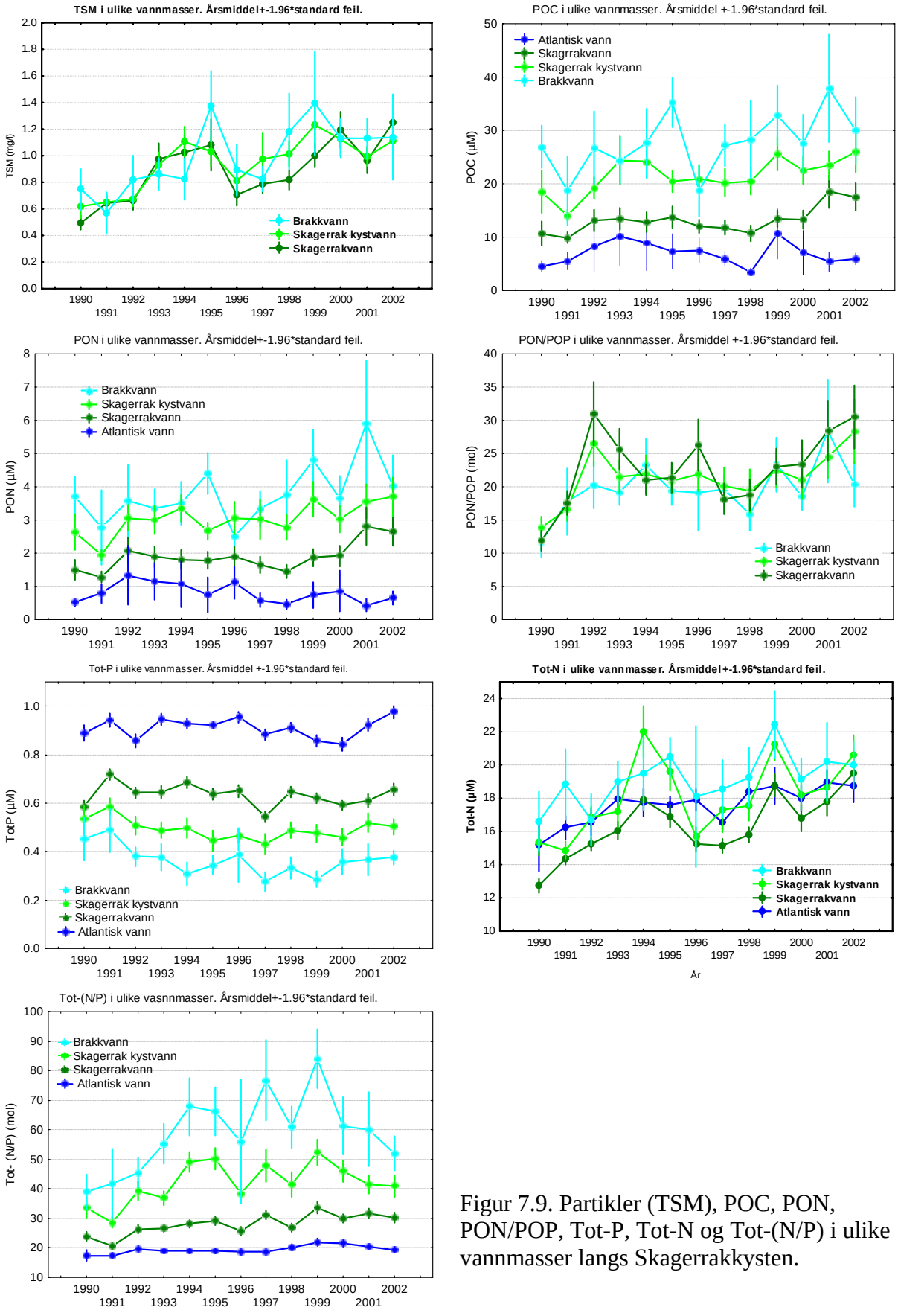
Figur 7.7. Oksygenkonsentrasjonen pr. måned i 1990-2002, samt midlere konsentrasjon i Skagerrak vann i juli og desember måned.



Figur 7.8. Minimumskonsentrasjoner av oksygen i Skagerrakvann i perioden 1991-2002 på ulike dyp.

Årsmiddelverdiene av partikkelkonsentrasjonen (TSM) viser samme økende utvikling (p=0.006-0.004) for de tre vannmassene brakkvann, kystvann og Skagerrakvann, med den høyeste konsentrasjonen oftest forekommende i brakkvannslaget og den laveste i Skagerrakvann (Figur 7.9). Samme fordeling med høyest konsentrasjon i brakkvann og lavest i Skagerrakvann gjelder også for organisk materiale (POC, PON og POP). Som for TSM er det en signifikant økning av POC og PON i perioden 1990-2002 for brakkvann, kystvann og Skagerrakvann, med unntak av lav signifikans for POC i brakkvann (p=0.06). For POC i Atlantisk vann er det ikke noen signifikant utvikling, men svakt avtakende konsentrasjoner av PON ble observert. For POP er det ikke noen signifikant forandring i noen av vannmassene.

For tot-P er konsentrasjonen gjennomgående høyere i de dypere-liggende vannmasser som Atlantisk vann enn i f.eks. Brakkvann (Figur 7.9). For tot-N er ofte konsentrasjonen størst i Brakkvann, deretter i Skagerrak kystvann, men Atlantisk vann har høyere nitrogen-konsentrasjoner enn Skagerrakvann (Figur 7.9). N/P-forholdet blir derved størst i Brakkvann og lavest i Atlantisk vann. For tot-P er det ikke noen signifikant utvikling i perioden. For tot-N er det en signifikant økning for Atlantisk vann (p=0.003, 1991-2002), mens det er lav signifikans i Skagerrakvann (p=0.07). N/P-forholdet er signifikant økende for både Skagerrakvann og Atlantisk vann.



Figur 7.9. Partikler (TSM), POC, PON, PON/POP, Tot-P, Tot-N og Tot-(N/P) i ulike vannmasser langs Skagerrakkysten.

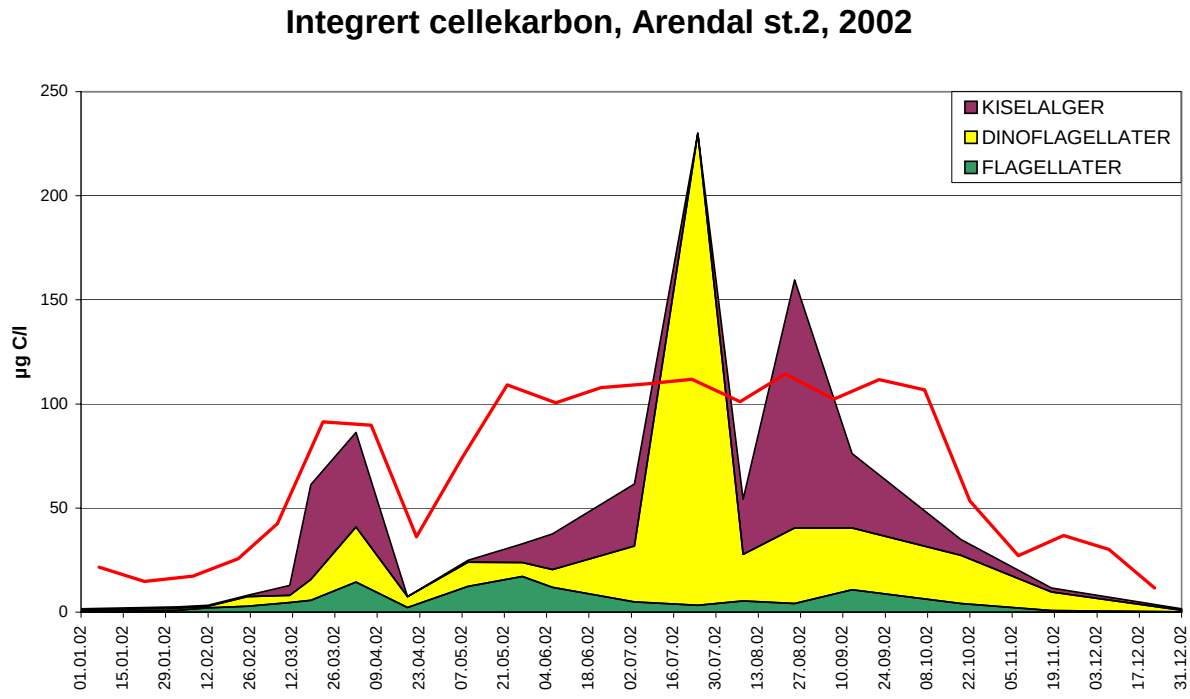
8. Planktonsamfunn

Algebiomassen i Skagerrak i 2002 var omtrent halvparten av algebiomasse målt de to foregående årene samtidig som biomassen av dyreplankton var den høyeste som har vært målt siden overvåkingen startet i 1994. Spesielt var biomassen av små dyr (mellom 200 og 1000 µm) 1,5 ganger større i forhold til gjennomsnittet. I et energioverførings/trofisk perspektiv ansees små dyr som mindre gunstig som mat for fisk enn store dyreplanktonarter som f.eks. Calanus *spp. Våroppblomstring av kiselalger ble observert i mars/ april og flere mindre kiselalgeblomstringer ble registrert utover året (juli, august, september). Kiselalger var relativt sett framtredende og bidro til 36 % av årets algebiomasse. Dinoflagellatene var den dominerende algeklassen og bidro med 53 % av de totale algekarbonforekomsten.* Ceratium *spp. var framtredende hele sommeren og høsten.* Dinophysis acuta *hadde forekomster over faregrensen for skalldyrforgiftning i perioden juli-november.*

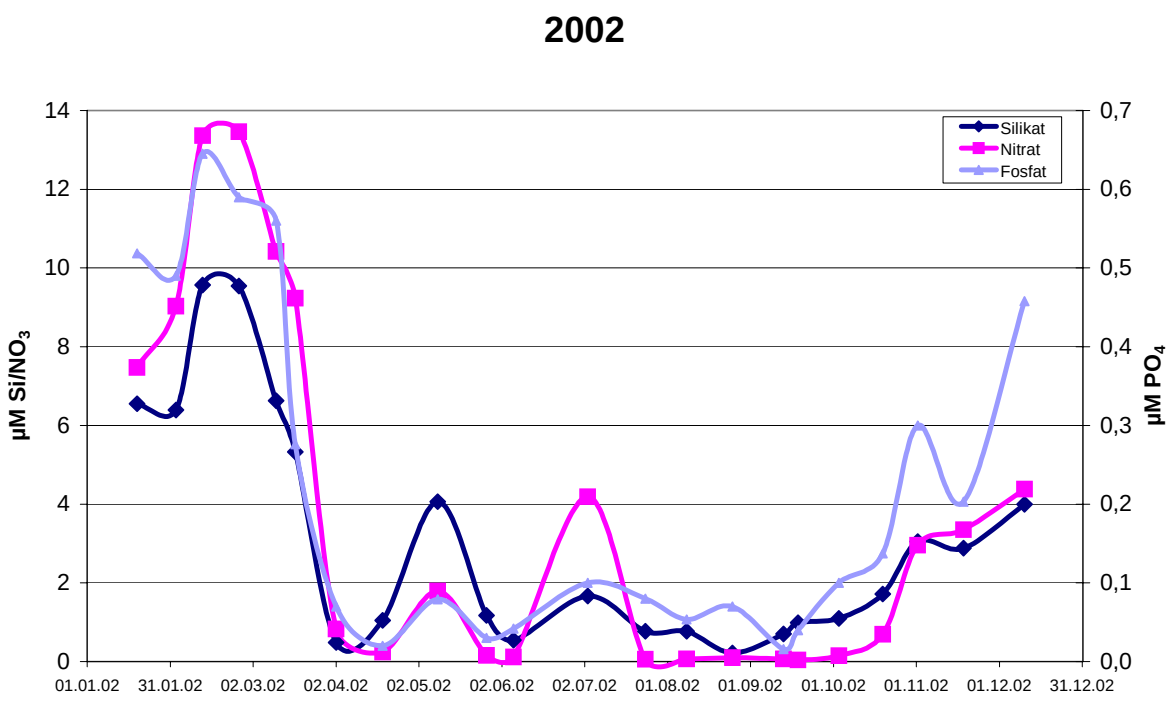
8.1 Planteplankton i 2002

ALGEKARBON

I 2002 ble det som i et "gjennomsnittsår" registrert en våroppblomstring av kiselalger i siste halvdel av mars (Figur 8.1). Blomstringen førte til at vannmassene ble tappet for både silikat, nitrat og fosfat (Figur 8.2) som ble etterfulgt av et minimum i algebiomassen denne vekstsesongen. Ny næringssalttilførsel i siste halvdel av april førte til en ny oppbygging av algekarbon. I slutten av juli var det en relativt kraftig dinoflagellatblomstring som tappet vannmassene for nitrat. Denne blomstringen ble etterfulgt av en høstblomstring av kiselalger som startet til tross for nitratkonsentrasjonen var svært lav (jfr. Figur 8.2).



Figur 8.1. Biomassevariasjon over året i form av beregnet algekarbon for 2002. Den røde linjen markerer gjennomsnittlig beregnet algekarbon for årene 1994-2002.



Figur 8.2. Tidsutvikling for næringssaltene silikat, nitrat og fosfat på 5 meters dyp ved Arendal (st 2) gjennom året 2002.

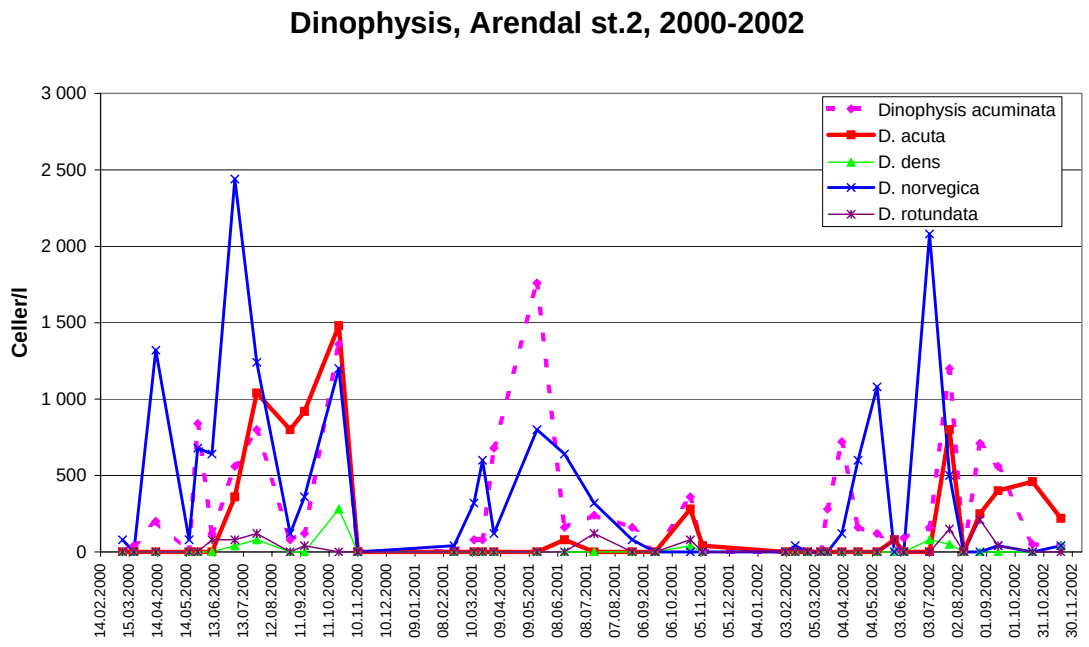
DINOFLAGELLATER

Potensielt toksiske dinoflagellater

Slekten *Alexandrium* som har flere potensielt PSP-produserende arter (PSP = paralyttisk skalldyrforgiftning (Paralytic Shellfish Poisoning)), ble registrert i lave konsentrasjoner under faregrensenivå (200 celler/l) for skalldyrforgiftning (Statens ernæringstilsyn, SNT). *Dinophysis acuta* som er en potensiell DSP-produsent (DSP = diaré skalldyrforgiftning (Diarrhetic Shellfish Poisoning)), ble registrert i konsentrasjoner over faregrensen (200 celler/l eller 100 celler/l i 3 pårfølgende uker) i perioden juli-november (3), med høyest konsentrasjon i slutten av juli (640 celler/l). *D. acuminata* ble registrert i varierende konsentrasjoner fra midten av mars og videre ut året, men hadde kun forekomst over faregrensen (900 celler/l) i slutten av juli. *Dinophysis norvegica* ble registrert på faregrensenivå (2.000 celler/l) i begynnelsen av juli, men ellers var forekomstene av *D. norvegica* beskjedne. *Karenia mikimotoi* (syn. *Gyrodinium aureolum*) ble bare registrert i svært lave konsentrasjoner sommer og høst.

Andre framtredende dinoflagellater

Ceratium er en slekt som bidrar mye til den årlige algebiomassen i denne delen av Skagerrak. Blomstringskonsentrasjoner (>1.000 celler/L) ble registrert i juli og august. De ulike *Ceratium*-artene hadde sesongmaksimum til forskjellige tidspunkt. Den mest framtredende arten var *C. furca* som blomstret (24.900 celler/l) i slutten av juli, mens *C. fusus* (1.920 celler/L) forekom i størst antall i begynnelsen av juli. *C. longipes* hadde høyest forekomst (720 celler/l) i begynnelsen av mai, mens *C. tripos* ble registrert i høyest antall (560 celler/l) i slutten av mai. De høyeste registreringene av *C. lineatum* (640 celler/l) ble gjort på senhøtsen, men den hadde også moderate forekomster i begynnelsen av april.



Figur 8.3. Forekomster av *Dinophysis* i perioden 2000-2002.

I april ble det også registrert et betydelig innslag av store gymnodiniaceer som bidro betydelig til algebiomassen. Også forekomster av ulike typer *Protoperidinium* var av biomassemessig betydning om våren (*Protoperidinium depressum*, *P. pellucidum*).

KISELALGER

Kiselalgene bidro til 36 % av algebiomassen over året. Kiselalgeforekomstene var relativt beskjedene fram til 18. mars da *Thalassiosira nordenskioeldii* (92.400 celler/L) dominerte algebiomassen sammen med lave forekomster av ulike *Chaetoceros*-arter. Den mest framtredende arten var *C. socialis* som tidlig i april ble registret med en forekomst på 1,1 mill. celler/liter. *Dactyliosolen fragilissimus* (33.600 celler/l) var viktigste art i begynnelsen av juni. En liten kiselalgeblomstring ble registrert i begynnelsen av juli, men svak forkisling av cellene vanskeliggjorde artsbestemmelsen. Mye tyder imidlertid på at det var *Letocylindrus danicus* som forekom i et antall på 0,6 mill. celler/l. Svak forkisling var også et problem for artsidentitiseringen da *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* (0,6 mill. celler/l) blomstret i august og september og resulterte i et nytt algebiomassemaksimum (jfr. Figur 7.1). Små ubestemte kiselalger (1,7 mill. celler/l) forekom samtidig, men disse bido med relativt lite algekarbon. Disse blomstringene kom i gang til tross for at nitratkonsentrasjonen var svært lav, og det kan tyde på at *P.* cf. *pseudodelicatissima* har et lavt nitratkrav. I første halvdel av september ble det registrert en liten blomstring av *Skeletonema costatum* (0,5 mill. celler/l), *Cerataulina pelagica* (47.000 celler/l) og ulike arter av *Chaetoceros* (1,6 mill. celler/l) der blant annet *Chaetoceros throndsenii* (0,7 mill./l) var tallmessig framtredende.

FLAGELLATER

Raphidophyceae

Raphidophyceer ble dette året kun registrert i lave konsentrasjoner.

Cryptophyceae

Denne gruppen var mest tallrik om våren. Høyest totalkonsentrasjon var i begynnelsen av mai da både *Hemiselmis rufescens*, *Plagioselmis* sp. og *Teleaulax acuta* var framtredende.

Prymnesiophyceae

Mye tyder på at det forekom en blomstring av relativt små *Chrysochromulina*-arter (2,4 mill. celler/l) i slutten av mai. Bare få celler var fikserte med intakte flageller og haptonema slik at slektstilhørighet med sikkerhet kunne fastsettes, men fikseringsmåte og kloroplaster på de flagell- og haptonemaløse cellene var svært lik de intakte cellene og forekomsten ble derfor antatt å tilhøre slekten *Chrysochromulina*. En beskjeden blomstring av coccolithophoriden *Emiliania huxleyi* ble registrert med maksimum (0,7 mill. celler/l) i begynnelsen av juni.

Prasinophyceae

Denne gruppen var mest tallrik (0,2 mill. celler/l) i begynnelsen av mai da ulike typer *Pyramimonas* ble registrert.

