Statlig program for forurensningsovervåking
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge

Rapport: 901/2004
TA-nummer: 2025/2004
ISBN-nummer: 82-577-4523-5

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn
Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning

Årsrapport for 2003

Rapport 901/04

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2003.

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

Prosjektansvarlig: NIVA
NIVA-prosjektnr.: O-24050
NIVA-rapport: 4841-2004

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 2003 og utviklingstrender i perioden fra 1990 til i dag.

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), Tone Falkenhaug (HFF)
Bløtbunn: Brage Rygg
Hardbunn: Norman Green, Frithjof Moy, Are Pedersen, Mats Walday
Temadel: Frithjof Moy
Redaktør for rapporten: Frithjof Moy

Saksbehandler hos SFT er Karen Fjøsne.

Alle som har medvirket til gjennomføring av overvåkingsprogrammet i 2003, takkes for 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, 16. juni 04



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 i Skagerrak 27
8.1 Planteplankton i 2003 27
8.2 Utvikling i planteplanktonsamfunn over tid 32
8.3 Algegifter og kostholdsråd langs kysten 33
8.4 Dyreplankton i 2003 35
8.5 Utvikling i dyreplanktonsamfunnet over tid 37

9. Hardbunnssamfunn i Skagerrak 40
9.1 Tilstand 41
9.2 Utvikling over tid 46

10. Bløtbunnssamfunn i Skagerrak 53
10.1 Bunnfauna 53
10.2 Bunnsedimenter 61
10.3 Tidstrender 62

11. Temaseksjon: Grumsete vann og nedslamming – effekter på hardbunn 63
11.1 Oppsummering 63
11.2 Kilder til og variasjon i sedimentering 66
11.3 Effekter på arter 69
11.4 Prøveinnsamling 73

12. Referanser 75

1. Sammendrag

Denne årsrapporten fra Kystovervåkingsprogrammet, 'Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge' under Statlig program for forurensningsovervåking, beskriver miljøstatus i kystvannet i Skagerrak i 2003 og utviklingstrender i perioden fra programstart i 1990 og fram til i dag. Rapporten omfatter klima, næringssalter, vannkvalitet og biologisk mangfold i vannsøylen (plankton), på hard- (makroalger og dyr) og bløtbunn (dyr). I tema-seksjonen diskuteres årsaker til og effekter av grumsete vann og partikkelbelastning.

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. Klimaregiment (NAO-indeksen) var vinteren 2003 normal, men sammenliknet med de seneste årene, kom vinteren tidlig og var lang og kald. Det la seg is i fjorden i Skagerrak. Foruten kraftig nedbør i mars var våren tørr. Sensommer og høst var varmere enn normalt.

Vinteren 2003 var vannkvaliteten i Skagerrak god (II) eller meget god (I) med hensyn til nitrogen og fosfor med unntak av Jomfruland hvor det ble målt forhøyede verdier av total-fosfor (klasse III). Sommeren 2003 var vannkvaliteten i overflate¬vannet i tilstands¬klasse meget god (I) for alle næringssalter, en forbedring fra i fjor. I mars-april ble det påvist tilførsler av næringssalter med havstrømmene fra den sørlige Nordsjøen og Tyskebukta. Norske tilførsler av nitrogen og fosfor antas noe lavere for hele året enn foregående år, ut fra lavere vannføring enn normalt (årsgjennomsnitt) i de store norske elvene (f.eks. Glomma). Den årlige partikkelbelastningen inkludert organisk bundet karbon og nitrogen, har økt signifikant i perioden 1991-2003. I 2003 ble det målt høyere partikkelkonsentrasjon enn normalt for 1991-2002 i januar-mars og i mai-juni. Disse vannmassen hadde noe lavere saltholdighet, dvs. influert av avrenning fra land, samtidig som planktonoppblomstring i mars og mai også bidro, spesielt til partikulært karbon. Lave partikkelkonsentrasjoner sommer og høst reduserte årlig partikkelbelastningen målt ved Arendal i forhold til 2002, men ikke ved Jomfruland hvor økningen fortsatte. Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet tilfredsstiller kravet til meget god tilstand. I motsetning til generelt gode verdier i 2003, er det nå en signifikant økning av nitrogen (Tot-N) i alle vannmasser, også i Atlantisk dypvann.

Den totale biomassen av planktonalger i Skagerrak for 2003 var den laveste som har vært målt gjennom siste 10 år, samtidig som dyreplanktonbiomassen var den høyeste som har vært målt. I så måte var 2003 en forsterking av 2002. Det spesielle i 2003 var svært lav planteplankton-biomasse gjennom hele sommeren som ga ’klart vann’ og liten tilførsel av partikulært karbon. Våroppblomstring var relativt normal med oppblomstring av kiselalger i mars/april, dog med en noe tidligere start (i februar), og en oppblomstring av dinoflagellater i mai. Arter av slekten *Alexandrium* ble i mai registrert langt over faregrensenivået for paralyttisk skalldyrforgiftning (PSP). *Dinophysis acuminata* hadde en blomstring som medførte fare for opphoping av diaré-gift (DSP) hele våren og første del av sommeren. Biomassen av dyreplankton har økt markert i løpet av de siste 3 år og økningen skyldes økt biomasse av både store (>1000µm) og små (200-1000µm) dyr, men det var økning i biomassen av store dyr som bidro mest i 2003, hvilket ansees som positivt ut fra et næringskjedeperspektiv.

Makroalgevegetasjonen på hardbunn var i 2003 generelt sett svært lik med gjennomsnittet for perioden 1995-2002. På enkelte stasjoner ble det påvist et høyere antall av strandsone-brunalger som vokste dypere ned i sjøsonen enn normalt, uten at vi kan se at dette har betydning for kvaliteten. Det ble derimot funnet markert færre dyr og færre arter av dyr på de fleste av stasjonene i 2003. Dette er en nedgang som også ble påvist i 2002. Det er foreløpig ukjent hva denne nedgangen skyldes og hvilken betydning det har for økologien. Nedgangen i sukkertare på de beskyttede stasjonene som ble omtalt i 2002-rapporten, synes å fortsette ved at sukkertare i 2003 også var blitt bort fra de beskyttede stasjonene i ytre Oslofjord. Mulige årsakssammenhenger er drøftet i eget temakapittel. Målinger i vannsøylen viste svært høye partikkelmengder (TSM og POC) i første halvår av 2003 som kan ha negativ innvirkning på hardbunnssamfunnene. Verktøy for å klassifisere tilstanden i hardbunnssamfunn er under utvikling og midlertidige klassifiseringer er ikke foretatt. Men ut fra generelle betraktninger var tilstanden langs den ytre bølgeeksponerte kysten god i 2003 med unntak av ytre Oslofjord hvor artsmangfoldet og nedre voksegrense er redusert. Beskyttede stasjoner i ytre Oslofjord hadde redusert artsmangfold.

Tilstanden i bløtbunnssamfunnene i Skagerrak i 2003 var stort sett meget god eller god (etter SFTs miljøkvalitetskriterier) med høyt artsmangfold på alle stasjoner, bortsett fra på stasjon A36 i ytre Oslofjord, der artsmangfoldet i noen av årene viste mindre god tilstand. I perioden 1990-2003 var det en signifikant stigning i artsmangfoldet på de grunne stasjonene A05 og B05 og på den dype stasjonen B35, men artsmangfoldet er fremdeles ikke så høyt som på stasjonen i havet utenfor Lista (C38). Forekomst av indikatorarter som viser gode miljø-forhold, hadde også høyest indeks (best tilstand) på stasjon C38. Lavest indikatorartsindeks viste skjærgårdsstasjonen B05 utenfor Grimstad. Individtetthetene var ikke unormalt høye eller lave, og som tidligere påvist, var de høyere på de dype enn på de grunne stasjonene. På B35 hadde individmengden gått ned, særlig hos en av de dominerende opportunistiske artene, noe som kan tyde på redusert næringstilførsel. Innenfor undersøkelsesområdet som helhet og gjennom perioden 1990-2003 sett under ett, var det en svak tendens til forbedret faunatilstand. Resultatene viser imidlertid også at det skjedde betydelige fluktuasjoner innenfor kortere tidsrom. Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet var lavt til moderat (meget god til god tilstand) gjennom hele perioden på alle stasjonene, bortsett fra på B05 (mindre god tilstand). På B05 hadde TOC økt i perioden 1990-2003 og enkelte prøver viste dårlig tilstand. Men økningen i TOC hadde ikke ført til noen forverring i faunatilstanden i 2003.

Belastning og effekter av partikkeltilførsel til skjærgård og fjorder er i temakapittelet diskutert i lys av observert nedgang i sukkertarevegetasjonen på hardbunn. Kystovervåkingsprogram-met har vist at partikkeltilførslene til kystområdene av Skagerrak har økt over lengre tid. Den mest sannsynlige årsak til økte partikkelmengder i vannet er økt avrenning fra land, både fra Norge og fra kontinentet. Dette er en følge av naturinngrep og bruk av land, forsterket av klimatiske endringer. Partiklene gir grumsete vann og nedslamming av bunnen som er en trussel mot hardbunnssamfunnene. Typiske effekter, som observert i Skagerrak, er tap av store, skog-dannende arter som sukkertare og en økning av hurtigvoksende, opportunistiske arter, som grønnalger, trådformede rød- og brunalger. De observerte endringer gir grunn til bekymring da degenereringen av vegetasjonen vil ha konsekvenser for økosystemet og de arter som lever der inkludert høstbare ressurser som torsk, krabbe og hummer. Det er behov for mer kunnskap om omfanget av vegetasjonsendringene og identifisering av kilder.

Kystovervåkingsprogrammet, ble startet i 1990 og 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 2003, 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 climatic conditions (NAO-index) of the winter 2003 was normal, but the winter compared with previous years, came early in October (2002) and was long and cold, and the fjords in Skagerrak froze. Except for heavy rain showers in March the spring was dry. Late summer and autumn was warmer than normal.

Winter concentrations of nitrogen and phosphorous in the Skagerrak coastal surface waters were classified as 'Good ' and ‘Very Good’ in SFT's Environmental Quality System, except for outer Oslofjord where the concentrations of Tot-P was higher than accepted for good conditions. The summer situation was classified as ‘Very Good’, an improvement from last year. In March and April transport of nutrient rich water from the Southern North Sea and German Bight was pointed out in the coastal current. The Norwegian discharge of nitrogen and phosphorous into Skagerrak is expected to be low in 2003 due to lower than average riverine discharge from the large Norwegian rivers. The annual load of particles has increased significantly during the period 1991 to 2003. In January to March and May to June the concentration of suspended particles were higher than average (1991-2002) in surface waters. Low salinity indicated high run-off from land, but spring bloom of phytoplankton in March and May contributed as well, especially to particulate organic carbon. Particle load was reduced in west Skagerrak in 2003 due to low concentration of particles during summer and autumn measured outside Arendal but not so in east Skagerrak where particle load continued to increase. Oxygen concentrations in the deep water were classified as 'Very Good' in SFT's system. A significant increase in nitrogen from 1991 to 2003 was established for all water types in Skagerrak even in deep water.

The total biomass of phytoplankton in the Skagerrak in 2003 was the lowest measured last 10 years and the zooplankton biomass was the highest measured since monitoring began in 1994. 2003 stands out due to extremely low phytoplankton biomass during summer and autumn resulting in very transparent water and low carbon supply. The spring bloom of diatoms started in February and culminated in April. A bloom in May of *Alexandrium* species far above safety levels for paralytic shellfish poisoning (PSP) and *Dinophysis acuminata* (diaretic shellfish poisoning - DSP) was present at levels that exceeded the hazardous level for shell-fish poisoning the hole spring and early summer. The biomass of zooplankton has increased greatly the last 3 years. This increase is due to an increase in both small and large zooplankton species but the increase in 2003 was mainly due to larger species which is positive from a food chain view.

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 2003, a phenomenon amplified from 2002. It is not yet known the reason for and the possible consequences of this reduction. High amounts of particulate matter (both TSM and POC) measured in the water column during the first half year of 2003 can have a negative influence on the hard bottom communities because it increases the smothering and clogging effect and reduces the depth to which light can penetrate. Possible connections are discussed in the thematic chapter. Common littoral and upper sublittoral brown algae species were observed growing deeper at a few locations in 2003, but this abnormality is believed to be without significance for community quality. Tools for ecological classification are under construction and classification of the results is waiting. Based on expert judgement, the status in 2003 along the outer wave exposed coast is generally good except for the outer Oslofjord area where diversity and lower growth limits is reduced. Conditions in more protected areas of the South coast have deteriorated judging by the lower abundance or absence of sugar kelp. The reason for this is unknown, but could be related to an increase in the load of particulate matter.

The condition of the soft bottom communities in Skagerrak in 2003 was generally 'Very Good' to 'Good' (in SFT's classification system) characterised by high diversity at all stations except for station A36 in the outer Oslofjord which was classified to ‘Moderate’. During the period 1990 - 2003 a significant increase in diversity was found at stations A05, B05 and B35, but diversity was still lower than at station C38 outside of Lista (farther West). Furthermore, the index for indicator species was the highest (best condition) at station C38, and the lowest was found at station B05 located in the archipelago outside Grimstad on the South coast. The density of individuals was normal and generally increased from the shallow to the deeper stations. The density at the deep station B35 was reduced in 2003, especially for a dominating opportunistic specie that may indicate reduced food supply. Generally the faunal condition for the investigated area improved during the period 1990 – 2003, though the results clearly show considerable temporal variations. The content of organic carbon (TOC) in the sediment was generally low ('Very Good' to 'Good') during this period, except at B05 where conditions were 'Moderate'. A significant increase in TOC was detected at B05 during the period 1990-2003, but no deterioration of the faunal conditions were detected.

Increase in and effects of increased sedimentation are reviewed in light of observed reduction in the suger kelp communities on shallow rocky coast. Although sedimentation is a natural process, results from the Coastal Monitoring Programme shows an increase in load of particles in coastal waters with time. The most probable reason is increased runoff from land caused by human activities including extended use of land, boosted by climatic events. Turbid water and smothering have become a threat to hard bottom coastal areas. Typical effect, as observed in Skagerrak, are reduction in large and structuring species like kelp and increased growth of fast-growing opportunistic species like green algae and thin filamentous red- and brown algae. Continued degradation of the vegetation gives rise to concern, since it may alter the ecosystem function with unknown consequences for community, including resources like fish. More knowledge is needed about the extent of the shift in vegetation and sources for particle load.

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 innen OSPAR.

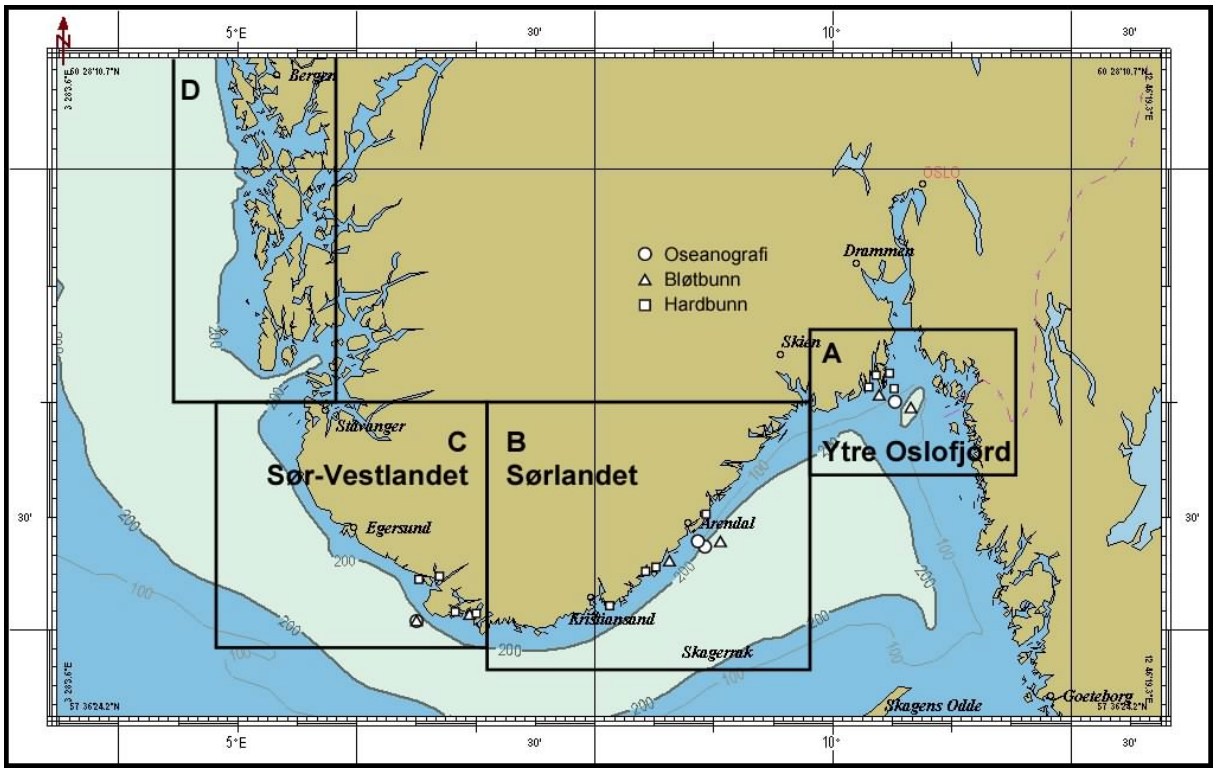
3.2 Målsetting

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 for næringssaltanalyser, oksygenmålinger og planktontellinger fra 12 til 22 ganger årlig. 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 (Figur 3.1.) 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. Kystovervåkingsprogrammet i 2003 dekket de 3 områdene A: Ytre Oslofjord, B: Sørlandet og C. Sør-vestlandet. Stasjonsposisjoner er gitt i nedenforstående tabeller.

Vannmasser

Tabell 3.1. Oseanografistasjoner overvåket i 2003.

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	14 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 i 2002 og resultater fra Færder vil rapporteres etter at de første år er gjennomført.

Bløtbunn

Tabell 3.2. Bløtbunnstasjoner overvåket i 2003. 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 overvåket i 2003. 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, 94-03
A	a3 Lynghlm.	59°02.589'	10°17.775'	0-30	160	E	1990-2003
A	a92 Kongshlm	59°07.313'	10°27.291'	0-30	90	M	2002-03
A	a93 Vakerhlm	59°07.016'	10°22.523'	0-30	90	M	2002-03
B	b7 Tromøy N.	58°30.793'	08°56.655'	0-30	360	M	1990-2003
B	b10 Presthlm.	58°16.392'	08°32.229'	0-30	140	E	1990-2003
B	b11 Humleøy	58°14.294'	08°25.736'	0-30	85	M	1990-2003
B	b12 Meholmen	58°05.765	08°11.880	0-30	10	E	90-91,95-03
C	c95 Launes	58°10.435'	07°02.436'	0-30	270	M	2002-03
C	c15 Revø	58°02.882'	06°47.757'	0-25	190	E	1990-2003
C	c17 Stolen	58°13.294'	06°42.880'	0-30	240	M	1990-2003
C	c18 Rosø	58°13.682'	06°30.063'	0-26	170	E	1990-2003
stasjoner som er omtalt i denne rapporten, men ikke undersøkt siden 2001:							
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 metoder (hvor dette finnes) (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

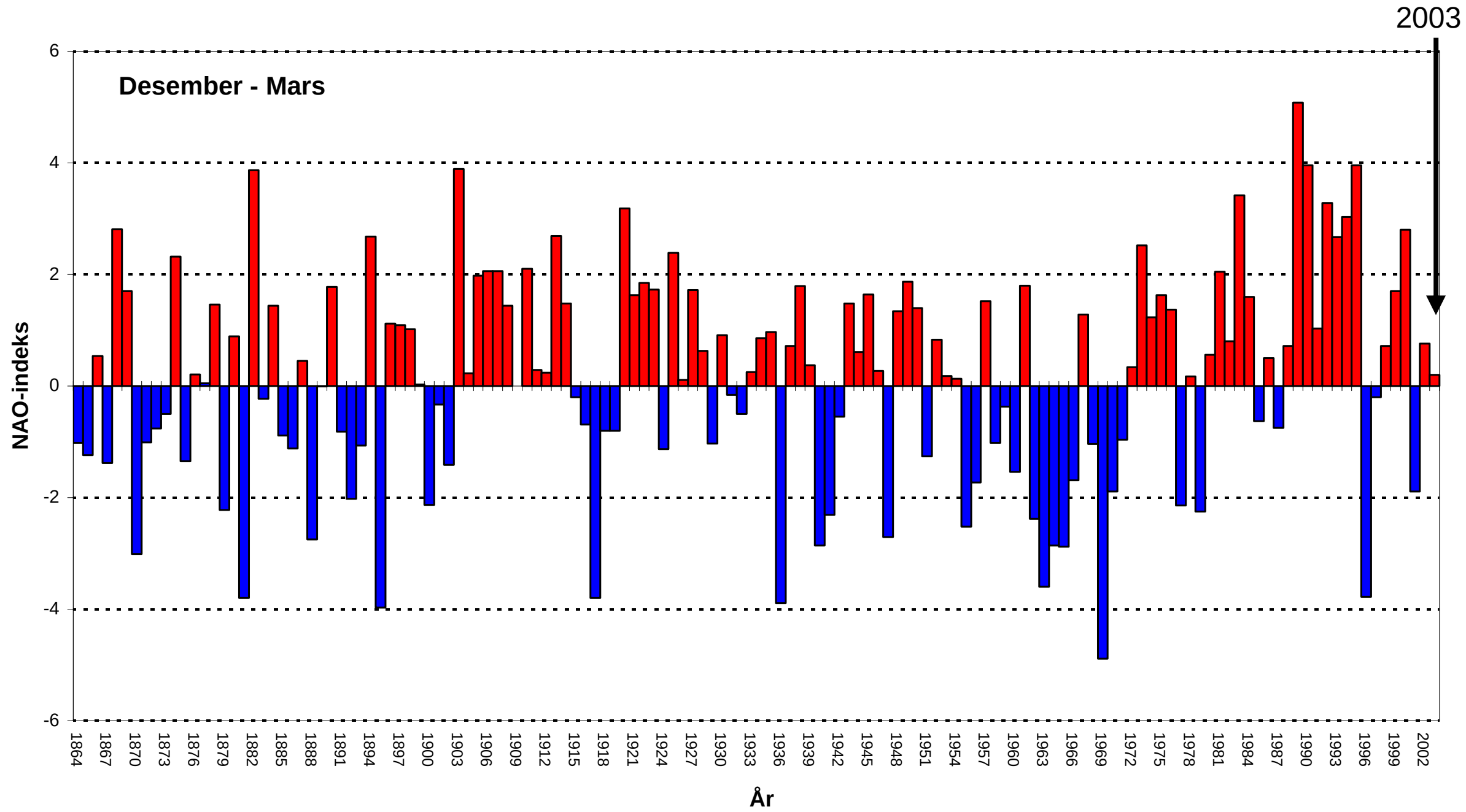
Klimaet vinteren 2003 var omtrent normal sett ut fra vinder og temperatur, men vinteren startet tidlig (oktober 2002) og november-desember var kaldere enn normalt. Fjordene i Skagerrak ble islagt. Sensommeren og høsten var varmere enn normalt, frem til oktober måned.

- -

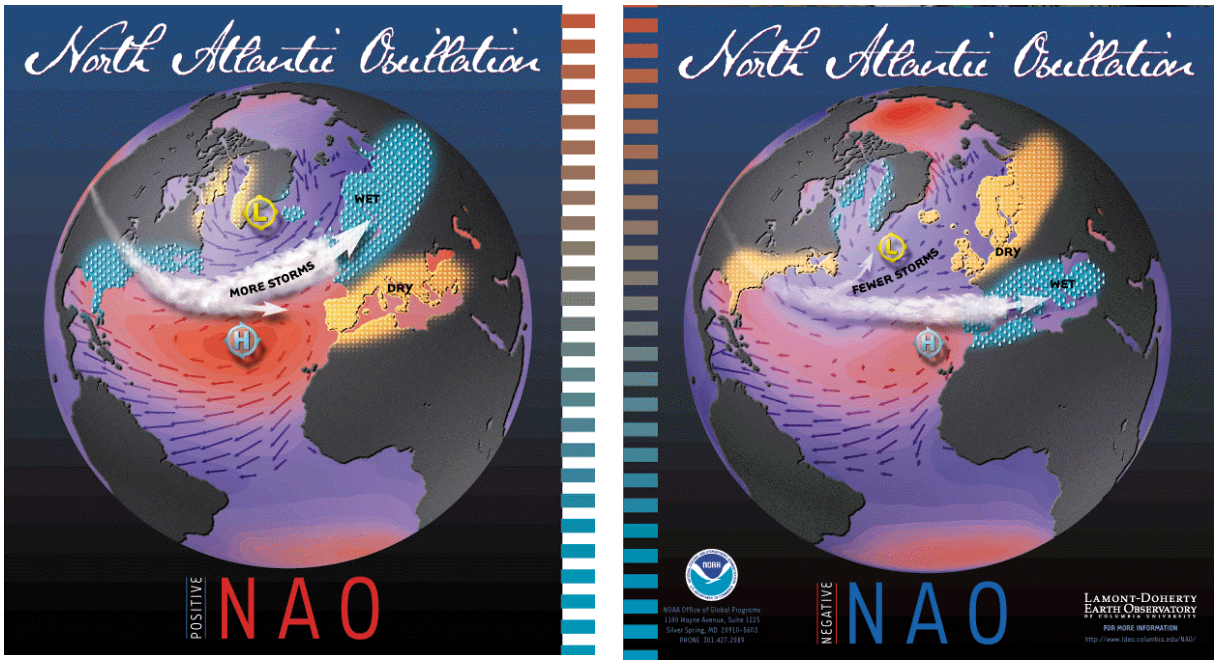
Siden overvåkingsprogrammet startet i 1990 har klimaforholdene vært spesielle vinterstid. Dette illustreres i Figur 4.1 som viser NAO-indeksen for desember til mars fra 1864-2003. NAO-indeksen viser normalisert luftrykksforskjell mellom Lisboa i Portugal og Island (Figur 4.2). Positivt verdi viser at 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 2003 har det generelt vært med milde vintrer og bare to kalde vintre – 1996 og 2001.

Vinteren 2003 var klimatisk sett en normal vinter med NAO-indeks nær null (Figur 4.1). Det som spesielt kjennetegnet vinteren 2002/2003 var at den kom tidlig og varte lenge. Høsten 2002 var kaldere enn normalt og vinteren kom allerede i oktober. Spesielt var november og desember, samt første uken av januar kald. Det frøs is på fjordene i Skagerrak og Mjøsa var totalt islagt for først gang siden OL-94. Vinteren var også snørik i Sør-Norge. Våren kom med kraftige vinder i mars. Mars var mild og nedbørrik, mens våren ellers var solrik, varm og tørr som ga stor skogbrannfare (bortsett fra snø og kulde rundt 17. mai). Sommeren og spesielt sensommer-høst var varm (Figur 4.3) med flere tropenetter. I august ble det registrert flom flere steder. Året ble avsluttet med en stormrik desember.

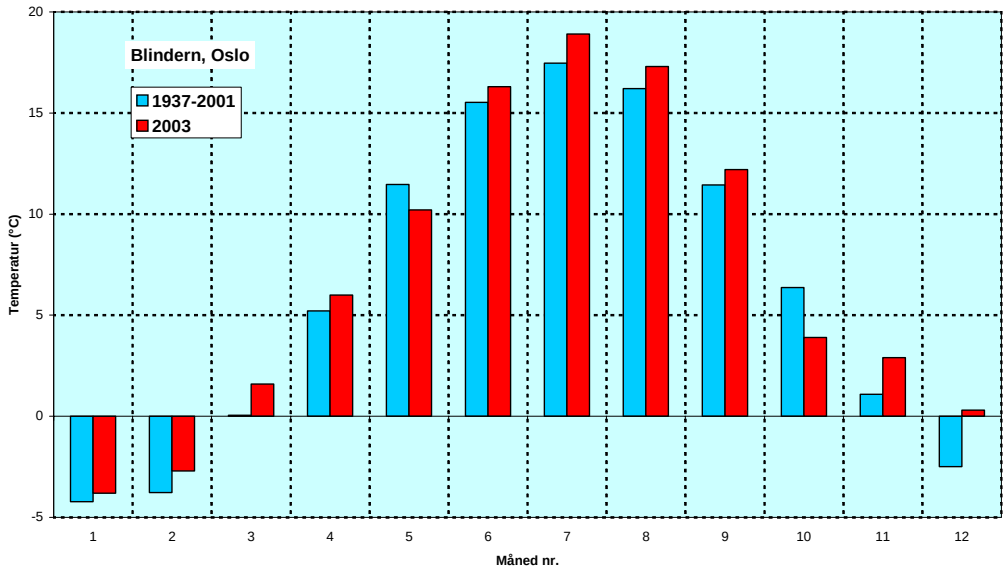


Figur 4.1. NAO-indeks (desember – mars) 1864-2003 (Hurell, 1995 og oppdateringer fra Hurell).



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) i 2003, sammenlignet med midlere lufttemperatur 1937-2001 (Data fra meteorologisk institutt).

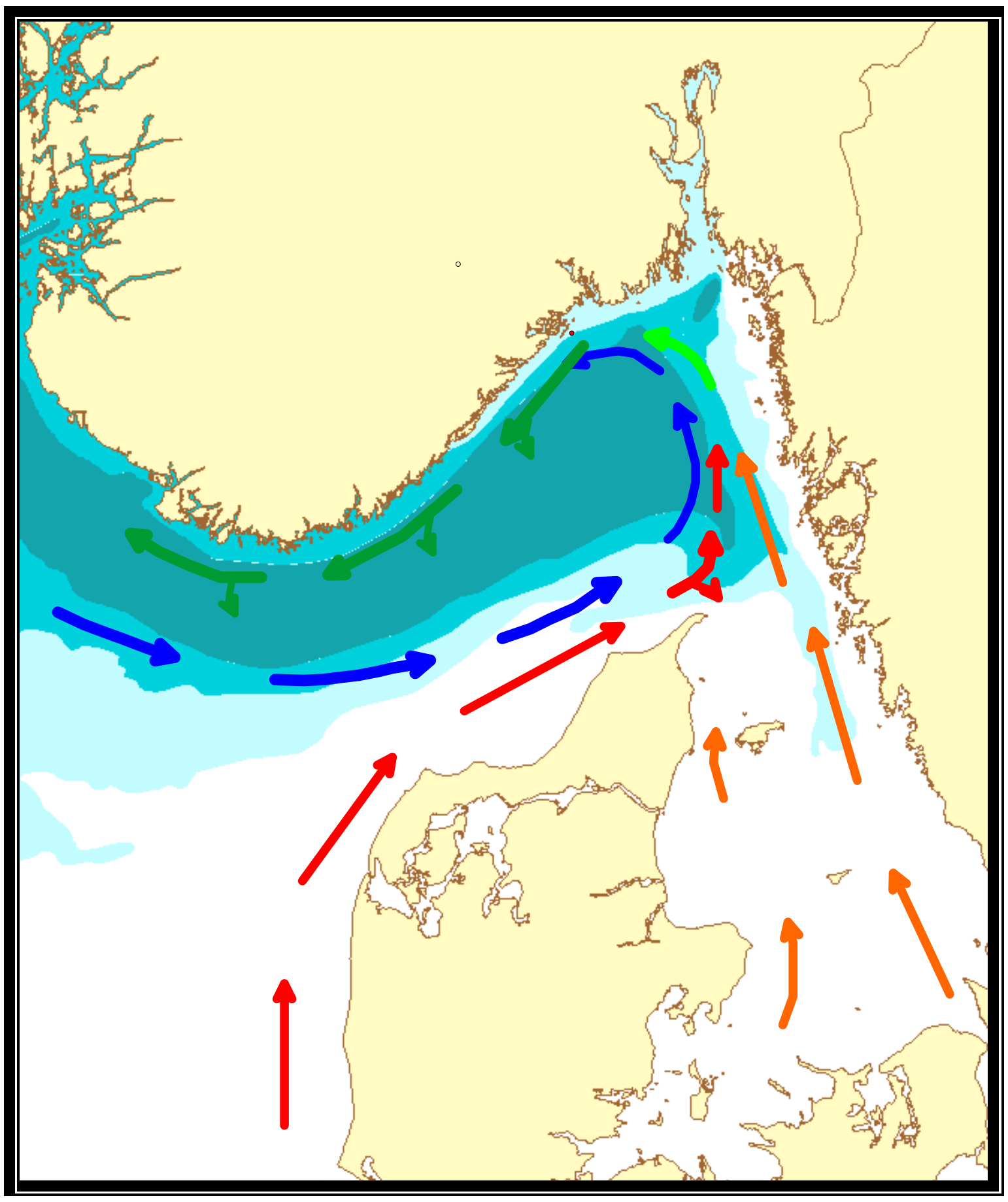
5. Tilførsler av næringssalter til Skagerrak

Våren 2003(mars/april) ble det igjen påvist næringssaltstilførsler til den norske Skagerrak-kysten med strømmer fra den sørlige Nordsjøen og Tyskebukta. Norske tilførsler av nitrogen, fosfor, karbon og suspendert materiale var ekstra stor i 2000, men omtrent likt med snittet for siste 10 år i 2002. For fosfor var det fortsatt stor tilførsel i 2001-2002. Lavere årsavrenning i 2003 fra Glomma, indikerer at tilførsel av nitrogen, karbon og partikler blir noe lavere i 2003, enn i 2002.

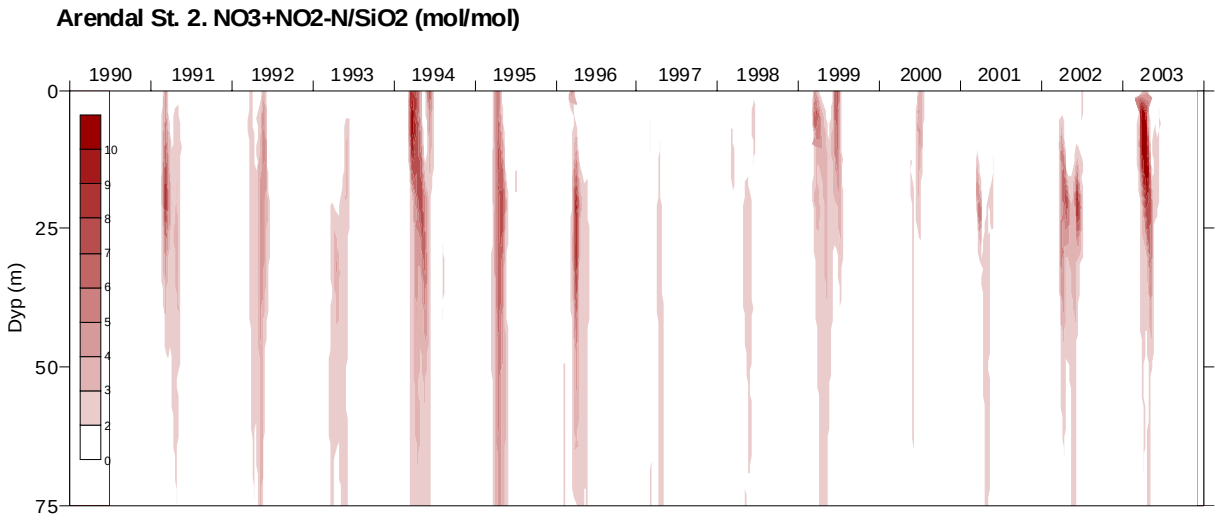
- -

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).

