



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Statlig program for forurensningsovervåking

Rapportnr. 1068/2010

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge

KYSTOVERVÅKINGSPROGRAMMET ÅRSRAPPORT FOR 2009

TA
1068
2010

Utført av Norsk institutt for vannforskning og Havforskningsinstituttet



NIVA



Statlig program for forurensningsovervåking
Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge

SPFO-rapport: 1068/2010
TA-2628/2009
ISBN 978-82-577-5688-8

Oppdragsgiver: Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif)
Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning NIVA

• **Årsrapport for 2009**

**Rapport
1068/10**

Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2009.



Utførende institusjoner:
Norsk institutt for vannforskning NIVA
Havforskningsinstituttet HI

Prosjektansvarlig: NIVA
NIVA-prosjektnummer.: 29050
NIVA-rapport: 5953-2010

Forord

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

Denne rapporten beskriver miljøtilstanden i 2009 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 M. Johnsen, Evy R. Lømsland

Dyreplankton: Tone Falkenhaug (HI) og Lena Omli (HI)

Bløtbunn: Hilde Cecilie Trannum og Brage Rygg

Hardbunn: Kjell Magnus Norderhaug og Frithjof Moy (HI)

Redaktør for rapporten: Kjell Magnus Norderhaug

Mange mennesker har vært med og gjennomføringen av Kystovervåkingsprogrammet hadde ikke vært mulig uten deres medvirkning. En spesiell takk rettes tidligere programleder Frithjof Moy for bistand i arbeidet med rapporten og Lise Tveiten og Janne Kim Gitmark for uvurderlig organisatorisk bistand. Også følgende personer har vært av stor betydning for gjennomføringen av programmet og alle takkes for innsatsen:

Hydrografi/kjemi/plankton: Einar Dahl (HI), Terje Jåvold (HI), Kai Sørensen og Are Folkestad.


Hardbunn: Norman W. Green, Janne Gitmark, Mats Walday, Lise Tveiten og Camilla With Fagerli

Bløtbunn: Gunhild Borgersen, Marijana Brkljacic, Kjersti Lundmark Daae, Camilla Lockert Friseid, Liv Marie Gustavson, Rune Roland Hansen, Hans Christer Nilsson, Anders Hobæk, Jarle Håvardstun, Torbjørn M. Johnsen, Nina Milton, Pirkko Rygg og Andrew Sweetman

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

Kjell Magnus Norderhaug har vært leder av programmet i 2009. Lena Omli er prosjektansvarlig på HI og saksbehandler hos Klif er Hilde Skarra.

Oslo, 23. mars 2010.


Kjell Magnus Norderhaug
Programleder

Innhold:

Sammendrag	5
Abstract	8
1. Innledning	11
1.1 Bakgrunn for programmet	11
1.2 Målsetting	11
1.3 Faginnhold og stasjonsnett	11
1.4 Metodikk	14
2. Klima og vannmassene i Skagerrak	15
2.1 NAO, lufttemperatur og nedbør	15
2.2 Vannmasser og sjøtemperatur	19
3. Tilførsler av næringsalter til Skagerrak	24
3.1 Langtransporterte tilførsler	24
3.2 Lokale tilførsler	27
4. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak	33
4.1 Vinterverdier i overflatelaget	33
4.2 Somerverdier i overflatelaget	39
4.3 Siktdyp	44
4.4 Vannkvalitet i ulike vannmasser	45
4.5 Geografiske gradienter i næringsalter	53
4.6 Spesielle forhold med betydning for biologien	55
5. Planktonsamfunn i Skagerrak	59
5.1 Planteplankton	59
5.2 Dyreplankton	71
6. Hardbunnssamfunn	79
6.1 Tilstand	79
6.2 Utvikling over tid	83
7. Bløtbunnssamfunn	93
7.1 Bunnfauna	93
7.2 Bunnsedimenter	108
7.3 Tidstrender	109
8. Referanser	111

Sammendrag

Årsrapporten fra Kystovervåkingsprogrammet, 'Langtidsovervåking av miljøkvalitet i kystområdene av Norge' under Statlig program for forurensningsovervåking beskriver miljøstatus i kystvannet av Sør-Norge i 2009 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 hardbunn (makroalger og -dyr) og bløtbunn (dyr).

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

NAO-klimaindeksen for vinteren 2009 var svakt negativ på grunn av kaldt klima i februar. Våren var varm og med omtrent normal nedbørmengde. Overflatetemperaturen i havet var varmere enn normalt (1961-90) fra desember 2008 til oktober 2009, unntatt i en kald periode i februar. I Flødevigen var temperaturen over 20 °C i bare 6 døgn mot for eksempel 33 døgn sommeren 2006. Den varme perioden i 2009 startet i begynnelsen av juli. Overflatevannmassene var preget av mer brakkvann i februar enn normalt, og det var betydelig større innslag av Atlantisk vann i 2009 (januar til juli) i de dypere lag. Sjøtemperaturen i de dypere vannmassene (ned til 75 m dyp) var i 2009 normale eller noe høyere enn normalt.

Etter en periode med negativ eutrofiutvikling i kystvannet, har utviklingen vært positiv etter 1999-2002. Langtransporterte tilførsler av næringssalter til den norske kyststrømmen fra sydlige deler av Nordsjøen er redusert i perioden 2000-2007. Årsaken er nedgang i næringssaltutslipp til Tyskebukta og mindre transport av vann fra sørlige Nordsjøen til vår kyst. I 2009 ble det ikke funnet tydelige indikasjoner på vann fra Tyskebukta. Gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrat langs Sørlandskysten har vært lavere i 2006-2009 enn i 1990-95, men er fortsatt høyere enn i 1965-80. Vannføringen i Glomma var noe større enn normalt i 2009. Vårflommen kom tidlig i april. Fjellflommen som normalt kommer i mai/juni uteble, i stedet ble det en større sensommerflom i august og september. På Vestlandet ble det registrert flomepisoder i januar-februar (dvs. om vinteren). Tilførslene av næringsalter fra elver har totalt sett gått noe ned de siste to år.

Vannkvaliteten i Skagerrak var i 2009 i klasse god (II) eller meget god (I) med hensyn til nitrogen, fosfor, siktdyp og klorofyll på de fleste stasjoner, unntatt i Ytre Oslofjord hvor tot-P (vinter) og siktdyp (sommer) var i klasse mindre god (III). Også oppwellingsepisoder ved Lista førte til økte næringssaltkonsentrasjoner om sommeren. Forholdstallet mellom nitrat og fosfat var under Redfield-forholdet 16:1, og det var også positivt at forholdet nitrat/silikat og fosfat/silikat var under det nivå som OSPAR anser å gi økt risiko for oppblomstring av skadelige alger. For hele perioden 1991-2009 er det i Skagerrak en tendens til avtakende risiko for oppblomstring av skadelige alger.

Partikkelkonsentrasjonen (TSM) var mindre langs Skagerrakkysten i 2009 enn årene før, både sommer og vinter. TSM på Jomfruland økte i perioden 1991-2003, men deretter har TSM vært lav, og det er ikke noen trend for hele perioden 1991-2009. Det er heller ingen trend på øvrige stasjoner i perioden 1991-2009. I 2009 var POC/PON (partikulært organisk karbon/partikulært organisk nitrogen) forholdet og TSM-konsentrasjonene lave, hvilket antyder at mesteparten av partiklene hadde marin opprinnelse og at den terrestriske

påvirkningen er minkende i forhold til årene før. På stasjon Arendal og Lista har siktdypet avtatt i perioden 1991-2009, mens det ikke er noen signifikant utvikling ved Jomfruland.

Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (>200 m) avtok i perioden 1991-2004, men i de siste årene har utviklingen bremsset opp. Oksygenforholdene er fortsatt gode. Økende oksygenforbruk i bassengvannet i Risørfjorden og avtagende oksygenkonsentrasjoner i kystvannet generelt, gjenspeiler økt organisk belastning langs kysten. Ut fra POC-observasjoner er belastningen størst i Jomfrulandsområdet og avtar både mot øst (Ytre Oslofjord) og vest (Arendal-Lista og Utsira). Det ble målt lavere saltholdighet fra Arendal til Vestlandet vinteren 2009 sammenlignet med vintrene i årene før. I 2009 var vinterkonsentrasjonene av nitrogenforbindelsene markert lavere enn i 2008 på Skagerrakkysten.

I 2009 var siktdypet tilsvarende gjennomsnittet for 1991-2005, men i februar, august og november/desember var sikten dårligere langs Skagerrakkysten. Dårlig siktdyp i februar skyldtes våroppblomstringen og innstrømmende vann fra Kattegat. Dette resulterte i at vannet ble mørkebrunt. Stort innsalg av brakkvann var sannsynligvis viktig for tidspunktet for våroppblomstringen av planktonalger, og grumsete vann kan redusere vertikalutbredelsen for makroalger på hardbunn. Siktdypet på Skagerrakkysten var også dårlig i 2008.

Selv om tendensen er en svak stigning i årlig mengde planteplankton sammenlignet med bunnåret 2002, var 2009 totalt sett det åttende året på rad med lite planteplankton. Det ble registrert en kraftig våroppblomstring av kiselalgen *Skeletonema* i slutten av februar. Den største dinoflagellat-bloomstringen var i midten av september. Lite alger kan være årsaken til nedgang i biomassen av kopepoder. Mengden små kopepoder har avtatt med 85 % siden 2003. Det ble registrert flere varmekjære/sørlige arter av både plante- og dyreplankton i våre områder i 2009. Disse inkluderer planktonalgen *Dinophysis tripos*, som regnes som en varmtemperert/tropisk art, og som forekom fra Vestlandet og nordover. Den tropiske vannloppen *Penilia avirostris* har vært registrert i Skagerrak de siste seks årene. Den introduserte arten "Amerikansk lobemanet" (*Mnemiopsis leidyi*) ble første gang observert i norske kystvann høsten 2006 (Oslofjord-Bergen). I 2009 ble store konsentrasjoner observert i kystvannet i perioden juli-oktober. De store endringene som er observert i både mengde og artssammensetning av dyreplankton i Nordsjøen de siste 20 årene, vil påvirke økosystemene ved kysten av Skagerrak. Amerikansk lobemanet har hatt stor innvirkning på sine byttedyr (dyreplankton og fiskelarver) i andre havområder, og vi vet ennå ikke hvilken effekt de årlige tette forekomstene av denne arten vil ha for økosystemene langs Skagerrakkysten.

Tilstanden for bunndyr, både på bløtbunn og hardbunn, var generelt god i 2009. En årsak kan ha vært generelt god vannkvalitet, og for hardbunnsfauna var det sannsynligvis også viktig at antallet brun-, grønn- og rødalger var lavere enn normalt. Det totale biomangfoldet på hardbunn og bløtbunn i Ytre Oslofjord (A-området) ser stadig ut til å være i økning. Biomangfoldet i hardbunnsamfunnene har vært lavt i område B de to siste årene og var i 2009 det laveste som er registrert i overvåkingsperioden. Når det gjelder bløtbunn i område B, har derimot biomangfoldet vist en jevn økning i den siste tjueårsperioden på den dype stasjonen, mens det er uendret på den grunne stasjonen. Tilstanden var i 2009 god på begge stasjonene. Både i A- og B-området har fremdeles bløtbunnsamfunnene noe innslag av opportunistiske arter, mens arter som er typisk for stabile samfunn, har lav tetthet. Selv om tilstanden på disse stasjonene er relativt god, har de fremdeles noe potensial for forbedring. I område C og D i 2009 var biomangfoldet i hardbunnsamfunnene som gjennomsnittet i perioden 1995-2008. Til tross for generelt god vannkvalitet og normal temperatur i vannet har tilstanden for tare vært

dårligere de siste to år, etter en relativt god periode 2004-2006. Dårlige forhold i 2009 kan skyldes at det tar tid for flerårige alger å etablere seg etter dårlige år (2008 var et dårlig år for tare). I tillegg kan grumsete vann i februar-mars ha vært negativt for spiring av både ett- og flerårige alger. For bløtbunn synes tilstanden å ha vært stabil og god gjennom den siste tjueårsperioden i område C. Tilstanden er også god i bløtbunnsamfunnene i D-området.

Abstract

This report for 2009 of the Coastal Long-term Monitoring of Environmental Quality in the coastal regions of Norway, describes the environmental status in South Norway coastal waters, and the development from 1990 and until today. Topics described in report include climate, nutrients, water quality and biodiversity in the plankton, and on hard (macroalgae and fauna) and soft bottom (fauna).

The aims of the program are to a) give an overview of the environmental status with regard to nutrients and effects of nutrients, b) identify important nutrient inputs to Norwegian coastal areas, c) describe temporal changes in nutrient concentrations, d) describe effects of nutrients on the status and development in plankton, hard bottom and soft bottom communities and e) describe the biodiversity and possible changes in biodiversity.

The NAO index was negative during the winter of 2009, because of cold climate in February. The spring was warm and with normal precipitation. The temperature in the surface water was high from December 2008 to October 2009, except for the cold period in February. At the Flødevigen station, the temperature exceeded 20 °C for 6 days only, compared to 33 days during 2006. The warm period started in the beginning of July. The surface water was influenced by more brackish water in February than normally in the monitoring period, and deeper water (down to 75 m depth) by more Atlantic water than normal. The temperature in the deeper water was normal or higher than normal.

After a period with increasing nutrient loading, the conditions have improved after 1999-2002. The transport of nutrients from the southern North Sea to the Norwegian coast was reduced from 2000-2007. This was mainly due to reduced water transport from the Southern North Sea to Norwegian coastal waters. In 2009, the amount of water on the Norwegian coast identified as South North Sea water was small. The average nitrate concentrations on the South coast have been lower in 2006-2009 than in 1990-1995, but are still higher than in 1965-1980. Overall, the flow rate from River Glomma was larger than normally in 2009. The spring flood was early in April, and a late Summer/Autumn flood occurred in August-September. On the West coast, the spring flood was early and occurred in January-February (i.e. during winter). Overall, the nutrient discharges from rivers to the coastal waters have been reduced the last two years.

The water quality in the Skagerrak was in 2009 classified as Good (II) or High (I) with respect to concentrations of Nitrogen, Phosphorus, Secchi depth and chlorophyll at most stations, except for the Outer Oslofjord, where concentrations of Phosphorus (winter) and measured Secchi depth (summer) was classified as Moderate (III). Episodic upwelling at Lista caused increased nutrient concentrations during summer. The Nitrate:Phosphate ratios were below the Redfield ratio (16:1), and both the Nitrate:Silicate and Phosphate:Silicate was below the levels of increased risk of harmful blooms (according to OSPAR). There is a general tendency for reduced risk of harmful blooms in the Skagerrak.

The particle concentrations (TSM) were lower in the Skagerrak in 2009, compared to the years before, both during summer and winter. Throughout the monitoring period 1991-2009 there are no trend in the TSM concentrations at any station in the program. In 2009, the POC/PON ratio and the TSM concentrations were generally low. This indicates a mostly marine origin of the particles, and a reduced loading of allochthonous material. At the

Arendal and Lista stations, the Secchi depth has been reduced from 1990 to 2009, and at Jomfruland there is a (non-significant) tendency for a reduction.

The oxygen concentrations in the deep water (below 200 m) were reduced from 1991 to 2004, but the reduction has levelled off in recent years. The oxygen conditions are still good. Increasing oxygen consumption in the Risør fjord basin water, and decreasing oxygen levels in the coastal water in general, reflect increased organic loading to coastal waters. Regarding POC, the loading is largest in the Jomfruland area, and decrease west- and eastward. Lower than normal salinity concentrations were measured from Arendal to the West coast during winter 2009, compared with the winters before. Concentrations of Nitrogen compounds were markedly lower in 2009 than in 2008 on the Skagerrak coast.

The Secchi depth was as on average in 2009, but in February, August and November-December, the water visibility was lower than normally. Low visibility in February results from the spring bloom and inputs of Cattegat water. This resulted in unclear, brown water. Large inputs of brackish water were probably important for the timing of the spring bloom, and unclear water can reduce the vertical distribution of macroalgae. The water visibility was poor also in 2008.

Despite a tendency of increased amount of phytoplankton after 2002, 2009 was the eight year with low amount of phytoplankton. A diatom (*Skeletonema*) spring bloom occurred in late February. The main dinoflagellate bloom occurred in September. Low amount of algae may be the main reason for the observed reduction of the copepod biomass. The amount of small copepods has been reduced with 85 % since 2003. In 2009, several southern phytoplankton and zooplankton species were detected. These include tropical phytoplankton (*Dinophysis tripos*) and cladoceran (*Penilia avirostris*) species. The introduced jellyfish species *Mnemiopsis leidy* was for the first time observed in Norwegian coastal waters in 2006. In 2009, dense populations were detected in July to October. The large scale changes which have been observed in the North Sea plankton during the last 20 years, will affect coastal ecosystems in the Skagerrak. *Mnemiopsis leidy* may have large impact on their prey populations (fish larvae and zooplankton), and we do not know yet its effects on the Skagerrak plankton.

The status in soft bottom and hard bottom communities was generally good in 2009. One reason was generally good water quality and in the case of hard bottom fauna, it was probably important that the amounts of red, green and brown macroalgae were lower than normal. The total biodiversity on soft and hard bottom in the Outer Oslofjord is steadily increasing. The biodiversity on hard bottom has been lower than normal on the South coast for the last two years, and was in 2009, the lowest registered in the monitoring period. The biodiversity on the South coast soft bottom stations has increased the last 20 years (the deep station) or not changed (the shallow station). In 2009, the status was Good (II) at both stations. In the Outer Oslofjord and at the South coast, there are still opportunistic elements in the infauna, and species typical for more stable conditions are only found in low densities. Thus, although the status is Good, these stations have a potential for improvement. On the SW and West coast, the hard bottom biodiversity was not different from the average in the period 1995-2008. Despite a general good water quality and normal water temperatures, the status for kelp has been relatively poor for the last two years. Poor conditions in 2009, may indicate that perennial algae need more than one year to recover after a reduction (2008). In addition, turbid water in February-March may have affected the germination of both annual and

perennial algae negatively. On soft bottom, the status has been stable and good for the last 20 years on the SW and West coast.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn for programmet

Kystområdene er sentrale som matkammer, oppvekst- og tilholdssted for marine arter og arter på land i kystsonen. Tilfredsstillende miljøforhold i kystområdene har derfor stor betydning, både for 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, bidrar til store forurensningstilførsler via elver, luft og direkteutslipp, samt tiltagende interessekonflikter i kystsonen.

Den store algeoppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* våren 1988 medførte dramatiske konsekvenser av tidligere ukjent omfang for det marine liv. Hyppige oppblomstringer av giftalger i Skagerrak påfører et betydelig tap for oppdrettsnæringen og er negativt for allmennhetens 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 eutrofiproblematikken i Skagerrak. Kystovervåkingsprogrammet fikk som målsetning å overvåke miljøtilstanden mht. næringssalter og de biologiske samfunn.

Kystovervåkingsprogrammet ble startet i 1990 og er administrert og finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) gjennom Statlig program for forurensningsovervåking. Programmet ledes av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og utføres av NIVA i samarbeid med Havforskningsinstituttet (HI). Resultater fra Kystovervåkingsprogrammet rapporteres til ICES som del av Norges forpliktelser innen OSPAR.

1.2 Målsetting

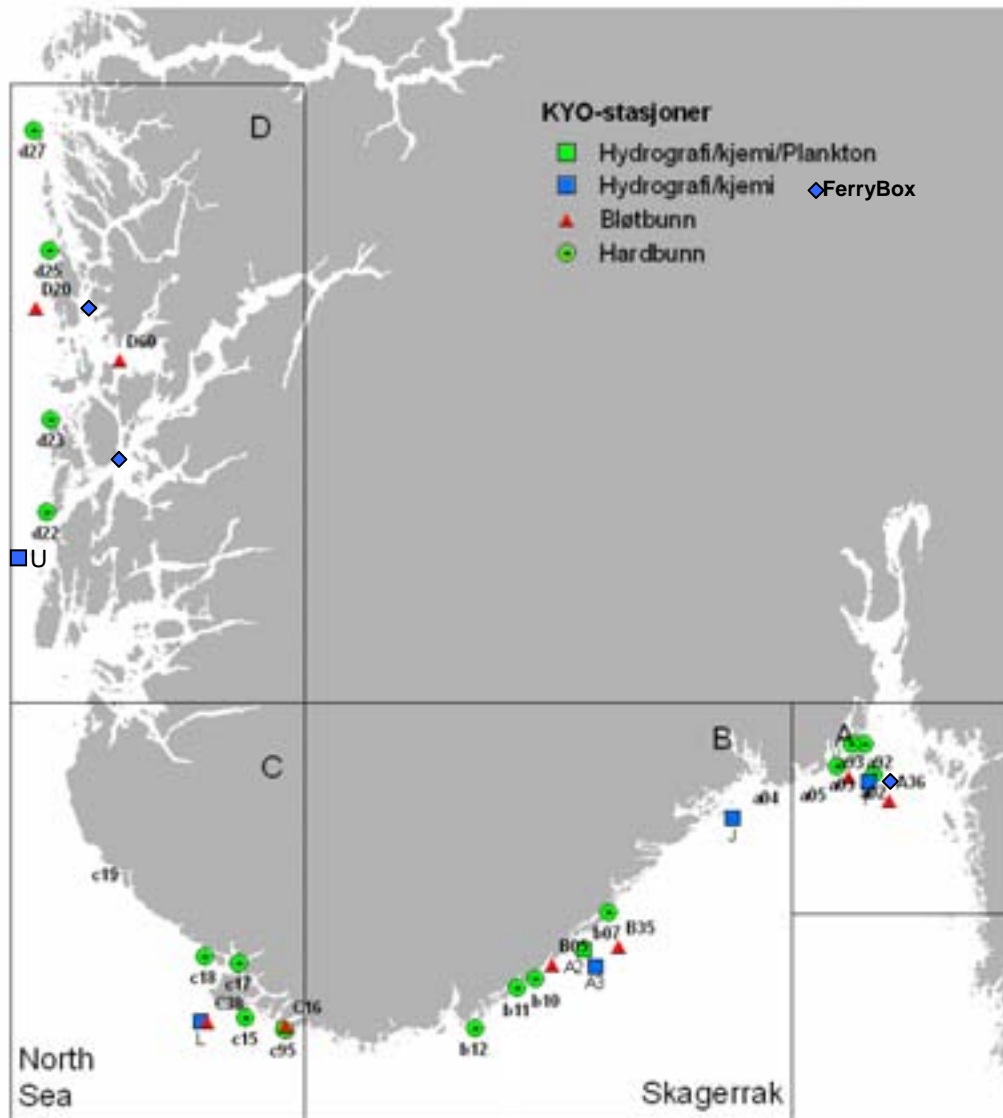
Formålet med Kystovervåkingsprogrammet er å:

- 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 plankton-, hard- og bløtbunnssamfunn
- dokumentere det biologiske mangfoldet og beskrive endringer i dette.

1.3 Faginnhold og stasjonsnett

Siden 1990 har Kystovervåkingsprogrammet samlet inn vannprøver for næringssaltanalyser, oksygenmålinger og plankton tellinger fra 12 til 22 ganger årlig. Årlig er det blitt samlet inn bløtbunnsprøver for samfunnsanalyse og sedimentkarakterisering, og det er også gjennomført årlige 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 1.1.) ble foretatt med sikte på å overvåke tilstanden i kyst-

vannet langs den ytre kystlinjen, og stasjonene skulle fungere som referanser ("referansetilstand") for lokale undersøkelser.



Figur 1.1. Kystovervåkingsprogrammet i 2009 dekket de 4 områdene A: Ytre Oslofjord, B: Sørlandet, C: Sør-Vestlandet og D: Vestlandet. Stasjonsposisjoner er gitt i tabeller under. FerryBox er automatisert prøvetaking fra 4 m dyp.

Vannmasser

Tabell 1.1. Oseanografistasjoner overvåket i 2009 (EUREF89-WGS84).

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Frekvens
A	Torbjørnskjær – OF1*	10.77	59.03	0-150	7 ggr. pr. år
A	CF Færder*	10.6300	59.0400	4	ca hver 14 dag Ferrybox**
B	Jomfruland – J	09.6667	58.8500	0-100	22 ggr. pr. år
B	Arendal St. 2 - A2	08.8167	58.3833	0-75	22 ggr. pr. år
B	Arendal St. 3 - A3	08.9000	58.3333	100-240	12 ggr. pr. år
C	Lista – L	06.5333	58.02	0-300	12 ggr. pr. år
D	Y. Utsira - U	04.7333	59.3166	0-250	12 ggr. pr. år
D	FN 13	05.510	59.745	4	ca hver 14 dag Ferrybox**
D	FN 16	05.1666	60.2216	4	ca hver 14 dag Ferrybox**

* Hovedstasjonen er nå Torbjørnskjær (koordinering med overvåkingen av Ytre Oslofjord). Ferrybox-stasjonen (CF Færder) ligger nær Torbjørnskjær og i denne rapporten kalles den også for Ytre Oslofjord. Jomfrulandsrennen (22 ggr pr år, N:58.89166, E: 9.616) tas bare et utvalg av parametrene.**Ferrybox observasjoner ca. hver 14 dag gjelder vannanalyser (næringsalter etc). Temperatur, saltholdighet og klorofyllfluorescense måles med sonder og observeres hver gang fartøyet passerer området- hvilket er flere ganger pr. uke.

Utenfor Arendal er det to stasjoner; A2 og A3 henholdsvis 1 og 2 nautiske mil fra land, for å kunne overvåke endringer i hele vannsøylen fra 0-240 m dyp. Vanddypet på A2 er ca. 105 m og på A3 ca. 260 m.

Bløtbunn

Tabell 1.2. Bløtbunnstasjoner overvåket i 2009. Prøveinnsamling i mai (EUREF89-WGS84).

Region	Stasjon	Lengdegrad	Breddegrad	Dyp (m)	Frekvens
A	A05	10.3717	59.0123	50	1 g. pr. år
A	A36	10.6392	58.9467	360	1 g. pr. år
B	B05	8.6295	58.3253	50	1 g. pr. år
B	B35	9.0312	58.4038	350	1 g. pr. år
C	C16	7.0480	58.0358	160	1 g. pr. år
C	C38	6.5747	58.0188	380	1 g. pr. år
D	D60	5.4667	60.1042	600	1 g. pr. år
D	D20	4.8778	60.2290	200	1 g. pr. år

Hardbunn

Tabell 1.3. Hardbunnsstasjoner overvåket i 2009 (EUREF89-WGS84). Prøvetakingsfrekvens er 1 gang pr. år, i juni måned (E=eksponert. M=moderat eksponert).

Region	Stasjon	Lengde-grad	Bredde-grad	Dyp (m)	Himmel-retn (°)	Eksponering	Periode (år)
A	a02 Færder fyr	10.5268	59.0267	0-26	89	E	1990, 94-2009
A	a03 Lynghlm.	10.2963	59.0432	0-30	160	E	1990-2009
A	a92 Kongshlm	10.4549	59.1219	0-30	80	M	2002-2009
A	a93 Vakerhlm	10.3754	59.1169	0-30	100	M	2002-2009
B	b07 Tromøy N.	8.9443	58.5132	0-30	360	M	1990-2009
B	b10 Presthlm.	8.5372	58.2732	0-30	140	E	1990-2009
B	b11 Humløy	8.4289	58.2382	0-30	85	M	1990-2009
B	b12 Meholmen	8.1980	58.0961	0-30	10	E	1990-91,95-2009
C	c95 Launes	7.0406	58.0239	0-30	270	M	2002-2009
C	c15 Revø	6.7960	58.0480	0-25	190	E	1990-2009
C	c17 Stolen	6.7147	58.2216	0-30	240	M	1990-2009
C	c18 Rosø	6.5011	58.2280	0-26	170	E	1990-2009
D	d22 Marhlm	5.14426	59.5805	0-30	116	M	1990-99+2005-09
D	d23 Ylvesoy	5.08530	59.8800	0-30	340	E	1990-99+2005-09
D	d25 Arebrot	4.90816	60.4210	0-30	25	M	1990-99+2005-09
D	d27 Mageoy	4.68393	60.7965	0-30	30	E	1990-99+2005-09

stasjoner som er omtalt eller er med i figurer i denne rapporten, men som ikke er undersøkt siden 2001*:

A	a04 Oddaneskj.	9.8642	58.9547	0-30	100	E	1990-2001
A	a05 O-skjær	10.1548	58.9731	0-30	010	E	1995-2001
C	c19 Oddeflui	5.8305	58.4797	0-30	165	E	1995-2001

*)Stasjonenes lokalisering er vist med stasjonsnummer i figur 1.1 og aktive stasjoner er merket med grønn sirkel.

Detaljerte oversikter over hvilke parametre som måles på de ulike stasjonene er gjengitt i datarapporten for 2009.

1.4 Metodikk

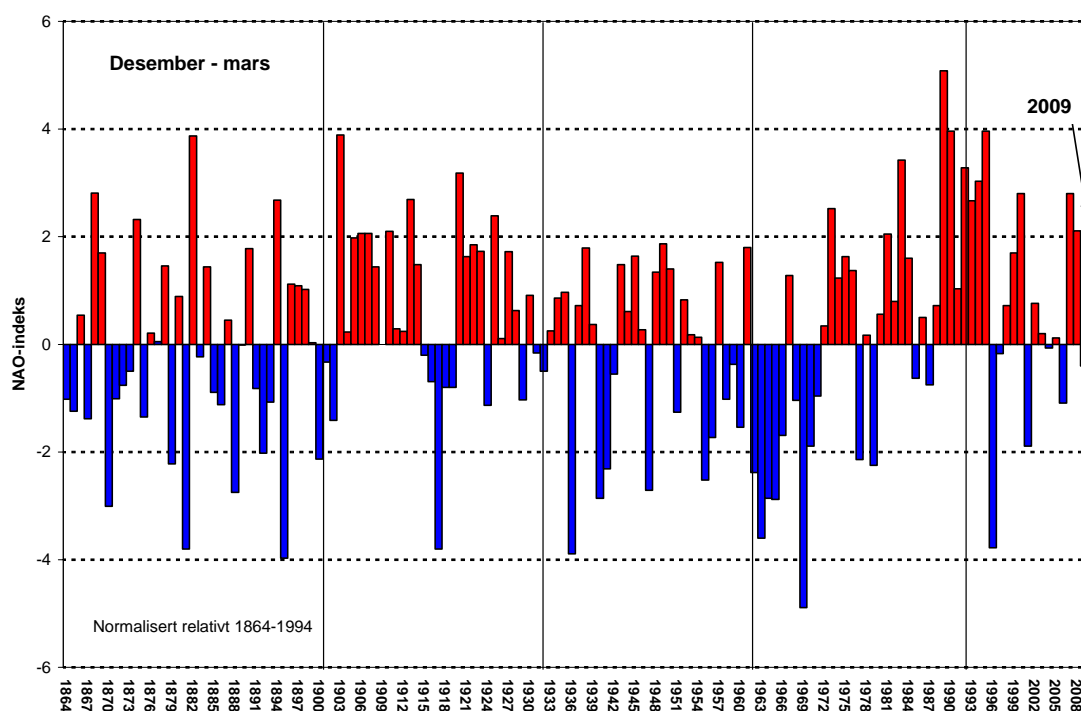
Innsamling, opparbeiding og analyser følger standard og akkrediterte metoder (hvor dette finnes, ISO-90001, NIVA-M5, EN45000, NS9420, NS9423, NS9424). Metodikken er fylldig beskrevet i Moy m.fl. (2002, 10-årsrapporten for Kystovervåkningen) og er ikke gjentatt her.

2. Klima og vannmassene i Skagerrak

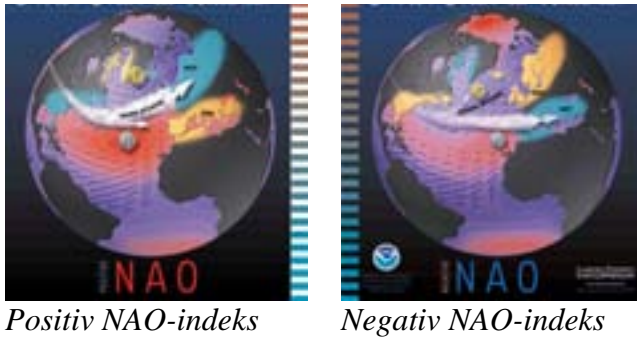
NAO-klimaindeksen var svakt negativ vinteren 2009, men bare februar var kaldere enn normalt, resten av vinteren var varmere. Våren var varm og med normal nedbørmengde. Etter en tørr juni måned ble sommeren varm og nedbørrik på Østlandet, Sørlandet og i Rogaland, mens det på Vestlandet kom mindre nedbør enn normalt. Overflatetemperaturen i havet var varmere enn normalt (1961-90) fra desember til oktober, men kald i februar. I Flødevigen var temperaturen over 20°C i bare 6 døgn, mot for eksempel 33 døgn i den varme sommeren 2006. Den varme perioden i 2009 kom i begynnelsen av juli. Overflatevannmassene var preget av mer brakkvann i februar enn normalt, og det var betydelig større innslag av Atlantisk vann i 2009 (januar til juli) i de dypere lag. Sjøtemperaturen i de dype vannmassene (ned til 75 m dyp) var i 2009 normale eller noe høyere enn normalt.

2.1 NAO, lufttemperatur og nedbør

Siden overvåkingsprogrammet startet i 1990 har klimaforholdene generelt vært milde vinterstid. Dette illustreres i figur 2.1 som viser NAO-indeksen for desember til mars fra 1864 til 2009. NAO-indeksen viser normalisert lufttrykksforskjell mellom Lisboa i Portugal og Island (Figur 2.2). Positiv verdi viser at lavtrykk har en bane mot Sør-Skandinavia, som gir relativt høy frekvens av sørvestlige vinder og en mild værtype med mye nedbør. 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 2001 har det generelt vært milde vintre og høy frekvens av sørlige vinder som følge av positiv NAO-indeks. Det har siden kystovervåkingsprogrammet startet bare vært tre kalde vintre; 1996, 2001 og 2006, dvs. 3 av 19 vintre.

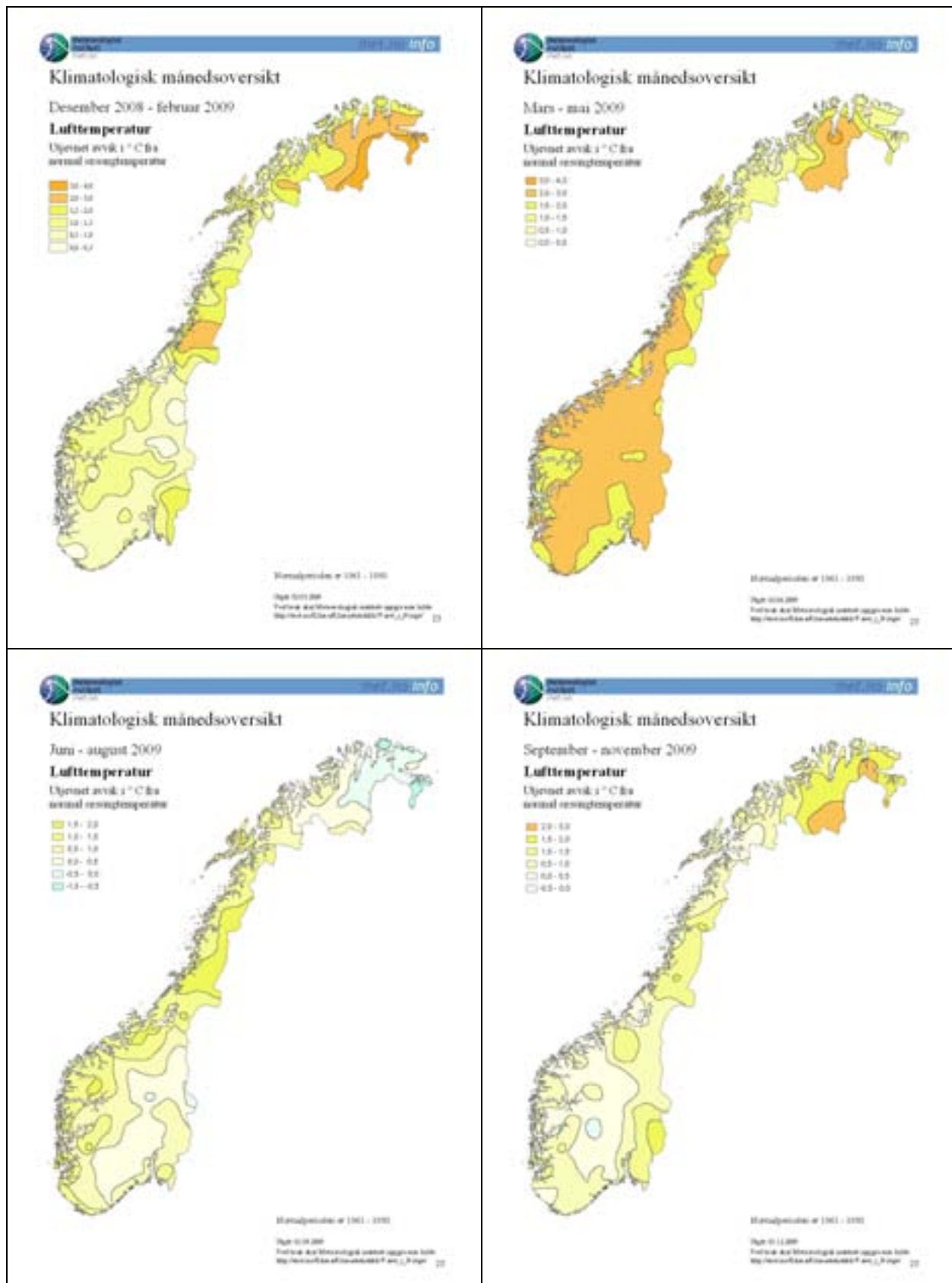


Figur 2.1 NAO-indeks (desember – mars) 1864-2009 (Hurrell (1995) og oppdateringer fra Hurrell).

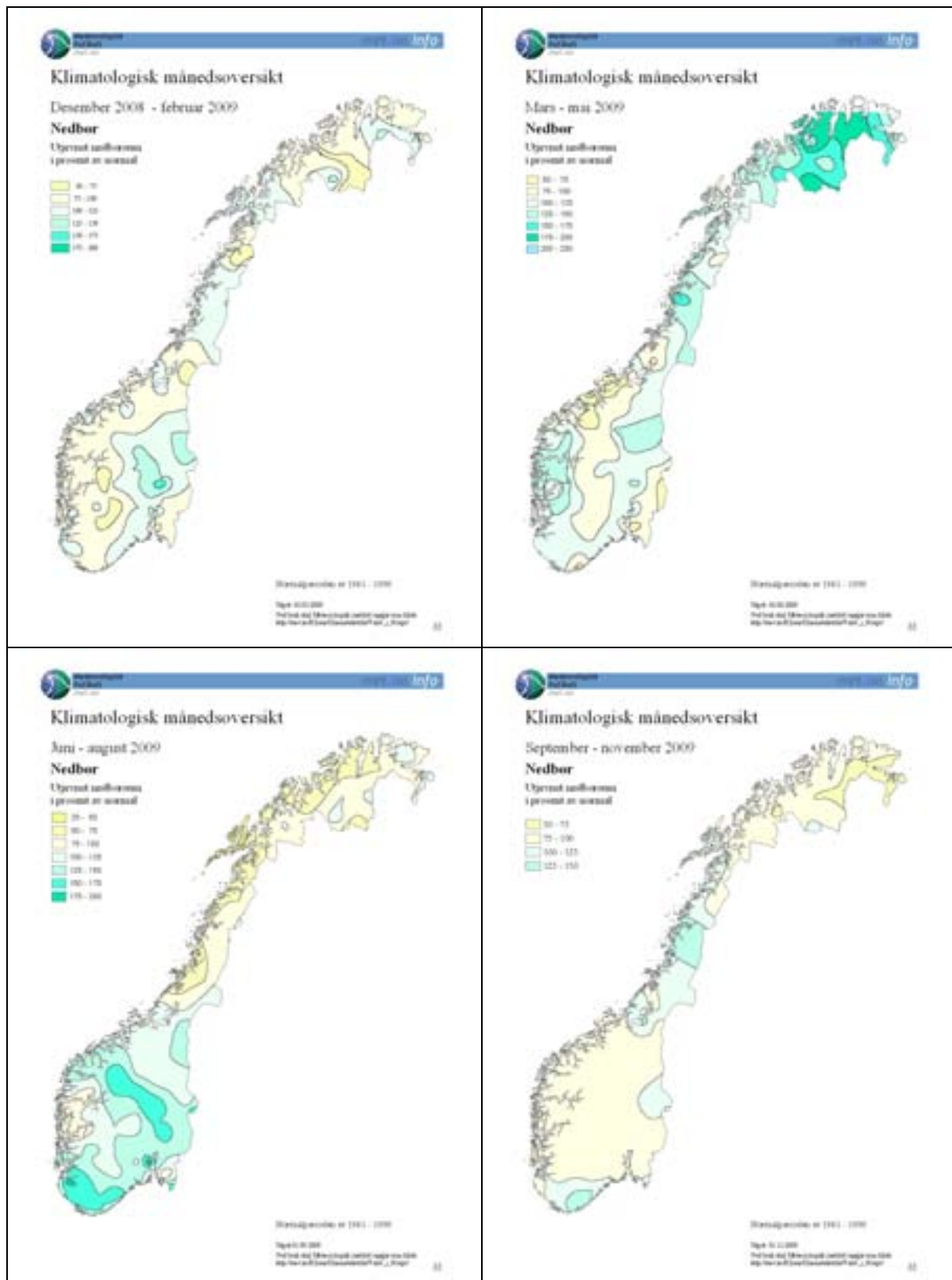


Figur 2.2. Den Nordatlantiske svingningen (NAO-indeksen), er variasjonen i forskjellen mellom lufttrykket over Island, Azorene og Portugal. Positiv indeks fører mild og fuktig luft inn over Sør-Norge og motsatt gir negativ indeks kald og tørr luft. (Kilde: <http://www.ideo.columbia.edu/NAO> av Martin Visbeck, Columbia University).

I 2009 var indeksen svakt negativ, men bare februar var kaldere enn normalt og vinteren som helhet omtrent normalt kald (figur 2.3). Det var også noe mer nedbør i Osloområdet og Sørlandet enn normalt (figur 2.4). Våren var varm og med mer nedbør enn normalt på Sørlandet og spesielt på deler av Vestlandet (figur 2.3-2.4). Sommeren ble bare litt varmere enn normalt i hele kystområdet og med stor mengde nedbør på Østlandet, Sørlandet og Rogaland. Høsten var mild og med noe mer nedbør på Sørlandet enn normalt.



Figur 2.3 Sesongmessig oversikt over avvik fra normal lufttemperatur i Norge i 2009 (Kilde: Met.no). Gul/orange farge = varmere, blå farge = kaldere og hvit farge = som normalt



Figur 2.4. Sesongmessig oversikt over nedbør i Norge i 2009 som sum utjevnet nedbør i prosent av normalen (Kilde: Met.no). Gult = mindre enn normalt. Blått = mer enn normalt.

2.2 Vannmasser og sjøtemperatur

Vannmasser deles inn etter saltholdighet og temperatur, og tradisjonelt i oseanografi deles vannmassene langs Skagerrakkysten inn i fem hovedvannmasser som reflekterer hvor vannet kommer fra og hvor influert det er av ulike kilder (Tabell 2.1). Denne inndelingen skiller seg fra inndelingen som ligger til grunn i Vanndirektivet, hvor saltvannet deles i 4 klasser etter saltholdighet: oligohalin (0,5-5), mesohalin (5-18), polyhalin (18-30) og euhalin (>30). Ferskvann regnes som vann med saltholdighet lavere enn 0,5. Sjøvann ble tradisjonelt definert som vann med saltholdighet høyere enn 30 (euhalin) og brakkvann er en blanding av sjøvann og ferskvann. Forskjell i inndeling av vannmasser medfører ingen problemer mht. utnyttelse av Kystovervåkingsdata i Vanndirektivsammenheng. Saltholdighet er en viktig økologisk faktor som påvirker og bestemmer hvilke organismer som lever i en vannmasse og Kystovervåkings inndeling gir større informasjonsverdi mht. programmets målsetning.

Tabell 2.1. Vannmasser i Skagerrak etter saltholdighet, temperatur og kilde.

	Saltholdighet	Temperatur °C	Kilde
BV - Brakkvann	< 25	-1 – 23	Ellevann blandet med SK
SK - Skagerrak kystvann	25 - 32	-1 – 21	Overflatevann fra Kattegat og Nordsjøen
SV - Skagerrakvann	32 - 35	3 – 16	Nordsjøvann og vann fra Kattegat
SVØ - SK-øvre	32 - 34,5		Sørlige Nordsjøen og Kattegat
SVN - SK-nedre	34,5 - 35		Sentrale deler av Nordsjøen
AV - Atlantisk vann	>35	5,5 – 7,5	Norskehavet via nordlige Nordsjøen

Brakkvann 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 m dyp. Brakkvannet består av vann fra de norske elvene blandet med Skagerrak kystvann.

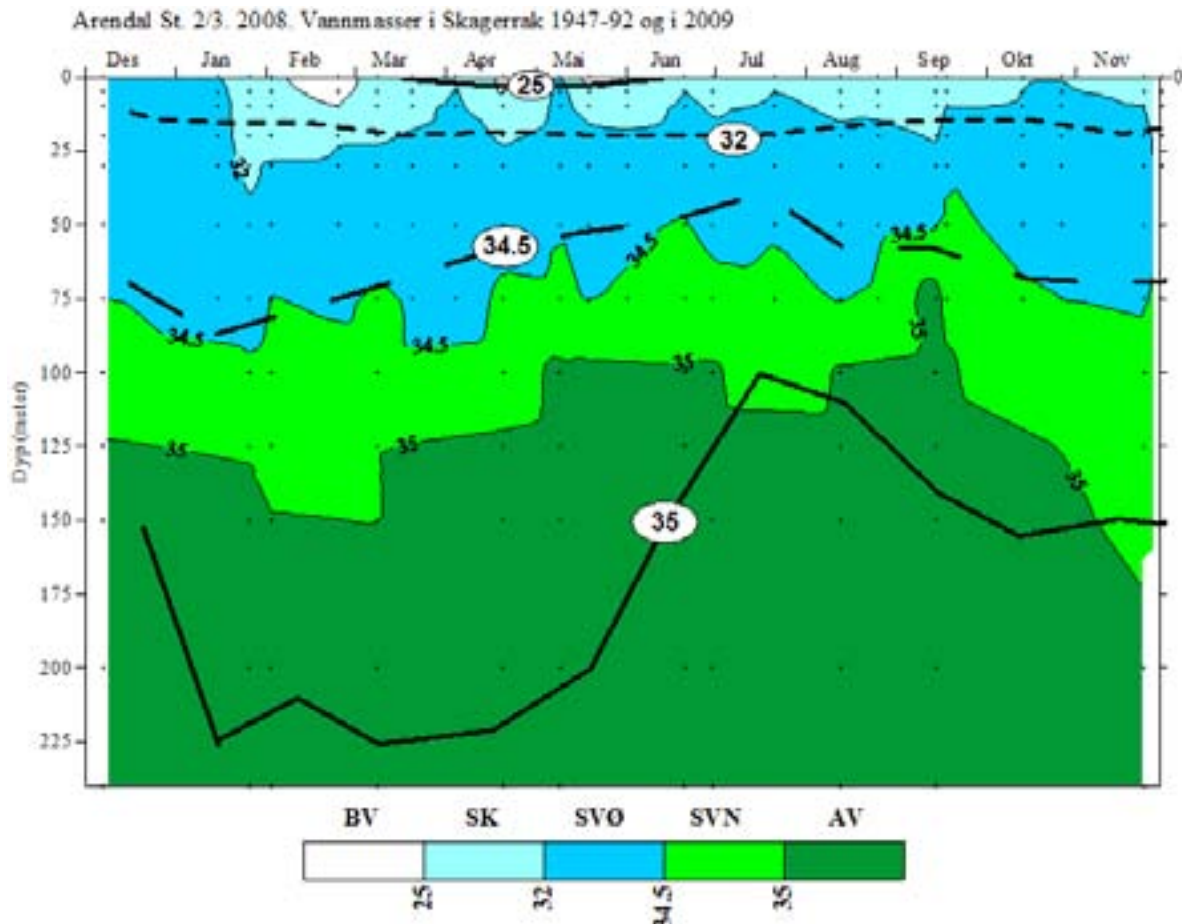
Skagerrak kystvann består hovedsakelig av en blanding mellom Østersjøvann/overflatevann fra Kattegat, lokalt ellevann og vann med opprinnelse i sørlige og sentrale deler av Nordsjøen. Vannmassene ligger mellom overflaten og ned til ca. 15-20 m dyp.