Ubestemte flagellater

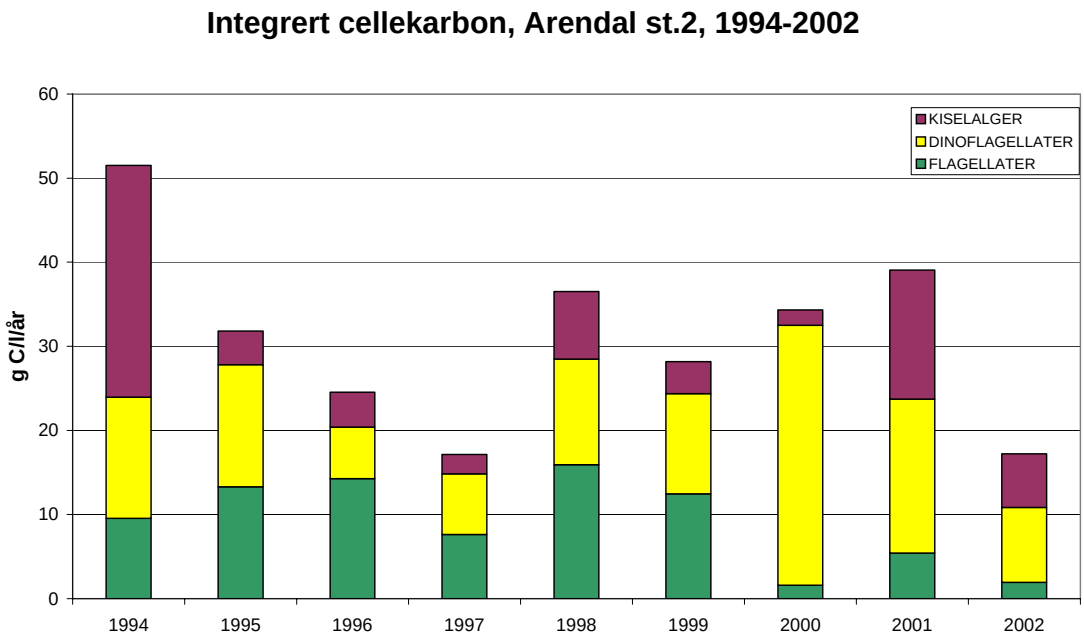
Det ble generelt registret uvanlig lave forekomster av nakne flagellater.

8.2 Utvikling i plateplanktonsamfunn over tid

Den totale mengden algekarbon ble i 2002 beregnet til 17,6 g C/l/år og var således omtrent halvert i forhold til de to foregående årene (Figur 8.4). Høyt antall dyreplankton kan være en medvirkende årsak (jfr. kap. 8.3). I 1997 ble det observert like lav algekarbonmengden (sammenliknet med gjennomsnittet for overvåkingsperioden 1994-2002). Dinoflagellatene var den dominerende algeklassen også i 2002 og bidro med 53 % av de totale algekarbon-forekomstene. Det er relativt sett mer enn i 2001 (dinoflagellater = 47%), men langt mindre enn i 2000 hvor dinoflagellater utgjorde hele 90% av algekarbonet dette året.

Ulike arter av slekten *Ceratium* var framtredende hele sommeren og høsten dette året som de tidligere årene, men altså i noe mindre omfang enn de to foregående årene. I 2000 var *Ceratium furca* den dominerende bidragsyteren med en maksimumsregistrering i juli på hele 75.600 celler/l. Av potensielt toksiske dinoflagellater hadde *Dinophysis acuta* forekomster i 2002 over faregrensen i sommer/høst-perioden på samme måte som i de to foregående årene.

Fiskedød ble ikke rapportert i 2002. Blåskjellene var generelt giftige gjennom hele sommeren, og i tillegg ble det i 2002 oppdaget diarégift i taskekrabber tatt på grunt vann. I 2001 var det en opppblomstring av flagellaten (raphidophyceen) *Chattonella* cf. *verriculosa* (3,9 mill. celler/l) som medførte betydelige tap av oppdrettsfisk på sørlandskysten, mens en episodisk høy forekomst av *Polykrikos schwartzii* i slutten av august 2000, forårsaket tap av oppdrettsfisk den høsten.



Figur 8.4. Total planteplanktonbiomasse integrert over året for perioden 1994-2002.

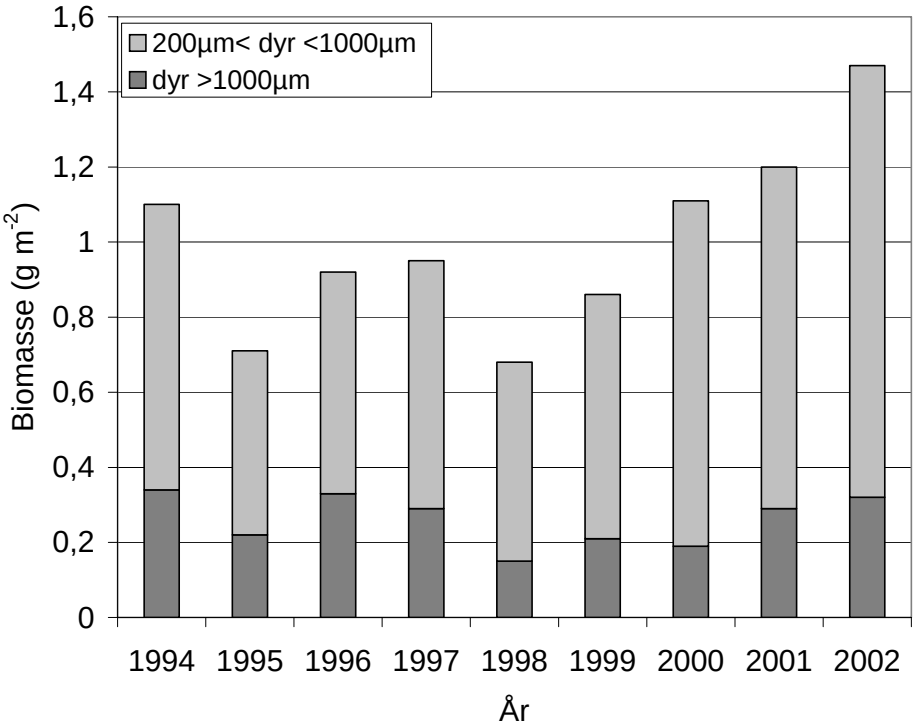
Kiselalger var relativt sett framtredende og bidro til 36 % av årets algebiomasse, men den totale kiselalgebiomassen var betydelig lavere enn i 2001. Det ble registret en våroppblomstring av kiselalger i slutten av mars/begynnelsen av april og flere blomstrings-begivenheter ble registrert videre utover året (juli, august, september). Spesielt for 2002 var at cellene var til dels svært svakt forkislet og dermed vanskelige å artsbestemme. Den svake forkislingen falt sammen med svært lave konsentrasjoner av silikat i vannmassene. Den store andelen av kiselalgekarbon i 2001 skyldtes vesentlig en oppblomstring av *Pseudo-nitzschia* cf. *pseudodelicatissima* i september med maksimumskonsentrasjon på 1,5 mill. celler/l. Begge disse *P.* cf. *pseudodelicatissima*-blomstringene fant sted i perioder med lave nitrat-konsentrasjoner i vannmassene – noe som forsterker antagelsen om et lavt nitratkrav hos denne algen.

8.3 Status og utvikling i dyreplanktonsamfunn

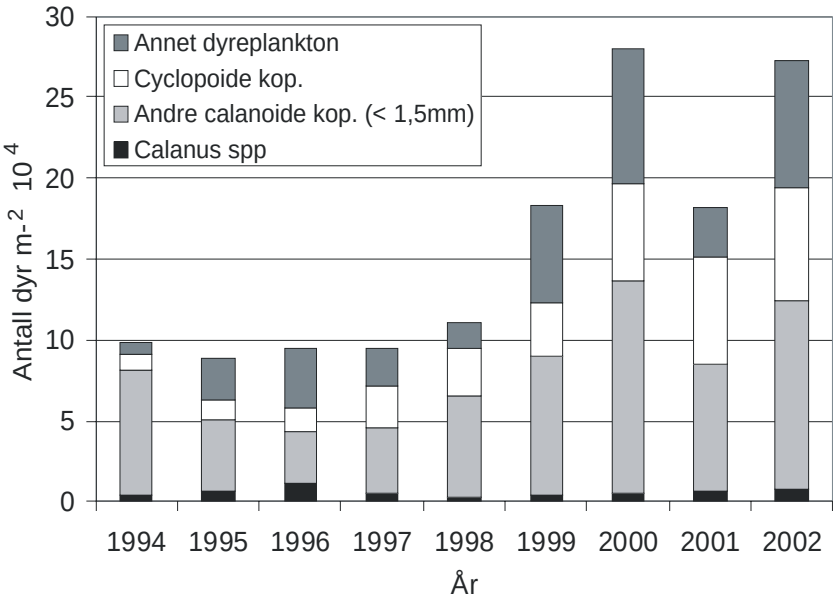
Dyreplankton lever i stor grad av planteplankton og er selv mat for fisk. Forekomsten av dyreplankton i de øvre 50m på stasjon Arendal 2 har vært overvåket siden 1994, ca. hver 14. dag. Resultatene viser en del variasjon i årlig middel-biomasse over perioden, men større variasjon med hensyn til antall dyr i de ulike grupper av dyreplankton. Et hovedtrekk har vært økt, årlig forekomst av små typer av dyreplankton de siste årene av undersøkelsesperioden.

Årlig gjennomsnittlig dyreplankton biomasse (g/m^2 tørrvekt) for årene 1994 til 2002 har vært 1,00 g/m^2, og variert fra 0,68 – 1,46 g/m^2 (Figur 8.5). Den laveste dyreplanktonbiomassen ble registrert i 1998 og den høyeste i 2002. Fraksjonen av dyr som var større enn 1000 µm utgjorde 0,32 g/m^2 i 2002, mens gjennomsnittet for årene 1994-2002 var 0,26 g/m^2. Fraksjonen av dyr mellom 200 µm og 1000 µm i 2002 utgjorde 1,15 g/m^2, mens gjennomsnittet for årene 1994-2002 var 0.74 g/m^2. Det siste er 1,5 ganger høyere enn gjennomsnittet og betyr at den relativt høye biomassen i 2002 særlig skyldtes økte mengder av smått dyreplankton.

I tillegg til størrelsesgrupper er det vanlig å fordele dyreplanktonet på de fire gruppene *Calanus* spp., andre kalanoide kopepoder, cyclopoide kopepoder og annet dyreplankton. *Calanus* spp. bidrar mye til størrelsesgruppen større enn 1000 µm, mens de andre gruppene bidrar mest til dyreplankton i størrelsesgrupen mellom 200 og 1000 µm. Årlig gjennomsnittlig



Figur 8.5. Dyreplanktonbiomasse som tørrvekt (g/m2) for de øvre 50 m fordelt på to størrelsesfraksjoner, 200-1000 µm og større enn 1000 µm for årene 1994 til 2002 på st.2 Arendal.



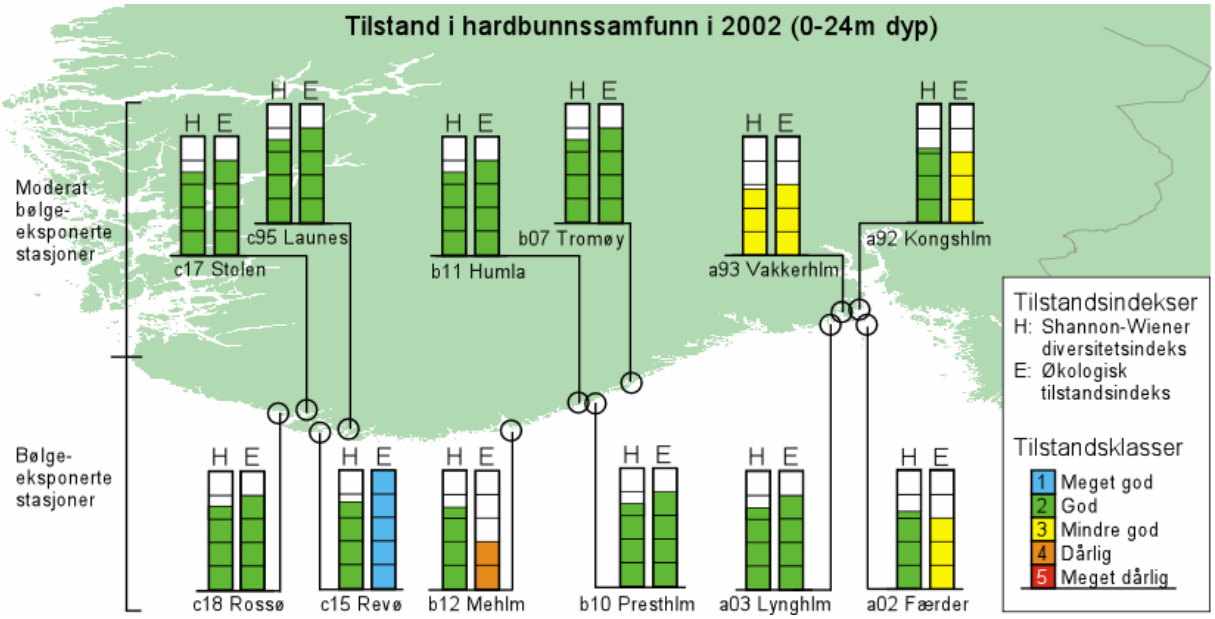
Figur 8.6. Fordelingen av dyreplankton på ulike grupper i de øvre 50 m for årene 1994 til 2002 på st. 2 Arendal.

antall dyr og fordeling på de fire dyregruppene i de øvre 50m for årene 1994 til 2002, er vist i Figur 8.6. I perioden, 1994-2002 sees særlig en økning i antall små typer av dyreplankton. Derfor øker ikke biomassen (Figur 8.5) like sterkt som antall individer (Figur 8.6). I 2000 og 2002 ble det på årsbasis påvist det høyest antallet dyreplankton for perioden.

Gjennom undersøkelsesperioden sees en tendens til økning i dyreplankton biomassen de siste 3 årene, fordi årene hadde høy biomasse, ikke minst 2002 (Figur 8.5). Et klarere trekk synes å være økt forekomst av små typer av dyreplankton i siste halvdel av perioden 1994-2002 (Figur 8.6). I et energioverførings/trofisk perspektiv vurderes små typer av dyreplankton som mindre gunstig som mat for fisk enn store typer av dyreplankton, som f.eks. *Calanus*.

9. Hardbunnssamfunn i Skagerrak

*Algevegetasjonen i 2002 var generelt lik med et gjennomsnitt av tidligere år (1995-2001), mens det ble funnet markert færre dyr, spesielt i området ytre Oslofjord til Kristiansand. Tilstanden i hardbunnssamfunnene i Skagerrak er klassifisert ut fra artsdiversitet og algeindikatorarter, etter en metode som er under utvikling (*Figur 9.1*). På dette grunnlag er tilstanden i ytre Oslofjord klassifisert som mindre god til god. Tilstanden på den ytre Sørlandskysten er klassifisert som god med unntak av Meholmen utenfor Kristiansand, hvor algeindikatorindeksen skåret dårlig. Tilstanden på mer beskyttede områder av Sørlandskysten var imidlertid blitt dramatisk forringet med omfattende sukkertaredød (Kystovervåkingsstasjon b09 Buøy m.fl., undersøkt utenfor programmet). På ytre kyst av Sør-vestlandet var tilstanden god til meget god. Sett over tid synes tilstanden i ytre Oslofjord området å ha blitt noe dårligere, som i hovedsak har sammenheng med nedgangen i forekomst av dyr (*Tabell 9.1*).*



Figur 9.1. Tilstand i hardbunnssamfunn langs kysten av Skagerrak basert på artsrikhet H (alger og dyr, Shannon-Wieners indeks klassifisert etter SFT 1997 for bløtbunnsfauna) og økologisk tilstandsindeks E (basert på preliminære algeindikatorarter, jfr. teksten s. 37).

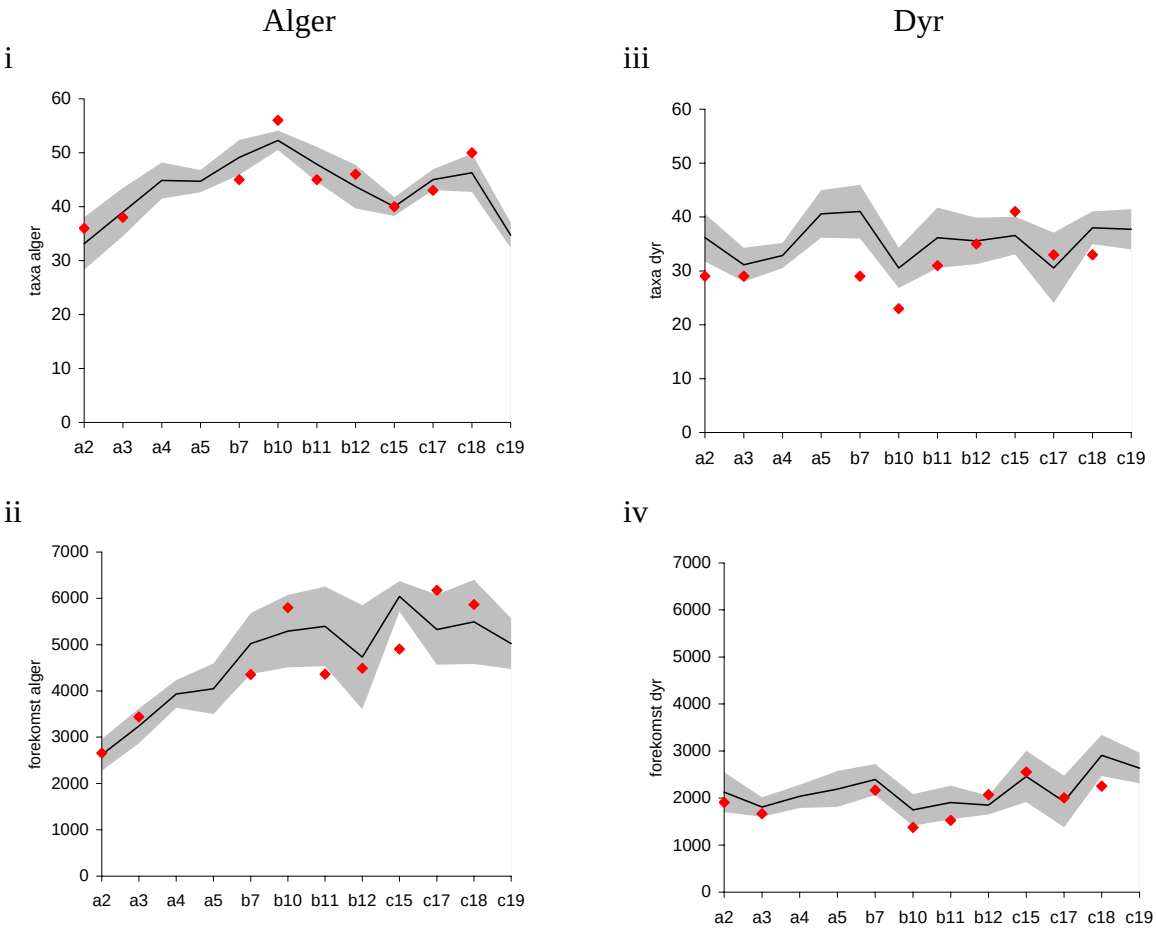
Tabell 9.1. Tilstandsutvikling i hardbunnssamfunn fra1995 til 2002 basert på algeindikatorarter (preliminær klassifisering, jfr. s. 37). Klasse 1 er meget god. Grå felt: ikke observert.

stasjon \ år	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
a02	2	2	3	2		2	2	3
a03	2	2	2	1	2	2	2	2
a92								3
a93								3
a04	2	2	2	2	2	2	2	
a05	2	2	2	2	2	2	2	
b07	2	2	2	2	2	2	2	2
b10	2	2	2	2	2	2	2	2
b11	2	2	2	2	2	2	2	2
b12	2	3	2	2	4	2	3	4
c15	2	2	2	2	2	2	2	1
c95								2
c17	2	2	2	2	2	2	2	2
c18	2	2	2	2	1	2	2	2
c19	2	2	2	2	2	2	2	

9.1 Tilstand

Av fastsittende makroalger ble det i 2002 funnet omtrent det samme antall arter og samme mengde (forekomst) som for gjennomsnittet av perioden 1995-2001 (Figur 9.2 i og ii). I B-området (Sørlandet) lå stasjon b7 Tromøy (Arendal) og b11 Humla (Lillesand) noe under gjennomsnittet, mens den mer eksponerte b10 Prestholmen (Grimstad) lå over gjennomsnittet mht. både antall algearter og algemengde. På den bølgeeksponerte stasjonen c15 Revø (Farsund) ble det registrert markert mindre forekomst av alger enn tidligere. På den bølgeeksponerte stasjonen c18 Rossø (Flekkefjord) og den mer beskyttede stasjonen c17 (Flekkefjord), ble det funnet høyere algedekke enn tidligere. Dette er trolig naturlige svingninger som ikke har konsekvenser for utviklingen over tid. Våren var varmere enn normalt i 2002, men det er usikkert i hvordan dette sammen med markert lavere saltholdighet, har påvirket algeveksten.