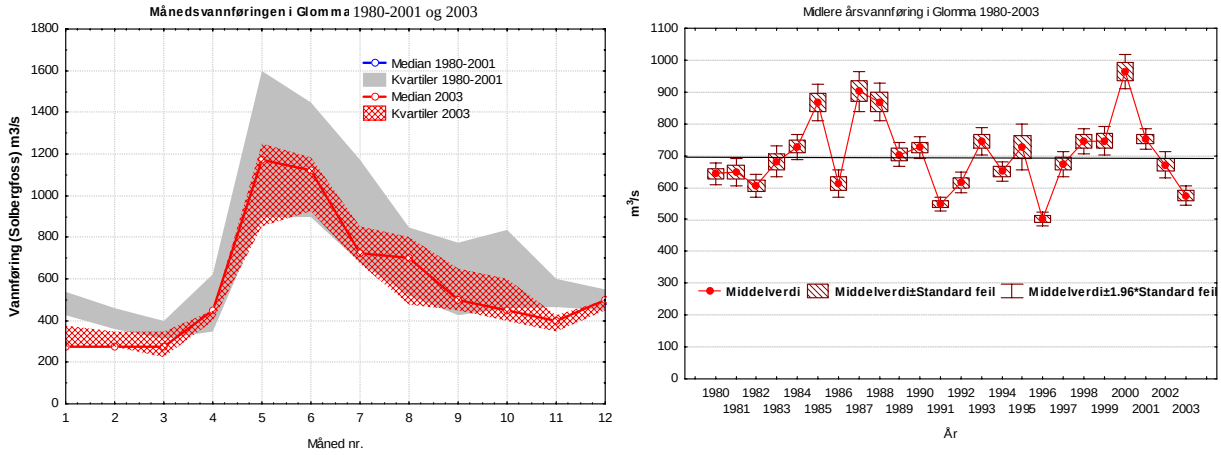


Figur 5.1. Forenklet bilde over strømmene i Skagerrak. Jyllandstrømmen (rød piler) fører vann fra sydlige del av Nordsjøen inn i Skagerrak hvor Jyllandsstrømmen blandes med ferskere vann fra Kategat (orange piler) og salt Atlanterhavsvann (blå piler). Den norske kyst-strømmen (grønne piler) er en lagdelt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

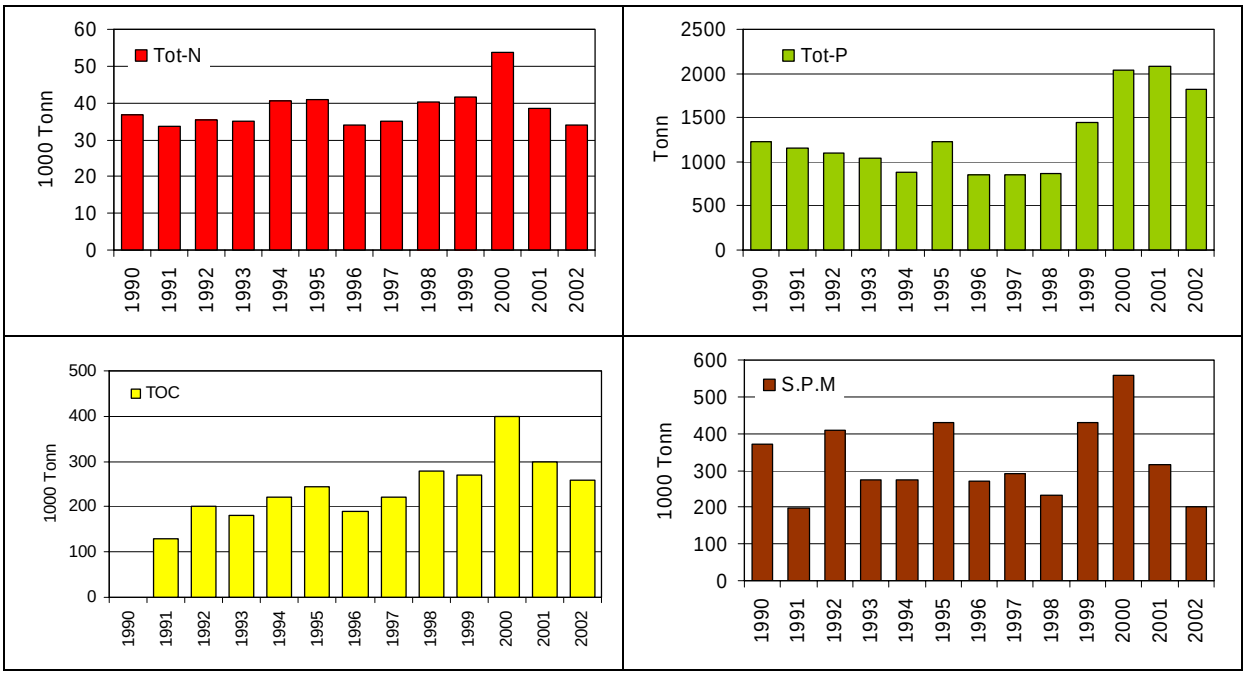


Figur 5.2. Nitrat/silikat-forholdet (atomer) ved Arendal St. 2. Bare forhold > 2 er markert. Dette kjennetegner vann fra Tyskebukta.

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 nevneverdig 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, men også i den mer normale vinteren 2003. (Figur 5.2).
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 lavere enn normalt i januar til mars og som normalt gjennom sommeren, med unntak av mindre vannføring i juli. Oktober og november hadde også lavere vannføring enn normalt (beregnet for perioden 1980-2001). Årsgjennomsnittet i Glomma som for mange av de sør-norske elvene, var lavere enn normalt.



Figur 5.3. Månedsvannføringen og midlere årsvannføring i Glomma i 2003 sammenlignet med gjennomsnittlig vannføring fra 1980-2001 (Data fra Norges Vassdrag- og Elekritsistets-vesen (NVE) og Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB)).



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 2000-2002 fra Weideborg, 2001, 2002, 2003).

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 (10-årsrapporten). 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 2002 (Figur 5.4). For fosfor har tilførslene vært større i 1999-2002 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). I 2002 var tilførslene gjennomgående lavere for disse parametre, igjen sammenfallende med lavere ferskvannstilførsel. Sannsynligvis vil årstilførselen i 2003 ikke bli større som følge av mindre ferskvannstilførsel (eksemplifiert med 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 % (10-årsrapporten). 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 2003 preget av mindre brakkvann om våren og noe mer i juni/august. Temperaturen høsten 2002 (fra oktober) i overflatevannet var klart lavere enn normalt frem til første uken av januar. Fra januar til midten av juni var temperaturen litt over eller omtrent lik normalen, mens den deretter var meget over det normale fram til oktober måned. Gjennomsnittstemperaturen i overflatelaget var likevel lavere i 2003 enn sammenlignet med perioden 1991-2002. Det var betydelig større innslag av Atlantisk vann i 2003, med noe mindre innslag av Skagerrakvann nedre.

- -

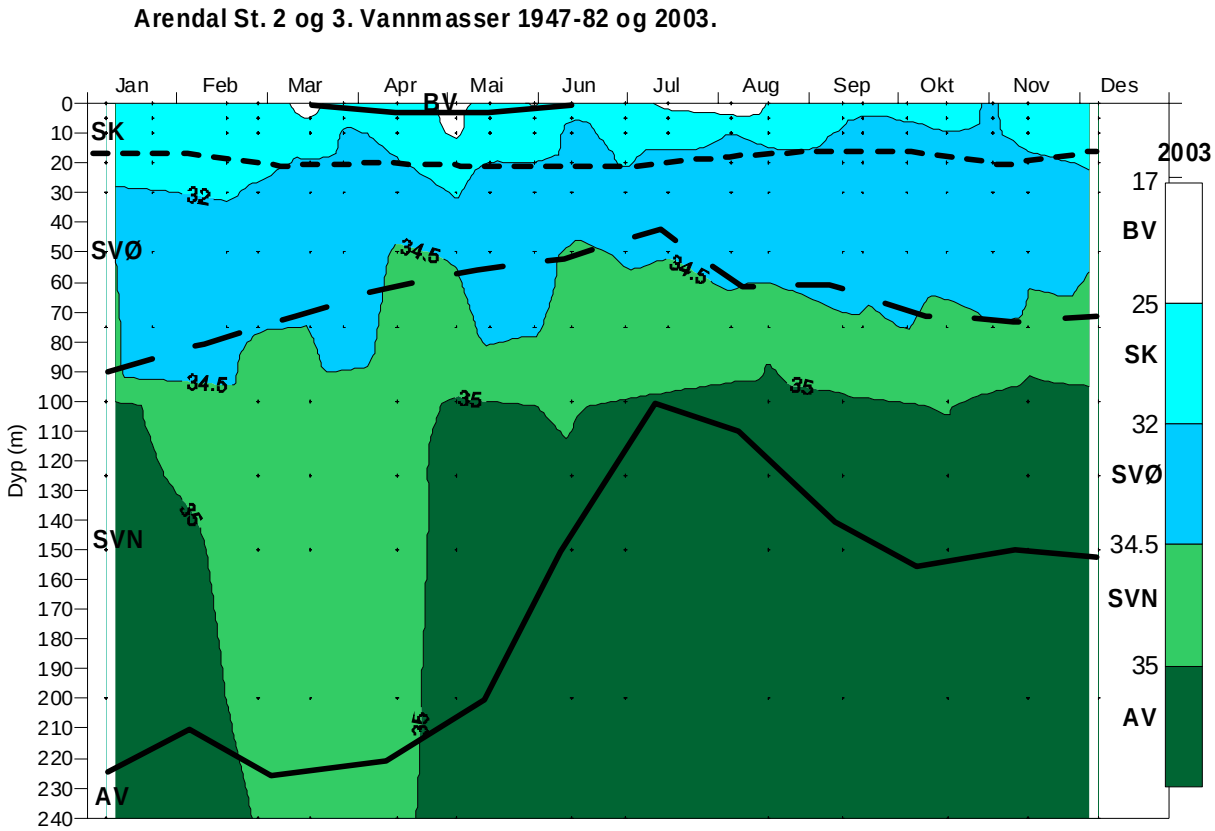
Vannmassene i Skagerrak kan deles inn i fire hovedvannmasser:

- *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.

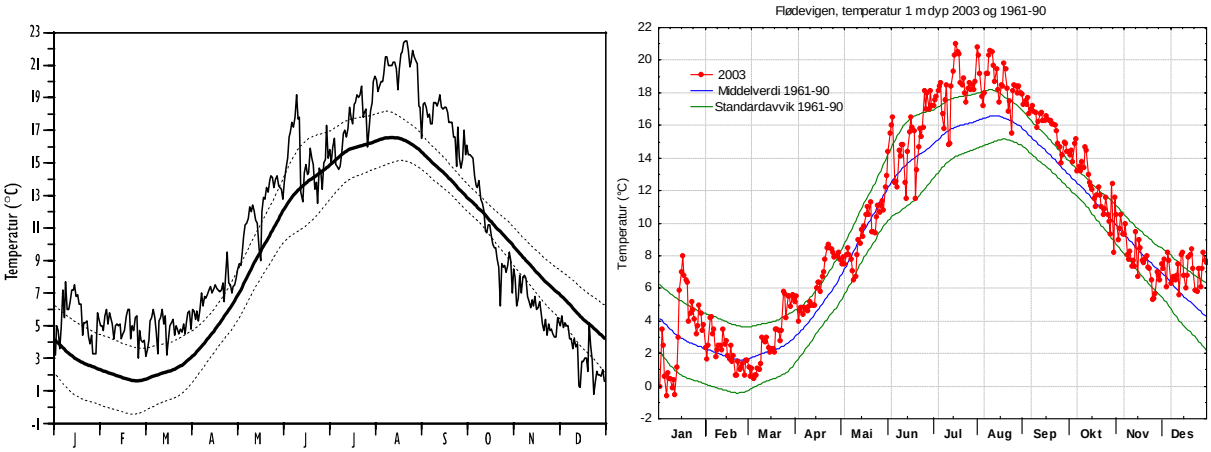
De ulike vannmassene er delt inn etter hvor de kommer fra og hvor influert de er av ulike kilder. Vertikalfordelingen av vannmassene gjennom året er vist i Figur 6.1. Figuren viser også vannmassenes fordeling i 2003 sammenliknet med en 'normal' som er blitt beregent ut fra sammenhengende måleperiode 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.

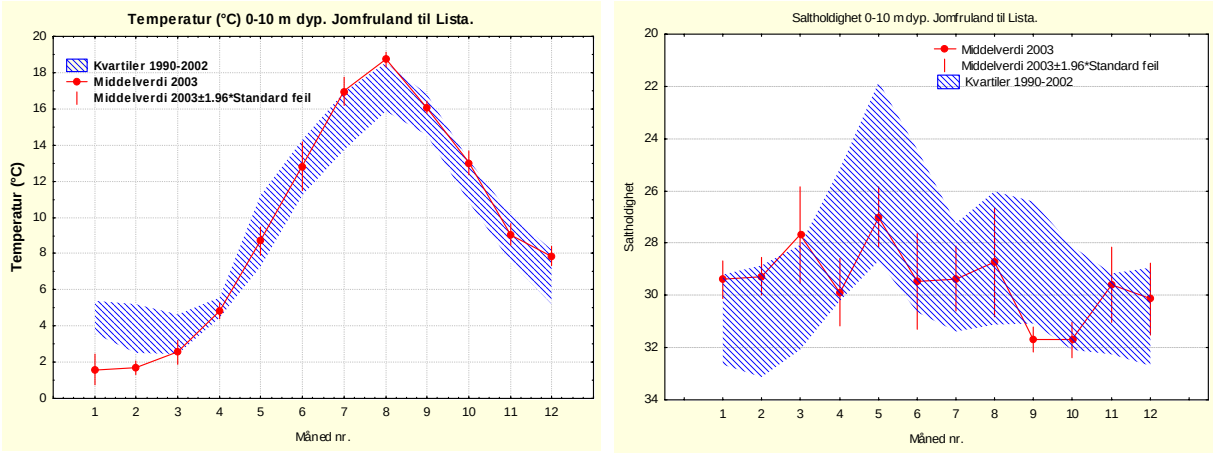
I 2003 var forekomsten av brakkvann mindre enn normalt i april-juni , men noe større i juli og august. Skagerrak kystvann var noe mer dominerende i januar og februar 2003 og noe mindre dominerende resten av året. Perioder med noe mindre Skagerrak kystvann ble erstattet med noe tykkere lag av Skagerrakvann øvre. Atlantisk vann dominerte i de dypere vannmassene i 2003, unntatt i februar til april hvor Skagerrak vann nedre dominerte. Innstrømningen av Atlantisk vann var som vanlig i de senere år, tidligere på året og i 2003 klart mer dominerende



Figur 6.1. Midlere vannmassefordeling ved Arendal (stasjon 2 og stasjon 3) over perioden 1947-92 (svarte linjer)og i 2003 (farger). (BV=Brakkvann, SK= Skagerrak kystvann, SVØ= Skagerrakvann øvre, SVN= Skagerrakvann nedre og AV= Atlantisk vann).



Figur 6.2. Temperaturen på 1 meters dyp ved Flødevigen (Hisøy, Arendal) i 2002 og 2003, sammenlignet med middelverdi (heltrukken jevn linje) og standardavvik (stiplede linjer) 1961-90. (Data fra Havforskningsinstituttet, Forskningstasjonen Flødevigen).



Figur 6.3. Temperatur og saltholdighet på 0-10m dyp (gjennomsnitt) på stasjonene Jomfruland, Arendal St. 2 og 3, samt Lista i 1990-2002 og 2003.

sammenlignet med eldre data, noe som gir mindre forekomst av Skagerrakvann nedre. Totalt sett var det et betydelig større innslag av Atlantisk vann i 2003.

Den betydelig lavere overflatetemperaturen (1 meters dyp) fra midten av oktober 2002 varte frem til og med januar 2003 (Figur 6.2). Våren var overflatetemperaturen omtrent normal eller noe varmere sammenlignet med gjennomsnittet 1961-90. Fra juni/juli 2003 og utover høsten ble temperaturen klart over det normale. Månedsmiddeltemperaturen for alle stasjonene på de øverste 10 meterne viser klart kaldere vann sammenlignet med observasjoner fra 1990-2002, noe som viser at vanntemperaturen vinterstid i denne perioden var over det normale (figur 6.3), mens den høyere vanntemperaturen sommer og høst også var høyere sammenlignet med 1990-2002. Saltholdigheten i samme dyp viste at det var noe lav saltholdighet i januar – mars og noe høy i april, september og oktober 2003, sammenlignet med perioden 1990-2002 (figur 6.3). Den noe lavere saltholdigheten i januar-mars kan bety et større innslag av vann fra Kattegat en normalt, da den lokale ferskvannstilførslene var lavere enn gjennomsnittet for 1990-2001. Den noe høyere saltholdigheten kommer av en større forekomst av Skagerrakvann øvre.

Det som således karakteriserer vannmassene i kystområdene av Skagerrak i 2003, var et mindre innslag av brakkvann om våren og et større innslag av vann fra Kattegat i januar-mars. I april og utover høsten (september/oktober) dominerte vann fra sørlige Nordsjøen mer en vanlig i de øvre vannlag. Forekomsten av Atlantisk vann var større enn vanlig.

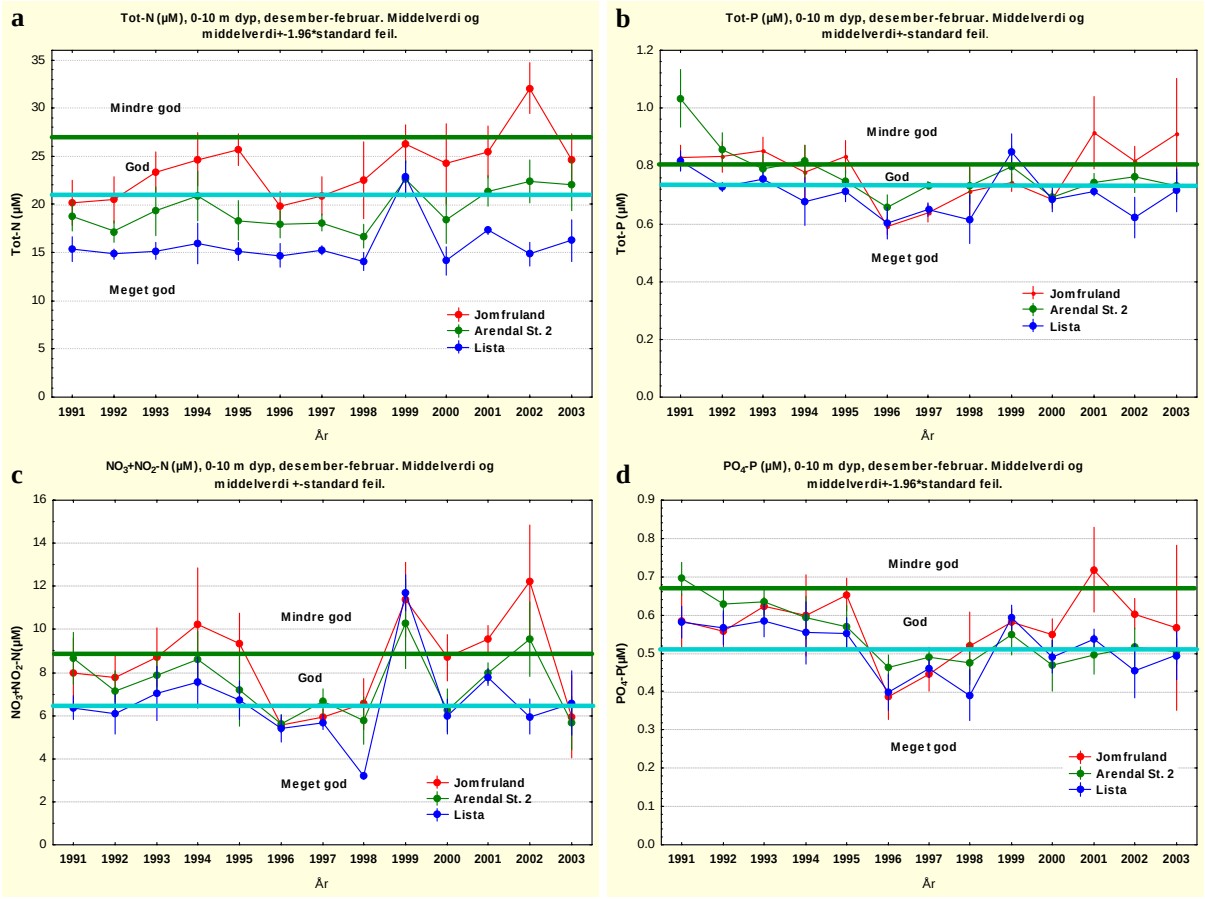
Etter en periode med lavere vanntemperaturer enn normalt i kystvannet fra oktober 2002 til januar 2003, ble temperaturen omtrent normal frem juni/juli. Deretter var temperaturen klart høyere enn normalt utover høsten (til oktober).

7. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak

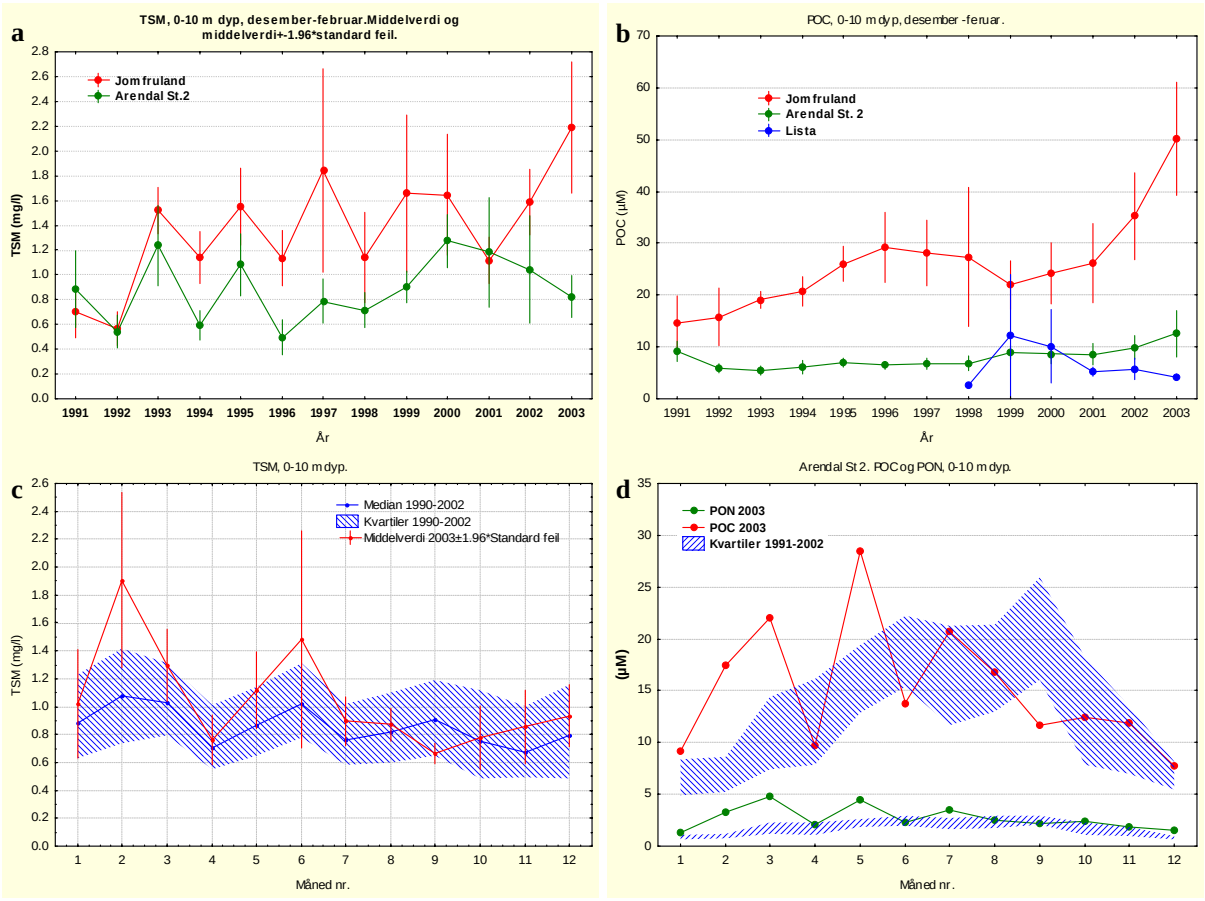
Vinteren 2003 var vannkvaliteten i Skagerrak god (II) eller meget god (I) med hensyn til nitrogen og fosfor med unntak av Jomfruland hvor det ble målt forhøyede verdier av total-fosfor. Positivt var også at forholdstallet mellom nitrat og fosfat var under Redfield-ratio (16:1). Sommeren 2003 var vannkvaliteten i overflatevannet i tilstandsklasse meget god (I) for alle næringssalter. Den årlige partikkelbelastningen inkludert organisk bundet karbon og nitrogen, har økt signifikant i perioden 1991-2003. I 2003 ble det målt høyere partikkel-konsentrasjon enn normalt i januar-mars og i mai-juni. Disse vannmassen hadde noe lavere saltholdighet, dvs. influert av avrenning fra land, samtidig som planktonoppblomstring i mars og mai også bidro, spesielt til partikulært karbon. Lave partikkelkonsentrasjoner sommer og høst reduserte årlig partikkelbelastning i 2003 målt ved Arendal i forhold til 2002, men ikke ved Jomfruland hvor økningen fortsatte. Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet tilfredsstiller kravet til meget god tilstand. I motsetning til generelt gode verdier i 2003, er det nå en signifikant økning av Tot-N i alle vannmasser, også i Atlantisk dypvann.

7.1 Vinterverdier i overflatelaget

For de stasjoner som regelmessig er blitt analysert i perioden 1991-2003, 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.



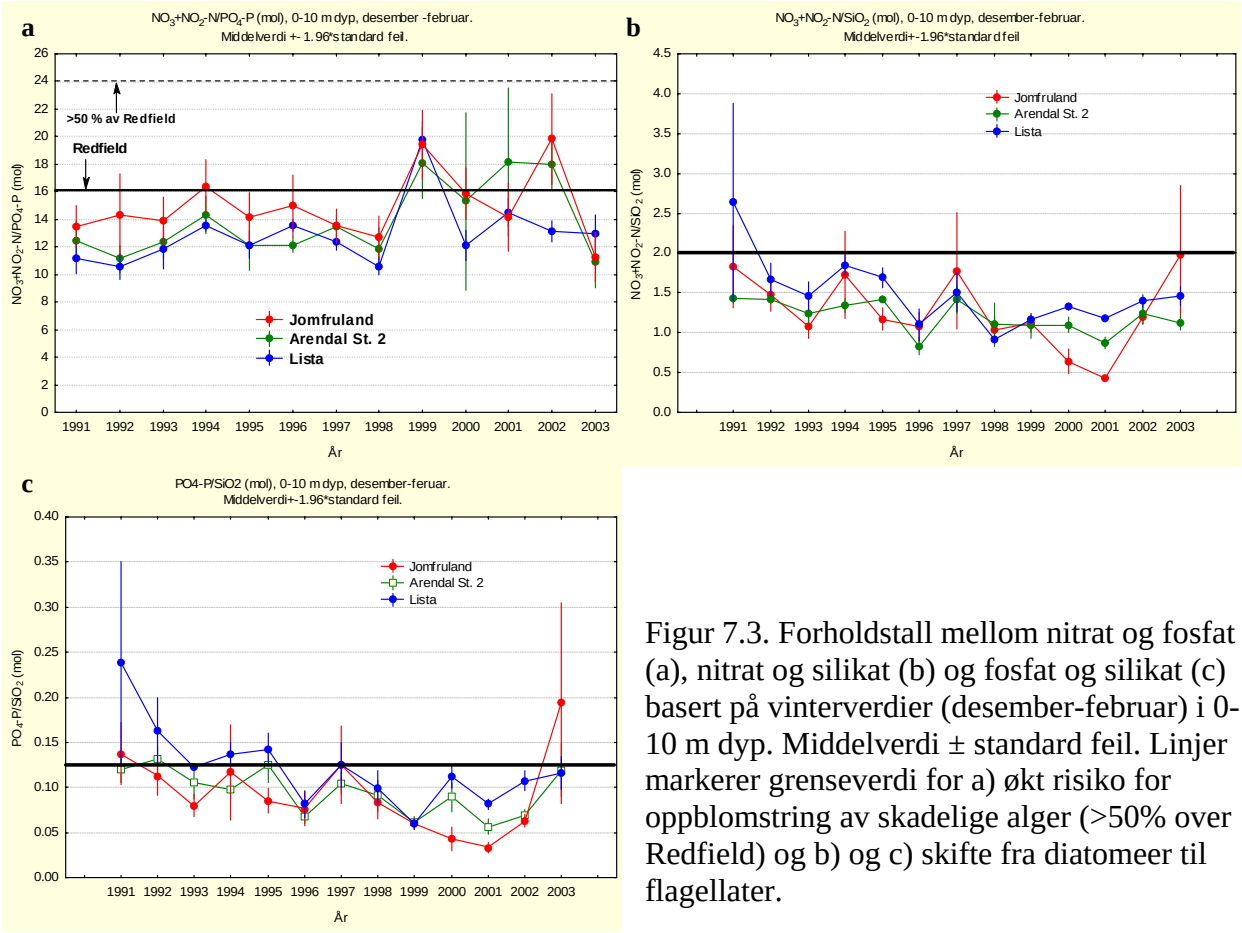
Figur 7.1. a) Tot-N, b) Tot-P, c) NO_3+NO_2-N og d) PO_4-P (µM) i 0-10 m dyp, desember-februar 1991-2003. SFTs grenser for miljøtilstand er markert (SFT 1997).



Figur 7.2. a) Partikler (TSM) og b) POC vinterstid 1991-2002 ved Jomfruland og Arendal St. 2 (0-10 m dyp), samt månedsmiddel for perioden 1991-2002 og 2003 av c) TSM (for begge stasjoner) og d) POC (Arendal St. 2)

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, 1999 og 2002, hvor det også ble målt store tilførsler til kysten fra søndre Nordsjøen vinterstid (Figur 5.2). Også i 2003 var det et stor innslag av vann fra Tyske bukta, men først i april, dvs. for seint til å påvirke vinterkonsentrasjonene (desember-februar). Dette gjelder spesielt for nitrat. 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 og at den også var stor i 2003. 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 2003 var partikkel-konsentrasjonen vinterstid høyere en gjennomsnittet 1990-2001, spesielt i februar, men den var også noe høyere i juni. Både karbon og nitrogen konsentrasjonen var betydelig høyere i januar til mars 2003, samt i mai. Resten av året var den innenfor normalvariasjonen for perioden 1991-2002, unntatt laver karbonkonsentrasjon i september. De forhøyede partikkel-konsentrasjonen i begynnelsen av året sammenfaller med en noe lavere saltholdighet på vann-massene (Figur 6.3), og den lavere karbonkonsentrasjonen i september sammenfaller med noe



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.

høyere saltholdighet. Sett over perioden 1991-2003 var det en signifikant trend i partikkel-konsentrasjonen vinterstid på Jomfruland, men ikke ved Arendal St. 2. Konsentrasjonen av partikulært organisk karbon (POC, middelverdier) var signifikant økende på Jomfruland (p=0.001) og Arendal St 2 (p=0.002).

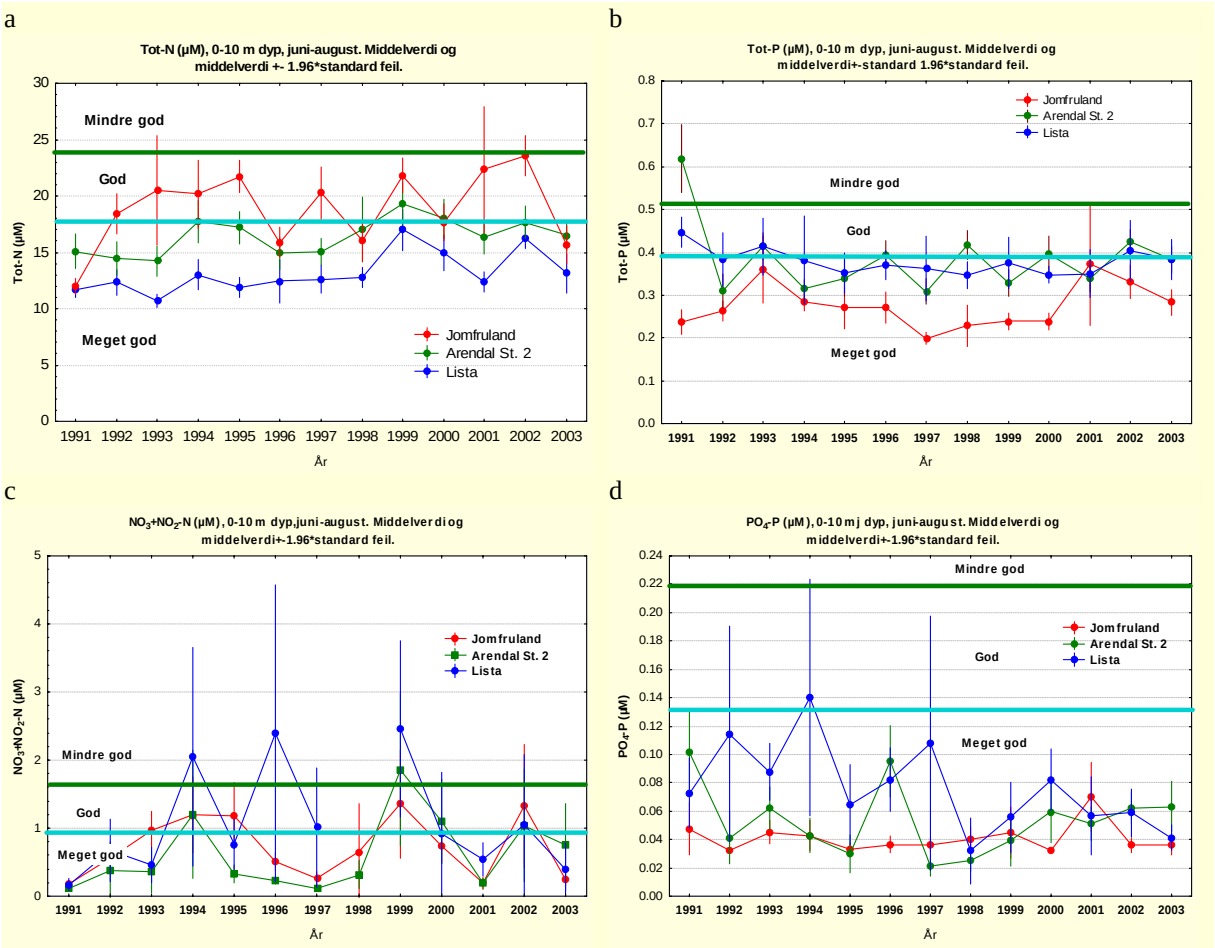
OSPAR (Oslo-Paris kommisjonen) opererer med et sett kriterier for næringssalter vinterstid som kommisjonen mener kan være gunstige for utvikling av giftige eller uønskede algearter. I Figur 7.3 er tre forhold mellom næringssalter vinterstid (N/P, N/Si og P/Si) sammenlignet med forholdstall som etter OPSPAR kan gi utvikling av giftige eller uønskede algearter. Økte N/P-forhold (>24, 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 7.3). Imidlertid vil det enkelte år kunne være konsentrasjoner som ligger over disse grenser. Frem til vinteren 2002 var det en tendens til økende N/P-forhold, men det lavere forholdet fra vinteren 2003 gir ikke lengre noen slik tendens. For NO_3+NO_2-N/SiO_3 var det signifikant avtakende middelverdier på samtlige stasjoner frem til 2002, men inkluderes 2003 er det bare Arendal St 2 og Lista som kan sies å ha avtakende tendens. For PO_4-P/SiO_3, er det nå bare på Lista det er en avtakende tendens (p=0.01).

7.2 Sommerverdier i overflatelaget

I Figur 7.4 er sommerkonsentrasjoner i overflatelaget (vannprøver fra 0, 5 og 10m dyp) sammenlignet med SFT's kriterier for miljøtilstanden i kystvann (SFT 1997). Vannkvaliteten for alle parametre sommeren 2003 er i tilstandsklassen meget god (klasse I). 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 planteplanktonproduksjonen tømmer vannet på løste næringssalter. I denne analysen er alle verdier mindre enn deteksjonsgrensen satt lik denne grenseverdien.

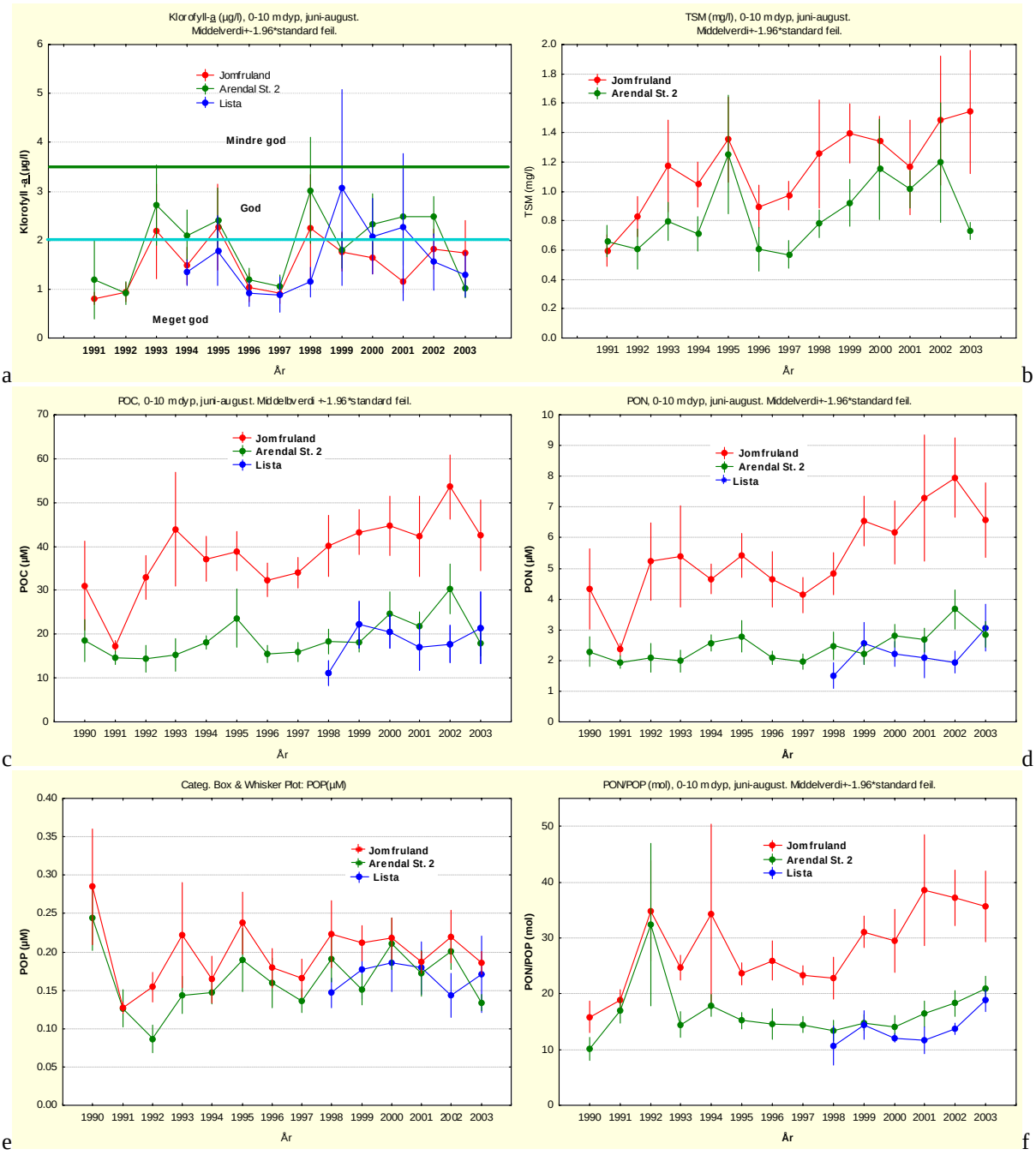
Sett over observasjonsperioden er det en signifikant økning av nitrogen (tot-N) på Lista (p=0.03) og nær signifikant på Arendal St. 2 (p=0.05), men ikke for Jomfruland. Det er ingen endringer i tilstandsklasse over tid. For fosfor (tot-P), fosfat (PO_4-P) og nitrat+nitritt (NO_3+NO_2-N), er det ikke noen signifikant forandring i perioden 1991-2003.