Skagerrakvann øvre har sin opprinnelse i sørlige Nordsjøen, og blandes med vann fra Østersjøen/Kattegat og lokalt ferskvann. Vannmassen ligger mellom ca. 20-80 m 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. 60-200 m dyp og er mektigst i perioden fra januar til mai.

Atlantisk vann tilføres Skagerrak fra Norskehavet via nordlige Nordsjøen og forekommer fra ca. 100 m dyp og ned til bunn. Atlantisk vann trenger generelt høyt opp i vannmassene i juni/juli og er minst dominerende om vinteren.

Den vertikale fordelingen av vannmassene i 2009 sammenliknet med en 'normalfordeling' (beregnet ut fra en sammenhengende måleperiode fra 1947 til 1992) er vist i Figur 2.5. Karakteristisk for vannmassene i kystområdene av Skagerrak i 2009, var et større innslag av brakkvann enn normalt i februar og mindre forekomst av Skagerrak kystvann i desember (2008) og januar (2009). Det største avviket var imidlertid den betydelige dominansen av Atlantisk vann som ble observert fra januar til juni. Innslaget av vann fra sentrale deler av Nordsjøen var lite.

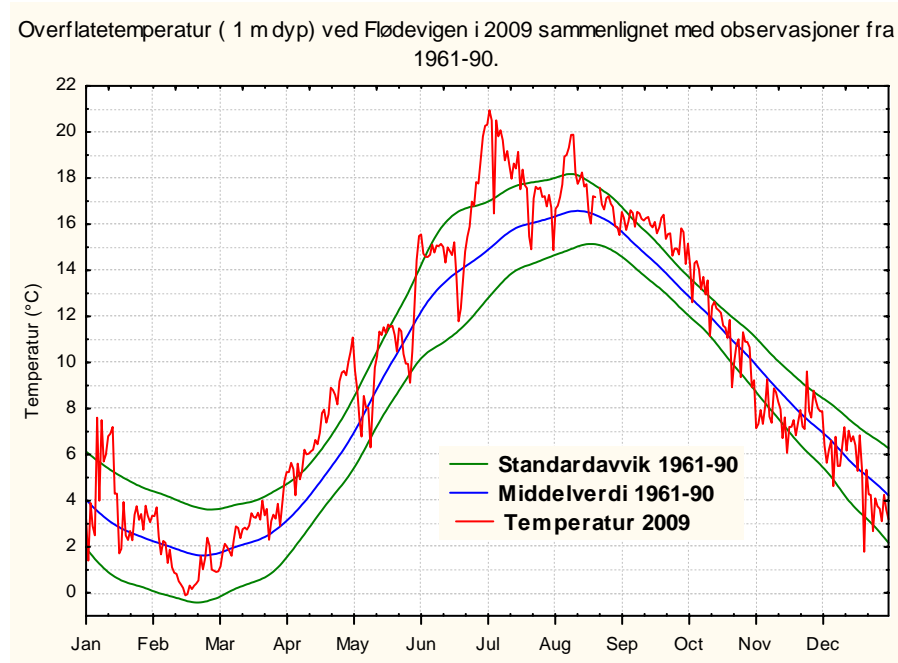


Figur 2.5. Midlere vannmassefordeling ved Arendal (st 2 og 3) over perioden 1947-92 (svarte linjer) og i 2009 (farget felt, BV=Brakkvann, SK= Skagerrak kystvann, SVØ= Skagerrakvann øvre, SVN= Skagerrakvann nedre og AV= Atlantisk vann).

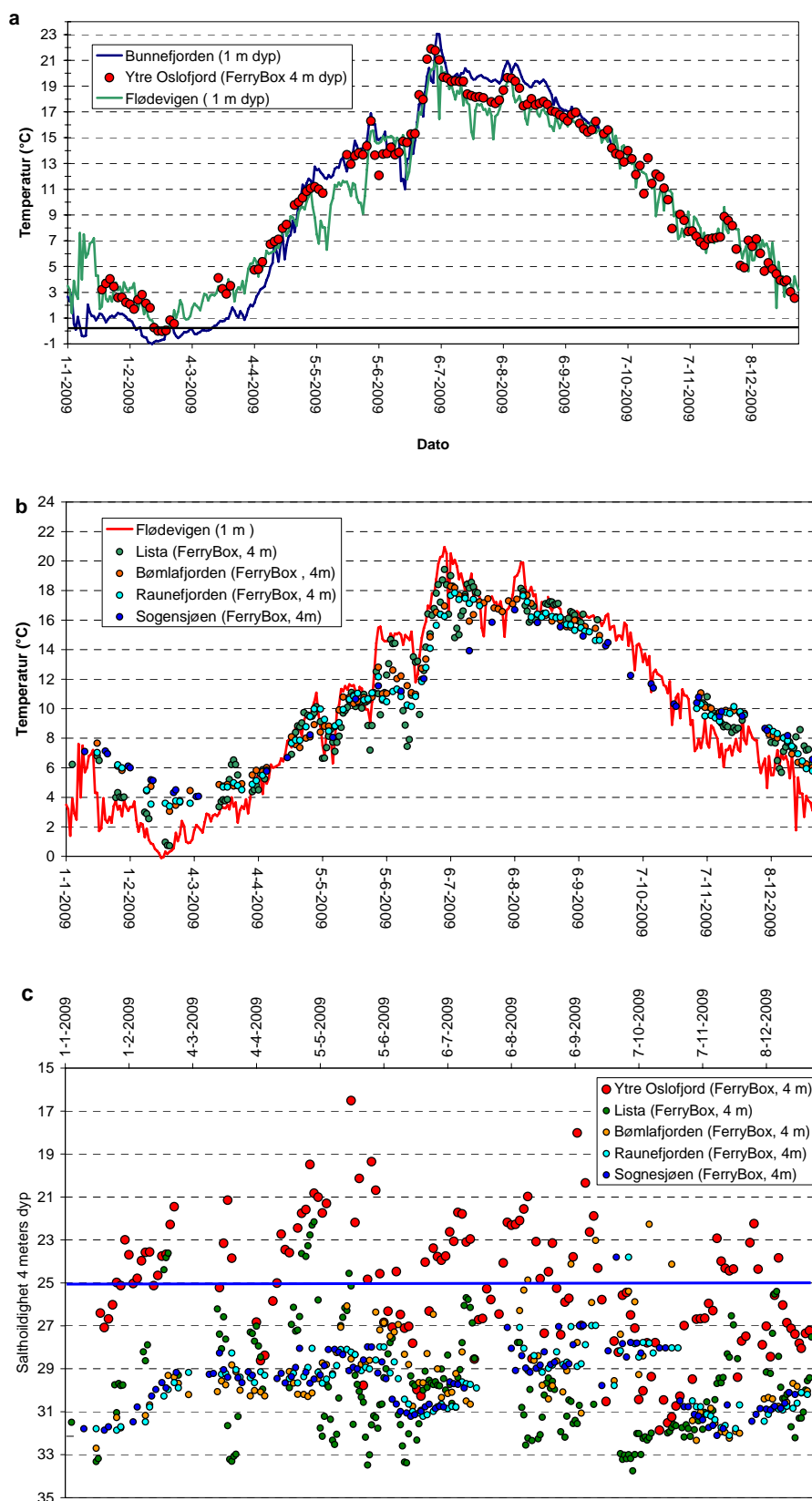
Overflatetemperaturen i Skagerrak var betydelig over gjennomsnittlig sjøtemperatur (1961-90) for vintermånedene i 2009 (Figur 2.6), med unntak av februar. I mars-oktober var temperaturen også over det normale. Det ble registrert en kort periode med temperaturer over 20 °C i begynnelsen av juli langs Skagerrakkysten (6 dager ved Flødevigen i juli). En varmere periode i begynnelsen av august ga temperaturer opp mot 20 °C, og ved Lista var overflatetemperaturen over 18 °C (Figur 2.7). På Vestlandet var som normalt overflatetemperaturene høyere vinterstid og lavere sommerstid enn i de øvrige områdene (figur 2.7b). De maksimale temperaturene som ble målt var 18 °C i Bømlafjorden og noe lavere i Raunefjorden og Sognesjøen. I de dypere vannmassene var månedsmiddeltemperaturen normal eller over det normale (figur 2.8). Overflatesaltholdigheten var lavest i Ytre Oslofjord (med påvirkning fra Glomma) og stort sett høyest ved Lista hvor det ble registrert flere tilfeller med upwelling i 2009 (figur 2.7c). På Lista var det innslag av brakkvann både i februar og mai, og på Vestlandet i september/oktober. Den laveste overflatesaltholdigheten som ble observert på Vestlandet var ca 22 i Bømlafjorden.

I Flødevigen ble det registrert hhv. 53 og 33 dager med temperaturer over 18 og 20 grader den varme sommeren i 2006 (og med 30 sammenhengende dager i juli/august over 20 grader). I 2008 var det 34 dager med temperatur over 18 grader, hvorav 25 var i en periode i juli/august, og 7 dager med temperaturer over 20°C. Sommeren 2008 var dermed også blant de varmeste i overvåkingsperioden. Sommeren 2009 hadde 24 dager med vanntemperaturer over 18 °C og

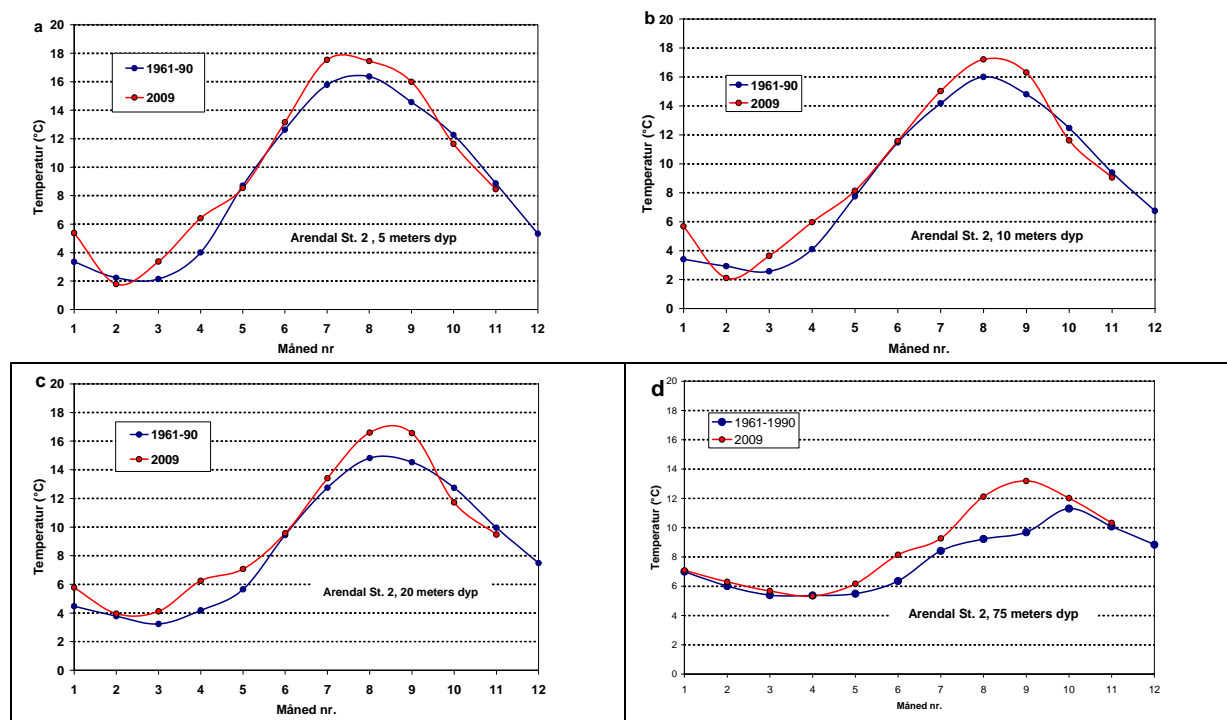
6 dager med temperaturer over 20 °C og var dermed mer normal temperaturmessig. Overflatetemperaturene på Vestlandet (Raunefjorden og Bømlafjorden, figur 2.7) var generelt lavere enn i Skagerrak om sommeren, men ofte høyere om vinteren. Figuren viser at augusttemperaturene ligger noe lavere enn ved Lista og Torbjørnskjær.



Figur 2.6. Temperaturen på 1 meters dyp ved Flødevigen (Hisøy, Arendal) fra januar – desember 2009, sammenlignet med middelferdi og standardavvik 1961-90 (Data fra Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen).



Figur 2.7. Temperaturen i 2009 på ca 1 meters dyp i Bunnefjorden (Indre Oslofjord), Torbjørnshjør/Færder (Ytre Oslofjord) og Lista på ca 4 meters dyp (FerryBox), samt ved Flødevigen (Hisøy, Arendal) på ca 1 meters dyp (a), ved Flødevigen (1 m), Lista, Bømlafjorden, Raunefjorden og Sognesjøen (FerryBox, 4 m) (b) og saltholdighet på et utvalg av stasjonene (c).



Figur 2.8. Månedsmiddeltemperaturen 2009 på 5 (a), 10 (b), 20 (c) og 75 (d) meters dyp ved Arendal St. 2, sammenlignet med observasjoner fra 1961-90. 1961-90 observasjoner er fra Havforskningsinstituttet og 2009-observasjoner er fra Kystovervåkingsprogrammet.

3. Tilførsler av næringsalter til Skagerrak

Etter en periode med negativ eutrofiutvikling langs Skagerrakkysten, har utviklingen vært positiv etter 1999-2002. Langtransporterte tilførsler av næringsalter til den norske kyststrømmen fra sydlige deler av Nordsjøen er redusert i perioden 2000-2007. Årsaken er nedgang i næringssaltutslipp til Tyskebukta og mindre transport av vann fra sørlige Nordsjøen til vår kyst. I 2009 ble det ikke funnet tydelige signaler på vann fra Tyskebukta. Gjennomsnittlig konsentrasjon av nitrat langs Sørlandet i 2006-2009 er lavere enn i 1990-95, men fortsatt høyere enn i 1965-80. Vannføringen i Glomma var noe større enn normalt i 2009. Vårflommen kom tidlig i april, og mens fjellflommen nesten uteble i mai/juni, ble det en større sensommerflom i august og september. På Vestlandet ble det registrert flomepisoder i januar-februar. Tilførslene av næringsalter fra elver har gått noe ned de siste to år.

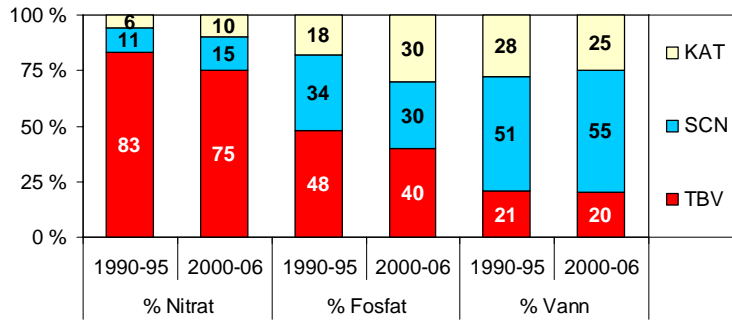
3.1 Langtransporterte tilførsler

Forurensning fra Tyskebukta, sørlige Nordsjøen og Kattegat, føres med havstrømmer mot den norske Skagerrakkysten (Figur 3.1). Transporten av vann fra sørlige deler av Nordsjøen med Jyllandsstrømmen til Skagerrak er vindavhengig, og størst i år med sterke sørlige vinder. Det er beregnet at overflatekystvannet (0-30 m) utenfor Arendal er en blanding av vann fra sørlige og sentrale deler av Nordsjøen (ca. 55 %), overflatevann fra Kattegat (ca. 25 %) og vann fra Tyskebukta (ca. 20 %, Aure og Magnusson 2008). Det er vist at denne transporten av vann med næringsalter og forurensninger, har ført til økte næringssaltkonsentrasjoner, spesielt av nitrat, i vårt kystvann. For en periode fra 1980 til 1995, var en ca 100 % økning i nitratverdiene målt i kystvannet (0-30 m dyp) om våren utenfor Arendal (Moy et al. 2007, Aure og Magnusson 2008).

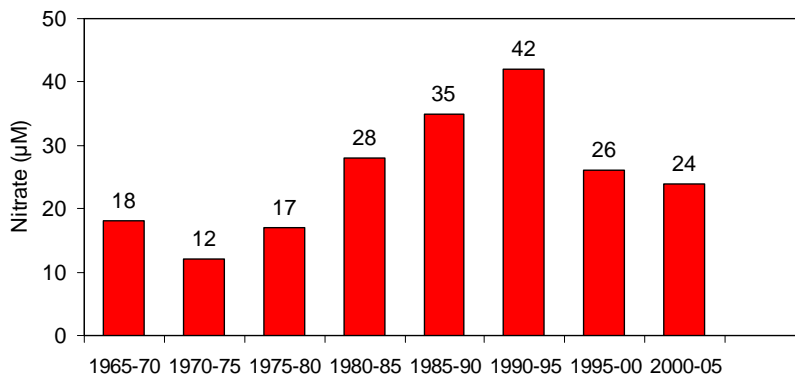


Figur 3.1. Forenklet bilde over strømmene i Skagerrak. Jyllandstrømmen (røde piler) fører vann fra sydlige del av Nordsjøen inn i Skagerrak hvor Jyllandsstrømmen blandes med ferskere vann fra Kattegat (oransje piler) og salt Atlanterhavsvann (blå piler). Den norske kyststrømmen (grønne piler) er en lagdelt blanding av lokale elvetilførsler og ulike havstrømmer.

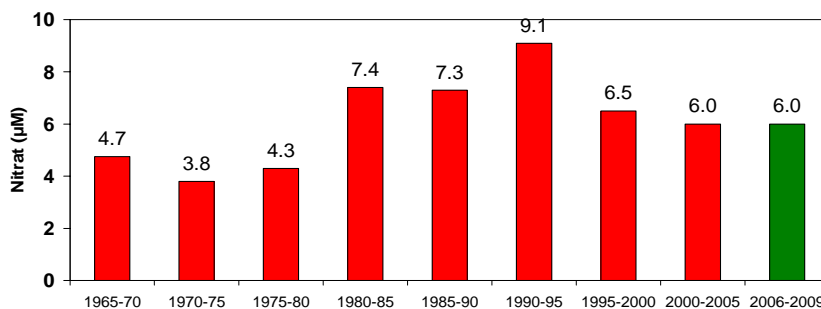
Aure og Magnusson (2008) beregnet at tilførslene av vann fra Tyskebukta i vårsesongen per i dag utgjør 20 % av overflatevannmassene (0-30 m) i kyststrømmen utenfor Arendal, og at dette vannet bidrar med henholdsvis 75 og 40 % av nitratet og fosfatet i kyststrømmen (Figur 3.2). Det er noe lavere enn henholdsvis 83 og 48 % for nitrat og fosfat som Aure et al. (1998) beregnet for perioden 1990-1995. Det var i denne perioden utslippene fra de kontinentale elvene var størst (Figur 3.3). På grunn av høye konsentrasjoner av løste næringsalter i Tyskebukta i vinterhalvåret har transport fra Tyskebukta størst betydning for vårt kystvann i vinter- og vårsesongen. En sammenlikning av vannmålinger i Tyskebukta og Arendal St. 2 indikerer at vannet fra Tyskebukta har stor innflytelse på vannkvaliteten i vår kyststrøm (Figur 3.3 og 3.4). I 2006-2009 lå konsentrasjonene ved Arendal St. 2 omtrent som for 1995-2005. Det ser dermed ut til at situasjonen har stabilisert seg på et nytt nivå som ligger under 1980-95 nivåene, men fortsatt klart over tidligere perioder (1965-80). Langtransporterte tilførsler var temakapittel i 2006-årsrapporten fra Kystovervåkingsprogrammet, og endringer over tid er videre utredet der (Moy et al. 2007).



Figur 3.2. Andelen nitrat, fosfat og vannmengde fra Tyskebukta (TBV), Nordsjøen (SCN) og Kattegat (KAT) i kystvannet utenfor Arendal beregnet for 0-30 m dyp i mai måned (etter Aure et al. 1998 og Aure og Magnusson 2008).

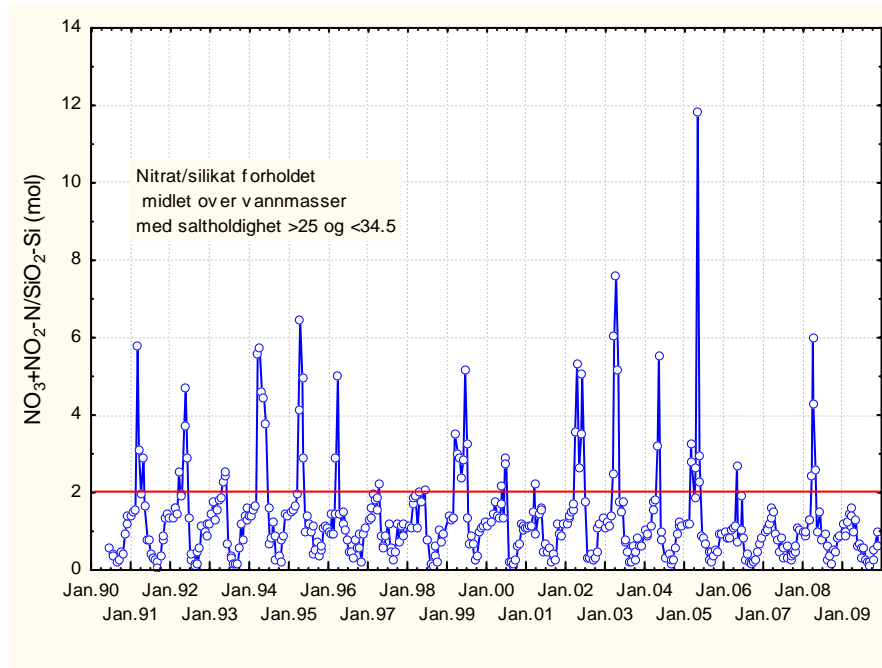


Figur 3.3. Nitratkonsentrasjoner ved Helgoland (Tyskebukta) i januar-april beregnet for 5-årsperioder (gjennomsnitt) (Kilde: AWI).



Figur 3.4. Nitratkonsentrasjoner på Arendal St. 2 i januar-april beregnet for 5-årsperioder, samt 2006-2009 (middelverdi, 0-30m dyp).

I Figur 3.5 er nitrat/silikat-forholdet på stasjon Arendal 2 vist for perioden 1990-2009. Vann med forholdstall større enn 2 mol indikerer tilførsler av nitrikt vann fra Tyskebukta. Vann med forholdstall lavere enn 2 indikerer andre vannmasser (se figur 2.5). Beregningene viser at det ble påvist vann fra Tyskebukta i 2008, men ikke noen signal av dette vannet i 2009. Etter flomårene 1994-95 var det lave langtransporterte tilførsler i årene fram til flomåret 1999. Tilførslene var lave også i 2000 og 2001, men har vært høyere i perioden 2002-2005.



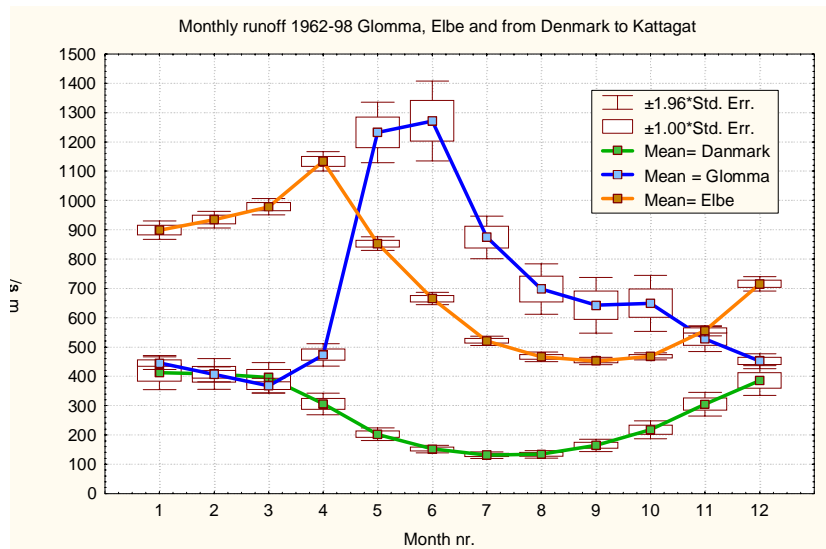
Figur 3.5. Nitrat / silikat-forholdet (atomer) ved Arendal St. 2 fra 1990-2009. Forholdstall over 2 indikerer vann fra Tyskebukta.

3.2 Lokale tilførsler

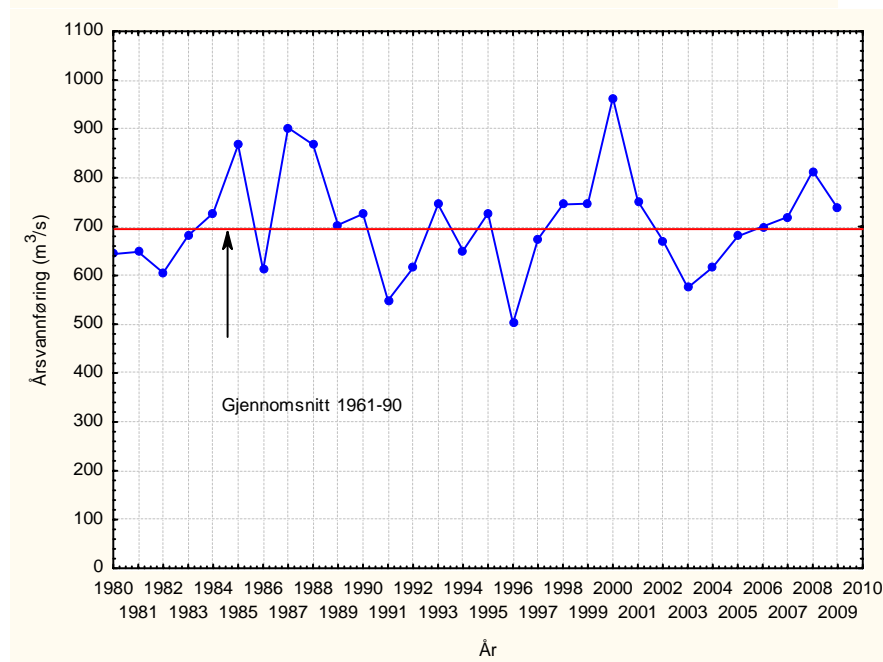
Tilførsler fra de store norske elvene som Glomma, Drammenselva og Numedalslågen starter vanligvis med vårfloppen i mai og strekker seg ut i juni for Glommas del. I de kontinentale elvene (som for eksempel Elbe) er vannføringen derimot størst i desember til mai og kulminerer i april før vår lokale vårflopp starter (Figur 3.6). Avrenningen fra Danmark til Kattegat er til sammenlikning lav.

Sommerstid har normalt lokale tilførsler fra Norge en relativt større innflytelse på kystvannet enn langtransporterte tilførsler. De lokale tilførslene av bl.a. nitrogen og fosfor har nær sammenheng med vannføringen i elvene. Undersøkelser i Numedalslågen viste at mer enn 90 % av den årlige tilførselen av næringssalter og partikler fra elva gikk ut med flomepisoder. Spesielt partikkeltransport, fosfor og andre stoffer som er knyttet til partikler, samvarierer med vannføringen.

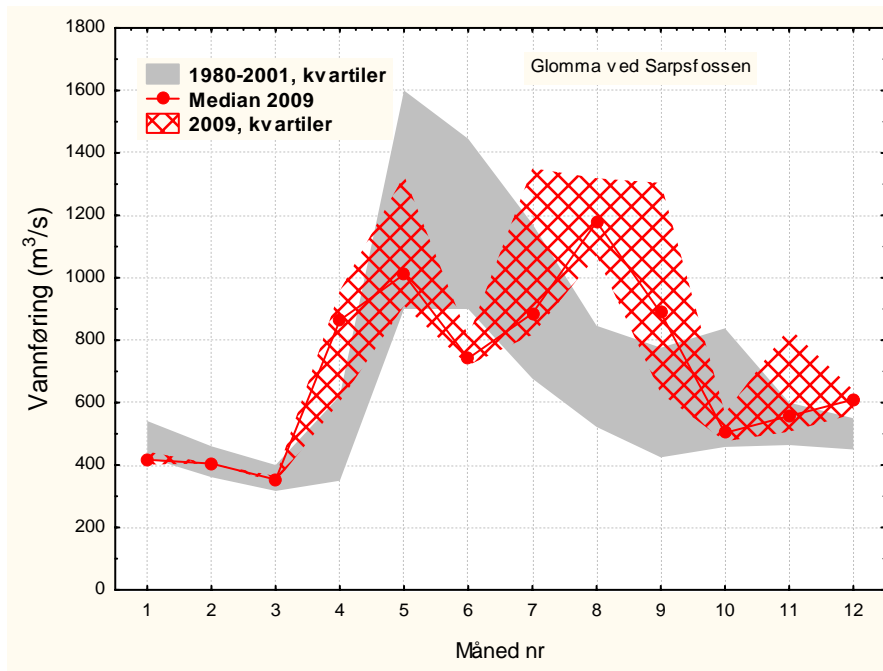
Den totale vannføringen i Glomma var i 2009 noe større enn normalt (Figur 3.7). Mens vintervannføringen var normalt lav, startet vårfloppen tidlig i april. Fjellfloppen ble derimot beskjedent 2009 med vannføring under det normale i mai og juni. I stedet kom det en sensommerflopp i august og september (Figur 3.8).



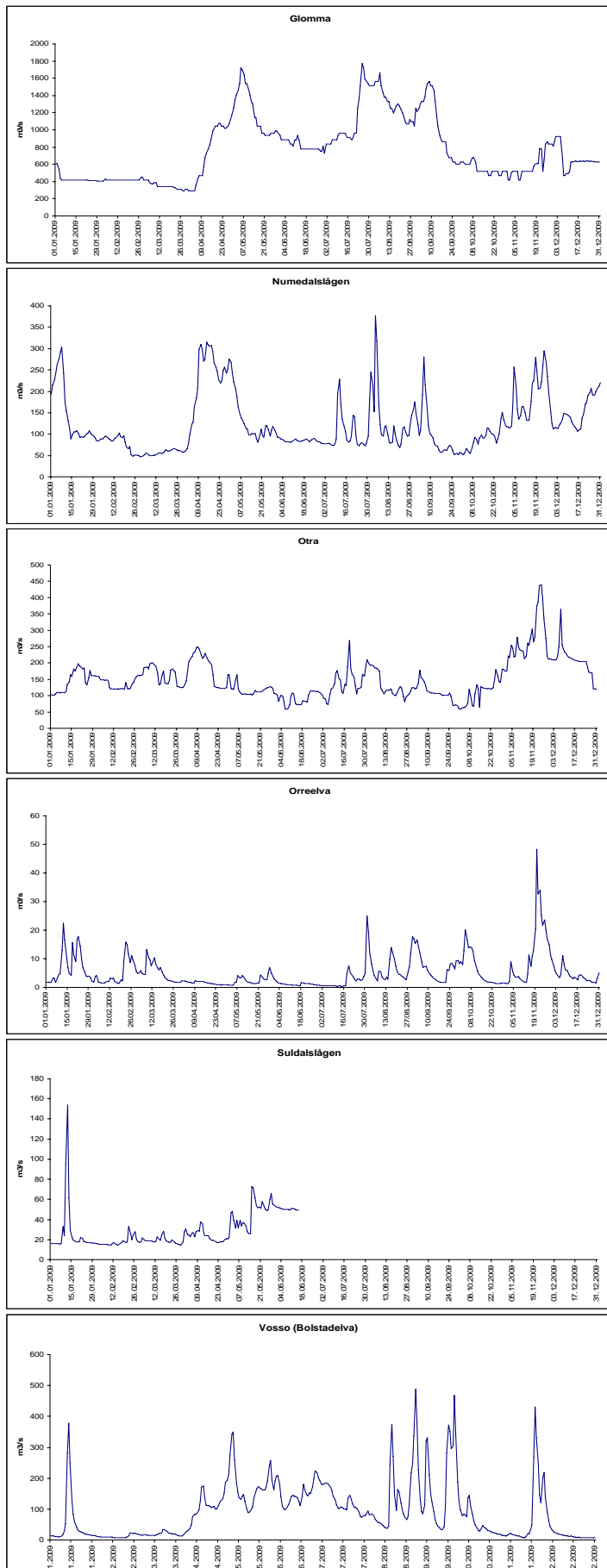
Figur 3.6
Ferskvanns-
avrenning fra
Elben og
Glomma, og
beregnet
avrenning fra
Danmark til
Kattagat



Figur 3.7
Midlere
årsvannføring i
Glomma fra
1980 til 2009
og
gjennomsnitt
for 30-
årsnormalen
1961-90. (Data
fra NVE og
Glommens og
Laagens
Bruks-
eierforening
(GLB).



Figur 3.8
Månedsvannføring i Glomma i 2009 sammenlignet med gjennomsnittlig vannføring fra 1980-2001 (Data fra NVE og Glommens Bruks-eierforening (GLB)).



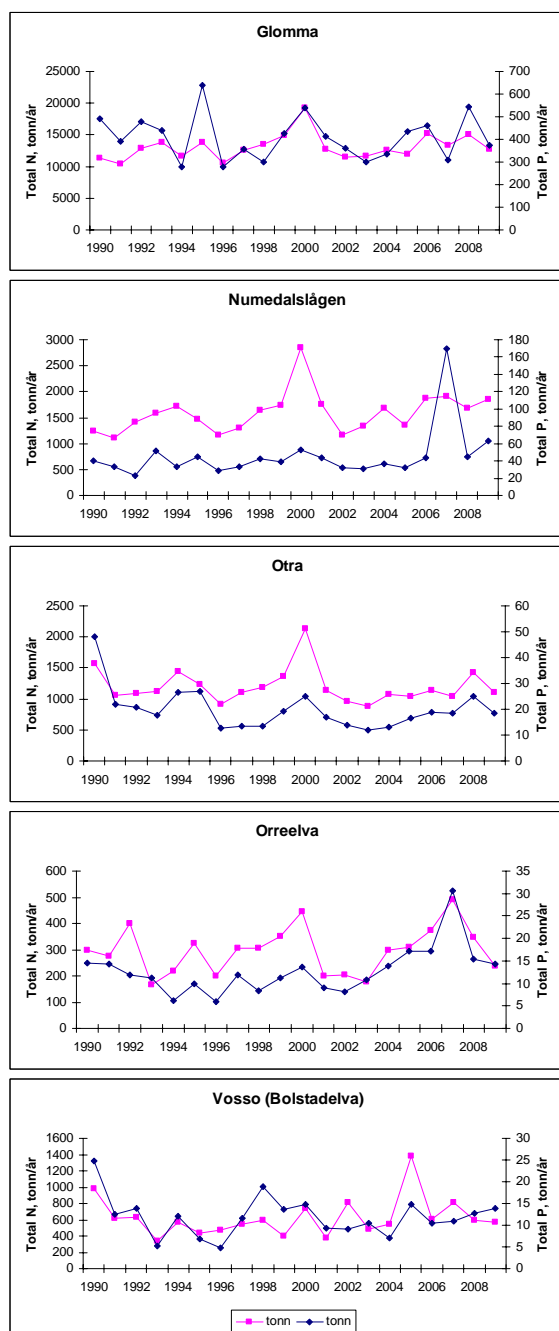
Figur 3.9. Vannføring (døgnmiddel m^3/s for 2009) i elvene Glomma, Numedalslågen, Otra, Orreelva, Suldalslågen og Vosso. Data juli-desember mangler fra Suldalslågen (Kilde: NVE).

Vannføringen i utvalgte elver på Østlandet, Sørlandet og Vestlandet (Figur 3.9) viser at vannføringen var høy fra april til september til Østlandsområdet, og at vårfloppen var tidlig i Glomma. Generelt drenerer Glomma et stort nedbørsfelt med mange bassenger. Dette resulterer i lange perioder med høy vannføring. Vannføringen i Numedalslågen er generelt mindre og med kortere flomtopper. Numedalslågen hadde i 2009 to korte flomtopper tidlig på året, i januar og april.

Vannføringen i Otra på Sørlandet er generelt lavere enn vassdragene på Østlandet. I 2009 ble det i likhet med Østlandet registrert perioder med økt vannføring tidlig på året med flere, mindre flomtopper i perioden januar til april.

Også vannføringen i elvene på Vestlandet var høy vinterstid med store flomtopper i januar både i Suldalslågen og Vosso, og i april-mai i Vosso (fra juli og ut året mangler data fra Suldalslågen).

Beregninger viser at de årlige tilførslene av næringsalter fra elver domineres av Glomma på Østlandet (Figur 3.10). I perioden 2003-2006 økte tilførslene, og årene etter har vært preget av år-til-år variasjoner. I 2009 gikk tilførslene noe ned. På Sørlandet (Otra) og Vestlandet (Orreelva) gikk tilførslene også marginalt ned i 2009, mens de var omtrent som årene før i Vosso.



Figur 3.10. Beregnede elvetilførsler av nitrogen (TOT N) (rød strek) og fosfor (TOT P) (blå strek) i tonn pr år for elvene Glomma, Numedalslågen, Otra, Orreelva og Vosso (Kilde: RID).

Østlandet

Glomma har stor påvirkning på Ytre Oslofjord og stasjonene i A-området. De totale tilførslene av nitrogen og fosfor for hele året gikk noe ned i 2009 sammenlignet med året før, men på grunn av flom tidlig på året kan tilførslene ha vært var høye i perioden før hard- og bløtbunnsundersøkelsene ble gjennomført. Det er generelt store år-til-år variasjoner i transporten av næringsalter til Ytre Oslofjord og det kan være med på å forklare relativt store endringer hardbunns- og grunne bløtbunnsamfunn i A-området. Spesielt tydelige var flommene i 1995 og 2000. Tilførslene fra Numedalslågen gikk opp i 2009 sammenlignet med året før.

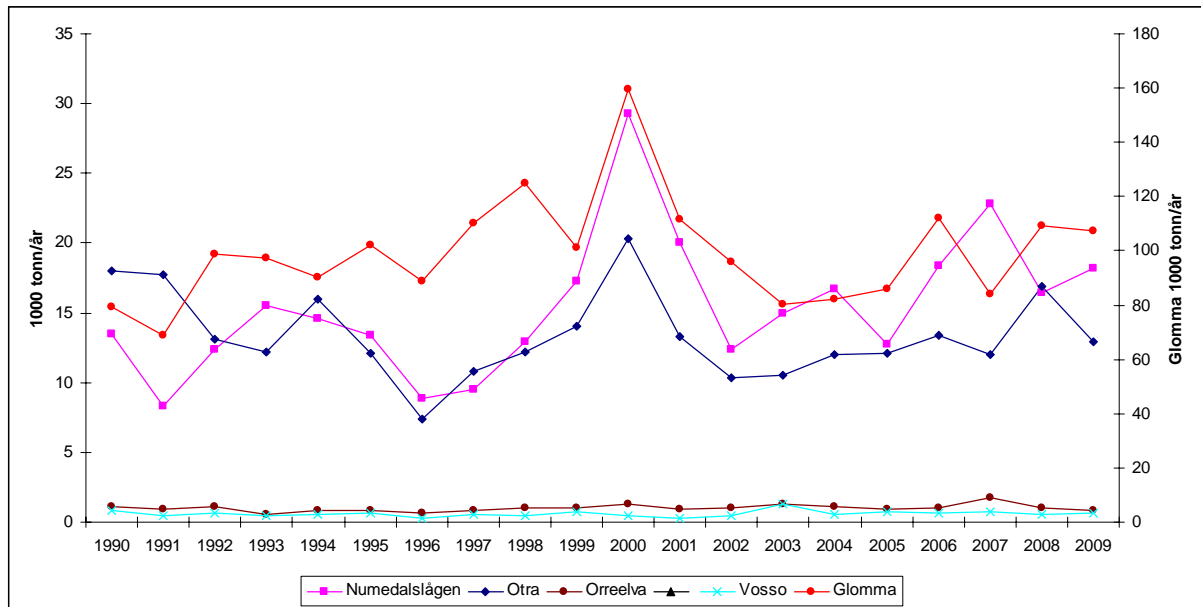
Sørlandet

Elvetilførslene til Sørlandet (område B) representert ved tilførselsberegninger fra Otra gikk marginalt ned i 2009 etter flere år med oppgang. Det ble også registrert høy vannføring tidlig på året i Otra. Også på Sørlandet ble høyeste tilførsler beregnet for 2000.

Vestlandet

Tilførsler av nitrogen og fosfor fra Orreelva viser nedgang de siste to år, etter flere år med økte tilførsler. Orreelva representerer tilførsler fra jordbruksområder. Vosso renner ut i Bolstadjorden. Tilførslene i 2009 var omtrent som i 2008.

De totale tilførslene av organisk karbon (TOC) til Ytre Oslofjord har vært store de siste to årene, via Glomma og Numedalslågen (Figur 3.11). På Sørlandet (Otra) og Vestlandet (Orreelva og Vosso) gikk tilførslene noe ned i 2009 sammenlignet med året før.



Figur 3.11. Beregnede elvetilførsler av organisk karbon (TOC) i 1000 tonn per år (1990-2009) for elvene Glomma, Numedalslågen, Otra, Orreelva og Vosso. Verdier for Glomma er vist i høyre y-akse.

4. Vannkvalitet i kystvannet av Skagerrak

Vannkvaliteten i Skagerrak var i 2009 i klasse god (II) eller meget god (I) med hensyn på nitrogen, fosfor, siktdyp og klorofyll på de fleste stasjoner, unntatt i Ytre Oslofjord hvor vinterverdien av tot-p og siktdypet sommerstid var i klasse mindre god (III). Ved Lista førte upwellingsepisoder til økte næringssalts-konsentrasjoner sommerstid (klasse mindre god). Forholdstallet mellom nitrat og fosfat var under Redfield-ratioen 16:1, og det var også positivt at forholdet nitrat/silikat og fosfat/silikat var trygt under det nivået som OSPAR anser å gi økt risiko for oppblomstring av skadelige alger. For hele perioden 1991-2009 er det i Skagerrak generelt en tendens til avtakende risiko for oppblomstring av skadelige alger.

Partikkelkonsentrasjonen (TSM) langs Skagerrakkysten var både sommer og vinter mindre i 2009 enn i 2007 og 2008. TSM-verdiene som ble målt ved Jomfruland økte i perioden 1991-2003, men siden har TSM vært lav og det er ikke noen trend for hele perioden 1991-2009. Det er heller ikke noen trend på øvrige stasjoner gjennom perioden 1991-2009. I 2009 var POC/PON forholdet og TSM konsentrasjonene lave og antydde at mesteparten av partiklene hadde marin opprinnelse og at den terrestriske påvirkningen er minkende i forhold til årene før. På stasjon Arendal og Lista har siktdypet avtatt i perioden 1991-2009, mens det ikke er noen signifikant utvikling ved Jomfruland.

Oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (>200 m) avtok i perioden 1991-2004, men i de siste årene har den negative utviklingen bremsset opp. Oksygenforholdene er fortsatt gode. Økende oksygenforbruk i bassengvannet i Risør fjorden og avtagende oksygenkonsentrasjoner i kystvannet generelt, gjenspeiler økt organisk belastning langs kysten. Ut fra POC-observasjoner er belastningen størst i Jomfrulandsområdet og avtar både mot øst (Ytre Oslofjord) og vest (Arendal-Lista og Utsira). Det ble målt lavere saltholdighet fra Jomfruland til Vestlandet vinteren 2009 sammenlignet med vintrene i årene før. Dette tyder på stort innslag av vann fra Kattegat med lav saltholdighet. I 2009 var vinterkonsentrasjonene av nitrogenforbindelsene på Skagerrakkysten markert lavere enn i 2008.

I 2009 var siktdypet som gjennomsnittet for 1991-2005, men i februar, august og november/desember var sikten dårligere langs Skagerrakkysten. Dårlig siktdyp i februar skyldtes våroppblomstringen og innstrømmende brakt vann fra Kattegat. Dette resulterte i at vannet ble mørkebrunt. Brakkvannet var sannsynligvis viktig for tidspunktet for våroppblomstringen av planktonalger. Mørkebrunt og grumsete vann kan redusere vertikalutbredelsen for makroalger på hardbunn.

4.1 Vinterverdier i overflatelaget

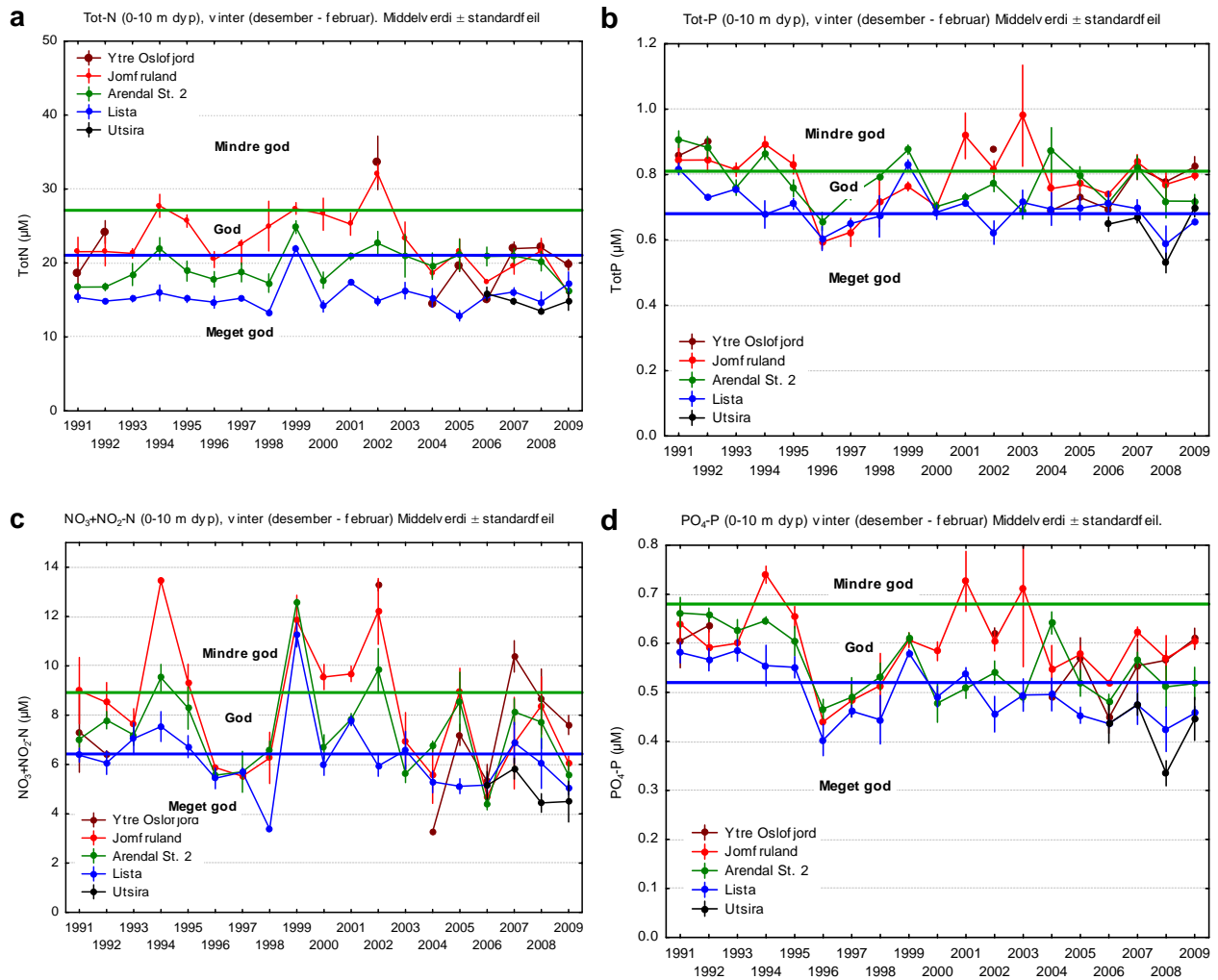
Vintersituasjonen for de stasjoner som regelmessig er blitt overvåket i perioden 1991-2009, er presentert i Figur 4.1- Figur 4.6. I tillegg er også resultater fra to stasjoner som har vært overvåket enkelte år (Færder/Torbjørnshjær i Ytre Oslofjord (hhv. 1991-1992 og 2002-2009) samt Utsira (2006-2009)) tatt med. Fra 2005 er antall observasjoner fra overflaten i Ytre Oslofjord økt betydelig ved innsamling og analyse av vann med FerryBox. For de variable hvor det finnes kriterier for klassifisering etter Klifs miljøkvalitetskriterier (SFT 1997), er aktuelle grenser markert. I årets rapport er definisjonen på vinterobservasjoner endret i tråd med Vanddirektivet. Med vintersituasjoner menes nå observasjoner fra desember til februar

med klorofyllkonsentrasjoner lavere enn 0,6 µg/l. Dette gjøres for å unngå å inkludere våroppblomstringsdata i det som defineres som vintersituasjonen.