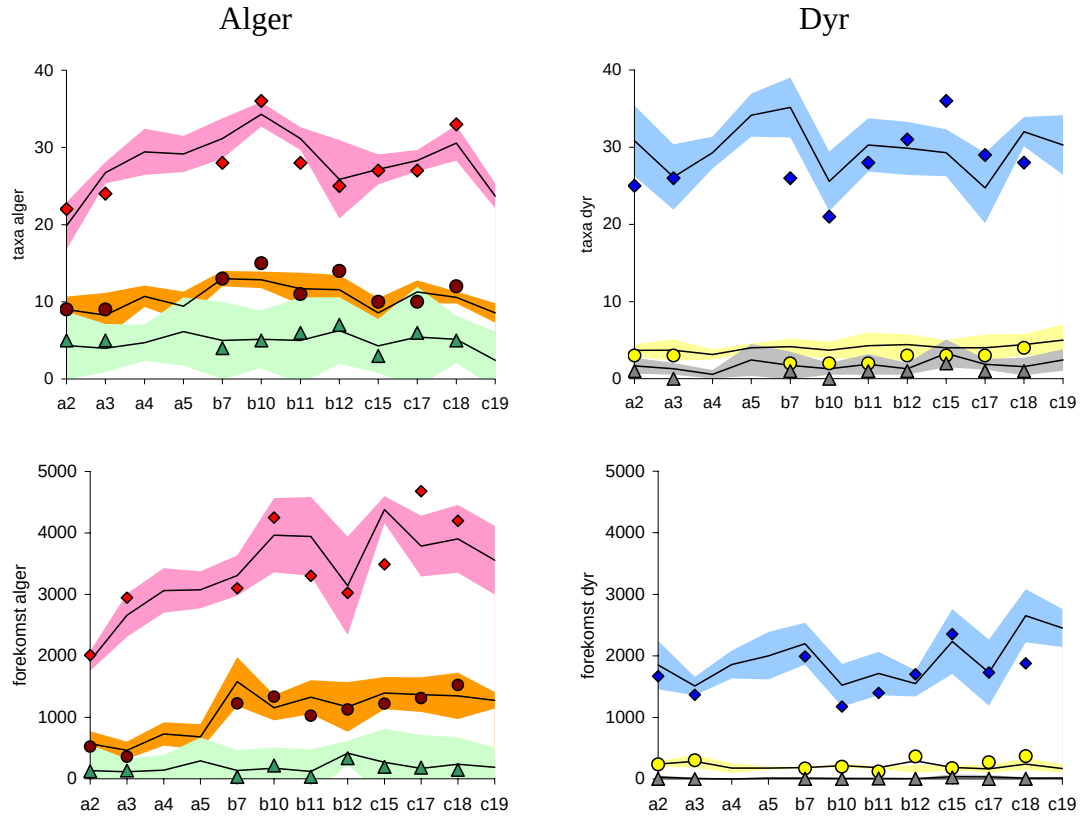
Antall og forekomst (mengde) av fastsittende dyr var lavere i 2002 i området A og B enn gjennomsnittet for de siste årene (1995-2001)(Figur 9.2 iii og iv). Spesielt stasjon b10 Prestholmen og c18 Rossø, hvor det ble funnet høy algeforekomst, hadde lite dyr. Motsatt ble det på stasjon c15 Revø registrert lite alger og stor rikhet av dyr. Det registreres ofte et omvendt mengdeforhold mellom alger og dyr. Øker den ene går det gjerne på bekostning av den andre.



Figur 9.2. Antall arter (taxa) og forekomst av alger (i, ii) og dyr (iii, iv) vist som gjennomsnitt med standardavvik for perioden 1995 - 2001. Registreringene fra 2002 er markert med egne punkter. Alle registreringer i dybdeintervallet 4-22m er inkludert i beregningene.

Det kan være mange årsaker til dette, men konkurranse om plass er en viktig faktor. Med begrenset plass vil tilvekst av en art eller artsgruppe som regel skje på bekostning av en annen art eller gruppe. Ofte er det en oppblomstring av alger som fortrenger eller dekker til dyr. Små dyr som skorpeformede mosdyr, hydroider og kalkrørsmark lever generelt på områder av bunnen hvor faren for å bli utkonkurrert av alger er liten, f.eks. på skyggesiden av steiner. Ved kraftige oppblomstringer kan imidlertid makroalgene danne tette tepper og dekke over eller gjøre dyrene svært vanskelige å registrere for dykkeren. Mengden av dyr blir da underestimert. Vedvarer det tette algedekket over lenger tid vil den underliggende faunen ofte bli negativt påvirket med stor dødelighet som resultat. Ved høy forekomst av alger som på b10 og c18 er det trolig en kombinasjon av fortrenging og en viss grad av underestimering som er årsak til den lave forekomsten registrert for dyr. Underestimering av makroalger vil imidlertid sjelden være tilfelle siden alger trenger lys og derfor ikke kan vokse i skyggen av dyr. Skorpeformede alger er et unntak. Motsatt kan store plasskrevende dyr som blåskjell fortrenge algevegetasjonen.

De observerte variasjoner i totalt antall og total mengde av alger og dyr utgjøres først og fremst av variasjon innen hovedgruppene rødalger (og til dels brunalger) og vannfiltrerende dyr (Figur 9.3). Blant algene er det en markert økning i antall og forekomst av rød- og brunalger som gir den økte algevegetasjonen på stasjon b10 og c18 i 2002, mens det er tilsvarende ble funnet færre vannfiltrerende dyr (og tildels færre rovdyr). På b12 Meholmen utenfor Kristiansand var utvikling noe annerledes i det antall brunalger og mengde av rovdyr (ikke



Figur 9.3. Antall arter (taxa) og forekomst av kategorier av alger og dyr vist som normaler (gjennomsnitt) med standardavvik for hver stasjon for perioden 1995 - 2001. Registreringene fra 2002 er markert med egne punkter. Alle registreringer i dybdeintervallet 4-22m er inkludert i beregningene. Rød = rødalger, brun = brunalger, grønn = grønnalger. Blå = filtrerere, gul = rovdyr, grå = beiter.

artsantall) økte markert. Endringen i algesamfunnet førte til en lav tilstandsindeks basert på et preliminært utvalgte algeindikatorarter (Figur 9.1 og Tabell 9.1). En videreutvikling av indikatorindeksen er nødvendig før det er mulig å fastslå om tilstanden er reell forringet eller skyldes et for spinkelt beregningsgrunnlag. Imidlertid er det verd å merke at forringet artssammensetning ble funnet for flere år på b12 i motsetning til øvrige stasjoner.

Spesielt for 2002 sammenliknet med tidligere år, er et lavere artsantall av dyr, både vannfiltrerere og rovdyr, som ble registrert på mange av stasjonene spesielt i området ytre Oslofjord til Kristiansand (Figur 9.2 og Figur 9.3). Årsaken til dette er ikke funnet. Vannfiltrerende dyr er den klart dominerende kategorien av dyr på samtlige stasjoner og denne ernæringsformen er spesielt viktig på marine hardbunnsområder. Studier fra tareskog i Sør-Afrika viste at 72% av den samlede biomassen av tilstedeværende dyr var filterspisere og at disse sto for 77% av den biologiske produksjonen (Newell et al. 1982) . På kystovervåkingsstasjonene er det de filtrerende dyregruppene sekkedyr (*Ascidiacea*) og mosdyr (*Bryozoa*) som dominerer faunaen. Denne ernæringsform innebærer at dyrene ikke trenger å bevege seg og bruke energi, for å finne mat. De kan i steden leve fastvokst til underlaget, og dermed unngå å bli fjernet av vannbevegelsene i bølgeeksponerte områder.

Av rovdyr ble det funnet færre nakensnegl og store krepsdyr i 2002 enn vanlig. Det har imidlertid vært relativt store svingninger i forekomsten av disse to gruppene gjennom hele undersøkelsesperioden. Rovdyrene domineres mengdemessig av sjøstjerner, særlig av vanlig korstroll (*Asterias rubens*) som er blitt registrert ved samtlige prøvetakinger. Samlet mengde av rovdyr er derfor omtrent som gjennomsnittet for tidligere år (1995-2001).

Beitere er en forholdsvis beskjeden kategori på kystovervåkingsstasjonene, særlig er det lite kråkeboller sammenlignet med fjorder vest og nordpå. Kråkeboller er relativt store dyr og det er liten fare for at de skal ha blitt oversett under registreringene. I perioden 1992-2002 er det kun funnet kråkeboller ved 35 av de 109 transektregistreringer som er rapportert her. Kråkebollen *Echinus esculentus*, som beiter på fastsittende flora og fauna i sjøsonen, har sannsynligvis en viktig strukturerende rolle i tareskogssamfunn. Det er usikkert hvilken betydning artens lave forekomst på kystovervåkingsstasjonene har for tareskogen her, men dette bør følges opp. Ytre kyst av Skagerrak og Vestlandet er blant de få områder hvor det fortsatt er sammenhengende tareskog. For store deler av vår kyst er skogen beitet ned.

Blant algene har antall arter og forekomst av grønnalger variert mye fra år til år på den enkelte stasjon. Dette kan vi se utfra det relativt store standardavviket for grønnalger i Figur 9.3. Dette er normalt siden de fleste grønnalger er hurtigvoksende, ettårige planter og dermed kan variere i større grad fra år til år enn flerårige alger. Både rødalger og brunlager har generelt en økende forekomst mot vest (fra a2 til c19), noe som til stor grad skyldes habitatforbedring med økende innslaget av tareskog, både i vertikal utbredelse og i plantetetthet.

Klassifisering av tilstand

Mange metoder er utviklet for å reflektere økologisk tilstand basert på forekomst av arter. Den enkleste indeksen er *artsantall* som enkelt og greit forteller hvor mange arter som er funnet. Høyt artsantall indikerer stort mangfold. Den vanligst benyttede indeksen er trolig Shannon-Wieneres *diversitetsindeks* H' (Shannon & Weaver 1963) som i tillegg til antall arter tar tetthet (forekomst) av den enkelte art med i beregningen. Høy indeks indikerer stort mangfold. Andre vanlig benyttede indekser er *jevnhet* og *dominansindeks* som begge uttrykker mengdemessig fordeling mellom artene. Omtrent like mye av alle artene, som vurderes å være økologisk positivt, gir høy jevnhet og lav dominans, mens et samfunn dominert av en eller

noen få arter, som f.eks. kan være et forstyrret samfunn, gir lav jevnhet og høy dominans-indeks. Men problemet med å bruke disse indeksene er at økologisk tilstand ikke lar seg uttrykke langs slike lineære sammenhenger. Det er f.eks. en kjent sak at gjødsling med næringssalter (f.eks. fra kommunale utslipp) meget vel kan gi høyere artsantall og høyere diversitet enn i sammenlignbare rene områder. Derfor er det vanskelig å knytte disse indekser til 'renhet' eller grader av forurensning.

En annen utviklingsretning er å basere indekser på tilstedeværelse/fravær av indikatorarter som har vist reaksjon på forurensninger, hovedsakelig næringsstoffbelastning. Artene i slike systemer gis en reaksjonsindeks, positiv ved positiv reaksjon og negativ ved negativ reaksjon, etter hvordan og hvor sterkt de reagerer på en belastning. *Forurensningsindekssystemet* ble, i Norden, utviklet i Finland og Sverige på 1970-tallet (Lindgren (upubl.), referert hos Wallentinus 1979) og er senere blitt tilrettelagt for og utprøvet i Sandefjordsfjorden av Iversen (1981). Metoden er fremdeles usikker fordi den autøkologiske kunnskapen (kunnskap om arters krav og toleranse til miljøet) ikke er tilstrekkelig og fordi metoden ikke tar hensyn til reaksjoner på naturlig styrende fysiske og kjemiske faktorer, som bølgeeksponering, temperatur og salinitet, eller til biologiske faktorer som konkurranse og beiting.

Artenes morfologi og livshistorie som 'trådformede, ettårige arter' mot 'tykke, flerårige arter' sammen med inndelingen i rød-, brun og grønnalger, har lang tradisjon innen beskrivelse og evaluering av hardbunnssamfunn, og mange av disse artsegenskapene inkluderes i utviklingen av nye metoder som bygger på *reaksjonsindekser*.

Innsatsen både nasjonalt og internasjonalt, for utviklingen og bruk av indekser er ytterligere forsterket gjennom EUs vannrammedirektiv, hvor vannkvalitet bl.a. skal fastsettes ut fra økologisk status. I den forbindelse gir Ærtebjerg et al. (2003) en oversiktlig evaluering av indekser og systemer for eutrofi-evaluering fra danske farvann. Basert på utprøving i greske farvann foreslår Orfanidis m.fl. (2001) å bruke fordelingen mellom definerte indikator-grupperinger og indikatorarter som et mål på miljøstatus.

Ennå har vi manglende kunnskap om norske arter, men et intensivert utviklingsarbeid er satt i gang hos flere fagmiljøer i Norden. De lange tidsseriene fra Kystovervåkingsprogrammet, både på hardbunn og bløtbunn, er et viktig bidrag i dette utviklingsarbeidet. Etter utprøving av flere metoder, er det i denne årsrapporten, gjengitt resultatet av en høyst preliminær tilstands-klassifisering av Kystovervåkingsstasjonene, basert på klassifisering av et fåtall utvalgte alge-indikatorarter (Figur 9.1 og Tabell 9.1) etter modell av Orfanidis et al. 2001. Algeindikatorene er plukket ut og klassifisert ut fra en evaluering av antatt/kjente følsomme arter, artsmorfologi og fornorsking av publiserte arbeider hvor alger er kategorisert som indikatorer på et godt eller stresset miljø. Metodikken inneholder flere uavklarte forhold, både med hensyn til klassifisering av arter og med hensyn til utregning. Klassifiseringen er i høyeste grad preliminær, men viser likevel beste tilnærming per i dag. Det forventes en markert utvikling på dette feltet innen nærmeste år.

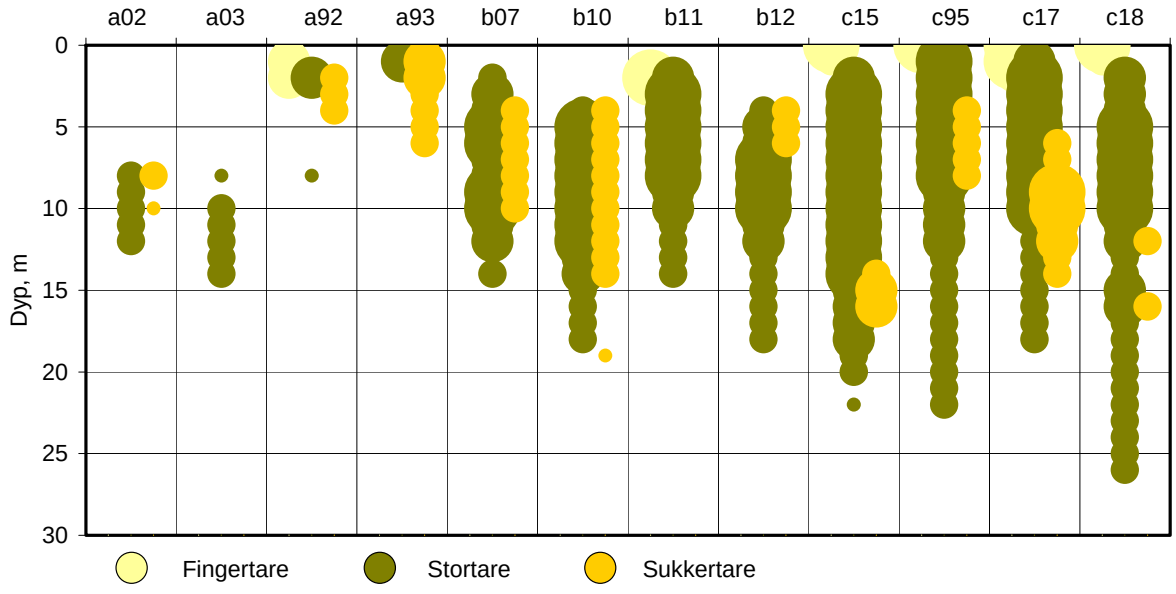
På dette grunnlag er tilstanden i ytre Oslofjord klassifisert som 'mindre god' til 'god'. I figurer over artsantall og forekomst var det ingen stor forskjell mellom a2 Færder og a3 Lyngholmen (Sandefjord), men basert på forekomst av indikatorarter, er det markert mer av 'gode' arter på a3 enn på a2. De beskyttede stasjonene a92 Kongsholmen (Tjøme øst) og a93 Vakkerholmen (Tjøme vest) har i likhet med a2 også en overvekt av forurensningstolerante-indikatorarter av typen trådformede, hurtigvoksende, ettårige arter.

Ytre del av Sørlandskysten (B området) ble klassifisert til god økologisk tilstand med unntak av b12 Meholmen utenfor Kristiansand som ble klassifisert som 'dårlig' i 2002. Resultatet stemmer med andre beregninger i den forstand at b12 har en avvikende, kanskje stresset, artssammensetning (10-årsrapporten). Men dette avviket kan også være resultat av naturlig stressende miljøforhold. Sør-vestlandet (c-stasjoner) ble klassifisert til 'god' og 'meget god' økologisk tilstand. Disse stasjonene inneholdt en balansert mengde av 'positive' indikator-makroalger. I kommende rapporter vil miljøkvaliteten bli rapportert etter liknende indekser i samsvar med metodikk og standarder som etableres under vannrammedirektivet.

Tareskog i 2002

Tilstanden i tareskogen i 2002 var tilfredsstillende langs den ytre kysten av Sør-vestlandet (C-område) og tildels tilfredstillende på den ytre Sørlandskysten (B-området). Stortare (*Laminaria hyperborea*) er den dominerende og strukturerende tarearten her som generelt langs den europeiske Atlanterhavskysten. Fingertare (*L. digitata*) dominerer i øvre del av sjøsonen på Sør-vestlandet (C-område), mens sukkertare (*L. saccharina*)generelt er vanlig på dypere vann (Figur 9.4). På fjordstasjonene a92 og a93, var sukkertare vanlig i 0-7m dyp. Stortaren med sin lange stilk og et stort blad på toppen, skaper et skogsmiljøet som gir grunnlag for et rikt alge- og dyreliv (Christie 1995). Tarestilkene øker i tillegg tilgjengelig vekstoverflate og 'festerøttene' (hapterene) skaper et rikt utvalg av gjemmesteder for små dyr. I tillegg er tareskogen en viktig primærprodusent av organisk karbon, også løst organisk karbon (Birkett et al 1998). I område A vokser det bare spredte planter i et snevert dybde-intervall (Figur 9.4) og av naturlige årsaker dannes det ingen tareskog. På de beskyttede lokalitetene a92 og a93, var sukkertare den dominerende arten.

Stortare er relativt følsom for høy vanntemperatur og lav saltholdighet. Den foretrekker salt og kaldt vann og i Skagerrak lever den på grensen av sitt naturlige utbredelsesområde. Det vil derfor naturlig kunne være store endringer i tarens utbredelse på grunn av hydrografiske variasjoner. Det er delte meninger om effekten av overgjødsling på vekst av stortare, i det økte tilgang på næringssalter gir mulighet for større vekst, men ut fra generelle betraktninger om at overgjødsling gir dårligere lystilgang, vil overgjødsling medføre redusert forekomst og



Figur 9.4. Forekomst og vertikalutbredelse av fingertare, stortare og sukkertare i 2002. Bredden på søylene indikerer mengden av taren i det dypet.

utbredelse. Menneskelige aktiviteter som gir økt turbiditet (grumsethet) gir samtidig en tydelig redusering av nedre dybdegrense for vekst av stortare og sukkertare. Avrenning fra land og elvevann med mye organisk stoff og partikler, fører også til en sterk svekkelse av lystilgangen og reduserer tarens dybdeutbredelse. Tilførselen av suspenderte partikler til kystvannet er sterkt knyttet til vannføringen i de store norske elvene, som Glomma og Drammenselva, og mengden suspendert materiale er høyere i A området enn i de øvrige områdene (konf. kapittel 7).