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). Sammenlignet med SFTs klassifiseringssystem er klorofyllkonsentrasjonene sommeren 2003 meget gode, mens de enkelte år har havnet i tilstandsklassen god.



Figur 7.4. a) Tot-N, b) Tot-P, c) NO_3+NO_2-N og d) PO_4-P (µM) i 0-10 m dyp, juni-august 1991-2003. SFTs grenser for miljøtilstand er markert.

Gjennomgående er det økende konsentrasjoner gjennom perioden eller ikke noen signifikant trend for de parametrene vist i Figur 7.5. For klorofyll-a er det ikke lengre noen signifikant trend på noen av stasjonene. Partikkelkonsentrasjonen (TSM) øker gjennom observasjons-perioden på Jomfruland (p=0.004), men ikke på Arendal st. 2 (p=0.09). For partikulært karbon (POC) og nitrogen (PON) er det en signifikant økning av middelverdier for både Jomfruland og Arendal St. 2, mens det ikke er noen tendens i partikulært fosfor (POP). PON/POP-forholdet viser bare en signifikant økning på Jomfruland.

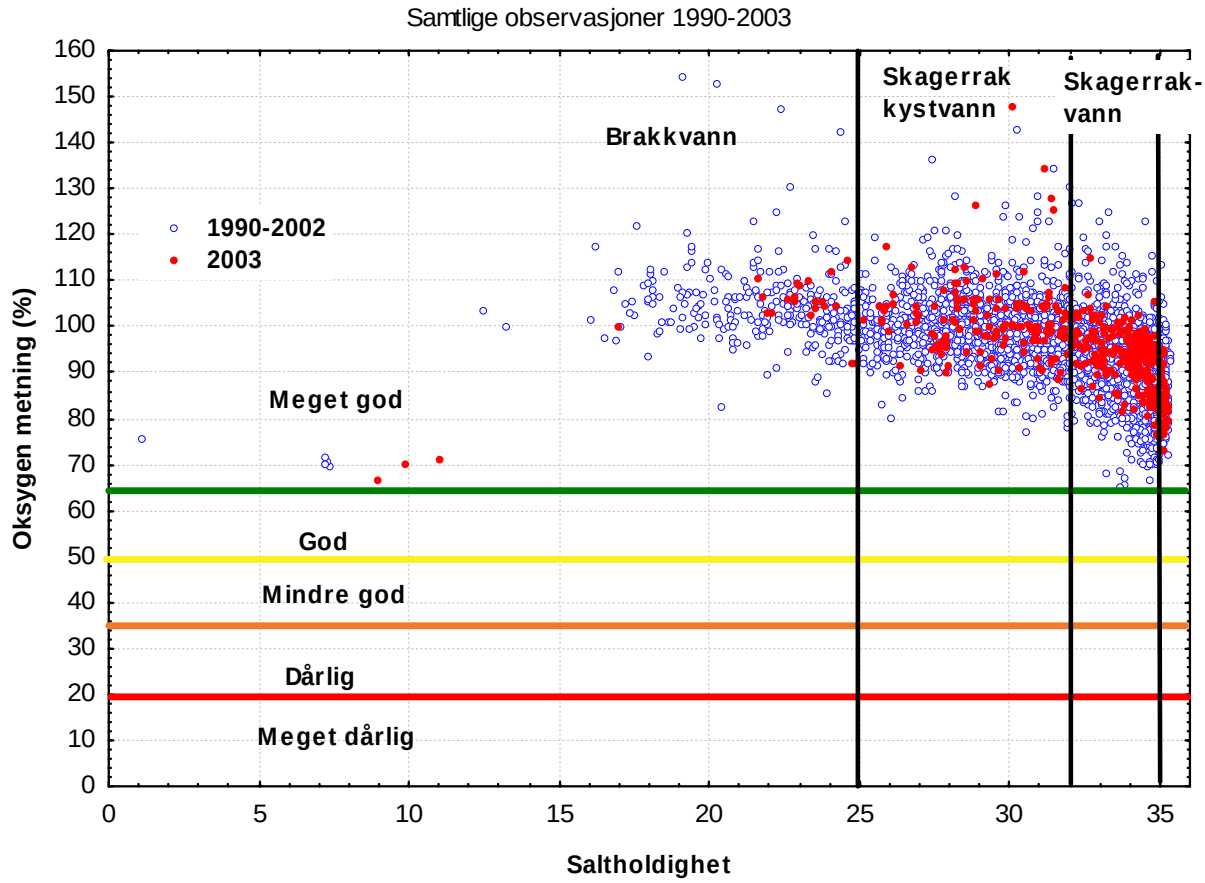


Figur 7.5. Sommerverdier i overflatelaget (0-10 m dyp) av a) klorofyll a, b) totalt suspendert materialet (TSM), c) partikulært organisk karbon (POC), d) - nitrogen (PON), e) - fosfor (POP) og f) -nitrogen /fosfor (PON/POP). Det finnes ikke observasjoner fra Lista i hele perioden.

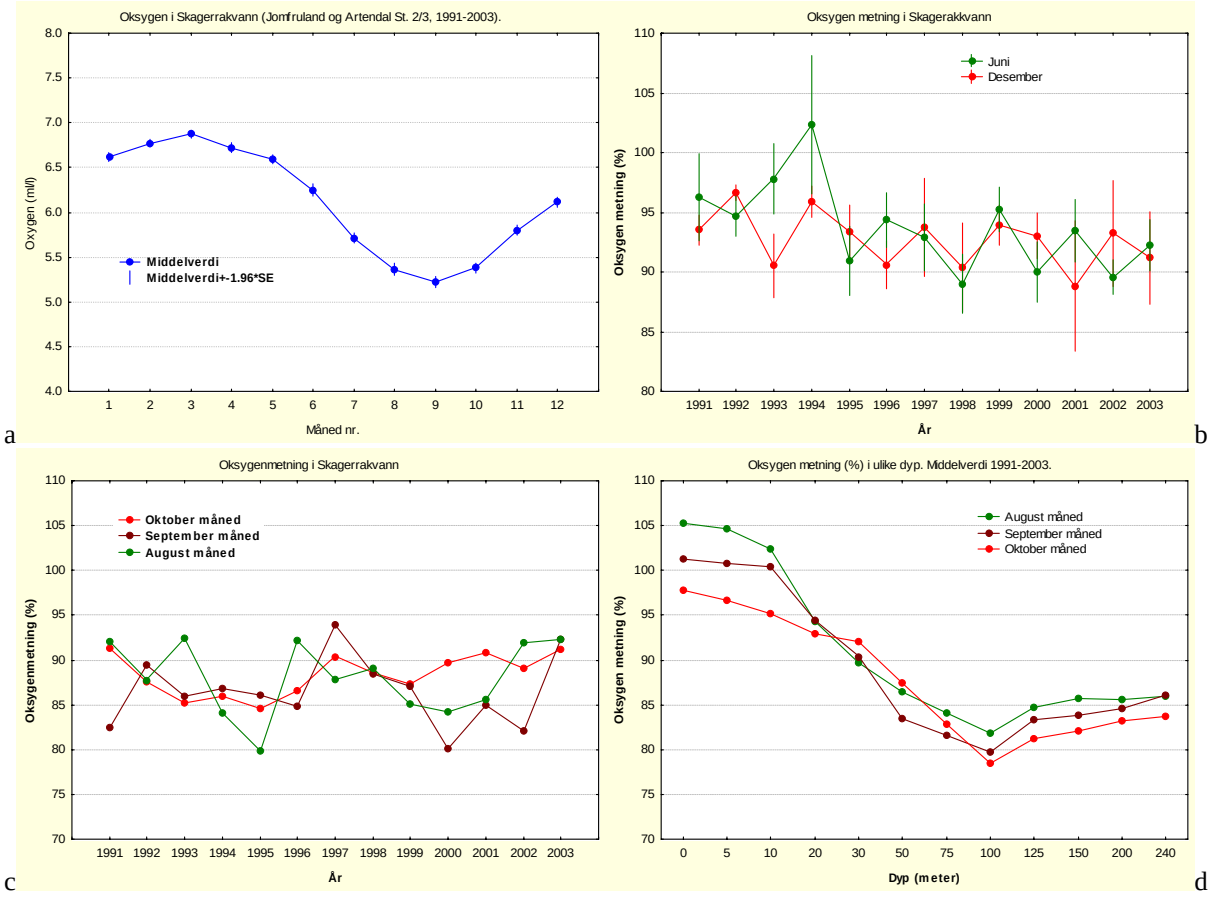
7.3 Vannkvalitet i dypere vannmasser

Oksygenkonsentrasjonen i de dypere vannmassene er normalt i tilstandsklasse meget god sammenlignet med SFT's klassifiseringssystem (Figur 7.6). I noen få tilfeller havner Skagerrakvann i tilstandsklassen god, når saltholdighet plottes mot konsentrasjon (ml/l) i steden for metning (se forrige årsrapport. Metning er vurdert å gi et riktigere resultat.)

De laveste konsentrasjoner blir observert i august–oktober (Figur 7.7a), men signifikant avtakende konsentrasjoner forekommer bare i juni og desember måned for perioden 1991-2003. Med hensyn til oksygenmetning er det bare måleverdier i juni måned som viser signifikant avtagende trend i perioden (Figur 7.7b). For de måneder av året med lavest oksygenkonsentrasjon (august-oktober) er det imidlertid ingen negativ trend med hensyn på metning (Figur 7.7c) slik at det ikke må legges for stor vekt på påviste signifikante negative trender. Av figuren ser en også at metningsprosenten for disse månedene varierer mellom 80 og 95. Lavest metning er rundt 100m dyp (Figur 7.7d). Lave oksygenkonsentrasjoner observeres på dyp mellom 20 og 100 m i juni og juli, mens i desember observeres lave oksygenkonsentrasjoner i dypere vann på 75 til 200 meters dyp 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. Avtagende trender for juni og desember kan tyde på økende belastningen.



Figur 7.6. Oksygenmetning (%) i kystvannet målt over perioden 1991 – 2003. Observasjoner fra Færder, Jomfruland, og Arendal. Resultater fra 2003 er markert med røde punkter.

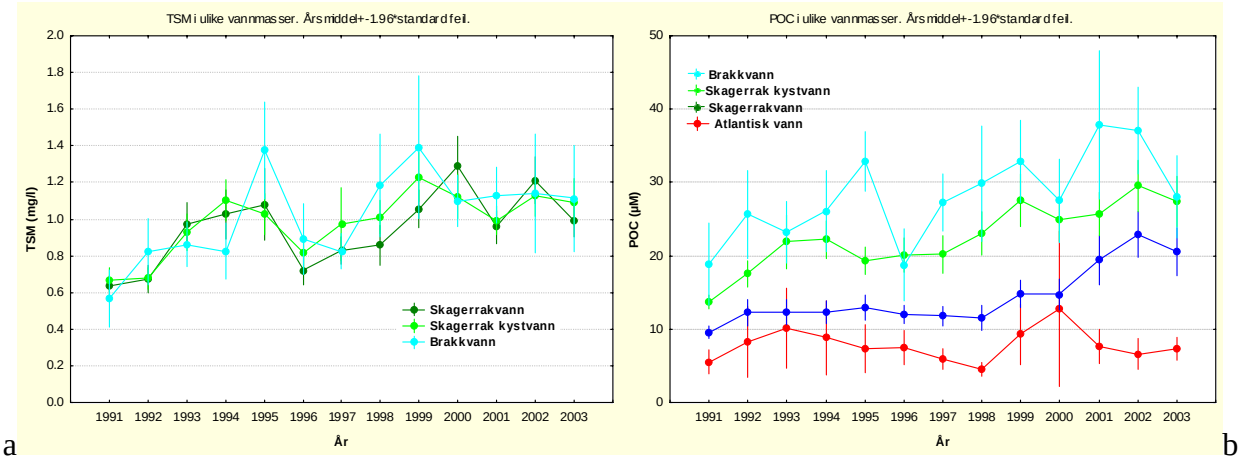


a b c d

Figur 7.7. a) Oksygenkonsentrasjonen pr. måned i 1990-2003, b) midlere oksygenmetning (%) i Skagerrak vann i juni og desember måned og c) midlere oksygenmetning i Skagerrak vann i august, september og oktober, samt d) som funksjon av dyp i samme måneder.

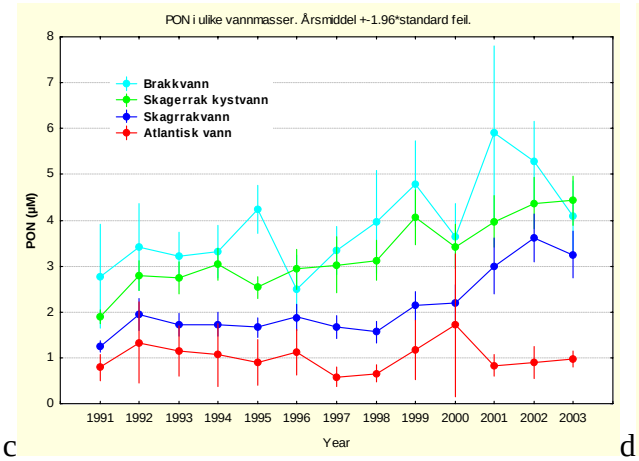
Årsmiddelverdiene av partikkelkonsentrasjonen (TSM) viser samme økende utvikling (p=0.006-0.003) for de tre vannmassene brakkvann, kystvann og Skagerrakvann, med den høyeste konsentrasjonen oftest forekommende i brakkvannslaget og den laveste i Skagerrakvann (Figur 7.8). Samme fordeling med høyest konsentrasjon 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 1990-2003 for brakkvann, kystvann og Skagerrakvann. For POC og PON i Atlantisk vann er det ikke noen signifikant utvikling. For POP er det bare en signifikant forandring i Skagerrakvann. PON/POP-forholdet øker i alle vannmasser (økende PON), unntatt i Atlantisk vann hvor det avtar noe gjennom observasjonsperioden.

For tot-P er konsentrasjonen gjennomgående høyere i de dypere-liggende vannmasser som Atlantisk vann enn i f.eks. Brakkvann (Figur 7.8). For tot-N er ofte konsentrasjonen størst i Brakkvann, deretter i Skagerrak kystvann, men Atlantisk vann har høyere nitrogen-konsentrasjoner enn Skagerrakvann (Figur 7.8). 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 nå en signifikant økning for alle vannmassene. N/P-forholdet er dog bare signifikant økende for Skagerrakvann.

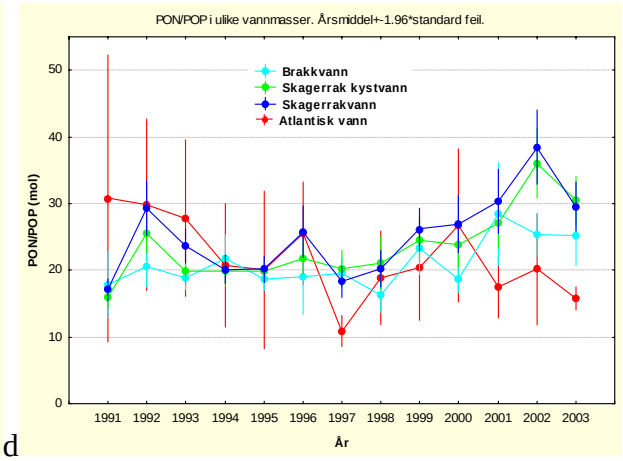


a

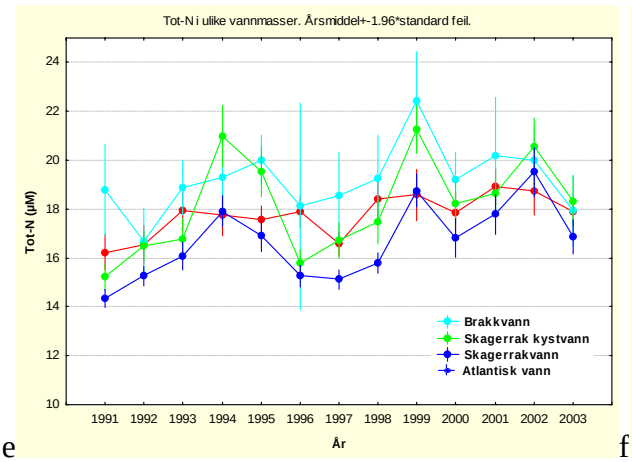
b



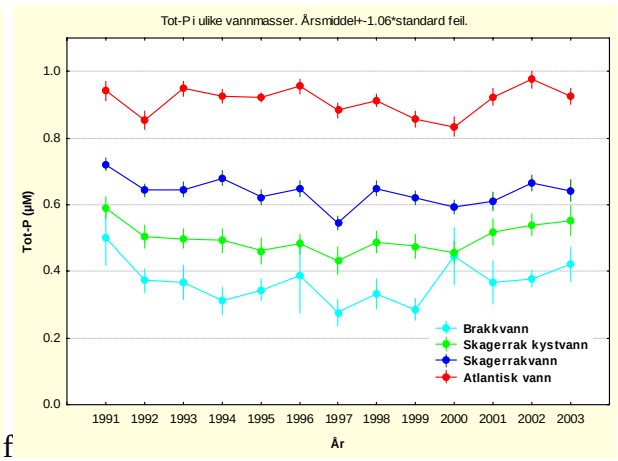
c



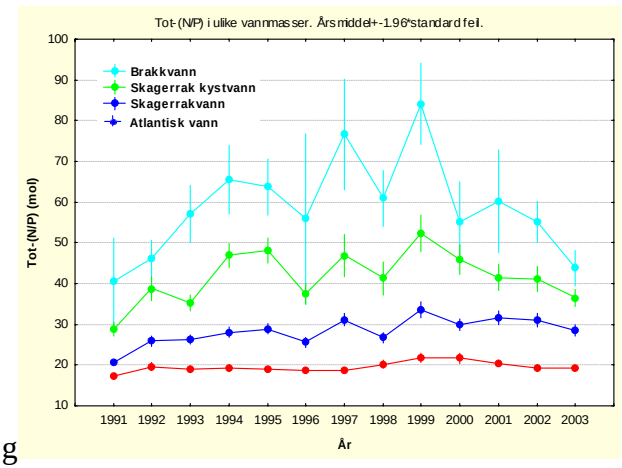
d



e



f



g

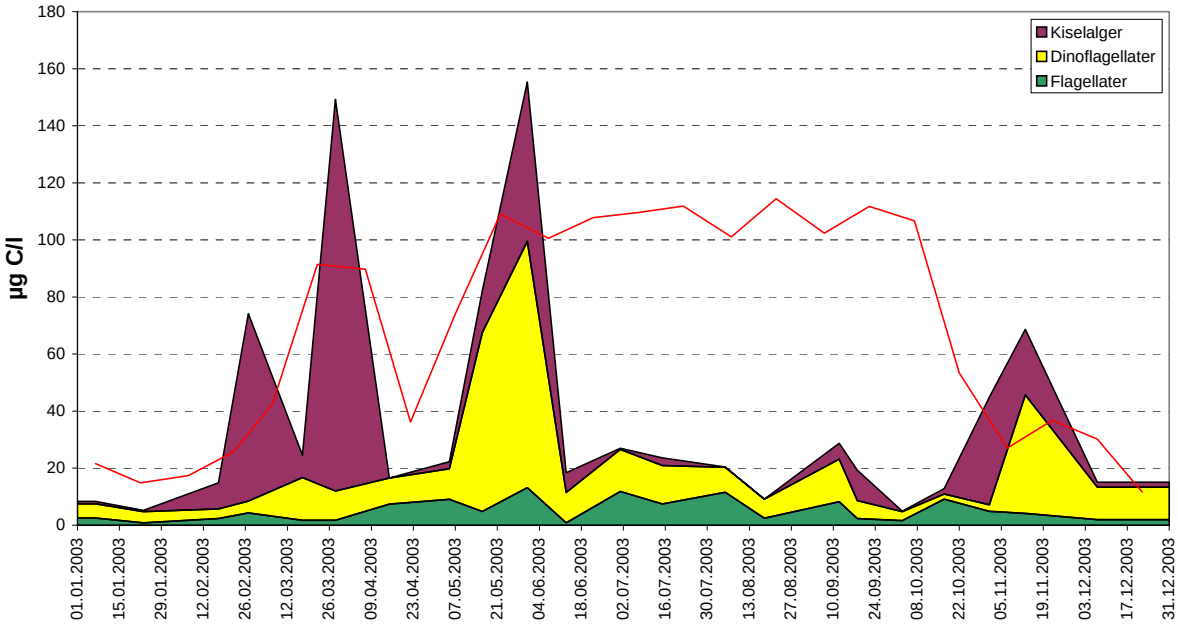
Figur 7.8. a) Partikler (TSM), b) POC, c) PON, d) PON/POP, e) Tot-N, f) Tot-P og g) Tot-(N/P) i ulike vannmasser langs Skagerrak-kysten. (For TSM er det bare brukt observasjoner fra Jomfruland og Arendal St. 2, for partikulært materiale stasjonene Jomfruland og Arendal St. 2/3. Øvrige analyser basere seg på alle stasjoner unntatt Færder.)

8. Planktonsamfunn i Skagerrak

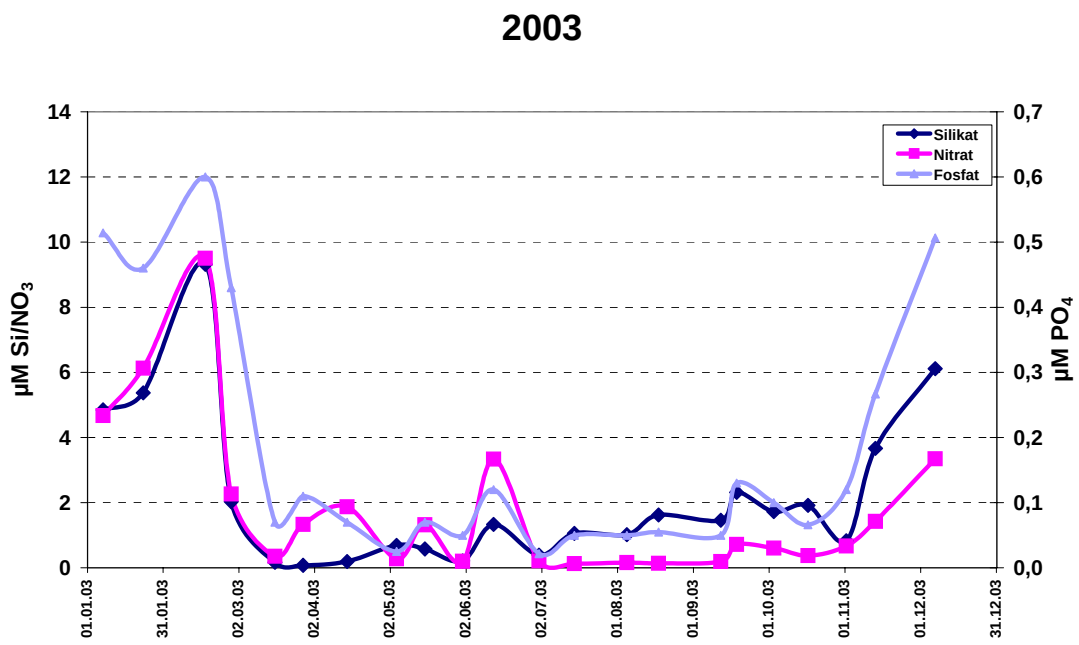
Algebiomassen i Skagerrak i 2003 var den laveste (13 g C/L/år) som har vært målt gjennom siste 10 år samtidig som dyreplanktonbiomassen var den høyeste(1,6 g tørrvekt/m^2). I så måte var 2003 en forsterking av 2002. Det spesielle i 2003 var en svært lav planteplankton-biomasse gjennom hele sommeren. Våroppblomstring var relativt normal med oppblomstring av kiselalger i mars/april, dog med en noe tidligere start (i februar), og en oppblomstring av dinoflagellater i mai. Arter av slekten Alexandrium *(potensiell paralyttisk skalldyrforgiftning) ble registrert langt over faregrensenivået satt til 200 celler/L i mai. Biomassen av dyre-plankton har økt markert i løpet av de siste 3 år (75 %) og økningen skyldes økt biomasse av både store (> 1000 µm) og små (200 µm - 1000 µm) dyr, men biomassen av små dyr, som ansees som mindre gunstig som mat for fisk, har vært ca 3-4 ganger biomassen av store dyr. Fra 2002 til 2003 var det biomassen av store dyr som økte.*

8.1 Planteplankton i 2003

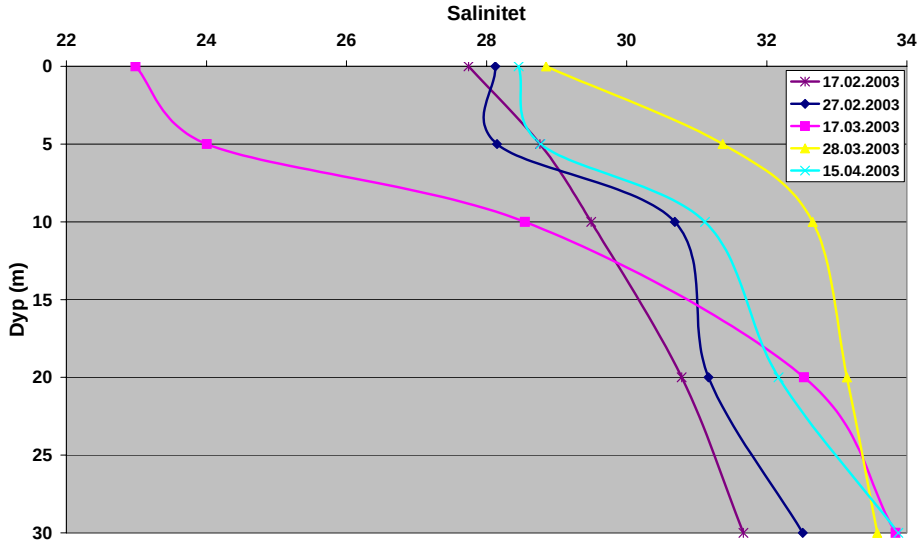
Våren 2003 ble det registrert 4 blomstringsperioder (Figur 8.1). Første og andre vår-blomstringsperiode som forekom henholdsvis i slutten av februar og slutten av mars, var dominert av kiselalger. Allerede i slutten av februar hadde blomstringen begynt å tappe vannmassene for næringssalter (Figur 8.2). I slutten av mars var det fremdeles en del fosfat og nitrat igjen i vannmassene, mens silikat var blitt begrensende. Den lave algebiomassen mellom disse blomstringene har sammenheng med at vannmassene i de øvre 10-15 meterne ble erstattet av relativt brakt (Figur 8.3) og næringsfattig vann – en situasjon som for øvrig ble registrert langs hele kysten øst for Arendal. I siste halvdel av mai var det en ny blomstring av kiselalger, men denne gangen var den fulgt av en relativt høy biomasse av dinoflagellater. I første halvdel av november i forbindelse med destabilisering av vannsøylen og begynnende tilførsler av næringsrikt dypvann starten en høstblomstring, først dominert av kiselalger, men senere med dinoflagellater som biomassemessig dominerende.



Figur 8.1 Biomasse (µg C/l) av planteplankton fordelt på kiselalger, dinoflagellater og flagellater i 2003. Den røde linjen markerer gjennomsnittlig beregnet algekarbon for årene 1994-2002. Målingene er fra stasjon Arendal St. 2.



Figur 8.2 Tidsutviklingen for næringssaltene silikat, nitrat og fosfat på 5 meters dyp ved Arendal (st. 2) gjennom året 2003.



Figur 8.3 Salinitetsprofiler fra målinger tatt på stasjon 2 ved Arendal i vårperioden 17. februar -15. april 2003. Merk avvikende vanntype den 17. mars.

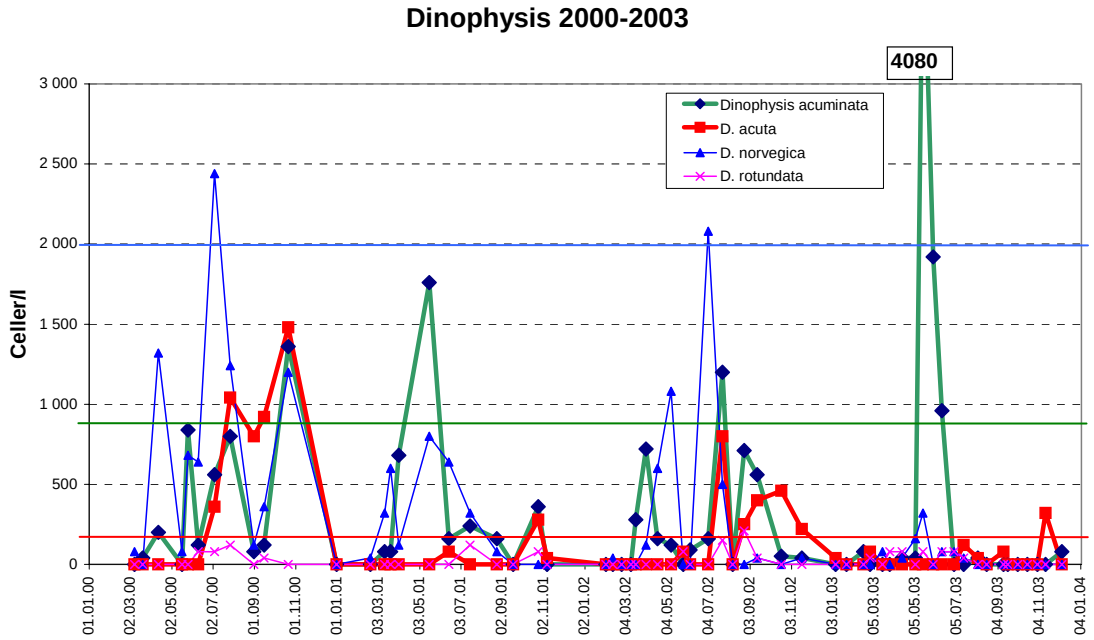
DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)
Potensielt toksiske dinoflagellater

I midten av mai ble *Alexandrium ostenfeldii* og *A. tamarense*, som begge er potensielle PSP-produsenter (PSP = paralyttisk skalldyrforgiftning (Paralytic Shellfish Poisoning)), registrert i relativt høye konsentrasjoner (henholdsvis 720 og 880 celler/l). Dette er langt over faregrensenivået som er satt til 200 celler/L totalt for slekten *Alexandrium*. Gjennom Statens næringsmiddeltilsynets (SNT, nå Mattilsynet) overvåking av algegifter i skjell ble det i Arendalområdet målt konsentrasjoner av PSP over veiledende faregrense i perioden fra slutten av april til midten av juli.

Dinophysis acuminata som er en av de potensielle DSP-produsentene (DSP = diaré skalldyrforgiftning (Diarrhetic Shellfish Poisoning)) innen slekten *Dinophysis*, hadde en blomstringsperiode som varte fra midten av mai til midten av juni med de høyeste konsentrasjonene (4.080 celler pr. liter) i første del av perioden (Figur 8.4). Grenseverdien for fare for opphoping av DSP når det gjelder *D. acuminata*, er satt til 900 celler pr. liter. SNT's overvåkingsprogram viste at DSP i skjell var et problem i dette området hele våren og første del av sommeren. Også *D. norvegica* hadde sin maksimale forekomst i midten av mai, men forekomsten var langt under grenseverdien på 2.000 celler pr. liter.

D. acuta som kanskje er den mest potente DSP-produsenten forekom i lave konsentrasjoner gjennom det meste av året og ble funnet over faregrensenivå (200 celler pr. liter eller 100 celler pr. liter i minst tre påfølgende uker) kun midt i november.

Karenia mikimotoi (syn. *Gyrodinium aureolum*) forekom kun i november (maks. 21.150 celler/L).



Figur 8.4 Forekomster av dinoflagellatslekten *Dinophysis* i perioden 2000-2003. Faregrenser satt av Mattilsynet for skalldyrforgiftning er indikert med horisontale linjer.

Andre framtredende dinoflagellater
Protoperidinium er en dinoflagellatslekt som inneholder flere store arter som i relativt lavt antall kan gi stort bidrag til algebiomassen. I siste halvdel av mai da spesielt dinoflagellatene bidro til en økning i algebiomassen, utgjorde slekten *Protoperidinium* mellom 26 og 27% av den totale algebiomassen. I månedskiftet mai-juni var *P. depressum* den biomassemessig dominerende arten selv om konsentrasjonen kun var 400 celler/L.

Slekten *Ceratium* som ofte forekommer i høye konsentrasjoner i denne delen av Skagerrak, hadde kun en blomstringssituasjon (>1.000 celler pr. liter) dette året da *C. lineatum* blomstret i midt i november (3.600 celler/L). For de andre artene innen denne slekten var konsentrasjonene lave. *C. longipes* (240 celler/L) og *C. tripos* (640 celler/L) hadde sine maksimale forekomster i mai, mens *C. furca* (480 celler/L) og *C. fusus* (800 celler/L) forekom i høyest antall henholdsvis i juli og november.

Av andre arter kan nevnes *Heterocapsa rotundata* (syn. *Katodinium rotundatum*) (103.400 celler/L) som hadde en kort blomstringsperiode tidlig i mai.

KISELALGER (Bacillariophyceae)
Våroppblomstringen startet i slutten av februar hvor *Skeletonema costatum* (2,27 mill. celler/l) og *Thalassiosira nordenskiöldii* (197.400 celler/l) sammen med *Chaetoceros* spp. og *Thalassiosira* spp. var de største bidragsyterne til cellekarbonet. Denne tidlige blomstringen brøt raskt sammen (trolig pga. skifte i vannmasser, jfr Figur 8.3), men en ny oppbygging av algebiomassen fant sted i slutten av mars. Også på dette tidspunktet blomstret *T. nordenskiöldii* (253.800 celler/l) som sammen med *Chaetoceros socialis* (7,78 mill. celler/l) utgjorde 74% av den totale algebiomassen.

Neste kiselalgeblomstring fant sted i slutten av mai da *Leptocylindrus danicus* (1,02 mill. celler/L) hadde en kort blomstringsperiode.

Ingen blomstringer av kiselalger fant sted i løpet av sommeren og tidlig høst.

En kort periode i månedskiftet okotober-november blomstret *Pseudo-nitzschia pseudo-/delicatissima* (244.950 celler/L). Relativt høy cellekarbonmengde for kiselalgene i midten av november skyldtes forekomst av en stor sentrisk kiselalge (som ikke er bestemt til art). Konsentrasjonen var lav (160 celler/L), men algens størrelse ga et relativt kraftig utslag på algebiomassen.

FLAGELLATER
Nåleflagellater (Raphidophyceae)
Chattonella cf. *verriculosa* og *Heterosigma* sp. ble registrert i lave konsentrasjoner i perioden januar-april.
Svelgflagellater (Cryptophyceae)
Denne algeklassen forekom i høyest antall sent på våren, midtsommers og sent på høsten med *Plagioselmis* sp. og *Teleaulax acuta* som de viktigste artene.
Svepeflagellater (Prymnesiophyceae)
Coccolithophoriden *Emiliania huxleyi* hadde beskjedne blomstringer i juli og oktober (0,8 mill. celler/L). Ingen andre arter innen denne algeklassen blomstret i 2003.
Ubestemte flagellater
Som i 2002 var forekomsten av nakne flagellater uvanlig lav.

Litt om algenes fysiologiske tilstand i 2003

I slutten av februar ble det registret alger i svært dårlig fysiologisk tilstand. Dette gjaldt både kiselalgene som var så svakt forkislet og generelt i så dårlig forfatning at artsbestemmelse til dels var umulig. Også dinoflagellatene var generelt i dårlig form. Dette omfattet både pansrede og nakne former. Forekomster av planteplankton i dårlig fysiologisk tilstand var et vanlig fenomen helt fram til juli, men kiselalgene ble, i den grad de hadde forekomst av betydning videre utover sommeren, registrert i dårlig forfatning helt fram til midten av september.