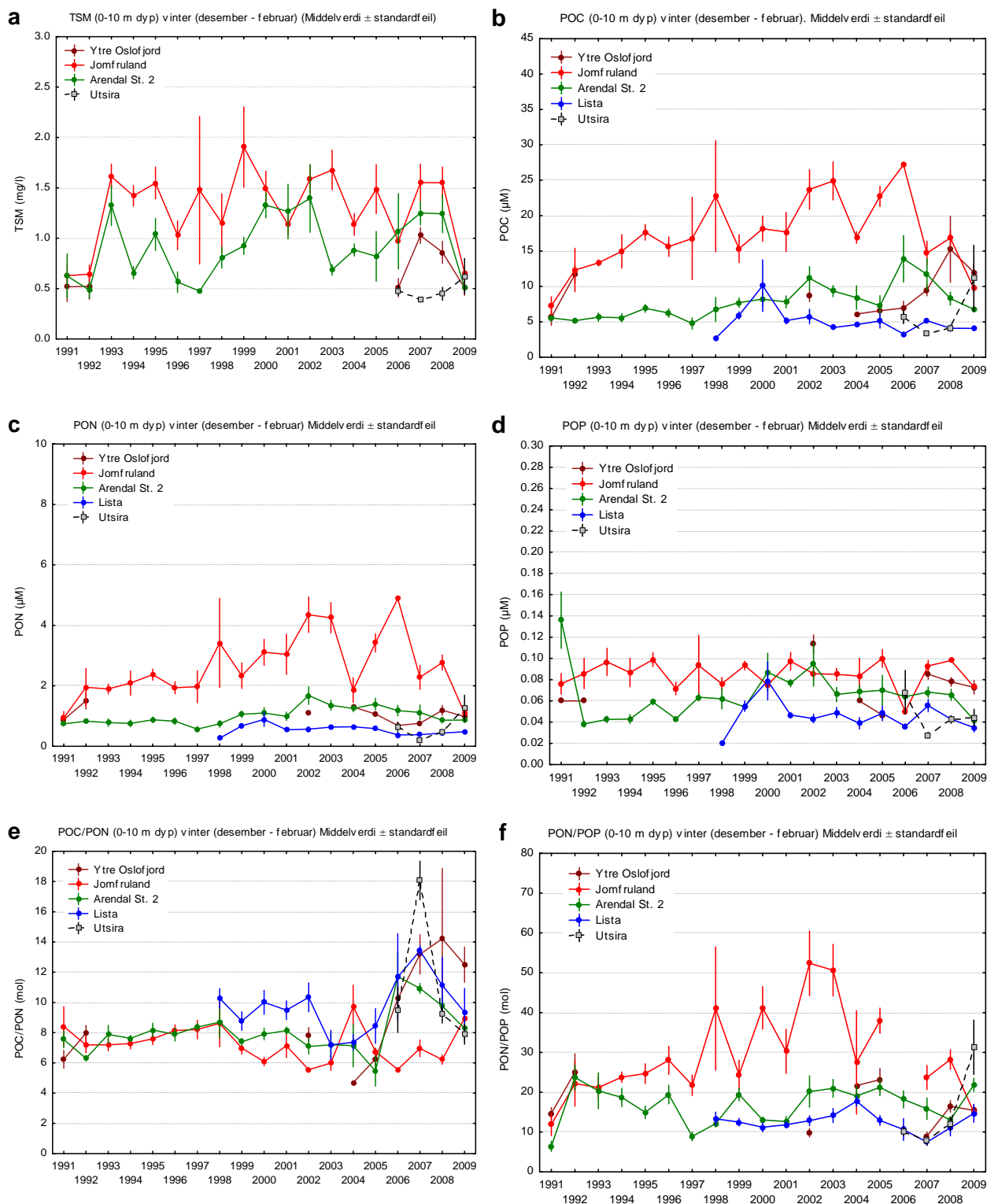
For samtlige variable i Figur 4.1 lå konsentrasjonene i 2009 i hovedsak i klasse I-II, dvs. meget god til god tilstand, med unntak av Ytre Oslofjord (tot-P) som havner i tilstandsklasse mindre god. Av næringssaltene er det bare totalfosfor og nitrat+nitritt-konsentrasjoner som flere år har havnet i tilstandsklasse III (mindre god), og bare i enkelte år har det tidligere vært observert tilstandsklasse mindre god for fosfat. Tidligere i overvåkingsperioden har økning av næringsalter (spesielt nitrogen) langs sørlandskysten i stor grad skyldes transport fra sørlige Nordsjøen (Aure og Johannessen, 1997, Aure og Magnusson 2008), mens de milde vintrene i 2007 og 2008 bidro til en større lokal tilførsel av nitrat fra elvene til kystvannet. I 2009 var imidlertid vintertemperaturen lav, innslaget av vann fra sørlige Nordsjøen lite og nitratkonsentrasjonen i overflatelaget lav. Av de løste næringssaltene er det bare fosfat (ved Arendal St. 2 og Lista) som avtar signifikant 1991-2009. I en periode (1996-1998) var konsentrasjonene imidlertid lave.

Næringssaltskonsentrasjonene avtar generelt fra øst (Ytre Oslofjord/Jomfruland) til vest (Lista/Utsira), men det har ibland vært høyere verdier ved Jomfruland enn i Ytre Oslofjord. Antall observasjoner fra Ytre Oslofjord er imidlertid lavere og dette kan være en del av forklaringen. Både lokale tilførsler fra Frierfjordområdet, og langtransporterte tilførsler kan forklare dette bildet.

Partikkelkonsentrasjonen (TSM) i overflatelaget har normalt vært høyest vinterstid og sommerstid, mens karbonkonsentrasjonen (POC) når sitt maksimum om sommeren. Vinterstid i 2007 og 2008 var partikkelkonsentrasjonen (TSM) høyere enn vinterstid i 2004-2006 på alle stasjoner, unntatt Utsira (figur 4.2), men i 2009 var konsentrasjonen igjen lavere og det var liten forskjell mellom stasjonene. Det er ikke lengre noen signifikant økning i TSM gjennom hele overvåkingsperioden. Konsentrasjonen av partikulært organisk karbon (POC, middelverdier) er signifikant økende på Jomfruland ($p < 0.001$) frem til 2006, men de siste tre vintrene er konsentrasjonen betydelig lavere. Dette gjelder også partikulært organisk nitrogen (PON). Ved Arendal St 2 er POC og PON fortsatt økende ($p < 0.003$), men var lave i 2008-2009. POP (partikulært organisk fosfor) øker ved Arendal St. 2 etter 1991 (1992-2009), men var også lav i 2009.

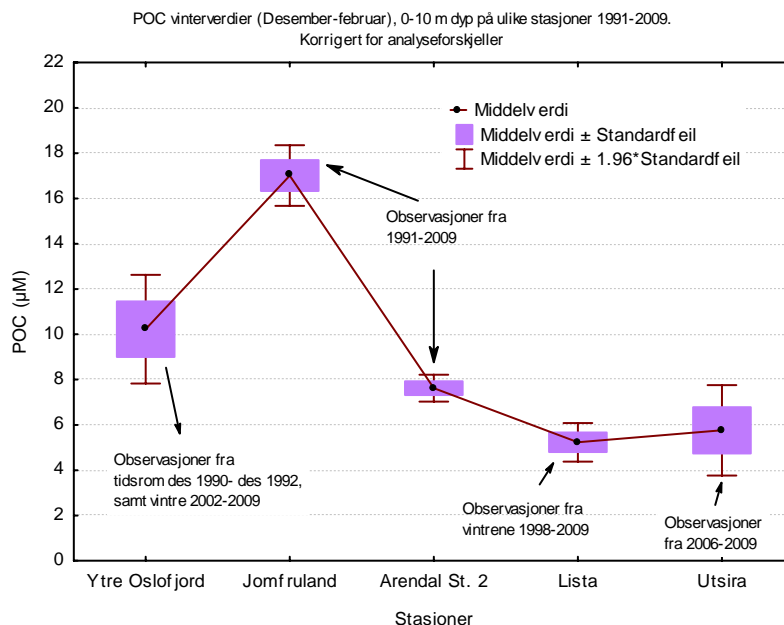


Figur 4.1. a) Tot-N, b) Tot-P, c) $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ og d) $\text{PO}_4\text{-P}$ (μM) i 0-10 m dyp, desember-februar 1991-2009 med observasjoner hvor Klorofyll-a er mindre enn $0.6 \mu\text{g/l}$. Klifs grenser for miljøtilstand er markert (SFT 1997).

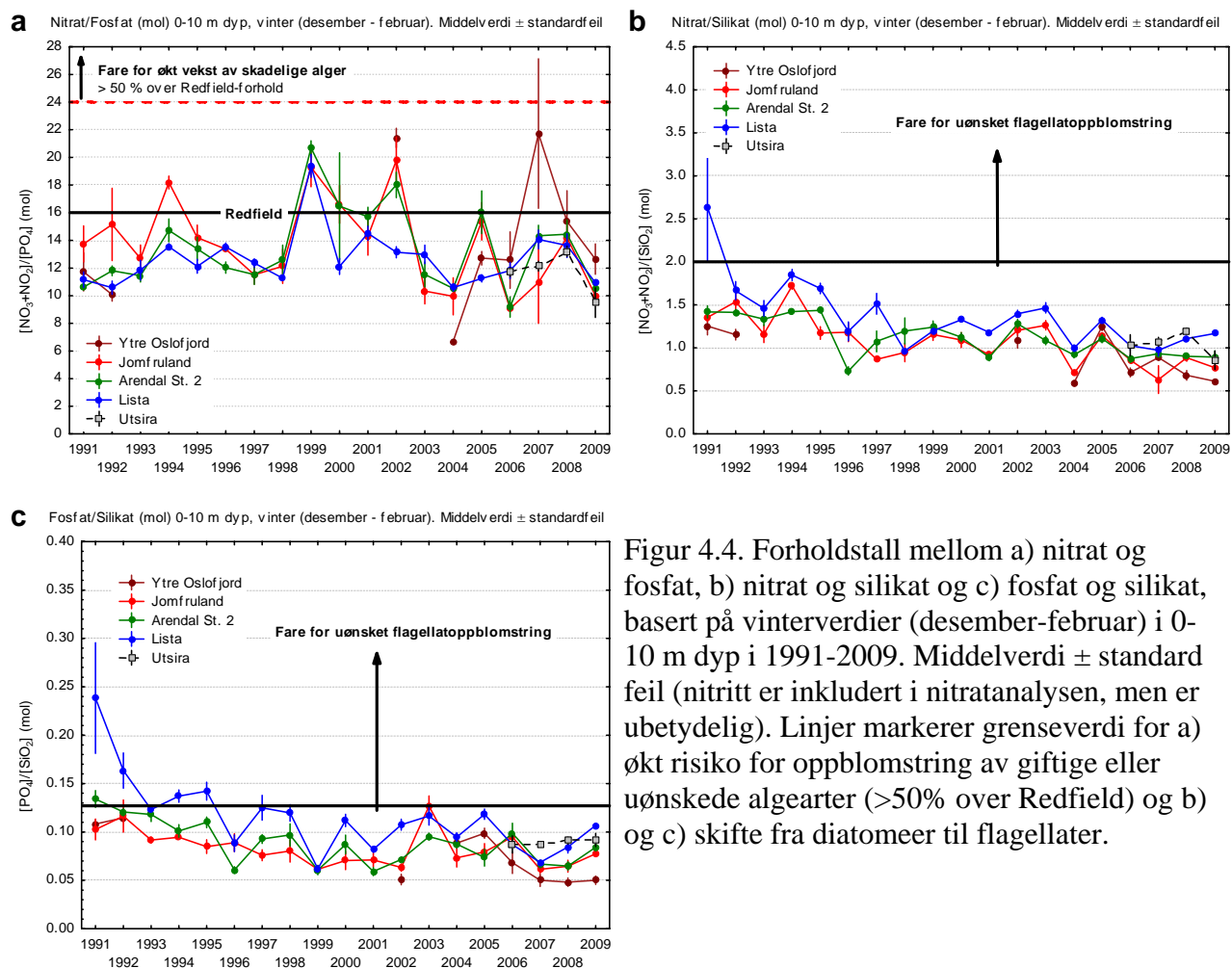


Figur 4.2. Partikkelmålinger i overflatevann (0-10 m dyp), når klorofyll-a er mindre enn $0.6\mu\text{g/l}$. a) Partikler (TSM), b) POC*, c) PON* og d) POP vinterstid 1991-2009 i Ytre Oslofjord, Jomfruland, Arendal St. 2, Lista og Utsira, samt forholdstallene e) POC/PON og f) PON/POP. *= Det er en systematisk forskjell mellom Jomfruland og øvrige stasjoner i analysen av POC og PON. Parallellanalyser har vist god korrelasjon mellom de ulike laboratoriene (HI og NIVA), men at NIVAs analyser gir høyere konsentrasjoner. I denne rapporten er alle POC og PON analyser fra NIVA korrigert iht. resultatet fra parallellanalysene.

Forholdet POC/PON har ligget relativt nær 7/1 (som er forholdet for marint materiale) på Jomfruland og Arendal St. 2 fra 1991-2005 (Figur 4.2). I 2006-2008 økte forholdet betydelig i Ytre Oslofjord, og ved Arendal, Lista og Utsira. I 2009 avtok igjen C/N-forholdet på alle stasjonene unntatt ved Jomfruland. Økning i POC/PON-forholdet tyder på et større innslag av terrestrisk materiale i hele kystvannet i 2006-2008 og mindre i 2009. Også partikkelmengden var lavere i kystvannet i 2009. Det er ikke noen enkel forklaring på at forholdet skiller seg akkurat ved Jomfruland i 2006-2008. Ved Jomfruland har POC-konsentrasjonene alltid vært høyere enn på de andre stasjonene. Forklaringen på at Jomfruland har en høyere POC-konsentrasjon enn Ytre Oslofjord (Torbjørnshjør) kan være forskjeller i strømforholdene (langtransportert organisk stoff) og/eller lokale tilførsler fra Frierfjorden. Mengden partikulært karbon (POC) minker langs kysten fra Ytre Oslofjord til Utsira (figur 4.3). PON/POP-forholdet har økt over tid, noe som tyder på økende fosforbegrensning i planteplanktonveksten ved Jomfruland i perioden 1991-2005, men forholdet avtar igjen i 2007-2009, dvs. det er nærmere en balansert tilgang av næringsalter for planktonet. På Arendal St. 2 og de øvrige stasjoner er det ikke funnet noen trend.



Figur 4.3. Gjennomsnittlige POC-konsentrasjoner vinterstid (0-10 m dyp) på alle stasjoner. POC-observasjonene er korrigerte for analyseforskjeller mellom laboratorier (se datarapporten for 2009).

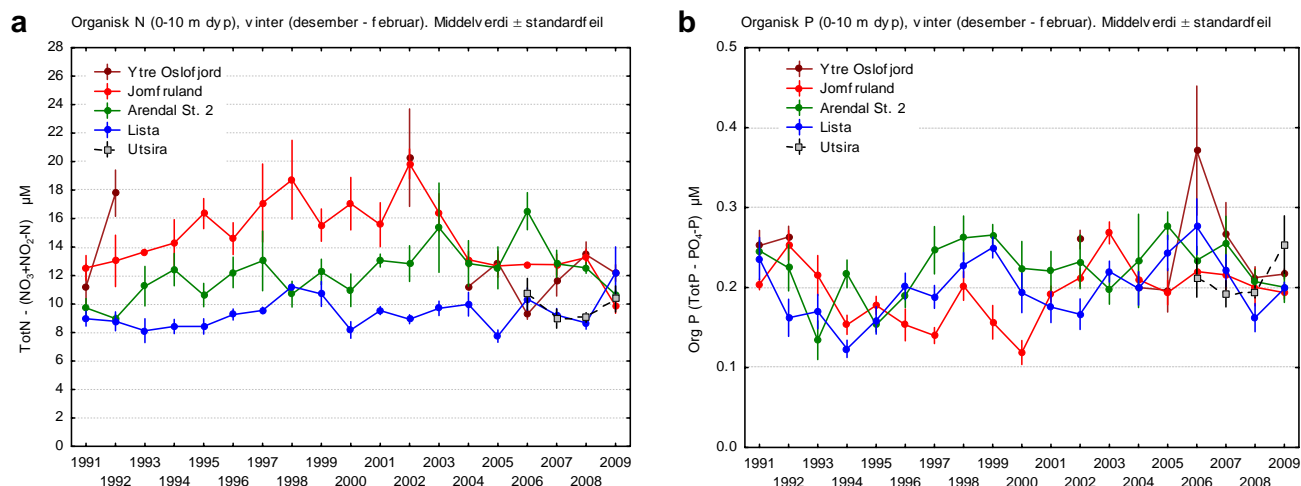


Figur 4.4. Forholdstall mellom a) nitrat og fosfat, b) nitrat og silikat og c) fosfat og silikat, basert på vinterverdier (desember-februar) i 0-10 m dyp i 1991-2009. Middelvei ± standard feil (nitritt er inkludert i nitratanalysen, men er ubetydelig). Linjer markerer grenseverdi for a) økt risiko for oppblomstring av giftige eller uønskede algearter (>50% over Redfield) og b) og c) skifte fra diatomeer til flagellater.

OSPAR (Oslo-Paris kommisjonen) opererer med et sett kriterier for næringsalter vinterstid som kommisjonen mener kan være kritiske for utvikling av giftige eller uønskede algearter. I Figur 4.4 er tre forhold mellom næringsalter vinterstid sammenlignet med forholdstall som ifølge OSPAR 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. I 2009 var forholdstallene på alle kystovervåkingsstasjonene under OSPARs faregrenser (Figur 4.4). Frem til vinteren 2002 var det en tendens til økende N/P-forhold, men lave forhold fra vinteren 2003 gjør at det ikke lenger er noen slik tendens. For $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}/\text{SiO}_3$ er det i perioden 1991-2009 signifikant avtakende verdier på stasjonene Jomfruland, Arendal 2 og Lista, det vil si avtakende risiko for oppblomstring av skadelige alger ut fra OSPARs kriterier. For Arendal St. 2 og Lista gjelder det også for $\text{PO}_4\text{-P}/\text{SiO}_2$.

Organisk nitrogen (her definert som forskjellen mellom Tot-N og nitrat+nitritt) er nitrogen som i hovedsak er bundet til partikler (for eksempel planteplankton eller annet materiale som ikke er løst i vannet). Figur 4.5 viser at organisk nitrogen ved Jomfruland øker frem til 2003 og avtar deretter. Ved Arendal St. 2 er det en signifikant økning gjennom hele perioden 1991-2006, men avtar siden mot 2009. Det er ikke noen signifikant endring ved Lista. Det er en klar gradient fra øst til vest med de største konsentrasjonene ved Jomfruland og de laveste ved Lista (og Utsira), men de fire siste årene er det ikke noen større forskjell mellom Jomfruland

og Arendal St. 2, og i 2009 var alle stasjonene omtrent like. For organisk fosfor (figur 4.5) er det ikke noen klar utvikling i perioden.

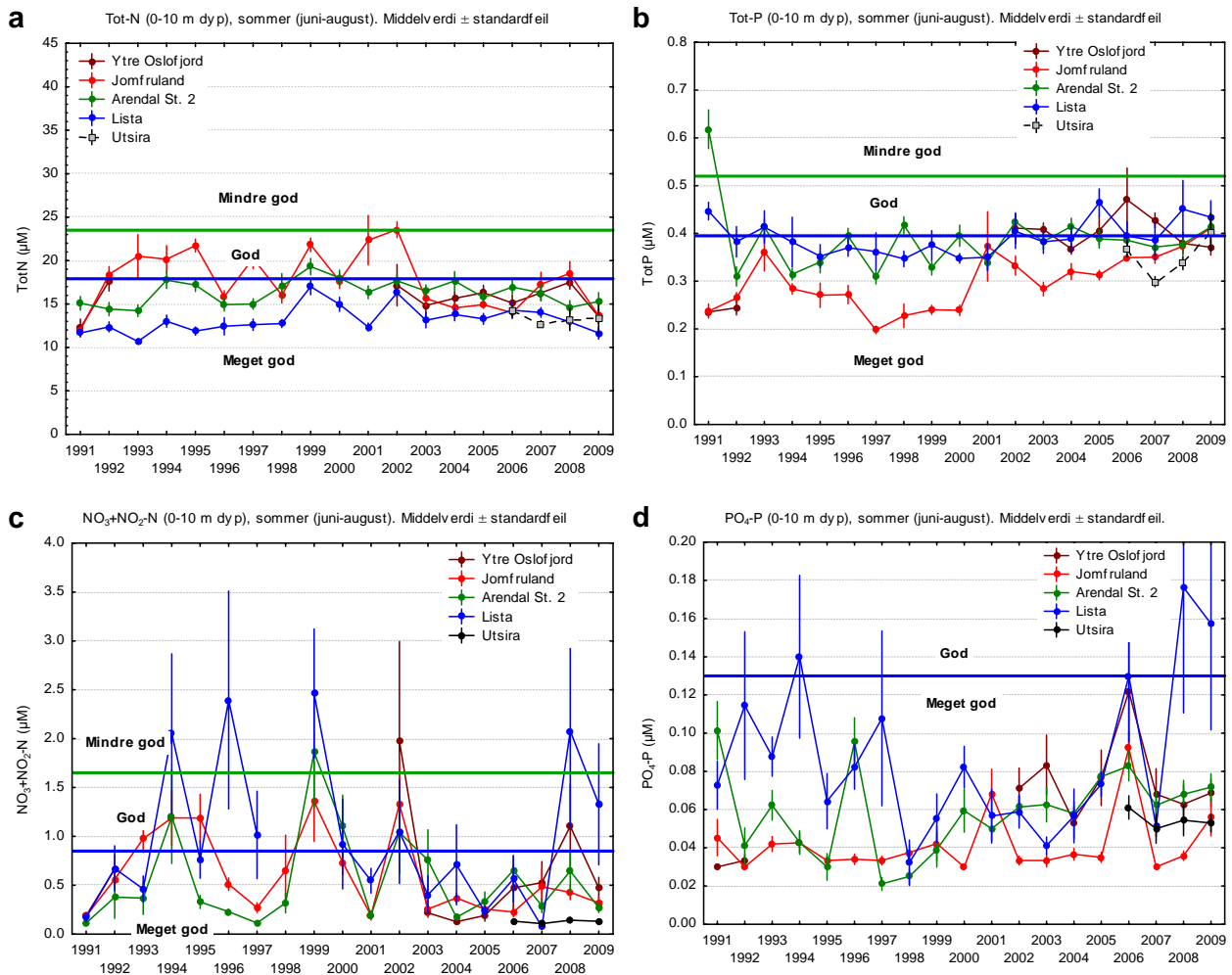


Figur 4.5. Organisk nitrogen (a) og fosfor (b) i Ytre Oslofjord, Jomfruland, Arendal St.2, Lista og Utsira vinterstid 1991-2009 i 0-10 meters dyp og ved klorofyll-a mindre enn 0,6µg/l.

4.2 Sommerverdier i overflatelaget

I Figur 4.6 er sommerkonsentrasjoner i overflatelaget (vannprøver fra 0, 5 og 10 m dyp) sammenlignet med Klifs miljøkvalitetskriterier for kystvann (SFT 1997). Vannkvaliteten for alle parametere sommeren 2009 er i tilstandsklassen meget god (klasse I), med unntak for total-fosfor, fosfat og nitrat (klasse II-god) ved Lista. Høye konsentrasjoner ved Lista skyldtes en oppwellingsituasjon i området i 2009. Sommerstid er innholdet av løste næringssalter ofte nær eller under den nedre målbare grense fordi planteplanktonproduksjonen "tømmer" vannet for løste næringssalter. I denne analysen er alle verdier mindre enn nedre målbare grense satt lik denne grenseverdien.

Over hele overvåkingsperioden er det ingen signifikant endring av nitrogen (Tot-N) på Lista, Jomfruland og Arendal St. 2. For fosfor (Tot-P), fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) og nitrat+nitritt ($\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$), er det ikke noen signifikant forandring i perioden 1991-2009, unntatt for tot-P på Jomfruland som øker gjennom tidsrommet. Konsentrasjonene ligger med få unntak i beste tilstandsklassen - meget god. I tidsrommet 1991-2009 skiller 1999 og 2002 seg ut med samtidig forhøyede nitrogenkonsentrasjoner på de tre stasjonene nevnt over.



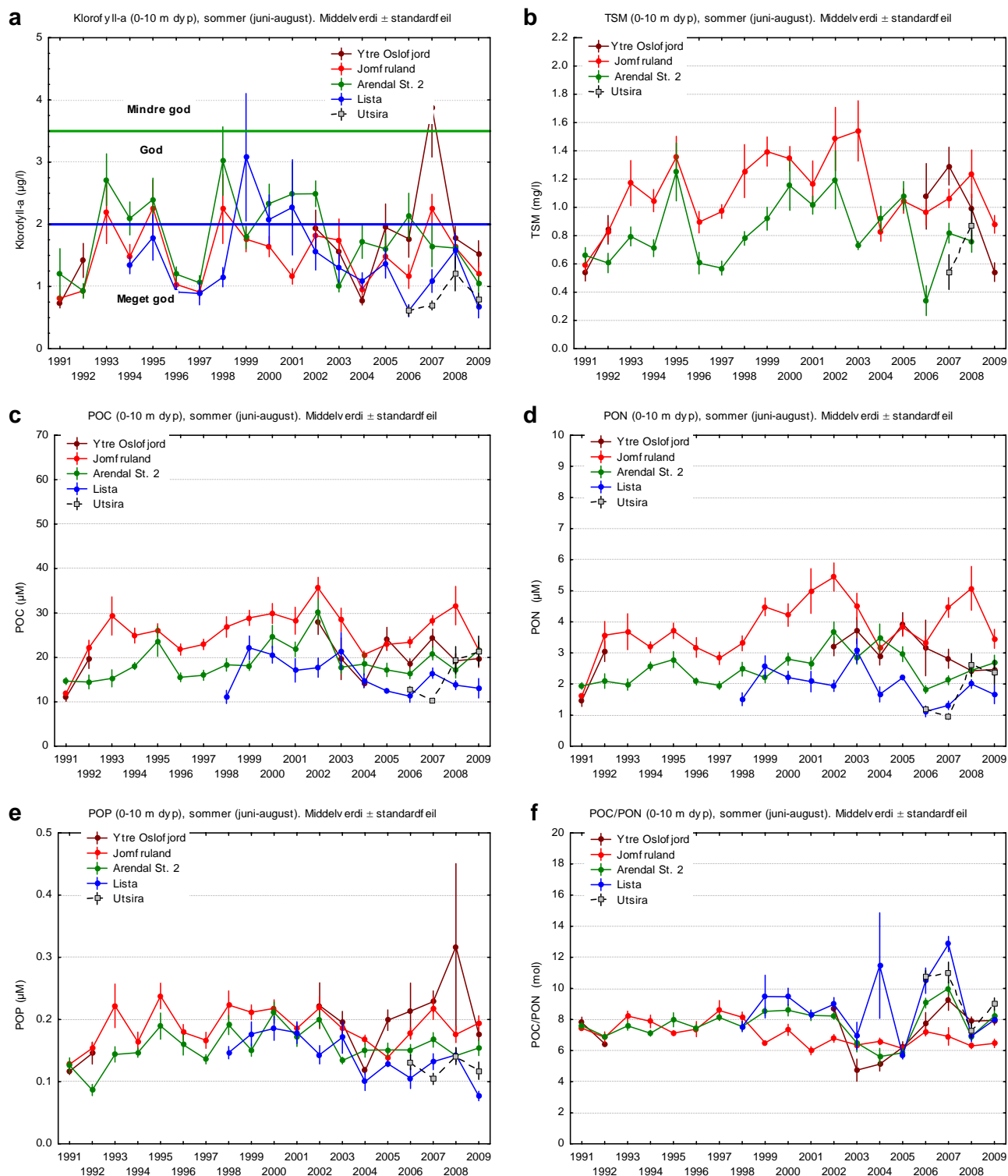
Figur 4.6. Næringsalter i overflatevann (0-10m dyp) sommerstid (juni-august) i 1991-2009. a) Tot-N, b) Tot-P, c) $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ og d) $\text{PO}_4\text{-P}$ (μM). Klifis klassifiseringsgrenser er markert.

Figur 4.7 viser overflatekonsentrasjoner (middelerdier) av klorofyll-a, partikler (TSM) og partikulært organisk karbon (POC), nitrogen (PON), fosfor (POP) og partikulært N/P-forhold (PON/POP). Sammenlignet med Klifis miljøkvalitetskriterier er klorofyllkonsentrasjonene sommeren 2009 i tilstandsklasse meget god (Ytre Oslofjord, Jomfruland, Arendal, Lista og Utsira). Det er ikke noen signifikant trend i observasjonene for perioden 1991-2009.

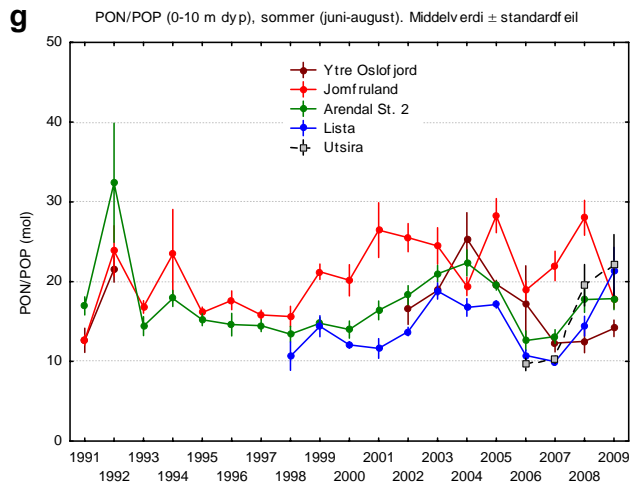
Partikkelkonsentrasjonen (TSM) øker på Jomfruland og Arendal St.2 gjennom observasjonsperioden frem til 2003, men de siste fem årene har den blitt lavere og det er ikke noen trend over hele perioden lengre. Det kan se ut som at tidsrommet 1999-2003 var spesielt med høyere partikkelkonsentrasjoner og at de siste årenes observasjoner antyder mer normale forhold.

For partikulært karbon (POC) og nitrogen (PON), var det en signifikant økning i middelerdier på Jomfruland og Arendal St. 2 i perioden 1992-2003, men lavere konsentrasjoner i 2004-2006 bryter trenden. Ved Jomfruland er det en økning av POC og PON konsentrasjonene i 2007 og 2008, men lavere igjen i 2009. Ved Utsira har konsentrasjonen i 2008 og 2009 vært større enn ved Lista. Det er ikke noen langtidstrend for partikulært fosfor (POP), men etter en nedgang i perioden 2002-2004, økte POP i Skagerrak (dog ikke ved Arendal St. 2). POC/PON-forholdet ligger nær 7:1, dvs. at det partikulære materialet

domineres av marine organismer. Imidlertid kan økningen av forholdet i 2006/2007 tyde på et midlertidig større innslag av terrestrisk materiale. PON/POP-forholdet var betydelig lavere i 2006 og 2007 enn i 2005, men igjen større i 2008 og 2009. Det er en svak økning i forholdet ved Jomfruland gjennom hele overvåkingsperioden (dvs. økende tendens til fosforbegrenset algevekst). Det er også Jomfrulandstasjonen som skiller seg ut med et høyere PON/POP-forhold.



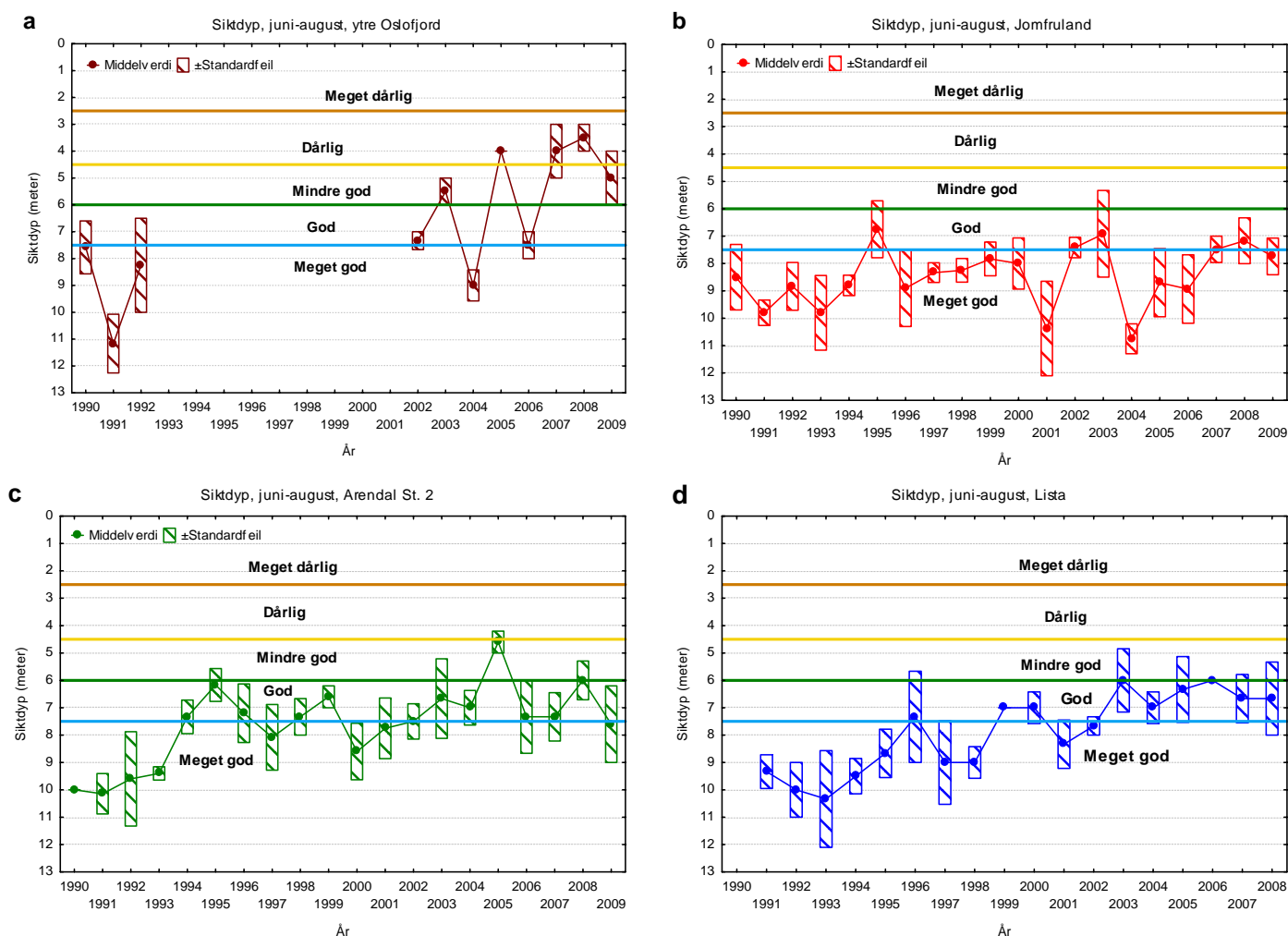
Figur 4.7. Sommerverdier i overflatelaget (0-10 m dyp) 1991-2009 av a) klorofyll *a*, b) totalt suspendert materialet (TSM), c) partikulært organisk karbon (POC), d) nitrogen (PON), e) fosfor (POP), f) karbon /nitrogen (POC/ PON). Observasjoner fra Lista og Ytre Oslofjord i deler av perioden.



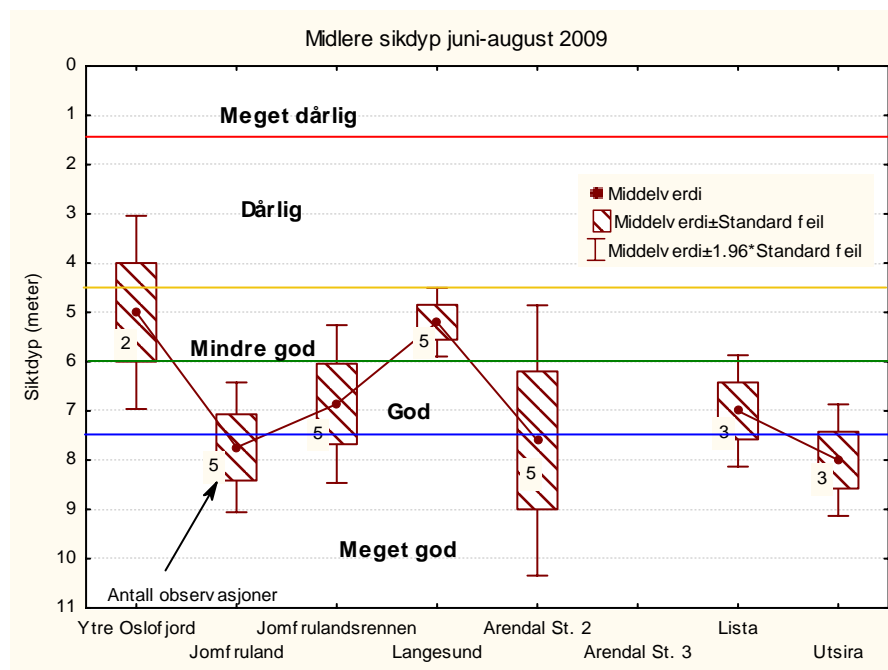
Figur 4.7 g). Sommerværdier i overflatelaget (0-10 m dyp) 1991-2009 av nitrogen/fosfor (PON/POP). Observasjoner fra Lista og Ytre Oslofjord i deler av perioden.

4.3 Siktdyp

Siktdypet sommeren 2009 var noe bedre enn i 2008 og tilfredsstilte tilstandsklasse meget god (Klifs miljøkvalitetskriterier) på Utsira og var på grensen mellom meget og god ved Jomfruland og Arendal St. 2. I Ytre Oslofjord og i Langesundsfjorden (Grenland) var siktdypet mindre godt og på øvrige stasjoner godt ((figur 4.8 og 4.9). Generelt for perioden 1991-2009 har det vært signifikant avtagende (dårligere) siktdyp sommerstid på Lista, mens Arendal St. 2 viser at det blir dårligere siktdyp fra 1991-94 til perioden 1995-2009, men det ikke er noen trend ved Jomfruland. Resultatene er de samme både for sommerperioden og over hele år (Tabell 4.1). Avtagende siktdyp i perioden betyr at vannet blir mer grumsete og at det i observasjonsperioden var 1990-1993/95 var bedre på samtlige stasjoner langs kysten, muligens med unntak for Jomfrulandstasjonen. Ved Arendal viser siktdypet etter 1994 ikke noen signifikant trend, mens ved Lista er den negativ frem til 2003.



Figur 4.8 Siktdyp målt i kystvannet i Skagerrak i sommerperioden juni-august 1990-2009. a) Siktdyp ved Torbjørnshjær (Ytre Oslofjord), b) Jomfruland, c) Arendal, d) Lista. Klassifiseringen er iht. Klifs kvalitetskriterier.



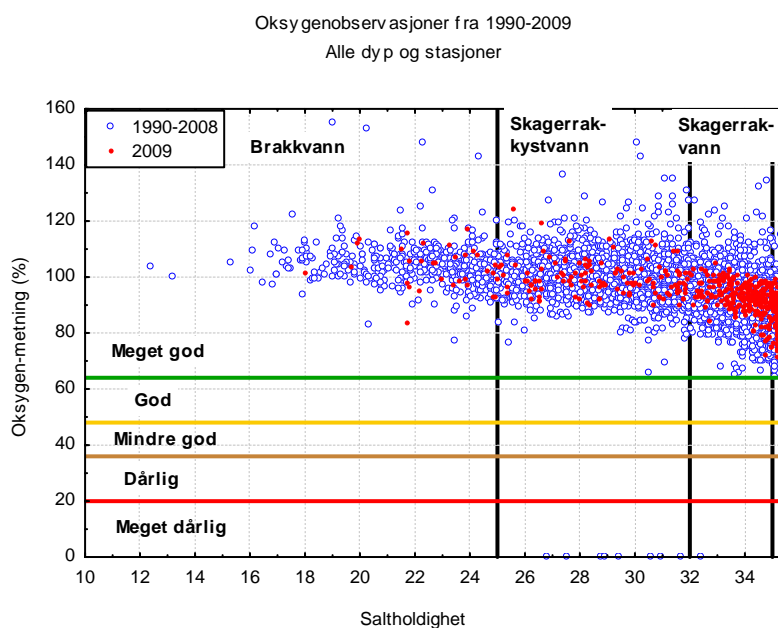
Figur 4.9. Midlere siktdyp juni-august 2009 fra alle stasjoner i Kystovervåkingen.

Tabell 4.1. Regresjonsanalyse av siktdypsmålinger ved Jomfruland, Arendal og Lista. Negativ trend betyr signifikant nedgang i siktdyp i perioden 1991-2009.

Periode	Stasjon	r^2	Signifikans P	Trend
Hele året 1991-2007	Jomfruland	0.16	0.09	Ingen
	Arendal St. 2	0.29	0.02	Negativ (fra 1991-93 til 1994-2009)
	Lista	0.52	0.0005	Negativ
Sommer-verdier	Jomfruland	0.07	0.25	Ingen
	Arendal St. 2	0.42	0.002	Negativ (1991-1994 til 1995-2009)
juni-august	Lista	0.71	0.000	Negativ (hele perioden)

4.4 Vannkvalitet i ulike vannmasser

Oksygenmetningen i de dypere vannmassene i kyststrømmen var i 2009 i tilstandsklasse "meget god" i henhold til Klifs miljøkvalitetskriterier (Figur 4.10).

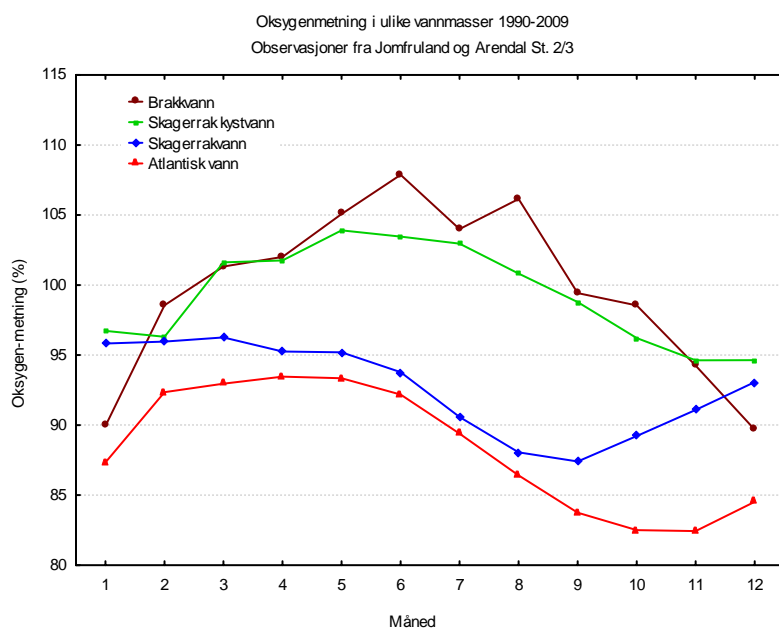


Figur 4.10 Oksygenmetning (%) i kystvannet målt over perioden 1990-2009. Observasjoner fra Færder, Jomfruland, og Arendal. Resultater fra 2009 er markert med røde punkter.

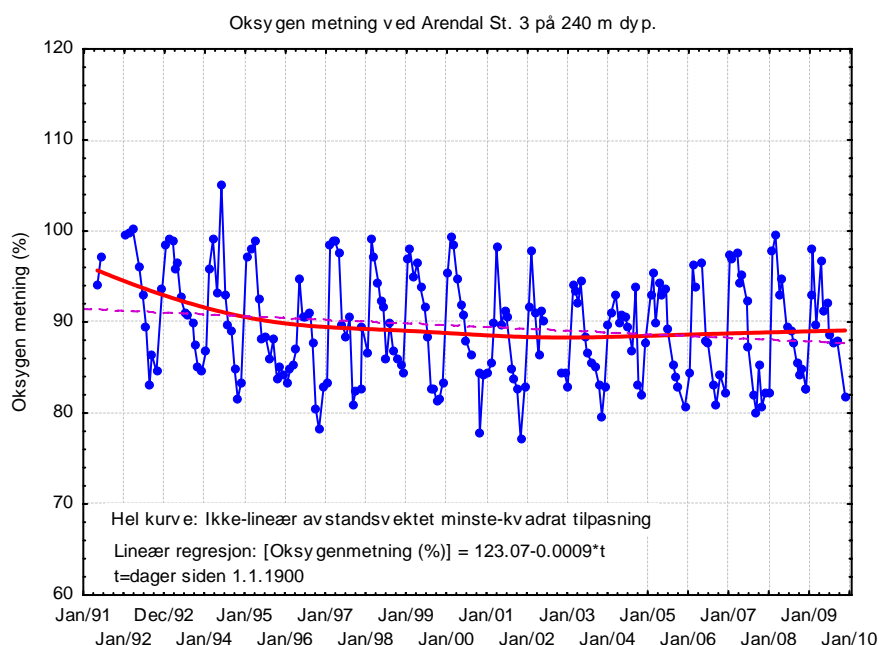
Kystvannets oksygeninnhold varierer gjennom året og mellom de ulike vannmassene i Skagerrak (Figur 4.11). I det brakke overflatevannet måles det hvert år overmetning i de varme sommermånedene juni-august og lavest metningsprosent på høsten (lite brakkvann om høsten gjør at få målinger ligger til grunn for dette resultatet som dermed må brukes med forsiktighet). Overmetning betyr at oksygenkonsentrasjonen overstiger 100% av hva vannmassen etter temperatur og saltholdighet normalt klarer å holde på. I overflatelaget er overmetning ofte et resultat av høy planteplanktonproduksjon (som gir oksygen).

I Skagerrak-kystvann er det gode oksygenforhold gjennom hele året. I Skagerrakvann (vann fra 25 til 100-150 m dyp) er det lavest oksygeninnhold på sensommeren (august-september), mens det i Atlantisk vann (dypere enn 100 m, jfr. Figur 2.4) er lavest i oktober-november (Figur 4.11).

Gode oksygenforhold i kyststrømmen er å forvente siden vannet har kort oppholdstid. Stor planteplanktonproduksjon og stor mengde organisk materiale som gir stort oksygenforbruk i dypere vannmasser, vil normalt ikke føre til kritisk lave oksygenkonsentrasjoner i vannmasser med kort oppholdstid, noe som også observasjonene fra Kystovervåkingsprogrammet viser. Selv om oksygenforholdene er gode, er det en tendens til avtakende konsentrasjoner i de dypere vannmassene utenfor Arendal. Figur 4.12 viser at både maksimum- og minimumverdiene har samme tendens, og avtar gjennom perioden, men at denne negative tendensen har bremset opp de siste årene (fra 2005). Andre analyser har tidligere vist avtakende oksygenkonsentrasjoner i fjorder og kystvann langs Skagerrakkysten (Johannessen og Dahl 1996) og ute i Skagerrak (Andersson 1996). Observasjonene fra Kystovervåkingsprogrammet tyder på at denne negative trenden har fortsatt.