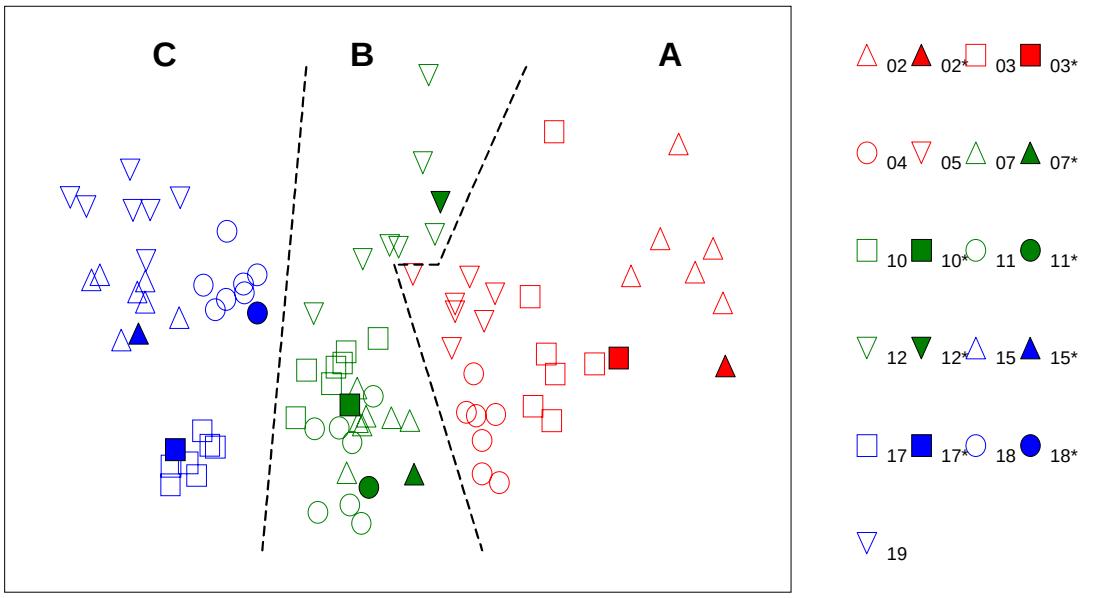
I beskyttede skjærgårdsområder og fjorder kan virkningen av dårlig vannkvalitet være større enn langs den ytre kysten, fordi vannets oppholdstid er lengre. I 2002 ble det fra tilknyttede aktiviteter, rapportert om dramatisk forringelse av vegetasjonen i fjorder og skjærgård langs sørlandskysten, først og fremst ved at den tidligere dominerende algen sukkertaren var borte fra store kyststrekninger. Det ble i den forbindelse foretatt en befaring på Kystovervåkings-stasjonen b09 Buøy som bekreftet at sukkertaren som dominerte i 1990-1992 nå var borte. Sammen med sukkertare var også flere vanlige følgearter forsvunnet. En tett matte av trådformede alger hadde erstattet sukkertare-samfunnet i de øvre meterene, mens bunnen på 5-10m dyp var uten vegetasjon. Årsakene, da det trolig er en kombinasjon av flere, er forløpig ikke kjent, men varme sommere og sterk sedimentering gir dårlige vekstforhold for tare.

9.2 Utvikling over tid

I de første fem år av overvåkingsprogrammet (1990-94) var de biologiske samfunn på grunt vann i Skagerrak fortsatt preget av den store *Chrysochromulina*-oppblomstringen i 1988. Registreringer fra programmets første periode er derfor ikke egnet til å definere et typisk- eller 'normalsamfunn'. Resultater fra reetableringsperioden er av den grunn blitt utelatt fra de beregninger hvor 2002 sammenliknes med et ’normalsamfunn’. Et ’normalsamfunn’ for Skagerrakkysten er blitt beregnet ut fra et gjennomsnitt av perioden 1995- 2001.

Likhet i artssammensetning mellom stasjoner, områder av kysten og over tid, er beregnet ved standard multivariate analysemetoder spesielt utviklet for slike samfunnsvurderinger. Disse analysen lager en likhetsmatrise basert på hvilke arter (taxa), og mengder av dem, som er tilstede i hver prøve og ut fra dette beregnes likhetsindekser mellom prøvene. Ut fra likhets-matrisen plottes resultatet slik at avstanden mellom de ulike prøvene (f.eks. hver transekt-registrering) i plottet gjenspeiler graden av likhet eller ulikhet ved avstand mellom punktene. Den grafiske fremstillingen i et to-dimensjonalt plan representerer gjentatte beregning av likheter mellom prøvene fra en mange-dimensjonal sammenheng til det visuelt begripelige plandiagrammet.

Endringer på samfunnsnivå
Likhet mellom 2002 og årene før (1995-2001) for hver av stasjonene, er vist i Figur 9.5. Resultatene fra denne analysen viser en klar geografisk rangering av områdene A, B og C fra høyre til venstre. Dernest viser analysen hvordan 2002-observasjonene (lukket symbol) plasserer seg i forhold til øvrige observasjoner fra 1995-2001 (åpne symboler). Den mate-matiske beregningen gir at 2002 prøven fra stasjon 2 (trekant) og 3 (firkant) i område A og stasjon 11 (sirkel) og 12 (trekant) i område B, skiller seg mer enn 25% fra beregnet gjennom-snittsverdi for stasjon. Hvilke dominerende artsendringer som er årsak til dette er vist i Tabell 9.2. I område C skiller fjordstasjonen 17 (firkant) seg fra øvrige C stasjoner, men 2002 er svært lik med tidligere år.



Figur 9.5. Likhet mellom hardbunnsstasjoner basert på artssammensetning, dvs. tilstedeværelse og mengde av arter/taxa. Liten avstand mellom symboler viser stor likhet. Stasjoner i 2002 er markert med fyllte symboler (og merket med * i tegneforklaring). Stasjoner i perioden 1995-2001 er vist med åpen symboler (uten å angi det enkelte år). Stasjon 02-05 er område A (røde symboler), stasjon 07-12 område B (grønn) og stasjon 15-19 område C (blå). Sammenlikningen er basert registreringer fra dybdeintervallet 4-22m.

De nye fjordstasjonene a92, 93 og c95 er ikke tatt med i plottet i påvente av noe lenger observasjonsserier. For øvrig viser Figur 9.5 at stason a02 avviker betydelig i sin artssammensetning fra øvrige overvåkingsstasjoner og både a02, a03 og b12 har stor spredning eller variasjon mellom årene.

Gjennom prosessen med å vise likheter i et to-dimensjonalt plott beregnes en såkalt stress-verdi. En stress-verdi under 0.1 betyr at plottet er en god representasjon. En verdi mellom 0.1 og 0.2 betyr at plottet gir en antydningsmessig representasjon av sammenhenger og at plottet bør vurderes med forsiktighet. Stress-verdien for Figur 9.5 var 0.14 og figuren må derfor tolkes med forsiktighet.

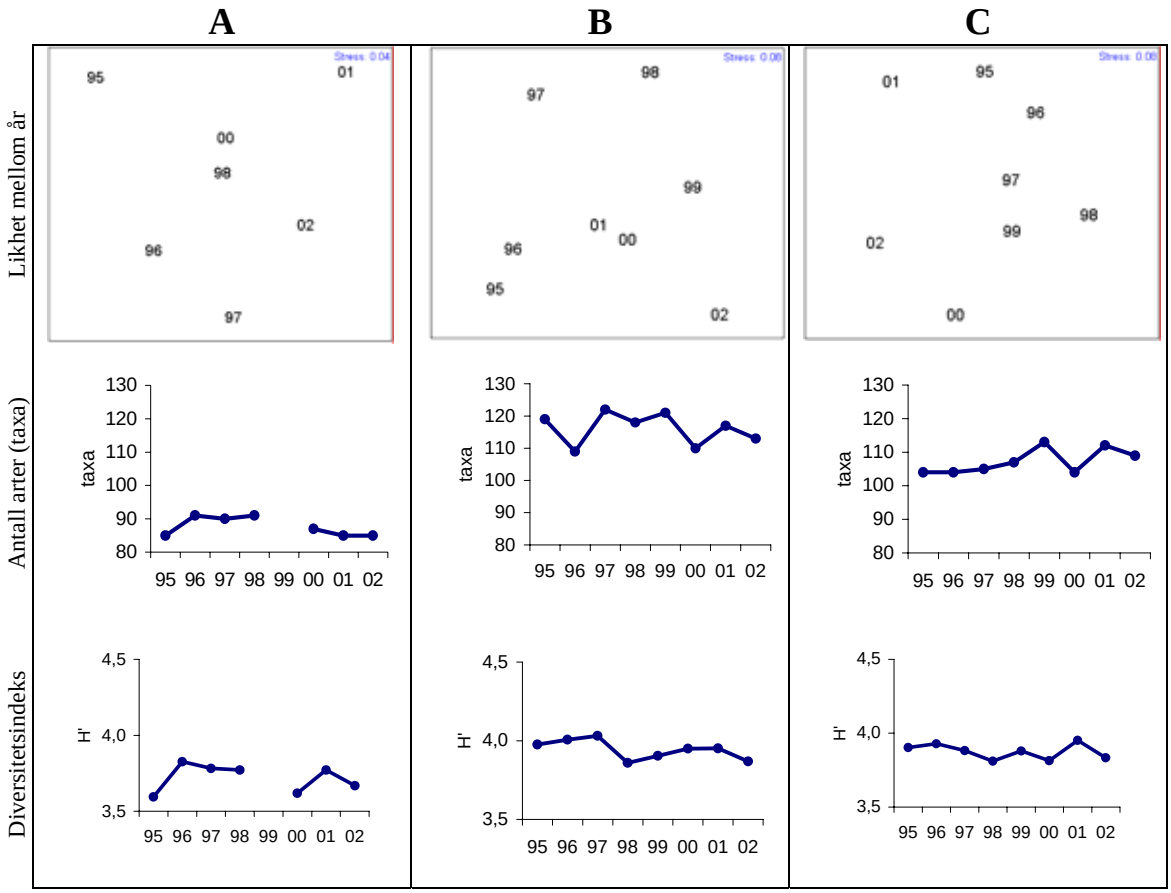
På stasjon a02 i 2002 ble det funnet en kraftig økning i mengde av små rødalger, mens det derimot ikke ble funnet brødsvamp (blant flere) i 2002 (Tabell 9.2). Brødsvamp er følsom overfor nedslamming og vil også dø om den av en eller annen grunn skulle løsne eller bli revet løs, fra underlaget. Nedslamming er mer sannsynlig enn det siste. Rekruttering av nye kolonier er imidlertid sannsynlig i løpet av ett års tid, og siden veksten er rask, omtrent 5% per uke (Barthel 1988) forventes det at arten igjen vil bli registrert i 2003. Men forekomstene av brødsvamp har aldri vært stor på a02. Også på stasjon a03 Lyngholmen var forekomsten av flere dyrearter redusert og mest markert var fraværet av trekantmark i 2002. Svingninger i trekantmarkens bestand er imidlertid normalt, og en konsekvens av deres opportunistiske livsstrategi. På a03 var brødsvamp i 2002 spredt forekommende gjennom store deler av transektet i likhet med tidligere år. Forekomst av brunalgen skolmetang var betydelig høyere i 2002 enn vanlig. Skolmetang er en vanlig art og årsak eller virkning av dette er ikke kjent.

Tabell 9.2. Endringer artssammensetning (gjennomsnittlig forekomst) på stasjonene a02 Færder, a03 Lyngholmen, b11 Humla og b12 Meholmen mellom 'normalår' (1995-01) og 2002. Gjennomsnittlig beregnet forskjell mellom normalåret og 2002 er gitt i %. Stasjoner med forskjell på over 25% er vist i tabellen.

	Taxa	Kategori	Endring	Forekomst 1995-01	Forekomst 2002
Stasjon a02	*Pterothamnion parasitica*	rødalge - småfjær	↗	18	119
	Callithamnion sp.	rødalge - havpryd	↗	20	115
	Lomentaria clavellosa	rødalge - rosenrør	↗	80	249
	Halichondria sp.	svamp - brødsvamp	↘	51	0
			31%		
Stasjon a03	*Pomatoceros triqueter*	børstemark - trekantmark	↘	56	0
	Halidrys siliquosa	brunalge – skolmetang	↗	43	171
	Bryozoa (erect)	mosdyr – buskformer	↘	140	28
	Rhodomela confervoides	rødalge – teinebusk	↘	53	0
			26%		
Stasjon b11	*Dilsea carnosa*	rødalge – kjøttblad	↘	116	0
	Bryozoa (erect)	mosdyr – buskformer	↘	202	26
	Ascidiacea	sekkdyrgruppen	↘	158	30
	Rhodomela confervoides	rødalge – teinebusk	↘	160	25
			26%		
Stasjon b12	*Phyllophora* spp.	rødalge - blekkearter	↘	131	10
	Campanularia spp.	hydroider	↗	168	384
	Pterothamnion parasitica	rødalge - småfjær	↗	12	75
	Chaetomorpha melagonium	grønnalge – laksesnøre	↘	57	3
			26%		

På stasjonene i B-området ble det registrert en tilbakegang blant større tykke, flerårige rødalger og nedgang i mengden sekkdyr og buskformede mosdyr blant flere (Tabell 9.2). Forekomstene av brødsvamp var også noe redusert i forhold til foregående år. Noen arter av sekkedyr, som i slekten *Botryllus*, er følsomme for suspendert materiale og nedslamming, mens andre større arter er mindre eller lite følsomme. *Botryllus* er ettårig og kortvarige svingninger i bestanden må forventes og er også registrert for denne slekten i overvåkings-perioden. Forekomstene i område B har imidlertid vært lave de siste årene og arten bør følges nøye videre. Blant buskformede mosdyr er noen arter i slekten *Bugula* følsomme overfor suspendert materiale og nedslamming, mens for eksempel *Flustra foliacea* er meget tolerant. *Flustra* har sin største utbredelse på stasjon a2, mens *Bugula* spp. har størst utbredelse på b10. Stasjon b11 hadde den største reduksjonen i mengde av buskformede mosdyr og *Bugula* spp. som tidligere har vært tilstede i mindre mengder ble ikke registrert. Denne slekten som er følsom for økt nedslamming, viser også store svingninger fra år til år og mangel på åpenbare trender i dens forekomst gjør tolkningen usikker.

For områdene sett under ett, viser alle de tre områdene (A, B og C) at året 2002 plasserer seg litt i utkanten av diagrammene, dvs. avviker fra gjennomsnittet som ligger midt i figurene (Figur 9.6, Likhet mellom år. Avstand er relativ for hver figur og kan ikke sammenliknes mellom de tre figurene.). Figurene over antall arter og artsrikhet (diversitetsindeks) viser at perioden har vært urolig med hendelser som har ført til variasjoner i artssammensetningen. 1995 med flom var et dårlig år i A-området. Etter noen år med høyere artsrikhet synes mangfold igjen å avta i 2002. Tilsvarende reduseres det biologiske mangfoldet i B-området over perioden og det er store årsvariasjoner i antall arter. I C-området framgår det tydelig at miljøet de siste 4 årene (1999-2002) har vært svært variabelt. Variasjonene, spesielt i B-området samsvarer godt med svingninger i klimaet. Klimaet uttrykket ved NOA-indeksen (se Figur 4.1) var sterkt positiv i 1995 (varm vinter), sterkt negativ i 1996 (kald vinter), nøytral i 1997, for så å vokse seg sterkt positiv i 2000. 2001 var negativ, mens 2002 var positiv.

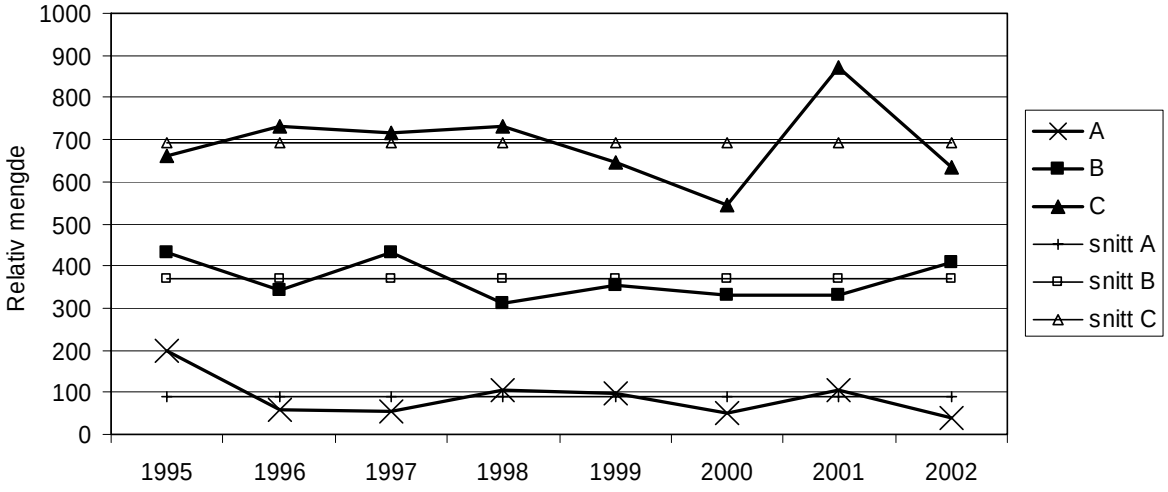


Figur 9.6. Likhet mellom år, basert på artssammensetning i dybdeintervallet 4-22m i område A (stasjon 2 og 3), B (stasjon 7, 10, 11 og 12) og C (stasjon 15, 17 og 18). Liten avstand mellom prøver betyr stor likhet. Gjennomsnittlig antall arter (taxa) registrert pr. år samt biologisk mangfold, uttrykt som Shannon-Wiener's indeks. Sum av alger og dyr. Kun én stasjon (a3) ble undersøkt i A området 1999 og dette år er derfor utelatt

Tilførsler av næringsrikt vann fra Tyskebukta og sørlige Nordsjøen (Figur 5.2) påvirker også i stor grad algevegetasjonen langs kysten, da dette næringsrike vannet tilføres vårt kystvann tidlig vår/sommer. Innstrømmingen av Tyskebuktvann var særlig sterk i flomårene 1994 og 1995, siden i 1999 og i 2002 ble det igjen målt sterk innstrømming. Også norske tilførsler av nitrogen, fosfor, karbon og partikler til Skagerrak har økt, spesielt i 1999 og 2000. I vannmassene ved Lista ble det påvist store variasjoner i næringssaltverdiene og i partikulært materiale, både vinter og sommer de siste 5 årene (jfr. Figur 7.1 til Figur 7.5 i kap. 7). Sterke variasjoner i miljøet kan derfor forklare de variasjoner i artsantall og artsrikhet som er observert i samme periode.

Tareskog

Etter flere år med moderat forekomst av stortare på stasjonene i ytre Oslofjord (A), ble det bare registrert spredte individer i 2002 (Figur 9.7). I B-området har mengden av stortare vært relativt stabil siden 1988 og det ble funnet en liten tilvekst i 2002. I C-området, som også vist i Figur 9.6, har samfunnet variert sterkt de 4 siste årene hvor kraftige stormer er en sannsynlig forklaring (ut fra meteorologiske rapporter og spor etter avrevne planter). Stormene ga sterk slitasje på tareskogen i 1999 og 2000. I 2001 ble det registrert kraftig gjenvekst av yngre planter, mens samlet forekomst i 2002 igjen var på nivå med gjennomsnittet for 1995-1999.



Figur 9.7. Summert og gjennomsnittlig forekomst av stortare over perioden 1995-2002 i område A, B og C.

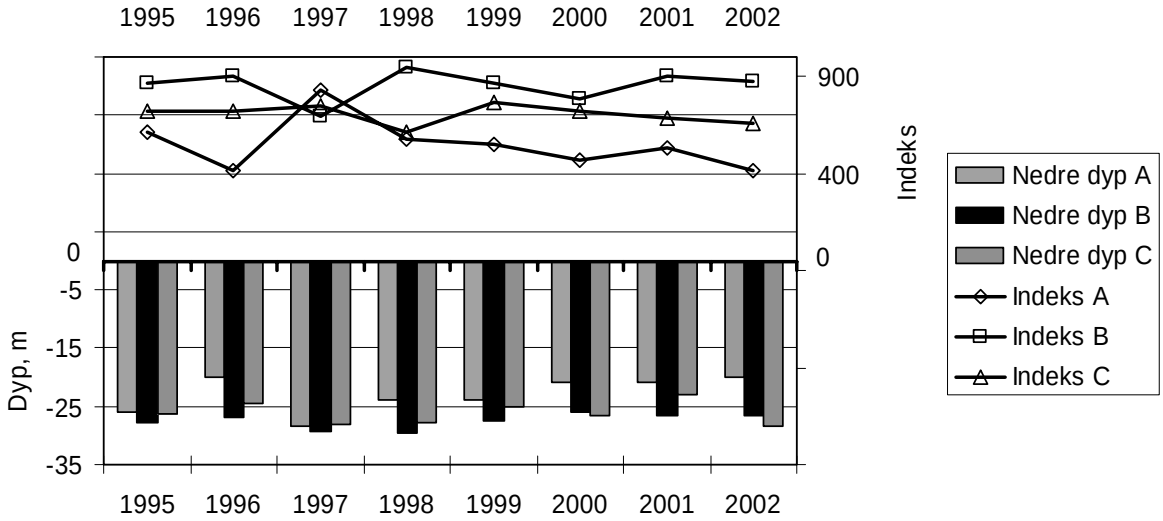
Nedre voksegrense for alger

Hvor langt lyset trenger ned i vannmassene er et godt mål på vannkvalitet. Siktedyp gir et øyeblikksbilde, mens nedre voksegrense for alger gir et akkumulert alternativt mål. Jo dypere lyset trenger ned, jo dypere kan algene vokse. (Dog skal en være oppmerksom på andre faktorer som kan begrense nedre voksegrense.) Fagerving (*Delesseria sanguinea*) er en god indikatoralge for nedre voksegrense. Den vokser på alle stasjonene og har et typisk utseende som gjør den 'lett' å identifisere i felt. Fagerving er en flerårig, bladformet alge som også er kategorisert som en indikatorart på god økologisk tilstand. En påvist økning i forekomsten av fagerving på bølgeeksponerte lokaliteter i Skagerrak (som tilfellet er for Kystovervåkings-stasjonene), er imidlertid blitt knyttet til eutrofiering (Johansson m. fl. 1998). Men det er samtidig vist at fagerving misliker eller taper i konkurransen med andre arter i områder hvor eutrofieringen fører til økt nedslamming og redusert lystilgang. Av den grunn er fagerving ført opp som sensitiv overfor eutrofiering.