Generelt var forekomstene av flagellater merkverdig lave hele året. I tillegg ble også de til tider observert i svært dårlig fysiologisk tilstand. Nakne former som bare er omgitt av en cellemembran eller tynn cellevegg, kan reagere på negativ påvirkning ved å sprenges og gå i oppløsning og således forsvinne helt. Nakne former finnes blant ulike typer flagellater og dinoflagellater. Kiselalger og pansrede dinoflagellater som har et bestandig kiselskall eller cellulosepanser, går ikke i oppløsning på samme måte. De kan derfor lettere registreres som døde eller i dårlig form på grunn av at kiselskall og cellulosepanser brytes sakte ned og er således intakt i lengre tid eller at cellen er død.

Dårlig næringstilgang med næringsbegrensning som resultat medfører at algene får en dårlig fysiologisk tilstand og til slutt dør. Generelt var konsentrasjonen av orthofosfat lav i størstedelen av vekstsesongen i 2003 (jfr. Figur 8.2). Med unntak av noen få episodiske tilførsler var konsentrasjonen under nivået for næringsbegrensning i perioden mars til november. Også under de episodiske tilførslene ligger konsentrasjonen nær nivået for fosfatbegrensning (0,1 µmol/l). Tilgangen på nitrat var noe bedre. I perioden mars til juni varierte det mellom næringsbegrensning og næringmetning, men i juli, august og første halvdel av september var også konsentrasjonen av nitrat på begrensningsnivå. Skikkelig god tilgang på nitrat var det først fra slutten av november. Vinterforrådet av silikat var uttømt allerede i begynnelsen av mars. Konsentrasjonen av nitrat viste en svak økende trend fra mai fram mot omrøring i november da nivået økte betydelig.

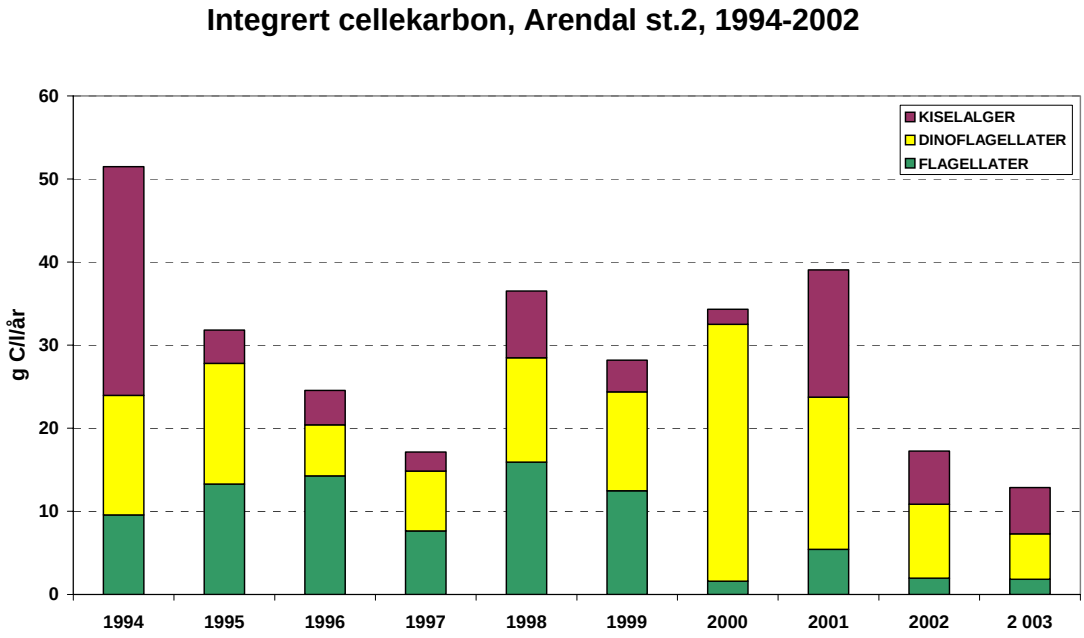
Paradoksalt nok ble det registrert kiselalger med svak forkisling og dårlig fysiologisk tilstand allerede i slutten av februar, det vil si før vinterforrådet av næring var oppbrukt. Også forekomstene av pansrede dinoflagellater (*Ceratium* spp., *Dinophysis* spp., *Protoperidinium* spp.) var i dårlig form på dette tidspunktet. Dette tyder på at algenes dårlige fysiologiske tilstand sannsynligvis ikke bare har sammenheng med tilgang på makronæringsstoffer som silikat, nitrat og fosfat. Også mikronæringstoffer som vitaminer og metaller er i lave konsentrasjoner essensielle for algevekst, men slike forbindelser inngår ikke i kystovervåkingsprogrammets analyser og en slik årsakssammenheng kan derfor ikke vurderes. Et annet paradoks i denne sammenhengen er at de heterotrofe dinoflagellatene også var i dårlig form. Disse påvirkes bare indirekte av dårlig næringstilgang ved for eksempel beiting på andre alger eller via oppløst organisk materiale.

Hva som er årsaken til algenes dårlige fysiologiske tilstand, er vanskelig å si. Det bør imidlertid undersøkes nærmere om dette fenomenet er avgrenset til et spesielt vannsjikt eller forekommer i hele den eufotiske sonen.

8.2 Utvikling i planteplanktonsamfunn over tid

I 2003 er den beregnede algekarbonmengden 12,9 g C/L/år som er den laveste verdi i overvåkingsperioden (Figur 8.5). Dinoflagellater og kiselalger bidro med omtrent like mye (ca. 42-43%) til det totale algekarbonet dette året, mens uklassifiserte flagellater/monader bidro med i underkant av en tiendedel (8,3%). Bidraget til algekarbon integrert over året fra dinoflagellatene (5,5 g C/L) er det laveste siden en fullstendig bearbeidelse av planteplankton fra stasjon 2 ved Arendal startet i 1994.

Sammenlignet med tidligere år var det liten forekomst av store dinoflagellater i 2003. Av potensielt toksiske dinoflagellater forekom *Alexandrium ostenfeldii* og *A. tamarense* langt over faregrensenivå for opphoping av gift i skjell i midten av mai, mens *Dinophysis acuminata* blomstret fra midten av mai til midten av juni. Analyser av PSP og DSP i blåskjell viste konsentrasjoner over faregrensenivå gjennom hele våren og første del av sommeren.



Figur 8.5 Total planteplanktonbiomasse (µg C/l/år) integrert over året for perioden 1994-2003.

I 2003 ble en normal vårоppblomstring bestående av kiselalger registrert med to blomstringsperioder i perioden fra slutten av februar til slutten av mars. Artene som biomassemessig dominerte, var *Skeletonema costatum, Thalassiosira nordenskiöldii* og *Chaetoceros socialis*. De to sistnevnte artene er de samme som dominerte under vårоppblomstringen året før, men årets konsentrasjoner er de høyeste siden 1992. En tidlig sommerblomstring i mai skyldtes *Leptocylindrus danicus*, mens tilsvarende blomstring året før var dominert av *Dactyliosolen fragilissimus*. *L. danicus* er en typisk sommeralge som blomstret både i 1996 og 1997, men da med betydelig lavere konsentrasjoner enn i år. I månedsskiftet oktober/november ble en liten blomstring av *Pseudo-nitzschia pseudo-/delicatissima* registrert, og dette er en art som normalt blomstrer utover høsten.

Fiskedød i Skagerrakområdet som følge av giftige algeblomstringer, ble ikke rapportert i 2003. Imidlertid ble både *Chattonella* cf. *verriculosa* og *Heterosigma* sp. som begge i

tilstrekkelig høye konsentrasjoner kan føre til fisekdød, registrert i området og synes nå å ha etablert seg som et naturlig innslag i vårplanktonet.

8.3 Algegifter og kostholdsråd langs kysten

For å kunne råde publikum om spiseligheten av skjell langs kysten, i forhold til fare for tilstedeværelse av algegifter i skjellene organiserer Mattilsynet (Statens Næringsmiddeltilsyn fram til 2004) et overvåkningsprogram i perioden mars-oktober hvert år. Det har pågått i mer enn 10 år, er i dag landsdekkende og hadde 26 overvåkningsstasjoner i 2003 (Figur 8.6). I regi av programmet overvåkes potensielt giftige alger i sjøen og algegifter i skjell. Et kostholdsråd til publikum baserer seg i hovedsak på resultatene av ukentlige analyser av algeprøver, men har av og til støtte i algegiftanalyser direkte av skjellene. Algegiftanalyser av skjell taes på alle stasjoner når programmet starter opp ca midt i mars. Senere taes algegiftanalyser typisk etter at algebildet har indikert fare for opphopning av algegifter i skjellene, men normalt først når algebildet har "bedret" seg igjen. For de ulike, potensielt giftige algeartene, er det etablert faregrenser, det vil si konsentrasjoner, som utløser rådet "ikke spis". Dette rådet kan bare oppheves når algebildet igjen ikke indikerer fare for opphopning av algegifter, og en algegiftanalyse av skjellene i tillegg viser at de er giftfrie eller bare har spormengder av gift i seg. På tre stasjoner, Hvaler øst (St.1), Flødevigen (St. 6) og Cap Clara/Molde (St. 17) ble det i 2003 utført analyser av algegifter i skjell regelmessig hver 2. uke. Fra disse er det derfor særlig omfattende grunnlag for kostholdsrådene (Figur 8.6). Algeanalysene i dette programmet ble i 2003 utført av Fiskeridirektoratet, HI, NIVA, OCEANOR og Næringsmiddelkontrollen i Midt-Rogaland, mens Norges Veterinærhøgskole utførte alle algegiftanalysene ved bruk av ulike kjemiske metoder. I det følgende omtales algebildet og kostholdsrådene fra 2003 i meget korte trekk med vekt på resultatene fra kysten Østfold – Vest-Agder. Kostholdsråd rapporteres også i årsrapporter fra Mattilsynet. De vanligst algegiftene i skjell langs vår kyst de senere år har vært de diarégivende og lammende. Kilder til førstnevnte er først og fremst representanter fra algeslekten *Dinophysis*. Arten *Dinophysis acuta* er mest potent. Mens *Alexandrium*-arter er viktige kilder til de lammende giftene.

Kyststrekningen Østfold - Vest-Agder
Opphopning av diarégivende algegifter i skjell er et årlig tilbakevendende problem langs kysten av Skagerrak, men omfanget varierer mye fra år til år. I 2003 syntes problemet nokså ujevnt fordelt (Figur 8.6). På de fleste stasjonene (St. 2,3,4, 5 og 7) var problemet lite og rådet ”ikke spis” ble knapt brukt. På stasjonene Hvaler (St. 1) og Flødevigen (St. 6) var det derimot forholdsvis mange uker med rådet ”ikke spis” på grunn av at algegiftanalyser av skjellene viste diarégiftmengder, fra litt til en del, over veiledende faregrense. For perioden mars-april kan forklaringen være at diarégivende gifter fra sist høst og vinter satt lenge i skjellene, mens for juni-juli var det trolig på grunn av forekomster av *Dinophysis acuminata* og *D. acuta* like rundt eller over veiledende faregrenser. Etter en problemfri periode fra midt på sommeren ble igjen diarégivende gifter over faregrensen funnet i skjellene i november (Figur 8.6).

Lammende algegifter ble særlig påvist i skjell langs kysten av Skagerrak fra slutten av mai til begynnelsen av juli i 2003, igjen var særlig Hvaler (St. 1) og Flødevigen (St. 6) utsatt. Dette kan ha hatt sammenheng med forekomst av *Alexandrium* spp., som var relativt tallrik på Stasjon Arendal 2 midt i mai, men det er også hypoteser om at bakterier i sjøen kan ha bidratt. Fra andre land er bakterier sannsynliggjort som mulig kilde til lammende gifter i skjell. Ellers overskred nivåene av azaspiracid-toksiner (AZA) i skjell for første gang faregrensene for konsum noen steder langs kysten av Skagerrak i perioden september-oktober i 2003 (Figur

8.6). Arter fra dinoflagellat-slekten *Protoperidinium* er rapportert som kildeorganismer til disse toksinene, men foreløpig er dokumentasjonen sparsom.

Kyststrekningen Rogaland - Finnmark

En omtale av giftalge- og algegiftsituasjonen langs den lange kyststrekningen fra Rogaland til Finmark ligger utenfor denne rapporten, men for en sammenlikning med Skagerrakkysten, er stasjonene 9 til 26 tatt med i Figur 8.6. I 2003 ble det gjort tre viktige, nye erfaringer; *1*) ASP-gifter (skjellgifter som kan gi hukommelsestap) ble for første gang påvist i blåskjell i Norge over faregrensen for konsum, *2*) forekomsten av potensielt skadelige alger i Nord-Norge var gjennomgående noe større enn vi har sett tidligere, og det var en del påvisninger av algegifter i skjell, både diarégivende og lammende, *3*) algegiftene azaspiracid-toksiner ble påvist over faregrensen i skjell i Troms og Finnmark i perioden august-oktober, omtrent samtidig som i skjell fra Skagerrakkysten. Denne giften har ikke forårsaket kostholdsråd eller høsteforbud av skjell langs kysten tidligere.

Kostholdråd 2003		MARS			APRIL				MAI				JUNI				JULI					AUGUST				SEPTEMBER				OKTOBER				NOVEMBER			
St.	Ukenummer	11	12	13	14	15	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48
1	Borg/Hvaler øst	D*	D*	D	D*	D		D*	D	*	A	A*	A	D*	D	D*	D	D*	D	D*	D	D*	D	*		*		Z *		*		Z *	z	*				
2	Mossedistr./Gullholmen	*										P-N	*									*						z	*									
3	Asker og Bærum/Vollen	*				D*						P-N	D	*			*											z	*									
4	Tønsberg/Vallø	*										P-N	*															z	*									
5	Kragerø/Saltneven	*									*	P-N	A	A	A*	A	A	D*	D	D*	D	*						z	Z *									
6	Aust-Agder/Flødevigen	D	D*	D	D*	D	D*	A*	A	*	D	A*	A	A*	A	A*	A	D*	D	*		*		*		*		Z *	Z *	*		Z *	z	Z *	z	Z *	z	D*
7	Vest-Agder/ Dalskilen	D*	D	*								A	A	A	A*	A	A	A*	D	*			?	A	A	*		z	Z *		Z *	z	z	z				
8	Dalane/Nordasundet	?	*												D	A*	A	D	*			D	D	*									*						
9	Midt-Rogaland/Lundsvågen	*														A*	A	A	*																			
10	Haugaland/Skjoldastraumen	*		*											?	?	*								D	D	D	D*	D	*			*						
11	Ytre Sunnhordl./Laukhamars.	*			A	A	A	A	A	*																												
12	Bergen og Oml. /Hjeltefj.	?	*			*											*																					
13	Nordhordaland/Lurefjorden	*														*																						
14	Sogndal/Menes	?	D*	D	A	A	A	A	A	A	A	A	A	D*	D	D	D	D	D	D	D	D	?	D*	D				?	*								
15	Nordfjord/Vemmelsvik	?	*			*		A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	*							D*	D	D	D	D	D	D	D	D					
16	Ålesund/Borgundfjorden	?	*		A	*						A	A*	A	A	A	A	A	A*	A	A	*									D	D	D				
17	Romsdal/Molde, Cap Clara	?	*		A*	A	A*	A	A	*		P*	*	*		*		*		*		*		*		*		*		*		*					
18	Ytre Nordmøre/Frei	?	*									?											?		*			?										
19	Frøya og Hitra/Skarsvågen	?	*																																			
20	Trondheim/Pir I	?	A*	A	*						D	D	A	A												D	D	D	D	D	D	D	D	D				
21	Namdal/Altebotn	?	*							A	A	A	A	A	*																							
22	Brønnøysund/Stokkafjorden	?	*									A	A	A	A	A	A	A	A	A*	A	*		D	D	D*	D	*		D	D	D	D	D				
23	Salten/Mørkvedbukta	?	*																											*		?	?	?				
24	Harstad/Andørja, Engenes	?	*																A	A	A	A*	A	*					Z *	z	Z *	z	z	Z *				
25	Alta/Årøya	?	?	?	?	*			?			?		?				*	A	A	A*	A	A	A	A	D	D	Z *	z	z	D*	D	D	D*				
26	Øst-Finnmark/Vadsø, Kiby	?	?	?	?	?	?	?	?	?	*							D	A	A	A	A	A	Z *	z	D*	D	D*	D	D	D	D	?	?				

	kan spise skjell,alger under faregrense	A	ikke spis, Alex. over faregrense	P*	ikke spis- ASP-toksiner påvist
D	ikke spis Din. over faregrense	A*	ikke spis, Alex. over faregrense, negativ gifttest	Z *	ikke spis, Azaspiracid påvist
D*	ikke spis, Din. over faregrense, negativ gifttest	A*	ikke spis, Alex. over faregrense og gift påvist	z	ikke spis, Azaspiracid ikke avkreftet
D*	ikke spis, Din. over faregrense og gift påvist	P-N	ikke spis P-N. over faregrense		
*	giftanalyse utført, negativt resultat	?	ingen prøver tatt		
Y	rester av YTX?	Y*	YTX over faregrense		

Figur 8.6 Kostholdsråd med hensyn til faren for algegifter i skjell langs kysten. Utgitt av SNT/Mattilsynet i 2003.

8.4 Dyreplankton i 2003

Dyreplankton lever i stor grad av planteplankton og er et viktig ledd i næringskjeden mellom planteplankton og fisk. De fleste gruppene av dyreplankton som blir samlet inn i Kystovervåkingsprogrammet er herbivore eller omnivore, mens enkelte (f.eks. pilorm, *Chaetognatha*) er utelukkende carnivore organismer.

Forekomsten av dyreplankton i de øvre 50 m på Arendal St. 2 har vært overvåket siden 1994, ca. hver 14. dag.

Artssammensetting
Artssammensetting av dyreplanktonet ved Arendal St. 2 i 2003 viste lignende sesongsvariasjoner som er blitt observert tidligere år, og som avspeiler de ulike artenes livssyklus. *Calanus* spp. utgjør en viktig komponent i planktonet i perioden februar - mai, mens andre calanoide copepoder og cyclopoide copepoder dominerer zooplanktonet både i antall og i biomasse senere på sommeren (juli – september).

Calanus spp.
Calanus spp. (*C. finmarchicus* og *C. helgolandicus*) lever primært av planteplankton og er en nøkkelart i økosystemene som føde for fiskelarver og planktonspisende fisk. Tettheten av Calanus spp. i 2003 var størst i april (75 000 pr. m^2) som er de høyeste verdiene som er registrert av denne gruppen siden prøvetakingen startet i 1994. *Calanus finmarchicus* overvintrer på dypere vannlag (juli-januar), og vandrer opp i øvre vannlag i februar/mars for å gyte. Dette gjenspeiles i økte forekomster av nauplier og copepoditter av *Calanus* spp. i perioden februar-april (Figur 8.8a), og sammenfaller med den første våroppblomstringen av kiselalger (Figur 8.1). Forekomst av størrre stadier (I-III og senere IV-VI) økte fra februar – april som en følge av tilvekst utover sesongen. Forekomst av *Calanus* spp. I-III ble også registrert i lavere tettheter utover sensommer og høst. Dette er sannsynligvis dominert av arten *C. helgolandicus* som er vanligere enn *C. finmarchicus* senere på sesongen.

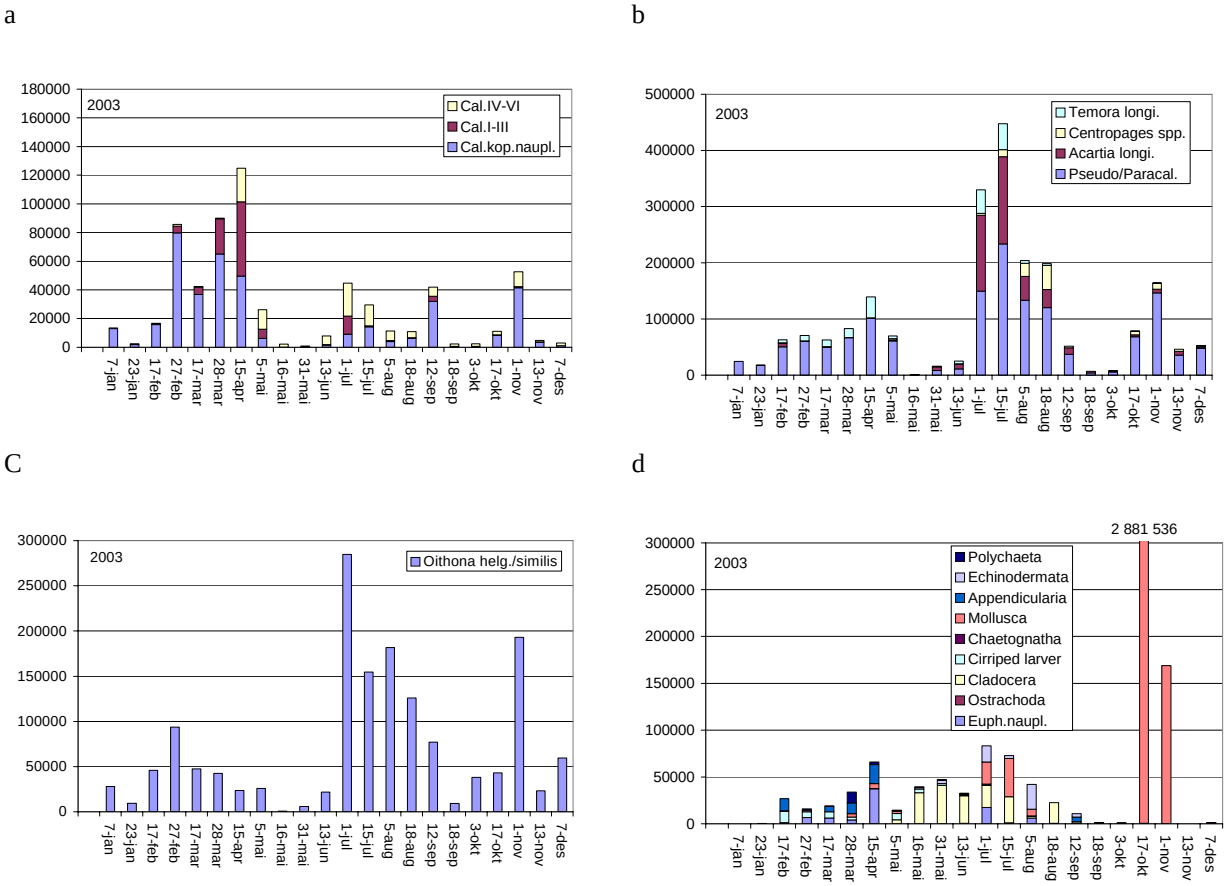
Andre copepoder
I tillegg til *Calanus* spp, er det registrert følgende calanoide copepoder på Arendal St. 2: *Temora longicornis, Acartia longa, Centropages* spp., *Pseudocalanus* spp og *Paracalanus parvus*. (det skilles ikke mellom de to sistnevnte). Samtlige hadde sin maksimale forekomst i juli, og *Pseudocalanus*/*Paracalanus* var tallmessig den dominerende gruppen (Figur 8.8b).

Blandt cyclopoide copepoder dominerte *Oithona helgolandicus* og *O. similis* med maksimumsverdier i perioden juli – august (Figur 8.8c).

Larveplankton
Forekomst av larveplankton karakteriseres ofte av en eller få arter som dominerer i korte perioder og raskt avløses av nye arter. Planktoniske larver av de benthiske dyregruppene *Polychaeta* og *Balanus* dominerte på våren (februar/mars) i 2003, mens *Echinodermata* var mest tallrik i august (Figur 8.8d).

Annet dyreplankton
Cladocera er knyttet til vann med høy temperatur og lav saltholdighet, og denne gruppen var mest tallrik i mai-juli (Figur 8.8d), da overflatelaget holdt lav saltholdighet (Figur 6.1). *Appendikularia* filtrerer partikulært organisk materiale. Denne gruppen var mest tallrik i april.

Store forekomster av planktoniske mollusker (*Pteropoda*) ble registrert 17. oktober og 1. november. Pilorm (*Chaetognatha*) var tilstede over hele året, med størst antall i juli og desember. Nauplier av *Euphausiacea* (krill) var mest tallrik i april. (Figur 8.8d)



Figur 8.7 Fordeling av dyreplankton på ulike grupper og videre fordelt på enkelte arter i de øvre 50 m for 2003 på Arendal St. 2.

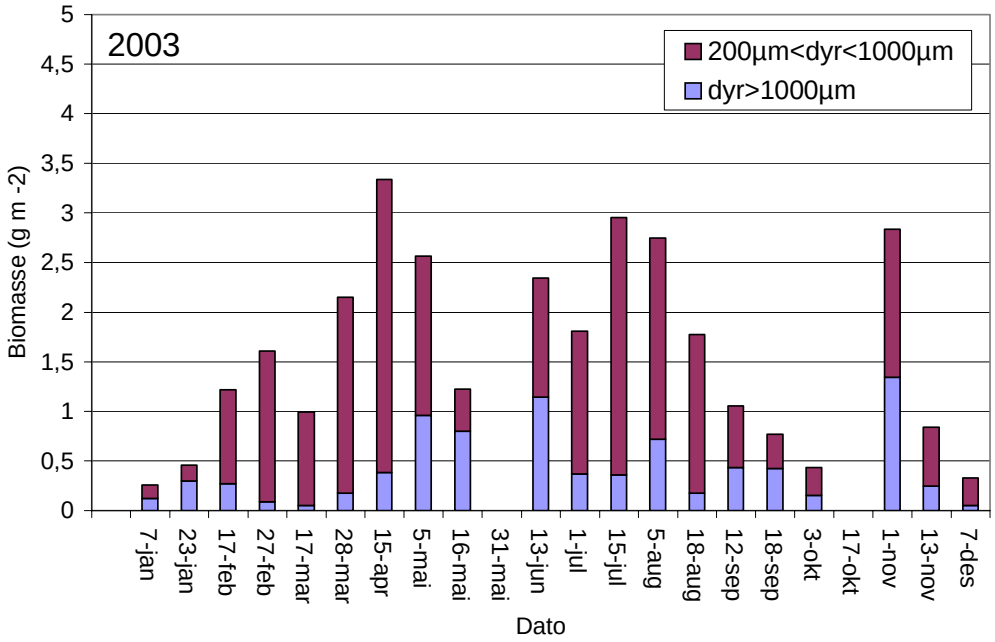
Biomasse

Dyreplanktonbiomassen som tørrvekt (g/m^2) ble målt for to størrelsesfraksjoner: 200-1000 µm og større enn 1000 µm (Figur 8.8). *Calanus* spp. stadie IV-VI bidrar mest til biomassen i den største størrelsesgruppen (> 1000 µm). Den minste størrelsesfraksjonen (200-1000 µm) utgjøres hovedsakelig av små stadier av *Calanus* spp, andre calanoide copepoder, cyclopoide copepoder og larveplankton.

Den 17. oktober 2003 ble det registrert store mengder av pelagiske mollusker (*Pteropoda*, Figur 8.7d). Disse organismene har et kalkskall som vil gi et uforholdsmessig stort bidrag til tørrvekten. Biomasseverdiene for 17. oktober er derfor utelatt i Figur 8.8 og er heller ikke tatt med i årsmiddelet (Tabell 8.1 og Figur 8.8).

Total biomasse i 2003 varierte mellom 0,3 og 3,3 g/m^2 med de største verdiene i april og juli Figur 8.8). Gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse i 2003 var 1,58 g/m^2, som er den høyeste verdien som er registrert i prøvetakingsperioden 1994 - 2003 (Figur 8.9). Biomassen av store dyr (> 1000 µm) nådde maksima den 13. juni og 1. november (1,1 og 1,3 g/m^2) og utgjorde da

ca. 50% av den totale biomassen på disse datoene. De største biomasseverdiene for fraksjonen av mindre dyr (200 – 1000 µm) ble registrert 15. april (3,0 g/m^2) og 15 juli (2,6 g/m^2) og utgjorde nesten 90% av den totale biomassen på disse datoene (Figur 8.8).



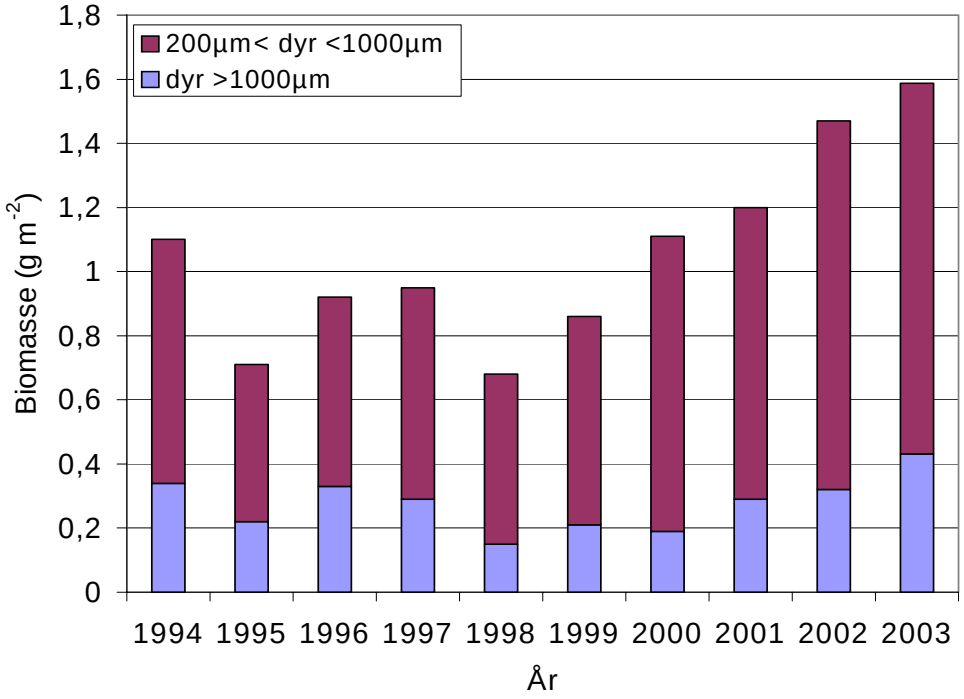
Figur 8.8 Dyreplanktonbiomasse (g tørrvekt/m^2) for de øvre 50m gjennom året 2003, fordelt på to størrelseskategorier, på stasjon Arendal 2.

8.5 Utvikling i dyreplanktonsamfunnet over tid

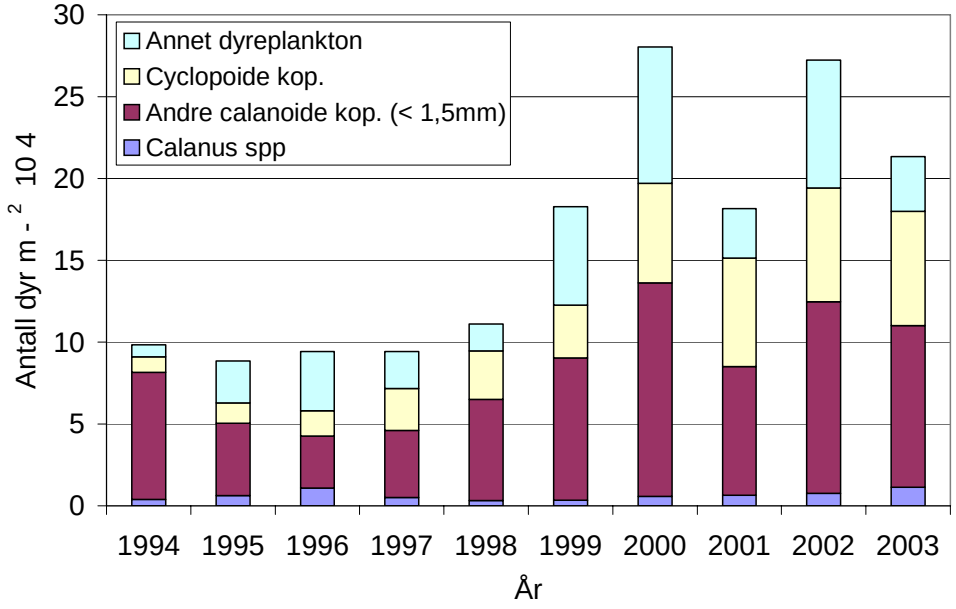
Årlig dyreplankton biomasse (g tørrvekt/m^2) for årene 1994 til 2003 har vært 1,06 g/m^2 i gjennomsnitt og variert fra 0,68 – 1,58 g/m^2. Lavest dyreplanktonbiomassen ble registrert i 1998 og den høyeste ble som nevnt registrert i år (Figur 8.9).

Et hovedtrekk de siste årene har vært en årlig økning i biomassen. Biomasseøkningen siste tre år har økt med 75% sammenliknet med gjennomsnittet for 1994-2000 (0,9 g/m^2).Denne økningen skyldes økt biomasse av begge størrelsesfraksjonene, der fraksjonen av store dyr (> 1000 µm) bidro med 31% og fraksjonen av små dyr (200 µm - 1000 µm) med 69% av den totale økningen. (Tabell 8.1a, Figur 8.9)

Til tross for store sesongsmessige variasjoner og variasjoner i tettheter mellom år, viser den årlige gjennomsnittlige forekomsten av ulike copepoder tydelige trender. Et hovedtrekk har vært økt, årlig forekomst av små typer av gruppen cyclopoide copepoder gjennom hele undersøkelsesperioden (Figur 8.10). Gjennomsnittlig forekomst av cyclopoide copepoder i 2003 var 7,0 ind m^{-2}, mens gjennomsnittet for årene 1994-2002 var 3.9 ind m^{-2} (Tabell 8.1b, Figur 8.10).



Figur 8.9. Dyreplanktonbiomasse som gjennomsnittlig g tørrvekt / m^2 for de øvre 50 m fordelt på to størrelsesfraksjoner, 200-1000µm og 1000µm, for årene 1994-2003 på Arendal St. 2.



Figur 8.10. Fordeling av dyreplankton på ulike grupper som gjennomsnitts verdier i de øvre 50 m for årene 1994-2003 på Arendal St. 2.

Forekomsten av *Calanus* spp var størst i 1996 (19 % av totalt antall copepoder) og avtok i årene 1996-2000 (Tabell 8.1b). Gruppen har økt i antall de siste tre årene og utgjorde 6 % av totalt antall copepoder i 2003.

Andre calanoide copepoder (hovedsakelig *Pseudocalanus/ Paracalanus)* har dominert i antall gjennom hele undersøkelsesperioden og utgjorde 56% av gjennomsnittlig mengde copepoder i 2003 (Figur 8.7b). Denne gruppen hadde lavest tetthet i 1996, samme år som den høyeste tettheten av *Calanus* spp ble registrert. *Pseudocalanus/ Paracalanus* hadde en økende trend i perioden 1996-2000, men har hatt varierende forekomst de siste 3 år.

Økt dyreplanktonbiomasse de siste 3 år skyldes økning i både små og store dyreplankton-former. Økningen i antall individer av små cyclopoide copepoder er imidlertid betydelig større enn økningen i antall individer av *Calanus* spp. Økningen i den relative forekomsten av små dyreplanktonformer kan anskueliggjøres ved at gjennomsnittlig vekt (µg tørrvekt) per individ har avtatt i perioden 1994-2000 (Tabell 8.1a). De siste tre år har denne trenden avtatt, noe som kan forklares med økt forekomst av *Calanus* spp.

De cyclopoide copepodene *Oithona helgolandicus* og *O. similis* regnes for å være omnivore og/eller carnivore organismer. Små byttedyr, som befinner seg høyere i næringskjeden vil i et energioverførings/trofisk perspektiv være mindre gunstig som mat for fisk enn store, herbivore typer av dyreplankton, som f.eks. *Calanus*. I så henseende er økningen av *Calanus* i 2003 positivt og preliminære resultater fra fiskeyngelundersøkelser tyder på god overlevelse og vekst i 2003 (personlig meddelelse, HFF).