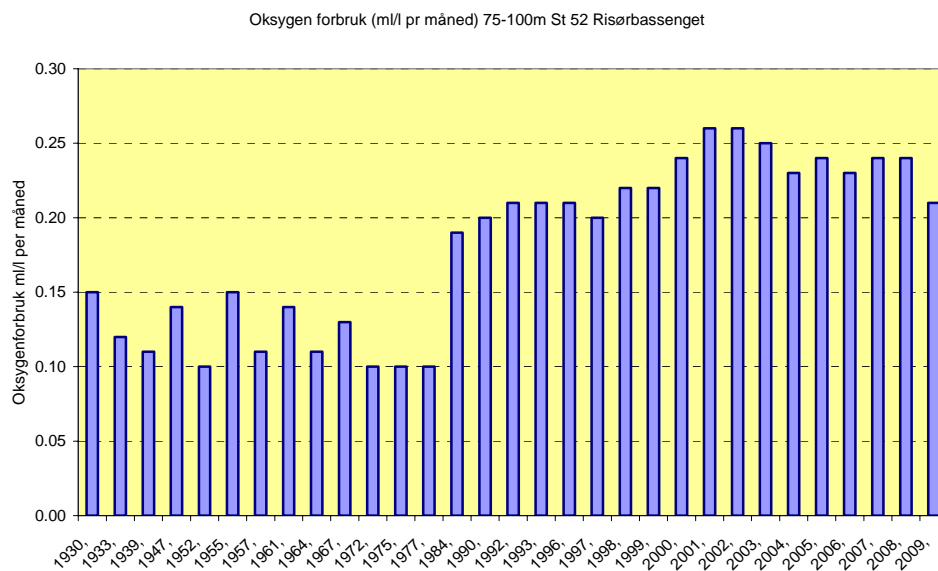
Figur 4.11. Oksygen i kystvannmasser plottet som oksygenmetning (%) pr. måned i 1990-2009. Vanntypene er definert i kap. 2.



Figur 4.12. Oksygenmetning (%) på 240 meters dyp på stasjon Arendal St. 3 i perioden 1991-2009.

Selv om oksygenforholdene i Kyststrømmen er gode, vil avtakende konsentrasjoner i Kyststrømmen ha betydning for fjorder og estuarier langs Skagerrakkysten. Dette fordi fjordene og estuariene forsynes med, og er avhengige av, oksygenrikt vann fra Kyststrømmen. En moderat lavere oksygenkonsentrasjon i det innstrømmende vannet kan få alvorlige konsekvenser for oksygenkonsentrasjonen i fjordbassenget, avhengig av oppholdstiden på bassengvannet. Økt organisk belastning på fjorder og kystbasseng gir økt oksygenforbruk, og til sammen med lavere oksygeninnhold i innstrømmende vann fører det til dårlig vannkvalitet i dypvannet. Figur 4.13 illustrerer en klar økning i oksygenforbruket fra 1980 til i dag, - omlag 70 % større forbruk i perioden 1984-2005 enn i 1930-77 (målinger fra Risørbassenget utført av Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen i Flødevigen). Resultatene betyr at den organiske belastningen på Risørbassenget har økt tilsvarende. Dette har sammenheng med økte tilførsler av næringsalter fra Tyskebukta i samme periode (Figur 3.3 og 3.4). Det økte oksygenforbruket de siste 15 år har ført til dårligere oksygenforhold i en rekke fjord- og

kystbasseng langs Skagerrakkysten, med klart negative konsekvenser for bl.a. faunaen i bassengene (Buhl-Mortensen m.fl. 2006).



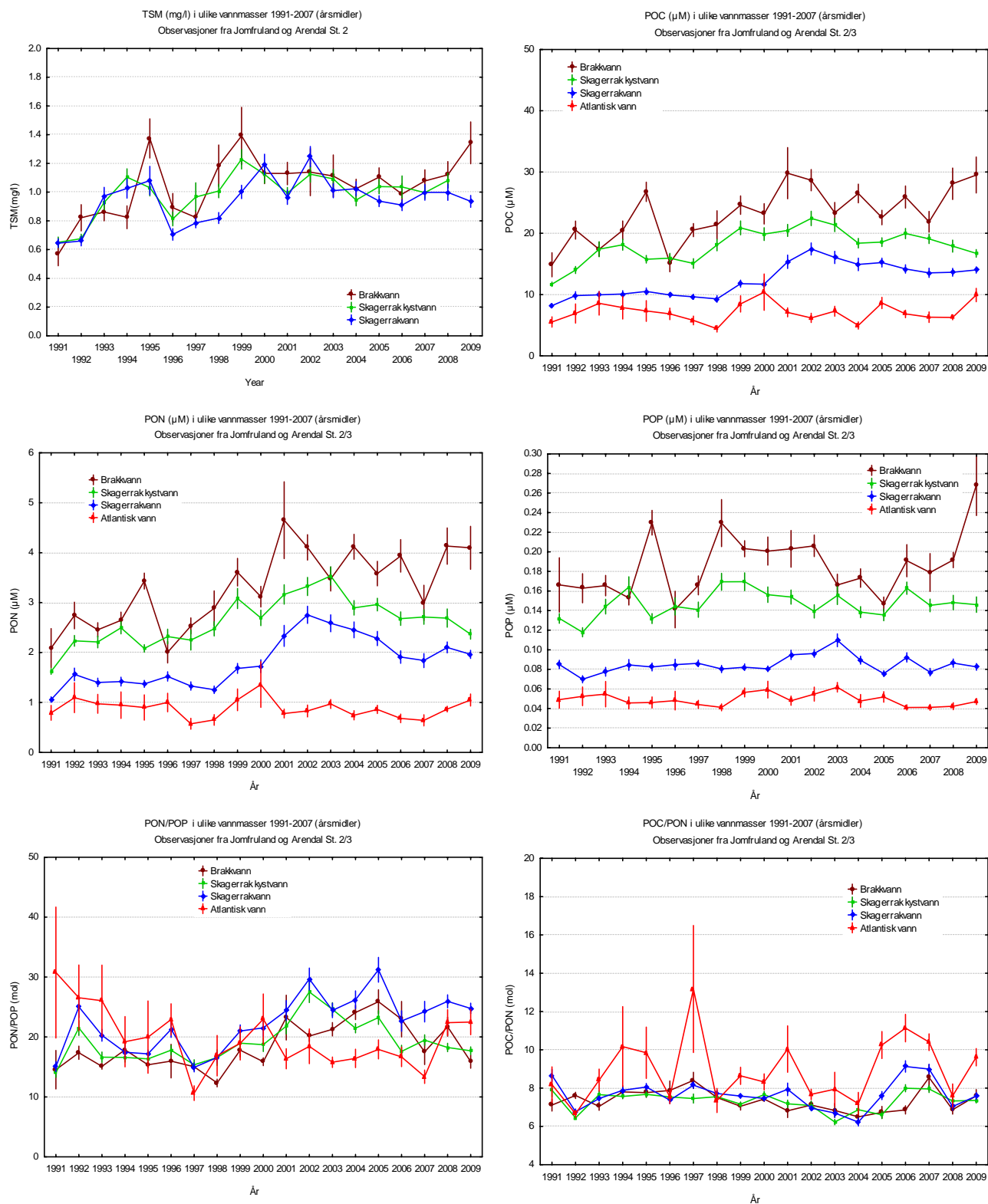
Figur 4.13.
Oksygenforbruket
i Risørbassenget
fra 1930 til 2009
(Kilde: HI).

Årsmiddelverdiene av partikkelkonsentrasjonen (TSM) viser samme utvikling for de tre vannmassene Brakkvann, Kystvann og Skagerrakvann, generelt med den høyeste konsentrasjonen i brakkvannslaget (spesielt i 1995, storflommen i Glomma, og i 1999) og den laveste i Skagerrakvann (Figur 4.14 a, Tabell 4.2). Med resultatene fra 2009 er det nå bare i brakkvannet det er en signifikant økning gjennom hele tidsrommet. I Skagerrak kystvann og Skagerrakvann øker konsentrasjonen frem til 1999 og er deretter omtrent konstant. Samme fordeling, med høyest konsentrasjon i brakkvann og lavest i Skagerrakvann (og Atlantisk vann), gjelder også for organisk materiale (jfr. POC, PON og POP, hhv. karbon, nitrogen og fosfor, i Figur 4.14 b-d).

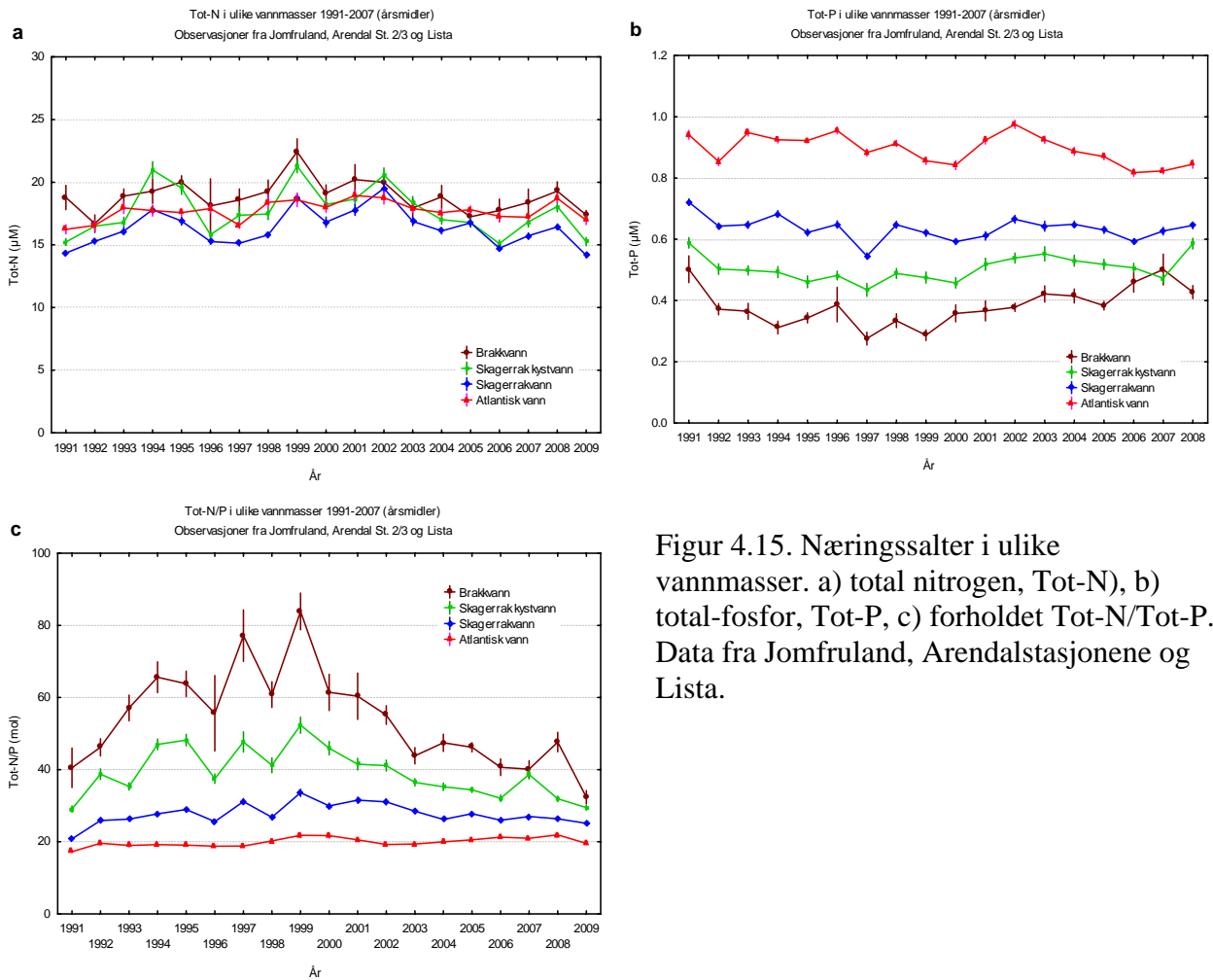
Det er en signifikant økning av POC og PON i perioden 1990-2009 for brakkvann (Tabell 4.2). For kystvannet og Skagerrakvann øker konsentrasjonene frem til 2002/2003 og er siden omtrent konstante. For Atlantisk vann er det ikke noen signifikante forandringer i perioden. For POP er det ingen signifikant endring i Brakkvann eller Skagerrak kystvann, men konsentrasjonen øker frem til 2003 i Skagerrakvann og avtar siden 1999 i Atlantisk vann. PON/POP-forholdet (Figur 4.14 e) øker i Brakkvann og Skagerrakvann men avtar siden 2002 i Skagerrakkystvann. I Atlantisk vann øker konsentrasjonen i 2008 og 2009 (Figur 4.14 e og Tabell 4.2). POC/PON-forholdet ligger nær 7:1, dvs. det organiske materialet som måles er i all hovedsak marine organismer (planteplankton etc.). Imidlertid viser POC/PON-forholdet ved Jomfruland at det noen år er noe større innslag av terrestrisk materiale her og at forholdet avtar noe i Skagerrak kystvann etter 2002. Det marine signalet avtar med dypet når det brytes ned under sedimentasjon (terrestrisk materiale som lignin brytes svært langsom ned).

Konsentrasjonen av total nitrogen (Tot-N, Figur 4.15a) er vanligvis størst i Brakkvann, deretter i Skagerrak kystvann. Atlantisk vann har ofte høyere konsentrasjoner enn Skagerrakvann. For total fosfor (Tot-P, Figur 4.15b) er konsentrasjonen gjennomgående høyere i de dypere liggende vannmasser som Atlantisk vann, enn i f.eks. Brakkvann. N/P-forholdet blir derved størst i Brakkvann og lavest i Atlantisk vann, som også framgår av Figur 4.15c. Tot-P

konsentrasjonen i brakkvannet øker etter 1999 og uten trend i tot-N gir dette avtakende N/P-forhold i brakkvannet (Tabell 4.2). For Skagerrak kystvann og Skagerrakvann avtar tot-N konsentrasjonen fra 1999 med en omtrent samtidig økning i tot-P konsentrasjonen, noe som resulterer i avtakende N/P-forhold. I Atlantisk vann er det små variasjoner, men tot-N øker til 2002 og tot-P avtar i hele tidsrommet slik at N/P-forholdet i Atlantisk vann øker. Det synes dermed som om det skjedde en endring rundt 1999-2000 i retning av potensielt mindre fosforbegrenset algevekst i de vannmasser som når fotosyntese-sonen.



Figur 4.14. Partikulært materiale i ulike vannmasser. a) partikler TSM, b) partikulært organisk karbon, POC, c) nitrogen, PON, d) fosfor, POP, e) forholdet nitrogen og fosfor, PON/POP, f) forholdet karbon og nitrogen POC/PON. For TSM er det brukt data fra Jomfruland og Arendal St. 2, for POC, PON og POP data fra Jomfruland og Arendal St 2 og 3.



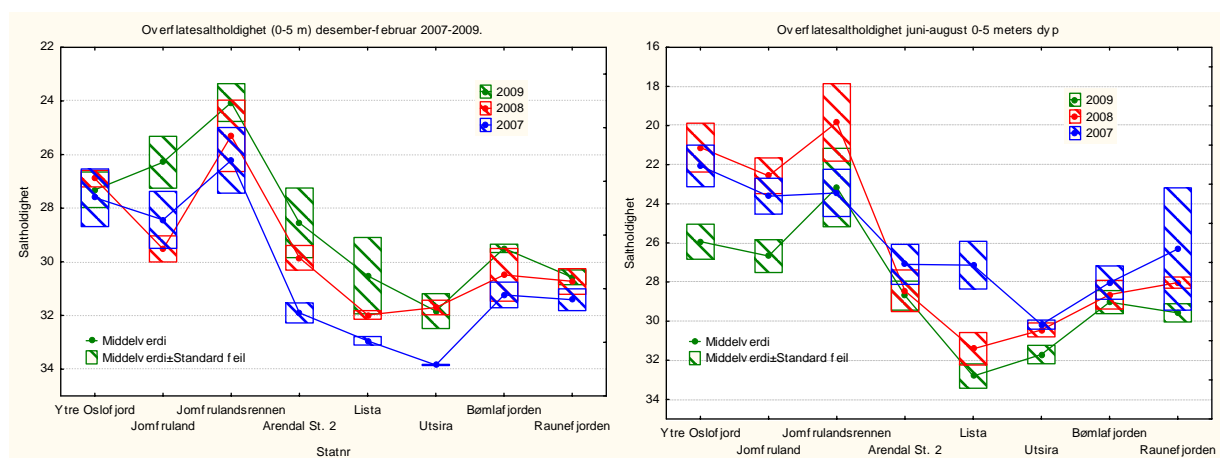
Figur 4.15. Næringsalter i ulike vannmasser. a) total nitrogen, Tot-N), b) total-fosfor, Tot-P, c) forholdet Tot-N/Tot-P. Data fra Jomfruland, Arendalstasjonene og Lista.

Tabell 4.2. Resultater av regresjonsanalyse på middelveier av TSM, POC, PON, POP, PON/POP, POC/PON, Tot-N, Tot-P og Tot-(N/P). Trend = Signifikant økende eller minkende i markert period (hele eller deler av den). – angir ingen trend. p angir signifikansnivået. BV: Brakkvann, SK: Skagerrak kystvann, SV: Skagerrakvann, AV: Atlantisk vann

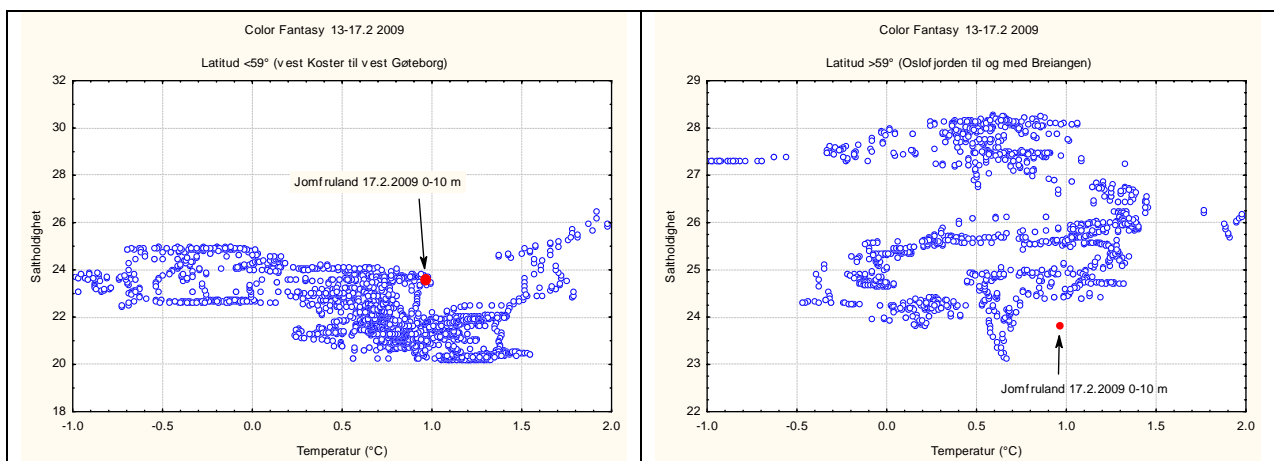
Periode	Stasjoner	Parameter	Vannmasse	r ²	p	Trend
1991-2009	Jomfruland+Arendal St. 2/3	TSM	BV	0.29	0.02	Økende
		TSM	SK	0.55	0.02	Økende til 1999
		TSM	SV	0.42	0.02	Økende til 2000
		TSM	AV			-
1991-2009	Jomfruland+Arendal St. 2/3	POC	BV	0.43	0.002	Økende
		POC	SK	0.67	0.000	Økende til 2002
		POC	SV	0.58	0.000	Økende (mest til 2002)
		POC	AV			-
1991-2009	Jomfruland+Arendal St. 2/3.	PON	BV	0.50	0.001	Økende
		PON	SK	0.77	0.000	Økende til 2003
		PON	SV	0.54	0.007	Økende til 2002
		PON	AV			-
1991-2009	Jomfruland+Arendal St. 2/3	POP	BV			-
		POP	SK			-
		POP	SV	0.57	0.003	Økende til 2003
		POP	AV	0.51	0.01	Minkende fra 1999
1991-2009	Jomfruland+Arendal St. 2/3	PON/POP	BV	0.34	0.01	Økende
		PON/POP	SK	0.82	0.002	Minkende fra 2002
		PON/POP	SV	0.36	0.006	Økende
		PON/POP	AV	0.48	0.02	Minkende til 2007
1991-2009	Jomfruland+Arendal St. 2/3	POC/PON	BV			-
		POC/PON	SK	0.33	0.02	Minkende til 2005
		POC/PON	SV			-
		POC/PON	AV			-
1991-2009	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-N,	BV,			-
1991-2009	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-N,	SK	0.58	0.007	Minkende siden 1999
1991-2009	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-N,	SV	0.59	0.006	Minkende fra 1999
1991-2009	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-N,	AV	0.60	0.003	Økende til 2002
1991-2009	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-P	BV,	0.74	0.000	Økende fra 1999
1991-2009	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-P	SK	0.34	0.01	Økende fra 1995
1991-2009	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-P	SV			-
1991-2009	Jomfruland+Arendal +Lista	Tot-P	AV	0.26	0.03	Minkende
1991-2009	Jomfruland+Arendal+Lista	Tot-(N/P)	BV	0.74	0.002	Minkende fra 1999
1991-2009	Jomfruland+Arendal+Lista	Tot-(N/P)	SK	0.79	0.000	Minkende fra 1999
1991-2009	Jomfruland+Arendal+Lista	Tot-(N/P)	SV	0.80	0.000	Minkende fra 1999
1991-2009	Jomfruland+Arendal+Lista	Tot-(N/P)	AV	0.38	0.005	Økende

4.5 Geografiske gradienter i næringsalter

Det er generelt en saltholdighetsgradient i overflatevannet langs Skagerrakkysten med den laveste saltholdigheten i øst (Figur 4.16), unntatt Jomfrulandsrennen som ofte er påvirket av brakkvann fra Frierfjorden. På Vestlandet er Bømlafjorden og Raunefjorden påvirket av ferskvann. Overflatevannet langs Skagerrakkysten var preget av brakkvannsinnslag vinteren 2009. Analyse av FerryBox data fra Kattegat tyder på at det er vannmasser fra dette området som strømmer inn i Skagerrak langs sørkysten i februar og preger Jomfruland, Arendal St. 2, Lista og Utsira (Figur 4.17). Sommeren 2009 ble det målt høyere saltholdighet i området Ytre Oslofjord (Torbjørnskjær) til Jomfruland enn det ble sommeren 2007 og 2008, samt også noe høyere saltholdighet ved Lista og Utsira. Flere upwelling-situasjoner ved Lista sommeren 2009 kan forklare dette.



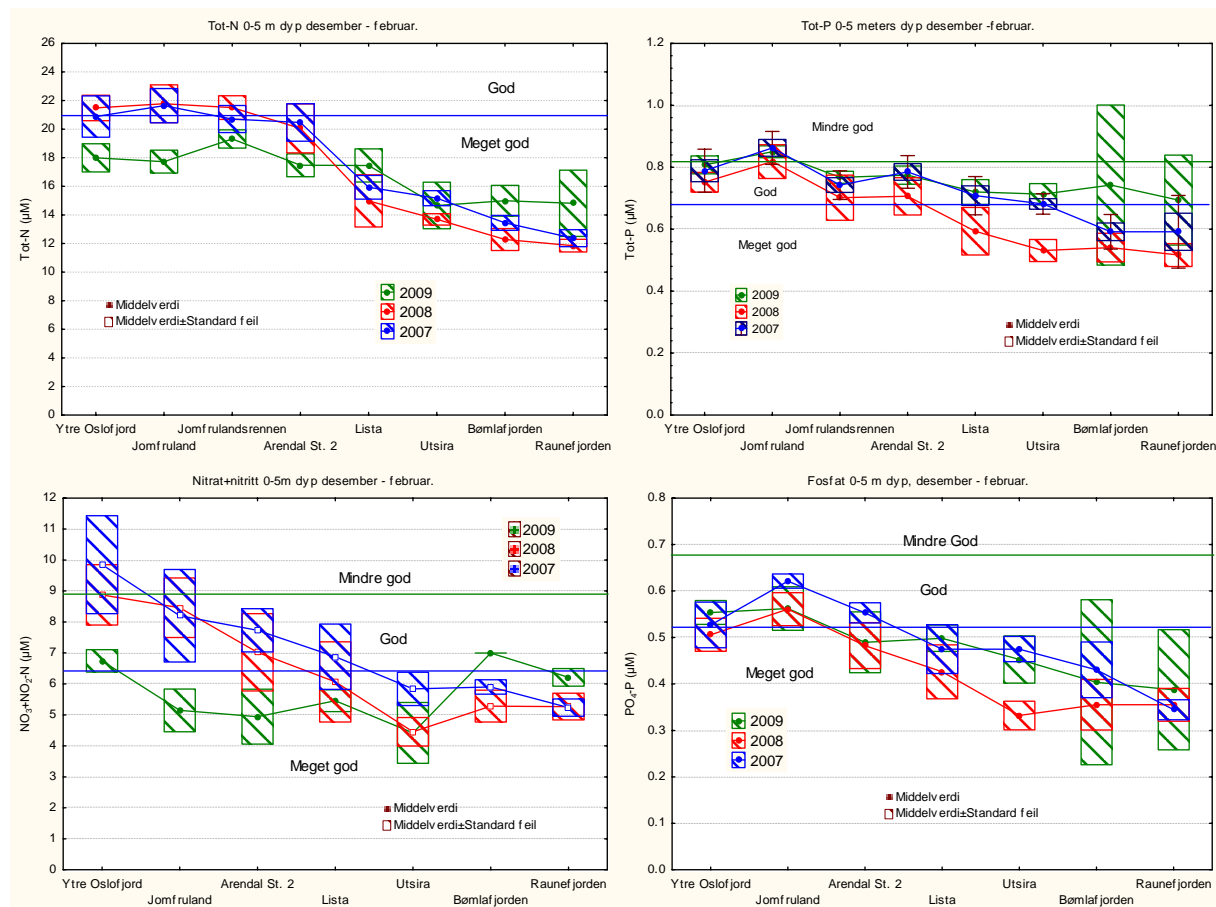
Figur 4.16. Saltholdighet i overflatevann (0-5 m) vinter (venstre figur) og sommer (høyre figur) 2007, 2008 og 2009.



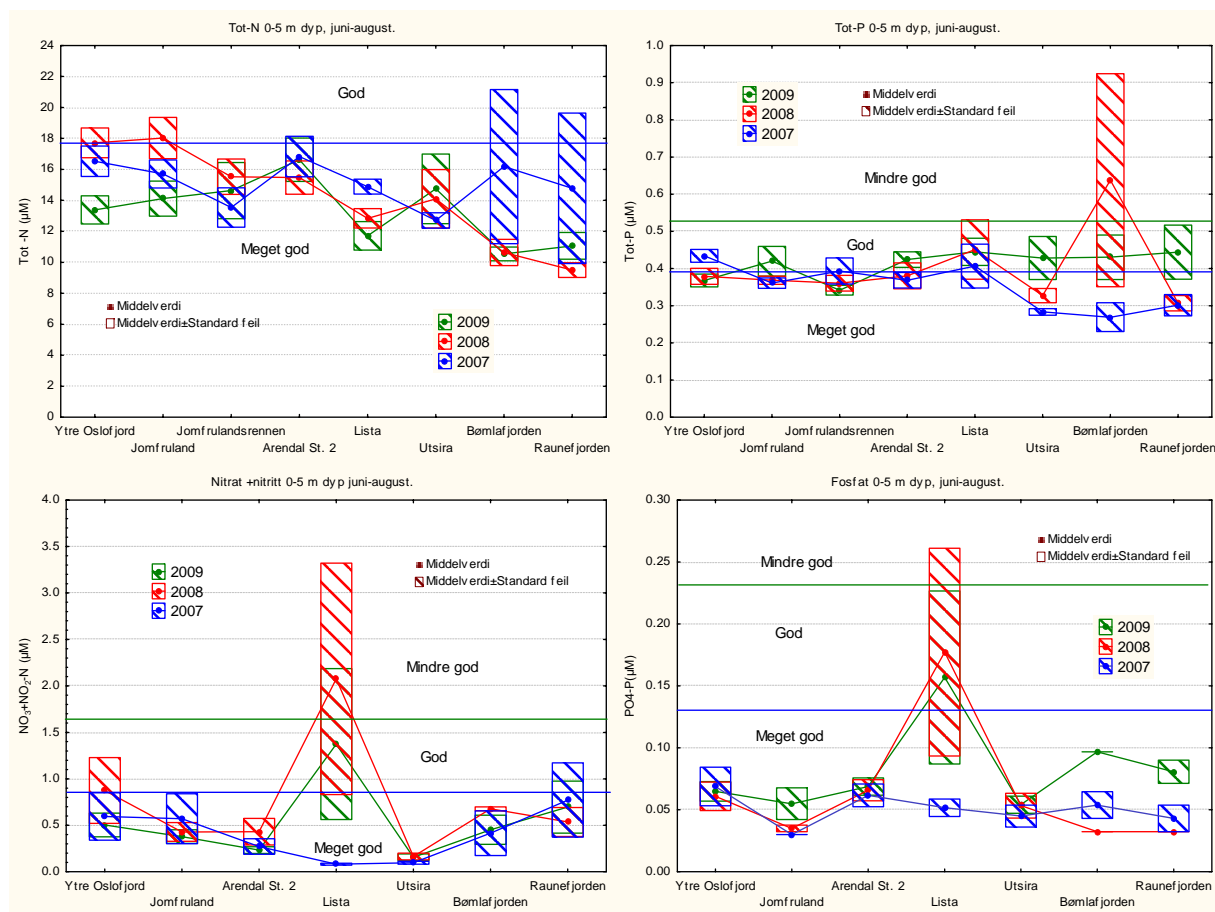
Figur 4.17. Temperatur og saltholdighet på 4 meters dyp (FerryBox) fra Vestkysten av Sverige og i Ytre Oslofjord (59°N til Drøbaksundet) den 13-17.2.2009 sammenlignet med temperatur og saltholdighet i 0-10 meters dyp ved Jomfruland den 17.2.2009. Figuren viser at brakkvannet ved Jomfruland (og Arendal St. 2) i februar 2009 sannsynligvis kommer fra Kattegat og fra Oslofjordområdet.

Vintermålinger av næringssalter i overflatevannet (0-5 m dyp) i 2007-2009 (år med målinger fra alle stasjonene) viser at det er en klar geografisk gradient fra Ytre Oslofjord til Vestlandet med de høyeste verdiene i østlige deler av Skagerrak (Figur 4.18). Som vist i kapittel 3 har det sammenheng med store langtransporterte tilførsler til kyststrømmen som starter i østre deler av Skagerrak, men også på grunn av stor lokal tilførsel til de øverste meterne. I 2009 var vinterkonsentrasjonene av nitrogen betydelig lavere på Skagerrakkysten enn i 2007 og 2008, noe som kan forklares med lav ferskvannstilførsel fra Glomma og av at Kattegatvann (som preget kysten i februar) normalt har lavere nitratverdier vinterstid enn overflatevannet ved Arendal St. 2 (Moy m.fl., 2006). I tillegg var det mindre innslag av vann fra sørlige Nordsjøen (Tyskebukta) enn vanlig. Vann fra Tyskebukta har normalt betydelig høyere nitratkonsentrasjoner enn Kattegatvann. Planteplanktonoppblomstringen i februar reduserte også nitratkonsentrasjonen i vannet.

På Vestlandstasjonene var konsentrasjonene av totalnitrogen og totalfosfor noe høyere i Bømlafjorden og Raunefjorden i 2009 enn de to årene før. Sommerobservasjonene viser avtakende Tot-N konsentrasjoner fra øst til vest, og noe lavere konsentrasjoner i 2009 enn i 2007/2008 i Ytre Oslofjord (Torbjørnshjør), Jomfruland og Lista (Figur 4.19). Øvrige næringssalter viser små forskjeller, unntatt Lista hvor en upwelling-situasjon i juni bidro til høyere konsentrasjoner av nitrat og fosfat. Konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse I-II (meget god til god tilstand) på alle stasjonene i 2009, unntatt på Lista.



Figur 4.18. Vinterverdier av total nitrogen (Tot-N), total fosfor (Tot-P), nitrat (NO_3+NO_2) og fosfat (PO_4) i overflatevann (0-5 m) i 2007-2009 på stasjonene Torbjørnshjør, Jomfruland, Arendal st 2, Lista, Utsira, Bømlafjorden* og Raunefjorden*. * = FerryBox-målinger (vannprøver).



Figur 4.19. Sommerverdier av total nitrogen (Tot-N), total fosfor (Tot-P), nitrat (NO₃+NO₂) og fosfat (PO₄) i overflatevann (0-5 m) i 2007-2009 på stasjonene Torbjørnshjør, Jomfruland, Arendal st 2, Lista, Utsira, Bømlafjorden* og Raunefjorden*. * = FerryBox-målinger.

4.6 Spesielle forhold med betydning for biologien

Vinter-vår 2009

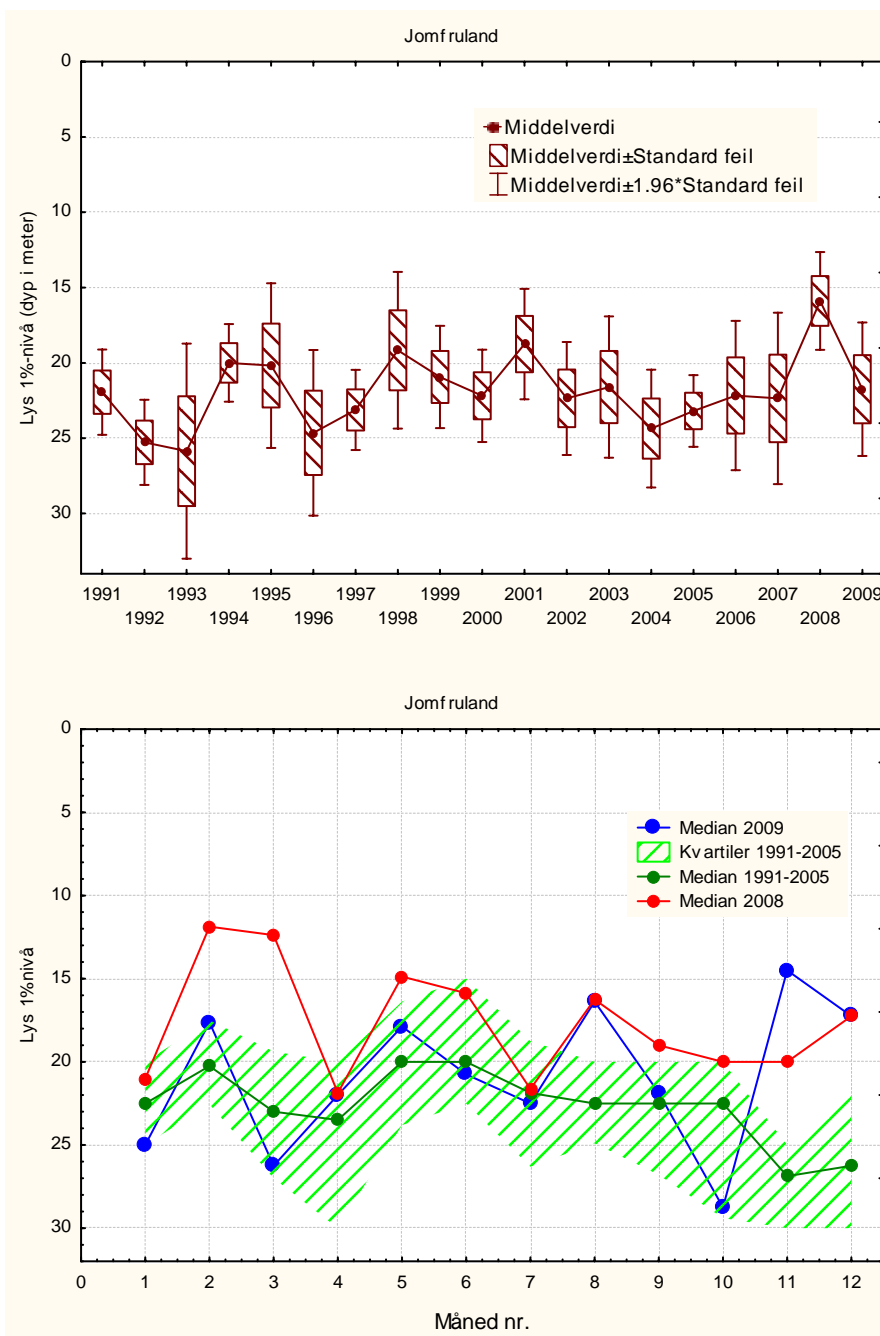
Fotosyntese-sonens nedre dyp (1% lysdypet) kan grovt beregnes som 2.5*siktdypet. 1% lysdypet var redusert første halvdel av 2008, men var igjen omtrent normalt i 2009 (figur 4.20). Figur 4.21a viser at det var signifikant mørkere i vannet utenfor Jomfruland i 2008 enn det har vært tidligere (en endring i 1 % lysdyp fra ca. 23 til 16 m). I 2009 var det bare i februar måned som 1 % lysdyp var mindre enn normalt (ca 2.5 meter dårligere), mens det i 2008 bare var 2 måneder med normal lysdyp (april og juli).

Dårlige lysforhold i Skagerrak har trolig sammenheng med stor avrenning fra land (se årsrapporten fra 2008). Mildt klima og mye nedbør førte til stor vannføring i 2008, spesielt i Sørlandselvene i vinter- og vårperioden. I kystvannet ble det målt større innsalg av brakkevann og større mengder partikler (TSM) enn det pleier. Det høye forholdstallet POC/PON (partikulært organisk bundet karbon mot nitrogen) indikerer stort innslag av terrestrisk materiale til kystvannet i Skagerrak i 2008.

I 2009 var forholdene noe mer lik gjennomsnittet for perioden 1991-2007. Imidlertid var det en stor planteplanktonkonsentrasjon i brakkevannet som strømmet fra Kattegat inn i Skagerrak

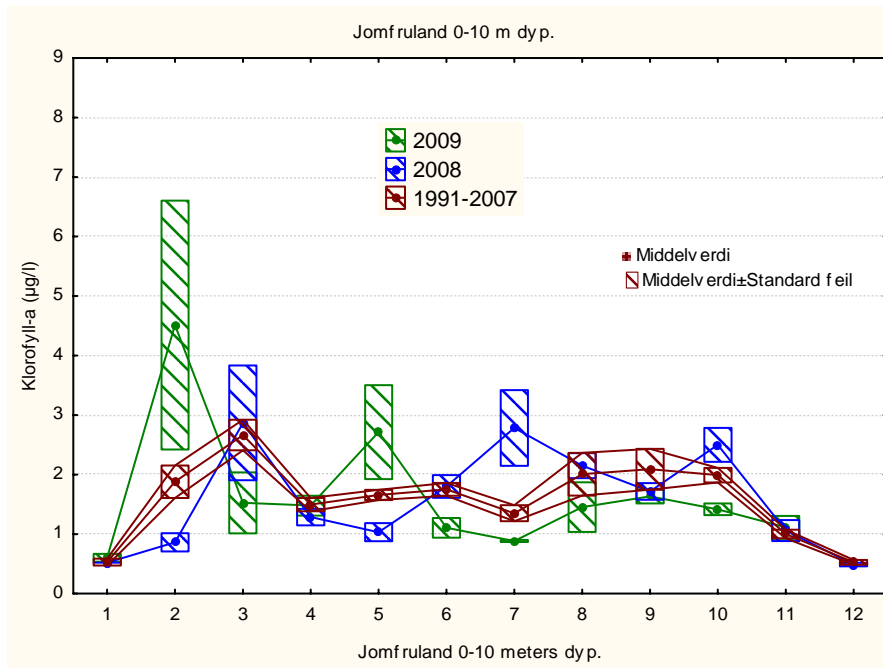
i februar 2009 (Figur 4.21b). I mai måned 2009 var det også noe større planteplanktonbiomasse enn normalt (1991-2007, Figur 4.20b).

Stort innsalg av brakkevann kan ha betydning for tidspunktet for våroppblomstringen av planktonalger (stabilisering av øvre vannmasser og mulig tidlig oppblomstring), og grumsete vann kan redusere forholdene for makroalger på hardbunn og redusere den nedre voksegrensen. Vannet var mørkebrunt i slutten av februar ved Jomfruland og det var også redusert siktdyp i begynnelsen av mars. Men partikkelmengden var større i 2008 og den forhøyede konsentrasjonen var til stede under et lengre tidsrom – årene sett i sin helhet. Partikulært C/N-forhold varierer normalt omkring 7:1 for marint materiale, og i 2009 var forholdet nær dette.

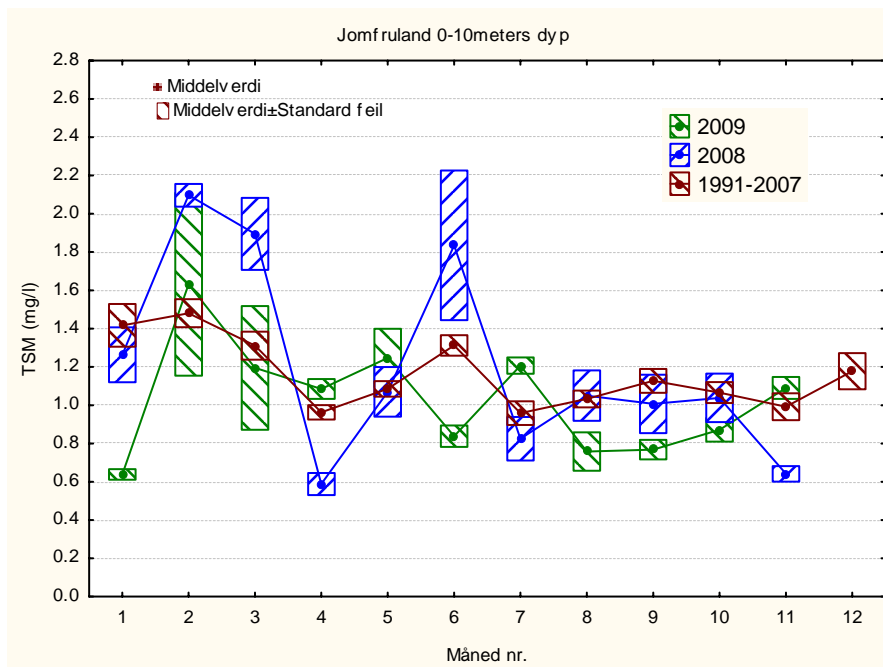


Figur 4.20. 1 % lysdyp (siktdyp*2.5) i januar-mai utenfor Jomfruland i perioden 1991-2009, beregnet fra siktdyps-observasjoner.

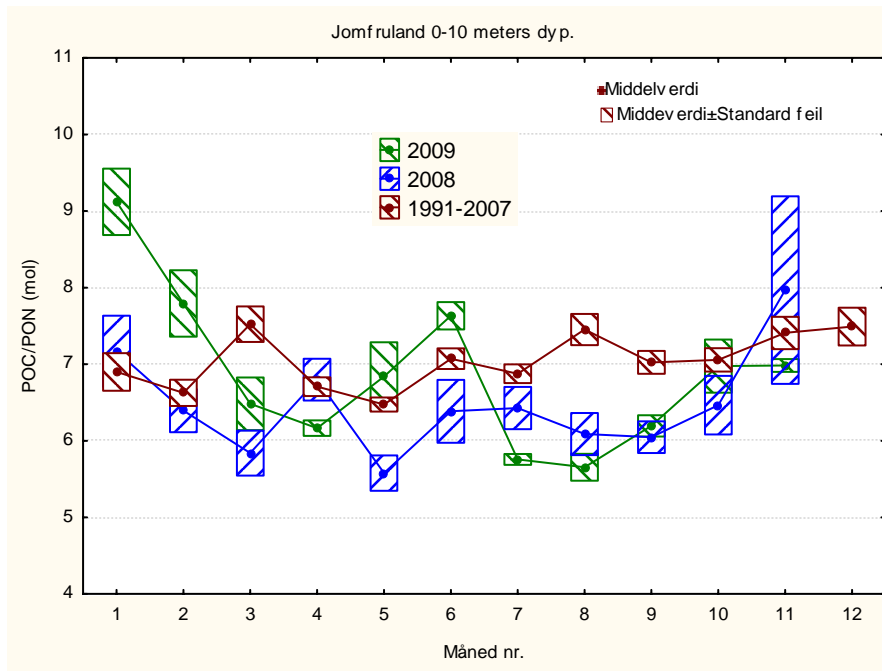
Figur 4.21a. Månedlige målinger av 1 % lysdyp (siktdyp*2.5) utenfor Jomfruland i 2009 sammenliknet med gjennomsnittet (median) for perioden 1991-2005 og 2008. Skravert felt viser kvartiler rundt medianverdiene.



Figur 4.21b
Månedlig
planteplanktonbio-
masse (klorofyll-a)
i overflatevann (0-
10 m) på stasjon
Jomfruland i 2008
og 2009
sammenliknet med
perioden 1991-
2007.



Figur 4.22 Månedlige
partikkelmålinger
(TSM - total
suspendert materiale,
mg/l) i overflatevann
(0-10 m) på stasjon
Jomfruland i 2008 og
2009 sammenliknet
med perioden 1991-
2007.



Figur 4.23 Månedlig POC/PON-forhold (partikulært organisk bundet karbon og -nitrogen) målt i overflatevann (0-10 m) på stasjon Jomfruland i 2008 og 2009 sammenliknet med perioden 1991-2007.

5. Planktonsamfunn i Skagerrak

Den integrerte algebiomassen over året 2009 var 24,4 g C/l. 2009 ble dermed det åttende året på rad med lav algemengede. Våroppblomstringen startet i slutten av februar. Da ble det registrert en kraftig våroppblomstring av kiselalgen Skeletonema. I tillegg kom det to små og en større høstopplomstring i september. Dette var en dinoflagellat-blomstring.

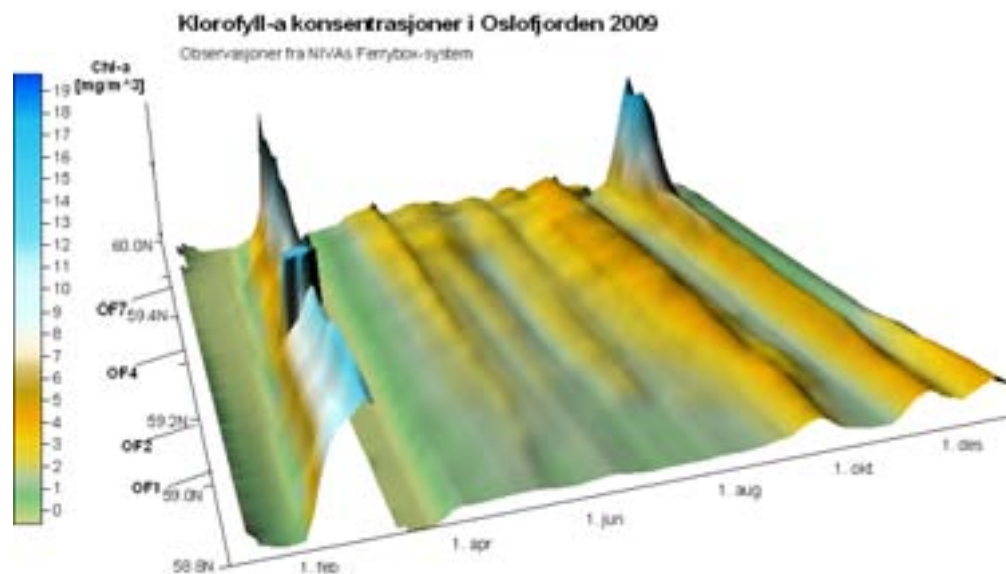
Lite alger kan være årsaken til nedgang i biomasse av kopepoder. Mengden små kopepoder har avtatt med 85 % siden 2003. Det ble registrert flere varmekjære/sørlige arter av både plante- og dyreplankton i våre områder i 2009. Disse inkluderer planktonalgen Dinophysis tripos som regnes som en varmtemperert/ tropisk art, og som forekom fra Vestlandet og nordover. Den tropiske vannloppen Penilia avirostris har vært registrert i Skagerrak de siste seks årene. Den introduserte arten "Amerikansk lobemanet" (Mnemiopsis leidyi) ble første gang observert i norske kystvann høsten 2006 (Oslofjord-Bergen). I 2009 ble store konsentrasjoner observert i kystvannet i perioden juli-oktober.

De store endringene som er observert i både mengde og artssammensetning av dyreplankton i Nordsjøen de siste 20 årene vil påvirke økosystemene ved kysten av Skagerrak. Amerikansk lobemanet har hatt stor innvirkning på sine byttedyr (dyreplankton og fiskelarver) i andre havområder, og vi vet ennå ikke hvilken effekt de årlige tette forekomstene av denne arten vil ha for økosystemene langs Skagerrakkysten.