Gjennomsnittlig nedre voksegrense for fagerving i hvert av områdene A, B og C er vist i Figur 9.8 (søyler). (Enkeltfunn av individer kan forekomme under beregnet nedre voksegrense.) Nedre voksegrense for fagerving er nokså stabil rundt 26-28m dyp i B og C-området (Arendal-Flekkefjord), mens den er grunnere (23m) og varierer mer i A-området (ytre Oslofjord). Dette henger sammen med ulik vannkvalitet i områdene og i A-området er det kanskje først og fremst variable påvirkning fra Glomma som gir variasjon i voksedypet. Største voksedyp i A-området ble målt i 1997.

Siden det er små variasjoner i nedre voksegrense, er det i tillegg beregnet en enkel indeks for å tydeliggjøre nedre voksegrense. Indeksen er basert på sum av forekomst (skala: 1-4) * dyp (i meter), dvs. at stor forekomst på dyp vann gir høy indeksverdi. Figur 9.8 viser at indeks-verdien for A-området er fallende siden toppåret 1997. Det betyr at dybdeutbredelse og forekomst av fagerving har blitt redusert de siste 5 årene. Det tolkes som et signal på dårligere vannkvalitet, ved f.eks. mer turbid vann, i A-området. I områdene B og C har det vært mindre årsvariasjoner og ingen synbare utviklingstrender.

Det framkommer tydelig hendelser i 1996, 1997 og 1998 (eller året forut) som har hatt dramatiske virkninger på veksten av fagerving, spesielt i østre del av Skagerrak. I 1996, 1997 og 1998 ble det målt lave næringssaltverdier (nitrat og fosfat) både i vinter og sommervann, spesielt i vannprøver fra Jomfruland og Arendal (A og B området). I 1998 ble det også målt lave nitrat og fosfatverdier ved Lista (C-området). Endringer i næringssaltverdier samvarierer med nedre voksegrenseindeksen og kan være en sannsynlig årsak. Forekomsten av fagerving i A-området (ytre Oslofjord) synes spesielt god i toppåret 1997. Dette året var det normal vannføring i Glomma (rekordlav i 1996), og det var lave nitratverdier, lite partikler og plante-plankton, både i vinterperioden og spesielt i sommerperioden. Det synes derfor sannsynlig at den sterke veksten av fagerving i 1997, er respons på bedre vannkvalitet.



Figur 9.8. Nedre voksegrense (for spredt forekomst, søyler) og dybdeindeks (linjer) for rødalgen fagerving, beregnet for områdene A, B og C. Indeksen er beregnet som sum av mengde*dyp. Høyere verdi er bedre. Indeksen er under evaluering.

10. Bløtbunnssamfunn i Skagerrak

Tilstanden i bløtbunnssamfunnene i Skagerrak var meget god til god (etter SFTs miljøkvalitetskriterier) med høy diversitet på alle stasjoner i 2002. I perioden 1990-2002 var det en signifikant stigning i diversiteten på stasjon A05, B05, B35 og C16, men diversiteten var fremdeles lavere enn på stasjonen i havet utenfor Lista (C38). Individtettheten var normal, men økte generelt fra de grunne til de dype stasjonene. Også forekomst av indikatorarter som viser gode miljøforhold hadde høyest indeks (best tilstand) på stasjon C38. Lavest indikatorartsindeks viste skjærgårdsstasjonen B05 utenfor Grimstad.

Innenfor undersøkelsesområdet som helhet og gjennom perioden 1990-2002 sett under ett, var det en tendens til forbedret faunatilstand.

Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet var lavt til moderat (meget god til god tilstand i perioden på alle stasjonene, bortsett fra på B05 (mindre god tilstand). Stasjon B05 ligger nær ved kysten og mottar trolig organisk materiale fra terrestriske kilder og fragmenter av marine makroalger fra strender i nærheten.

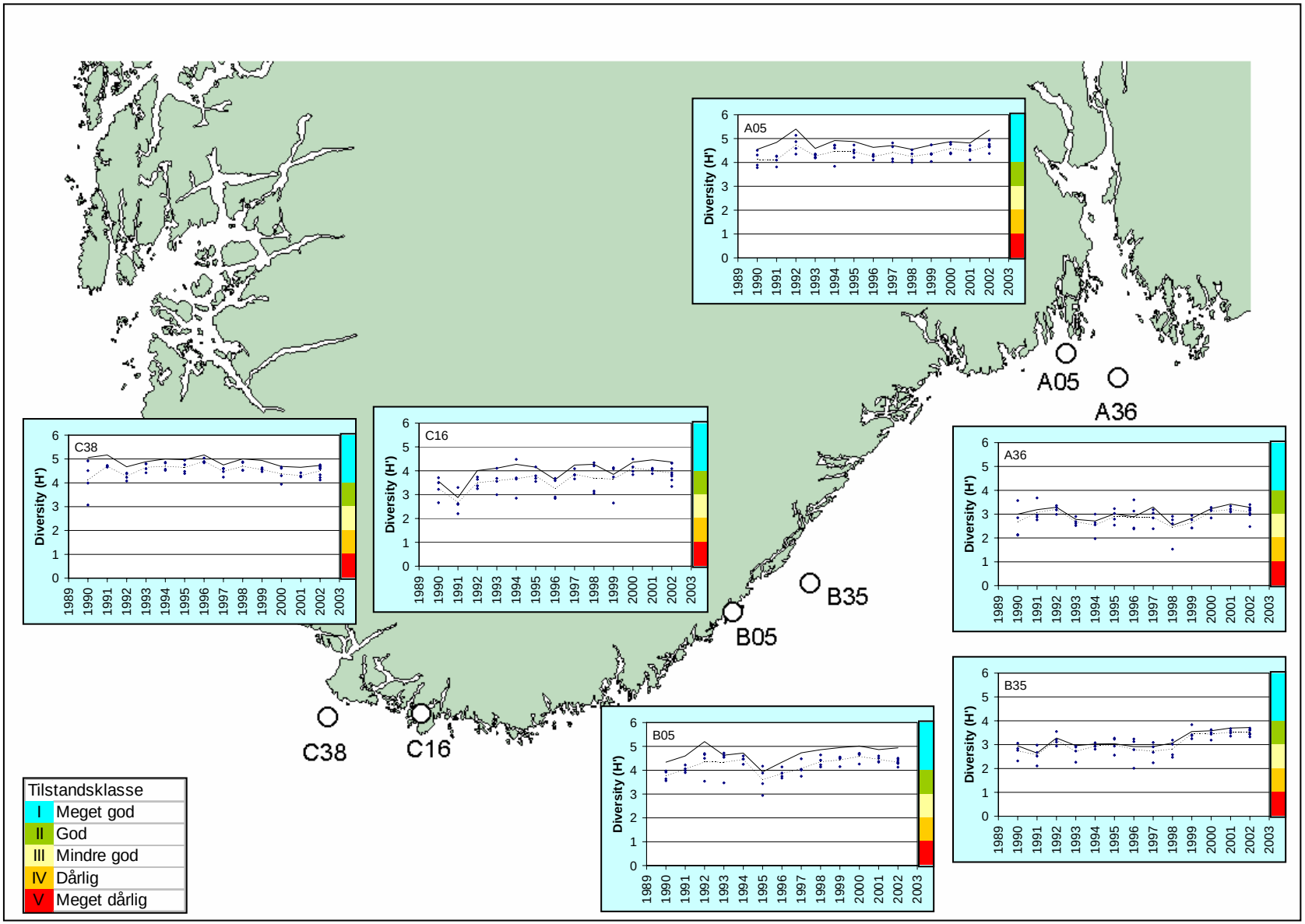
- -

10.1 Bunnfauna

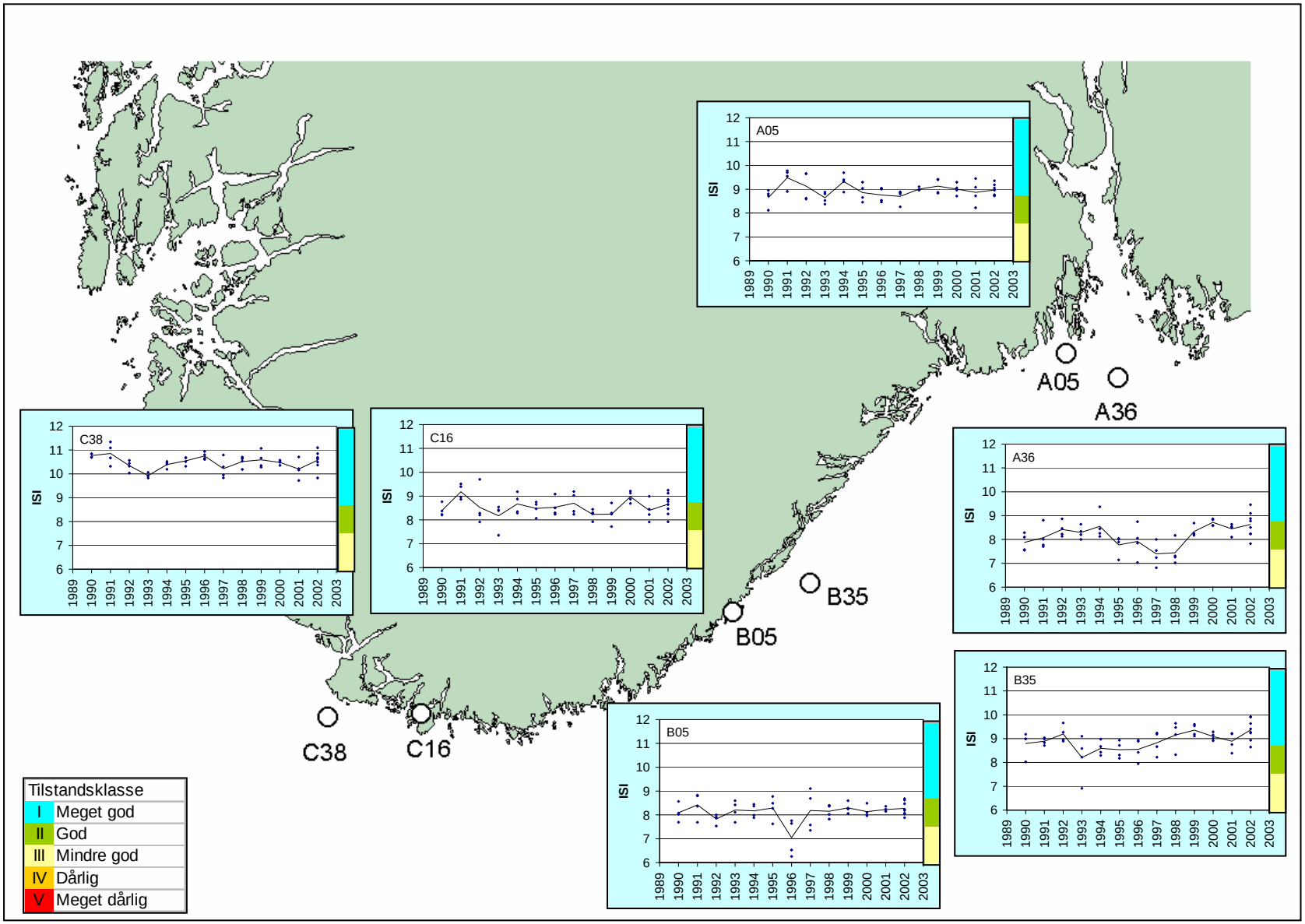
Det er lagt vekt på å beskrive karaktertrekk ved faunaen som antas å være påvirket av endringer i næringssalter og biologisk produksjon. Dette er individtetthet, artsmangfold, artssammensetning og forekomst av enkeltarter.

Utvikling i artsmangfold, indikatorarter og individtettheter

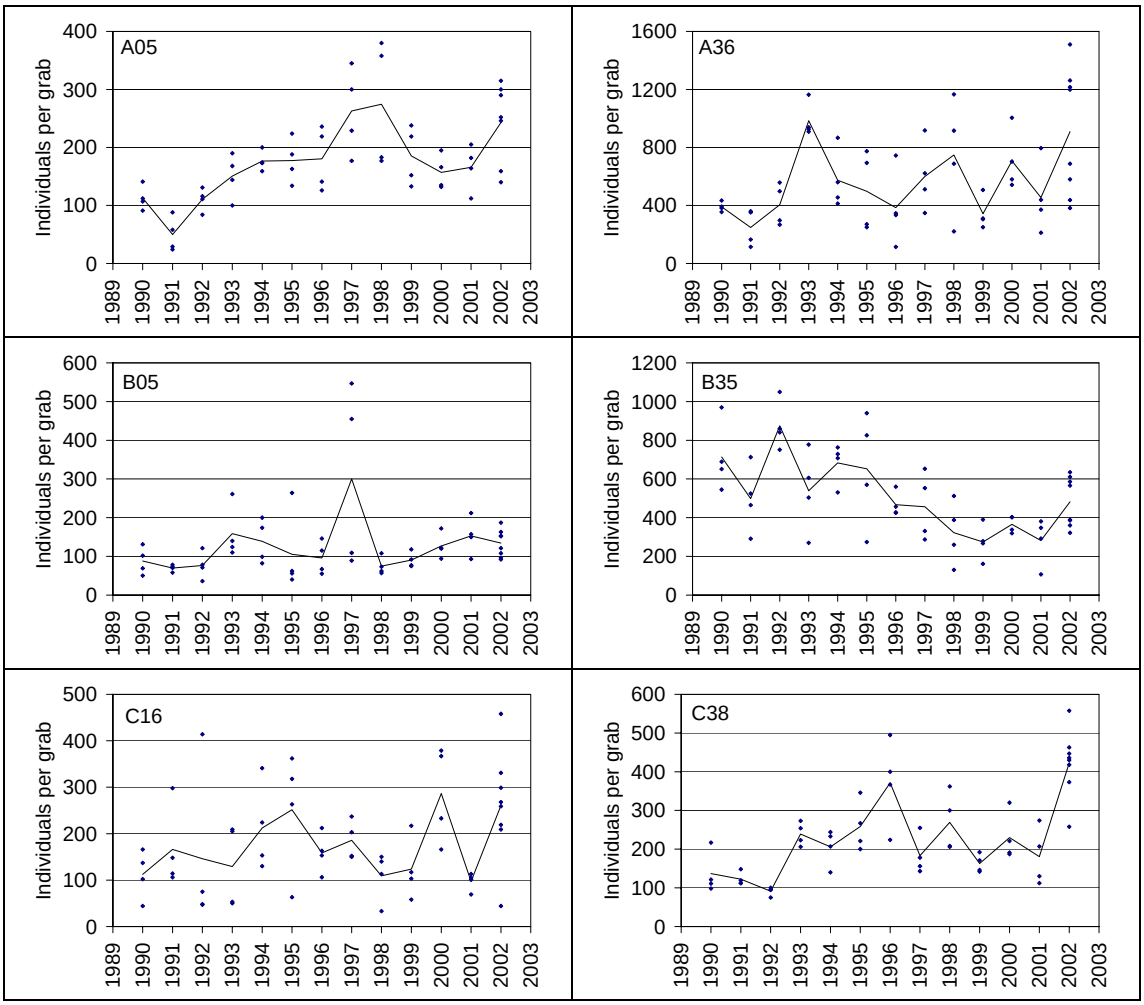
Individtetthetene var innenfor det normale for fjorder og kystvann, men økte generelt fra de grunne til de dype stasjonene og var svært høye på A36 i ytre Oslofjord og B35 utenfor Arendal. (Generelt i fjorder og kystvann finner vi ellers ingen slik trend.) Dette kan indikere større sedimentering av næringspartikler et stykke ut fra kysten. I de fleste årene lå artsmangfoldet på alle stasjonene med unntak for A36 i ytre Oslofjord i tilstandsklasse I eller II (meget god tilstand / god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier (Figur 10.1). På stasjon A36 lå artsmangfoldet i noen av årene i klasse III (mindre god tilstand), hovedsakelig på grunn av den høye individtettheten. Forekomst av indikatorarter (arter som indikerer uberørt tilstand eller forurensningsvirkninger) viste lite endring i perioden (Figur 10.2). Høyest indikatorartsindeks (best tilstand) viste stasjonen i havet utenfor Lista (C38). Lavest indikatorartsindeks viste stasjon B05. Endringene i individtettheter på de enkelte stasjonene viste betydelig og tildels usystematisk variasjon fra år til år, men ingen konsistent trend gjennom hele perioden. Også mellom parallelle prøver tatt på samme tidspunkt var det ofte stor variasjon (Figur 10.3). Det indikrerer svært heterogene bunnforhold med mange habitater. Signifikante endringer over perioden 1990-2002 er vist i Tabell 10.1.



Figur 10.1. Artsmangfold (H') for bløtbunnsfauna pr. grabb og stasjon i 1990-2002. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). (Klassifisering etter SFT 1997.)



Figur 10.2. Indikatorartsindeks (ISI) for bløtbunnsfauna pr. grabb og stasjon i 1990-2002. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). (Klassifisering: Rygg 2002.)



Figur 10.3. Individantall for bløtbunnsfauna pr. grabb (0.1 m^2) (punkter) og gjennomsnitt pr. år (linjer) i 1990-2002. I 2002 ble det tatt åtte grabber pr. stasjon, mot fire grabber pr. stasjon tidligere. Merk ulik skala i plottene.

Tabell 10.1. Signifikante endringer (P < 0.05) i perioden 1990-2002 (lineær regresjon). I = interface feeder; D = deep (subsurface) deposit feeder; P = predatory/omnivore.