Tabell 8.1 a) Dyreplanktonbiomasse (gjennomsnitt g tørrvekt/m^2) og prosentfordeling mellom størrelsesfraksjoner og b) antall individer (årsgjennomsnitt) og prosentfordeling av dyreplanktongrupper for årene 1994 til 2003 på Arendal St 2.

a)

Gj.snitt pr. år i 0-50m (g/m^2)	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Gj.snitt 1994-2003
dyr >1000µm	0,34	0,22	0,33	0,29	0,15	0,21	0,19	0,29	0,32	0,43	**0,28**
200µm< dyr <1000µm	0,76	0,49	0,59	0,66	0,53	0,65	0,92	0,91	1,15	1,16	**0,78**
total for fraksjonene	1,1	0,71	0,92	0,95	0,68	0,86	1,11	1,2	1,47	1,59	**1,06**
dyr >1000µm (%)	31	31	36	31	22	24	17	24	22	27	**26**
200µm< dyr <1000µm (%)	69	69	64	69	78	76	83	76	78	73	**74**
gj. snittlig vekt pr. ind. (µg)	11,2	8,0	9,8	10,1	6,1	4,7	4,0	6,6	5,4	7,4	**7,3**

b)

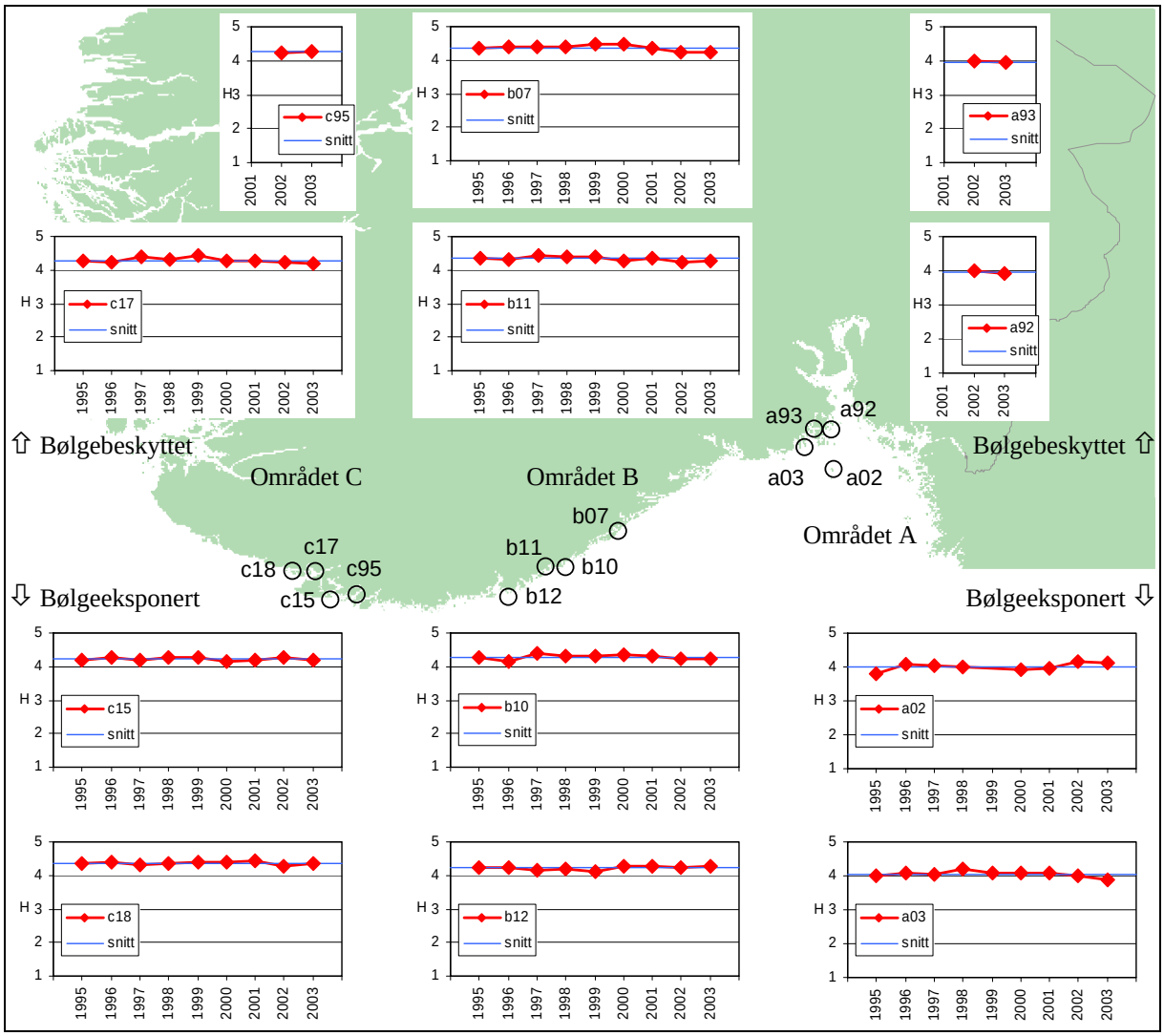
Gj.snitt pr. år (ant/m^2 10^4) Gruppe	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Gj.snitt 1994-2003
Calanus spp	0,40	0,63	1,09	0,50	0,32	0,36	0,57	0,64	0,75	1,12	**0,64**
Andre calanoide kop. (< 1,5mm	7,76	4,43	3,17	4,10	6,18	8,68	13,04	7,86	11,72	9,89	**7,68**
Cyclopoide kop.	0,94	1,24	1,55	2,57	2,97	3,23	6,09	6,64	6,96	6,99	**3,92**
Annet dyreplankton	0,73	2,56	3,61	2,26	1,63	6,00	8,34	3,02	7,80	3,50	**3,95**
Totalt	9,84	8,86	9,42	9,44	11,10	18,26	28,05	18,16	27,23	21,50	**16,19**
% av ant. dyr i gruppene.											
Calanus spp	4	7	12	5	3	2	2	4	3	5	**5**
Andre calanoide kop. (< 1,5mm	79	50	34	43	56	48	47	43	43	46	**49**
Cyclopoide kop.	10	14	16	27	27	18	22	37	26	33	**23**
Annet dyreplankton	7	29	38	24	15	33	30	17	29	16	**24**

9. Hardbunnssamfunn i Skagerrak

Algevegetasjonen var i store trekk normal i 2003, i den forstand at vegetasjonen generelt var lik med et gjennomsnitt av tidligere år (1995-2002). På noen av stasjonene i Skagerrak og på sørvestlandet ble det i 2003 funnet flere arter av og noe større forekomst (mengder) av brunalger enn vanlig, men forskjellene er marginale og har ikke betydning for tilstanden. Den negative utviklingen for sukkertare som ble omtalt i 2002-rapporten, har fortsatt i 2003 ved at sukkertare nå også er borte fra de beskyttede stasjonene i ytre Oslofjord (Kongs- og Vakerholmen hhv. øst og vest av Tjøme). Av dyr var det, i likhet med 2002, lavere artsmangfold og forekomst på de fleste av stasjonene.

Systemer for å klassifisere miljøtilstand (økologisk status) i hardbunnssamfunn er under utvikling og mulighet for klassifisering av tilstand ventes innen få år i forbindelse med implementering av vanndirektivet.

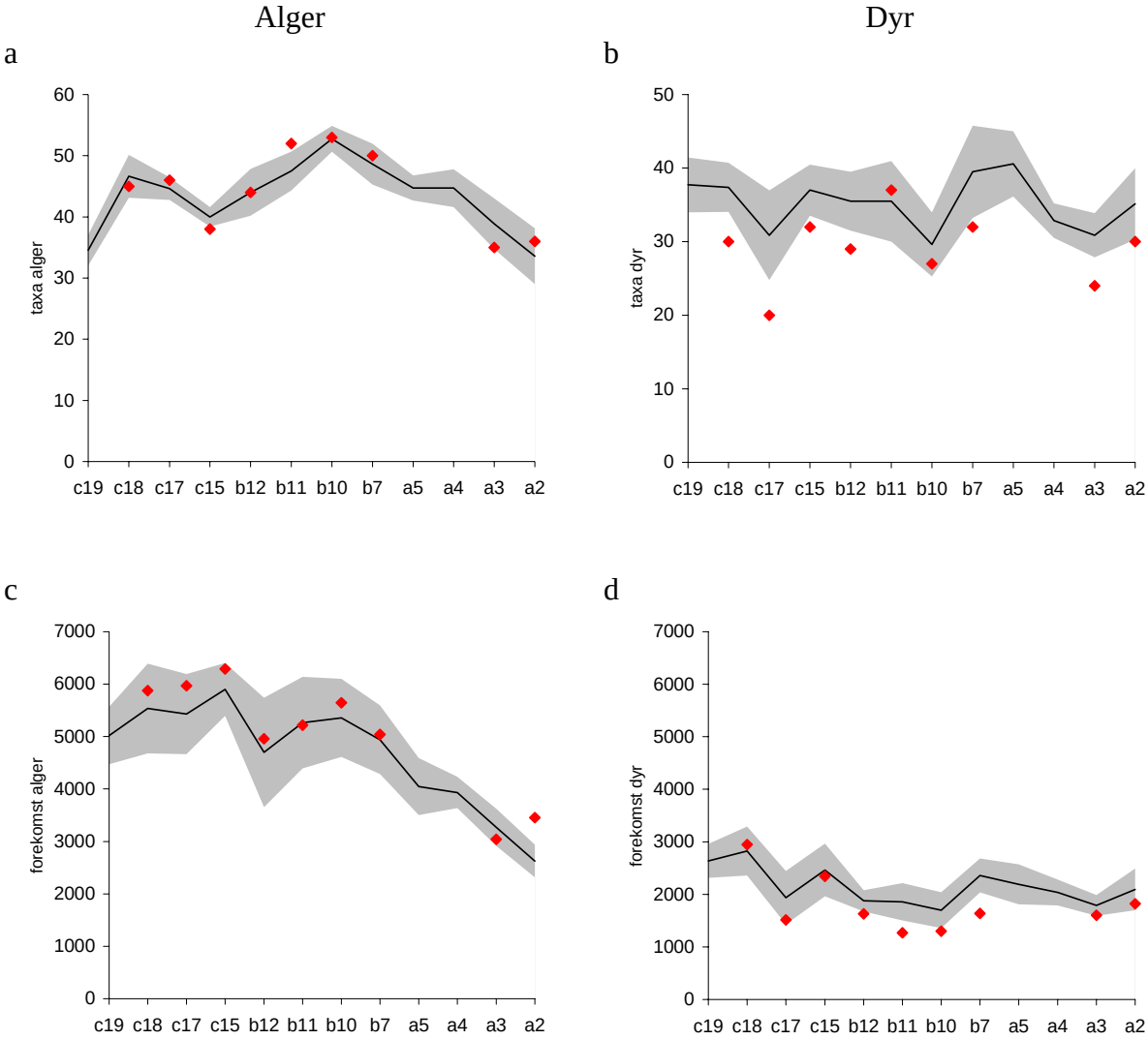
*Artsmangfoldet er generelt høyt på ytre kyst av sør- og sør-vestlandet og noe lavere i ytre Oslofjord området (*Figur 9.1*).*



Figur 9.1. Biologisk mangfold i hardbunnssamfunn langs kysten av Skagerrak i 0-24m dyp (alger og dyr, Shannon-Wieners indeks H (log e) og forekomstskala 1-4).

9.1 Tilstand

Av fastsittende makroalger ble det i 2003 funnet omtrent det samme antall arter og samme mengde (forekomst) som for gjennomsnittet av perioden 1995-2002, med unntak for på Færder i ytre Oslofjord hvor forekomstene av alger var noe større enn vanlig (Figur 9.2 a og c). Mengden alger viser som tidligere år en økning fra øst mot vest, og det største artsantallet var som vanlig på Sørlandet. I B-området (Sørlandet) hadde stasjon b11 Humla (Lillesand) flere arter enn gjennomsnittlig i motsetning til i 2002. På den bølgeeksponerte stasjonen c15 Revø (Farsund) ble det registrert større forekomster av alger enn tidligere, spesielt sammenlignet med 2002, mens artsmangfoldet var lavere enn gjennomsnitt. På den bølge-eksponerte stasjonen c18 Rossø (Flekkefjord) og den mer beskyttede stasjonen c17 (Flekkefjord), ble det også funnet høyere algedekke enn tidligere. Forskjellene er marginale og er trolig naturlige svingninger som ikke har konsekvenser for utviklingen over tid. Hele 2003 frem til prøvetakingen i juni var med unntak for mai varmere enn normalt og sammen med episoder av uvanlig lav salinitet, kan dette temporært ha påvirket algeveksten.



Figur 9.2. Antall arter (taxa) og forekomst av alger (a, c) og dyr (b, d) vist som gjennomsnitt med standardavvik for perioden 1995 - 2002. Registreringene fra 2003 er markert med egne punkter. Alle registreringer i dybdeintervallet 4-22m er inkludert i beregningene.

Antall og forekomst (mengde) av fastsittende dyr var for de fleste stasjoner lavere i 2003 sammenlignet med gjennomsnittet for de siste årene (1995-2002)(Figur 9.2 b og d). Kun stasjon b10 Prestholmen og b11 Humla på Sørlandet lå innenfor gjennomsnittet for antall arter. Forekomsten av dyr på Sør-vestlandet (c-området) var innenfor gjennomsnittet, men på c17 var det uvanlig få dyrearter. Det registreres ofte et omvendt mengdeforhold mellom alger og dyr. Øker den ene går det gjerne på bekostning av den andre. Det kan være mange årsaker til dette, men konkurranse om plass er en viktig faktor samtidig som arter kan dekke over hverandre og påvirke observasjonene. Generelt var det ikke høyere algeforekomster i 2003 enn normalt og det er usikkert hva som er årsak til den lave forekomsten registrert for dyr.

De observerte variasjoner i totalt antall og total mengde av alger og dyr utgjøres først og fremst av en økning av antall brunalgearter og nedgang i forekomst og arter av vann-filtrerende dyr (Figur 9.3). Stasjon b11 Humla ved Lillesand hadde en markert økning i antall brunalgearter samtidig som det var en nedgang i antall rødalgearter. Men økningen er ikke dramatisk og skyldes først og fremst vanlige strandsonearter som martaum, finsveig, tang, fingertare og bruntrevl, som i 2003 vokste noe dypere enn det som har vært vanlig på denne stasjonen (tidstrendene er basert på observasjoner i dybdeintervallet 4-22m). Humla hadde også klart flest vannfiltrerende dyr blant de undersøkte stasjonene, men skiller seg først og fremst ut ved at antall arter vannfiltrere var unormalt lavere på de øvrige stasjoner (Figur 9.3).

Nedgang i antall og forekomst av dyr ble også observert i 2002, men i 2003 gjelder dette både artsantall og forekomst av vannfiltrerere, beitere og rovdyr på de fleste av stasjonene (Figur 9.2 og Figur 9.3). Årsaken til dette er ikke funnet, men kan ha sammenheng med endringer som skyldes økt partikkelbelastning, jfr. temakapittel 11. 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.

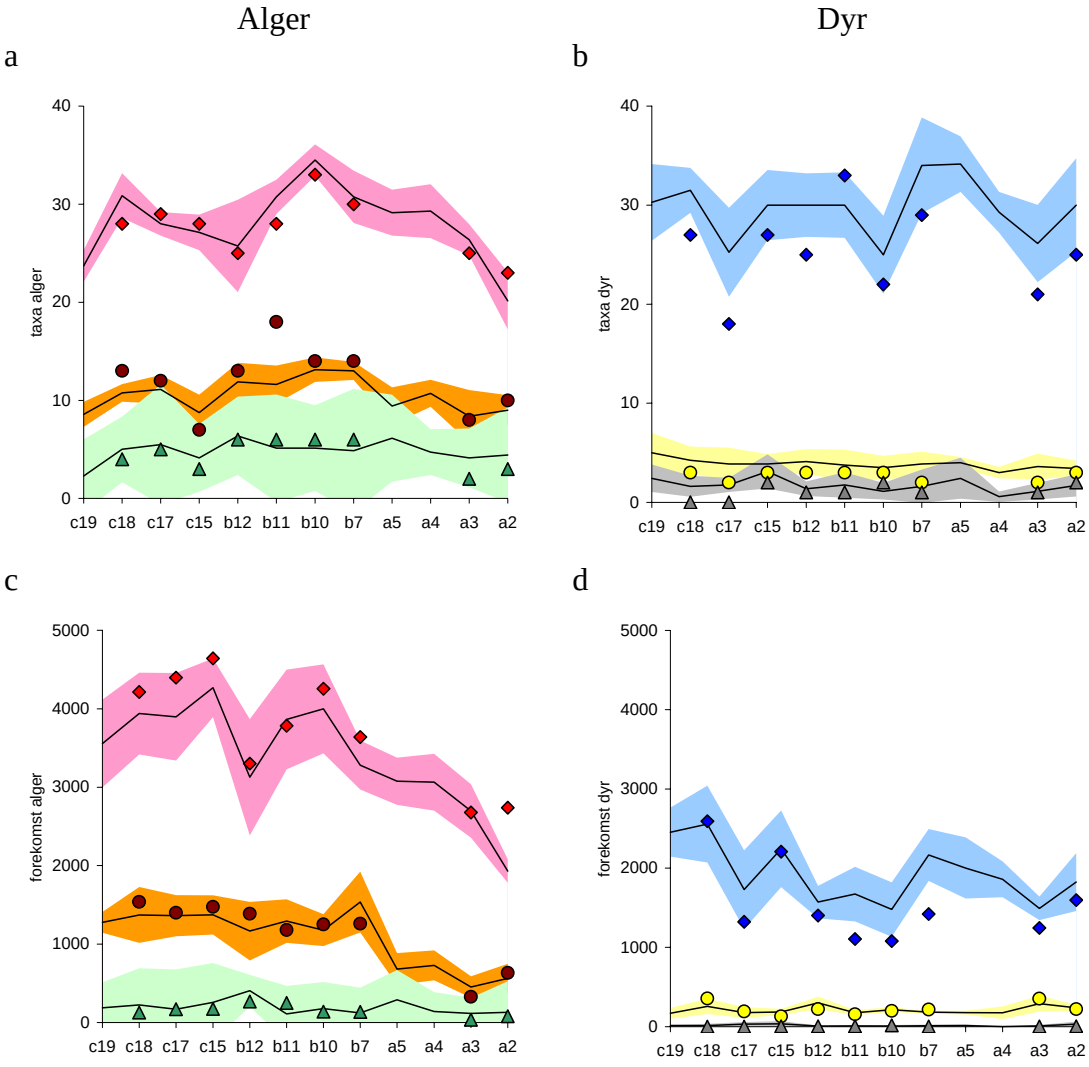
Av rovdyr ble det i 2003 funnet færre arter av sjøstjerner og mindre forekomster av taskekrabber enn vanlig. Det har imidlertid vært relativt store svingninger i forekomsten av disse gjennom hele undersøkelsesperioden. Rovdyrene domineres mengdemessig av sjøstjerner, særlig av vanlig korstroll (*Asterias rubens*) som er blitt registrert ved samtlige prøvetakinger.

Beitere er en forholdsvis beskjeden kategori på kystovervåkingsstasjonene, særlig er det lite kråkeboller på Skagerrakkysten sammenlignet med store deler av den øvrige norskekysten hvor beiting fra kråkeboller er et stort problem. I Skagerrakregionen er imidlertid Oslofjorden kråkebollebeitet og på de to beskyttede stasjonene i ytre Oslofjord (a92 og a93) var mengden kråkeboller også høyere enn på de øvrige kystovervåkingsstasjonene (ikke vist). Disse påvirker til en hvis grad artssammensetningen, men stasjonene var ikke nedbeitet. I perioden 1995-2003 er det kun funnet kråkeboller ved 32 av de 107 transektregistreringer som er rapportert her. Kråkebollen *Echinus esculentus*, som beiter på fastsittende flora og fauna i sjøsonen, har sannsynligvis en positiv strukturerende rolle i tareskogssamfunn. Det er usikkert hvilken betydning artens lave forekomst på kystovervåkingsstasjonene har for tareskogen her. Ytre kyst av Skagerrak og Vestlandet er blant de få områder hvor det fortsatt er sammen-

hengende tareskog. For store deler av vår kyst er skogen beitet ned, og det er stort sett drøbak-kråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*) som har skylden for dette.

Klassifisering av tilstand

Det er gjennom tidene utviklet mange metoder for å reflektere økologisk tilstand, samtidig som det i disse dager pågår et intensivt utviklingsarbeid i hele Europa nettopp med dette formål i forbindelse med implementeringen av vannrammedirektivet. Men i dag eksisterer det ingen godkjent metodikk eller retningslinjer for klassifisering av tilstand i hardbunnssamfunn som f.eks. for bløtbunnssamfunn. Av den grunn (og til forskjell fra årsrapporten for 2002) presenteres det her kun standard indekser for biologisk mangfold basert på *artsantall* og Shannon-Wieners *diversitetsindeks* H'. Andre indekser for klassifisering av økologisk tilstand vil bli tatt i bruk når det er oppnådd europeisk enighet om metodikken.



Figur 9.3. Antall arter (taxa) (a og b) og forekomst (c og d) av kategorier av alger og dyr vist som normaler (gjennomsnitt) med standardavvik for hver stasjon for perioden 1995 - 2002. Registreringene fra 2003 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.

Den enkleste indeksen er *artsantall* som enkelt og greit forteller hvor mange arter som er funnet. Høyt artsantall indikerer stort mangfold. Shannon-Wieneres *diversitetsindeks* H' (Shannon & Weaver 1963) er trolig den vanligst benyttede indeksen for artsmangfold og tar i beregning tetthet (forekomst) av den enkelte art i tillegg til artsantall. Høy indeks indikerer stort mangfold.

Shannon-Wieners diversitetsindeks (Figur 9.1) beregnet for hardbunnsdata er modifisert ved at artenes *forekomst* (angitt på skala 1-4) er benyttet framfor *individtall* som er beskrevet originalt. Diversitetsindeksen er sterkt avhengig av hvordan den er blitt regnet ut og kan ikke uten videre sammenliknes med andre undersøkelser. Grunnet den store heterogeniteten i habitater langs et hardbunnstransekt fra fjæra og ned til dypeste dyp, vil også en samlet diversitetsindeks for en stasjon bli meget høy og forskjellen mellom stasjoner bli liten. I Figur 9.1 er den høye indeksen dempet ved å bruke $\log_e$ framfor $\log_2$ som er vanlig. 'Artsfattige' samfunn som a02 og a03 får da en indeks rundt 4,0, mens artsrike samfunn som b10 får indekseverdien 4,3.

En annen type indekser er basert på tilstedeværelse/fravær av indikatorarter som viser reaksjon på en miljøendring som f.eks. forurensning og overgjødsling. Artene i slike systemer tildeles 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.

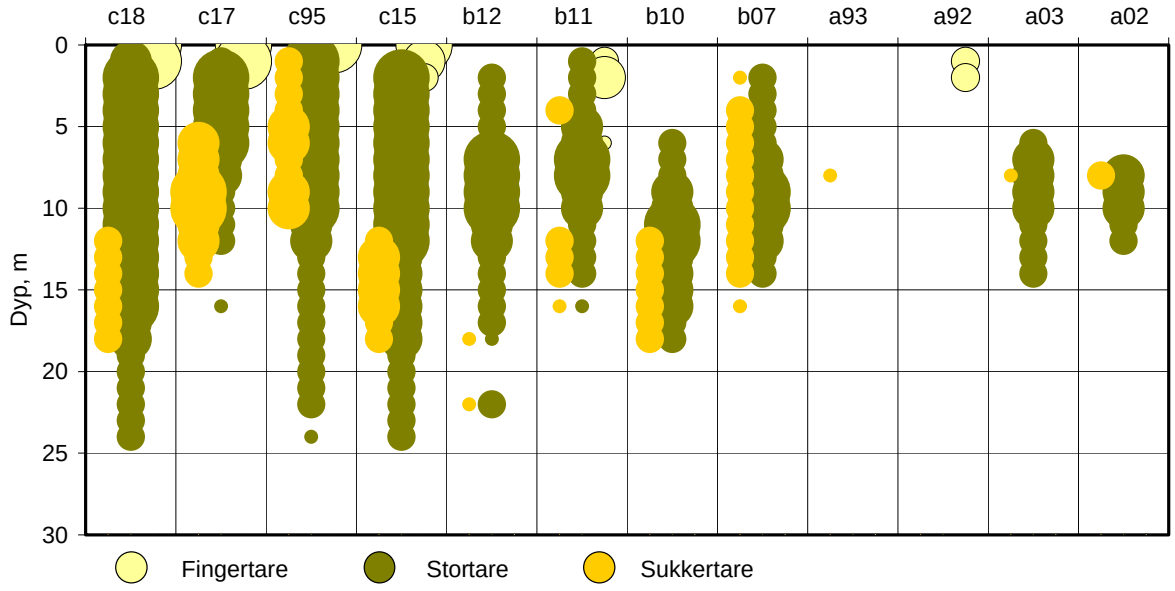
Artenes morfologi og livsløp som 'trådformede og ettårige arter' mot 'tykke og flerårige arter', sammen med inndelingen i rød-, brun og grønnalger, har lang tradisjon innen beskrivelse og evaluering av tilstand i hardbunnssamfunn. Mange av disse artsegenskapene inkluderes nå i utviklingen av nye metoder som bygger på *reaksjonsindekser*. Som nevnt er det stor innsats både nasjonalt og internasjonalt på utviklingen av indekser for fastsetting av økologisk tilstand. Ærtebjerg et al. (2003) gir 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 indikatorgrupperinger og indikatorarter som et mål på miljøstatus. BIOKLASS, et strategiske instituttprogram (SIP) mellom NIVA og NINA har som målsetning å bringe fram tilsvarende kunnskap om biologisk tilstands-klassifisering for norske forhold. De lange tidsseriene fra Kystovervåkingsprogrammet er et vesentlig fundament i dette utviklingsarbeidet, spesielt for hardbunnsklassifisering.

Tareskog i 2003

Tilstanden i tareskogen i 2003 var tilfredsstillende langs den ytre kysten av Sør-vestlandet (C-området) og tildels tilfredsstillende 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), og på en av Sørlandsstasjonene (b11) (Figur 9.4). På fjordstasjonene c95 og c17, var sukkertare (*L. saccharina*) vanlig i 4-11m dyp, på den eksponerte c15 var den vanlig på 12-17m dyp. For øvrig forekom sukkertare for det meste spredt og på større dyp. Stortaren med sin lange stilk og store blad på toppen, skaper et viktig skogmiljø som gir grunnlag for et rikt alge- og dyreliv (Christie 1995). Tarestilkene øker i

tillegg tilgjengelig levesubstrat for dyr og alger, 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). På de åpne stasjonene i område A er stortare bare vanlig i et snevert dybdeintervall (6-10m), mens det ikke ble registrert stortare på de beskyttede stasjonene (a92, a93) (Figur 9.4). Det var kun registrert spredt forekomst av fingertare (a92) og et enkelt funn av sukkertare på a93. Det er en nedgang i forekomsten av tare på de 2 beskyttede stasjonene a92 og a93 hvor det ble registrert både stortare og sukkertare på begge stasjoner i 2002.

Stortare er relativt følsom for høy vanntemperatur og lav salinitet. 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 utbredelse. Menneskelige aktiviteter som gir økt turbiditet (grumsethet) og avrenning fra land og elvevann med mye organisk stoff og partikler, gir 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 og mengden suspendert materiale er høyere i A-området enn i de øvrige områdene (konf. kapittel 7).



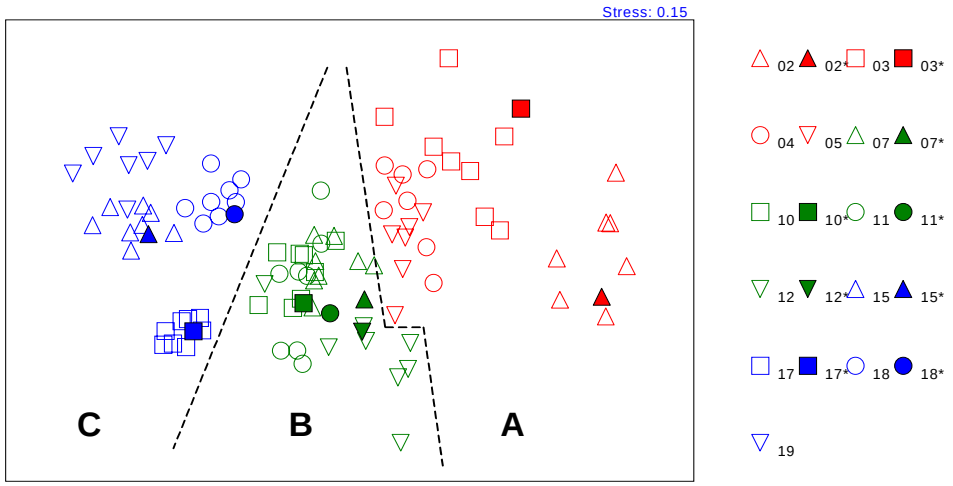
Figur 9.4. Forekomst og vertikalutbredelse av fingertare, stortare og sukkertare i 2003. Bredden på søylene indikerer mengden av tare (enkeltfunn, sjelden, vanlig, dominerende).

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 ikke tatt med i de beregninger hvor 2003 sammenliknes med et 'normalsamfunn'. Et 'normalsamfunn' for Skagerrakkysten er blitt beregnet ut fra et gjennomsnitt av perioden 1995- 2002.

Likhet i artssammensetning mellom stasjoner, områder av kysten og over tid, er beregnet ved standard multivariate analysemetoder spesielt utviklet for slike samfunnsvurderinger. Disse analysene 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 beregninger av likheter mellom prøvene fra en mange-dimensjonal sammenheng til det visuelt mer begripelige plandiagrammet.

Endringer på samfunnsnivå
Likhet mellom 2003 og årene før (1995-2002) 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 2003-observasjonene (lukket symbol) plasserer seg i forhold til øvrige observasjoner fra 1995-2002 (åpne symboler).



Figur 9.5. Likhet mellom hardbunnsstasjoner basert på artssammensetning, dvs. tilstede-værelse og mengde av arter/taxa. Liten avstand mellom symboler viser stor likhet. Stasjoner i 2003 er markert med fylte symboler (og merket med * i tegnforklaring). Stasjoner i perioden 1995-2002 er vist med åpne 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). De stiplete strekene er hjelpelinjer tegnet inn for lettere å skille mellom prøver fra A, B og C området. Sammenlikningen er basert på registreringer fra dybdeintervallet 4-22m.

Den matematiske likhetsberegningen gir at 2003 prøven fra stasjon 2 (rød trekant) og 3 (rød firkant) i område A skiller seg mer enn 25% fra beregnet gjennomsnittsverdi for stasjonen. Hvilke dominerende artsendringer som er årsak til dette er vist i Tabell 9.1. I område C skiller fjordstasjonen 17 (firkant) seg fra øvrige C stasjoner, men året 2003 er svært likt med tidligere år.

De nye fjordstasjonene a92, 93 og c95 er ikke tatt med i plottet i påvente av noe lengre observasjonsserier. (En analyse som inkluderer disse stasjonene er utført for årene 2002 og 2003 og plottet er vist i Figur 9.9). For øvrig viser Figur 9.5 at stasjon a02 avviker betydelig i sin artssammensetning fra øvrige overvåkingsstasjoner og a02 og a03 har størst 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 0.15 og figuren må derfor tolkes med forsiktighet.

På stasjon a02 ble det i 2003 funnet en kraftig økning i mengde av den skorpedannende rødalgen fjæreblod og den lille rødalgen rødpusling, mens det derimot ikke ble funnet brødsvamp (Tabell 9.1). Brødsvamp ble heller ikke funnet i 2002. 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) var det forventet at arten ville bli registrert i 2003. Men forekomstene av brødsvamp har aldri vært stor på a02.

Tabell 9.1. Endringer artssammensetning (gjennomsnittlig forekomst) på stasjonene a02 Færder og a03 Lyngholmen mellom 'normalår' (1995-01) og 2002. Gjennomsnittlig beregnet forskjell mellom normalåret og 2003 er gitt i %. Stasjoner med endring i artssammensetning på over 25% er vist i tabellen. Artsnavn i uthevet skrift viser at denne arten også i 2002 hadde en redusert forekomst i forhold til 'normalår'.

Stasjon	Taxa	Kategori	Endring	Forekomst 1995-02	Forekomst 2003
a02	*Hildenbrandia rubra*	rødalge - fjæreblod	↗	4	140
	Audouniella spp.	rødalge - rødpusling	↗	10	300
	Elachista spp.	brunalge - tanglo	↗	0	37
	Actinaridia	nesledyr - sjørose	↗	7	72
	Desmarestia viridis	brunalge – mykt kjerringhår	↘	49	0
	Halichondria sp.	svamp – brødsvamp	↘	44	0
	Polysiphonia elongata	rødalge - stilkdokke	↗	0	20
			28%		
a03	Bryozoa indet.	skorpedannende mosdyr	↘	126	0
	Bonnemaisonia asparagoide	rødalge – aspargesalge	↘	73	0
	Actinaridia	nesledyr - sjørose	↗	11	54
	Porifera indet.	svamp - ubestemt	↘	29	0
	Pomatoceros triqueter	børstemark – trekantmark	↘	49	0
	Crisiidae indet.	mosdyr – små buskformer	↘	40	0
	Brongniartella byssoides	rødalge - fagerdokke	↘	22	0
			28%		

På stasjon a03 Lyngholmen var forekomsten av flere dyrearter redusert i 2003. Oppsiktsvekkende var fraværet av mange skorpedannende mosdyr, men heller ikke de små buskdannende mosdyrene av slekten *Crisiidae* ble funnet. Det var kun arten *Electra pilosa* som ble funnet i normale forekomster (gjennomsnitt for perioden 1995-2002). Trekantmark er ikke funnet på a03 siden 2001, og før det ble den registrert hvert år, men dog i nokså varierende forekomster. Svingninger i trekantmarkens bestand er normalt, og en konsekvens av deres opportunistiske livsstrategi. Det har også vært en nedgang i svampforekomstene på a03 i forhold til tidligere år. På a03 var brødsvamp i 2003 spredt forekommende gjennom deler av transektet, men med mindre forekomster enn i 2002. Små ubestemte sjøroser (*Actinaridia*) ble registrert ned til 10m dyp i større forekomster enn vanlig, men disse har sannsynligvis blitt registrert tidligere i liknende forekomster, men da under slektsnavnet *Sagartiidae*.

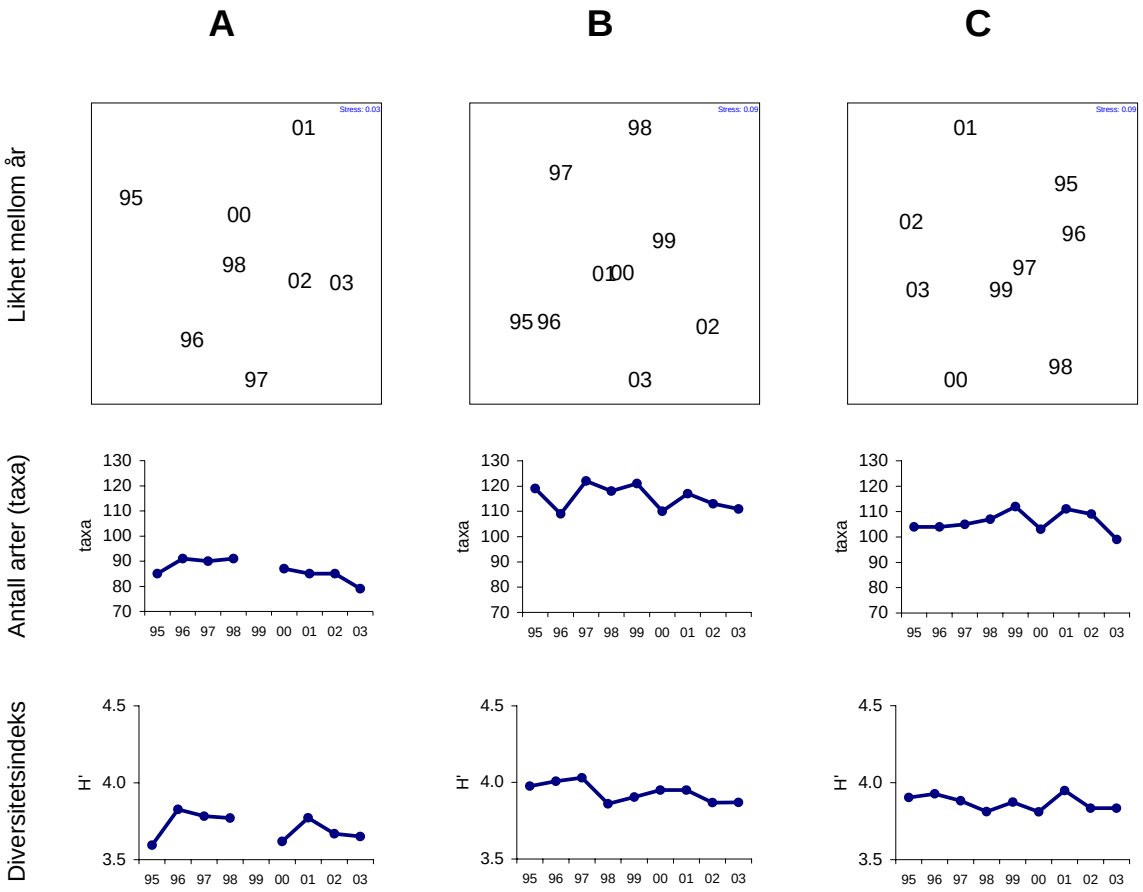
Forekomstene av sekkdyrslekten *Botryllus* har vært lave i område B de siste årene og det ble i rapporten for 2002 påpekt at arten bør følges nøye videre (Moy et al. 2003). I 2003 ble det funnet små mengder av sekkedyret på samtlige B-stasjoner unntatt b07, men det er tegn til at forekomstene er blitt mindre i de senere år. Dette kolonidannende sekkedyret er meget følsomt overfor nedslamming, men kan raskt reetablere seg når forholdene har blitt bedre (Hiscock 2002). Flere års reduserte forekomster eller fravær av *Botryllus* kan derfor indikere en økt nedslamming av hardbunn i disse kystområdene.

For områdene sett under ett, viser alle de tre områdene (A, B og C) at året 2003 plasserer seg i utkanten av diagrammene, dvs. avviker fra gjennomsnittet som ligger midt i figurene (Figur 9.6, 'Likhet mellom år'). De tre områdene kan ikke sammenliknes mht. avstand mellom år fordi avstanden er relativ for hver figur. Figurene over antall arter og artsrikhet (diversitetsindeks) viser at perioden har vært urolig med hendelser som har ført til variasjoner i artssammensetningen. Etter noen år med høyere artsrikhet synes mangfoldet siden 2001 igjen å avta . Antall taxa i område A og C var i 2003 de laveste som er registrert i perioden. Tilsvarende reduseres det biologiske mangfoldet etter 2001 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, 2002 var positiv, mens den var omtrent null i 2003.