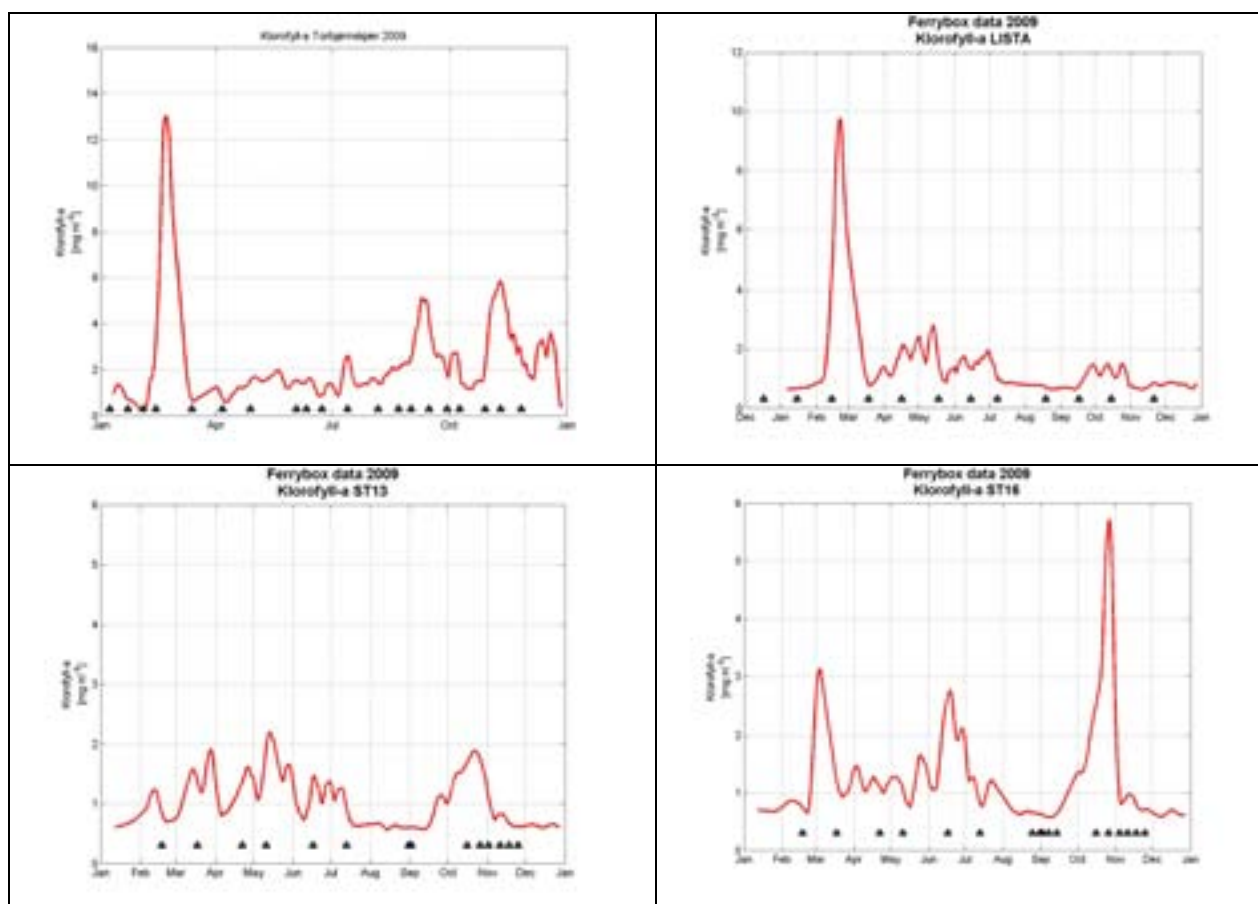
5.1 Planteplankton

5.1.1 Klorofyll a

Klorofyllfluorescense måles med sonder kontinuerlig (flere ganger per uke) på overflatestasjonene (FerryBox) i programmet (Tabell 1.1). I tillegg har programmet tilgang til FerryBox-data fra andre NIVA-prosjekter. Observasjonene viste en kraftig våroppblomstring som startet 7. februar (Ytre Oslofjord, Torbjørnskjær) og kuliminerte omkring den 20. februar og var over omtrent 10. mars. Neste større oppblomstringer inntraff høsten 2009 (september og november, Figur 5.1). På Lista (Figur 5.2) var våroppblomstringen omtrent samtidig som Torbjørnskjær. På Vestlandet var det også 3 perioder med oppblomstringer, en vår, en sommer og en høst. Blomstringen er ikke så markert på St. 13 som på St.16 (Figur 5.2).



Figur 5.1. Klorofyll-a i Ytre Oslofjord fra Breidangen (OF7) til Torbjørnshjør (OF1) basert på Ferrybox klorofyll-a fluorescence data fra Color Fantasy. Posisjoner til faste stasjoner fra Filtvedt (OF7) til Torbjørnshjør (OF1) er markert.



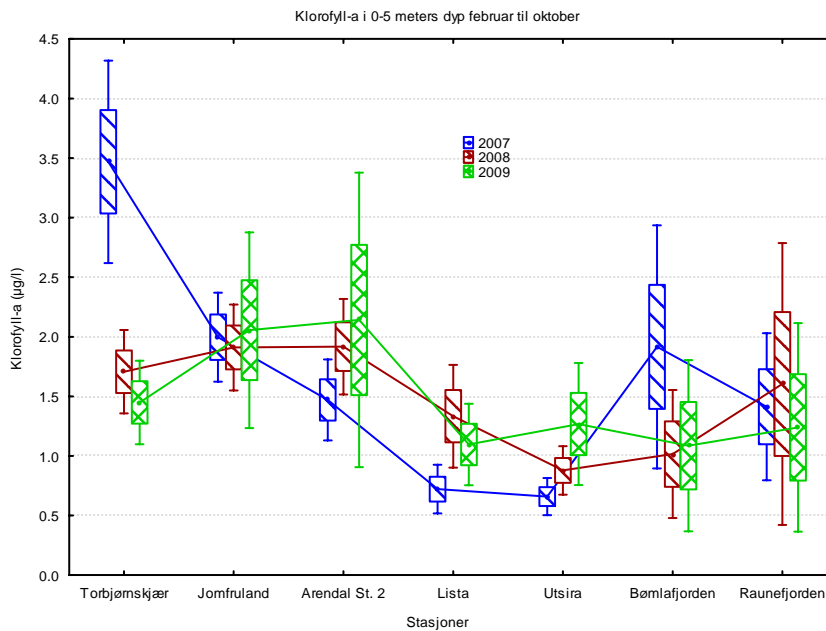
Figur 5.2. Klorofyll-a ($\mu\text{g/l}$) ved Torbjørnshjør (Ytre Oslofjord), Lista, Bømlafjorden (St. 13) og Raunefjorden (St.16) i 2009. De røde linjene illustrerer Ferrybox-observasjoner (7 dagers glidende middel av døgnmedian). Tidspunkt for manuell eller hydrografisk prøvetaking er markert.

I Vanddirektivet vil planteplanktonbiomassen under produksjonssesongen inngå som et av de biologiske kvalitetselementene som skal danne grunnlag for klassifisering av vannmassene i ulike vanntyper i de ulike økoregioner. På grunnlag av FerryBox-observasjonene og vannprøvedata fra 2009 er det foretatt ulike beregninger for klorofyll *a* (Tabell 5.1) etter en metode som er benyttet i Østersjøen (Fleming og Kaitala, 2006). Beregningsmetoden avviker fra den metoden som benyttes i forbindelse med interkalibrering av klorofyll *a* innen NEA-GIG (North-East Atlantic Geographic Intercalibration Group), men gjennom bearbeidelse av flere års data kan denne metoden gi informasjon om trender i datamaterialet som for eksempel endringer i produksjonsperiode (vekstsesong), produksjonsperiodens varighet osv. Grunnlaget for alle beregninger er 7-døgns glidende middel og interpolering i perioder uten observasjoner, og at grenseverdien for oppblomstringer er satt til 0,9 µg klf.a/l.

Beregningene for 2009 viser at i ytre Oslofjord (Torbjørnskjær) var indeksen nesten 150% av 2008-verdien, dvs. det var en betydelig større planteplanktonbiomasse i 2009 enn i 2008. For Bømlafjorden og Raunefjorden er beregningene basert på vannprøver og har derved noe mindre datagrunnlag. Varigheten av oppblomstringer var kortere i 2009 enn i 2008 i Bømlafjorden og Raunefjorden og indeksen klart mindre. Basert på analyser fra vannprøvetaking for 2007-2009 (figur 5.3) er klorofyll *a*-konsentrasjonene i den nordøstlige delen av Skagerrak høyere enn fra Lista og nordover til Bergen. På de vestlige stasjonene er imidlertid variasjonen i klorofyll *a* betydelig større på de beskyttede ytre fjordstasjonene (Bømlafjorden og Raunefjorden) enn for de kystnære eksponerte stasjonene (Lista, Utsira).

Tabell 5.1. Beregninger av klorofyll *a*-konsentrasjoner ved Torbjørnskjær (Ytre Oslofjord) 2008 og 2009 samt Bømlafjorden (FN13) og Raunefjorden (FN16) i 2009. Verdiene er relatert til produksjonsperioden (definert av klorofyllkonsentrasjon over 0,9 µg/l). Basert på sensor-data fra Color Fantasy 2008 og 2009. For FN13 og FN16 er verdiene beregnet fra vannprøver og har derved noe færre antall enn når sensorobservasjoner inkluderes.

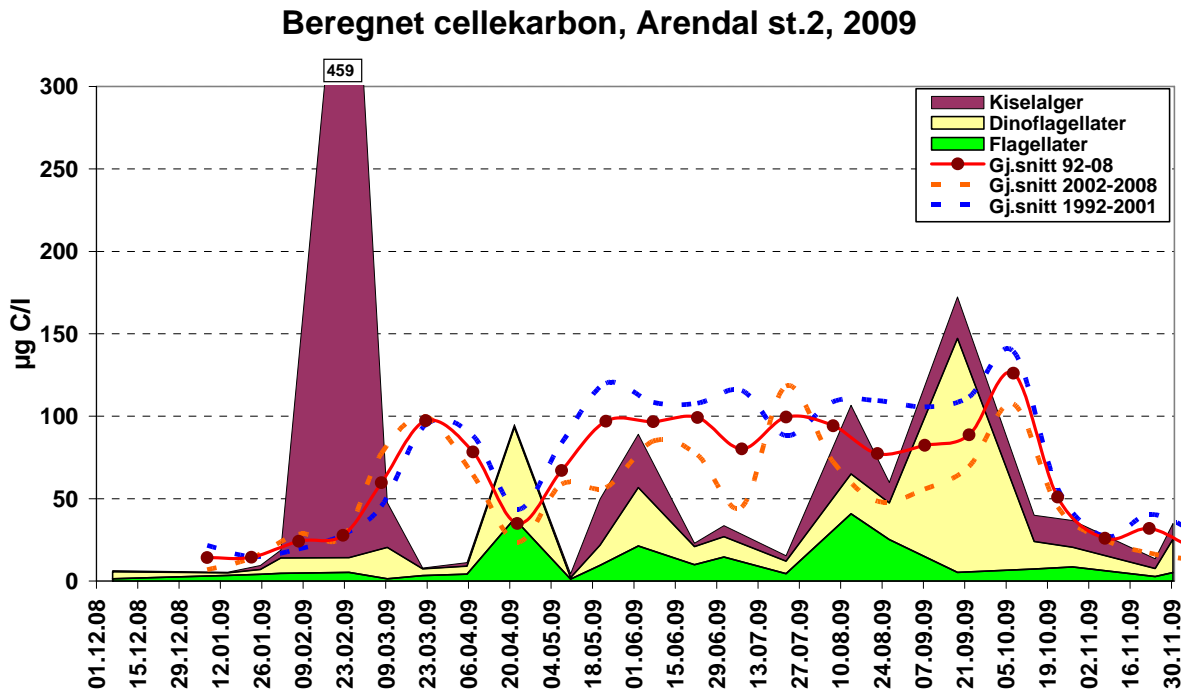
	Torbjørnskjær 2009	Torbjørnskjær 2008	FN13 2009 (2008)	FN16 2009 (2008)
Grenseverdi (µg/l)	0,9	0,9	0,9 (0,9)	0,9 (0,9)
Startdato (Jday)	38	50	78 (46)	130 (46)
Varighet (d)	306	253	161 (262)	125 (240)
Klf-a maks (µg/l)	13,0	6,1	4,1 (7,4)	4,9 (5,1)
Klf-a middel (µg/l)	2,6	2,1	2,1 (2,0)	2,7 (1,8)
Klf-a index (d * µg/l)	782	529	336 (515)	342 (420)



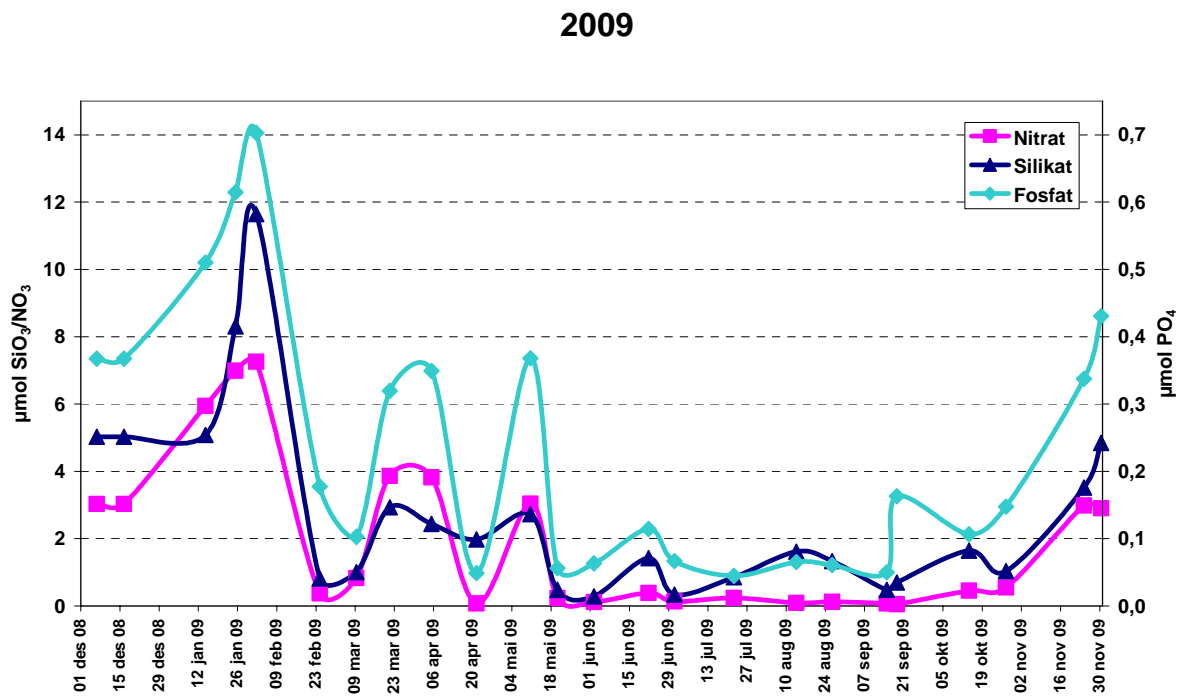
Figur 5.3 Klorofyll-a i 0-5 meters dyp februar-oktober i 2007-2009, fra Torbjørniskjær (Ytre Oslofjord) til Raunefjorden.

5.1.2 Algekarbon

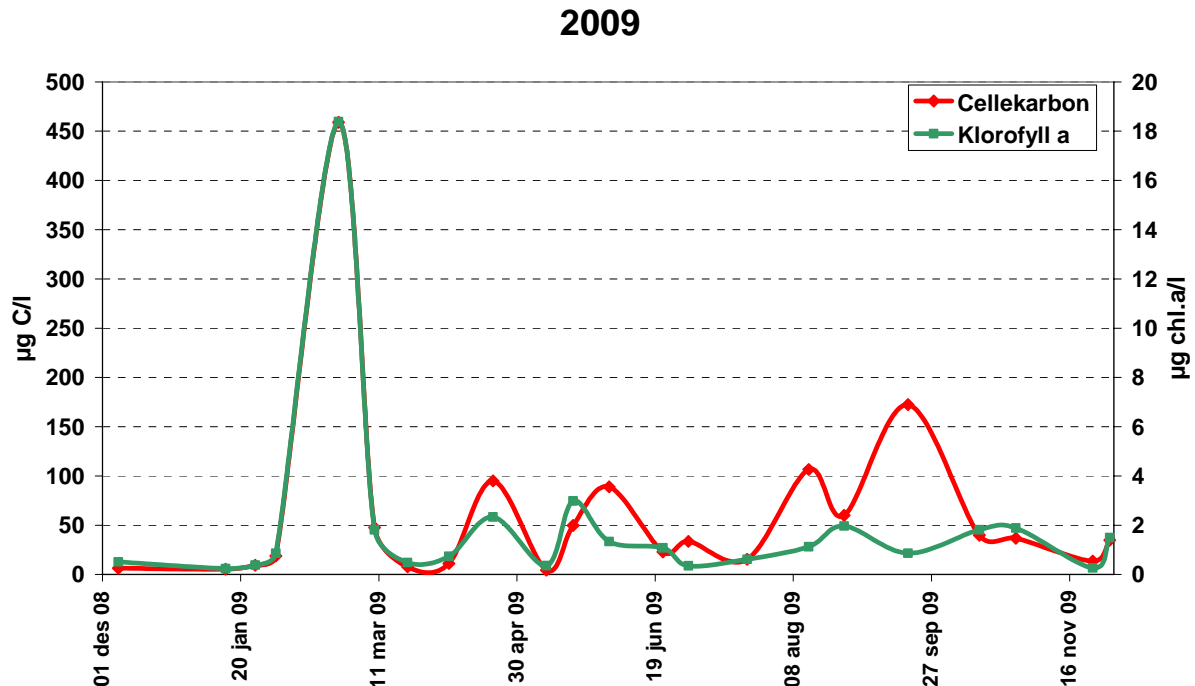
Planktonalgeprøver blir tatt hver 14. dag på stasjon Arendal 2 (Tabell 1.1). I siste halvdel av februar ble det registrert en kraftig våroppblomstring med en cellekarbonmengde på 459 µg C/l. Som vanlig var denne blomstringen dominert av kiselalger (Figur 5.4) med *Skeletonema* som dominerende art. Blomstringen resulterte i et raskt fall i næringssaltkonsentrasjonene (inkludert silikat, Figur 5.5) som førte til en fullstendig kollaps for kiselalgene. I slutten av mars var vannmassene igjen tilført en del næring, men til tross for at det igjen var tilstrekkelige mengder silikat til å få i gang blomstring av kiselalger, var det dinoflagellater og andre flagellater som utnyttet den tilførte næringen. Disse blomstret en kort periode i siste halvdel av mai inntil næringssaltene var brukt opp. Tidlig i mai ble det på nytt tilført næringssalter, og nå blomstret både flagellater, dinoflagellater og kiselalger med en ny biomassetopp i månedsskiftet mai/juni. I midten av august var det en ny blomstring hvor flagellatene var biomassemessig dominerende, mens høstblomstringen i siste halvdel av september med 172 µg C/l, var helt biomassemessig dominert av dinoflagellatene med biomassedominans av *Gymnodinium chlorophorum*.



Figur 5.4. Algebiomasse i form av cellekarbon i form av beregnet cellekarbon ($\mu\text{g C/l}$) gjennom vekstssesongen 2009.



Figur 5.5. Tidsutviklingen for nærings saltene silikat, nitrat og fosfat på 5 meters dyp ved Arendal (st.2) gjennom året 2009.



Figur 5.6. Beregnet cellekarbon vs. målt klorofyll a på 5 meters dyp ved Arendal (st.2) gjennom året 2009.

Figur 5.6 viser utviklingen av klorofyll a og beregnet cellekarbon gjennom året 2009. Forløpet for kurvene for klorofyll a og cellekarbon faller godt sammen med unntak av målinger midt i august og midt i september. Flagellatblomstringen midt i august og dinoflagellatblomstringen midt i september registreres ikke i form av klorofyll a. Hva denne uoverstemmelsen mellom klorofyll a og beregnet cellekarbon skyldes, er vanskelig å si ut fra foreliggende data. En viss ulikhet mellom klorofyll a og beregnet cellekarbon er imidlertid naturlig siden klorofyll a-mengden i en algecelle varierer etter mengden lys den utsettes for (lite lys, mye klorofyll a – mye lys, lite klorofyll a), tilgangen på næringssalter, temperatur osv.

5.1.3 Algeforekomster 2009

DINOFLAGELLATER (Dinophyceae)

Alexandrium, som er en slekt med flere potensielle PSP (Paralytic Shellfish Poison)-produsenter, ble i 2009 registrert med spredte forekomster i perioden fra mars til desember, men mengdene lå under faregrensen. Maksimumsregistrering for humantoksiske *Alexandrium*-arter (120 celler/l) ble gjort i begynnelsen av mars. Faregrensen for *Alexandrium* er differensiert for ulike arter med en faregrense på 200 celler/l for *A. tamarense* og et vurderingsnivå på 1.000 celler/l for *A. ostenfeldii* som har et langt lavere giftighetspotensiale.

I 2009 ble det registrert en betydelig blomstring av *Alexandrium pseudogoniaulax* i Oslofjorden i perioden juli-september. *A. pseudogoniaulax* er ikke en potensiell PSP-produsent, men produserer organtoksiske forbindelser og kan derfor kanskje karakteriseres som en fisketoksisk art. Maksimumsregistrering på overvåkningsstasjonen i Vestfjorden i

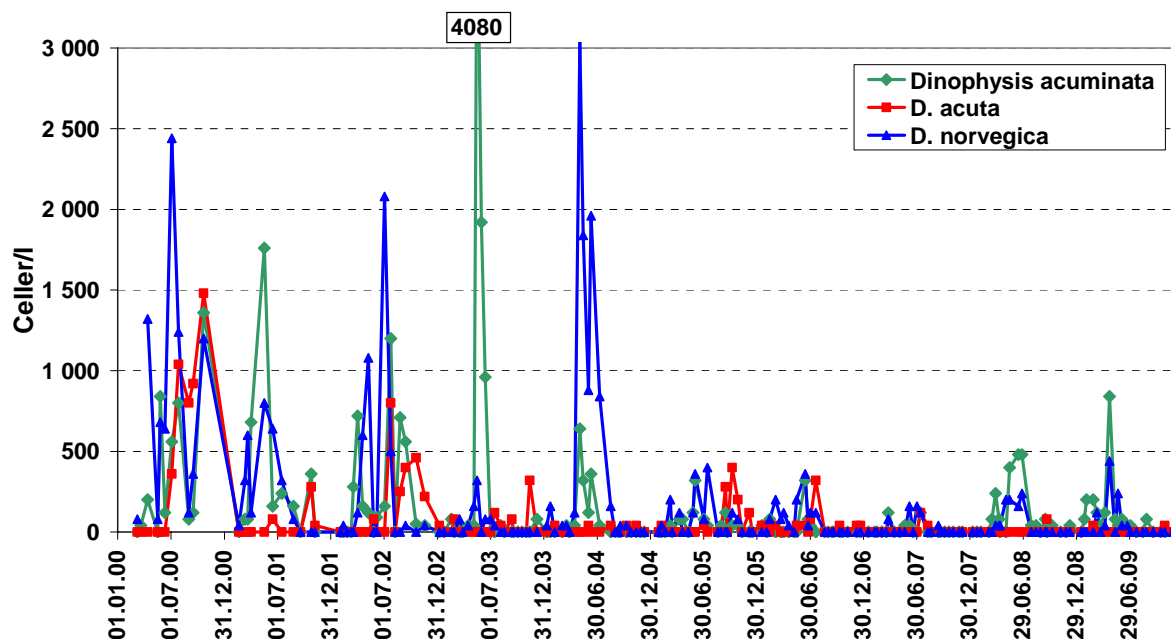
Indre Oslofjord var 45.300 celler/l. Også på Arendal st.2 ble *A. pseudogoniaulax* registrert i perioden fra midten av juli til slutten av august med maksimumsregistrering på 360 celler/l, så forekomstene var betydelig lavere i dette området. Blomstringen av *A. pseudogoniaulax* spredte seg også til Vestlandet, og den ble observert i midten av august i Hardangerfjorden. Her etablerte den en liten bestand som holdt seg fram til midten av oktober. Maksimumsregistrering i Hardangerfjorden var 480 celler/l.

Slekten *Dinophysis*, som består av flere ulike arter som er potensielle produsenter av diaré-gift, ble registrert stort sett hele året (Figur 5.7), men forekom bare i lave/moderate konsentrasjoner under faregrensenivå. Den potensielt mest giftige arten er *Dinophysis acuta*. Den har et faregrensenivå på 200 celler/l eller 100 celler/l i tre påfølgende uker, men ble kun sporadisk registrert i februar og oktober. *Dinophysis acuminata*, som har en faregrense på 1.000 celler/l, hadde maksimumsforekomst i april med 840 celler/l.

Helt spesielle forekomster av den varmekjære arten *Dinophysis tripos* ble registrert i en lengre periode høsten 2009 fra Vestlandet til Varangerfjorden. Denne arten er så vidt vi kjenner til ikke tidligere registrert i norske farvann. *D. tripos* betegnes som en varmtemperert til tropisk art. Dette dreide seg ikke bare om en bestand i transport fra sørligere områder, men en bestand som var i vekst i våre områder ettersom delingsstadier ble observert.

Den nylig beskrevne humantoksiske dinoflagellaten *Azadinium spinosum*, som er en potensiell produsent av Azaspirasid (AZA) var vanlig forekommende i perioden juni-november. Maksimumsforekomst ble registrert i slutten av august med 51.700 celler/l. AZA har imidlertid blitt registrert i skjell i våre farvann i mange år uten at kildeorganismen var kjent. Algen *Protoperdinium crassipes* var en periode mistenkt å være kildeorganismen, men dette er en heterotrof art som kan ernære seg på andre alger, og et eventuelt toksininnhold kan derfor ha vært relatert til matopptak. *A. spinosum* er med andre ord en helt ny art, og forekomster av denne kan med stor sannsynlighet ha blitt feilidentifisert som *Heterocapsa niei* (synonym *Cachonina niei*) som er en habituell lignende art.

Karenia mikimotoi hadde også i 2009 kun forekomster av sporadisk karakter. En annen potensiell fisketoksisk art er *Karlodinium veneficum*. Arten er imidlertid vanskelig å artsbestemme på fiksert materiale. En habituell lignende art ble registrert i siste del av april med årsmaksimum på 54.050 celler/l.

***Dinophysis acuminata/acuta/norvegica* 2000-2009**

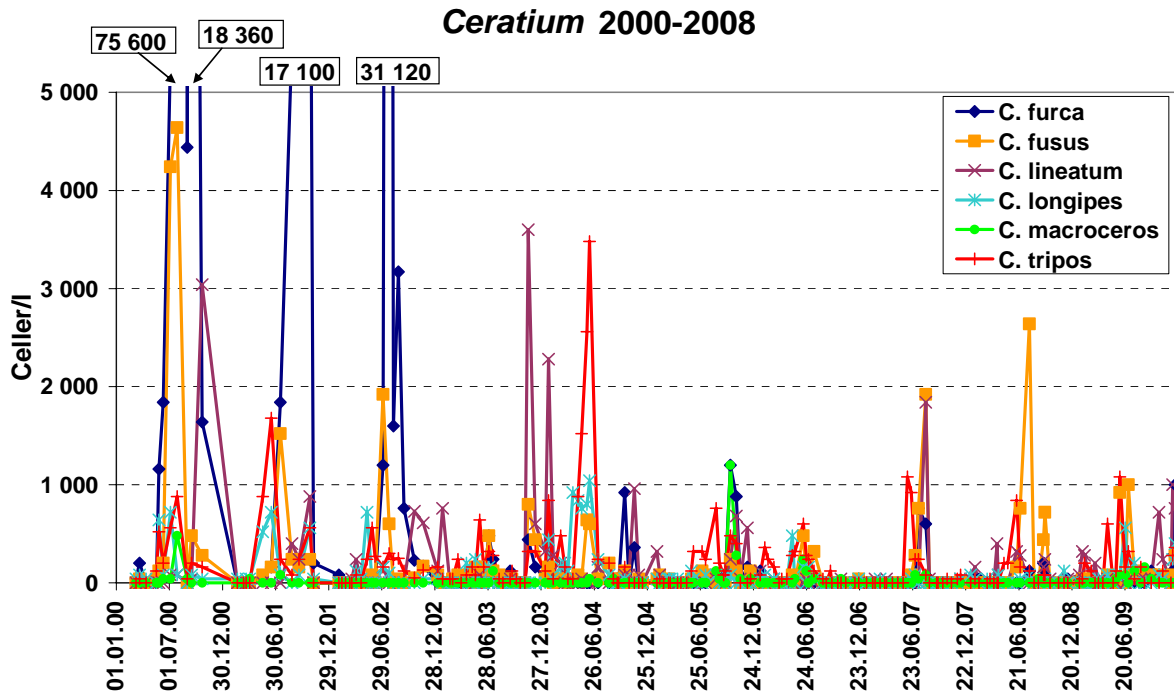
Figur 5.7. Forekomstene av *Dinophysis acuminata*, *D. acuta* og *D. norvegica* i perioden 2000-2009 ved Arendal (st.2).

Andre framtreddende dinoflagellater

2009 ble som 2008 et år uten den store *Ceratium*-blomstringen (Figur 5.8), men *Ceratium* var likevel en stor bidragsyter til algebiomassen. Kun de tre artene *C. tripos*, *fuscus* og *lineatum* ble registrert med blomstringskonsentrasjon på ca. 1.000 celler/l, henholdsvis i begynnelsen av juni, begynnelsen av juli og i slutten av november. På grunn av størrelsen var imidlertid *C. tripos* også dette året den biomassemessig mest framtreddende *Ceratium*-arten.

Det ble i 2009 registrert to små og en betydelig blomstring av dinoflagellater. Den første var i slutten av april da dinoflagellatene totalt sett bidro til 58 % av den totale algebiomassen. Framtreddende arter under denne blomstringen var cf. *Karlodinium veneficum*, *Ceratium tripos*, *Heterocapsa rotundata* og gruppen ubestemte nakne dinoflagellater som til sammen bidro til ca. 44 % av den totale algebiomassen.

En mindre blomstringsbegivenhet ble registrert i begynnelsen av juni da *Ceratium tripos* hadde sitt årsmaksimum og alene bidro til 20 % av den totale algebiomassen. Igjen var *H. rotundata* framtreddende, og den var også framtreddende i midten av august da dinoflagellatene igjen hadde en liten økning.



Figur 5.8. Forekomstene av ulike *Ceratium*-arter i perioden 2000-2009 ved Arendal (st.2).

Den største dinoflagellatblomstringen i 2009 ble registrert i midten av september da en dinoflagellat med habituell likhet med *Gymnodinium chlorophorum* (60.000 celler/l) blomstret og alene bidro til 74 % av den totale algebiomassen.

Protocentrum triestinum er en art med sørlig utbredelse som er blitt mer vanlig i våre farvann de seneste årene. Den ble registrert i perioden august-september med en maksimumskonsentrasjon på 6.000 celler/l.

KISELALGER (Bacillariophyceae)

Kiselalgeforekomstene var i 2009 lave fram til slutten av februar da det ble registrert en kraftig våroppblomstring av *Skeletonema* (19 mill. celler/l), men allerede i begynnelsen av mars var den så godt som over (Figur 5.9). Andre framtrekkende arter under våroppblomstringen var *Pseudo-nitzschia* (0,49 mill celler/l), og en del solitært forekommende sentriske diatomeer (73.500 celler/l) som kan ha vært enkeltceller av *Thalassiosira*. Alle disse ble under denne blomstringen registret med sitt årsmaksimum.

Videre utover våren var kiselalgeforekomstene lave inntil slutten av mai da *Skeletonema* igjen ble registrert med moderat forekomst (0,8 mill. celler/l). I tillegg forekom *Pseudo-nitzschia* som utviklet seg videre og forekom i et antall på 0,4 mill celler/l i første del av juni, mens *Skeletonema* avtok. Det samme var tilfellet for *Dactyliosolen fragilissimus* som med relativt beskjedne forekomster hadde sitt årsmaksimum i begynnelsen av juni.

En ny liten kiselalgeblomstring ble registrert i midten av august da *Chaetoceros radians* (141.000 celler/l) dominerte sammen med *Cerataulina pelagica* (24.000 celler/l) da begge

hadde sitt årsmaksimum. De bidro på dette tidspunktet til henholdsvis 19 og 14 % av den totale algebiomassen.

Ditylum brightwellii forekom i perioden september-oktober i et relativt beskjedent antall med maksimum på 840 celler/l som er nesten 90% lavere enn i 2008.

En spesiell registrering i 2009 var forekomsten av *Pseudosolenia calcar-avis* som er en varmtvannsart som så langt det er kjent, ikke tidligere er registrert i våre farvann. Den ble påvist i oktober med maksimumsforekomst på 2.160 celler/l.

Nok en spesiell registrering var forekomsten av en solitær *Chaetoceros*-art som synes å være *C. peruvianus*. Arten ble også registrert i 2008 i perioden september-november, da med en maksimumskonsentrasjon på 8.400 celler/l. Dette er en art som betegnes som en varmtvannsart/temperert art. Registreringen som ble gjort i fjor, var dermed ikke en enkeltstående episode ettersom den ble påvist i et lavt antall også høsten 2009. Også på Vestlandet ble arten registrert i 2009 med maksimalt celletall på 4.600 celler/l. *C. peruvianus* kan være en ny art for våre farvann.

FLAGELLATER

Det ble generelt registrert lite flagellater i 2009.

Fisketoksiske (ichthyotoksiske) flagellater

Det ble i 2009 registrert relativt lave forekomster av de fisketoksiske flagellatene *Pseudochattonella verruculosa*, *Heterosigma akashiwo* og *Chattonella globosa*. *P. verruculosa* ble registrert vår og høst med maksimumskonsentrasjon på 10.800 celler/l. *H. akashiwo* forekom noe hyppigere, men var mest vanlig i første halvdel av året og hadde maksimumsforekomst på 44.650 celler/l i slutten av april. *C. globosa*, som er en stor alge, hadde forekomster i perioden oktober-desember med et maksimum på 1.840 celler/l i oktober.

Andre flagellater

Prymnesiophyceae

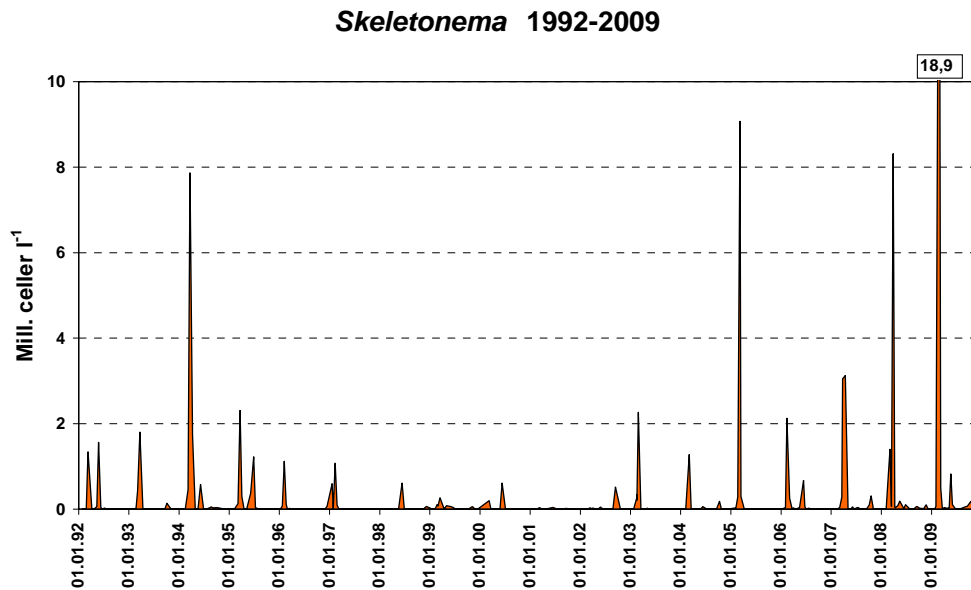
Kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* forekom hele året, men det ble heller ikke i 2009 registrert noen masseblomstring av denne arten. Som i 2008, ble det påvist to moderate blomstringstopper i juni og august, på rundt 0,6-0,7 mill. celler/l. I slutten av august bidro *E. huxleyi* til 22% av den totale algebiomassen.

Ubestemte flagellater/monader

Generelt var forekomsten av gruppen ubestemte nakne flagellater/monader relativt lav. De høyeste forekomstene ble registrert i slutten av april, begynnelsen av juli og med maksimumsforekomst i midten av august (1,5 mill. celler/l) da denne gruppen bidro med ca. 23% til den totale algebiomassen.

Cryptophyceae

Av flagellatklassene Cryptophyceae, Euglenophyceae og Prasinophyceae var det cryptophyceene som var biomassemessig mest framtrædende, men forekomstene var generelt lave. Bare i slutten av april ble det registrert moderate forekomster da cryptophyceen *Teleaulax acuta* forekom i et antall på 178.600 celler/l.



Figur 5.9. Forekomst av kiselalgen *Skeletonema* i perioden 1992-2009 ved Arendal (st.2).

ANDRE FOREKOMSTER

Det kan nevnes at *Nodularia spumigena* ble registrert i slutten av august. Dette er en toksinproduserende blågrønnalge som trives i brakkvann og som sommerstid ofte danner masseblomstringer i Østersjøen. Denne algen har ikke tidligere vært registrert på kystovervåkingsens overvåkingsstasjon Arendal st.2.

DETRITUS

I 2009 skapte detritus i vannprøvene ikke noe problem for identifisering og kvantifisering av planteplankton.

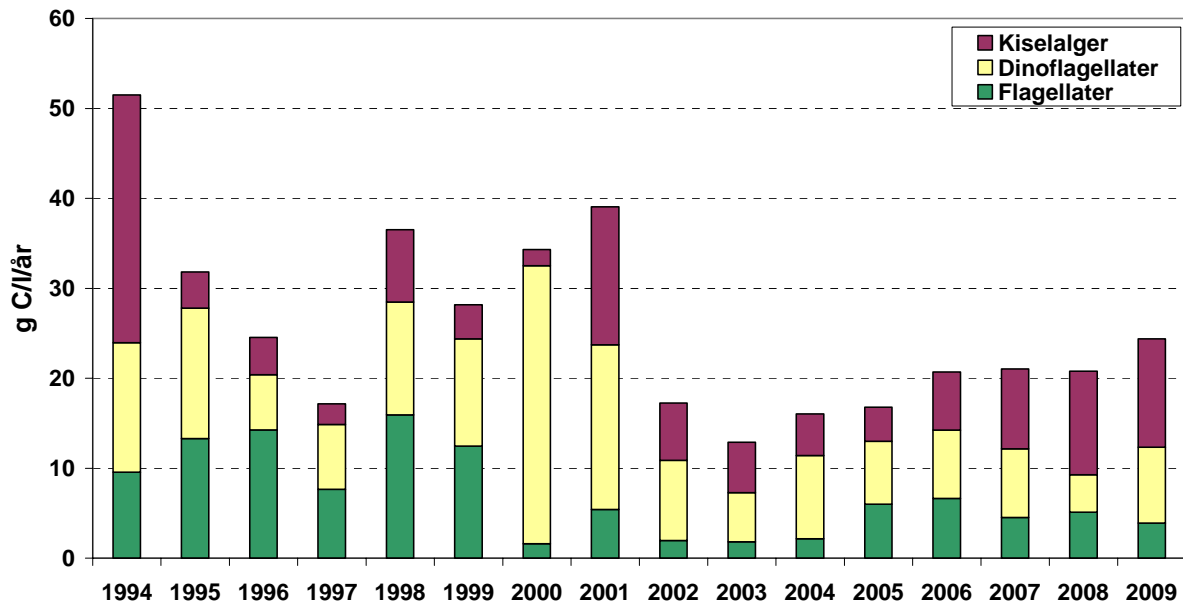
5.1.4 Utvikling i planteplanktonsamfunn over tid

Den integrerte algebiomassen over året var 24,4 g C/l/år i 2009. Dette er det åttende året på rad med relativt lav total algemengde, men tendensen er en svak stigning i årlig algemengde sammenlignet med bunnåret 2002 (Figur 5.10). Kiselalgene bidro totalt sett med 49%, dinoflagellatene med 35% og flagellatene med 16%. Bidraget fra kiselalgene og flagellatene var dermed prosentmessig noe lavere enn i 2008, mens dinoflagellatene bidro med nesten 50% mer enn i 2008.

I motsetning til 2008 da silikat ble første vekstbegrensende næringsstoff, medførte våroppblomstringen i 2009 til at både nitrat og fosfat var vekstbegrensende. Men til tross for at silikat var tilgjengelig da nye tilførsler av nitrat og fosfat fant sted i siste halvdel av mars, skapte ikke dette en ny kiselalgeblomstring, men en blomstring av både dinoflagellater og andre ulike flagellater.

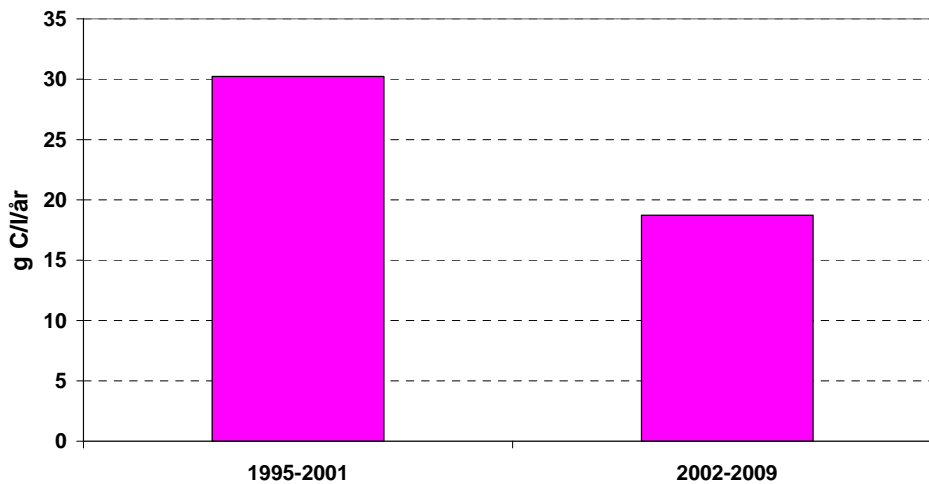
Våroppblomstringen i 2009 fant sted allerede i februar og hadde sin topp i siste halvdel av samme måned. Tidlig våroppblomstring har vært framtreddende de senere årene (med unntak av 2007 og 2008), og dette er tidligere enn det som var vanlig på 1990-tallet.

Integrert cellekarbon, Arendal st.2, 1994-2009



Figur 5.10. Total planteplanktonbiomasse ($\mu\text{g C/l/år}$) integrert over året for perioden 1994-2008.

Cellekarbon



Figur 5.11. Utviklingen av gjennomsnittlig integrert mengde cellekarbon over året for periodene 1995-2001 og 2002-2009 på Arendal st.2.

5.2 Dyreplankton

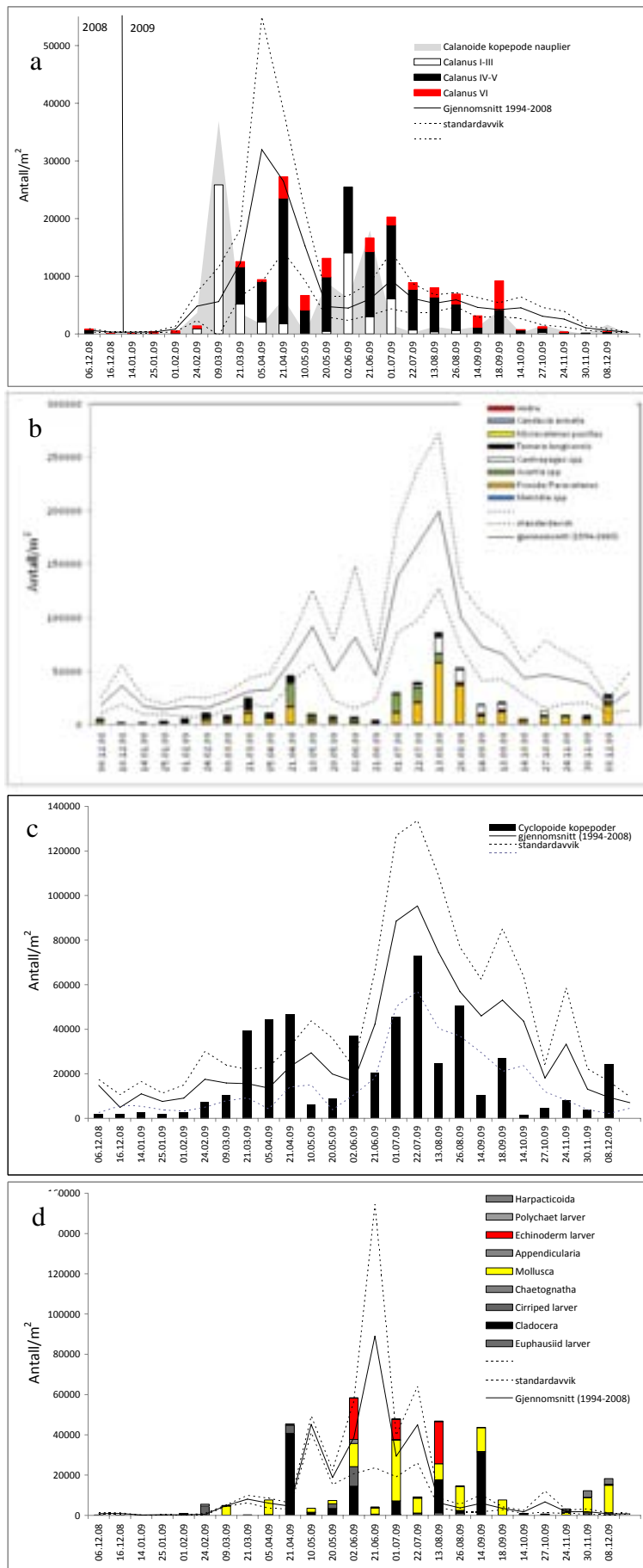
Dyreplankton lever i stor grad av planteplankton og er et viktig ledd i næringskjeden mellom planteplankton og fisk. De fleste gruppene av dyreplankton som blir registrert i Kystovervåkingsprogrammet er planteetere (herbivore) eller altetende (omnivore), mens enkelte (f.eks. pilorm, chaetognatha) er utelukkende rovdyr (carnivore). Forekomsten av dyreplankton i de øvre 50 m på Arendal St. 2 har vært overvåket siden 1994, ca. hver 14. dag.

5.2.1 Artssammensetning

Artssammensetningen av dyreplanktonet ved Arendal St. 2 i 2009 viste lignende sesongvariasjon 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 kopepoder og cyclopoide kopepoder dominerer dyreplanktonet både i antall og i biomasse senere på sommeren (juli– september).

***Calanus* spp.**

Calanus spp. (*C. finmarchicus* og *C. helgolandicus*) lever primært av planteplankton. Det er nøkkelarter i det pelagiske økosystemet fordi de er føde for fiskelarver og planktonspisende fisk. *Calanus finmarchicus* overvintrer på dypere vannlag (juli-januar) og vandrer opp i øvre vannlag i februar/mars for å gyte. Tettheten av *Calanus* spp. i 2009 var noe høyere enn i 2008 (Fig 5.12a). Dette gjaldt spesielt i juni-juli da en sekundær topp i nauplier og kopepodittstadier (CI-III) ble registrert. De høyeste tetthetene av *Calanus* spp. (27 000 ind./m²) ble observert i midten av april. Den lavere, sekundære toppen av *Calanus* spp. i figuren er sannsynligvis dominert av *C. helgolandicus*. Dette er en varmekjær art som gyter senere på sesongen enn *C. finmarchicus*. Den gjennomsnittlige algemengden angitt som integrert cellekarbon var litt høyere i 2009 enn for de 7 foregående årene (jfr. Figur 5.10), men gjennomsnittet for perioden 2002-2009 er fremdeles 38% lavere enn gjennomsnittet for 1995-2001 (Figur 5.11).



Figur 5.12. Sesongmessig variasjon og mengdefordeling av dyreplankton i de øvre 50 m i 2009 på Arendal St. 2 fordelt på ulike grupper og på enkelte arter. a) *Calanus*-stadier, b, c og d viser enkeltarter. Gjennomsnitt og standard avvik er vist for perioden 1994-2008.