Parameter		Stasjon	A05	A36	B05	B35	C16	C38
TOC_{63}								
H'								
ISI								
Individtall								
Slekt	**Gruppe**	**Fødetype**						
Abra	Musling	I						
Amphiura	Slangestjerne	I						
Chaetozone	Børstemark	I						
Heteromastus	Børstemark	D						
Lumbrineris	Børstemark	P						
Paramphinome	Børstemark	P						
Prionospio	Børstemark	I						
Spiophanes	Børstemark	I						
Tharyx	Børstemark	I						
Thyasira	Musling	D						

= stigende verdi
= synkende verdi
= ikke signifikant

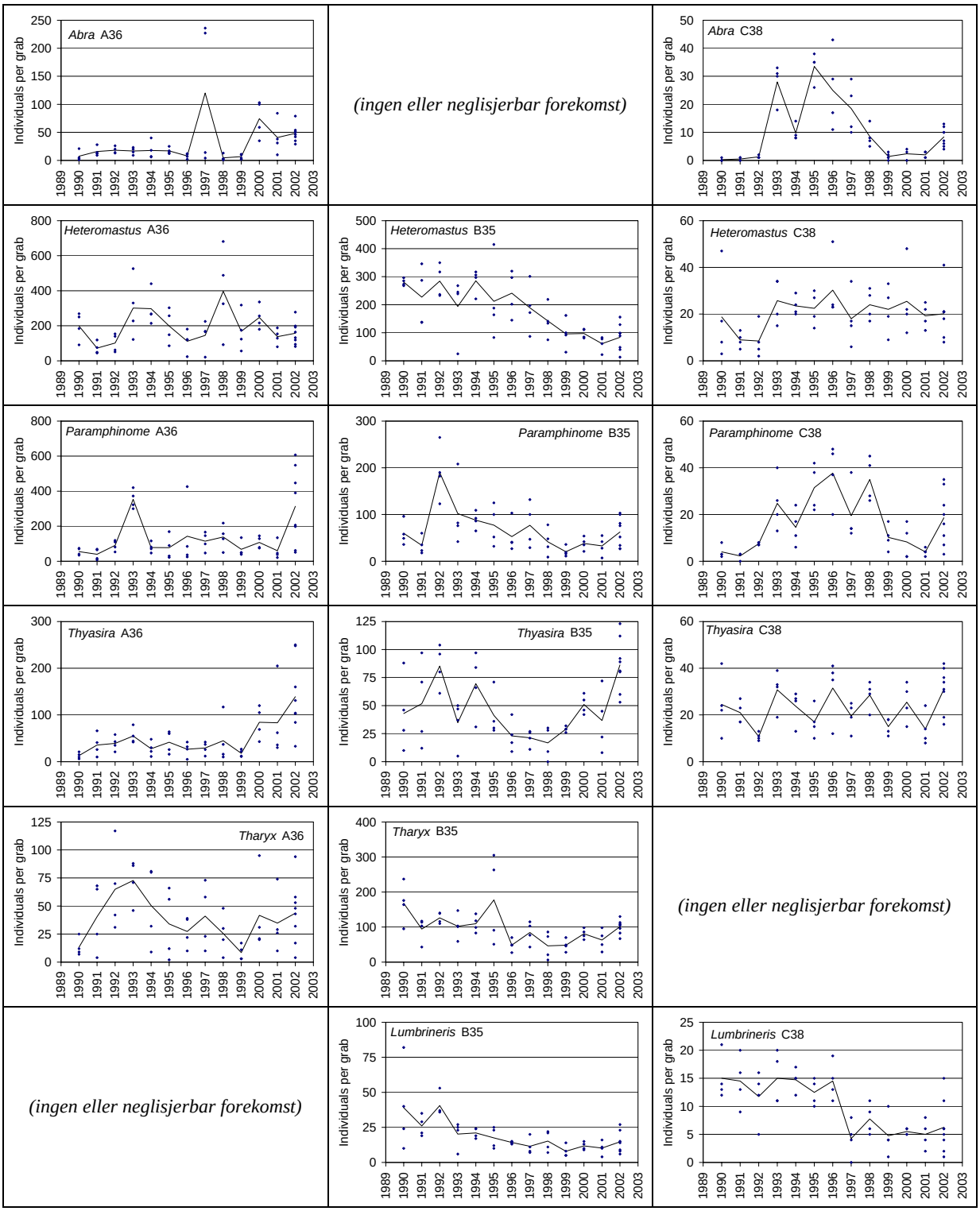
De vanligste artene

Individtettheten av enkeltarter viste svært høy variasjon fra år til år og også mellom prøver fra samme stasjon samme år. Mye av den sterke variasjonen er intern biologisk variasjon som har liten sammenheng med de målte miljøfaktorene.

Individtall for de vanligste artene er vist i Figur 10.4 (grunne stasjoner) og i Figur 10.5 (dype stasjoner).



Figur 10.4. Antall individer pr. grabb og gjennomsnitt pr. år for noen vanlige slekter på de grunne stasjonene A05 (Færder, 50m), B05 (Grimstad, 50m) og C16 (Farsund, 160m). Merk ulik skala i plottene.



Figur 10.5. Antall individer pr. grabb og gjennomsnitt pr. år for noen vanlige slekter på de dype stasjonene A36 (ytre Oslofjord, 360m), B35 (Arendal, 350m) og C38 (Lista, 380m). Merk ulik skala i plottene.

Konklusjoner
En samlet vurdering av resultatene tyder på at det ikke har vært noen signifikant forverring av faunatilstanden på noen av stasjonene. På enkelte stasjoner tyder resultatene på en svak forbedring.

På stasjon A05 hadde diversiteten økt, noe som indikerer forbedret tilstand. Individmengden hadde økt, særlig av slangestjernen *Amphiura* og børstemarken *Prionospio*. Men disse slektene er ikke typiske for forurensningsbelastning.

På A36 var det en økning i individer, særlig av muslingene *Abra* og *Thyasira* og børstemarkene *Chaetozone* og *Paramphinome*. *Chaetozone* er kjent for å kunne øke i mengde ved forurensningsbelastning. Dette kan tyde på en svakt forverret tilstand på A36.

På B05 var det en økning i TOC, men faunaparametrene tydet ikke på en forverret tilstand. Diversiteten hadde økt noe, og det var en tilbakegang av børstemarken *Heteromastus*. Som på A05 hadde individmengden av *Amphiura* og *Prionospio* økt.

På B35 tydet flere av resultatene på en forbedring i tilstanden. Både diversitet og indikatorartsindeks (ISI) hadde økt. Individmengden hadde gått ned, særlig av flere arter av børstemark, bl.a. *Heteromastus*, noe som kan tyde på redusert næringstilførsel.

På C16 hadde diversiteten økt og individmengden av *Heteromastus* gått ned, noe som kan tyde på redusert næringsstilførsel.

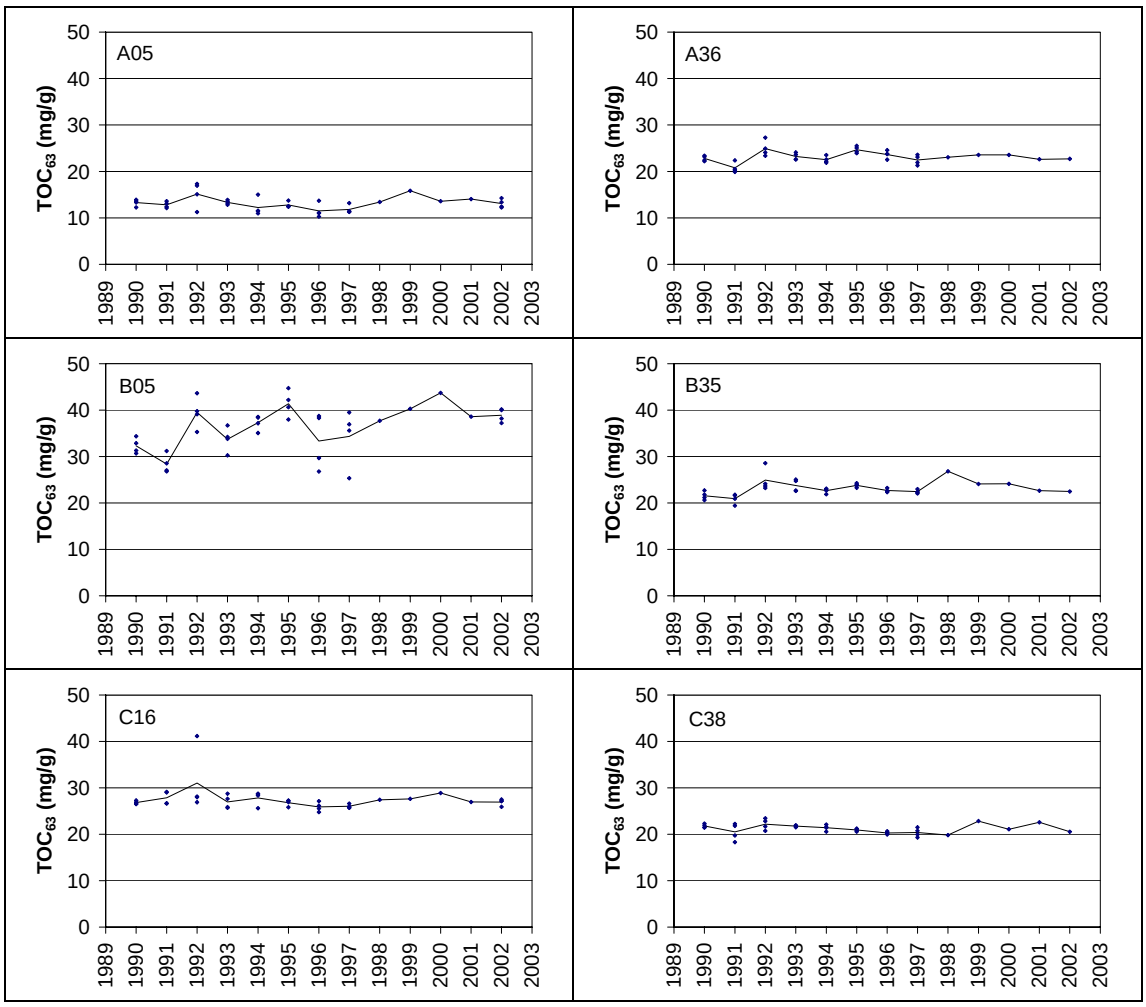
På C38 hadde den totale individmengden økt. Ellers var det små endringer på denne stasjonen.

Innenfor undersøkelsesområdet som helhet og gjennom perioden 1990-2002 sett under ett var det en tendens til forbedret faunatilstand. Resultatene viser imidlertid også at det har vært fluktuasjoner innenfor kortere tidsrom, noe som kan forstyrre de lineære trendanalysene.

10.2 Bunnsedimenter

Tidsserier på stasjonene er vist i Figur 10.6. Det ble ikke påvist noen tidstrender i innholdet av totalt organisk karbon (TOC) eller silt og leire (<63µm) 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. Organisk innhold (TOC) var lavt til moderat, og var høyest i de mest finpartikulære sedimentene. Gjennomsnittlig TOC-innhold i overvåkingsperioden på alle stasjonene, med unntak av B05 ved Grimstad, lå i tilstandsklasse I eller II (meget god tilstand/god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Stasjon B05 har noe forhøyd organisk innhold (i gjennomsnitt klasse III, mindre god tilstand). 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.

På stasjon B05 var det en økning i totalt organisk karbon fra tilstandsklasse III (mindre god) i 1990 og 1991 til tilstandsklasse IV (dårlig) senere i perioden. På de andre stasjonene var TOC_{63} lavere og mer stabilt. Fjordstasjonen C16 viste stort sett klasse III (mindre god), de andre stasjonene stort sett klasse II (god) eller I (meget god).



Figur 10.6. Innhold av totalt organisk karbon ($TOC_{63,}$ mg/g), korrigert for sedimentets innhold av silt og leire i enkeltprøver og som gjennomsnitt pr. år 1990-2002.

11. Tema: Trendovervåking av bløtbunnsfauna. Muligheten for å oppdage trender i artsantall eller individtetthet

I all trendovervåking er det viktig å vite styrken og representativiten for prøvetakings-programmet og kunne velge det mest optimale prøvetakingsopplegget ut fra overvåkings-programmets målsetning. Denne temaseksjonen diskuterer trendovervåking av bløtbunns-fauna basert på statistiske styrkeanalyser (’power’-analyser) og beregnet arts-arealkurver på basis av kystovervåkingsdata fra perioden 1990-2002. I styrkeanalysene beregnes sann-synligheten for å oppdage en trend i arts- og individtall innenfor en gitt tidsperiode ved ulike prøvetakingsopplegg. Ved arts-arealkurvene angis representativiten av prøvetakingen ved økende antall parallelle prøver på stasjonene.

Styrkeanalysene viser at dagens overvåkingsprogram vil kunne påvise større forandringer i individtetter og artstall, dvs. 5-10 % årlig endring over en 5-årsperiode, med høy grad av sikkerhet. Mindre forandringer (1-2 % årlig endring) vil kunne oppdages med høy grad av sikkerhet ved enkelte prøvetakingsopplegg. Generelt oppnås høy styrke ved enten å samle inn flere stasjoner (> 3-4) med få parallelle prøver fra hver (2-4 paralleller), eller ved å konsentrere all innsamling til en stasjon med mange parallelle prøver. Stasjoner i åpne kystområder har lavere variasjon i individtettheter enn stasjoner i dypbassenger. Det vil derfor lettere kunne påvises mindre forandringer i individtettheter i åpne områder enn i dypbassenger. Det synes som om stasjonene som har lavest variasjon i individtettheter også har mest stabile artstall.

Arts-arealkurvene viser at det er nokså stor forskjell mellom stasjonene i hvor mange parallelle prøver som må tas for å oppnå et representativt antall arter. Generelt øker antall arter vesentlig fra 4 til 8 parallellprøver på alle stasjonene.

- -

11.1 Bakgrunn og mål

På basis av data fra kystovervåkingsprogrammet i 10-årsperioden 1990-99 og prøvetakingen i 2002 er det foretatt nærmere analyser av mulighetene for å oppdage forandringer i artsantall eller individtettheter på stasjonene ved forskjellige prøvetakingsopplegg. Til dette er det benyttet to ulike teknikker - statistiske styrke-analyser (’power’-analyser) og arts-areal kurver. I styrkeanalysene er det beregnet hvor stor sannsynligheten er for å oppdage trender i arts- og individtall innenfor et bestemt tidsrom. Ved arts-areal-kurver er det undersøkt for hvor mange parallelle prøver det er nødvendig å ta for å få god representasjon av artsrikheten på stasjonene. Styrkeanalysene er utført på programmet MONITOR. Sannsynligheten for å oppdage trender, til tross for tilfeldig eller ikke kontrollerbar variasjon, representerer den statistiske ’styrken’ i overvåkingsprogrammet. Analysene er utført for forskjellige prøvetakingsopplegg med varierende antall stasjoner og parallelle prøver på stasjonene. Dette innebærer en gjennomgang av ulike prøvetakingsstrategier og gir grunnlag for å velge det mest optimale opplegget ut fra målet for programmet. Art-arealkurvene er beregnet i programmet PRIMER. Kurvene angir hvordan representativiten av prøvetakingen øker ved økende innsats, dvs. hvordan nye arter akkumuleres i totalmaterialet etterhvert som prøvemengden (antall grabber) øker. I programmet beregnes en gjennomsnittskurve ut fra en serie gjentatte analyser med grabbene i ulik rekkefølge. Art-areal kurver for betraktning av

hvor representative prøver man har i forhold til artsantallet innen hver stasjon er viktig, spesielt ved overvåking av biologisk mangfold på artsrike habitater og i referanseområder.

11.2 Styrkeberegning

I statistiske analyser, f.eks. regresjonsanalyser, kan det testes om arts- og individtallene har endret seg 'signifikant' innenfor et bestemt tidsrom. For testen må det velges et signifikansnivå (α) som angir muligheten for å ta feil, dvs. å beslutte at det har vært en endring i arts- eller individtallene i situasjoner hvor det faktisk ikke har skjedd noen forandring (feil av type I). Denne muligheten ønsker man selvfølgelig å holde lav. På den annen side vil man ved et lavt signifikansnivå øke sjansen for den motsatte feilen, nemlig å konkludere med ingen forandring i situasjoner der det faktisk har vært en trend (feil av type II). Sannsynligheten for ikke å oppdage en endring som har funnet sted, betegnes ofte med β. 'Styrke' kan statistisk sett uttrykkes ved 1-β, eller litt enklere sagt, som sannsynligheten for å oppdage en trend når den faktisk finner sted.

Styrken vil avhenge av en rekke forhold. Det er åpenbart at meget store forandringer vil kunne oppdages selv med begrenset prøvetaking, mens svakere trender vil måtte kreve større innsats. Styrken vil derfor øke ved størrelsen på forandringer i trenden. Ved beregningene må det derfor fastsettes hvor store forandringer det er ønskelig å kunne oppdage. Et svært avgjørende moment er variasjonen i parametrene som overvåkes. Jo større variasjonen er, jo vanskeligere blir det å oppdage trender. Ved all beregning av styrke er det viktig å ha et best mulig estimat av variasjonen.

Ved styrkeanalyser beregner man hvor omfattende prøvetaking som må til for å oppdage trender av forskjellig omfang. For analysene må det fastsettes et signifikans-nivå (α-nivå) for statistiske tester. Det mest vanlige sannsynlighetsnivået er 5 %, dvs. at man aksepterer å ta feil i en av tyve tilfeller hvor det ikke er noen forandring. I forbindelse med trend-overvåking er det imidlertid stor fare for at man da vil konkludere med at trend finner sted bare når forandringene er store. For å kunne oppdage svakere trender, kan det benyttes et høyere signifikansnivå. Anbefalt for trend-overvåking er 10-20 %, dvs. at man aksepterer å ta feil i hvert tiende eller femte tilfelle hvor det ikke finner sted noen trend. Dette blir ansett for å være akseptabelt i forhold til å ikke oppdage trender som faktisk finner sted.

Anbefalt styrke er > 0.8, dvs. at sannsynligheten for å oppdage en trend når den faktisk finner sted er større enn 80 %.

11.3 Programmet MONITOR

Programmet MONITOR er et program som beregner styrke spesielt for trendovervåking. Programmet distribueres fritt på Internett (MONITOR 6.2.) (http://www.mp2-pwrc.usgs.gov/powcase/monitor). Programmet baserer seg på lineære eller eksponensielle trender (reduksjon eller økning) som kan tilpasses ved regresjon. Beregningene utføres ved simuleringer. Programmet må ha input-data for:

- antall stasjoner i overvåkingen
- antall prøver pr. stasjon
- tidsperioden som trenden skal kunne påvises innenfor
- hyppighet av prøvetaking
- startverdier for overvåkingsparameteren på hver stasjon
- variasjon (standardavvik) for parameteren på hver stasjon

I tillegg må det angis hva slag forløp trenden kan ha (lineær/eksponensiell), signifikansnivå for å påvise trenden (α-nivå) og om trenden kan variere mellom stasjonene. Beregningene utføres for ulike sterke trender med reduksjon eller økning fra 1 til 10 % mellom hver prøvetaking. Styrken beregnes ved å utføre gjentatte programsimuleringer for de forhold som kan varieres.

I den foreliggende problemstillingen er det beregnet trender for en periode på fem år med en prøvetaking i året. Startverdier og standardavvik for overvåkingsparametrene beregnes fra foreliggende data på stasjonene.

11.4 Individtettheter og variasjon på stasjonene

Datamateriale
I Tabell 11.1 er det vist data for individtettheter på alle stasjonene i kystovervåkings-prosjektet. Alle data er beregnet per prøve (0.1 m^2). Analysene er utført på logaritme-transformerte data ($\log_{10}(x + 1)$). Transformeringen gjøres av statistiske hensyn for å tilpasse dataene til normalfordeling og samtidig sikre homogenitet i varianser. I data for antall vil nesten alltid variansen være relatert til middelverdien, dvs. øke med økende middelverdier. Variasjonen i datamaterialet er beregnet separat for 10-årsperioden 1990-99 og for prøve-takingen i 2002 da det ble tatt 8 parallelle prøver på stasjonene. Variasjonen er uttrykt ved standardavvik (SD) og er for prøveserien 1990-99 beregnet som en 'mean square' over de enkelte årene.

Den relative størrelsen av standardavviket er vist ved variasjonskoeffisienten (CV) som uttrykker standardavviket i prosent av middelverdien. Variasjonskoeffisienten er hensikts-messig å bruke i sammenligning mellom stasjoner eller for å sammenligne variasjonen til ulike overvåkingsparametre.

Tabell 11.1. Individtetthet på stasjonene: gjennomsnittlig tetthet pr. prøve (0.1 m^2), gjennomsnitt av log-transformerte individantall, standardrdavvik (SD) fra log-transformerte individtall og variasjonskoeffisient (CV).

	1990-99 (4 prøver pr år)				2002 (8 prøver)			
Stasjon	Individ-tall	Ind log	SD log	CV log (%)	Individ-tall	Ind log	SD log	CV log (%)
A05	168	2.16	0.13	6	241	2.37	0.14	6
A10	153	2.14	0.12	5	-	-	-	-
A36	517	2.65	0.21	8	824	2.91	0.23	8
A46	221	2.20	0.27	12	-	-	-	-
B05	120	1.98	0.22	11	136	2.12	0.11	5
B10	200	2.23	0.12	5	-	-	-	-
B19	223	2.21	0.41	19	-	-	-	-
B20	191	2.23	0.14	6	-	-	-	-
B35	548	2.69	0.16	6	467	2.67	0.12	4
C12	201	2.25	0.10	4	-	-	-	-
C16	159	2.12	0.27	13	291	2.35	0.30	13
C22	165	2.14	0.12	6	-	-	-	-
C38	204	2.25	0.10	5	417	2.62	0.10	4

Variasjonskoeffisienten i materialet spenner fra 4 % til 19 %. De høyeste verdiene er registrert på stasjon A46 (12 %), B05 (11 %), B19 (19 %) og C16 (13 %) for perioden 1990-99. For B05 er det stor forskjell mellom perioden 1990-99 og prøvene i 2002 da det ble tatt 8 paralleller, mens det for de andre stasjonene er godt samsvar mellom perioden 1990-99 og 2002. En kontroll av datamaterialet viser at det for B05 var enkelte år som skilte seg ut med spesielt stor forskjell mellom prøvene. Generelt var det ganske stor likhet mellom årene innenfor stasjonene.

Stasjonene A46, B19 og C16 er alle lokalisert i bassenger. Dette resultatet kan tyde på at variasjonen i bassengene er større enn i mer åpne områder. Konsekvensen av dette vil være at det er vanskeligere å påvise trender i individantall i bassengene enn i åpne områder.

Stasjonene som har lavest variasjon er A10 (5 %), B10 (5 %), C12 (4 %) og C38 (5 %; 4 %). Dette er stasjoner hvor det vil være størst mulighet for å oppdage trender i individantall. Det kan i denne sammenheng noteres at det var nettopp på disse stasjonene at det ble funnet signifikante trender i individantall i perioden 1990-99 (Tabell 9 i 10-årsrapporten, Moy m.fl. 2002).