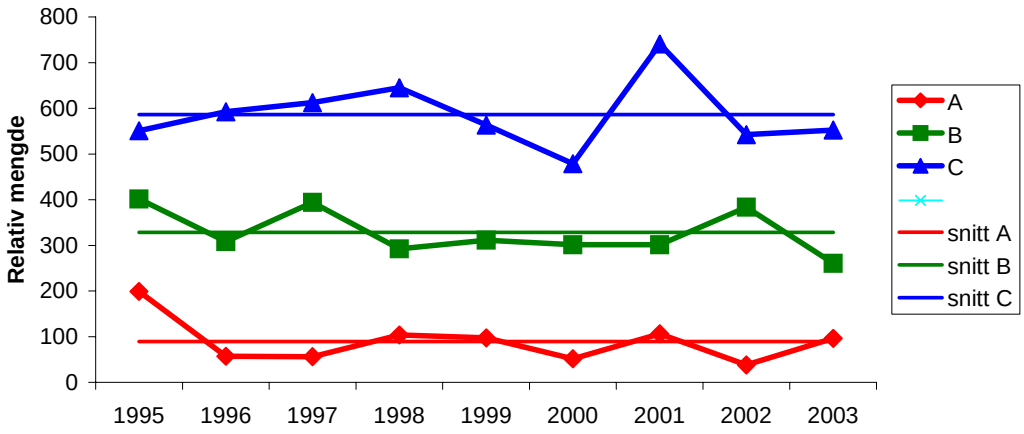
Tilførsler av næringsrikt vann fra Tyskebukta og sørlige Nordsjøen (Figur 5.2) påvirker også i stor grad algevegetasjonen langs kysten, da dette næringsrike vannet tilføres vårt kystvann tidlig vår/sommer. Innstrømmingen av Tyskebuktvann var særlig sterk i flomårene 1994 og 1995, siden i 1999, 2002 og nå senest i 2003.

Tareskog

Etter en svært lav forekomst av stortare på stasjonene i ytre Oslofjord (A) i 2002, ble det i 2003 igjen registrert normale mengder (Figur 9.7). Årsaken til nedgangen i 2002 kan være den unormalt høye sjøtemperaturen vinter og vår det året. I B-området har mengden av stortare vært relativt stabil gjennom stort sett hele undersøkelsesperioden. I 2002 var det en liten oppgang, men en relativ stor nedgang fra 2002 til 2003 ledde til den laveste forekomst som er registrert i perioden. Storm i 1999 og 2000 ga sterk slitasje på tareskogen i område C. I 2001 ble det registrert kraftig gjenvekst av yngre planter, mens samlet forekomst i 2002 og 2003 var på nivå med gjennomsnittet for 1995-1999.



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.



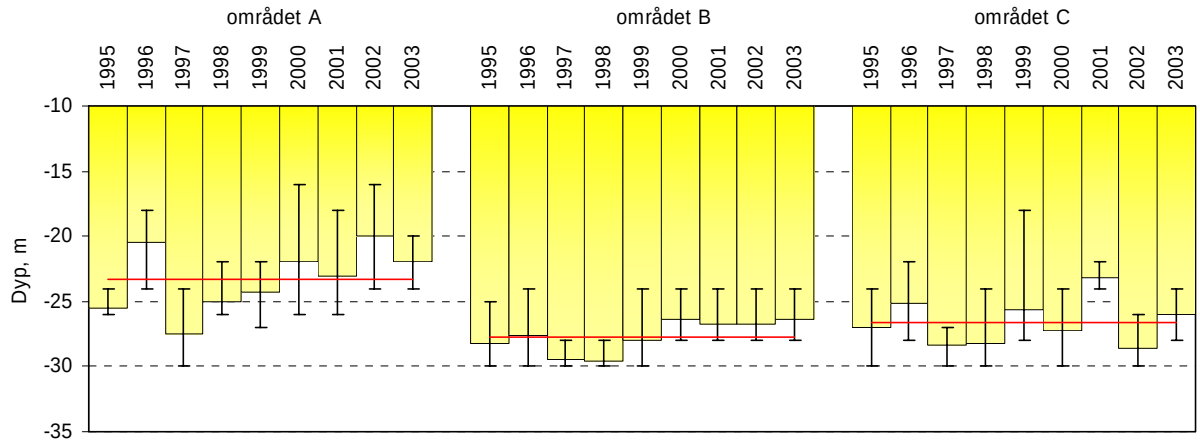
Figur 9.7. Summert og gjennomsnittlig forekomst av stortare over perioden 1995-2003 i område A, B og C.

Nedre voksegrense for alger

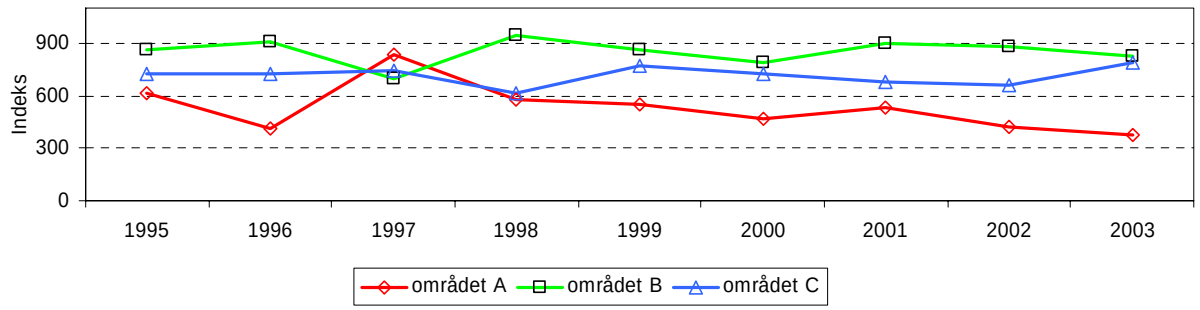
Hvor langt lyset trenger ned i vannmassene er et godt mål på vannkvalitet. Siktdyp gir et øyeblikksbilde, mens nedre voksegrense for alger gir et akkumulert alternativt mål. Jo dypere lyset trenger ned, jo dypere kan algene vokse. Men en skal dog være oppmerksom på andre faktorer som kan begrense nedre voksegrense.

Gjennomsnittlig nedre voksegrense for fagerving (*Delesseria sanguinea*) i hvert av områdene A, B og C er vist i Figur 9.8.a (søyler). Minste og største voksedyp registrert på stasjonene innen hvert område, er markert med opp-ned linje. Enkelt-individer av fagerving kan forekomme under denne beregnede voksegrensen, da det er satt krav til minimum 'spredt' forekomst av arten. Nedre voksegrense for fagerving er nokså stabil rundt 24-26m dyp i B og C-området (Arendal-Flekkefjord), mens den er noen meter grunnere og varierer mer i A-området. Dette henger sammen med ulike vannkvalitet i områdene og i A-området gir Glomma en sterkt variabel påvirkning på miljøet. Største voksedyp i A-området ble målt til 30m i 1997. Dette var til samme dyp som i område B og C. Figuren indikerer en avtagende trend i nedre voksegrense for område A siden 1997 (Figur 9.8.a).

a)



b)



Figur 9.8 Nedre voksegrense for rødalgen fagerving. a) gjennomsnittlig nedre voksedyp for minimum spredt forekomst (søyler, +/- gunneste og dypeste) og snitt for områdene (rød horisontal linje). (De nye stasjonene (a92, a93, c95) er ikke tatt med snittberegningene.)
b) Nedre voksegrenseindeks beregnet for områdene A, B og C. Indeksen er beregnet som sum av mengde*dyp. Høyere verdi er bedre dvs. større forekomst på dypere vann (indeksen er under evaluering).

Siden nedre voksegrense gir liten informasjon om mengden av alger rundt nedre voksedyp, er det i tillegg beregnet en enkel indeks som inkluderer informasjon om dette. Indeksen er basert på sum av forekomst (skala: 1-4) * dyp (i meter), dvs. at stor forekomst på dyp vann gir høy indeksverdi. Figur 9.8b viser at indeksverdien for A-området har vært fallende siden toppåret 1997. Det betyr at utbredelse og forekomst av fagerving på dypt vann har blitt redusert de siste 6 årene, og dette 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 trender i nedre voksegrenseindeksen.

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 sannsynligvis er det en sammenheng mellom de to parametrene. 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 planteplankton i sjøen, både i vinterperioden og spesielt i sommerperioden. Det virker derfor sannsynlig at den sterke veksten av fagerving i 1997, er respons på bedre vannkvalitet.

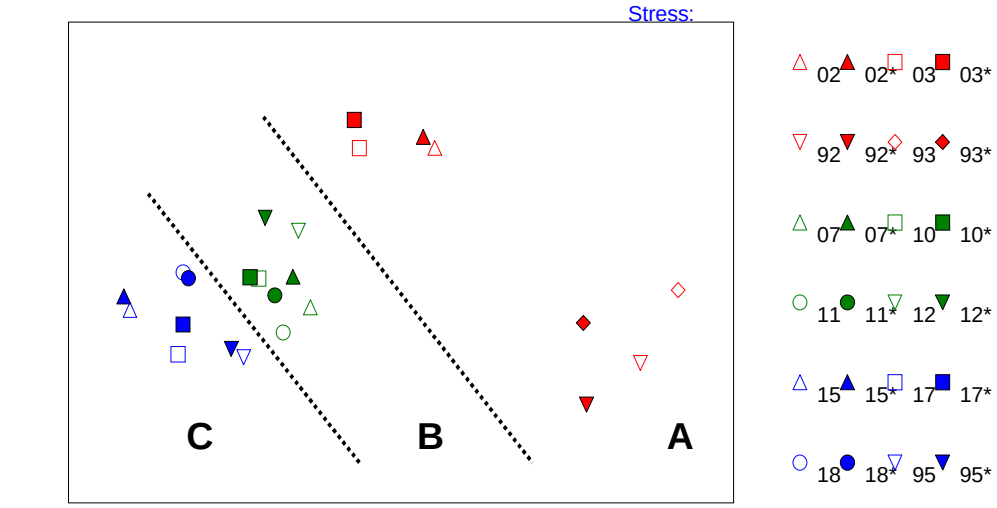
Fagerving (*Delesseria sanguinea*) er en god indikatoralge for nedre voksegrense. Den vokser på alle stasjonene og har et typisk utseende som gjør den 'lett' å identifisere i felt. Fagerving er en flerårig, bladformet alge som også er kategorisert som en indikatorart på god økologisk tilstand. En påvist økning i forekomsten av fagerving på bølgeeksponerte lokaliteter i Skagerrak, 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.

Sammenligning mellom 2002-2003, inkludert beskyttede stasjoner

Likhet i artssammensetning mellom 2002 og 2003 for alle stasjonene er vist i Figur 9.9. Resultatene fra denne analysen viser som tidligere figurer en klar geografisk rangering av områdene A, B og C (fra høyre til venstre i figuren). Dernest viser analysen likhet (eller forskjell) mellom 2003-observasjonene (lukkede symboler) og 2002-observasjonene (åpne symboler). Forskjellen mellom årene er for det meste mindre enn forskjellen mellom stasjonene. Samfunnene på de beskyttede stasjonene i ytre Oslofjord (a92 og a93) som ble inkludert i programmet i 2002, er tydelig annerledes enn på øvrige stasjoner i programmet. Endringen mellom årene på a92 Kongsholmen og a93 Vakerholmen (hhv. øst og vest av Tjøme) synes i tillegg å være større på disse to stasjonene enn for de øvrige stasjoner hvor åpne og lukkede symboler ligger svært nær hverandre i figuren.

Fjordstasjonen c95 Launes som også ble inkludert i programmet i 2002, viser stor likhet mellom årene og stor likhet med c17 Stolen, som er den andre fjordstasjonen i C-området.

Analysen viser også en endring i artssammensetning som korrelerer med grad av bølge-eksponering i det alle de bølgebeskyttede stasjonene (nr: 92, 93, 07, 11, 17 og 95) ligger nedenfor de bølgeeksponerte stasjonene (nr: 02, 03, 10, 12, 15, 18). Bølgeeksponering er en viktig faktor som er bestemmende for artssammensetningen i hardbunnssamfunnene.



Figur 9.9. Likhet mellom hardbunnsstasjoner basert på artssammensetning, dvs. tilstedeværelse og mengde av arter/taxa, i 2002 (åpne symboler) og 2003 (fylte symboler). Avstanden mellom punktene reflekterer grad av likhet/ulikhet i artssammensetning. I tegnforklaringen er stasjonsnumre i 2003 er markert med *. Stasjon 02-93 er i område A (røde symboler), stasjon 07-12 i område B (grønn) og stasjon 15-95 i område C (blå). De stiplete strekene er hjelpelinjer tegnet inn for lettere å skille mellom prøver fra A, B og C området. Sammenlikningen er basert registreringer fra dybdeintervallet 4-22m. Stress = 0.08

10. Bløtbunnssamfunn i Skagerrak

Tilstanden i bløtbunnssamfunnene i Skagerrak i 2003 var stort sett meget god eller god (etter SFTs miljøkvalitetskriterier) med høyt artsmangfold på alle stasjoner, bortsett fra på stasjon A36 i ytre Oslofjord, der artsmangfoldet i noen av årene viste mindre god tilstand.
I perioden 1990-2003 var det en signifikant stigning i artsmangfoldet på de grunne stasjonene A05 og B05 og på den dype stasjonen B35, men artsmangfoldet er fremdeles ikke så høyt som på stasjonen i havet utenfor Lista (C38).
Også forekomst av indikatorarter som viser gode miljøforhold hadde høyest indeks (viste best tilstand) på stasjon C38. Lavest indikatorartsindeks viste skjærgårdsstasjonen B05 utenfor Grimstad.
Individtetthetene var ikke unormalt høye eller lave. De var høyere på de dype enn på de grunne stasjonene. På B35 hadde individmengden gått ned, særlig hos en av de dominerende opportunistiske artene, noe som kan tyde på redusert næringstilførsel.
Innenfor undersøkelsesområdet som helhet og gjennom perioden 1990-2003 sett under ett, var det en svak tendens til forbedret faunatilstand. Resultatene viser imidlertid også at det skjedde betydelige fluktuasjoner innenfor kortere tidsrom, noe som kan forstyrre de lineære trendanalysene.
Innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet var lavt til moderat (meget god til god tilstand) gjennom hele perioden på alle stasjonene, bortsett fra på B05 (mindre god tilstand). TOC på B05 har økt i perioden 1990-2003 og enkelte prøver viste dårlig tilstand. Men økningen i TOC har ikke ført til noen forverring i faunatilstanden (tilstandsklasse meget god mht. diversitet).

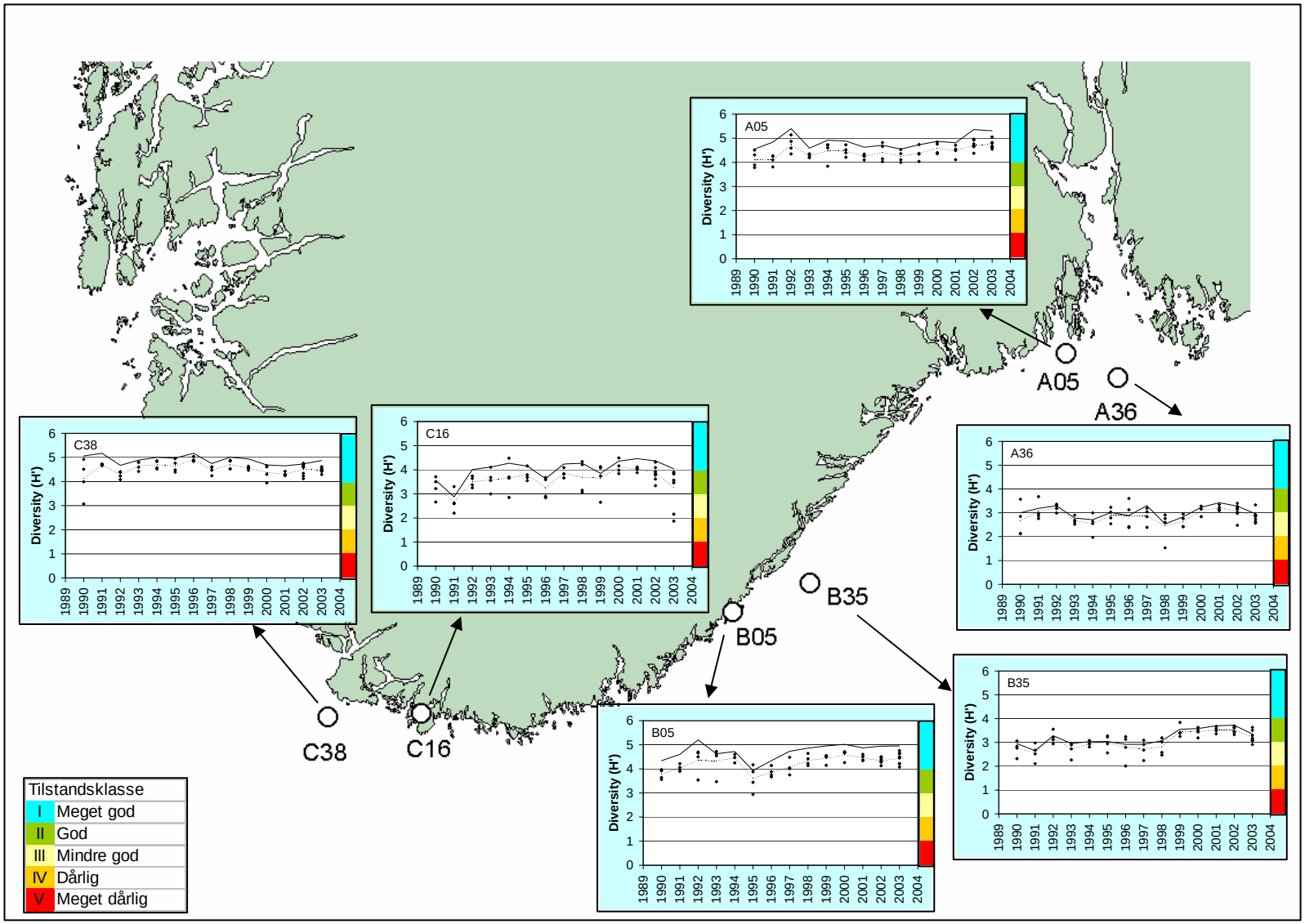
- -

10.1 Bunnfauna

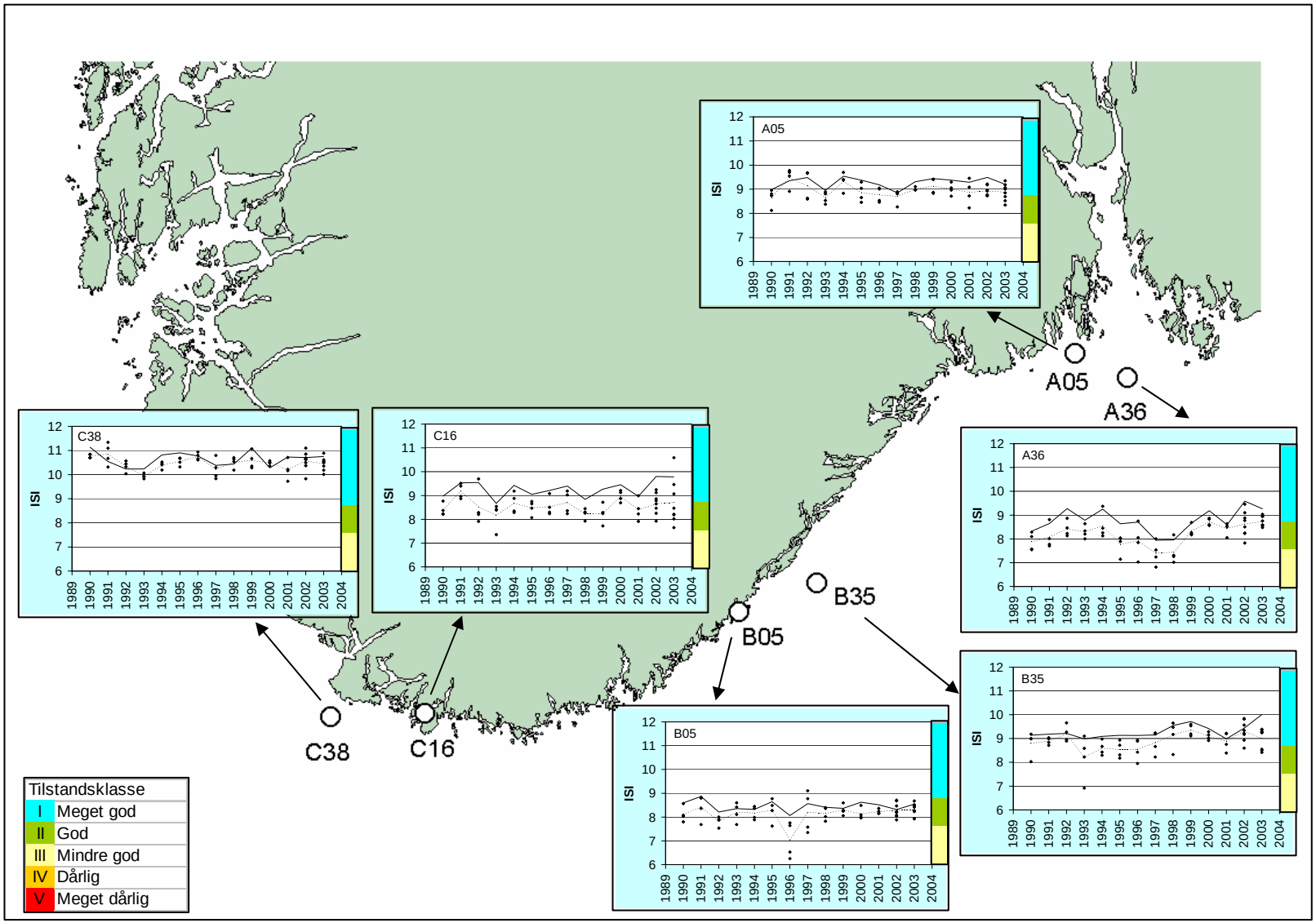
Det er lagt vekt på å beskrive de karaktertrekk ved faunaen som antas å kunne bli påvirket av endringer i næringssalter og biologisk produksjon som tilføres bløtbunnen i form av organiske partikler. De karaktertrekkene som er valgt er: artsmangfold, artssammensetning (indikator-arter), artstall, individtetthet, og forekomst av enkelte dominerende arter. Tidsplott for perioden 1990-2003 av parametre i faunasamfunnet og individtettheter av enkeltarter er vist i Figur 10.1-Figur 10.7 Signifikante trender er vist i Tabell 10.1.

Artsmangfold
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 hos noen dominerende arter. I 2003 var artsmangfoldet på A36 forholdsvis lavt. Dette kan tyde på en svakt forverret tilstand på A36. På stasjon A05 hadde artsmangfoldet økt, noe som indikerer forbedret tilstand. Artsmangfoldet på stasjonene i B-området (B05 og B35) hadde økt noe.

Indikatorarter
Forekomst av indikatorarter (arter som indikerer god miljøtilstand) viste lite endring i perioden (Figur 10.2). Høyest indikatorartsindeks (best tilstand) viste stasjonen i havet utenfor Lista (C38). Lavest indikatorartsindeks viste stasjon B05. Indikatorartsindeksen (ISI) hadde økt noe på B35.



Figur 10.1 Artsmangfold (H') for bløtbunnsfauna pr. grabb og stasjon i 1990-2003. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). (Klassifisering etter SFT 1997.)



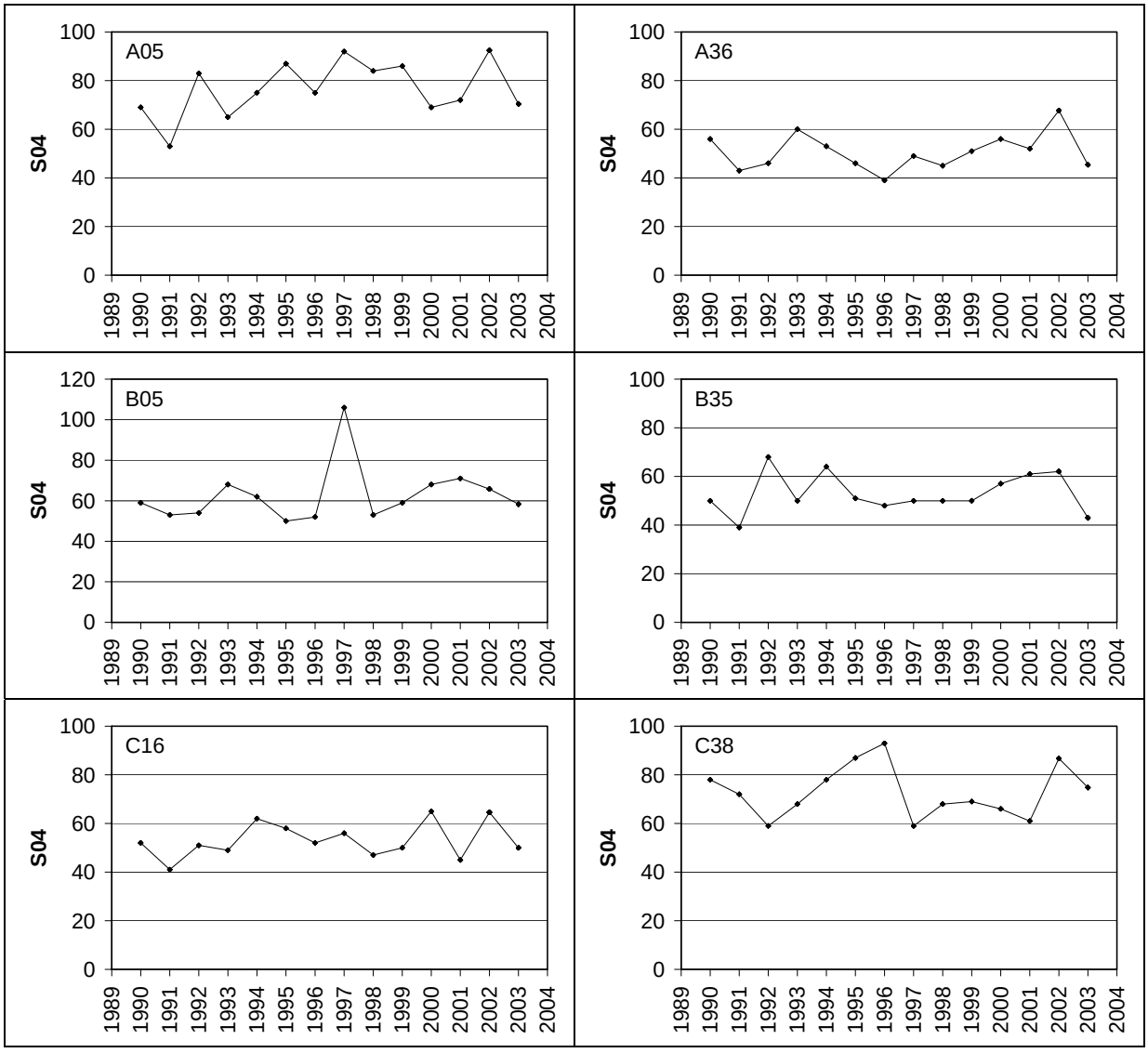
Figur 10.2. Indikatorartsindeks (ISI) for bløtbunnsfauna pr. grabb og stasjon i 1990-2003. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). (Klassifisering: Rygg 2002.)

Artstall

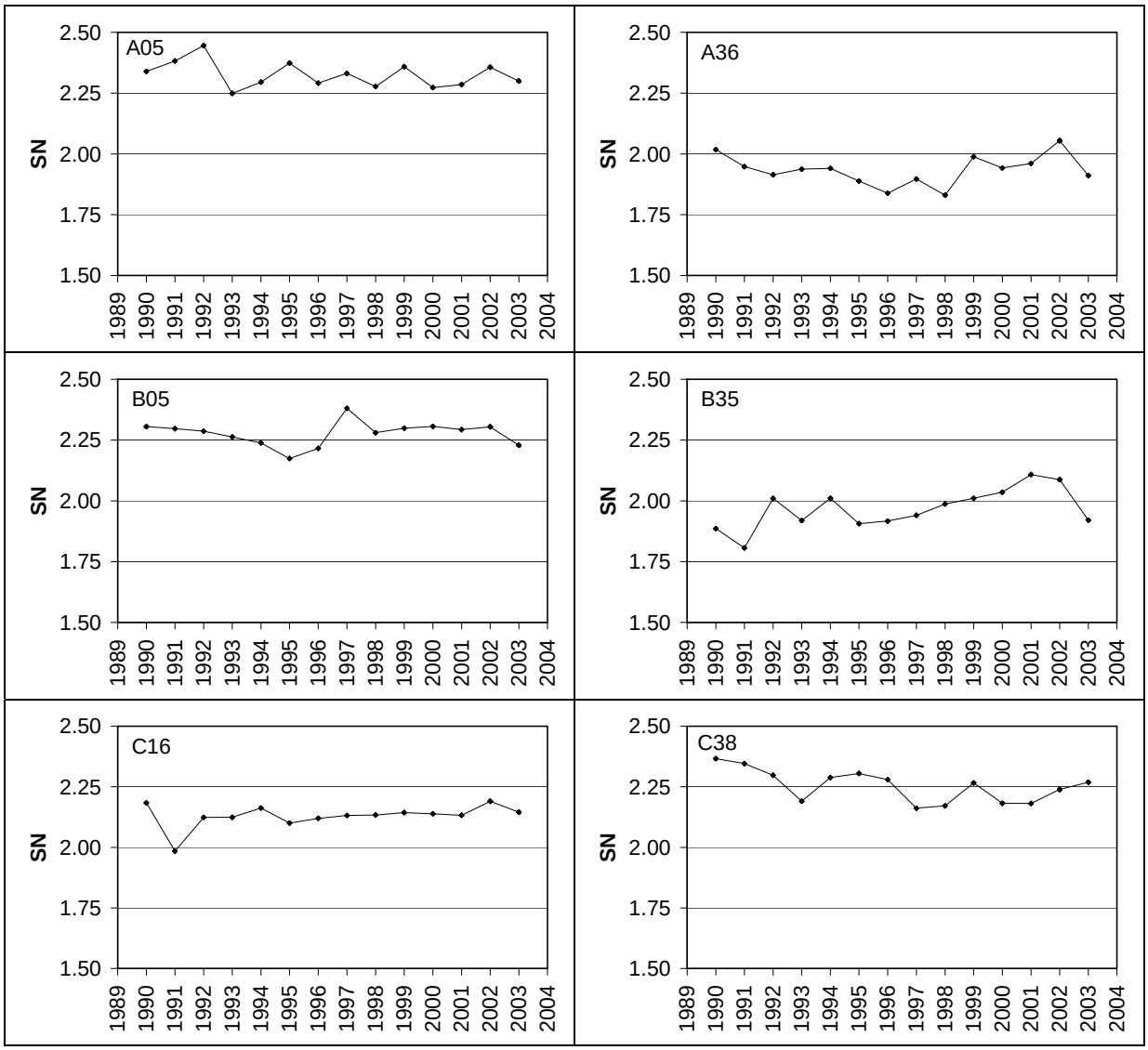
Det er nylig utviklet indekser for artstall pr. areal (S_{04}) og artstall pr. individmengde (S_N) (Lyche og medarb. 2003).

Artstall på stasjonene i perioden 1990-2003 er uttrykt ved artstetthet (artstall pr. 0.4 m^2 (S_{04}), Figur 10.3) og artstall pr. individmengde (S_N, Figur 10.4).

Antall arter var innenfor det normale for fjorder og kystvann, men var lavere på A36 og B35 og til dels på C16 enn på de andre stasjonene. Det høye artstallet på stasjon B05 i 1997 kommer av at to av prøvene var veldig individrike og dermed forventes å inneholde flere arter (Figur 10.5). Artstetthet på over ca. 40 arter pr. 0.4 m^2 kan betraktes som høy (god tilstand), over ca. 60 som meget høy (meget god tilstand). På A05 og C16 var det en økning i artstetthet i undersøkelsesperioden (Tabell 10.1). Det var lavest artstall pr. individmengde (S_N) på de dype stasjonene A36 og B35. Verdier av S_N over 2.0 kan betraktes som høye (god til meget god tilstand).



Figur 10.3. Artstetthet (artstall pr. 0.4 m^2) i 1990-2003. (Merk ulik skala på B05.)

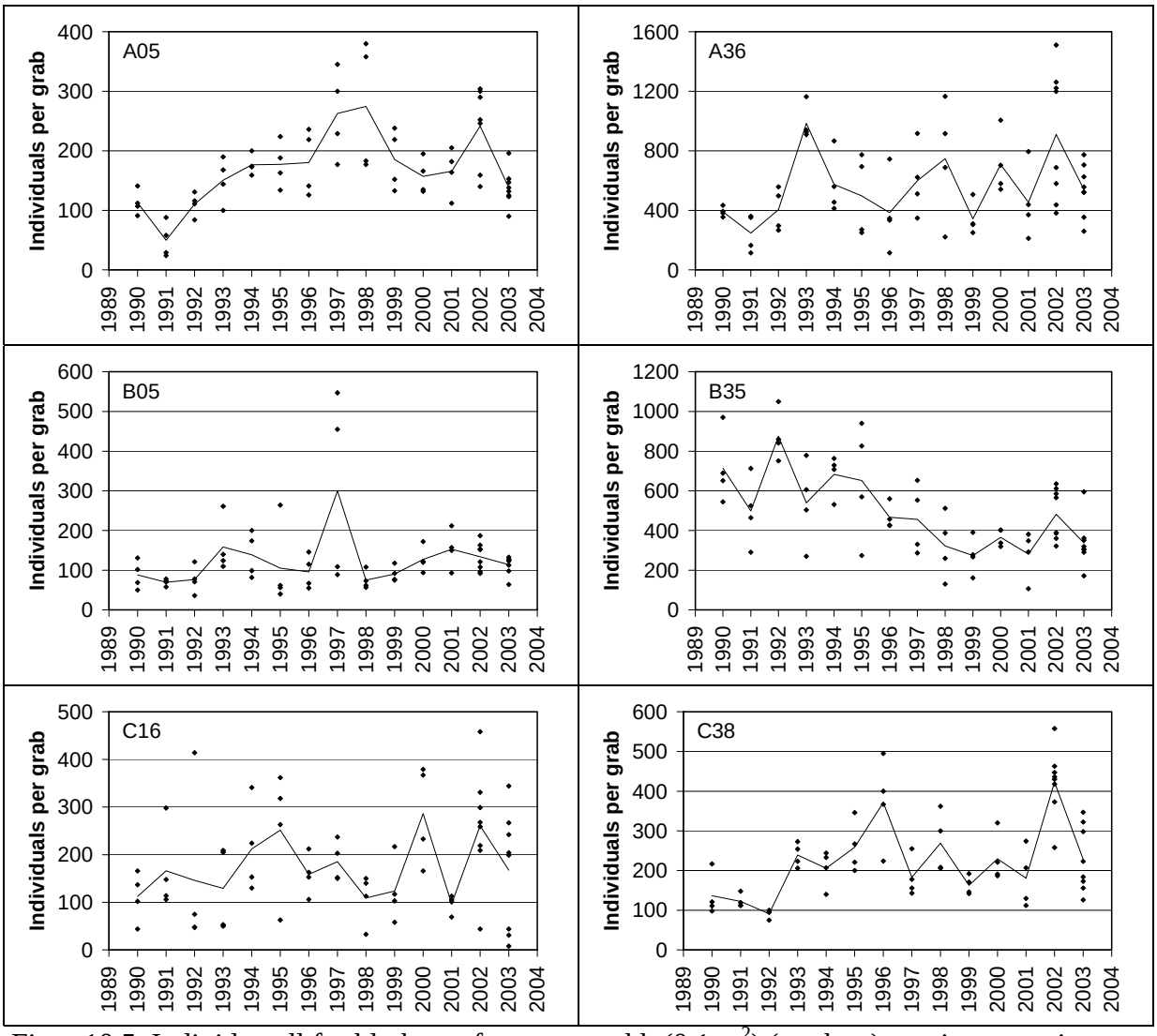


Figur 10.4. Artstall pr. individmengde (S_N) i 1990-2003.

Individtetthet

Individtetthetene var innenfor det normale for fjorder og kystvann, men var høyere på de dype enn på de grunne stasjonene (Figur 10.5). Generelt i fjorder og kystvann finner vi ellers ingen slik trend. Dette kan indikere større sedimentering av næringspartikler et stykke ut fra Skagerrakkysten enn nærmere kysten. Dette vil imidlertid bli vurdert nærmere i kommende år. Endringene i individtettheter på de enkelte stasjonene viste betydelig og tildels usystematisk variasjon fra år til år, og ingen konsistent trend gjennom hele perioden. Også mellom parallelle prøver tatt på samme tidspunkt var det ofte stor variasjon.

Individmengden hadde økt på A05 og A36. Individmengden på B35 hadde gått ned, særlig hos en av de dominerende opportunistiske artene, noe som kan tyde på redusert næringstilførsel.