Andre copepoder

Pseudocalanus/Paracalanus spp. var som normalt tallmessig den dominerende gruppen av calanoide copepoder ved Arendal St2 med maksimalforekomst i midten av august (58 000 ind./m², Figur 5.12b). Tettheten av denne copepoden har avtatt de siste syv årene, og i 2009 ble det registrert ytterligere nedgang.

De calanoide copepodene *Metridia* spp., *Centropages* spp., *Acartia* spp, og *Oithona* spp. forekom i noe lavere tettheter i 2009 sammenlignet med året før. *Acartia* spp. hadde sin maksimale forekomst i april, og *Centropages* spp. i august (Figur 5.12b). Dette er nerittiske (kystnære) arter og indikerer tilstedeværelse av kystvann og liten innvirkning fra atlantisk vann. Blant cyclopoide copepoder dominerte *Oithona helgolandicus/O. similis* med lavere tettheter i 2009 enn året før (Figur 5.12c)

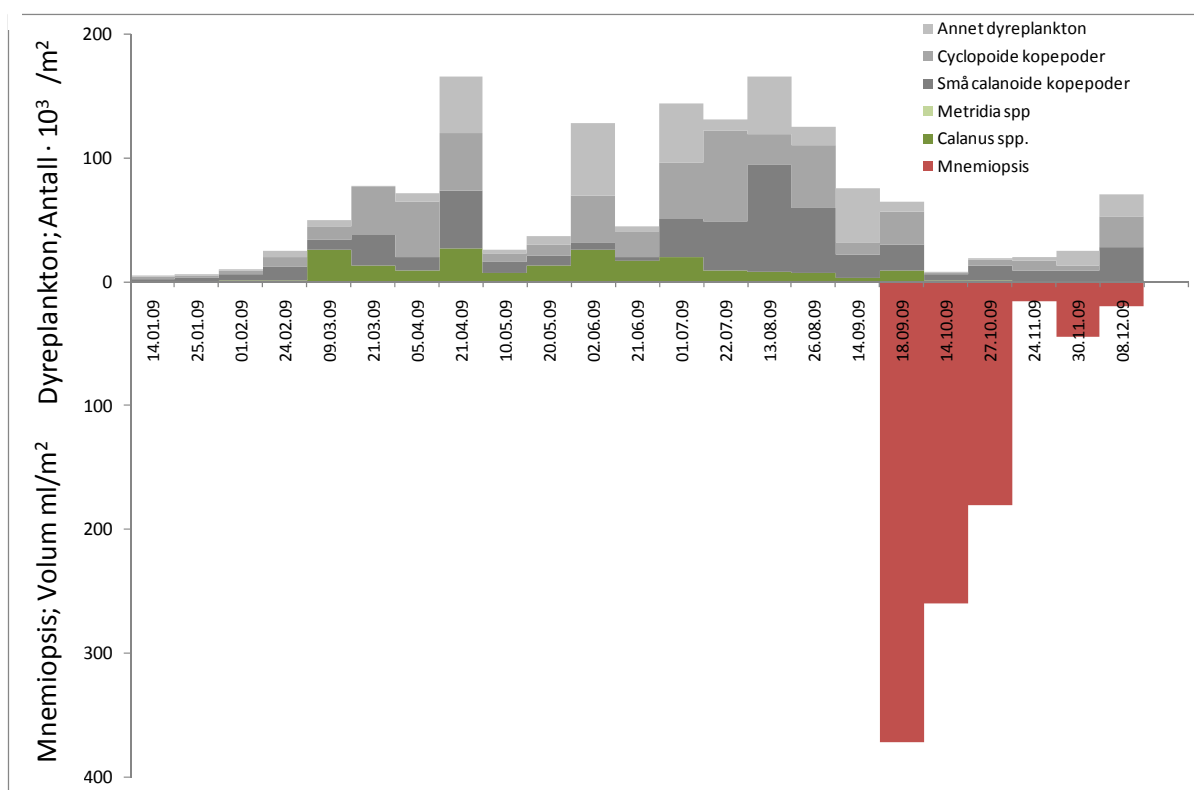
Annet dyreplankton

Cladocera (vannlopper) er knyttet til vann med høy temperatur og lav saltholdighet og denne gruppen var mest tallrik i april (Figur 5.12d), da overflatelaget holdt lave saltholdigheter (Figur 2.5). Planktoniske mollusker (*Pteropoda*) forekom i størst mengde i juli. Disse organismene har et kalkskall og vil gi et stort bidrag til tørrvekten. Andre grupper av dyreplankton, for eksempel børstemark (*Polychaeta*), halesekkedyr (*Appendikularia*) og pilorm (*Chaetognatha*) ble observert periodevis i lave tettheter.

Forekomst av larveplankton karakteriseres ofte av en eller få arter som dominerer i korte perioder og raskt avløses av nye arter. For eksempel larver av rur (cirripedarver) i juni, og krill (euphausiid larver) i august. Den mest tallrike gruppen av planktoniske larver var pigghuder (*Echinodermata*) med størst tetthet i juni-august (Figur 5.12d).

Mnemiopsis leidyi

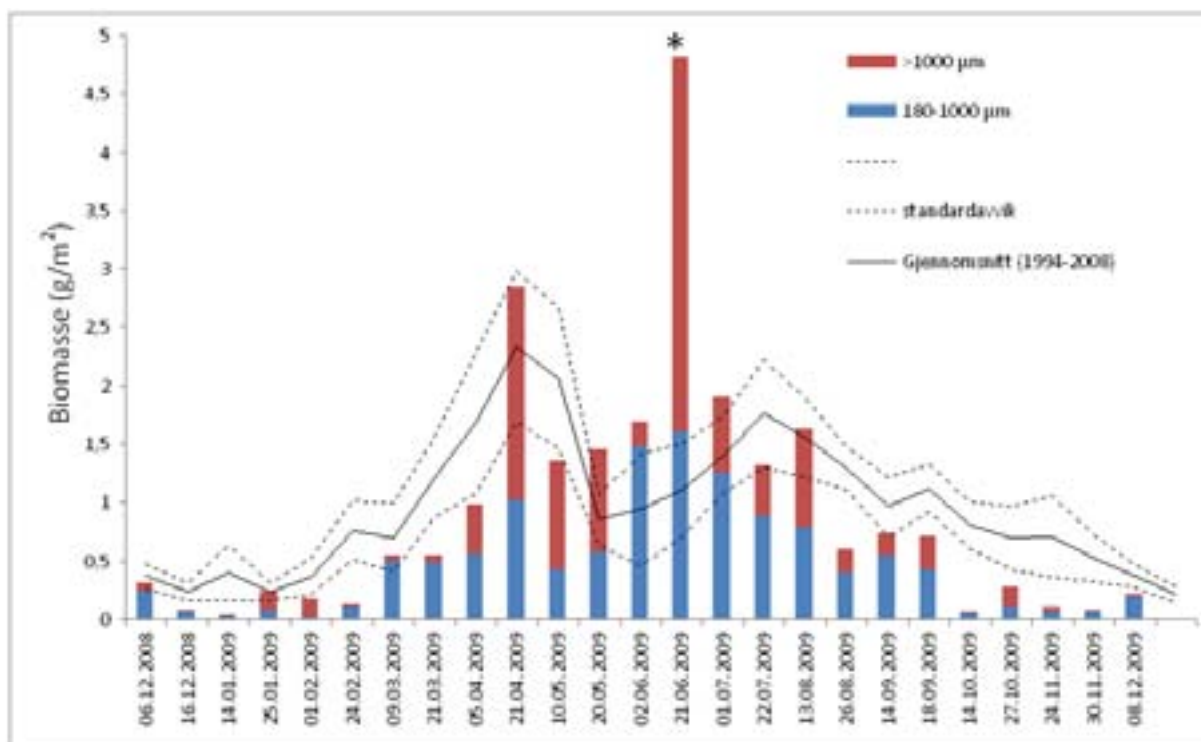
I 2009 ble forekomst (volum) av ribbemaneten "Amerikansk lobemanet" (*Mnemiopsis leidyi*) registrert i håvtrekkene på Arendal St. 2. Denne prøvetakingsmetoden er ikke egnet for maneter, men vil gi en indikasjon på sesongvariasjonen. Håven vil sannsynligvis underestimere forekomsten av maneter, spesielt ved lave tettheter (< 4 ind./ m²). Lobemaneten viser store sesongsmessige variasjoner (Figur 5.13): Fra lave forekomster vinterstid (januar-april), økte tettheten fra august og utover høsten (data fra stasjoner som ikke er vist i figuren). Maksimumsforekomstene opptrer i en periode der tettheten av dyreplanktonet er lav, og dominert av små omnivore hoppekrepser med kort generasjonstid. Dette tyder på at lobemaneten livnærer seg av annen føde i tillegg til hoppekrepser, f. eks mikrozooplankton.



Figur 5.13. Sesongsvariasjon av Amerikansk lobemanet (*Mnemiopsis leidyi*, volum/m²) og annen dyreplankton i de øvre 50 m på Arendal stasjon 2 i 2009.

5.2.2 Biomasse

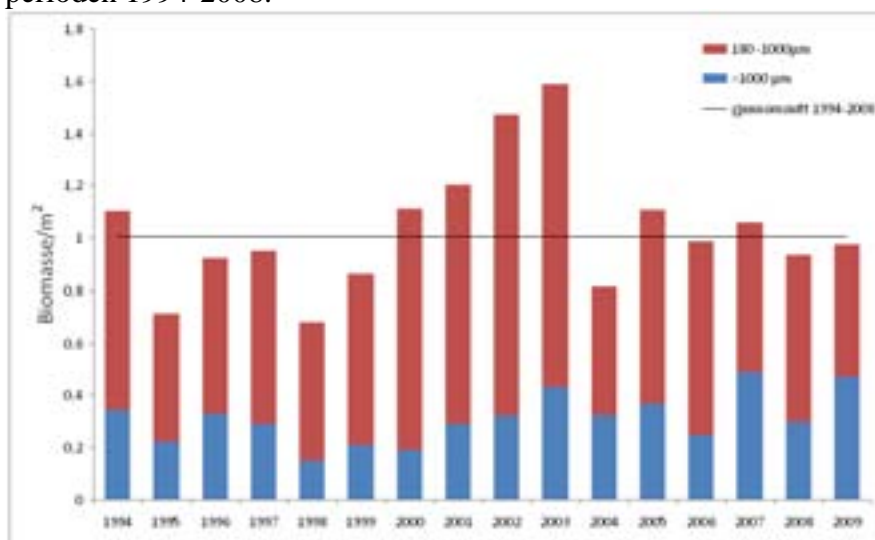
Dyreplanktonbiomassen som tørrvekt (g/m²) ble målt for to størrelsesfraksjoner: 180-1000 µm og større enn 1000 µm (Figur 5.14). *Calanus* spp. stadium IV-VI bidrar mest til biomassen i den største størrelsesgruppen (> 1000 µm). Den minste størrelsesfraksjonen (180-1000 µm) utgjøres hovedsakelig av små stadier av *Calanus* spp, andre calanoide kopepoder (*Pseudocalanus/Paracalanus* spp., *Acartia* spp.), cyclopoide kopepoder (*Oithona* spp.) og larveplankton. Total biomasse i 2009 varierte mellom 0,04 og 4,8 g tørrvekt/m² (Figur 5.14). Den høye verdien for >1000 µm fraksjonen 21. juni er sannsynligvis forårsaket av høyt innhold av algebiomasse i prøven. Gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse i 2009 var 0,97 g/m², som er noe høyere enn i 2008 (Figur 5.15, Tabell 5.2). Som normalt var biomassen dominert av små kopepoder (fraksjonen 180-1000 µm). Andelen av >1000 µm fraksjonen var høyere enn i 2008 (Figur 5.14), delvis forårsaket av innslag av alger i juniprøvene.



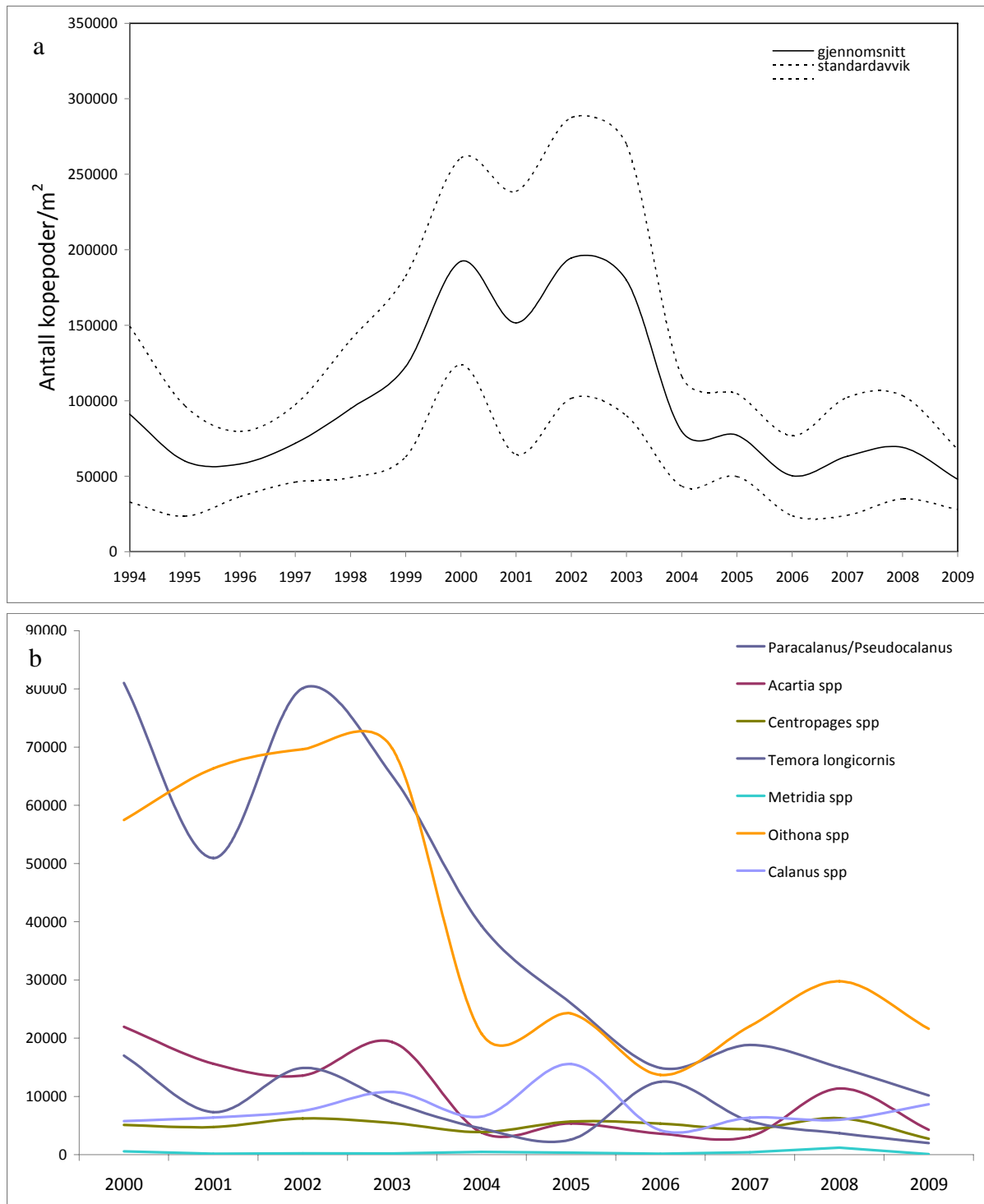
Figur 5.14. Dyreplanktonbiomasse som tørrvekt (g/m^3) for de øvre 50 m Fordelt på to størrelsesfraksjoner, 180- 1000 μm og 1000 μm , i 2009 på Arendal St.2. * Relativt høy verdi for >1000 μm fraksjonen 21.06 er sannsynligvis forårsaket av høy algebiomasse i prøven. Gjennomsnitt og standardavvik er vist for perioden 1994-2008.

5.2.3 Endring i dyreplanktonet over tid

Årlig gjennomsnittlig dyreplanktonbiomasse (g tørrvekt/ m^3) for årene 1994 til 2009 har variert fra 0,68 – 1,59 g/m^3 (Figur 5.15, Tabell 5.2). Den laveste dyreplanktonbiomassen ble registrert i 1998 og den høyeste i 2003. Et hovedtrekk i perioden 1998 - 2003 var økt årlig gjennomsnittlig biomasse fra 0,68 til 1,59 g/m^3 , tilsvarende 147 % økning i løpet av 5 år. Etter en nedgang i 2004, er gjennomsnittsverdien for 2009 på høyde med middelet for perioden 1994-2008.



Figur 5.15 Årlig gjennomsnittlig dyreplankton biomasse (g tørrvekt/ m^3) for de øvre 50 m fordelt på to størrelsesfraksjoner, 180- 1000 μm og > 1000 μm , 1994-2009 på Arendal St.2. Horisontal linje viser gjennomsnitt for perioden 1994-2008.



Figur 5.16 Variasjon i tetthet av kopepoder på Arendal St.2, 1994-2009. a) Totalt antall kopepoder. Gjennomsnitt og standardavvik er vist for perioden 1994-2008. b) Dominerende arter 1994-2009.

Nedgangen i biomasse siden 2003 skyldes nedgang i tettheten av kopepoder de siste 6 årene (Figur 5.16a). Gruppen av små kopepoder som *Pseudocalanus/Paracalanus* spp., *Acartia* spp., *Temora longicornis* og *Oithona* spp. har dominert i antall gjennom hele undersøkelsesperioden. Lavere dyreplankton-biomasse i perioden 2004 - 2008 skyldes fremfor alt en kraftig reduksjon i tettheten av *Pseudocalanus/Paracalanus* spp. og *Oithona*

spp. Fra høye tettheter i 2003, har mengden av disse små kopepodene avtatt med 85 % frem til 2009 (Figur 5.16b og Tabell 5.2). Nedgangen er spesielt fremtredende på høsten, dvs. at den vanlige sekundære "oppblomstringen" i august-september er kraftig redusert de siste årene (Figur 5.12b). Årsaken til nedgangen er ikke kjent, men en lignende nedgang i algekarbon er registrert i samme periode på stasjonen siden 2002. Man har dessuten observert reduksjon i høstopplomstring av dinoflagellater på både dansk og norsk side av Skagerrak (Skogen et al. 2007). Det er derfor nærliggende å tro at nedgangen av små kopepoder er forårsaket av lavere fødetilgang (planteplankton) for disse artene.

Tabell 5.2 a) Antall individer (årgjennomsnitt antall * $10^4/m^2$) og prosentfordeling av dyreplanktongrupper og b) dyreplanktonbiomasse (gjennomsnitt g tørrvekt/ m^2) og prosentfordeling mellom størrelsesfraksjoner for årene 1994 til 2009 på Arendal St. 2. Forholdsvis høy andel av $>1000 \mu m$ fraksjonen for 2009 skyldes delvis stort innslag av alger i juni (se Figur 5.14).

a)

Gj.snitt pr. år (ant/m ² 10 ⁴) Gruppe	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Gj.snitt 1994-2008
Calanus spp	0,40	0,63	1,09	0,50	0,32	0,36	0,57	0,64	0,75	1,08	0,65	1,55	0,42	0,63	0,65	0,86	0,68
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	5,20	3,68	3,20	3,32	3,48	1,94	6,38
Cyclopoide kop.	0,94	1,24	1,55	2,57	2,97	3,23	6,09	6,64	6,96	6,99	2,08	2,45	1,40	2,32	2,68	2,18	3,34
Annet dyreplankton	0,73	2,56	3,61	2,26	1,63	6,00	8,34	3,02	7,80	3,19	1,24	1,26	0,86	2,48	1,44	1,49	3,10
Totalt	9,84	8,86	9,42	9,44	11,10	18,26	28,05	18,16	27,23	21,15	9,17	8,94	5,88	8,76	8,25	6,47	13,50
% av ant. dyr i gruppene.																	
Calanus spp	4	7	12	5	3	2	2	4	3	5	7	17	7	7	8	13	6
Andre calanoide kop. (< 1,5mm)	79	50	34	43	56	48	47	43	43	47	57	41	54	38	42	30	48
Cyclopoide kop.	10	14	16	27	27	18	22	37	26	33	23	27	24	27	32	34	24
Annet dyreplankton	7	29	38	24	15	33	30	17	29	15	13	14	15	28	17	23	22

b)

Gj.snitt pr. år i 0-50m (g/m ²)	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Gj.snitt 1994-2008
dyr >1000 μm	0,34	0,22	0,33	0,29	0,15	0,21	0,19	0,29	0,32	0,43	0,32	0,34	0,24	0,48	0,30	0,47	0,30
180 μm < dyr <1000 μm	0,76	0,49	0,59	0,66	0,53	0,65	0,92	0,91	1,15	1,16	0,49	0,74	0,74	0,57	0,64	0,50	0,73
total for fraksjonene	1,1	0,71	0,92	0,95	0,68	0,86	1,11	1,2	1,47	1,59	0,81	1,08	0,99	1,06	0,93	0,97	1,03
dyr >1000 μm (%)	31	31	36	31	22	24	17	24	22	27	40	31	25	46	32	48	29,25
180 μm < dyr <1000 μm (%)	69	69	64	69	78	76	83	76	78	73	60	69	75	54	68	52	70,75

Etter 1988 har forekomsten av raudåte (*C. finmarchicus*) avtatt i Nordsjøen, mens *C. helgolandicus* har økt (Edwards et al. 2008). En tilsvarende endring i artsforholdet er også konstatert ved Arendal St 2. Andelen *C. helgolandicus* har økt gjennom hele undersøkelsesperioden. Imidlertid er det særlig utover sensommer/høst (august-oktober) at *C. helgolandicus* dominerer. Forekomsten av *Calanus finmarchicus* i Skagerrak er delvis knyttet til innstrømming av atlantiske vannmasser til området, og variasjonen i den totale mengden av *Calanus* spp viser ikke noen klare trender over tid. Etter rekordhøye forekomster i 2005 er årets gjennomsnittsverdi av *Calanus* spp. på høyde med gjennomsnittet for hele perioden 1994-2008 (Tabell 5.2).

Etter 1999 har utbredelsen av den tropiske vannloppen *Penilia avirostris* økt i sørlige Nordsjøen. Også i Skagerrak har vi registrert *P. avirostris* de siste seks årene i prøver fra august. Den introduserte arten "Amerikansk lobemanet" (*Mnemiopsis leidyi*) ble første gang observert i norske kystvann høsten 2006 (Oslofjord-Bergen). I 2009 ble store konsentrasjoner observert i kystvannet i perioden juli-oktober, og utbredelsen var økt til strekningen Oslofjord-Trondheim. Maneten ser ut til å kunne overvintre i sørlige Østersjøen/Kattegat og transporteres til norskekysten med kyststrømmen. Det er sannsynlig at arten også har evne til å overvintre i dypere vannlag, f.eks. i fjorder langs kysten. Vi tror arten vil danne tette oppblomstringer i norske kystnære farvann sommerstid fremover.

De store endringene som er observert i både mengde og artssammensetning av dyreplankton i Nordsjøen de siste 20 årene vil også påvirke økosystemene ved kysten av Skagerrak. I forbindelse med høyere havtemperaturer har overlevelsessevnen til mer varmekjære planktonorganismer økt i våre farvann (f. eks. *C. helgolandicus*, *P. avirostris*, *M. leidyi*). Endringer i artssammensetning, størrelsesfordeling og produksjonssykluser i dyreplanktonet vil ha betydning oppover i næringskjeden. Raudåte (*C. finmarchicus*) gyter tidlig vår slik at maksimumstettheten av kopepoder sammenfaller med tidspunktet for forekomsten av pelagiske fiskelarver, som beiter på disse. En nedgang i forekomsten av raudåte, og en økning i dyreplanktonarter med senere gytetidspunkt (f.eks. *C. helgolandicus*) kan gi et misforhold i tidspunktet for forekomst av fiskelarver av vårgytende fisk og deres byttedyr. På den annen side vil en nedgang i mengden dyreplankton i høstperioden (*Pseudocalanus/Paracalanus* spp.) ha negativ innvirkning på høstgytende fisk (f. eks sild). Amerikansk lobemanet har hatt stor innvirkning på sine byttedyr (dyreplankton og fiskelarver) i andre havområder. Vi vet ennå ikke hvilken effekt de årlige tette forekomstene av denne arten vil ha for økosystemene langs Skagerrakkysten.

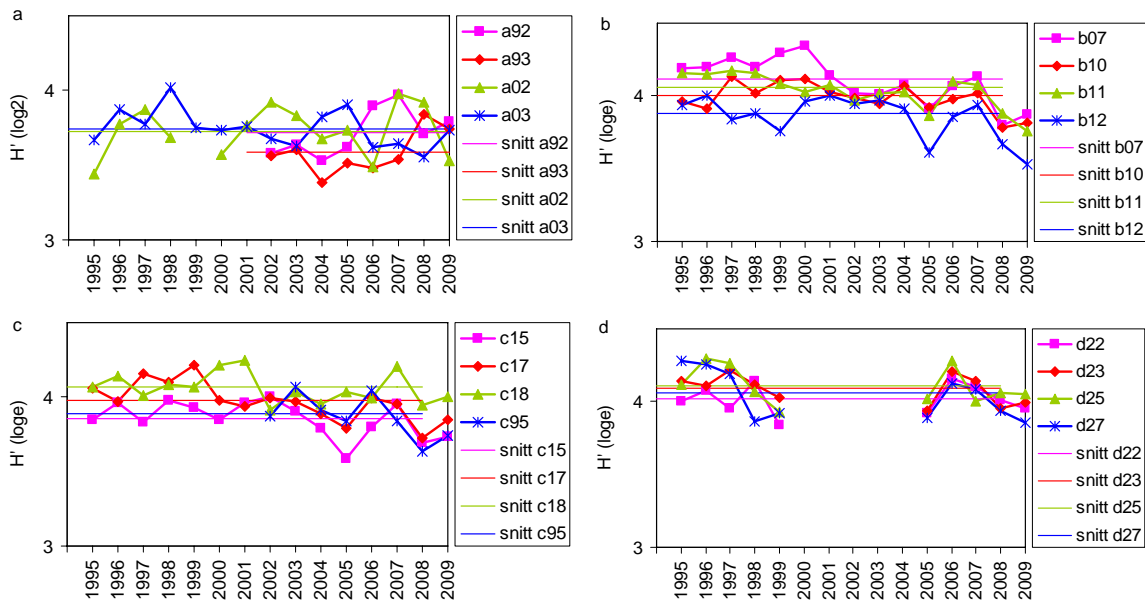
6. Hardbunnssamfunn

Tilstanden var generelt god i 2009. Biomangfoldet i Ytre Oslofjord ser stadig ut til å være i økning, men har vært lavt på sørlandet de to siste årene og var i 2009 det laveste som er registrert i overvåkingsperioden. På sørvestlandet og vestlandet var biomangfoldet i 2009 som gjennomsnittet i perioden 1995-2008. Bedret biomangfoldtilstand i Ytre Oslofjord skyldes økt mengde dyr, mens grønn-, brun- og rødalger gikk tilbake i 2009, spesielt på Sørlandet. Til tross for generelt god vannkvalitet og normal temperatur i vannet har tilstanden for tare vært dårligere de siste to år, etter en relativt god periode 2004-2006. Dårlige forhold i 2009 kan ha skyldes at det tar tid for flerårige alger å etablere seg etter dårlige år. I tillegg kan brunt, grumsete vann i februar-mars ha vært negativt for spiring av både ett- og flerårige alger, på sør- og sørvestlandet.

Mengden solitære sjøpunger har gått ned de siste årene i Ytre Oslofjord og på sørlandet, og kolonidannende sjøpunger har økt på sørvestlandet og særlig D på vestlandet. Solitære sjøpunger er opportuniste som raskt kan utnytte ledig plass, mens de kolonidannende trenger mer tid til å øke forekomstene. I Ytre Oslofjord var nedre voksegrense for fagerving i 2009 som normalt eller noe bedre, mens i de øvrige områder har nedre voksegrense blitt redusert de siste to årene. Det kan indikere mer grumsete vann og dårligere lysforhold.

6.1 Tilstand

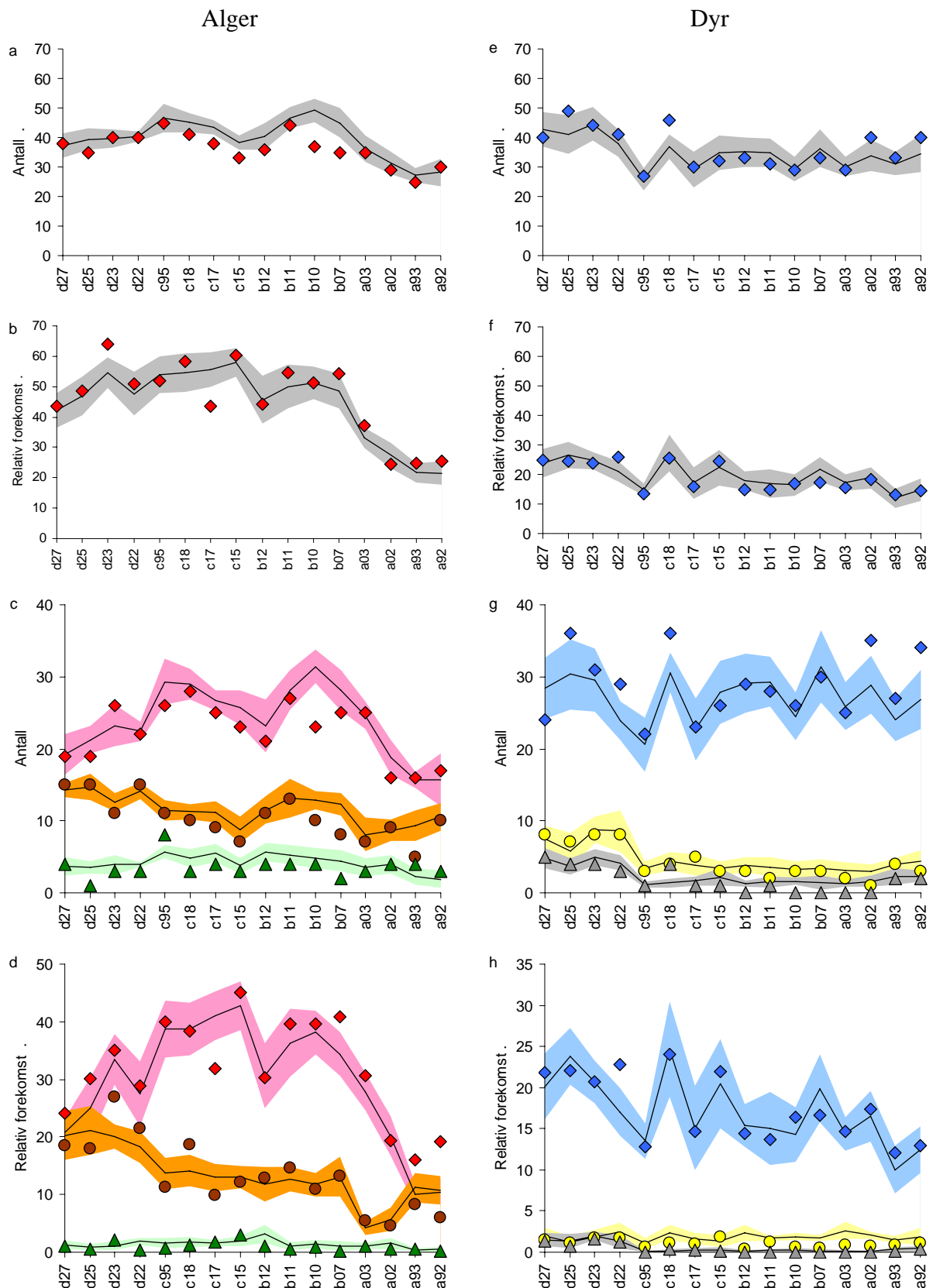
Det biologiske mangfoldet øker fra Ytre Oslofjord (område A) og vestover (område B-D, Fig. 6.1). I forhold til gjennomsnittet for perioden 1995-2008 var mangfoldet i 2009 omtrent som vanlig eller noe høyere i område A, og omtrent som vanlig eller noe lavere i område B-D. I område B (Sørlandet) ble det registrert de laveste biologiske mangfoldet (diversiteten) i perioden (stasjon B 11 og B12). I 2006-2007 var biomangfoldet relativt høyt i alle områder og det totale biomangfoldet har vært preget av år-til-år variasjoner de siste 5-6 år.



Figur 6.1. Biologisk mangfold i hardbunnssamfunn på grunt vann langs kysten av Sør-Norge i region A, B, C og D. Biomangfold er basert på Shannon-Wiener indeks H' (\log_2) (Shannon & Weaver, 1963) og forekomst av alger og dyr er gitt som sum over dypet av e^x hvor x er: 1=enkeltpunkt, 2= sjelden, 3=vanlig, 4=dominerende. Gjennomsnitt er beregnet for perioden 1995-2008.

Hovedårsaken til noe lavere biologisk mangfold i områdene B, C og D de siste to årene har vært at antall arter og også forekomster (mengde) av alger var lavere enn gjennomsnittet for perioden (Fig. 6.2a). I 2009 var både antall registrerte arter brun-, grønn- og rødalger lavere enn normalt, spesielt i område B og C (Fig 6.2c). Årsaken til dette kan ha vært grumsete vann og dårligere lysforhold i denne perioden, forårsaket av brunt brakkevann fra Kattegat som forekom i kystvannet i februar og mars (Figur 4.20 og 4.21). Dette kan ha påvirket spiring av både ettårige og flerårige alger negativt. I tillegg var det lave forekomster av alger også i 2008, og flerårige alger kan trenge lang tid på å reetablere seg etter dårlige perioder.

Antall arter og forekomster av dyr var som normalt eller noe høyere enn gjennomsnittet for perioden 1995-2008. Forekomstene av rovdyr var som normalt eller lavere, mens det først og fremst var antall arter og forekomster av vannfiltrerende organismer som var høyere enn normalt. Det har også tidligere blitt registrert mye dyr i år med mindre alger (f. eks. i 2008), noe som antagelig gjenspeiler at konkurransen om plass er stor mellom ulike grupper av bunnlevende organismer.

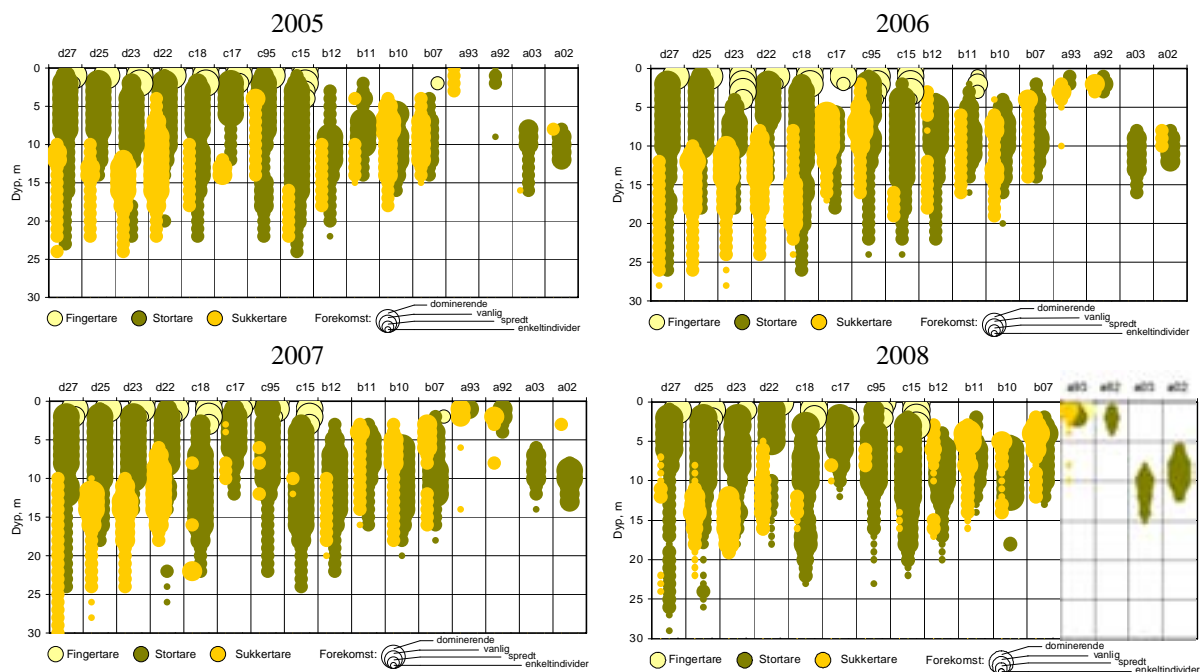


Figur 6.2. Antall arter og forekomst av makroalger og dyr i 2009 i dybdeintervallet 4-22 m. Punkter = 2009-observasjoner. Linje m/farget felt = gjennomsnitt og standardavvik (1995-2008). a) antall arter og b) forekomst alger, c) antall arter og d) forekomst av rødalger (rød), brunalger (brun) og grønnalger (grønn), e) antall arter og f) forekomst dyr, g) antall arter og h) forekomst av vannfiltrerere (blå), rovdyr/altetende (gul) og beitere (grå).

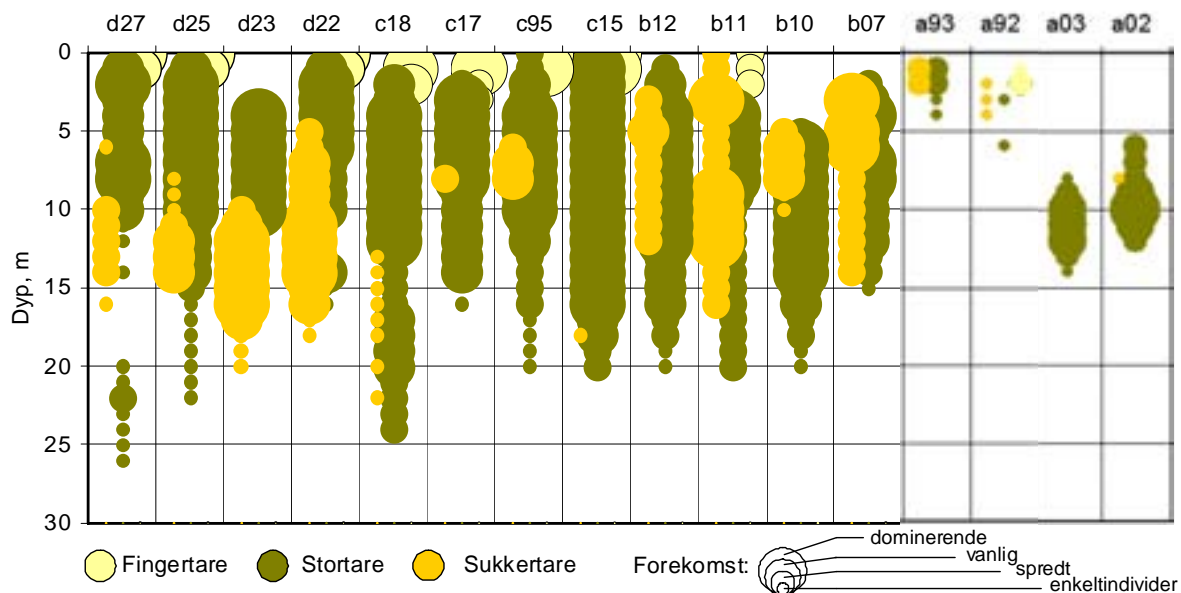
Tareskogvegetasjon

Etter noen relativt gode år for sukkertare i ytre kystområder, er forekomstene blitt dårligere de siste to årene. Den nedre voksegrense for alle tareartene var også generelt grunnere i 2009 enn de siste årene og bare på stasjon D27 ble det registrert tare dypere enn 25 meter. Dette kan tyde på generelt dårlige lysforhold for taren, og kan være et resultat av dårlige forhold i 2008. Tilbakegangen for tare på Kystovervåkingsstasjonene de siste årene er bekymringsfull. Siden tilstanden i indre områder allerede er svært dårlig blir det viktig å følge med på tares tilstand også i ytre områder i årene fremover.

Forekomstene av sukker- og stortare på de innerste stasjonene i område A (A92 og A93) og sukkertare i ytre områder (A02 og A03) har vært lave de siste to årene. I ytre områder har stortaren blitt funnet dypere de to siste årene enn tidligere. Skagerrak karakteriseres av høye sommertemperaturer og perioder med lav saltholdighet og dette gjør at alle de registrerte tareartene lever nær sine fysiologiske tålegrenser. Det forventes derfor større variasjoner i forekomstene i område A enn i de andre områdene. Men 2009 var et år med (svakt) negativ NAO-indeks og sommertemperaturen de siste to år har ikke vært unormalt høy og antas ikke å være årsak til reduserte forekomster.



2009



Figur 6.3. Forekomst og vertikalutbredelse av fingertare, stortare og sukkertare de fem siste år. Bredden på søylene indikerer mengden av tare (enkeltpunkt, sjelden, vanlig, dominerende).

6.2 Utvikling over tid

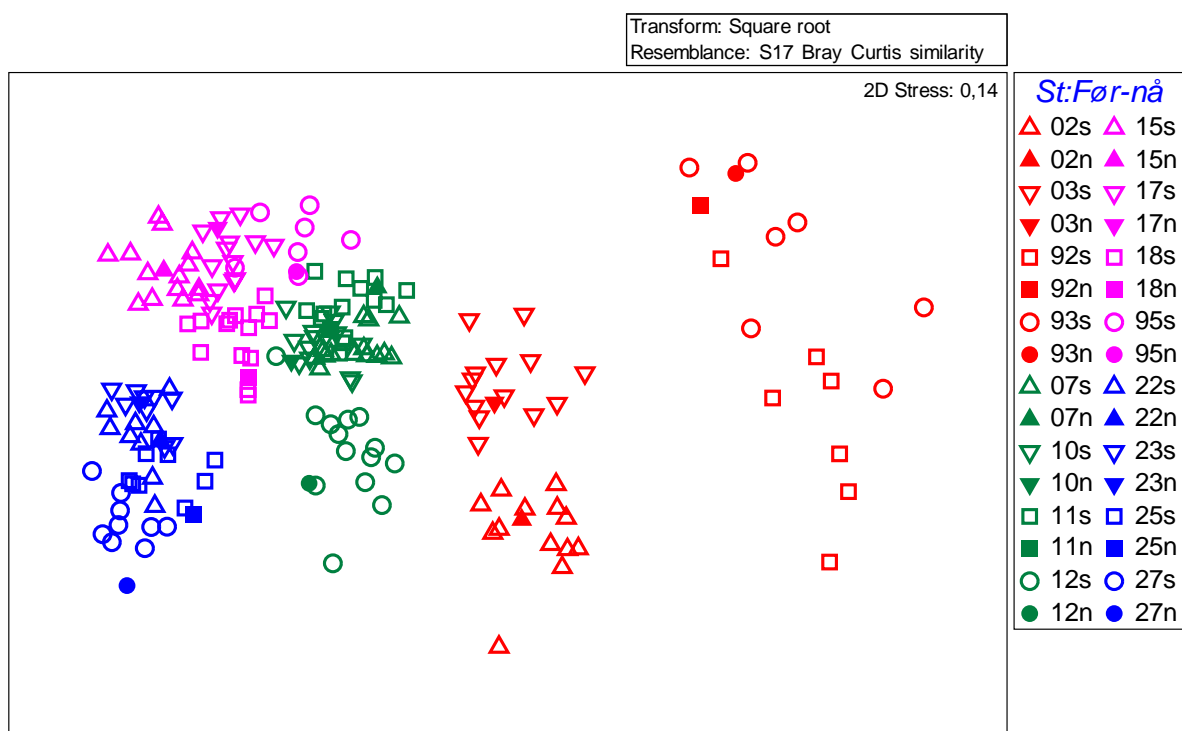
Hardbunnssamfunnene i Skagerrak var de første fem årene av overvåkingsprogrammet (1990-94) preget av effekter av den store *Chrysochromulina*-oppblomstringen i 1988. Registreringer fra programmets første periode (1990-1994) viste et samfunn i en reetableringsfase med økende artsantall og stor variasjon i artsforekomst (Moy et al. 2002). 'Normalsamfunnet' er derfor beregnet fra perioden 1995-2008 for å ikke inkludere den dårlige tilstanden i den tidlige perioden.

I kapittel 6.2.1-6.2.4 belyses utvikling over tid; først på samfunnsnivå og så på arts-/gruppene for utvalgte indikatorarter og funksjonelle grupper. Utvikling på samfunnsnivå over tid er basert på likhet i samfunnene mellom stasjoner og områder av kysten beregnet ved multivariate analysemetoder spesielt utviklet for slike samfunnsvurderinger (Multi Dimensional Scaling MDS, i PRIMER, Clarke & Warwick 1994). Disse analysene lager en likhetsmatrise basert på artssammensetning og artsforekomst. Ut fra likhetsmatrisen plottes resultatet slik at avstanden mellom punktene i plottet gjenspeiler graden av likhet mellom observasjonene. Hvert punkt representerer en stasjon med transektregistrering av alger og dyr, og punkter som ligger nær hverandre er mer like i artsammensetning enn punkter lengre unna. Den grafiske fremstillingen i et todimensjonalt plan er en forenklet framstilling for likheter i mange dimensjoner. Gjennom prosessen med å vise bare to dimensjoner (som Figur 6.4) beregnes en verdi (stressverdi) som viser graden av feil denne forenklingen medfører. En stressverdi på under 0,2 ansees som akseptabel, plottet viser dermed et tilnærmet riktig bilde.

6.2.1 Endringer på samfunnsnivå

Analysene viser at samfunnene av dyr og makroalger på de undersøkte stasjonene ikke var vesentlig forskjellige i 2009 i forhold til tidligere. Likhet mellom hardbunnssamfunnene i

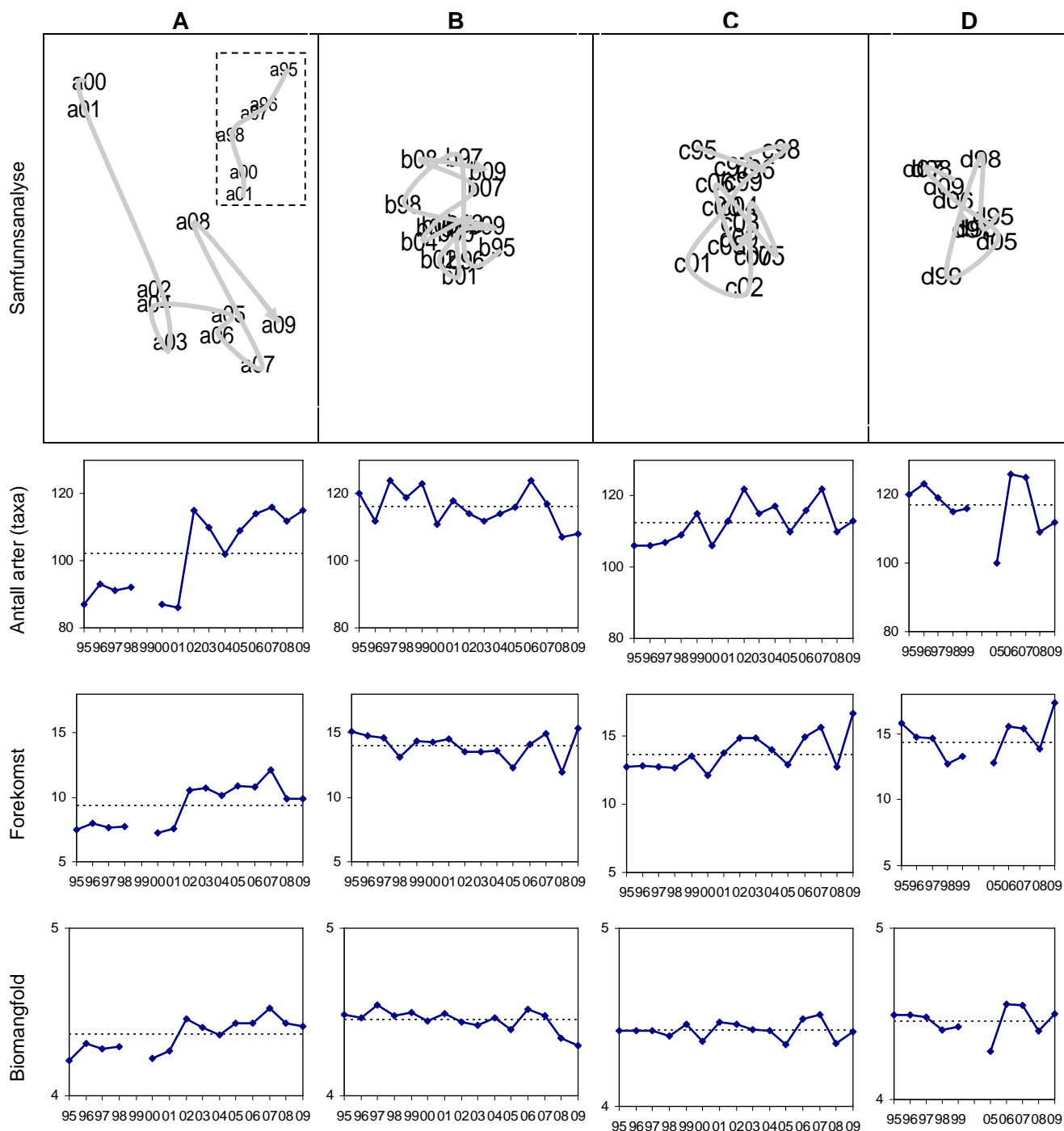
2009 og tidligere år (1995-2008) er vist i Figur 6.4. Resultatene viser en rangering av områdene A, B, C og D fra høyre til venstre side i plottet. Dette gjenspeiler biogeografiske regioner langs kysten av Sør-Norge fra øst mot vest, og at artsammensetningen og artsforekomstene av makroalger og dyr på hardbunn endrer seg fra Ytre Oslofjord og til Vestlandet. År-til-år variasjonen har gjennom hele perioden vært større i område A enn i de andre områdene. I tillegg skiller de to innerste stasjonene A92 og A93 seg fra de ytre stasjonene A02 og A03, som ligger nærmere stasjonene i område B. Samfunnene på stasjonene og i alle områder var i 2009 innenfor det som har vært normalt i årene 1995-2008, men D27 skiller seg noe ut nede til venstre i plottet. D-området generelt og D27 spesielt var karakterisert av noe lavere diversitet enn normalt (se Fig. 6.1d). De innerste stasjonene i område A ligger høyt i plottet og disse stasjonene var i 2009 karakterisert av relativt høy artsdiversitet (Fig. 6.1a).