Analyser
Analysene er utført for to utvalg av stasjoner, ett sett som omfatter grunne stasjoner (50-120 m), som hadde lav varians, og ett sett som omfatter stasjoner i bassenger med høyere varians. Generelt vil utvalgene være representative for andre kombinasjoner av stasjoner.

Alle beregninger er foretatt for en periode på 5 år. Analysene er utført for årlige forandringer på 1, 2, 3, 5, og 10 % nedgang eller økning i individtetthetene. Selv om dette er forholdsvis små forandringer per år, vil det summere seg opp til markerte endringer over 5 år. For 5 % endring vil totalforandringer over 5 år utgjøre henholdsvis 22.6 % nedgang eller 27.6 % økning, dvs. omtrent en fjerdedel av opprinnelig individantall. For 10 % utgjør totalforandringer henholdsvis 41 % nedgang eller 61 % økning.

I analysene er det benyttet 10 % signifikansnivå (α-nivå) og to-sidig test. Det er beregnet med lineær trend og lik trend over alle stasjoner.

Grunne stasjoner (A05, A10, B05, B10, C12)
Inngangsverdier til programmet (middelverdi og standardavvik for individantall per 0.1 m^2 , logaritmetransformerte data):

A05 : 2.26 / 0.13
A10 : 2.14 / 0.12
B05 : 2.06 / 0.16
B10 : 2.23 / 0.12
C12 : 2.25 / 0.10

I Tabell 11.2 er det vist hvordan styrken varierer i prøvetakingsopplegg basert på en til fem stasjoner og med forskjellig antall parallellprøver per stasjon (4, 8 eller 20 paralleller). Fire prøver har vært standard i kystovervåkingsprogrammet, mens 8 prøver ble forsøkt i 2002. Analysene med 20 prøver er tatt med som eksempel på hvor stor ekstra styrke som kan oppnås ved et høyt antall parallellprøver per stasjon. (Resultatet blir omtrent det samme uavhengig av rekkefølgen på stasjonene i testen i Tabell 11.2.)

Tabell 11.2. Sannsynlighet (fraksjon) for å oppdage trend over fem år i individtettheter (individer per 0.1 m^2) ved prøvetaking på en eller flere stasjoner. Beregningene er utført for 4, 8 eller 20 parallellprøver per stasjon per år for å illustrere hvor mye sannsynligheten øker ved økende antall parallellprøverer. 10 % signifikansnivå, to-sidig test (økning eller reduksjon).

	En stasjon [1]			*To stasjoner* [2]			*Tre st.* [3]		*Fire st.* [4]		*Fem st.* [5]	
Parall	4	8	20	4	8	20	4	8	4	8	4	8
Trend, % pr år												
-10	1.00	1.00	1.00	0.96	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
-5	1.00	1.00	1.00	0.74	0.87	0.98	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
-3	0.91	1.00	1.00	0.51	0.65	0.87	0.89	0.99	0.99	1.00	1.00	1.00
-2	0.64	0.91	1.00	0.38	0.47	0.72	0.68	0.88	0.90	0.99	0.98	1.00
-1	0.27	0.41	0.78	0.20	0.28	0.42	0.32	0.47	0.46	0.71	0.65	0.85
0	0.10	0.11	0.11	0.09	0.10	0.12	0.10	0.11	0.10	0.10	0.09	0.11
+1	0.29	0.46	0.80	0.20	0.27	0.42	0.33	0.49	0.49	0.75	0.68	0.89
+2	0.71	0.93	1.00	0.40	0.56	0.75	0.72	0.90	0.93	0.99	0.99	1.00
+3	0.97	1.00	1.00	0.52	0.73	0.92	0.94	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00
+5	1.00	1.00	1.00	0.81	0.93	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
+10	1.00	1.00	1.00	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Tot ant prøver	20	40	100	40	80	200	60	120	80	160	100	200

1) Benyttet data fra A05; 2) data fra A05 + A10; 3) A05 + A10 + B05; 4) A05 + A10 + B05 + B10; 5) A05 + A10 + B05 + B10 + C12 (Resultatet blir omtrent det samme uavhengig av rekkefølgen på stasjonene i testen)

Hovedkonklusjonen fra analysen er at overvåkingsprogrammet vil kunne påvise større forandringer i individtetter, dvs. 5-10 % årlig endring over en 5-årsperiode, med høy grad av sikkerhet for alle ulike prøvetakingsopplegg. Mindre forandringer (1-2 % årlig endring) vil kunne oppdages med høy grad av sikkerhet i enkelte opplegg. Generelt øker styrken ved økende antall parallellprøver, men prøvetallet må økes nokså mye for å oppnå vesentlig bedring i styrken. For eksempel er det ved fire paralleller på to stasjoner 51 % sjanse for å oppdage en årlig reduksjon på 3 %, mens det ved åtte paralleller er 65 % sjanse og først med 20 paralleller mer enn 80 % sjanse (87 %).

Styrken faller markert fra en til to stasjoner. Dette har sammenheng med at trenden skal kunne oppdages på begge stasjonene. Ved tre stasjoner øker styrken igjen og er omtrent på nivå med en stasjon. Ved flere stasjoner øker styrken ytterligere. Ved tre stasjoner er det tilfredsstillende styrke (> 80 %) for å oppdage en årlig 3 % nedgang eller økning med fire parallellprøver, mens en 2 % forandring kan registreres med åtte paralleller. Ved fire eller fem stasjoner kan en 2 % forandring oppdages med fire paralleller.

I oppsettet er det generelt økende innsats (økende totalantall prøver) ved innsamling på flere stasjoner. Det er imidlertid verd å merke seg at styrken i ulike opplegg med samme innsats kan være svært forskjellig. For eksempel er det ved en innsats på totalt 80 prøver (16 per år) vesentlig høyere styrke for et opplegg med fire paralleller på fire stasjoner ($p = 0.90$ for 2 % nedgang) enn for åtte paralleller på to stasjoner ($p = 0.47$).

Tabell 11.3. Sannsynlighet (fraksjon) for å oppdage trend over fem år i individtettheter (individer per 0.1 m^2) ved prøvetaking etter ulike opplegg med samme totalinnsats. 10 % signifikansnivå, to-sidig test (økning eller reduksjon).

	En stasjon [1]		*To st.* [2]		*Tre st.* [3]		*Fire st.* [4]		*Fem st.* [5]		*Ti st.*	
Parall	20	40	10	20	7	14	5	10	4	8	2	4
Trend, % pr år												
-10	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
-5	1.00	1.00	0.92	0.98	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
-3	1.00	1.00	0.72	0.87	0.98	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
-2	1.00	1.00	0.52	0.72	0.85	0.98	0.94	1.00	0.98	1.00	1.00	1.00
-1	0.78	0.96	0.31	0.42	0.44	0.65	0.55	0.75	0.65	0.85	0.72	0.92
0	0.11	0.10	0.11	0.12	0.09	0.10	0.10	0.08	0.09	0.11	0.13	0.10
+1	0.80	0.97	0.32	0.42	0.48	0.67	0.56	0.84	0.68	0.89	0.73	0.94
+2	1.00	1.00	0.60	0.75	0.89	0.97	0.97	1.00	0.99	1.00	1.00	1.00
+3	1.00	1.00	0.80	0.92	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
+5	1.00	1.00	0.97	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
+10	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Tot ant prøver	100	200	100	200	105	210	100	200	100	200	100	200

1) Benyttet data fra A05; 2) data fra A05 + A10; 3) A05 + A10 + B05; 4) A05 + A10 + B05 + B10; 5) A05 + A10 + B05 + B10 + C12 (Resultatet blir omtrent det samme uavhengig av rekkefølgen på stasjonene i testen)

I Tabell 11.3 er det vist en mer omfattende analyse av styrken for ulike prøvetakingsopplegg med samme totalinnsats. Det er her tatt utgangspunkt i en samlet prøvetaking på 20 grabbprøver per år (100 over 5 år) eller 40 per år (200 over 5 år). Best styrke er det ved å konsentrere all prøvetakingen til en stasjon. Ved 20 parallellprøver er det meget høy sannsynlighet for å oppdage en årlig forandring på 2 %, og ved 40 prøver også på 1 %.

Det svakeste opplegget er å fordele innsatsen på to stasjoner, hvor det ved 10 parallellprøver bare oppnås tilfredsstillende styrke for å oppdage forandringer på 5 og 10 % per år. Ved økende antall stasjoner øker styrken, selv om antall parallellprøver per stasjon går ned. Ved tre eller flere stasjoner er det tilfredsstillende styrke for å oppdage en 2 % årlig trend, mens det ved fem eller flere stasjoner er rimelig gode muligheter også for å oppdage en 1 % trend ($p > 0.65$). Generelt kan det se ut til at det gir mest styrke å maksimere antall stasjoner så lenge ikke all prøvetaking skal konsentreres til en stasjon. Den relative forandringen blir imidlertid mindre ved økende antall stasjoner. Dette vises f.eks. ved at styrken ikke endrer seg mye fra fem stasjoner med fire paralleller til ti stasjoner med to paralleller.

Generelt viser analysen at prøvetakingen bør enten konsentreres til en stasjon eller fordeles på minst tre stasjoner. I denne vurderingen må representativiteten til stasjonene tas i betraktning. Ved en stasjon vil det alltid være usikkert om stasjonen bare reflekterer en lokal trend. For å være sikker på at overvåkingen fanger opp regionale trender, må flere stasjoner overvåkes. Resultatene viser at en fordeling med minimum 3-4 stasjoner og redusert antall parallellprøver gir høyest sannsynlighet for å oppdage en felles trend over stasjonene. Flere stasjoner gir i tillegg best regional dekning.

Stasjoner i dypbassenger (A36, A46, B19, C16)

For stasjoner i dypbassenger var det endel forskjell i variansen (se Tabell 11.1). For at beregningene skal være generelt gyldige, er det derfor benyttet et gjennomsnittlig standardavvik for stasjonene. Dette er fastsatt tilsvarende CV på 13 %. Inngangsverdier til programmet blir etter dette (middelverdi og standardavvik for individantall per 0.1 m^2 , logaritmetransformerte data):

A36 :	2.78 / 0.36	A46 :	2.20 / 0.29
B19 :	2.21 / 0.29	C16 :	2.24 / 0.29

Det er utført analyser for bare en stasjon, for to stasjoner og for tre og fire stasjoner.

Beregningene viser at det er klart lavere styrke i overvåking av individtettheter i bassenger enn i åpne områder (Tabell 11.4). Dette skyldes at variasjonen mellom parallellprøvene er høyere. Ved prøvetaking på en stasjon må det innsamles et høyt antall parallellprøver for å kunne påvise årlige endringer på 3-5 % med høy grad av sikkerhet. På to stasjoner er styrken generelt lav ved alle opplegg, mens tre eller fire stasjoner har tilfredsstillende styrke for å oppdage årlige endringer på 3-5 % med fire eller åtte parallellprøver på stasjonene. Dette tilsvarer dagens opplegg i kystovervåkingsprogrammet. Ved vurdering av prøvetakings-opplegg må målet ved programmet tas i betrakning. Ved prøvetaking på en stasjon, må antall parallellprøver holdes høyt. Det vil alltid kunne argumenteres for at en stasjon gir tilstrekkelig representasjon for en mulig utvikling i bassenget hvor den er plassert. Ved prøvetaking på flere stasjoner vil et opplegg med 4-8 parallelle prøver kunne påvise større endringer. Ved plassering av stasjonene i flere dypbassenger, som i dagens program (en i hvert basseng), vil det i praksis si at opplegget vil kunne påvise større forandringer som inntrer samtidig i flere dypbassenger.

Tabell 11.4 Sannsynlighet (fraksjon) for å oppdage trend over fem år i individtettheter (individer per 0.1 m^2) ved prøvetaking på en eller flere stasjoner i dypbassenger. Beregn-ingene er utført for 4, 8 eller 20 parallellprøver per stasjon per år for å illustrere hvor mye sannsynligheten øker ved økende antall parallellprøverer. 10 % signifikansnivå, to-sidig test (økning eller reduksjon).

	En stasjon [1]			*To st.* [2]			*Tre st.* [3]		*Fire st.* [4]	
Parall	4	8	20	4	8	20	4	8	4	8
Trend, % pr år										
-10	0.99	1.00	1.00	0.51	0.61	0.71	0.99	1.00	1.00	1.00
-5	0.72	0.93	1.00	0.36	0.43	0.58	0.74	0.92	0.94	1.00
-3	0.38	0.61	0.92	0.24	0.32	0.42	0.46	0.66	0.66	0.88
-2	0.23	0.39	0.66	0.16	0.20	0.33	0.30	0.43	0.46	0.64
-1	0.15	0.18	0.27	0.11	0.14	0.18	0.16	0.21	0.17	0.30
0	0.10	0.08	0.09	0.09	0.08	0.09	0.11	0.09	0.09	0.10
+1	0.12	0.18	0.29	0.12	0.14	0.18	0.14	0.21	0.19	0.29
+2	0.28	0.40	0.74	0.20	0.24	0.34	0.31	0.49	0.45	0.69
+3	0.43	0.69	0.97	0.24	0.36	0.47	0.53	0.76	0.74	0.93
+5	0.84	0.99	1.00	0.42	0.50	0.64	0.87	0.98	0.99	1.00
+10	1.00	1.00	1.00	0.62	0.68	0.80	1.00	1.00	1.00	1.00
Tot ant prøver	20	40	100	40	80	200	60	120	80	160

1) Benyttet data fra A36; 2) data fra A36 + B19; 3) A36 + B19 + C16; 4) A36 + A46 + B19 + C16 (Resultatet blir omtrent det samme uavhengig av rekkefølgen på stasjonene i testen)

11.5 Trender i artstall

Datamateriale
I Tabell 11.5 er det vist data for antall arter på alle stasjonene i kystovervåkingsprosjektet. Data som her er benyttet er antall arter per prøve (0.1 m^2). Artstall per prøve er benyttet fordi variasjonen kan beregnes ut fra foreliggende data. Middelverdi, standardavvik (SD) og variasjonskoeffisient (CV) er beregnet for 10-årsperioden 1990-99. Standardavviket er beregnet fra 'mean square' over de enkelte årene.

Tabell 11.5. Antall arter pr. prøve av 0.1 m^2: middelverdi, standardavvik (SD) og variasjonskoeffisient (CV).

	1990-99 (4 prøver pr år)			trukket ut 2 mest variable år		
Stasjoner	Middel	SD	CV (%)	SD	CV (%)	år
A05	39	5.1	13			
A10	40	6.0	15			
A36	26	3.9	15			
A46	21	4.7	22	4.0	19	- 91, 98
B05	31	5.9	19			
B10	54	6.9	13			
B19	25	6.3	25	3.5	14	- 94, 95
B20	39	7.4	19			
B35	30	4.8	16			
C12	50	5.2	10			
C16	26	6.1	23	4.5	17	-92, 94
C22	42	6.2	15			
C38	41	4.4	11			

Variasjonskoeffisienten i materialet spenner fra 10 % til 25 %. De høyeste verdiene er registrert på stasjon A46, B19 og C16. En kontroll av datamaterialet viser at det er enkelte år som skiller seg ut med særlig stor forskjell mellom prøvene. Hvis disse årene utelates i variansberegningen, faller CV ned til nivå som tilsvarer de andre stasjonene (14-17 %).

Lokalitetene som har lavest variasjon er A05, B10, C12 og C38 (10-13 %). Dette er lokaliteter som også hadde forholdsvis lav variasjon i totale individtall. Det kan synes som om stasjonene som er minst variable med hensyn på individantall også er mest stabile for antall arter.

Grunne stasjoner (A05, A10, B05, B10, C12)
Det var endel forskjell i variasjonen mellom stasjonene (se Tabell 11.5). Det er derfor benyttet et gjennomsnittlig standardavvik for stasjonene ved beregningene. Snittverdi for CV er 15 % når de mest avvikende årene utelates. Inngangsverdier til programmet er etter dette (artsantall per 0.1 m^2 / SD):

A05 : 39 / 5.9
A10 : 40 / 6.0
B05 : 31 / 4.7
B10 : 54 / 8.1
C12 : 50 / 7.5

Tabell 11.6. Sannsynlighet (fraksjon) for å oppdage trend over fem år i antall arter per 0.1 m^2 ved prøvetaking på en eller flere stasjoner. Beregningene er utført for 4, 8 eller 20 parallell-prøver per stasjon per år for å illustrere hvor mye sannsynligheten øker ved økende antall parallellprøverer. 10 % signifikansnivå, to-sidig test (økning eller reduksjon).

	En stasjon [1]			*To stasjoner* [2]			*Tre st.* [3]		*Fire st.* [4]		*Fem st.* [5]	
Parall	4	8	20	4	8	20	4	8	4	8	4	8
Trend, % pr år												
-10	0.95	1.00	1.00	0.54	0.73	0.90	0.96	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
-5	0.56	0.84	0.99	0.33	0.45	0.67	0.65	0.90	0.87	0.98	0.95	1.00
-3	0.31	0.52	0.86	0.19	0.28	0.51	0.40	0.57	0.55	0.79	0.71	0.94
-2	0.20	0.29	0.54	0.16	0.21	0.32	0.24	0.36	0.34	0.54	0.44	0.65
-1	0.12	0.16	0.22	0.12	0.14	0.15	0.17	0.17	0.20	0.22	0.22	0.25
0	0.11	0.11	0.10	0.09	0.09	0.09	0.08	0.08	0.09	0.13	0.11	0.10
+1	0.12	0.17	0.23	0.11	0.12	0.17	0.14	0.18	0.19	0.27	0.19	0.30
+2	0.22	0.33	0.55	0.19	0.25	0.32	0.29	0.39	0.37	0.57	0.46	0.72
+3	0.33	0.61	0.91	0.25	0.33	0.48	0.47	0.64	0.58	0.88	0.77	0.93
+5	0.70	0.94	1.00	0.42	0.54	0.76	0.78	0.95	0.94	0.99	0.99	1.00
+10	1.00	1.00	1.00	0.77	0.90	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Tot ant prøver	20	40	100	40	80	200	60	120	80	160	100	200

1) Benyttet data fra A05; 2) data fra A05 + A10; 3) A05 + A10 + B05; 4) A05 + A10 + B05 + B10; 5) A05 + A10 + B05 + B10 + C12 (Resultatet blir omtrent det samme uavhengig av rekkefølgen på stasjonene i testen)

Det er utført en analyse basert på en til fem stasjoner (Tabell 11.6) og med forskjellig antall parallellprøver per stasjon (4, 8 eller 20 paralleller). Analysene med 20 prøver er tatt med som eksempel på hvor stor ekstra styrke som kan oppnås ved et høyt antall parallellprøver per stasjon. For tre og flere stasjoner er det bare analysert for 4 og 8 paralleller.

Analysen viser at det er ganske god styrke i overvåking av trender i artsantall. Ved fire stasjoner og fire parallelle prøver per stasjon er det høy sannsynlighet for å kunne fastslå en årlig trend på 5 % nedgang eller økning ($p > 0.87$). På en stasjon oppnås tilsvarende styrke ved 8 parallelle prøver. Svakere trender vil kreve høyere innsats for å kunne påvises. En trend på 3 % endring vil kreve 20 parallelle prøver på en stasjon eller 8 paralleller på fire eller flere stasjoner.

Antall arter i fire prøver.

Overvåking av antall arter kan også utføres for summen av antall arter på stasjonene. Det er grunn til å tro at summen kan ha en lavere variasjon enn enkeltprøver, fordi summen representerer en større flate (0.4 m^2) og derved fanger opp flere av artene i organismesamfunnet. Det finnes imidlertid lite data som gir grunnlag for å beregne standardavvik til summen over flere prøver.

I kystovervåkingsprosjektet kan datasettet fra 2002 benyttes til å beregne standardavvik for antall arter i fire prøver. Ved prøvetakingen ble det tatt 8 prøver på hver stasjon (untatt på st. A05 hvor en prøve ble tapt). Ved å dele parallellene i to serier av fire prøver på hver stasjon, kan det beregnes middelverdier og standardavvik for summen av arter i fire prøver.

Tabell 11.7. Sum av arter i fire prøver (= 0.4 m^2) fra prøvetakingen i 2002.

	Antall arter			SD	CV (%)
	Repl 1-4	Repl 5-8	Middel		
A36	68	65	66.5	2.12	3.2
B05	69	62	66.5	3.53	5.3
B35	62	61	61.5	0.71	1.1
C16	65	63	64.0	1.41	2.2
C38	81	87	84.0	4.24	5.1
Samlet			68.5	2.73	4.0

Antall arter i fire prøver og estimater for standardavviket er vist i Tabell 11.7. Det var svært liten forskjell i antall arter for de to sammenslåtte prøvene. Standardavviket blir derved svært lavt. Dette kommer særlig til uttrykk i variasjonskoeffisienten som er markert lavere enn for antall arter i en prøve (0.1 m^2). Variasjonskoeffisienten for stasjonene samlet er 4 %. Denne variasjonskoeffisienten er benyttet i styrkeberegningene.