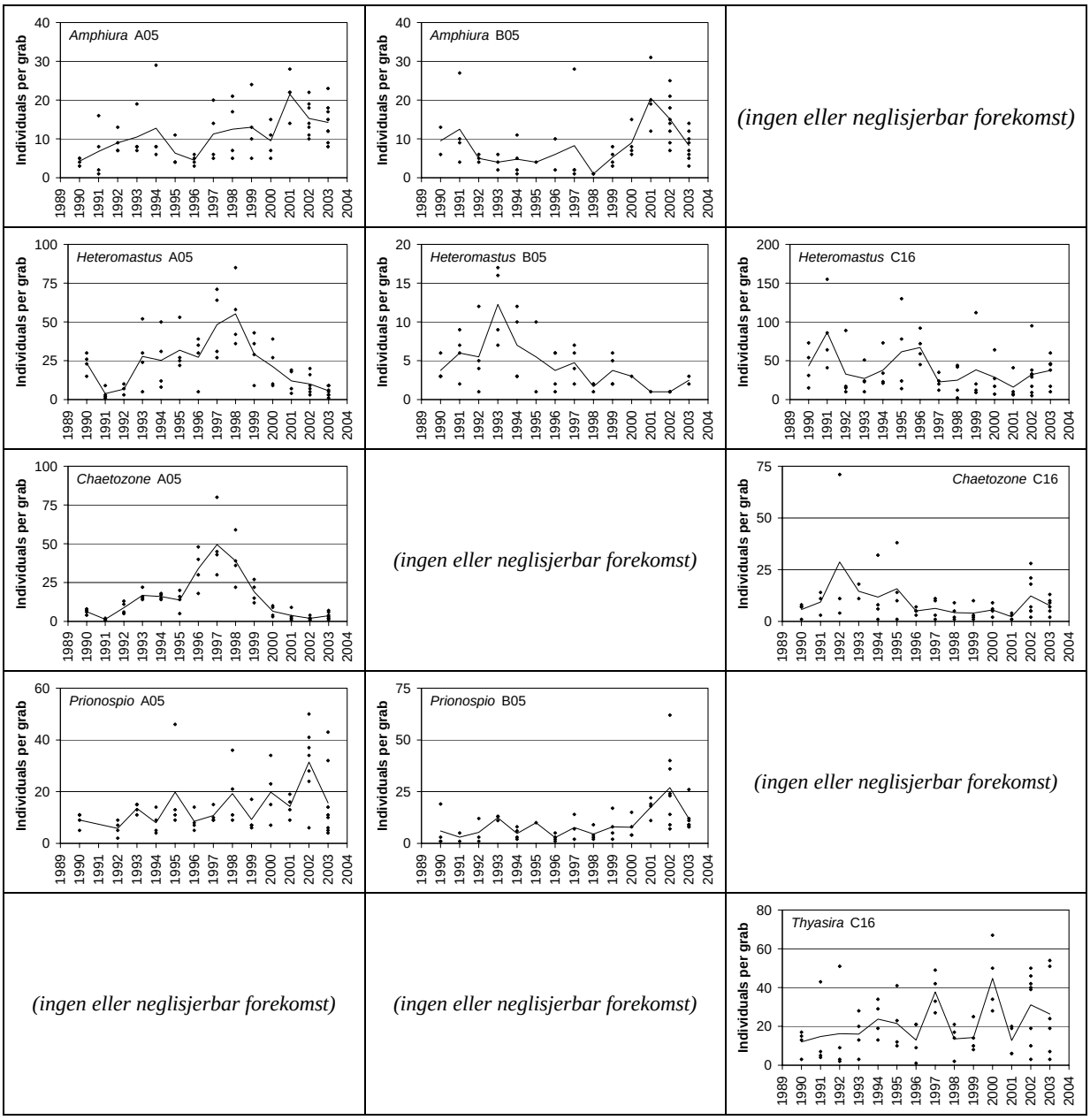
Figur 10.5. Individantall for bløtbunnsfauna pr. grabb (0.1 m^2) (punkter) og gjennomsnitt pr. år (linjer) i 1990-2003. I 2002 og 2003 ble det tatt åtte grabber pr. stasjon, mot fire grabber pr. stasjon tidligere. Merk ulik skala i plottene.

De vanligste artene

Individtall for de vanligste artene er vist i Figur 10.6 (grunne stasjoner) og i Figur 10.7 (dype stasjoner).

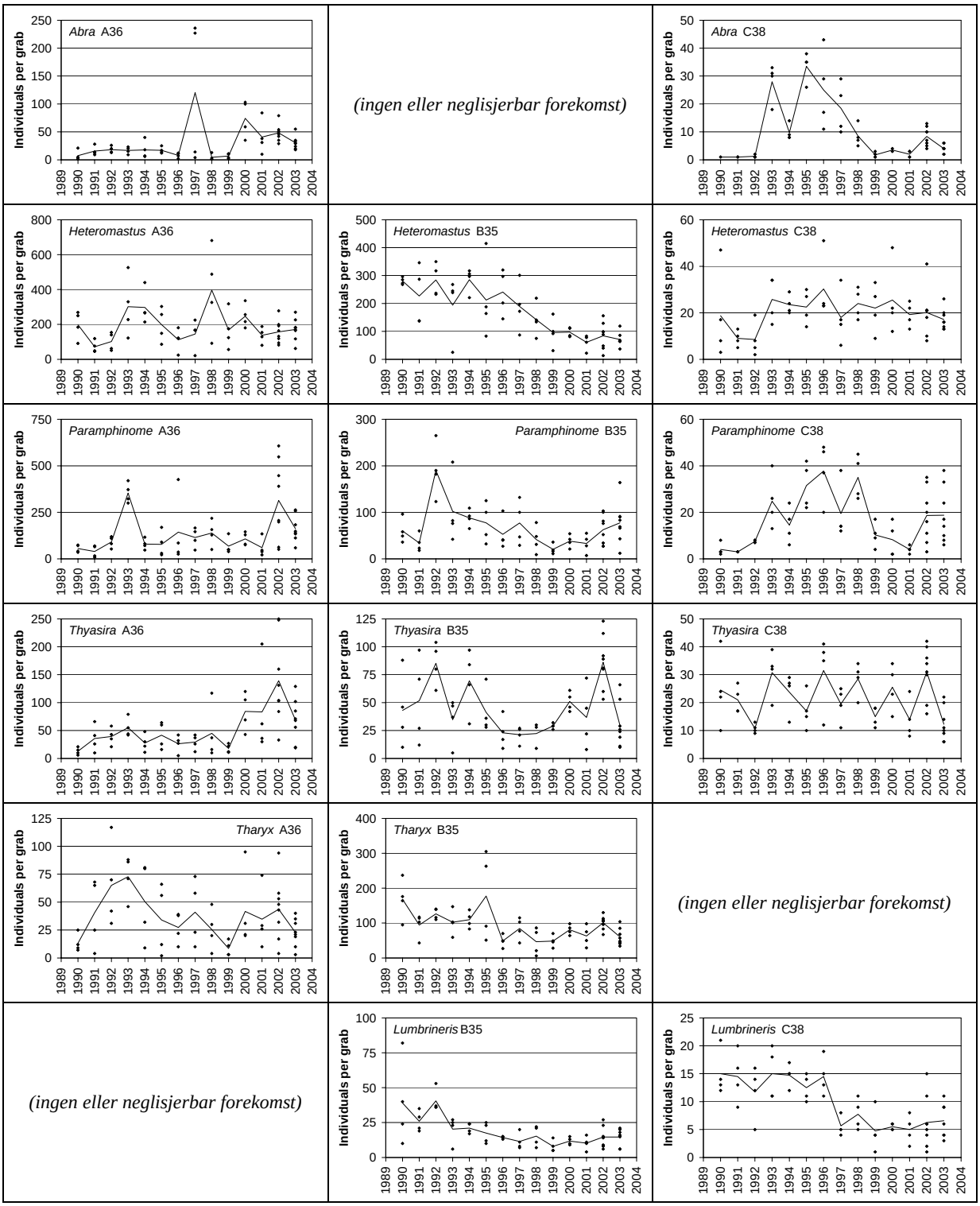
Individtettheten av de enkelte vanligste arter viste svært høy variasjon fra år til år og også mellom prøver fra samme stasjon samme år. Mye av den sterke variasjonen antas å være intern biologisk variasjon som har liten sammenheng med de målte miljøfaktorene.

Av artene i Tabell 10.1 (tidsplott i Figur 10.6 og Figur 10.7) er det særlig mangebørstemarkene *Chaetozone*, *Heteromastus* og *Paramphinome* som er kjent for å være opportunistiske og tolerante arter (Rygg, 1995), ofte dominerende på organisk belastete lokaliteter. Muslingen *Abra*, mangebørstemarken *Prionospio* og i noen grad *Tharyx* kan også være vanlige på organisk belastete lokaliteter (NIVA database). Men alle disse artene kan ofte være blant de vanligste på uforurensete lokaliteter også. Det er derfor ikke bare forekomsten, men først og fremt endringer i indivdmengden av artene, som kan indikere økt eller minsket næringstilgang.



Figur 10.6. 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.

Individtettheten hadde økt på den grunne stasjonen i A-området (A05, ytre Oslofjord), særlig av slangestjernen *Amphiura* og børstemarken *Prionospio*. På den dype stasjonen i A-området (A36) var det også en økning i individtetthet, særlig av muslingene *Abra* og *Thyasira* og børstemarken *Paramphinome*. På stasjonene i B-området (B05 og B35) var det en tilbakegang av børstemarken *Heteromastus*. Som på A05 hadde individtettheten av *Amphiura* og *Prionospio* økt på B05. På C38 var det en nedgang av mangebørstemarken *Lumbrineris*.

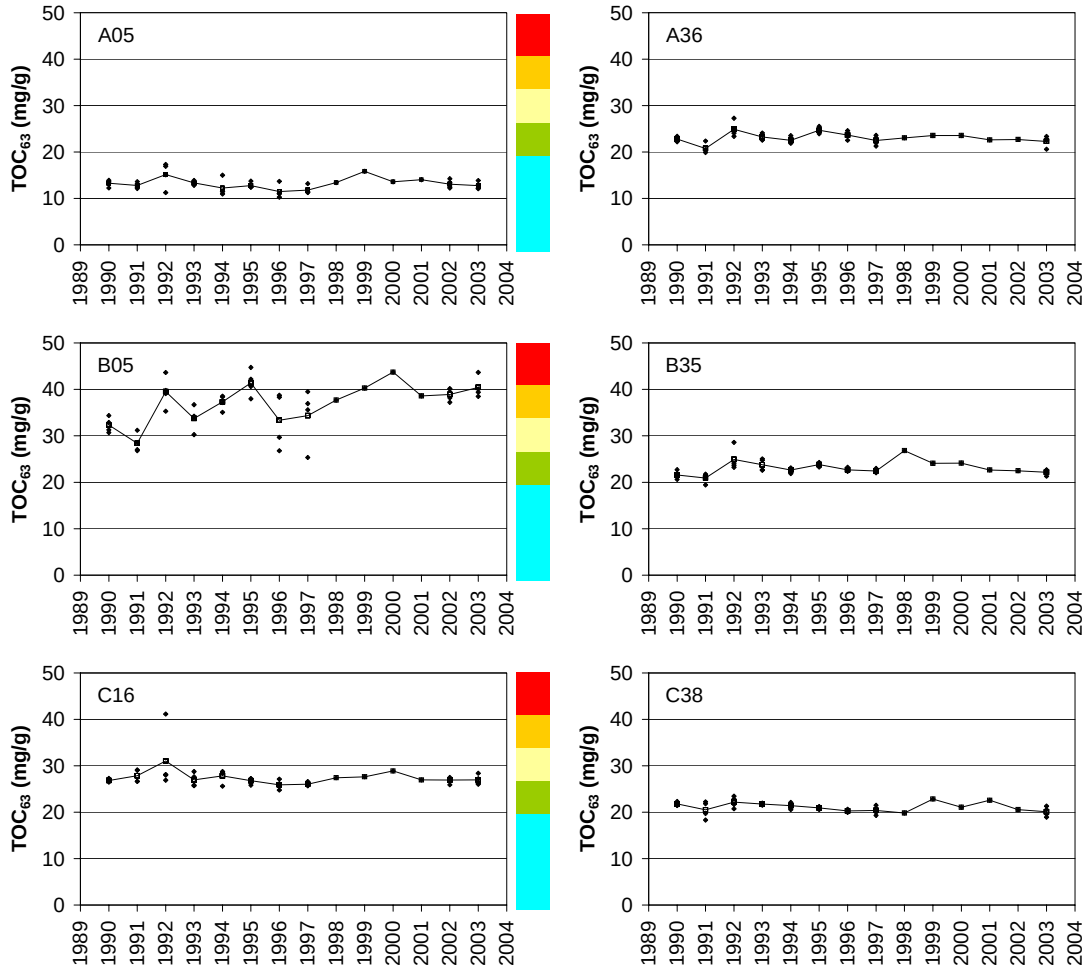


Figur 10.7. Antall individer pr. grabb og gjennomsnitt pr. år for noen vanlige slekter på de dype stasjonene A36 (ytre Oslofjord, 360m), B35 (Arendal, 350m) og C38 (Lista, 380m). Merk ulik skala i plottene.

10.2 Bunnsedimenter

Tidsserier på stasjonene er vist i Figur 10.8. Med unntak av stasjon B05 ble det ikke påvist noen tidstrender i innholdet av totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet på noen av stasjonene. 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_{63}-innhold (TOC korrigert for innholdet av silt og leire i sedimentet) i overvåkingsperioden på alle stasjonene, med unntak av B05 ved Grimstad og fjordstasjonen C16, lå i tilstandsklasse I eller II (meget god tilstand/god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier.



Figur 10.8. Innhold av totalt organisk karbon (TOC_{63}, mg/g), korrigert for sedimentets innhold av silt og leire i enkeltprøver og som gjennomsnitt pr. år 1990-2003. Fargekodene angir tilstandsklasser (se Figur 10.1).

Stasjon B05 hadde forhøyd organisk innhold (i gjennomsnitt klasse III, mindre god tilstand). Det var en økning i totalt organisk karbon fra tilstandsklasse III (mindre god) i 1990 og 1991 til tilstandsklasse IV (dårlig) senere i perioden. 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. Økningen i TOC på B05 kan også representere en generell økning i organiske partikler over en lengre kyststrekning. Resultater fra de andre delundersøkelsene kan tyde på dette.

Fjordstasjonen C16 viste stort sett klasse III (mindre god) i hele perioden.

Signifikante endringer er vist i Tabell 10.1 i kap. 10.3.

10.3 Tidstrender

I Tabell 10.1 vises resultater fra en trendanalyse av de enkelte parametrene for hver stasjon (lineær trend 1990-2003). + eller - betyr signifikant stigende eller synkende verdier, mens fargen grønn eller rød indikerer en positiv eller negativ utvikling på de 6 stasjonene. Resultatet av analysen gir ikke et entydig bilde.

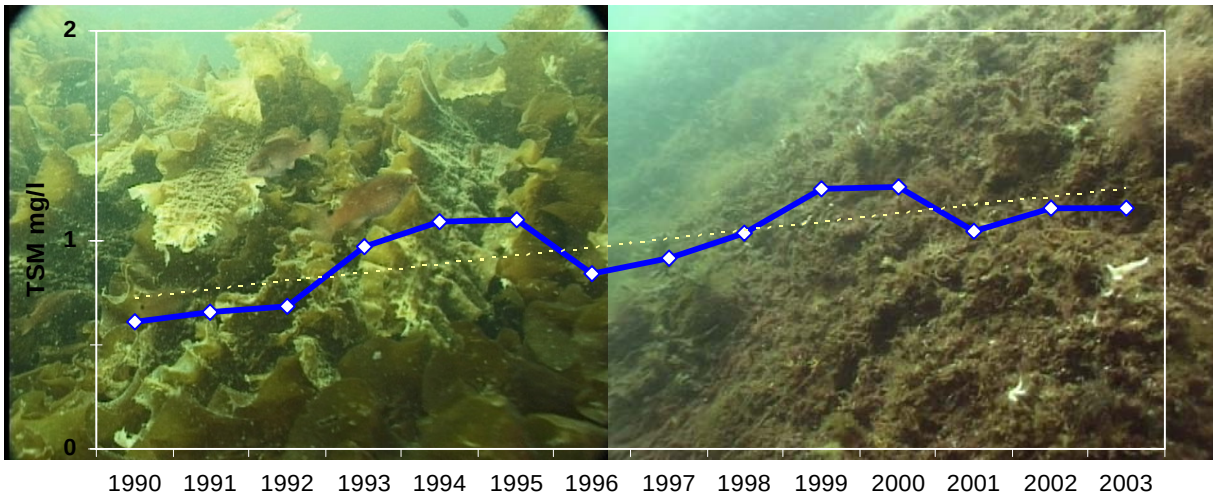
Tabell 10.1 Signifikanstest av endringer (lineær modell, P < 0.05) i perioden 1990-2003. I = interface feeder; D = deep (subsurface) deposit feeder; P = predatory/omnivore.

Parameter		**Stasjon**	**A05**	**A36**	**B05**	**B35**	**C16**	**C38**
TOC63			0	0	+	0	0	0
H'			+	0	+	+	0	0
ISI			0	+	0	+	0	0
Artstall (S04)			+	0	0	0	+	0
Artstall (SN)			-	0	0	+	+	-
Individtall			+	+	0	-	0	0
Slekt	**Gruppe**	**Fødetype**						
Abra	Musling	I		+				0
Amphiura	Slangestjerne	I	+		0			
Chaetozone	Børstemark	I	0				0	
Heteromastus	Børstemark	D	0	0	-	-	0	0
Lumbrineris	Børstemark	P				-		-
Paramphinome	Børstemark	P		+		0		0
Prionospio	Børstemark	I	+		+			
Tharyx	Børstemark	I		0		-		
Thyasira	Musling	D		+		0	0	0

+	= stigende verdier
-	= synkende verdier
0	= ikke signifikant
	= liten forekomst
	= tilstandsforbedring
	= tilstandsforverring

11. Temaseksjon: Grumsete vann og nedslamming – effekter på hardbunnssamfunn

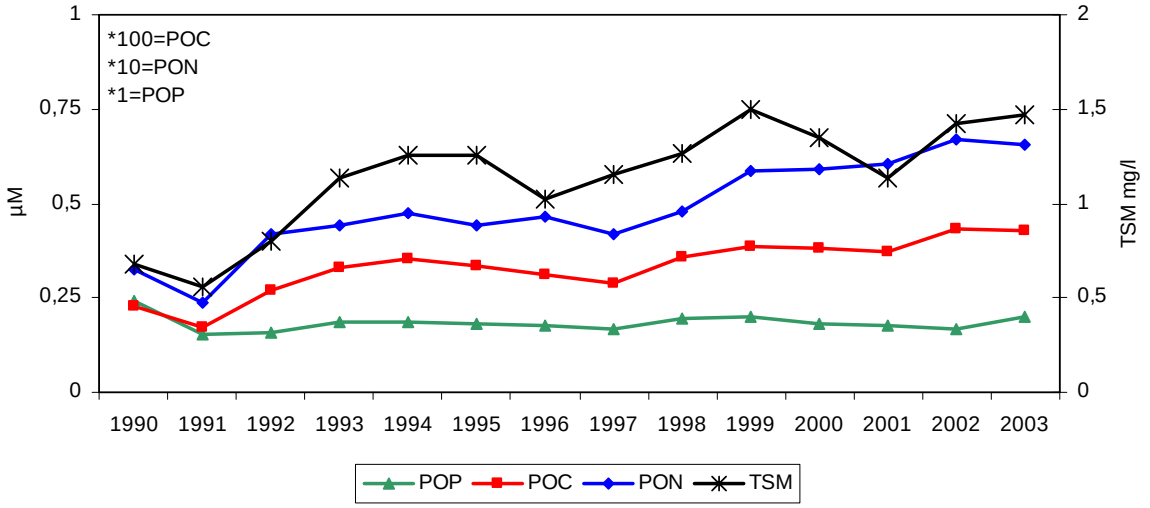
*Partikkeltilførsel til skjærgård og fjorder er en naturlig prosess, men resultater fra Kystovervåkingsprogrammet viser at tilførslene har økt over lengre tid. Den sannsynlige årsak til økte partikkelmengder i vannet er økt avrenning fra land, både fra Norge og fra kontinentet. Dette er en følge av naturinngrep og bruk av land, forsterket av klimatiske endringer. Partiklene gir grumsete vann og nedslamming av bunnen som er en trussel mot hardbunnssamfunn. Typiske effekter, som observert i Skagerrak, er tap av store, skogdannende arter som sukkertare, og en økning av hurtigvoksende, opportunistiske arter som grønnalger, trådformede rød- og brunalger (*Figur 11.1*). De observerte endringer gir grunn til bekymring. I tillegg synes prosessen å være selvforsterkende ved at sediment fanges i algeteppene og hemmer reetablering og gjenvekst av tare. Fortsetter degenereringen av vegetasjonen i fjorder og skjærgård, vil det ha konsekvenser for økosystemet og de arter som lever der inkludert høstbare ressurser som torsk, krabbe og hummer. Det er behov for mer kunnskap om omfanget av vegetasjonsendringene og identifisering av kilder.*



Figur 11.1 Signifikant økning i partikulært materiale i kystvannet (mg TSM/l målt i 0-10m dyp utenfor Jomfruland) sammenfaller med endring i bunnvegetasjon fra tareskog (sukkertare) til buskformet vegetasjon bestående av trådformede rød- og brunalger. (Foto: Buøy utenfor Arendal i 1992 og 2002).

11.1 Oppsummering

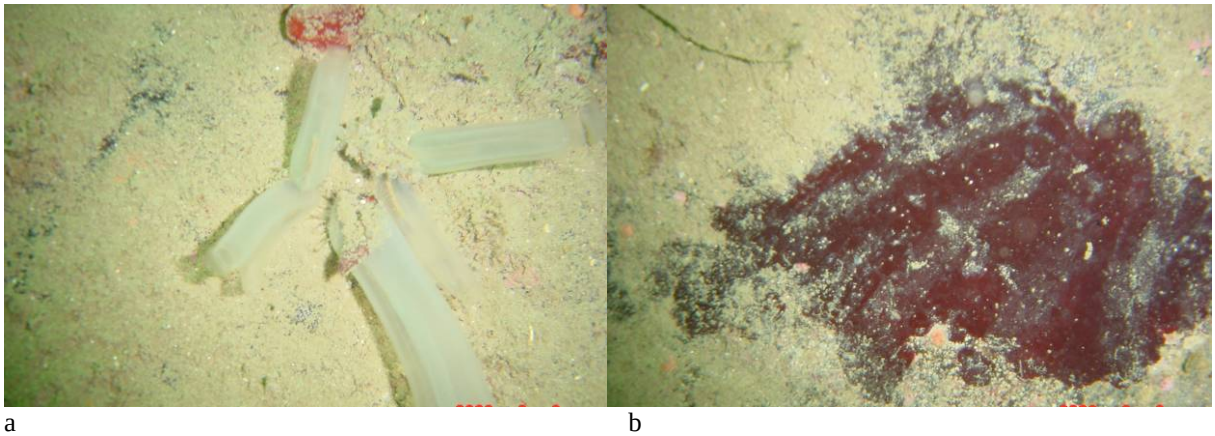
Kystovervåkingsprogrammet har dokumentert at mengden av partikulært materiale i kystvannet har økt signifikant siden målingene startet i 1990 (Figur 11.2) med følgende økning i sedimentasjonsbelastningen på bunnsamfunnene. I løpet av de snart 15 årene Kystovervåkingen med det samme teamet av dykkende biologer, har undersøkt faste stasjoner i Sør-Norge, er inntrykk at nedslamming av hardbunnsområder og arter har økt (Figur 11.3) (det gjenstår å opparbeide materiale som evt. kan dokumentere dette). Kystovervåkingen har dokumentert at forekomsten av sukkertare har gått sterkt tilbake, samtidig som et teppe av små buskformede alger nå dekker bunnen på de bølge-beskyttede stasjonene som Buøya, Vakerholmen og Kongsholmen (jfr Figur 11.1). Dette gir grunn til bekymring. Det er også påvist en generell nedgang i både forekomst og antall arter av fastsittende dyr på hardbunn, uten at vi kan gi noen god forklaring på dette. I tillegg synes prosessen å være selvforsterkende ved at sediment fanges i algeteppene og forhindrer reetablering og gjenvekst av de store



Figur 11.2 Partikulært organisk fosfor (POP), karbon (POC), nitrogen (PON) og totalt suspendert materiale (TSM) målt siden 1990 i kystvannet utenfor Jomfruland.

karakterartene som tare. Dette forsterker bekymringen for videre negativ utvikling. Fortsetter degenereringen av vegetasjonen i fjorder og skjærgård, vil økosystemet knyttet til hardbunn endre sin karakter og funksjon med uante konsekvenser. Høstbare ressurser som f.eks. torsk, krabbe og hummer, vil da også kunne bli berørt. Det er viktig at omfanget av de påviste endringer kartlegges for å vite hvor store områder som er berørt. I tillegg er det viktig å knytte effekter på hardbunnssamfunnene sammen med lokale og regionale kilder til nedslamming med tanke på tiltak.

Kilder til partikler i sjøvannet er flere, men hovedkildene er avrenning fra land, lang-transporterte tilførsler og planktonproduksjon i vannmassene. Fordelingen mellom kildene varierer gjennomåret og mellom årene. I Kystovervåkingsmaterialet er det en tydelig sammenheng mellom partikkelmengde, nitrogenkonsentrasjon og avrenning fra land gjennom å sammenlikne variasjon i partikkelmengde (TSM) i Figur 11.3 med nitrogen i Figur 7.1c og Figur 7.8e. Figurene viser høye konsentrasjoner i flomårene 1994, 1995 og 1999 og lave konsentrasjoner i det tørre året 1996 hvor avrenningen fra land vær lav. Avrenning fra land fører i tillegg til partikler til økt nitrogenmengde og skjevt N/P-forhold.



a b

Figur 11.3 a) Sjøpungen *Ciona intestinalis* på sedimentert hardbunn. Skorpeformet kalkalge skimtes under sedimentet. b) Sleipflekk *Cruoria pellita* kommer til syne når sedimentlaget skrapes bort med hånden. Bilder fra Kystovervåkingen.

Totalmengden av suspendert stoff (TSM) i vannmassene i østre del av Skagerrak fortsetter å øke i 2003 til tross for generelt lav produksjon av planktonbiomasse og lav midlere vannføring i sør-norske elver (jfr. Glomma, Figur 5.3). Dette tyder på et vesentlig og økende bidrag fra avrenning fra land som overveiende sannsynlig må henge sammen med menneskelige naturinngrep og bruk av land. Partikkeltilførselen til fjorder og skjærgård er derfor en blanding av lokale tilførsler og langtransporterte tilførsler som utveksles gjennom vannutskifting med kyststrømmen. Vi ser en økning i begge tilførselsveier og kan i dag ikke avgjøre hva som har størst betydning.

Planktonalgeoppblomstringer gir et målbart bidrag sommerstid til det partikulære materialet i Skagerrak. Dette kan illustreres ved å sammenlikne f.eks. planktonbiomasse i Figur 8.1 med variasjon i partikler og organisk bundet karbon i Figur 7.2 c og d. Lav planteplanktonproduksjon i 2003 utenfor Arendal (Figur 8.5), sammenfaller med klar nedgang i chl *a*-, TSM- og POC-konsentrasjoner i kystvannet (Figur 7.5abc). Utenfor Jomfruland som i større grad påvirkes av store elver, ble det målt en nedgang i POC (hovedsakelig bidrag fra plankton), mens målt TSM forsatte å øke i 2003 (sannsynlig tilførsler fra land).

Klimaendringer kan ha forsterket økningen i suspendert materiale som er målt i Kystovervåkingsprogrammet og de observerte effekter på hardbunnssamfunn. Perioden fra 1990 og til i dag har vært unormal med overveiende varme vintre (Figur 4.1) og urolig vær med kraftige regnskyll, spesielt vinterstid i Sør-Norge. Klimamodeller har spådd økt frekvens av intens nedbør og flomepisoder i Sør-Norge. Dette vil i så fall føre til økt partikkeltransport til kystområdene som følge av økt utvasking fra land. Økning i sørlige vinder vil også forårsake økt langtransport av vannmasser fra kontinentet. Klima kan også påvirke konsekvensen av partikkelbelastning gjennom endret avrenningsmønster. Klimamodeller kjørt av NVE viser at nedbørsmengden over Sør-Norge vil endres gjennom året ved at vinternedbøren vil øke markert, samt komme som regn i lavlandet. Høy sedimentasjonsbelastning på kystområdene vinterstid vil hemme spiring og vekst av sukkertare (som skjer på denne årstiden) ytterligere og således reduserer tarens mulighet for å etablere seg igjen.

Målsetningen i et langstidsovervåkingsprogram som Kystovervåkingsprogrammet er å dokumentere utvikling over tid og påvise sannsynlige sammenhenger. Uten slike lange tidsserier vil variasjoner fra et år til et annet gi et sprikende bilde som vanskelig kan brukes til å fastsette økologisk status og utvikling. F.eks. kan pulser av næringssalter, heldige kombinasjoner av temperatur og sollys etc., gi episodisk sterk vekst av f.eks. opportunistiske grønnalger og gi inntrykk av eutrofiering, selv på lokaliteter hvor vannkvaliteten generelt er god. Langtidsseriene fra Kystovervåkingsprogrammet gir dokumentasjon på en negativ utvikling som gir grunn til bekymring. Imidlertid er det i tillegg til overvåkingsdataserier, også nødvendig med målrettede undersøkelser for å påvise signifikante årsakssammenhenger og mekanismer mellom miljøfaktorer og respons i f.eks. hardsamfunnene. Kombinasjonen av forskning og langtidsovervåking er svært verdifull.

En ekspertgruppe nedsatt av UNESCO har uttalt at økt sedimentavrenning fra land, mer grumsete vann og større nedslamming som følge av endret bruk av og inngrep på land, sammen med klimatiske endringer, er en signifikant trussel mot marine kystområder (GESAMP 1994).

11.2 Kilder til og variasjon i sedimentering

Sedimentering i skjærgård og fjorder er en naturlig prosess som observeres på de fleste klippekyster verden over, men i likhet med Kystovervåkingsprogrammets dokumentasjon for Skagerrak-kysten, har det vært en markert økning i partikkelmengde og nedslamming av hardbunn mange steder i verden. Endring i sedimentasjonsbelastning i Gulmarfjorden (Sverige) er påvist gjennom observerte endringer av en normal foraminiferfauna i Skagerrak i 1930-årene til en opportunistisk, lav-oksygen fauna i 1990-årene (Nordberg et al. 2000).

Det er støtte i litteraturen for å si at sedimentering og nedslamming av klippekyst er en styrende økologisk faktor for hardbunnsorganismer fordi nedslamming påvirker artssammensetning, struktur og dynamikk i hardbunnssamfunnene. Påvirkningsmekanismer kan være begraving, tilstopping, skuring, endring av substratkarakter og interaksjoner med andre fysiske og kjemiske faktorer. Nedslamming har en direkte påvirkning på bunnslåing, rekruttering, vekst og overlevelse av enkeltindivider og indirekte gjennom fordreiing av konkurranseforhold og byttedyrkontroll. Effekter av sedimentering er avhengig av artenes livsfaser, samfunnets fase og når på året sedimentasjonen finner sted. Mangfoldet av muligheter både i tid og rom, og interaksjoner med andre faktorer, gjør det vanskelig å klarlegge og beskrive mekanismer. Ikke minst er det vanskelig å predikere grenseverdier (kritiske nivåer) av belastning for at endringer i samfunnene sannsynlig vil inntreffe. Økt fokus på problemet er nødvendig og koblingen av eksperimentelle studier med lange tidsserier fra overvåking er avgjørende for å forstå omfanget og utvikling i sedimentasjonsbelastning på hardbunn.

Fra mange steder av verden er det rapportert om klippekyst som periodevis begraves i sand som forflytter seg årlig, regelmessig eller mer uregelmessig. Dette er imidlertid prosesser som er ansett å være naturlige svingninger og del av den naturlige rytmen i disse økosystemene (Daly & Mathieson 1977, Littler et al. 1983, Stewart 1983, D'Antonio 1986), men det er ikke denne type sedimentasjonsbelastning vi skal fokusere på her.

I det videre vil vi fokusere på sedimentering på typiske hardbunnssamfunn i form av mudder, leire, detritus, sand etc., kilder /årsaker til dette, samt effekter av slik nedslamming. Den store variabiliteten og den nære koblingen til andre påvirkningsfaktorer som hydrodynamikk, turbiditet, saltholdighet og forurensning, gjør det imidlertid vanskelig å måle effekter av sedimentering på hardbunn. I 2003 publiserte Airoldi en meget omfattende oversiktsartikkel om effekter av sedimentering på hardbunnssamfunn og mye i vårt temakapitel er hentet fra denne artikkelen.

KILDER
Primære naturlige kilder til grumsete vann og sedimentering er 1) elvetransportert partikulært materiale, 2) kysterosjon, 3) resuspensjon av sedimentert materiale, 4) detritus fra bentiske og pelagiske organismer, 5) langtransporterte tilførsler via havstrømmer og for noen områder 6) atmosfærisk transport og nedfall (ikke vurdert som aktuelt for norske forhold).

1) Elvetilførsler og avrenning fra land
En stor kilde til grumsete vann er terrestrisk materiale fra landerosjon i nedbørfeltet som føres ut med de store elvene, men også direkte avrenning av erosjonsmateriale fra land etter kraftige regnskyll har betydelig innvirkning på lokalresipienter. Mengden av materialet som vaskes ut er avhengig av mange forhold hvor naturlige, klimatiske og menneskeskapte forhold kan forklare graden av utvasking. Undersøkelser flere steder i verden har vist at sedimenteringen generelt er størst etter episoder med sterk nedbør, flom og stormer som gir økt partikkel-

transport til hardbunnssamfunn som følge av økt avrenning og resuspensjon (Branch et al. 1990, Bavestrello et al. 1995, Airoldi et al 1996). Økt frekvens av intens nedbør og flomepisoder ansees som en sannsynlig følge av klimatiske endringer. Klimaprognoser fra NVE viser at nedbørsmengden over Sør-Norge vil endres over året ved markert økning i vinternedbøren samtidig som den vil komme som regn i lavlandet pga. temperaturøkning. En slik effekt vil føre til økt utvasking og sterkere sedimentasjonsbelastning. Avrenning fra land antas derfor å være den viktigste kilden til nedslamming av kystområdene.

Egenskapene til det materialet som føres ut med elvene er avgjørende for dets videre skjebne og effekter det har på bunnsamfunnet. Materialet kan være mineralsk eller organisk og opptre som løst stoff eller partikler (som kan fanges på et filter). I tillegg er det flere måter og tradisjoner for å oppgi konsentrasjoner, f.eks. suspenderte partikulære materialet (SPM), total suspendert materiale (TSM), partikulært/løst organisk materiale (POM/DOM) eller partikulært/løst organisk karbon (POC/DOC).

Data fra Elvetilførselsprogrammet viser at det suspenderte partikulære materialet (SPM) i store norske elveutløp består av 40 til 80% organisk materiale, hvor mesteparten tilhører kategorien løst organisk materiale (stoff < 45µm). I følge Faafeng et al. (1996) er ca 20% av det mineralske materiale løst og dette flokulerer sammen med partikulært mineralsk materiale når vannet mikses med sjøvann. I motsetning har Helland et al. (2003) funnet at ca 90% av det organiske materialet er løst (DOM) og at dette ikke flokulerer under miksingen med sjøvann. En del av det organiske materialet er knyttet til jordaggregater som flokulerer og sedimenterer raskt i sjøvann. Siden løst organisk (DOM) bare i liten grad flokulerte og sedimenterte ut, bidrar elvetilførslene til sjøvannets reservoar av løst organisk materiale. Det organiske materialet blir tatt opp og omsatt i næringskjeden og sedimenterer ut langt borte fra elve-estuariet. Imidlertid vil mye løst organisk stoff (DOC) i elver som drenerer fra jordbruks-områder i stor grad være knyttet til leirepartikler og flokulere og sedimentere ved miksing med sjøvann.

Kilden til sedimentert materiale kan i mange tilfeller spores da C/N-forholdet er høyt i terrestrisk materiale som humus (38 i Glomma) og lavt i sedimenterende materiale fra den marine næringskjeden (7). Imidlertid har organisk materiale adsorbert til mineralpartikler i elvevannet, et lavt C/N-forhold (10) og det kan gjøre tolkningen mer komplisert. Karbonet i det sedimenterte laget på bunnen vil omsettes og C/N-forholdet endres med tiden. I tillegg er det mulig å spore terrestrisk vs. marint opphav gjennom C^{13} og N^{15}-isotopmålinger.

Analyse av sedimentfeller vil gi kvantitative mål på belastning fra mineralske partikler, organiske partikler og andel terrestrisk versus marint opphav. Slike analyser er under plan-legging. Det spekuleres også i mulige negative effekter av sedimenterte rester fra giftige planktonalgeoppblomstringer. Det foreligger observasjoner som kan tyde på at giften fortsatt kan virke i det sedimenterte materialet, men eksperimentelle undersøkelser som bekrefter en slik mekanisme mangler.

Avrenning fra land er i stor grad påvirket av menneskelige aktiviteter. Eksempler er utslipp fra industri, gruveaktivitet og husholdning, diffuse utslipp gjennom bygging av veier/ bruer/ tunneler/ havner/ boligstrøk, mudring, dumping, landbruk og akvakultur. Foruten noen helt klare eksempler hvor menneskelige aktiviteter representerer en punktkilde, som gruve-aktiviteter i Ranfjorden og Jøsingfjorden, bidrar menneskelig aktiviteter langt oftere på en indirekte måte. Eksempler på slike er inngrep i naturen som øker naturlig jorderosjon som vinterpløying og flatehogst, og landskapsendringer i nedbørfeltet og i kystlinjen som øker

avrenningshastigheten og reduserer vannets dreneringsmuligheter. Nedbygging av naturlige dreneringskanaler og retensjonsområder i terrenget (for eksempel ved by/tetttstedsutvikling) vil lettere føre til flomhendelser og økt avrenning fra land. Men mangel på måledata knyttet til slike aktiviteter gjør det imidlertid vanskelig å kvantifisere betydningen av disse inngrepene i motsetning til f.eks. direkteutslipp som vanligvis følges opp gjennom overvåking. Det er likevel mange indikasjoner på at endringer som gjøres i landskapet og bruk av land, både i innland og langs kysten, har ført til en akselerert jorderosjon og derfor er en av de viktigste årsakene til observert økt sedimentasjonsbelastning på hardbunnsområdene. Når i tillegg frekvens og intensitet i nedbøren øker pga. klimatiske årsaker blir effekten av våre handlinger dramatisk.