Figur 6.4. Likhet mellom hardbunnstasjoner basert på artssammensetning (tilstedeværelse og mengde av makroalger og dyr) i 2009 sammenlignet med tidligere år. Liten avstand mellom punkter betyr stor likhet. 2009-stasjoner er markert med fylte symboler og n (nå) i symbolforklaringen, mens stasjoner fra perioden 1995-2008 er vist med åpne symboler. Områdene A (røde symboler), B (grønn), C (rosa/lilla) og D (blå). Sammenlikningen er basert på forekomst av taxagrupper i dybdeintervallet 4-22m. Stressverdien er 0,14 og indikerer at figuren gir en god framstilling av likheter mellom stasjoner og år.

Utvikling i samfunnene på hardbunn innen hvert av områdene A, B, C og D fra 1995 til 2009, er vist i Figur 6.5. Figuren er basert på de stasjonene i område A, B og C som har vært overvåket i hele den aktuelle perioden. Stasjonene A02 og A03 representerer A-området, B07, B10, B11 og B12 representerer B-området og C15, C17 og C18 representerer C-området. Område D ble ikke overvåket i perioden 2000-2004. Her inngår stasjonene D22, D23, D25 og D27 som har vært overvåket i periodene 1995-1999 og 2005-2009.

Samfunnsanalysen (Fig. 6.5) viser at den største endringen fra 2008 til 2009 skjedde i område A og at det var mindre endringer i de andre områdene. Område A (Ytre Oslofjord) har endret seg mye gjennom hele perioden i forhold til de andre områdene. Hovedårsaken er en økning i antall arter i Ytre Oslofjord siden 1995. Artsantallet i område B (Sørlandet) har gått ned de siste årene og har de siste to årene vært lavere enn i område A. I 2009 økte både artsantallet og forekomstene i alle områder i forhold til 2008, men biomangfoldet (H' log e) gikk likevel marginalt ned i område A og B. Det betyr at dominansen for noen arter har økt.



Figur 6.5. Utvikling over tid (1995-2009) i områdene A, B C og D vist ved en samfunnsanalyse (MDS-plott), gjennomsnittlig antall arter, forekomst (mengde) og biomangfold (Shannon-Wiener's $H' \log_2$), basert på makroalger og dyr i dybdeintervallet 4-22m.

Stress i MDS-plott=0,08. Stiplet linje viser gjennomsnitt for perioden 1995-2008 (siste år er ikke medregnet i gjennomsnittet). Område A = st. 02 og 03, B = st. 07, 10, 11 og 12, C = st. 15, 17 og 18 og D = st. 22, 23, 25, 27. I A-området er året 1999 utelatt i pga manglende data for samfunnsanalyse dette året. D-området ikke undersøkt i 2000-04.

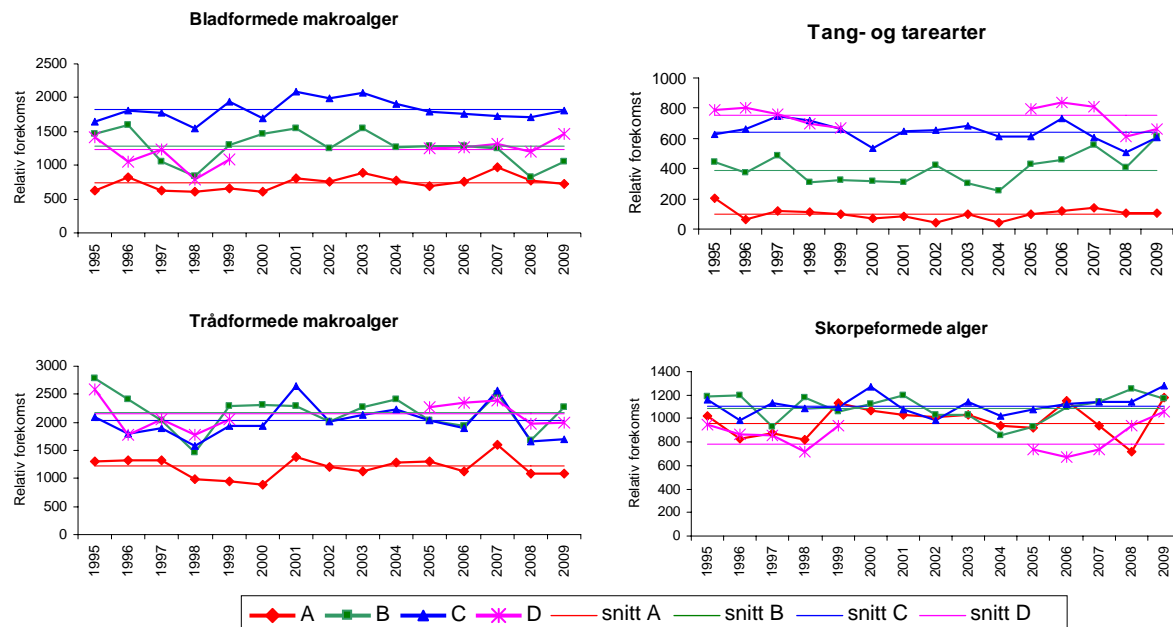
6.2.2 Endringer på artsnivå

Endringer på samfunnsnivå er resultat av mange små endringer på artsnivå. I det følgende presenteres noen av de viktige endringene for grupper av arter som har en viktig funksjon i økosystemet eller som på ulike vis kan indikere gode eller dårlige forhold. Bladformede makroalger, og spesielt tang- og tarearter, er viktige habitatbyggende arter. De danner skoger som huser et rikt biologisk mangfold og er oppvekstområde for fisk. Mange av disse er flerårige, vokser langsomt og er følsomme for eutrofi og dårlige lysforhold. Mange trådformede alger er opportunistiske og hurtigvoksende konkurrenter til de flerårige habitatbyggende algene og kan indikere eutrofe forhold. Skorpeformede rødalger er følsomme for sedimentering og tåler i liten grad økt mengde partikler på bunnen.

Blant dyrene er beitere viktige for å holde de hurtigvoksende trådalgene i sjakk, og rovdyr er viktige strukturerende arter som bidrar til høyt biologisk mangfold. Vannfiltrerende dyr drar nytte av partikler i vannet. Disse forventes å respondere på mengde og kvalitet av partikler i vannet. Organiske og næringsrike partikler vil kunne virke positivt i moderate mengder, mens partikler med lavt næringsinnhold vil gi en "utvanningseffekt" av maten og redusere forholdene for disse dyrene. Ulike grupper har ulik livsstrategi. Solitære sjøpunger formeres med pelagiske larver og kan raskt dra nytte av ledig substrat (f. eks. hvis algedekket reduseres). De anses for å ha en mer opportunistisk strategi i forhold til kolonidannende sjøpunger vokser lateralt og trenger lang tid og stabile forhold for å spre seg (Jackson et al. 1977). Buskformede bryozoaer kan utnytte ledig substrat og vokse raskt, mens skorpeformede bryozoaer trenger mer stabile forhold og vokser langsommere.

Makroalger

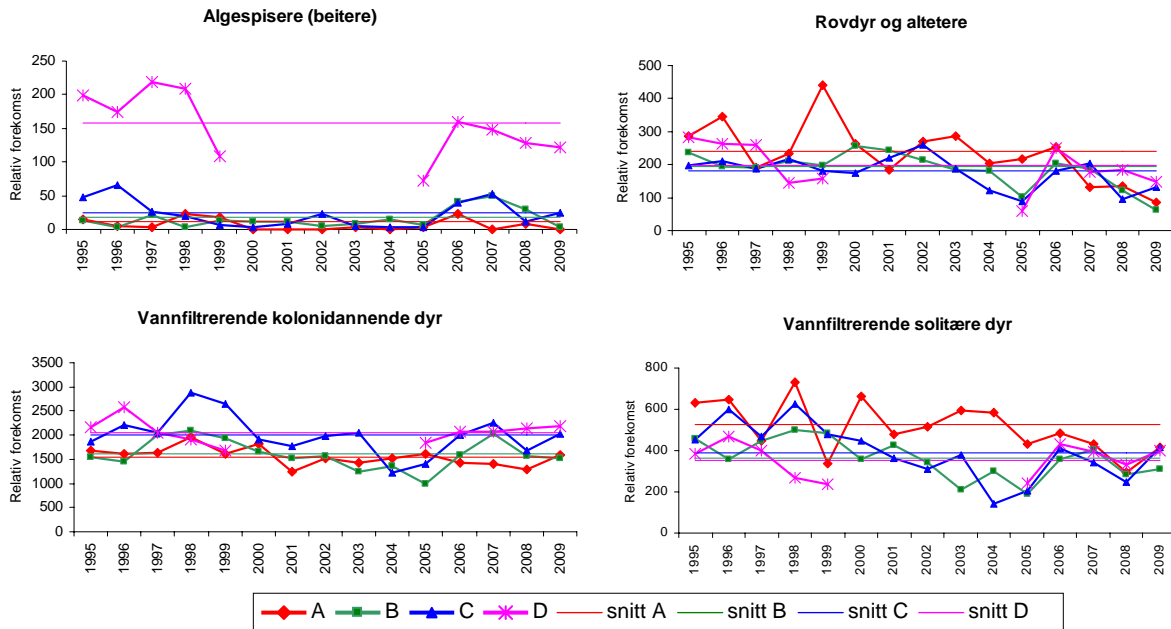
I 2009 økte forekomstene av bladformede alger noe i forhold til 2008 (Figur 6.6). I område A (Ytre Oslofjord) økte mengden skorpeformede alger som kan tyde på forbedrete forhold, mens mengden trådformede opportunistiske alger økte i område B.



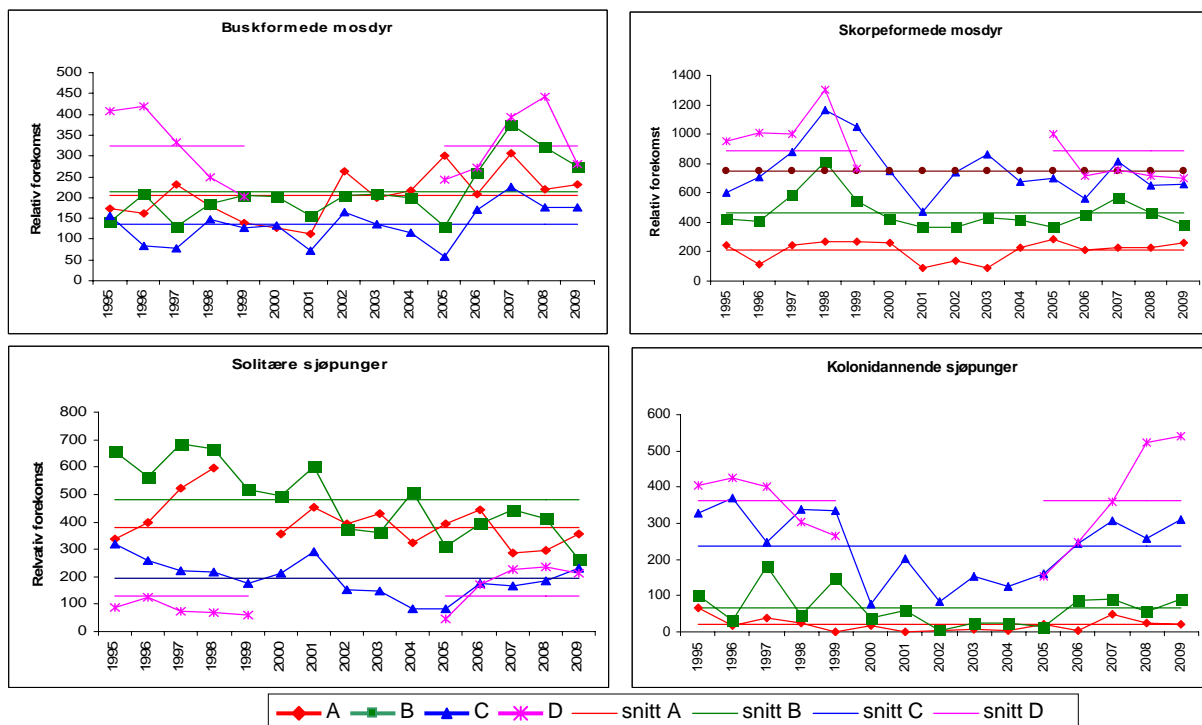
Figur 6.6. Endringer over tid i (relativ) forekomst av makroalgegrupper i regionene A-D. Snittverdi er over perioden 1995-2008. (Område D er ikke undersøkt i perioden 2000-2004)

Makrofauna

Forekomstene av rovdyr ser ut til å være i nedgang i hele Sør-Norge (Figur 6.7). For andre år på rad var forekomstene av kolonidannende sjøpunger høyt på Sør-Vestlandet og på Vestlandet, noe som kan antyde gode forhold.



Figur 6.7. Endringer over tid i (relativ) forekomst av dyr på overordnet artsnivå (funksjonelle grupper) for områdene A, B, C og D. Gjennomsnitt er beregnet for perioden 1995-2008. (Område D er ikke undersøkt i perioden 2000-2004)



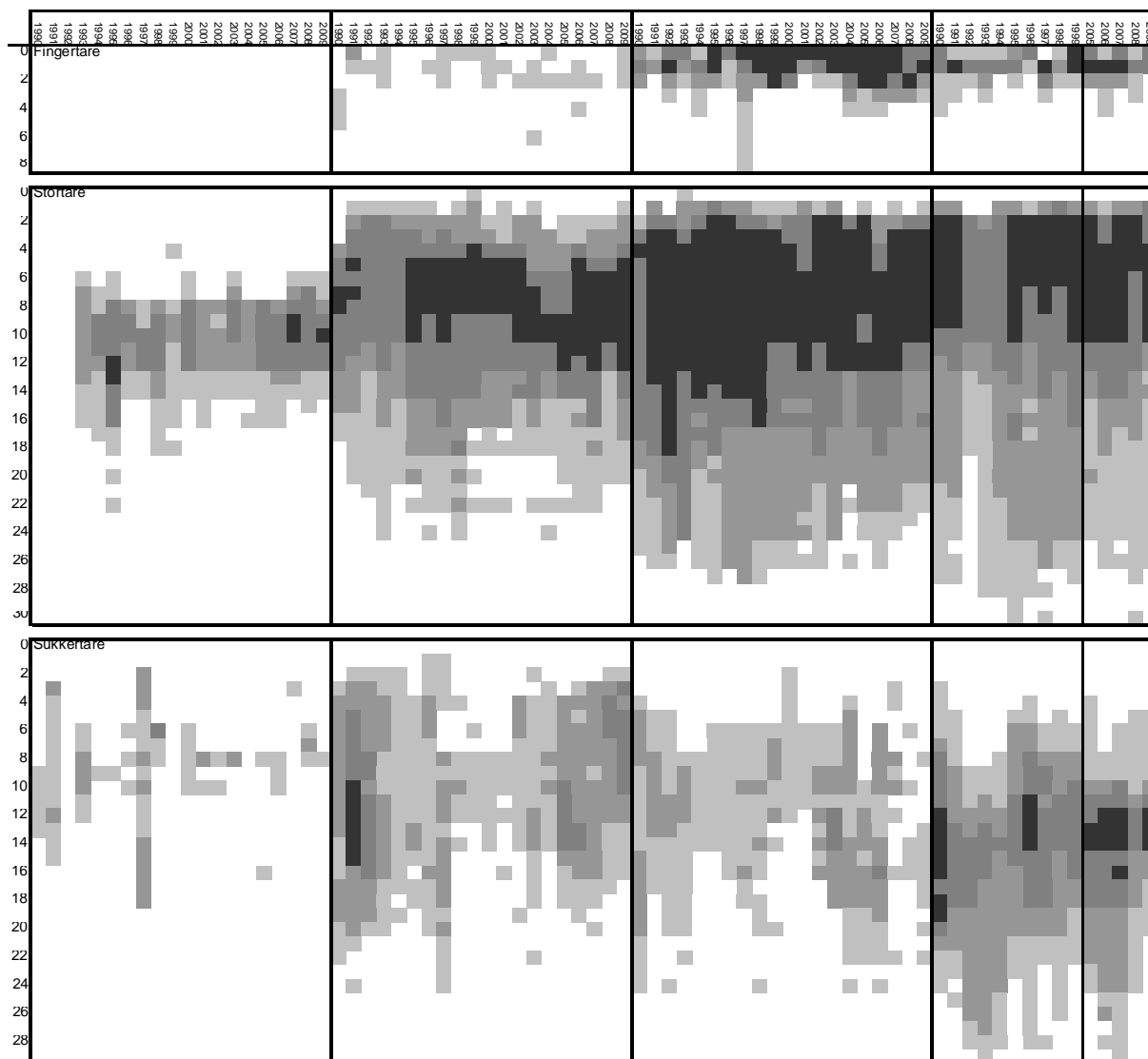
Figur 6.8 Forekomst av mosdyr (skorpeformede og opprette/buskformede mosdyr) og sjøpunger (solitære og kolonilevende). (Område D er ikke undersøkt i perioden 2000-2004)

6.2.3 Endringer i tareskog

Tare er et habitat som huser et rikt mangfold av arter, både fastsittende og frittsvømmende (Christie et al. 2003). Endringer i forekomst (mengde) og utbredelse av tare har derfor stor betydning for det totale biomangfoldet i hardbunnssamfunnet. Tareskogene er dynamiske samfunn som naturlig varierer fra år til år blant annet på grunn av alder (gamle planter dør, unge planer vokser til), biologiske forhold (konkurransen mellom arter, beiting) og klimatiske variasjoner (stormer, temperaturendringer). Stortare er den dominerende arten på ytre, bølgeeksponert kyst og på de fleste av Kystovervåkingsstasjonene. Figur 6.9 viser at det er store forskjeller mellom de 4 regionene A, B, C og D i forekomst og utbredelse av fingertare, stortare og sukkertare fra programstart i 1990 og fram til i dag. Fra 1990 til 1993 ble det ikke funnet stortare i Ytre Oslofjord, og forekomstene var lave i de andre områdene. Det var trolig en følge av oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* i 1988 da taredød ble observert. I denne restitusjonsfasen for stortare ble det registrert mye sukkertare. Stortare og sukkertare lever i et konkurranseforhold der sukkertare er underlegen i ytre, bølgeeksponerte områder.

Taren i Ytre Oslofjord er glissen (Fig. 6.9a). Figuren viser total forekomst av ulike tarearter på ulike dyp og i ulike år (1990-2009) i hvert av områdene A, B, C og D. En lys farge viser at taren bare er funnet på en liten andel av de overvåkede stasjonene og/eller er svært glissen der den er funnet. Mørk farge viser at tare dominerer de overvåkede stasjonene.

Fingertare finnes i et belte over de andre tareartene, men er ikke registrert på de ytre stasjonene i Ytre Oslofjord (fingertare er imidlertid registrert på de innerste stasjonene, se Fig. 6.3). I Ytre Oslofjord og på Sørlandet kan det være vanskelig å skille stortare og fingertare slik at forekomsten av disse kan være feilestimert. Stortaren dominerer ytre kystområder, fra ca. 8 m og nedover i Ytre Oslofjord, fra 5 m på Sørlandet og fra 2 m på Sør-Vestlandet og Vestlandet. Det har vært store variasjoner i utbredelse av stortare i overvåkningsperioden, men figuren antyder redusert nedre voksedyp for stortare de siste 15 årene, i hvert fall i område B (stortaren dør ut på dypt vann). Dette kan tyde på dårligere lysforhold. Sukkertare har opptrådt sporadisk på de ytre stasjonene i område A. De årene som sukkertare har blitt registrert har gjerne etterfulgt kalde år. NAO-indeksen var negativ i 1996, 2001 og 2006, (Figur 2.1).

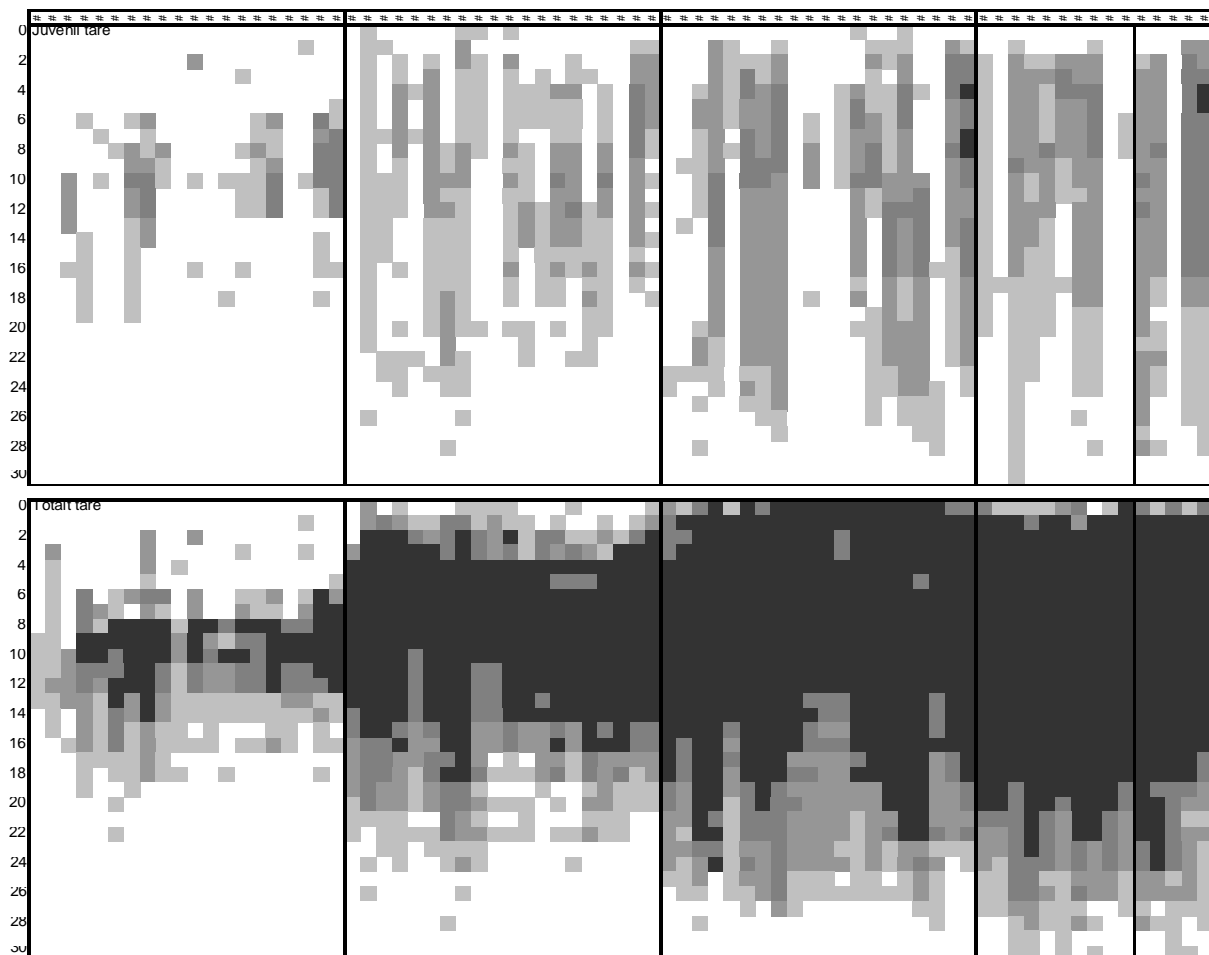


Figur 6.9a. Forekomst og utbredelse av ulike tarearter (justert for antall stasjoner) i områdene A (A02 og A03), B (B07, B10, B11 og B12), C (C15, C17, C18) og D (D22, D23, D25 og D27) i perioden 1990-2009 (område D ble ikke overvåket 2000-2004). Fra øverst til nederst vises fingertare, stortare og sukkertare.

Spire suksessen til taren varierer fra år til år, og noen år er det ikke registrert juvenil tare (Fig. 6.9b). Figuren viser øverst forekomster av det som er registrert som juvenil tare. Juvenil tare er et kompleks av først og fremst stortare og fingertare som er vanskelige å skille når de er små, mens sukkertaren tidlig får sin karakteristiske form. I 2008 og 2009 har det vært relativt god rekruttering av unge tareplanter i alle områder. De siste to årene kan det se ut som det har vært et generasjonsskifte og en stor del av den voksne bestanden av stortare blir erstattet av unge planter i hele overvåkningsområdet.

Det er naturlig at forekomst og utbredelse av små, unge tarer varierer mye. I en frisk tareskog står det en underskog av små tareplanter under canopy-plantene som venter på en sjanse til å vokse opp. Etter stort tap av store planter, for eksempel som følge av vinterstormer, vokser den unge taren raskt opp og kan utgjøre en betydelig andel av canopyen påfølgende sommer. En stor andel ung tare kan imidlertid også indikere dårlige forhold for voksen tare og unaturlig høy dødelighet.

Tareartene påvirker og konkurrerer med hverandre (Figur 6.9a). Sukkertare er subdominant i forhold til stortare i ytre områder og kan i perioder blomstre opp fordi det står dårlig til med stortare. For å vurdere den totale situasjonen for all tare er det laget en figur for det totale taredekket av alle tarearter. Den underbygger at nedre voksegrense for tare har blitt grunnere de siste 15 årene i område B, men det er store svingninger i det totale taredekket med dårlige perioder rundt 1999 og 2007 (spesielt område C). Sterke perioder for tare totalt sett var 1997 og 2005-06 i alle områder. Svake perioder var 1999 for alle områder og 2001-02 for område A, B og C (D området var ikke overvåket da).



Figur 6.9b. Forekomst og utbredelse av juvenil tare (øverst) og total tareforekomst av alle registrerte tarearter i områdene A (A02 og A03), B (B07, B10, B11 og B12), C (C15, C17, C18) og D (D22, D23, D25 og D27) i perioden 1990-2009 (område D ble ikke overvåket 2000-2004). Forekomstene er justert for antall stasjoner. Svart=dominerende, grått=spredt.

6.2.4 Endringer i nedre voksegrense for alger

Hvor dypt det er tilstrekkelig lys til at makroalger kan vokse (kompensasjonsdypet) er ofte et godt mål på hvor klart vannet over er. Siktdyp gir et øyeblikksbilde for måletidspunktet, mens nedre voksegrense for alger gir et gjennomsnittlig mål på vannets klarhet. Jo dypere lyset trenger ned, jo dypere kan algene vokse. Men siden algene trenger en viss tid, kanskje år, på å etablere en bestand, reflekterer deres nedre voksegrense en "gjennomsnittlig" kvalitet. I tillegg kan også andre faktorer begrense nedre voksegrense, for eksempel kråkebollebeiting, og disse må også tas i betraktning.

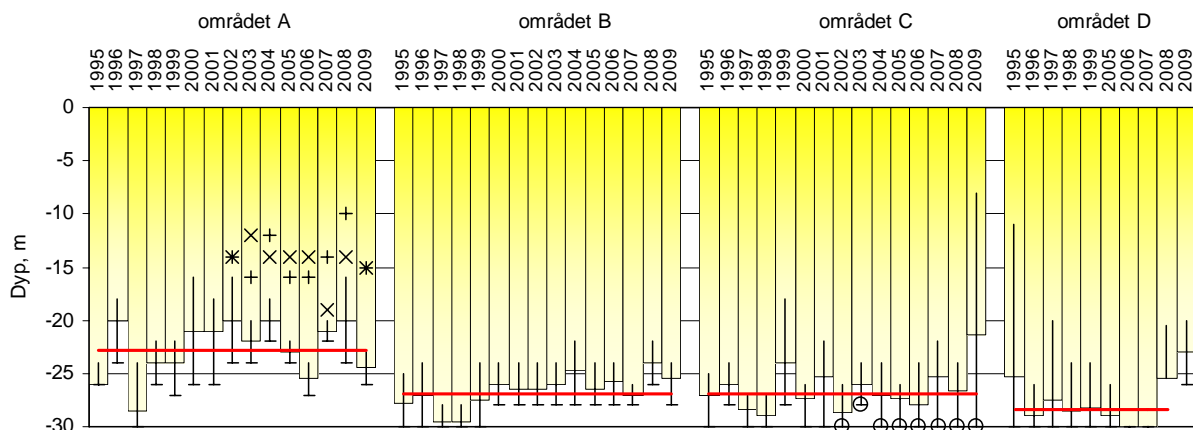


Fagerving (*Delesseria sanguinea*) er en flerårig, bladformet alge som er egnet som indikatoralge for nedre voksegrense i den forstand at den vokser på alle kystovervåkingsstasjonene, er relativt stor og har et utseende som gjør den lett å identifisere i felt. Algens verdi som økologisk indikator er mer usikker. Flere forslag til biologiske kvalitets-evalueringssystem kategoriserer den som en indikator på god økologisk tilstand fordi fagerving er en bladformet rødalge. Men samtidig er økt

forekomst av fagerving blitt knyttet til eutrofi (Johansson m. fl. 1998), noe vi også har observert på bølgebeskyttet i næringsbelastede områder. Svak eutrofi gir en gjødslingseffekt som mange alger responderer positivt på, men sterkere grad av eutrofiering fører til nedslamming og dårlig lystilgang til bunnfloraen. Det har negativ innvirkning på mange makroalger, deriblant fagerving. I Kystovervåkingsprogrammet måles nedre voksegrense i juni måned mens den nedre voksegrensen vil være bestemt av vannkvaliteten og andre påvirkningsfaktorer i en lengre periode før registreringer finner sted (vår, vinter og høst og sommer året før, men dette varierer for ulike arter bl.a. etter livslengde). I

Kystovervåkingsprogrammet har vi definert nedre voksegrense til det dypeste dyp hvor fagerving minst har spredt forekomst. Enkeltindivider av fagerving kan vokse dypere, men det kan variere når en dykker oppdager og registrere forekomst av enkeltindivider. Til sammenlikning har vi derfor valgt det dyp hvor dykkeren registrerer spredt forekomst av arten.

Gjennomsnittlig nedre voksegrense for fagerving i hvert av områdene A, B, C og D er vist i Figur 6.10 som søyler for hvert år i perioden 1995-2009. Til hjelp for sammenlikning er gjennomsnittet for perioden 1995-2008 markert med en rød horisontal linje. I område A var nedre voksegrense i 2009 som normalt eller noe bedre, mens i område B og spesielt C og D, har nedre voksegrense blitt redusert de siste to årene, og som antyder mer grumsete vann.



Figur 6.10. Nedre voksegrense for rødalgen fagerving. Søyler viser gjennomsnittlig nedre voksedyp med spredt forekomst av fagerving hvert år for områdene A til D. Vertikal linje som viser årsvariasjon mellom stasjonene. Røde, horisontale linjer viser gjennomsnittlig dyp for perioden 1995-2008. Utfasede stasjoner er ikke tatt med i snittberegninger og C15 er utelatt fordi den er grunnere enn 25 m. Nedre voksegrense på de nye stasjonene i A- og C-området er vist med egne symboler: + = a92, × = a93 og ○ = c95, men er ikke med i beregningen av søyler eller snittverdier.

7. Bløtbunnssamfunn

Tilstanden i bløtbunnssamfunnene i 2009 er god (klasse II) eller meget god (klasse I) på samtlige stasjoner basert på diversitetsindeksene, indikatorartsindeksen og norsk kvalitetsindeks.

Gjennom hele undersøkelsesperioden (1990-2009) har det generelt vært en forbedring av tilstanden i bløtbunnssamfunnene på de dype stasjonene i Skagerrak (A36 i Ytre Oslofjord og B35 utenfor Arendal). På de grunne stasjonene i Skagerrak (A05 og B05) og stasjonene utenfor Lista C16 og C38) var det ingen entydige trender gjennom undersøkelsesperioden sett under ett.

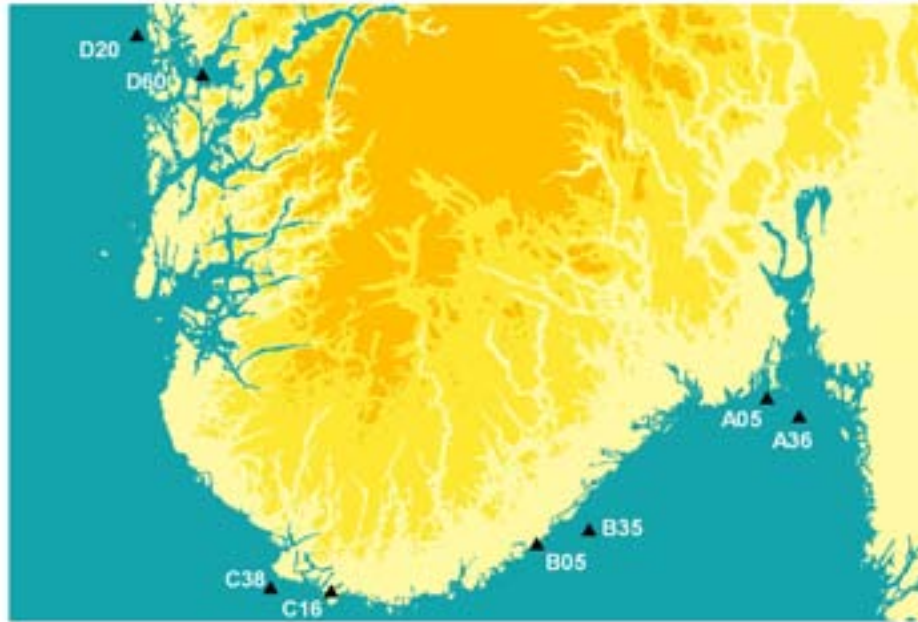
Når det gjelder de siste årene, er det på stasjon C16 tendens til mindre innslag av forurensingstolerante arter i 2009 enn i foregående år. Her er det nå ikke indikasjoner på at faunaen er påvirket av organisk berikning. Også på A- og B-stasjonene synes innslaget av opportunistiske arter å ha blitt redusert de siste årene. Det er imidlertid fremdeles opportunistiske arter som dominerer, og innslaget av arter som er karakteristiske for lokaliteter med stabile miljøforhold, er lavt. Stasjon C38 og D-stasjonene (utenfor Sotra) har hatt lavt innslag av opportunistiske arter de siste årene, og det er ingen nevneverdig endring i 2009 sammenliknet med foregående år. Generelt synes altså eutrofipåvirkningen nå å være lav på samtlige undersøkte stasjoner, men samtidig kan A- og B-stasjonene fremdeles ikke karakteriseres som uforstyrret.

Innholdet av organisk karbon (TOC) er i 2009 meget god til god (klasse I-II) på samtlige stasjoner bortsett fra stasjon B05 og C16. På stasjon C16 var verdien mellom god og mindre god (klasse II-III), mens stasjon B05 har dårlig tilstand (klasse IV) iht. klassifiseringen. Samtidig synes ikke det forhøyede TOC-innholdet å påvirke faunasammensetningen på stasjon B05. TOC-verdien viste en forbedring på stasjon C38 gjennom perioden 1990-2009.

7.1 Bunnfauna

For bløtbunn/fauna beskrives artsmangfold, tetthet av individer og arter, artssammensetning og forekomst av enkelte dominerende arter, indikatorartsindeks og norsk kvalitetsindeks for bløtbunnssamfunn. Ut fra disse parametrene vil man få et solid inntrykk av utviklingen i samfunnene over tid, som da kan brukes til å tolke eventuelle effekter av økt tilførsel av næringssalter. Bløtbunn/fauna innsamles med grabb (Van Veen), som henter opp sediment med overflate på 0,1 m² i et vertikalt lag på omlag 15-20 cm. Resultatene for bløtbunn/fauna presenteres pr. grabb, i tillegg til stasjonsnivå (dvs. for alle grabbene sammenslått, 0,8 m²) eller gjennomsnittsnivå av alle grabbene (0,1 m²).

Stasjonskart er vist i Figur 7.1. Tidsplokk for perioden 1990-2009 for faunadata er vist i Figur 7.2 - Figur 7.10 og oversikt over faunasammensetningen i 2009 i Tabell 7.1. Analyse av tidstrender til faunaparametre er vist i Tabell 7.2.



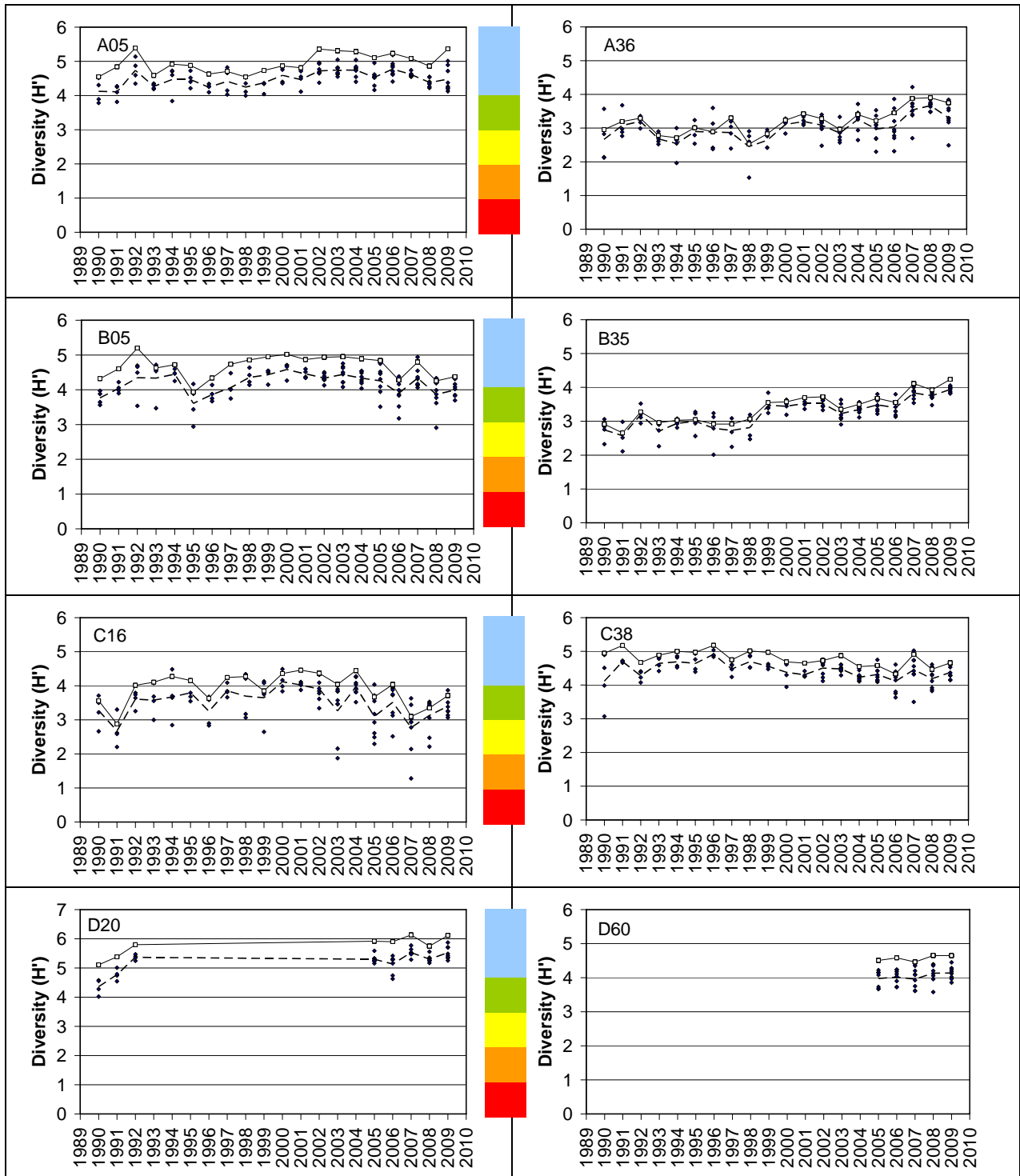
Figur 7.1 Kart over bløtbunnsstasjonene i 2009 (ved å legge til "0" til stasjonskodene angis dypet på stasjonen, for eksempel er A05 og A36 hhv. 50m og 360m).

Artsmangfold

Artsmangfoldet i bløtbunnsamfunnene er beregnet ved Shannon-Wiener indeks H' (Shannon & Weaver, 1963) og Hurlberts indeks ES_{100} (Hurlbert, 1971). Begge diversitetsindeksene indikerer tilstand i organismesamfunn (jfr. SFT, 1997), men de har en noe ulik vektlegging av artstall, individtall og jevnhet av individtall blant artene.

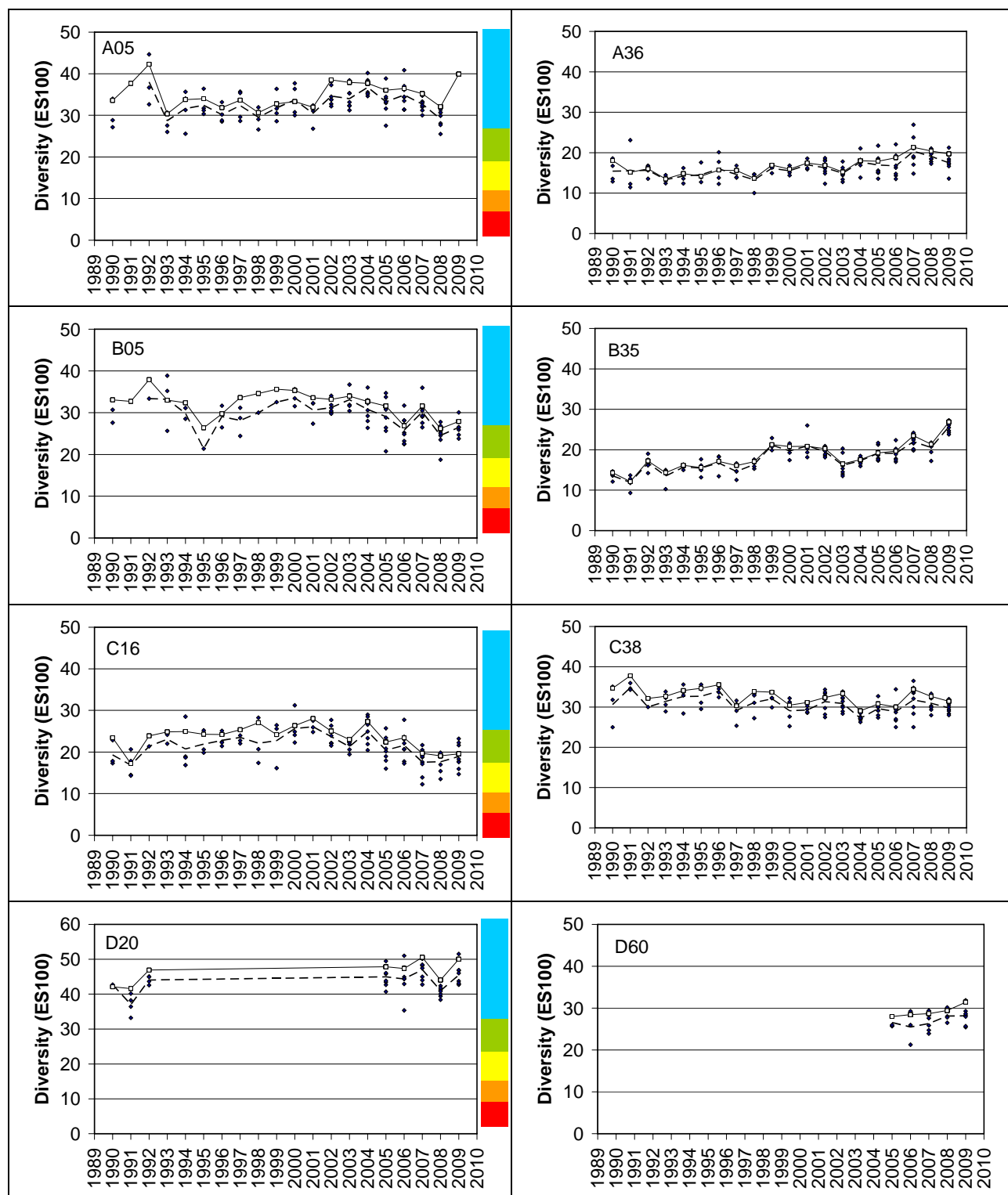
Diversiteten var i 2009 meget god eller god på alle stasjonene (klasse I eller II) ut fra Shannon-Wiener indeksen (Figur 7.2). På stasjonen A05, B05, C38, D20 og D60 har diversiteten (H') vært relativt stabil i undersøkelsesperioden, men her er det viktig å merke seg at D-stasjonene kun representerer en kort tidsserie. Når det gjelder stasjon A36, har tilstanden vært noe bedre de siste tre årene sammenliknet med tidligere år. På stasjon B35 har det vært en svak jevn økning i diversitet siden 2003. Stasjon C16 er generelt karakterisert av større årlig svingning i diversiteten enn de øvrige stasjonene, og her har det også vært stor variasjon mellom prøvene fra samme år. Samtidig synes det å ha vært en økning i diversiteten på denne stasjonen de siste tre årene.

Hurlberts indeks gir generelt samme resultater som Shannon-Wiener indeksen når det gjelder utviklingen gjennom tid, men den angir noe dårligere tilstandsklassifisering. På stasjon A36 og C16 er tilstanden mindre god til god (klasse II til III) ut fra Hurlberts indeks, men på øvrige stasjoner god eller meget god (klasse I og II).



Tilstandsklasse
 I Meget god
 II God
 III Mindre god
 IV Dårlig
 V Meget dårlig

Figur 7.2. Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') 1990-2009 (merk utvidet skala for stasjon D20). Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket linje og åpne punkter: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber) (Klassifisering etter SFT 1997).