Beregningene viser at mulighetene for å oppdage trender i artsantallet er meget store (Tabell 11.8). Ved tre eller flere stasjoner vil trender på 3 % årlig forandring ha stor sannsynlighet for å bli oppdaget, og ved fem stasjoner vil selv trender på 2 % kunne bli oppdaget. En trend på 3 % per år tilsvarer en nedgang eller økning på 10 arter over fem år, og en trend på 2 % tilsvarer 7 arter.

Det bør imidlertid tas i betraktning at det er et lite materiale som ligger til grunn for beregningen av standardavviket i dette tilfellet. Variasjonsmålet kan derfor være usikkert.

Tabell 11.8. Sannsynlighet (fraksjon) for å oppdage trend i summen av antall arter i fire prøver (= 0.4 m^2) ved prøvetaking på en eller flere stasjoner (en registrering per stasjon og år). Beregningene er utført for 10 % signifikansnivå, to-sidig test (økning eller reduksjon).

	En st. [1)]	*To st.* [2)]	*Tre st.* [3)]	*Fire st.* [4)]	*Fem st.* [5)]	*10 st.*
Trend, % pr år						
-10	1.00	0.83	1.00	1.00	1.00	1.00
-5	0.85	0.58	0.97	1.00	1.00	1.00
-3	0.49	0.34	0.78	0.94	0.99	1.00
-2	0.36	0.28	0.56	0.69	0.87	0.99
-1	0.17	0.15	0.24	0.32	0.43	0.74
0	0.11	0.09	0.09	0.09	0.09	0.10
+1	0.18	0.14	0.26	0.35	0.45	0.75
+2	0.34	0.27	0.60	0.79	0.92	1.00
+3	0.62	0.40	0.86	0.97	1.00	1.00
+5	0.95	0.69	0.99	1.00	1.00	1.00
+10	1.00	0.97	1.00	1.00	1.00	1.00
Tot ant registr.	5	10	15	20	25	50

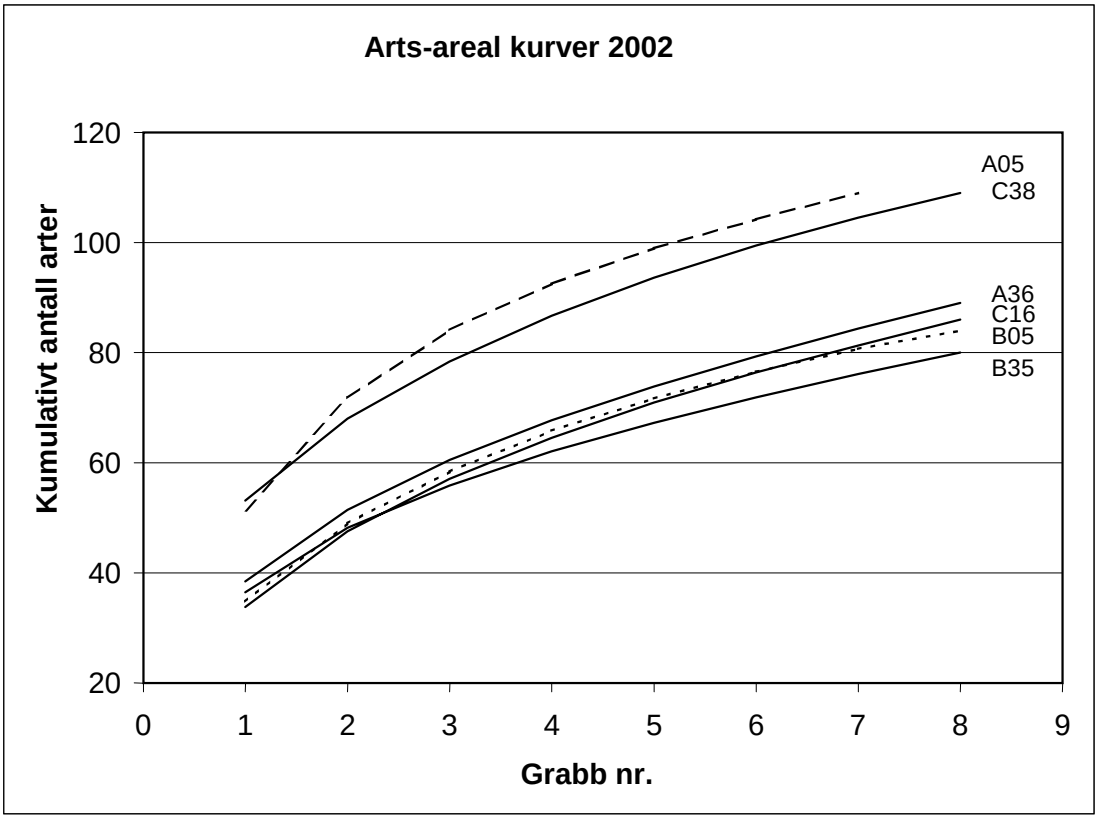
1) Benyttet data fra A36; 2) data fra A36 + B05; 3) A36 + B05 + B35; 4) A36 + B05 + B35 + C16; 5) A36 + B05 + B35 + C16 + C38 (Resultatet blir omtrent det samme uavhengig av rekkefølgen på stasjonene i testen)

11.6 Art-areal kurver

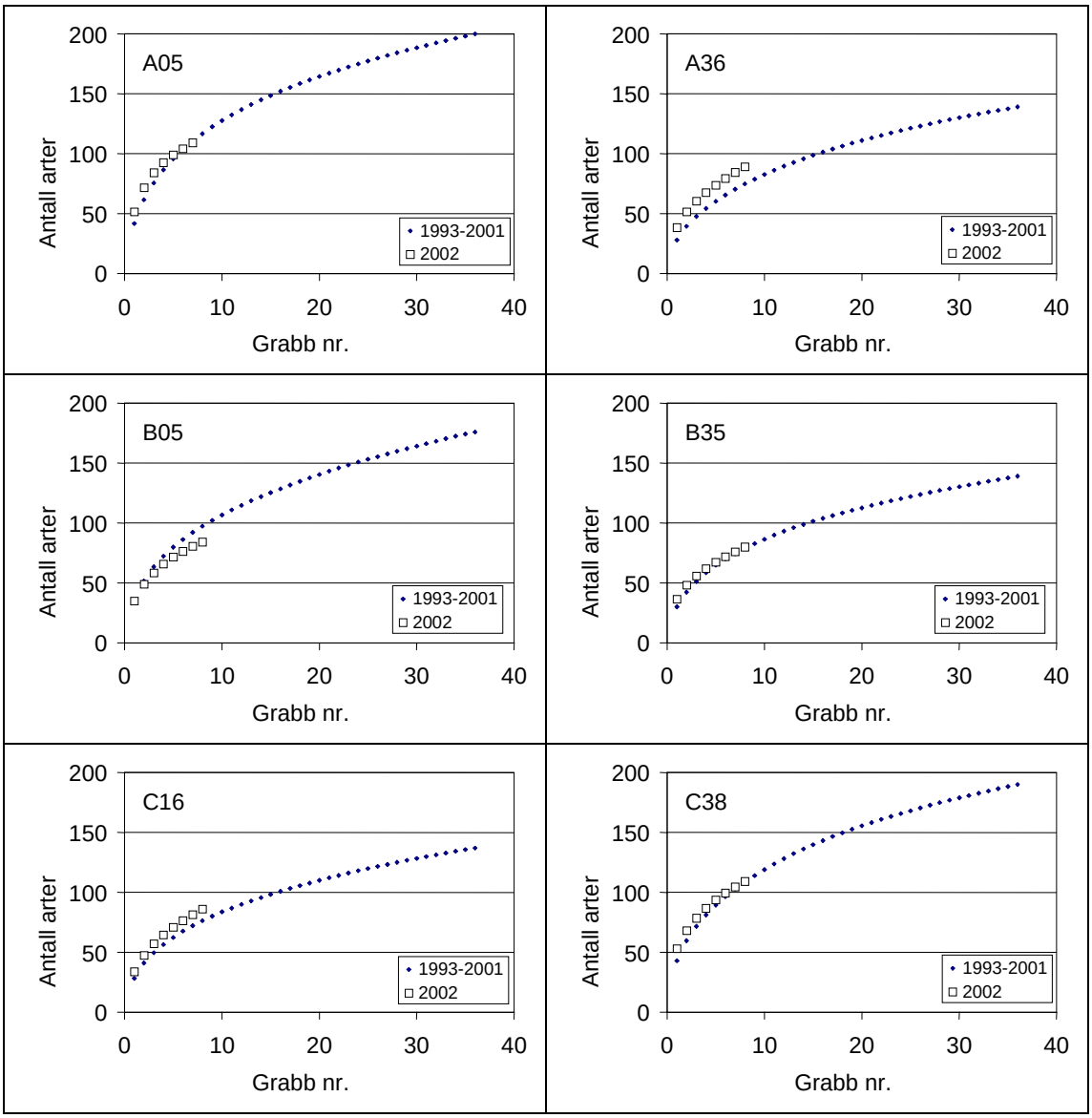
Figur 11.1 viser arts-areal kurver, dvs. kumulativt antall arter som funksjon av innsamlet antall grabber i 2002. Stigningen i art-areal kurven avtar med økende antall grabber. Etterhvert som nye arter kommer til, avtar sannsynligheten for å finne ytterligere nye arter i neste grabb. Stigningskoeffisienten antyder hvor mange av lokalitetens arter som ikke er funnet. Arts-areal kurvene gir et sammenlignende mål på artsrikheten på stasjonene. **Figur 11.2** viser i tillegg til 2002-kurvene også arts-areal kurver for alle grabbprøver i 1993-2001.

Fordi disse kurvene viser en flerårsperiode, kan forskjeller i artssammensetningen mellom årene, og ikke bare artsrikdommen ved gitt tidspunkt, bidra til forløpet av kurvene. Kurvene som omfatter flere år har derfor stort sett en høyere stigningskoeffisient enn kurvene fra ett år (2002).

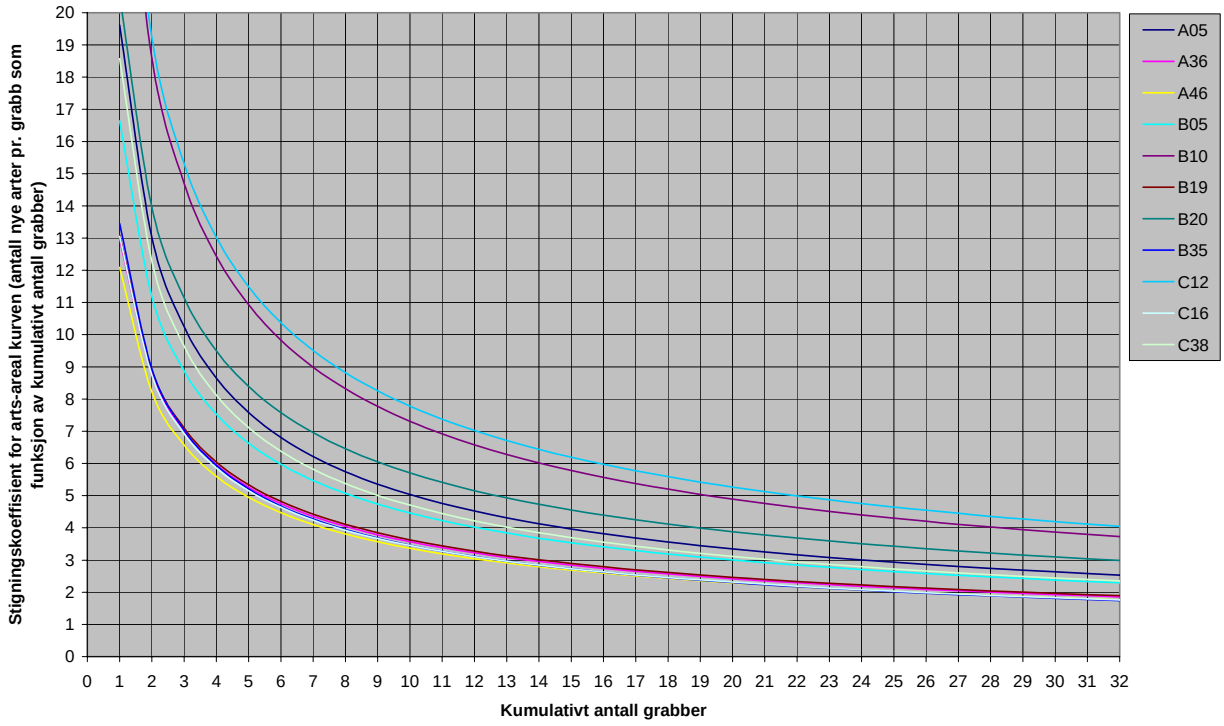
Stigningskoeffsienter for økning i artsantall som funksjon av areal (antall prøver) er vist for kystovervåkingsstasjonene i 1993-2001 (**Figur 11.3**). Eksempelvis må det tas minst 4 grabber på stasjon A36 for at antall nye arter i neste grabb ikke skal overstige 5, mens det på stasjon C12 må tas minst 16 grabber. Ved samme antall grabber på begge stasjoner, vil det finnes mange flere uregistrerte arter på C12, selv om også registrerte antall arter vil være høyere



Figur 11.1. Arts-areal kurver 2002



Figur 11.2. Arts-areal kurver kumulativt 1993-2001 og 2002 for stasjonene A05, A36, B05, B35, C16 og C38.



Figur 11.3. Nedgang i stigningskoeffisienten ved økende antall grabber, akkumulert 1993-2001.

11.7 Konklusjon og anbefaling av antall grabbprøver i 2003

Det anbefales å fortsette med 8 grabber pr. stasjon på de samme 6 stasjonene som i 2002. Da har vi bedre kontroll på variansen og får gjennomgående bedre 'power' enn om det tas 4 replikater. Arts-arealkurvene viste at antall arter økte vesentlig fra 4 til 8 prøver på alle stasjonene. Dette har også betydning for samfunnsanalysene. I programrutinen Anosim i PRIMER øker også utsagnskraften betraktelig ved å gå fra 4 til 8 replikater og gir derved en bedre indikasjon på om det foregår større endringer i sammensetning av bunndyrsamfunnene innen de ulike stasjonene over tid.

Styrkeanalyser og art-areal kurver er egnet til å optimalisere et overvåkingsprogram og gjøre det bedre i forhold til kost-nytte. Ved siden av antall prøver, kan det være vel så viktig å vurdere arealutbredelsen (hvor stort område som parallellene skal tas innenfor) av stasjoner og om stasjoner ligger i typiske bassenger eller i åpnere områder. Det ser altså ut til at stasjoner i bassengområder har størst varians. Dette kan være et utslag av at bassengene er mer følsomme for endringer enn andre områder og at denne 'følsomheten' matematisk uttrykkes gjennom høyere varians. Vanligvis legges bløtbunnstasjoner langs dypåler og i bassenger nettopp med tanke på følsomhet. Dersom tendensen til større varians er knyttet til påvirkninger fra ytre faktorer, er dette noe som kunne følges opp. For eksempel kan det være aktuelt å karakterisere hvilke arter som viser høy varians og hva vi vet om deres biologi og sensitivitet. Dette vil bli fulgt opp gjennom forskning i tilknytning til overvåkingen og i kommende rapporter fra programmet. Områdene med høy varians kan vise seg å være viktige som indikatorlokaliteter på endring, men det et problem at påvisning av trender svekkes ved økt varians og derved krever høyere prøveantall (paralleller). 8 replikater anbefales derfor for programmet i 2003.

12. Referanser

Barthel, D., 1988. On the ecophysiology of the sponge *Halichondria panicea* in Kiel Bight. II. Biomass, production, energy budget and integration in environmental processes. *Marine Ecology Progress Series*, 43, 87-93.

Birkett, D.A., Maggs, C.A., Dring, M.J. & Boaden, P.J.S., 1998. Infralittoral reef biotopes with kelp species: an overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Natura 2000 report prepared by Scottish Association of Marine Science (SAMS) for the UK Marine SACs Project.

Christie, H. 1995. Kartlegging av faunaen knyttet til tareskogen i Froan; variasjon i en eksponerings-gradient. NINA Oppdragsmelding 368: 1-22

Hiscock, K., 2002. *Halichondria panicea*. Breadcrumb sponge. *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme* [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <http://www.marlin.ac.uk>

Holtan, G. m.fl., 1992-2000. Annual reports on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters. Paris Convention. Data reports.

Hurrell, J.W. 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation. Science, 269, 676-679.

Iversen, P.E., 1981. Benthosalgevegetasjonen i Sandefjordsfjorden og Mefjorden, Søndre Vestfold. Hovedfagsoppgave i marin botanikk. Universitetet i Oslo.

Johansen, G., Eriksson, B.K., Pedersen, M., & Snoeijs, P., 1998. Long term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia*, 385, 121-138.

Moy, F., Aure, J., Dahl, E., Green, N., Johnsen, T.M., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Omli, L. Oug, E., Pedersen, A., Rygg, B., Walday, M., 2002. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge.10-årsrapport 1990-1999 SFT-rapport 848/02. TA-1883/2002. NIVA-rapport 4543. 136s.

Newell R.C., Field J.G. & C.L. Griffiths. 1982. Energy balance and significance of micro-organisms in a kelp bed community. *Mar. Ecol. Prog. Ser*. 8: 103-113.

Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine bentic macrophytes-based model. *Mediterraneaen Marine Science* 2/2:45-65.

SFT, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Forf.: 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.

Tyler-Walters, H. & Ballerstedt, S., 2002. *Flustra foliacea*. Hornwrack. *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme* [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <http://www.marlin.ac.uk>

Tyler-Walters, H., 2000. *Echinus esculentus*. Edible sea urchin. *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme* [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Available from: <http://www.marlin.ac.uk>

Tyler-Walters, H., 2003. *Electra pilosa*. A sea mat. *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme* [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 28/02/03]. Available from: <http://www.marlin.ac.uk>

Wallentinus, I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Asko area, northern Baltic proper. 2. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. In: Kusakin,O.G. (ed.) Contrib. Askö Lab. no. 25, Univ. Stockholm, 210 p.,

Weideborg, m.fl., 2001. Annaual report on direct and riverine inputs to Norwegian Coastal Waters. Paris Convention. Data report.

Weideborg, m.fl., 2002. Annaual report on direct and riverine inputs to Norwegian Coastal Waters. Paris Convention. Data report.

Ærtebjerg G. et al. 2003. Nutrients and eutrophication in Danish Marine Waters. A challenge for science and management. DMU-report.

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 82-577-4422-0

	Avdeling i SFT OMI	TA-nummer 1991/2003

Oppdragstakers prosjektansvarlig Frithjof Moy	År 2003	Sidetall 69	SFTs kontraktnummer 6003 026

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 4749-03	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), Frode Olsgaard, Eivind Oug, Are Pedersen, Brage Rygg, Mats Walday.

Tittel
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge.
Årsrapport for 2002.

Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway.
Report for 2002.

Sammendrag
Rapporten beskriver miljøkvaliteten i kystområdene av Sør-Norge i 2002, med spesiell fokus på tilstand og utvikling i næringssalttilførsler, vannkvalitet og det biologiske mangfoldet i plankton-, bløt- og hardbunns-samfunn i Skagerrak. Klimaet i 2002 har vært preget av en mild vinter med sørlige vinder som tilførte kystvannet i Skagerrak store mengder nitrogen og fosfor fra sørlige Nordsjøen og Tyskebukta (klasse III). August og september var varm og tørr og generelt var sommerkvaliteten god, etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet med hensyn til næringssalter, med unntak av flere tilfeller av forhøyede nitrogenverdier målt utenfor Jomfruland. Den totale biomassen av planktonalger i Skagerrak i 2002 var omtrent halvparten av hva som ble målt de to foregående årene, samtidig som biomassen av dyreplankton var den høyeste som har vært målt siden overvåkingen startet i 1994. Makroalgevegetasjonen på hardbunn var i 2002 generelt lik med gjennomsnittet av tidligere år (1995-2001), mens det ble funnet markert færre dyr, spesielt i området ytre Oslofjord til Kristiansand. Tilstanden ble klassifisert som moderat til god i ytre Oslofjord, god langs den ytre Sørlandskysten og meget god på Sør-vestlandet. Klassifiseringen er indikativ da metodikken er under utvikling. Tilstanden i bløtbunns-samfunnene i Skagerrak var meget god til god (SFTs klassifiseringssystem) med høy diversitet på alle stasjoner i 2002. I perioden 1990-2002 var det en signifikant stigning i diversiteten på stasjon A05, B05, B35 og C16, men diversiteten var fremdeles lavere enn på stasjonen i havet utenfor Lista (C38).

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