2) Kysterosjon
Grumsete vann og sedimentasjon fra kysterosjon er et lite problem i Norge, mens kysterosjon er et svært aktuelt tema i Europa. Generelt gjelder dette de store områdene med sandstrender, men Vogt & Schramm 1991 beregnet at 75 000 m^3 klippekyst årlig ble erodert bort av bølgekrefter i Tyskebukta. Ca 40% av materialet sedimenterer som ny sand til sandbunnen i nærområdet. Finpartiklene kan imidlertid transporteres lange strekninger med havstrømmene og dermed gi et sedimentbidrag fra Tyskebukta til Norge.

3) Resuspensjon
Den hyppigste naturlige kilden til sediment på hardbunn er resuspensjon og transport av sedimentert materiale fra nærliggende bløtbunnsområder (Storlazzi & Field 2000). Spesielt er det kraftige, sesongbetonte strømmer som kan føre med seg mye sediment, og stormer som virvler opp sediment i vannsøylen, som er naturlige mekanismer til resuspensjon. Kraftig vannbevegelse vil likeledes vaske ut sedimentert materiale fra hardbunnsområder. Denne faktoren er i prinsippet en konstant, med mindre menneskeskapte aktiviteter påvirker vannbevegelsen, som f.eks. bygging av småbåthavner, veiskjæringer eller moloer. Klimatiske endringer, enten menneskeskapte eller naturlige, påvirker frekvensen, intensiteten og vindretningen av stormer og vil således føre til endret sedimentasjonsbelastning fra resuspensjon.

4) Detritus fra bentiske og pelagiske organismer
Nedslamming synes å være en vanlig følge av eutrofiering. Wassmann (1990) regnet ut at sedimentasjonen av partikulært organisk karbon (fra den produktive eufotiske sonen) hadde økt med 140-250% i Kattegatt. Johannessen & Dahl (1996) konkluderte at økning i sedimentasjon av phytoplankton var den mest sannsynlige årsaken til en markert nedgang i målt oksygen i Skagerrak siden 1960-70 årene. Detritus fra planteplanktonproduksjon er følgelig en viktig kilde til grumsete vann og nedslamming. Planktonproduksjonen styres av næringssalttilgangen og økte næringssaltutslipp fra menneskelige aktiviteter har ført til en generell økt eutrofiering med hyppige oppblomstringer av planktonalger. Mye av planktonmaterialet blir ikke omsatt i vannmassen, men sedimenterer på bunnen (Wassmann 1990, Johannessen & Dahl 1996). I bløtbunnssamfunn er dette en viktig næringskilde, mens det blir en belastning på hardbunnssamfunn. Materialet legger seg både på bunnen og på de store tarebladene. Avføring fra vannfiltrerende dyr på hardbunn som for eksempel blåskjell og sekkdyr, kan tidvis være et betydelig bidrag til lokal nedslamming av bunnen (Tsuchiya 1980, Robbins 1985). Vi har observert sterk nedslamming av bunnen fra avføring (pseudo-faeces) fra sekkdyret *Ciona intestinalis* under planktonoppblomstring, dvs. rikelig fôr-tilgang.

6) Partikkeltransport
Fordeling av sediment på hardbunn er bestemt av sedimenttypen (partikkelegenskaper: fysiske og kjemiske) og av hydrodynamiske forhold (Hiscock 1983). Store partikler faller fort

ut og sedimenter nær kilden, mens finere partikler kan transporteres lange avstander (Moore 1972, Bach et al. 1993). Partikkelmålinger midt i Skagerrak (lengst mulig fra land) viser at partikkelkonsentrasjonen varierer i vannsøylen med ulike vanntyper eller vannlag (Noji et al. 2002). Det samme er også vist for kyststrømmen, men i tillegg har kyststrømmen et sterkt partikkelbidrag fra land via brakkvann (Figur 7.8a). Partiklene fanget opp i sedimentfeller midt i Skagerrak, var gjennomsnittlig svært små (7,8 µm) med en beregnet synkehastighet på 0,4m/d (Noji et al. 2002). Med andre ord vil slike partikler kunne fraktes hundrevis av kilometer i kyststrømmen (0,5-3 knop) før de synker ut og sedimenterer på for eksempel hardbunn på 20-30 m dyp. Som omtalt i kap. 5 og vist i Figur 5.2 påvises langtransporterte tilførsler av vann fra sydlige del av Nordsjøen til den norske kyststrømmen og det er naturlig å anta at det også transporteres partikler med dette vannet, selv om vi ikke har målinger som kan dokumentere dette.

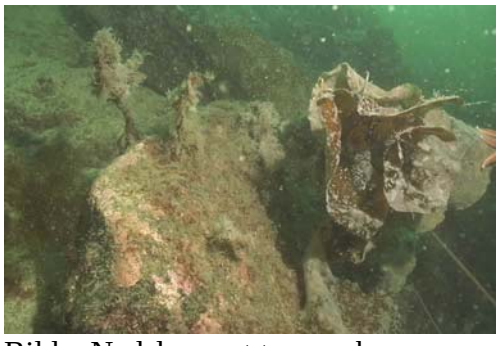
Vannbevegelse er avgjørende for sedimentering og lav vannbevegelse fører til at finpartikler sedimenterer i beskyttede områder, mens det på eksponert klippekyst kun er grove partikler som i hovedsak sedimenteres, om noe (Hiscock 1983). Da vannbevegelse normalt avtar med dypet (vinddrevet) vil finere partikler sedimentere på dypere vann selv på eksponert kyst. På de eksponerte kystovervåkingsstasjonene er det sjelden merkbart drag i sjøen fra strøm eller bølger under 10m. Avtagende vannbevelgelse gir tilsvarende økt sedimentasjonspotensialet. En økning i partikkeltilførslene på disse dypene påvirker livsbetingelsene og kan endre artssammensetningen. Da sedimentasjon er en naturlig prosess er selvfølgelig mange av artene som lever på dypere vann tilpasset partikkelbelastning og svakere lys. Men toleranse-forskjeller fører til endret artssammensetning ved endret belastning.

11.3 Effekter på arter

Grumsete vann reduserer først fremst lys til algeproduksjon og det er fremsatt 3 hoved-mekanismer for hvordan sediment påvirker hardbunnsorganismer (av en rekke forfattere, se Airoldi 2003 for referanser):

1. Nedslamming og begraving, som kan involvere redusert lys, oksygen, næringssalter og oppbygging av hydrogensulfid og avfallsprodukter og gi markert endring i det kjemiske mikromiljøet.
2. Skuring og sliping forårsaket av bevegelig sediment kan ødelegge og fjerne hele eller deler av organismer.
3. Endret bunnkarakter ved at stabilt hard substrat dekkes av ustabile partikler og fører til tap av egnet habitat for etablering av hardbunnsorganismer.

Til tross for mange indikasjoner på klare sammenhenger er det likevel relativt få studier som eksperimentelt har undersøkt effekter av ulike typer av sedimentasjon.



Bilde: Nedslammet tare og bunn

Mange miljøgifter er bundet til partikler slik at sedimentering i industri- og befolkningstette områder samtidig betyr en miljøgiftbelastning i tillegg til selve nedslammingen. Effekter av suspendert materiale i kombinasjon med forurens-ning er omtalt spesielt i Kinne 1971, Moore 1977, Pearson & Rosenberg 1978, Walker & Kendrick 1998. Effekter av eutrofi og miljøgifter har også vært viet stor oppmerksomhet i Norges Forsknings-råd, men miljøgiftproblematikk er et omfattende tema og vil ikke bli belyst her.

Grumsete vann og nedre voksedyp
Det er gjort mange undersøkelser der redusert eller endret artssammensetning er satt i sammenheng med grumsete vann og sedimentasjonsbelastning. Det er en direkte sammenheng mellom grumsete vann som påvirker lystilgangen og nedre voksegrense for alger. I ytre Oslofjord (A-området) er nedre voksegrense grunnere enn på resten av stasjonene (Figur 9.8) og det kan sammenholdes med høyere partikkelmengde i A-området (Figur 7.8a). Redusert lysgjennomtrenging og redusert substrattilgjengelighet fra partikkelforurensning, ble framholdt som to årsaker til redusert makroalgevegetasjon i en stor undersøkelse langs den svenske vestkysten (Pedersén & Snoeijs 2001). Da det er samvariasjon mellom grumsete vann som skyldes avrenning fra land og økte næringssalter og andre viktige faktorer for makroalger som for eksempel lys, er det vanskelig å skille mellom faktorene og deres individuelle betydning for bunnvegetasjonen.

Effekter av nedslamming på struktur og funksjon
Et generelt mønster ved nedslamming er tap av samfunnets vertikale struktur med tap av store skog-dannende arter (Seapy & Littler 1982, Vogt & Schramm 1991, Airoldi 1998, Eriksson et al. 2002) som stemmer med observasjonene fra Kystovervåkingsprogrammet. Typiske endringer beskrevet i litteraturen er nedgang i store, flerårige arter som grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og sukketare (*Laminaria saccharina*) og en økning av opportunistiske arter som grønnalger (*Enteromorpha* spp., *Ulva lactuca*, *Chaetomorpha linum*, *Cladophora* spp.) og robuste arter med grov forgrening som sjøris (*Ahnfeltia plicata*).

I Gulmarfjorden på den svenske vestkysten, har den relative forekomsten av hurtigvoksende små alger, alger med tynne blad, eller finforgrenede opportunistiske alger, økt siste 50-60 år, mens forekomsten av store og flerårige sen-suksesjonsarter derimot har avtatt (Eriksson et al. 2002). Økt sedimentbelastning ble sannsynliggjort som en viktig årsak, sammen med klimatisk variasjon og næringssalter. Pedersén & Snoeijs (2001) fant også høyest diversitet av makroalger på de lokaliteter på den svenske vestkysten som ikke var direkte påvirket av avrenning fra land.

Organiske partikler kan være en viktig matkilde for vannfiltrerere og reste-spisere (detritus). For hardbunnssamfunn er det imidlertid en generell konsensus om at høy belastning av suspendert stoff og sedimentering av stoff representerer en stressfaktor som forstyrrer hardbunnsdyr og makroalger. Sedimentering kan også føre til et skifte i artssammensetning ved et større innslag av makro-infauna og meiofauna, typisk for bløtbunn.

Inhibering av bunnslåing og spiring
Selv om voksne individer av mange algearter tåler grader av nedslamming, synes reproduksjonen, spesielt bunnslåing og spiring, å være en følsom periode for makroalgene. Matsunaga et al. (1999) viste for eksempel at humus-holdige substanser fra skogsområder hemmet spiring av sporer fra skorpeformede kalkalger. Burrows viste i 1971 at bunnslåing av sukkertaresporer (*Laminaria saccharina*) ble hemmet av et lag med sediment. Norton (1978) fant at sporer ble befruktet og vokste normalt på et lag av sediment, men at de ikke klarte å feste seg til underlaget. I praksis vil det bety at algene ikke klarer å etablere seg, men driver bort og bidrar til detritus. Norton (1978) fant også at bunnslåtte sporer som ble dekket med sediment klarte ikke å utvikle seg til nye store sukkertare-planter. Sukkertare har en vanskelig livssyklus hvor sporene vokser til mikroskopiske planter som utvikler kjønnsceller. Befruktede hunnceller vokser så opp til en ny tareplante. Det er ikke vanskelig å forstå at denne mikroskopiske fasen kan være spesielt følsom for nedslamming. Sterk nedslamming i denne fasen (vinter) kan hemme rekruttering av nye planter og vegetasjonen dør ut med de

siste aldrende individene. Sukkertare kan bli 5 år gammel slik at utarmingen kan foregå over noe tid før vegetasjonen er utdødd. Voksne sukkertareindivider tåler noen grad av nedslamming, men et tykt lag med fint sediment på bladet er funnet å gi skader på algen (Lyngby & Mortensen 1996). I eksperimentelle undersøkelser er det vist at både tette flekker av trådformede alger og sediment virker negativt på både bunnslåing og spiring av egg fra sagtang, samt overlevelse av kimplantene (Isæus et al. 2004).

I Kystovervåkingsprogrammet er utdøing av sukkertare blitt dokumentert på beskyttede, nedslammede stasjoner. Det er også observert at et sedimentlag på sukkertarebladet og på andre arter, har ført til forråtnelse av bladet. Sukkertare er en hurtigvoksende alge som raskt etablerer seg der det er tilgjengelig plass og med bakgrunn i litteraturen gjennomgått ovenfor er det klart at sedimentering hemmer reetablering av sukkertare.

Arters sensitivitet overfor fysisk slitasje og sedimentasjon
Siden det er mange samvarierende faktorer er det vanskelig å avgjøre hva som er de primære effekter av nedslamming, men ut fra eksisterende kunnskap er arter blitt rangert fra tolerante til følsomme. Eksempler på dette er omtalt i oversiktsartikkelen til Airoldi (2003) og på web-sidene til MarLIN. Tabell 11.1 er bygget på søk i MarLIN-databasen på sensitive organismer. Men som det framgår av disse tabellene er de fleste beskrevne arter tolerante. Samtidig avdekker basen kunnskapshull gjennom blanke felt og at mange av de vanlige artene mangler. MarLIN opererer med strenge kriterier for fastsettelse av sensitivitet, og verdien 3 (moderat) betyr at faktoren kan være fatal for arten, men at arten normalt har reetablert innen 10 år. Men så lenge en belastning vedvarer vil enkelte arter få redusert sine muligheter, og konkurransen mellom artene påvirkes.

Makroalger og sedimentasjon
Effekten av sedimentering synes å korrelere med makroalgenes morfologi og livsstrategi. Noen sammen henger er eksperimentelt påvist, men de fleste bygger på antakelser ut fra et stort antall beskrivende undersøkelser. Grove makroalger med f.eks. tykk bark og vekst i skuddspissene er vist å kunne tåle nedsedimentering over flere måneder uten å dø. Andre arter kan regenere fra hefteskiven om det opprette bladet skulle slites bort. Arter som blæretang (*F. vesiculosus*) og krusflik (*Chodrus crispus*) er eksempler på slike regenererende arter.

Fra undersøkelsene i Gulmarfjorden fant Eriksson et al. (2002) at følgende makroalger korrelerte negativt med sedimentasjonsbelastningen (redusert forekomst ved økt belastning): *Chondrus crispus* (krusflik), *Delesseria sanguinea* (fagerving), *Erythrodermis traillii* (rødalge), *Furcellaria lumbricalis* (svartkluft), *Polysiphonia fucoides* (svartdokke), *Rhodomela confervoides* (teinebusk) og *Sphacellaria* cf. *cirrosa* (bruntufs), mens *Bonnemaisonia hamifera* (rødlo), *Bryopsis plumosa* (grønnfjær), *Cladophora rupestris* (grønndusk), *Corallina officinalis* (krasing), *Halidrys siliquosa* (skolmetang), *Polysiphonia stricta* (-dokke), *Spermothamnion repens* (rødalge) og *Sphacellaria plumosa* (brunfjær) korrelerte positivt med sedimentasjonsbelastningen i fjorden (høy forekomst ved høy belastning).

Men som vist i mange undersøkelser er ikke sammenhengen mellom arters forekomst og enkeltfaktorer helt lett å utlede. Det er mange samvarierende faktorer, ikke minst biologiske faktorer som konkurranse mellom arter. Økt tilgjengelighet av næringssalter gir økt vekst av tynne, hurtigvoksende makroalger, mens sedimentering synes å favorisere makroalger med tykkere blader, da disse sannsynligvis tåler sedimentering bedre, men ellers taper i konkurransen mot de hurtigvoksende makroalgene. Ved å sammenlikne med studier fra 1960-

Tabell 11.1 Sensitivitet for fysisk slitasje og nedslamming hos makroalger og dyr. (Kompilert fra MarLIN) Gradering: 1=Meget høy (fatal) 2=Høy (sensitiv og mer 10 år på reetablering), 3=Moderat (påvirkes, men på fote etter 5-10år), 4=Lav (tolerant og samfunnet er tilbake innen få år), 5 svært lav (lite sensitiv eller svært rask reetablering).

Scientific name	Slitasje og fysisk forstyrrelse	Endring i turbiditet	Nedslamming	Suspendert materiale	TaxaNo
Ahnfeltia plicata	4	4	4	4	101
Ceramium virgatum	4		4	4	101
Chondrus crispus	5	5	4	4	101
Corallina officinalis	4		4	4	101
Delesseria sanguinea	4		4		101
Furcellaria lumbricalis	3		3	3	101
Lithophyllum incrustans	4	5	5	5	101
Lithothamnion corallioides	1	3	1	1	101
Lithothamnion glaciale	1	2	1	2	101
Palmaria palmata	4	5	4	4	101
Phymatolithon calcareum	1	3	1	1	101
Rhodothamniella floridula	4	4	3	4	101
Alaria esculenta	4	4	4	4	201
Ascophyllum nodosum	2		2		201
Chorda filum	4		4		201
Fucus ceranoides	3		3		201
Fucus distichus	4	5	3	5	201
Fucus serratus	4	5	3	5	201
Fucus spiralis	4	4	3	5	201
Fucus vesiculosus	4		3		201
Halidrys siliquosa	4	4	4	5	201
Himanthalia elongata	4	5	3	3	201
Laminaria digitata	4	4	4	4	201
Laminaria hyperborea	3	3			201
Laminaria saccharina	4		3	4	201
Pelvetia canaliculata	3		3		201
Saccorhiza polyschides	4	4		4	201
Cladophora rupestris		5	4		260
Enteromorpha intestinalis	4	5	4	4	260

TaxaNo:
101= rødalger
201= brunalger
260= grønnalger
340= svamp
352 =hydroider
373= bløtkorall og sjørose
426= mangebørsteormer
451= snegl
489= muslinger
553= rur
579= lopper, amphipoder
583= 10for kreps
717-719= mosdyr
725-752= pigghuder
775= sjøpunger

Scientific name	Slitasje og fysisk forstyrrelse	Endring i turbiditet	Nedslamming	Suspendert materiale	TaxaNo
Axinella dissimilis	2		2	2	340
Halichondria bowerbanki	4		4		340
Halichondria panicea	4		3		340
Cordylophora caspia	4				352
Alcyonium digitatum	4	5	4	5	373
Metridium senile	4				373
Protanthea simplex	3		3	5	373
Urticina felina	3		5	5	373
Virgularia mirabilis	3				373
Arenicola marina	4				426
Polydora ciliata	4				426
Pomatoceros triqueter	5		3	4	426
Serpula vermicularis	3	5	3	4	426
Crepidula fornicata	4	5	5	5	451
Hydrobia ulvae	5		4		451
Lacuna vincta	3	5	4		451
Littorina littorea	4	5	3	4	451
Nucella lapillus					451
Patella vulgata	5	5	3	4	451
Arctica islandica	3		3		489
Modiolus modiolus	2	5	2		489
Musculus discors	4	5	3		489
Mya arenaria	4		4	4	489
Mytilus edulis	4		4		489
Balanus crenatus	4	5	3	4	553
Chthamalus montagui	4	3	4	5	553
Chthamalus stellatus	4	5	4	5	553
Corophium volutator	4		3	4	579
Gammarus insensibilis	3	2	4	4	579
Gammarus salinus		5	4		579
Jassa falcata	4	4	3	4	579
Cancer pagurus	4		5	4	583
Umbonula littoralis	4	4	4	4	717
Bugula turbinata	4		3	4	719
Conopeum reticulum	4		4		719
Electra pilosa	4		4		719
Flustra foliacea	4				719
Asterias rubens	4	5	5	4	725
Henricia oculata	5		4	5	725
Ophiothrix fragilis	4	5	3	5	730
Echinus esculentus	4	5	4	5	735
Psammechinus miliaris	3	5	3	5	735
Antedon bifida	3	5	3		752
Ascidiella scabra	4				775
Botryllus schlosseri	4		3	3	775
Ciona intestinalis	3		4		775
Clavelina lepadiformis	3		3	4	775
Molgula manhattensis	4		5		775

tallet på den svenske vestkyst, postulerer Johansson et al. (1998) at økt forekomst av de delikate rødalgene *Delesseria sanguinea* (fagerving) og *Phycodrys rubens* (eikeving) skyldes eutrofiering fordi disse artene favoriseres av økt næringssalttilgang (de har et umettet vekstpotensiale), men at eutrofiering også kan føre til redusert forekomst da de er følsomme for sedimentering. Forekomsten av grovere arter som *Phyllophora* spp. (blekke), *Chondrus crispus* (krusflik), *Furcellaria lumbricalis* (svartkluft) og *Polysiphonia elongata* (røddokke) hadde gått tilbake på de lokaliteter hvor fager- og eikeving hadde økt, trolig som følge av konkurranse, men de hadde derimot opprettholdt sin forekomst på lokaliteter med sterkere sedimentasjon. I motsetning til fager- og eikeving, har disse grovere artene trolig en høyere toleranse for sedimentasjon og korrelerer derfor positivt (ikke dermed sagt at de 'liker' nedslamming) med sedimentasjon gjennom sin overlevelse på sedimentbelastede lokaliteter.

Arters innvirkning på sedimentasjon
Alger og dyr på hardbunn kan også påvirke sedimenteringen, f.eks. vil teppedannende trådformede alger fange opp, binde og stabilisere sedimentet selv på eksponert kyst (Stewart 1983, Airoldi & Virgilio 1998) Det er også vist at tareskog demper bølgeeksponeringen og således akselerer sedimentering (Moore 1972, 1973, Eckman et al. 1989). Sveipingen av tang og tare over bunnen hindrer derimot sedimentering (Kennelly 1989, Melville & Connell 2001, Isæus 2004). Isæus (2004) fant bare vellykket spiring av sagtang innenfor de flekker der sagtangen sveipet bort sedimentet og holdt rødalgeteppet nede. Det er også vist at beitende dyr som snegl og kråkeboller direkte påvirker akkumuleringen av sediment på bunnen ved brøyting og indirekte påvirker sedimentasjonen ved beiting på algefilm, algetuster og tare (Estes & Palmisano 1974, Bertness 1984). Sousa et al. 1981 fant at sedimentlaget fanget i tepper av rødalger til og med kunne bli anoksisk og det er vist at hydrogensulfid, H_2S, har en svært negativ effekt på spiring og vekst av kimplanter av sagtang (*Fucus serratus*) (Chapman & Fletcher 2002), på samme måte som H_2S er svært giftig for alle aerobe organismer. Chapman & Fletcher 2002 fant også at sediment med høyt organisk innhold i markert grad reduserte sagtang-kimplantenes overlevelse.

11.4 Prøveinnsamling

Det har vist seg vanskelig å kvantifisere eller uttrykke graden av nedslamming og sedimentering på hardbunn. Det eksisterer derfor ikke tall for hva som er høy eller lav grad av sedimentering, eller forstyrrende eller tolererbar grad av sedimentering (Airoldi 2003). Kystovervåkingsprogrammet har gradert sedimentasjon på hardbunn ut fra visuell bedømning (lite, moderat, mye), men disse resultatene er foreløpig ikke analysert.

Generelt er det benyttet 3 metoder til å måle sedimentering:
1) sedimentfeller (Moore 1972, Gulliksen 1982, Jørgensen & Gulliksen 2001).
2) dekningsgrad og tykkelse (Kennelly 1983)
3) suspendert materiale eller turbiditet (Saiz-Salinas & Urkiaga-Alberdi 1999)

Sedimentfeller kan ha ulik utforming, men nyere undersøkelser har vist at vertikale rør med indre diamenter >45mm og et forholdstall høyde/bredde på >3, gir de mest pålitelige resultatene for estimering av flux av sedimentmasse i vannmassene pr areal og tid. Men bevegelse av partikler i vannmassene er ikke det samme som sedimentering på bunnen, i tillegg vil resuspensjon ved sterk vannbevegelse påvirker målinger i sedimentasjonsfeller. Mange andre typer feller har vært brukt for å måle relative forskjeller mellom eksperimentelle felt. Slike målinger er verdifulle, men kan vanskelig brukes til å bedømme sedimentasjonsbelastning mellom ulike eksperimenter. I energirike områder, med sterk vannbevegelse, er

partiklene generelt av grov karakter og skuring er den dominerende påvirkningsmekanismen på samfunnene. Måling av skuring har vært forsøkt på mange måter, men slitasje på utplasserte blokker eller malte plater har vært de vanligste metodene.

Dekningsgrad og sedimenttykkelse lar seg vanskelig måle i felt da heterogeniteten på hardbunn er nærmest uendelig. Generell dekningsgrad brukes likevel i mange undersøkelser, inkludert Kystovervåkingsprogrammet.

Turbiditet gir et uttrykk for hvor mye partikler det er i vannmassen, men sier lite om hvor disse partiklene eventuelt sedimenterer. Under visse forutsetninger er det rimelig å anta at det er et forhold mellom sedimentasjon/nedslamming av hardbunn og turbiditeten i vannet over. Turbiditet kan måles med en Secchi-skive (i Kystovervåkingsprogrammet), med et eget instrument, eller ved å filtrere vannprøver (i Kystovervåkingsprogrammet). Det siste er mest arbeidskrevende, men gir en samtidig mulighet for å analysere på næringssalter og miljøgifter som er bundet til partiklene.

12. Referanser

Airoldi L & Virgilio M. 1998. Response of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments. Marine Ecology Progress Series 165:271-282.

Airoldi L, Fabiano M & Cinelli F. 1996. Sediment deposition and movement over a turf assemblage in a shallow rocky coast area on the Ligurian Sea. meps 133:241-251.

Airoldi L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. Ecology 79:2759-2770.

Airoldi L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review. 41:161-236.

Bach, H. K., Rasmussen, E. K. & Riber, H. H. 1993. The application of an ecological model to assess the impact of sediment spill on benthic vegetation. In Proceedings of the 12th Baltic Marine Biologists Symposium, E. Bjørnestad et al. (eds). Fredensborg: Olsen & Olsen, 7-15.

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.

Bavestrello G, Cattaneo-Vietti R, Cerrano C, Danovaro R, Fabiano M. 1995. Annual sedimentation rates and role of the resuspension processes along a vertical cliff (Ligurian Sea, Italy). Journal of Coastal Research 11:690-696.

Bertness MD. 1984. Habitat and community modification by an introduced herbivory snail. Ecology 65:370-381.

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.

Branch GM, Eekhout S, Bosman AL. 1990. Short-term effects of the 1988 Orange River floods on the intertidal rocky shore communities of the open coast. Transactions of the Royal Society of Africa. 47:331-354.

Burrows EM. 1971. Assessment of pollution effects by the use of algae. Proceedings of the Royal Society of London. 177:295-306.

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

D'Antonio CM. 1986. Role of sand in the domination of hard substrata by the intertidal algae *Rhodomela larix*. meps 27: 263-275.

Daly MA, Mathieson AC. 1977. The effects of sand movement on intertidal seaweeds and selected invertebrates at Bound Rock New Hamshire, USA. Marine biology 43:45-55.

Eckman JE, Duggins DO, Sewell AT. 1989. Ecology of understory kelp environments. I. Effects of kelp on flow and particulate transport near bottom. jembe 129:173-187.

Eriksson, B. K., Johansson, G. & Snoeijs, P. 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. Journal of Phycology 38, 284-296.

Estes, J. A. & Palmisano, l F. 1974. Sea otters: their role in structuring near-shore communities. Science 185, 1058-1060.

Faafeng B, Berge JA, Bjerkeng B, Helland A, Holtan G, Holtan H, Kjellberg G, Källquist TS, Moy F, Skulberg OM, Sørensen K, Walday M, 1996. Flommen på Østlandet våren 1995. Sammenstilling av NIVAs undersøkelser med spesiell vekt på måleprogrammet i Glomma og Vorma. NIVArapport 3480-96. s. 77.

Gardner, R. H., Kemp, W. M., Kennedy, V. S. & Petersen, J.E. (eds) 200 l. Scaling relations in experimental ecology. New York: Columbia University Press. Gardner, W.D. 1980. Field assessment of sediment traps. Journal of Marine Research 38, 41-52.

GESAMP 1994. Group of Experts on the scientific Aspects of Marine Environment Protection. Anthrpogenic influences on sediment discharge to the coastal zone and environmental consequenses. UNESCO-TOC, Paris.

Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. American Naturalist 111, 1169-1194.

Gulliksen, B. 1982. Sedimentation close to a near vertical rocky wall in Balsfjorden, northern Norway. Sarsia 67, 21-27.

Helland A, Holtan G, Jørgensen P, 2003. Riverine inputs of organic carbon and nitrogen to Norwegian coastal areas. Ambio 32/6, 412-417.

Hiscock, K. 1983. Water movement. In Sublittoral ecology. The ecology of the shallow subtidal benthos, R. Earll & D.G. Erwin (eds). Oxford: Clarendon Press, 58-96.

Hiscock, K., 2001. *Botryllus schlosseri*. Star ascidian. *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme* [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. [cited 15/03/2004]. Available from: <http://www.marlin.ac.uk/species/Botsch.htm>.

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.

Isæus M, Malm T, Persson S, Svensson A. 2004. Effects of filamentous algae and sediment on recruitment and survival of Fucus serratus L (Phaeophyceae) juvenils in the eutrophic Baltic Sea. European Journal of Phycology (accepted).

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

Johannessen T, Dahl E, 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication?. Limnology and Oceanography 41(4):766-778.

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

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

Jørgensen, L. L. & Gulliksen, B. 200 l. Rocky bottom fauna in arctic Kongsfjord (Svalbard) studied by means of suction sampling and photography. Polar Biology 24, 113-121.

Kennelly, S. J. 1983. An experimental approach to the study of factors affecting algal colonization in a sublittoral kelp forest. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 68, 257-276.

Kennelly, S.J. 1989. Effects of kelp canopies on understorey species due to shade and scour. Marine Ecology Progress Series 50, 215-224.

Kinne, O. (ed.) 1971. Marine Ecology. Volume I. Environmentalfactors. Part 2. Chapter 6: Turbidity. London: Wiley Interscience.

Littler, M. M., Martz, D. R. & Littler, D. S. 1983. Effects of recurrent sand deposition on rocky inter¬tidal organisms: importance of substrate heterogeneity in a fluctuating environment. Marine Ecology Progress Series 11,129-139

Lyche og medarb., 2003. BIOKLASS – utvikling av biologiske kvalitetskriterier. Framdriftsrapport. NIVA-rapport.

Lyngby, J. E. & Mortensen, S. M. 1996. Effects of dredging activities on growth of Laminaria saccharina. P.S.Z.NI.: Marine Ecology 17, 345-354.

Melville, A J. & Connell, S. D. 2001. Experimental effects of kelp canopies on subtidal coralline algae. Austral Ecology 26, 102-108.

Moore, P. G. 1972. Particulate matter in the sublittoral zone of an exposed coast and its ecological significance with special reference to the fauna inhabiting kelp holdfasts. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 10, 59-80.

Moore, P. G. 1973. The kelp fauna of northeast Britain. I. Introduction and the physical environment. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 13, 97-125.

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.

Moy, F., Aure, J., Dahl, E., Green, N., Johnsen, T.M., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Omli, L., Olsgaard, F., Oug, E., Pedersen, A., Rygg, B., Walday, M., 2003. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge.Årsrapport for 2002. SFT-rapport 888/03. TA-1991/2003. NIVA-rapport 4749. 69s.

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.

Noji TT, Noij CIM, Klungsøyr J, 2002. The role of sedimentation and resuspention for transport of sediments and contaminants in the Skagerrak. Hydrobiologia 469:99-108.

Nordberg, K; Gustafsson, M; Krantz, A-L Decreasing oxygen concentrations in the Gullmar Fjord, Sweden, as confirmed by benthic foraminifera, and the possible association with NAO. Journal of Marine Systems. 23(4):303-316.

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.

Pearson, T. H. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 16,229-311.

Pedersén M & Snoeijs P, 2001. Patterns of macroalgal diversity, community composition and long-term changes along the Swedish west coast. Hydrobiologia 459:83-102.

Robbins IJ. 1985. Food passage and defaecation in Ciona intestinalis (L.); The effects of suspension quantity and quality. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 89(2-3):247-254

Rygg B, 1995. Indikatorer for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. NIVA-rapport 3347-1995. 68 s.

Rygg B, 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA-rapport 4548-2002. 32 s.

Saiz-Salinas, J.I. & Urkiaga-Alberdi, J. 1999. Faunal response to turbidity in a man-modified bay (Bilbao, Spain). Marine Environmental Research 47, 331-347.

Seapy, R. R. & Littler, M. M. 1982. Population and species diversity fluctuations in a rocky intertidal community relative to severe aerial exposure and sediment burial. Marine Biology 71, 87-96.

SFT, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning . Forfattere: Molvær,J., Knutzen,J., Magnusson,J., Rygg,B., Skei,J. og Sørensen, J. SFT-veiledning nr. 97:03, TA 1467/97. 36 s.

Shannon, C.E. and Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.

Sousa, W. P., Schroeter, S. C. & Gaines, S. D. 1981. Latitudinal variation in intertidal algal community structure: the influence of grazing and vegetative propagation. Oecologia 48, 297–307.

Stewart, J. G. 1983. Fluctuations in the quantity of sediments trapped among algal thalli on intertidal rock platforms in southern California. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 73, 205–211.

Storlazzi, C. D. & Field, M. E. 2000. Sediment distribution and transport along a rocky, embayed coast: Monterey Peninsula and Carmel Bay, California. Marine Geology 170, 289–316.

Tsuchiya M. 1980. Biodeposit production by the mussel Mytilus edulis L. on rocky shores. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 47(3): 203-222

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>

Vogt, H. & Schramm, W. 1991. Conspicuous decline of Fucus in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? Marine Ecology Progress Series 69, 189–194.

Walker DI, Kendrick GA, 1998. Threats to macroalgal diversity: marine habitat destruction and fragmentation, pollution and introduced species. *Botanica Marina* 41:105-112.

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.,

Wassmann P, 1990. Calculating the load of organic carbon to the aphotic zone in eutrophicated coastal waters. Marine Pollution Bulletin 21:183-187.

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	Kontaktperson SFT	ISBN-nummer
Norsk institutt for vannforskning	Karen Fjøsne	82-577-4523-5

	Avdeling i SFT	TA-nummer
	OMI	2025/2004

Oppdragstakers prosjektansvarlig	År	Sidetall	SFTs kontraktnummer
Frithjof Moy	2004	79	6003 026

Utgiver	Prosjektet er finansiert av
Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 4841	Statens forurensningstilsyn

Forfattere
Frithjof Moy, Jan Aure (HI), Einar Dahl (HFF), Norman Green, Torbjørn Johnsen, Evy Løsmland, 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 2003.

Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway.
Report for 2003.

Sammendrag
Rapporten beskriver miljøkvaliteten i kystområdene av Sør-Norge i 2003, med spesiell fokus på tilstand og utvikling i næringssalttilførsler, vannkvalitet og det biologiske mangfoldet i plankton-, bløt- og hardbunns-samfunn i Skagerrak. Klimaet var preget av en kald og lang vinter som førte til islegging i fjorden på Skagerrak og en varm sensommer og høst. Vannkvaliteten mht. næringssalter i overflatevannet var generelt god til meget god, dvs. en forbedring fra i fjor. Men det ble fortsatt målt økt mengde av partikulært materiale i kystvannet, som for de seneste 5-10 år. Spesielt var det høye konsentrasjoner i perioden januar-mars. I mars og i mai var POC-verdiene spesielt høye (planktonoppblomstring). Siste halvår ble det imidlertid målt lite partikulært materialet (klart vann). Oksygenkonsentrasjonene i dypvannet tilfredsstilte kravet til meget god tilstand. Planktonalge-biomassen var den laveste som har vært målt gjennom siste 10 år, samtidig som dyreplanktonbiomassen var den høyeste som har vært målt. Spesielt var det en svært lav alge¬biomasse gjennom hele sommeren som ga 'klart vann' og liten tilførsel av partikulært karbon. Oppblomstring av dinoflagellater medførte fare for skalldyrgift (DSP og PSP) hele våren og første del av sommeren. En økning i biomassen av store dyrplanktonarter i 2003, ansees som positivt ut fra et næringskjedeperspektiv. Makroalgevegetasjonen på hardbunn var generelt sett svært lik med et middelår. Det ble derimot funnet markert færre dyr på de fleste av stasjonene som også påvist i fjor. Nedgangen i sukkertare som ble omtalt i 2002-rapporten, fortsatte ved at den ikke lenger ble registrert i ytre Oslo-fjord. På bølgeeksponerte stasjoner var tilstanden generelt god. Tilstanden i bløtbunnssamfunnene var stort sett meget god eller god med høyt artsmangfold på alle stasjoner, bortsett fra på den dype stasjonen i ytre Oslofjord, der artsmangfoldet viste mindre god tilstand. Innholdet av TOC i sedimentet var lavt til moderat gjennom hele perioden på alle stasjonene, bortsett fra på den grunne skjærgårdsstasjonen B05 (mindre god tilstand).

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