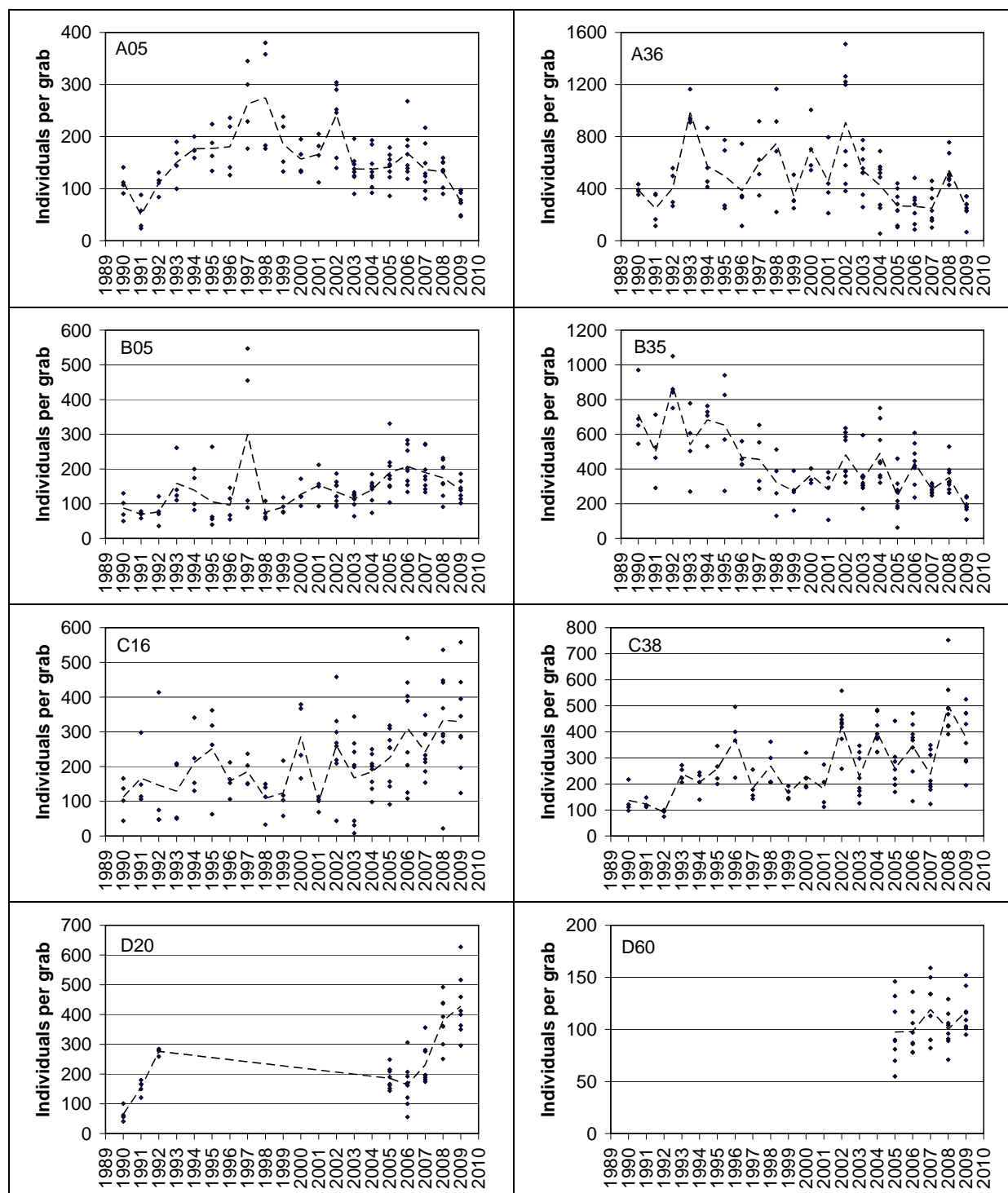
Figur 7.3. Hurlberts diversitetsindeks (artstall pr. 100 individer, ES_{100}) 1990-2009. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket linje og åpne punkter: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). Fargene angir tilstandsklasser (se Figur 7.2). Merk at verdier pr. grabb ikke kunne beregnes på stasjon A05 i 2009 fordi prøvene hadde <100 individer.

Individtetthet

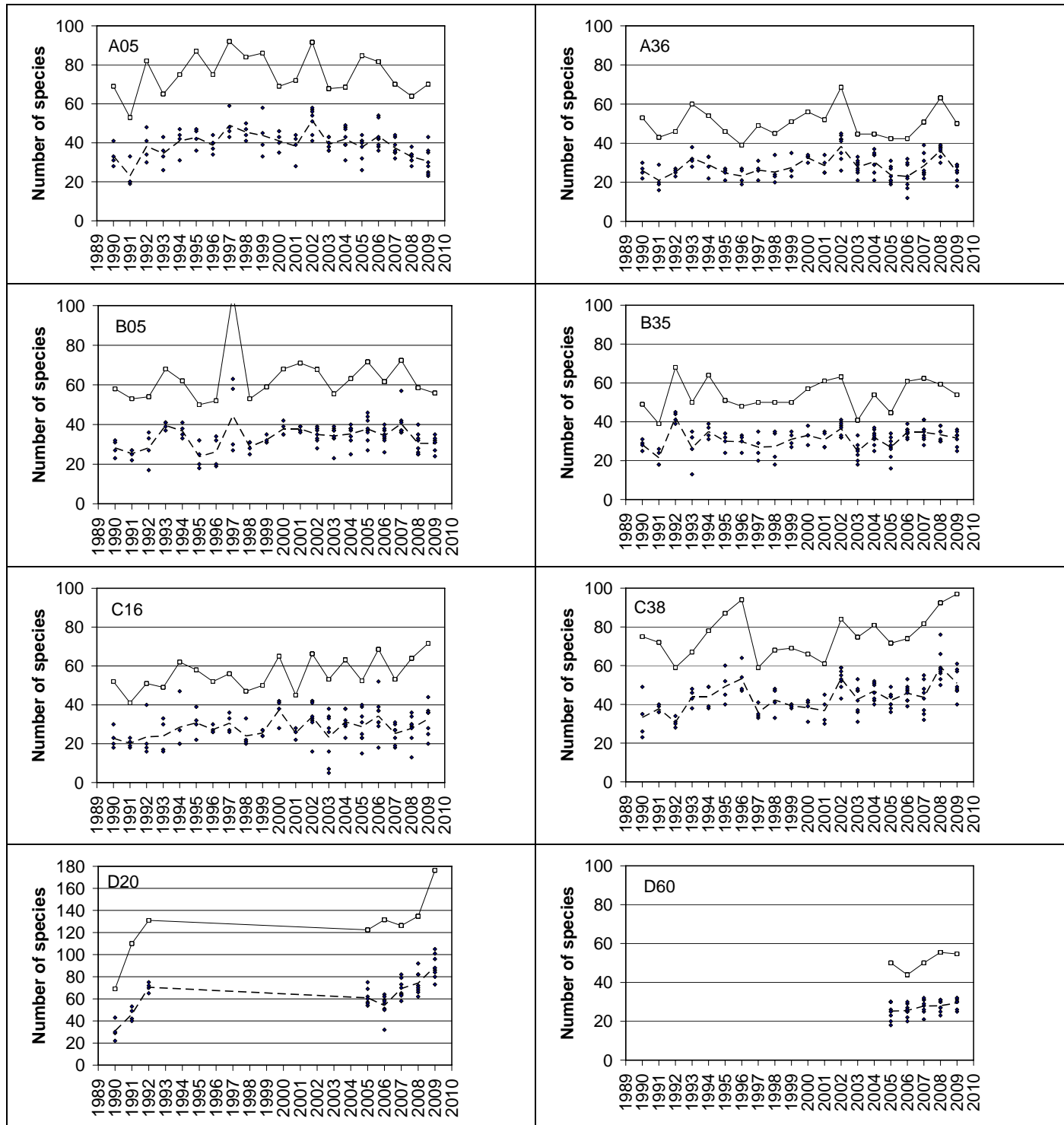
Det er stor variasjon i antall individer mellom stasjonene og det har også vært stor variasjon i individtettheten gjennom tid innenfor hver enkelt stasjon. Variasjonen i antall individ innenfor samme år er særdeles stor på stasjon C16, og på denne stasjonen er det heller ikke mulig å angi noen tidstrend. Heller ikke på stasjon C38 er det noen klar utvikling over tid. På stasjon A05, A36 og B35 er det tendens til lavere individtetthet de siste årene sammenliknet med tidligere år. På stasjon D20 har det vært en økning i individtettheten i den siste femårsperioden, mens på stasjon D60 har individtettheten vært stabil.

Artstetthet

På stasjon D20 ble det funnet spesielt høyt antall arter, hvor hver prøve i 2009 hadde minimum 70 arter. På denne stasjonen er det videre tendens til økning i artstettheten i løpet av femårsperioden hvor denne stasjonen er prøvetatt. Denne økningen er parallell med økningen i antall individer. En slik parallell økning har medført at diversitetsindeksene ikke har endret seg nevneverdig (se over). De øvrige stasjonene har lavere artstetthet enn D20 i 2009, ca. 40-60 arter pr. prøve på stasjon C38, og på de øvrige stasjoner ca. 20-40 arter. Det synes ikke å ha vært større endringer i artstettheten på disse stasjonene i løpet av de siste årene.



Figur 7.4. Individantall for bløtbunnsfauna pr. grabb (0.1 m²) (punkter) og gjennomsnitt pr. år (linjer) 1990-2009. Etter 2001 er det tatt åtte grabber pr. stasjon, mot fire grabber pr. stasjon 1990-2001. Merk ulik skala i plottene.



Figur 7.5. Artstetthet 1990-2009 (merk utvidet skala for stasjon D20.) Punkter og prikkete linjer: Verdier pr. grabb (0.1 m²) og gjennomsnitt. Heltrukket linje og åpne punkter: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber, 0.4 m²).

Artssammensetning

De ti mest dominerende artene på hver stasjon i 2009 er vist i Tabell 7.1. Mangebørstemark og muslinger dominerer på alle stasjoner, hvilket er typisk for bløtbunnssamfunn. Individtall for de vanligste slektene for hele tidsserien er vist i Figur 7.6 (grunne, kystnære stasjoner i Skagerrak), Figur 7.7 (dype stasjoner i Skagerrak) og Figur 7.8 (Vestlandet).

På stasjon A05 og B05 er det lav tetthet av samtlige arter. På begge stasjonene har tettheten til mangebørstemarken *Prionospio* spp. gått noe ned fra 2008 til 2009 (Figur 7.6). Denne slekten øker ofte ved organisk beriking, og det lave innslaget av denne arter og andre opportunistiske arter, indikerer at stasjonene A05 og B05 har lav eutrofipåvirkning.

På stasjon C16 ble det i 2008 observert en tendens til økning i tetthet av den opportunistiske mangebørstemarken *Heteromastus filiformis*, hvilket ble tolket som mulig respons på økt næringstilførsel. I 2009 var tettheten til denne arten betydelig redusert sammenliknet med foregående år (Figur 7.6). Samtidig var det noe økning i tettheten til muslingen *Thyasira* spp. fra 2008 til 2009. Denne slekten kan opptre i økt tetthet på organisk berikede lokaliteter, men tettheten er likevel såpass lav at økningen ikke anses som respons på organisk belastning. De to mest dominerende artene på stasjon C16, muslingen *Kelliella abyssicola* og den rørbyggende mangebørstemarken *Galathowenia oculata*, indikerer heller ikke forstyrrede samfunn. Faunasammensetningen på stasjon C16 indikerer altså en reduksjon i eutrofipåvirkning sammenliknet med tidligere år.

På de dype stasjonene A36 og B35 var det i 2009 tendens til redusert tetthet av opportunistiske arter i 2009 sammenliknet med 2008 (Figur 7.7). Den mest påfallende endringen i faunasammensetningen på stasjon B35 i 2009 sammenliknet med foregående år er den jevne reduksjonen i tettheten til den relativt opportunistiske mangebørstemarken *Tharyx/Caulleriella* sp. Den samme arten ble redusert fra 2008 til 2009 på stasjon A36. Fra 2008 til 2009 er det videre svak tendens til reduksjon i andre forurensningstolerante arter (*Heteromastus filiformis*, *Paramphinome jeffreysii* og *Lumbrineris* spp.) på stasjonene A36 og B35. Endringen i faunasammensetningen på stasjonene A36 og B35 indikerer altså minsket eutrofipåvirkning. På de fire A- og B-stasjonene er det samtidig vært å merke seg at de mest dominerende artene i noen grad er opportunistiske, og at det kun er lavt innslag av store arter med lang levetid, som for eksempel rørbyggende mangebørstemark.

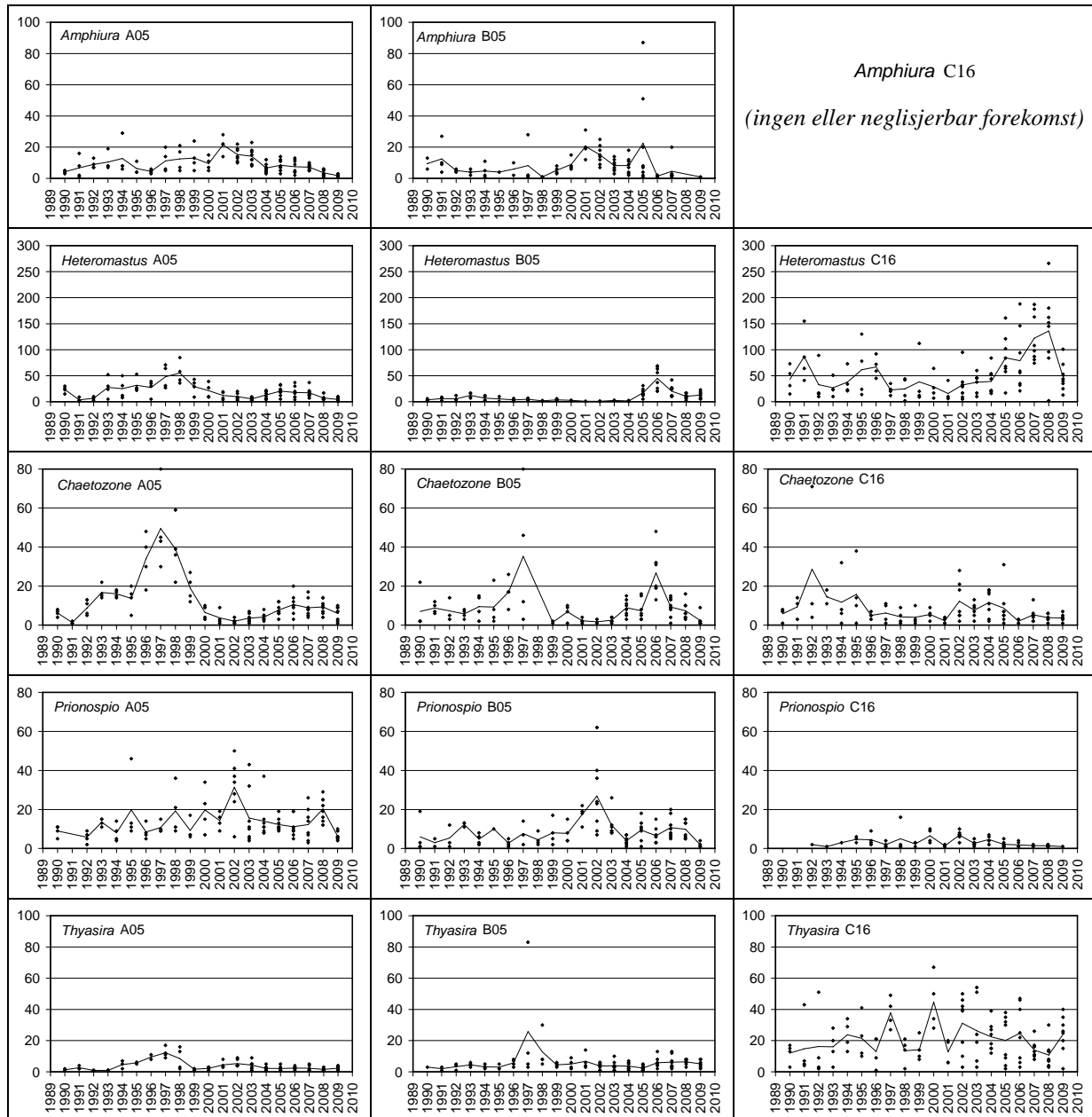
Stasjon C38 er dominert av rørbyggende mangebørstemark (*Myriochele heeri*, *Myriochele* sp. og *Galathowenia oculata*, alle tilhørende samme familie). Det er videre svært lite innslag av opportunistiske arter (Figur 7.7), og samfunnet karakteriseres som uforstyrret. Denne stasjonen har heller ikke tidligere hatt nevneverdig innslag av forurensningstolerante arter.

Stasjonene D20 og D60 har generelt lave individtettheter og lavt innslag av opportunistiske arter. Stasjon D20 er dominert av rørbyggende børstemark, som er typisk for stabile samfunn. Det er altså ingen indikasjoner på eutrofipåvirkning av D-stasjonene.

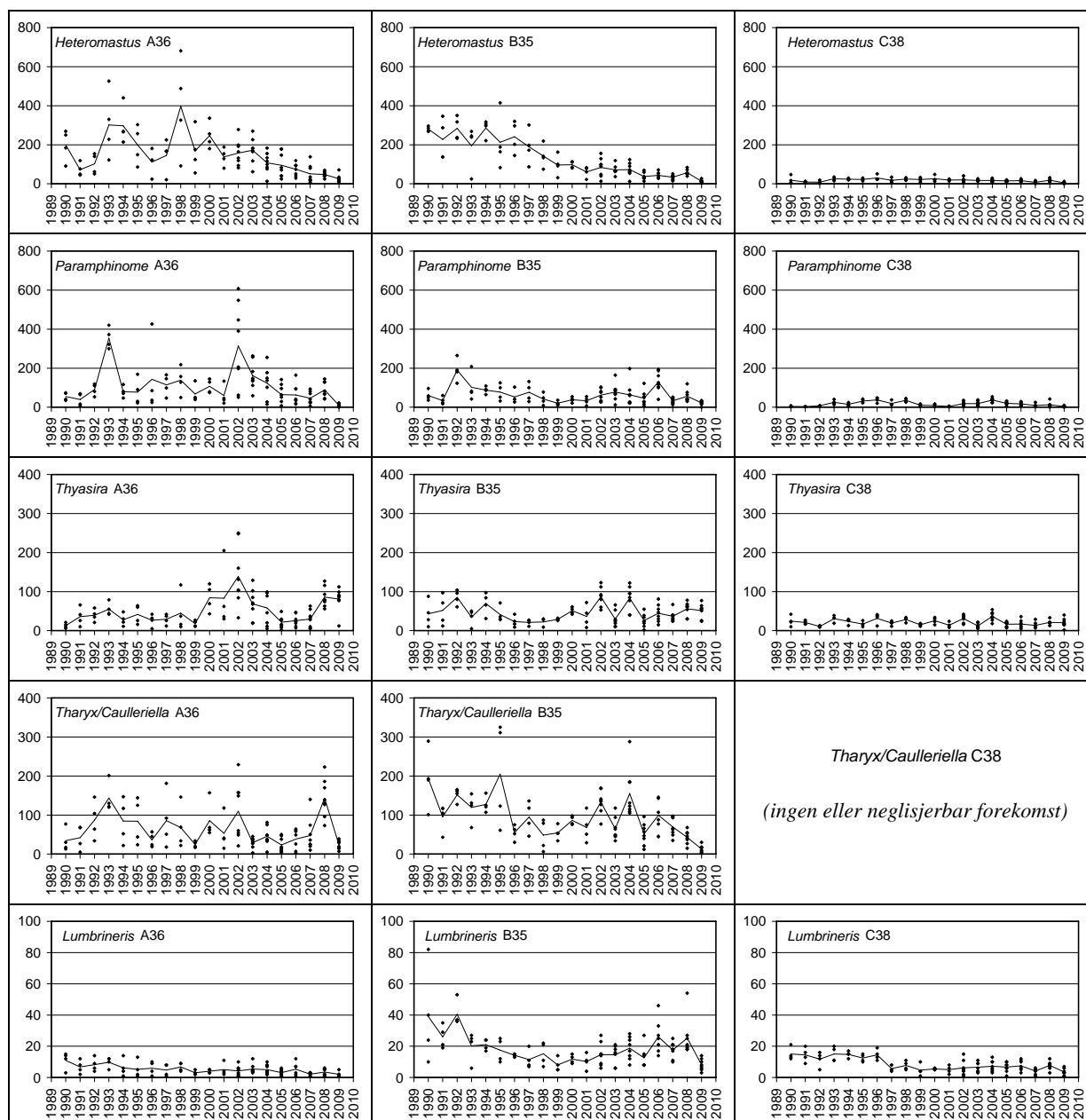
Når man tolker endring i faunasammensetning, er det viktig å være klar over tettheten til enkeltarter varierer uavhengig av endringer i forurensningstilstand. Variasjonen kan være styrt av miljøfaktorer som ikke målt, biologisk variasjon (for eksempel rekrutteringsmønstre og artsinteraksjoner), men også naturlig flekkvis fordeling og tilsynelatende tilfeldig variasjon. Den parallelle reduksjonen i tettheten til opportunistiske arter er likevel en sterk indikasjon på at eutrofipåvirkningen i 2009 er lav og minkende på samtlige undersøkte stasjoner.

Tabell 7.1. Gjennomsnittlig tetthet til de ti mest dominerende artene pr. stasjon i 2009 (0.1 m²). A=Annelida (leddormer), M=Mollusca (bløtdyr), C=Crustacea (krepser), S=Sipunculida (stjernemark), E=Echinodermata (pigghuder).

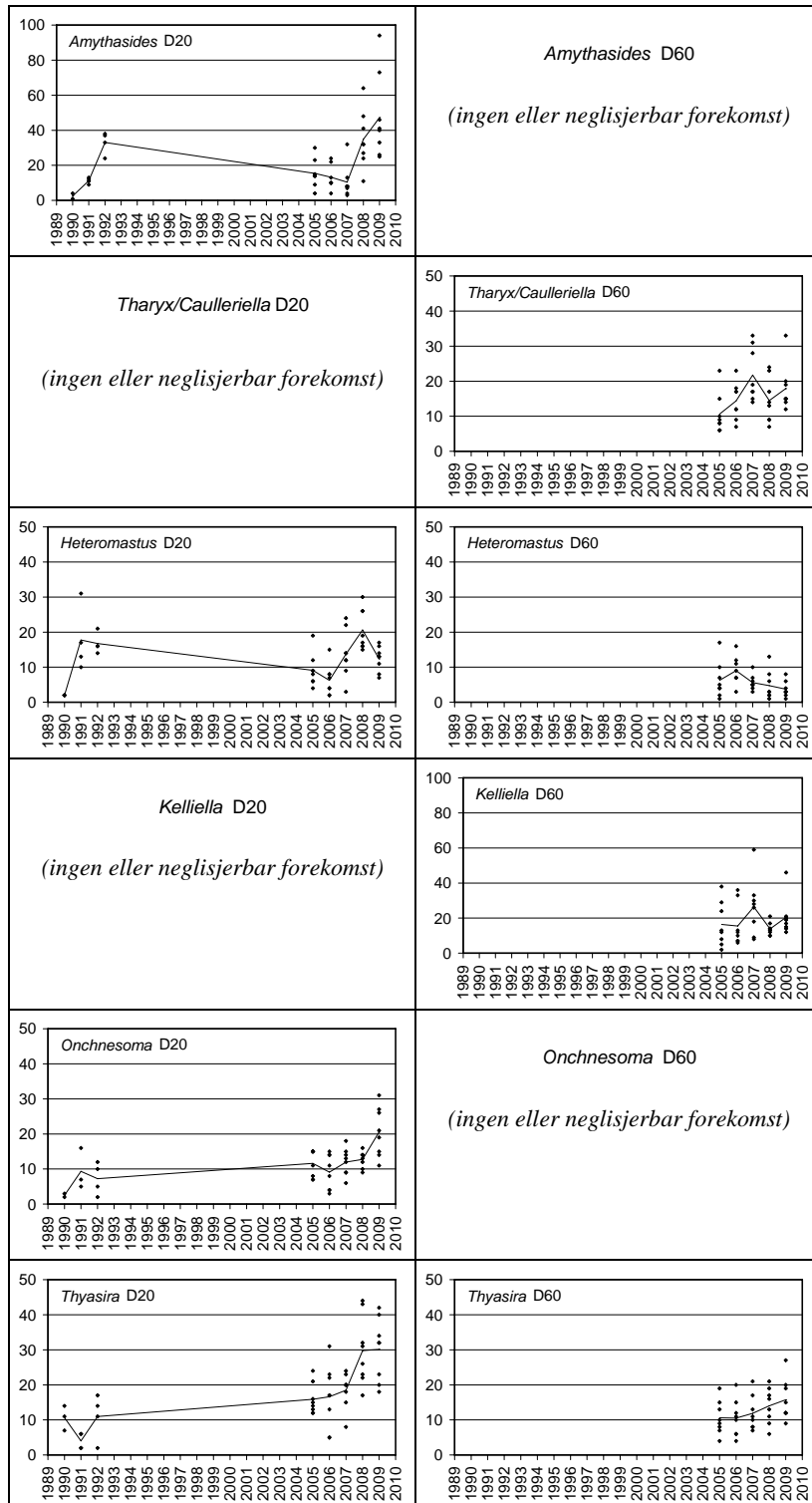
A05		A36		B05		B35	
<i>Abra nitida</i> (M)	7	<i>Abra nitida</i> (M)	63	<i>Ennucula tenuis</i> (M)	28	<i>Thyasira equalis</i> (M)	48
<i>Chaetozone setosa</i> (A)	6	<i>Thyasira equalis</i> (M)	40	<i>Hyalia vitrea</i> (M)	18	<i>Paramphinome jeffreysii</i> (A)	22
<i>Heteromastus filiformis</i> (A)	4	<i>Heteromastus filiformis</i> (A)	26	<i>Abra nitida</i> (M)	13	<i>Heteromastus filiformis</i> (A)	12
<i>Hyalia vitrea</i> (M)	4	<i>Thyasira sarsi</i> (M)	23	<i>Heteromastus filiformis</i> (A)	13	<i>Tharyx sp</i> (A)	11
<i>Nephtys incisa</i> (A)	4	<i>Tharyx sp</i> (A)	20	<i>Polycirrus plumosus</i> (A)	8	<i>Ceratocephale loveni</i> (A)	9
<i>Lumbrineris sp</i> (A)	3	<i>Thyasira sp</i> (M)	18	<i>Cylichna alba</i> (M)	7	<i>Lumbrineris sp</i> (A)	8
<i>Euclymeninae</i> indet (A)	3	<i>Ennucula tenuis</i> (M)	10	<i>Diplocirrus glaucus</i> (A)	5	<i>Abra nitida</i> (M)	6
<i>Spiophanes kroeyeri</i> (A)	3	<i>Paramphinome jeffreysii</i> (A)	9	<i>Thyasira flexuosa</i> (M)	5	<i>Mysella tumidula</i> (M)	6
<i>Prionospio dubia</i> (A)	3	<i>Melinna cristata</i> (A)	7	<i>Myrtea spinifera</i> (M)	3	<i>Yoldiella lucida</i> (M)	6
<i>Prionospio fallax</i> (A)	3	<i>Chaetozone setosa</i> (A)	6	<i>Tellimya tenella</i> (M)	3	<i>Orbinia norvegica</i> (A)	5
C16		C38		D20		D60	
<i>Kelliella abyssicola</i> (M)	71	<i>Myriochele heeri</i> (A)	87	<i>Amythasides macroglossus</i> (A)	47	<i>Kelliella abyssicola</i> (M)	21
<i>Galathowenia oculata</i> (A)	53	<i>Myriochele sp</i> (A)	38	<i>Eclysippe vanelli</i> (A)	23	<i>Tharyx/Caulleriella sp</i> (A)	17
<i>Heteromastus filiformis</i> (A)	48	<i>Galathowenia oculata</i> (A)	34	<i>Melythasides laubieri</i> (A)	21	<i>Thyasira obsoleta</i> (M)	8
<i>Spiophanes kroeyeri</i> (A)	47	<i>Amphilepis norvegica</i> (E)	30	<i>Onchnesoma steenstrupii</i> (S)	19	<i>Lumbrineris sp</i> (A)	7
<i>Thyasira equalis</i> (M)	23	<i>Philomedes lilljeborgi</i> (C)	16	<i>Myriochele sp</i> (A)	15	<i>Nucula tumidula</i> (M)	6
<i>Abra nitida</i> (M)	20	<i>Kelliella abyssicola</i> (M)	14	<i>Spiophanes kroeyeri</i> (A)	14	<i>Amphilepis norvegica</i> (E)	5
<i>Diplocirrus glaucus</i> (A)	15	<i>Onchnesoma steenstrupii</i> (S)	12	<i>Mendicula ferruginosa</i> (M)	14	<i>Paradiopatra fiordica</i> (A)	4
<i>Melinna cristata</i> (A)	5	<i>Golfingia sp</i> (S)	11	<i>Thyasira obsoleta</i> (M)	13	<i>Terebellides stroemi</i> (A)	3
<i>Eriopisa elongata</i> (C)	4	<i>Ampelisca aequicornis</i> (C)	9	<i>Heteromastus filiformis</i> (A)	11	<i>Onchnesoma steenstrupii</i> (S)	3
<i>Chaetozone setosa</i> (A)	3	<i>Mendicula ferruginosa</i> (M)	8	<i>Oligochaeta</i> indet (A)	11	<i>Heteromastus filiformis</i> (A)	3



Figur 7.6. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på de grunne stasjonene A05 (Ytre Oslofjord, 50m), B05 (Arendal, 50m) og den middels dype fjordstasjonen C16 (Grønsfjord ved Farsund, 160m). Merk ulik skala for forskjellige slekter.



Figur 7.7. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på de dype stasjonene A36 (Ytre Oslofjord, 360m), B35 (Arendal, 350m) og C38 (Lista, 380m). Merk ulik skala for forskjellige slekter.



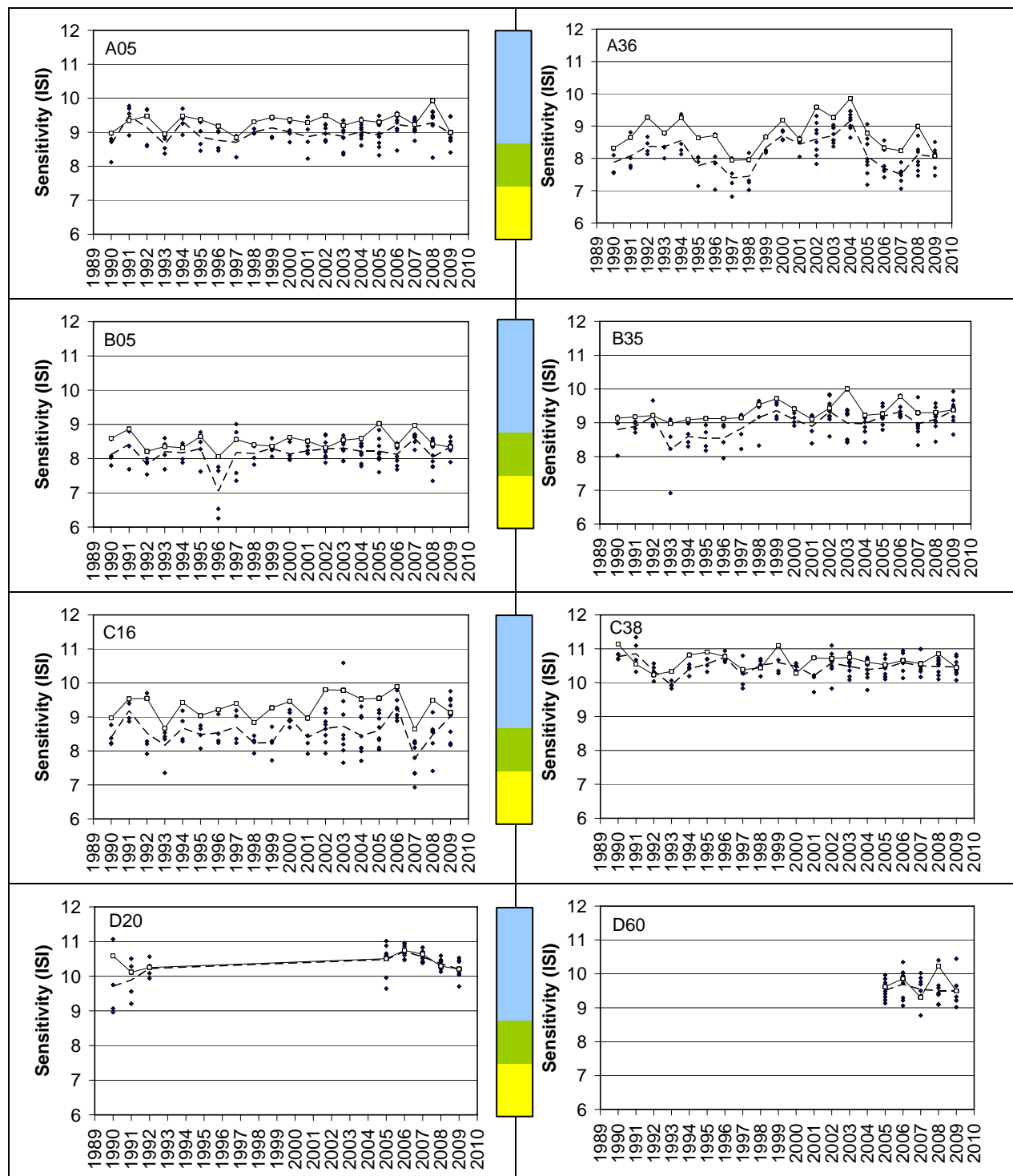
Figur 7.8. Antall individer pr. grabb (punkter) og gjennomsnitt (linje) for noen vanlige slekter på de dype stasjonene på Vestlandet, D20 (utenfor Sotra, 200m) og D60 (Bjørnafjorden, 600m).

Indikatorarter (ISI)

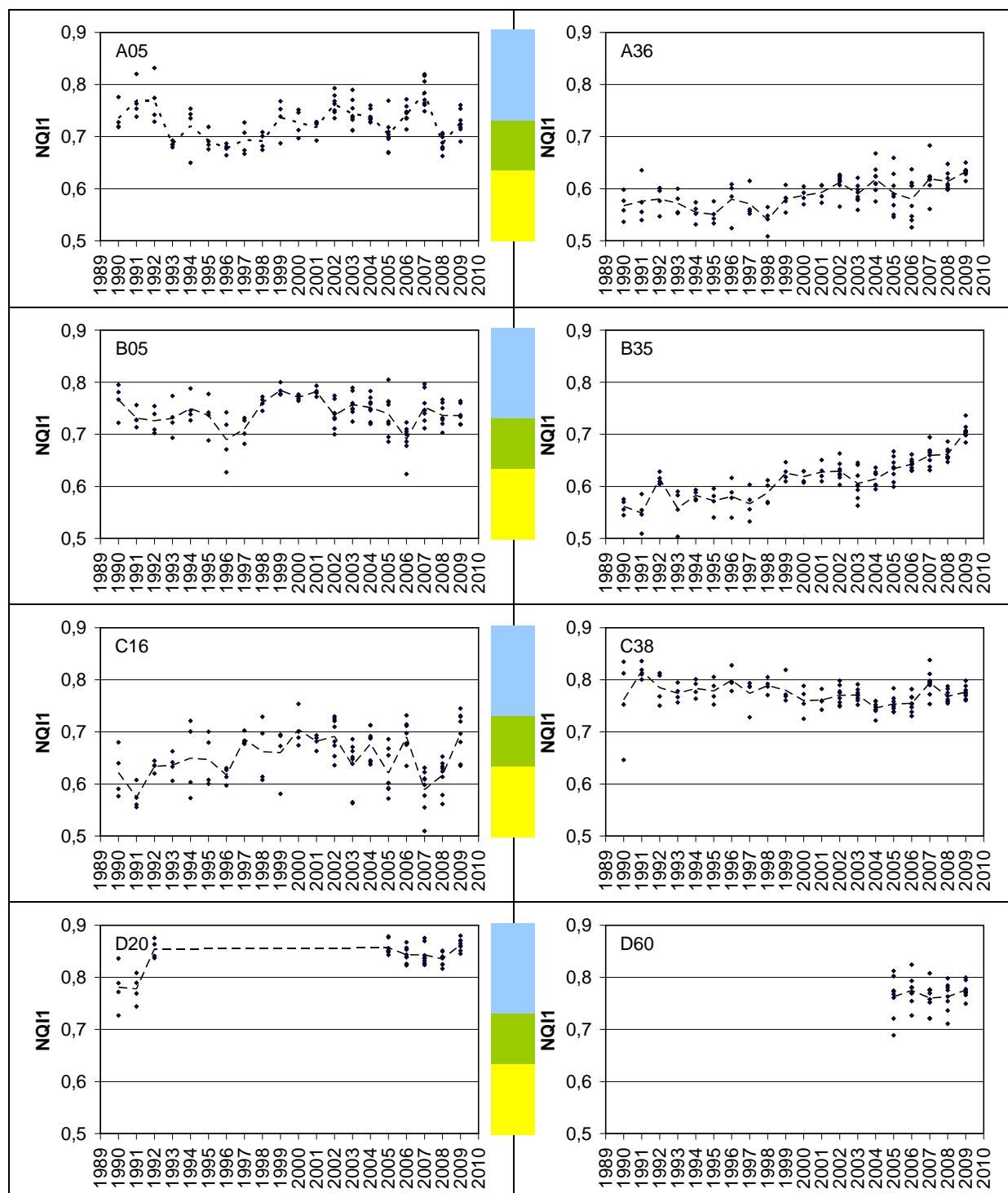
Forekomst av indikatorarter (arter som indikerer god eller dårlig miljøtilstand) viste lite endring i perioden på de fleste av stasjonene (Figur 7.9) og de fleste stasjonene tilfredstilte kriteriene til tilstandsklasse meget god eller god (klasse I-II). Ingen av stasjonene er karakterisert ved tydelige endringer fra 2008 til 2009, hvilket tyder på at endringene i påvirkning ikke har vært så store at det har ført til noen betydelig utskiftning av arter. Høyest indikatorartsindeks (best tilstand) viste stasjon D20 på utsiden av Sotra og C38 på utsiden av Lista og lavest indikatorartsindeksverdi ble funnet på den dype stasjonen A36 i Ytre Oslofjord.

Tilstandsindeks NQI1

NQI1-indeksen (Norsk kvalitetsindeks) kombinerer artsmangfold og forekomsten av indikatorarter (Rygg, 2006; Molvær et al., 2008). Grensene mellom tilstandsklassene er satt etter interkalibrering med andre europeiske tilstandsindekser (Carletti & Heiskanen, 2008). Figur 7.10 viser NQI1 for bløtbunnsfauna over tid. På stasjonene B35 og C16 viser NQI en forbedring av tilstanden. Særlig på stasjon B35 er NQI-verdien jevnt og betydelig stigende. Samtlige stasjoner har meget god eller god tilstand (klasse I-II).



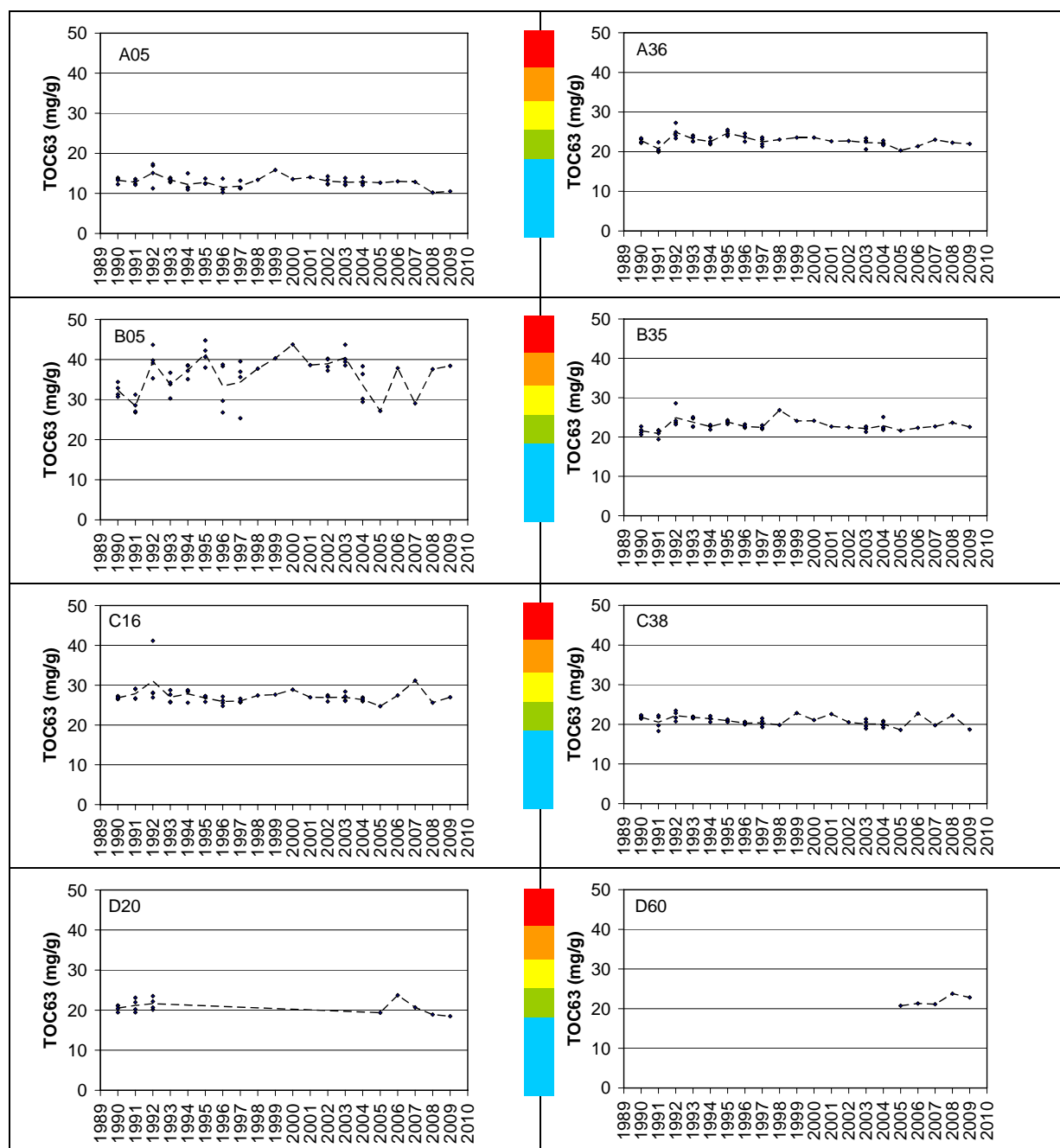
Figur 7.9. Indikatorartsindeks (ISI) for bløtbunnsfauna pr. grabb og stasjon 1990-2009. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkete linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Heltrukket linje og åpne punkter: Verdier for stasjonen (sammenslåtte grabber). Fargene angir tilstandsklasser (se Figur 7.2). (Klassifisering iflg. Rygg 2002.)



Figur 7.10. Norsk kvalitetsindeks (NQI1) for bløtbunn/fauna pr. grabb 990-2009. Punkter: Verdier pr. grabb. Prikkede linjer: Gjennomsnitt for parallelle grabber. Fargene angir tilstandsklasser (se Figur 7.2, Klassifisering iflg. Molvær et al. 2008.)

7.2 Bunnsedimenter

Tidsserier for totalt organisk karbon (TOC) i sedimentet på stasjonene er vist i Figur 7.11. Organisk innhold (TOC₆₃-innhold; TOC korrigert for innholdet av silt og leire i sedimentet) var meget god til god (klasse I-II) på samtlige stasjoner bortsett fra stasjon B05 og C16. På stasjon C16 var verdien mellom god og mindre god (klasse II-III), mens stasjon B05 har dårlig tilstand (klasse IV) iht. klassifiseringen.



Figur 7.11. Innhold av totalt organisk karbon (TOC₆₃, mg/g), korrigert for sedimentets innhold av silt og leire i enkelprøver (punkter) og som gjennomsnitt (linjer) pr. år 1990-2009 (som følge av nye retningslinjer for prøvetaking er prøvene i 2009 tatt fra 0-5 cm for kornstørrelse og 0-1 cm for TOC, mens både kornstørrelse og TOC tidligere ble tatt fra 0-2 cm). På B-stasjonene er både TOC og kornstørrelse tatt fra 0-5 cm i 2009). Fargekodene angir tilstandsklasser (se Figur 7.2).

På samtlige stasjoner var innholdet av organisk karbon nærmeste uendret fra 2008 til 2009. Det er heller ikke tendens til endringer i løpet av hele undersøkelsesperioden på noen av stasjonene, bortsett fra stasjon B05. Stasjon B05 ligger nær 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.

7.3 Tidstrender

I Tabell 7.2 vises resultater fra regresjonsanalyse av de enkelte parametrene for hver stasjon (lineær trend 1990-2009). + eller - betyr signifikant stigende eller synkende verdier, mens fargen grønn eller rød indikerer en positiv eller negativ utvikling på de seks stasjonene. Regresjonsanalyse består i å lage lineære likninger som beskriver forholdet mellom en prediktorvariabel (x) og en responsvariabel (y). Et mål på hvor mye av variansen i responsvariabelen som kan forklares av regresjonslinjen, angis med R^2 -verdien. R^2 varierer mellom 0 og 1, hvor verdier nær 0 betyr at ingenting av variasjonen blir forklart av regresjonslinjen og 1 betyr at all variasjonen forklares av regresjonslinjen. I regresjonsanalysen angis det også p-verdi, som benyttes for å si om regresjonen er signifikant eller ikke. I regresjonsanalysen som er utført her, er det viktig å være klar over at hensikten er å undersøke endringer gjennom hele perioden sett under ett, mens svingninger av mindre skala ikke vil fremkomme.

På stasjon A05 har det generelt vært marginale endringer i fauna og innhold av organisk karbon gjennom perioden sett under ett, med unntak av at det fant sted en signifikant økning i diversitet. Endringene på stasjon B05 var ikke entydige ettersom det her ble observert signifikant "forverring" ut fra antall individer og Hurlberts diversitet og en signifikant "forbedring" ut fra antall arter. R^2 -verdiene var her generelt lave, som indikerer dårlig forklaring av regresjonen. På denne bakgrunn konkluderes det med at det ikke er noen klar utvikling i faunatilstanden gjennom tidsperioden. Både på stasjon A36 og B35 viser tilstanden derimot mer entydig forbedring av faunatilstanden, mens ingen signifikant endring i organisk karbon. Dette resultatet samsvarer godt med den generelle reduksjonen i opportunistiske arter på disse to stasjonene, i særdeleshet *Heteromastus filiformis*, se Figur 7.7. Også på C-stasjonene viser regresjonen av de ulike parametrene både "forbedring" og "forverring", og det kan ikke konkluderes med noen entydig trend. Igjen er det flere tilfeller med svært lave R^2 -verdier, som altså indikerer dårlig forklaring av regresjonen. Stasjon C38 er den eneste stasjonen som viser signifikant endring av organisk karbon, og "forbedring" gjennom tidsperioden.

Tabell 7.2. Regresjonsanalyse av endringer i faunaparametre og TOC (lineær modell, $p < 0.05$) for perioden 1990-2009, med tilhørende R^2 og p-verdi. Vestlandsstasjonene D20 og D60 er ikke inkludert i analysen på grunn av få observasjoner.

	A05			A36		
Parameter	R^2	p	Endring	R^2	p	Endring
Individtetthet	0,01	0,26	0	0,05	0,02	-
Artstall pr grabb	0,00	0,95	0	0,02	0,11	0
Artstall pr 100 individer (ES_{100})	0,02	0,16	0*	0,21	0,00	+
H'	0,30	0,00	+	0,52	0,00	+
ISI	0,02	0,18	0	0,00	0,90	0
NQI1	0,01	0,43	0	0,57	0,00	+
TOC ₆₃	0,05	0,11	0	0,06	0,09	0
	B05			B35		
Parameter	R^2	p	Endring	R^2	p	Endring
Individtetthet	0,10	0,00	+	0,37	0,00	-
Artstall pr grabb	0,04	0,03	+	0,02	0,10	0
Artstall pr 100 individer (ES_{100})	0,12	0,00	-	0,53	0,00	+
H'	0,01	0,40	0	0,78	0,00	+
ISI	0,03	0,06	0	0,14	0,00	+
NQI1	0,00	0,71	0	0,64	0,00	+
TOC ₆₃	0,04	0,17	0	0,00	0,95	0
	C16			C38		
Parameter	R^2	p	Endring	R^2	p	Endring
Individtetthet	0,17	0,00	+	0,29	0,00	+
Artstall pr grabb	0,05	0,01	+	0,19	0,00	+
Artstall pr 100 individer (ES_{100})	0,02	0,15	0	0,10	0,00	-
H'	0,02	0,12	0	0,41	0,00	-
ISI	0,00	0,66	0	0,00	0,73	0
NQI1	0,02	0,13	0	0,05	0,02	-
TOC ₆₃	0,03	0,24	0	0,14	0,01	-

*2009 ikke med i analysen fordi samtlige grabber da hadde < 100 individer.

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

8. Referanser

- Andersson, L. 1996. Trends in nutrient and oxygen concentrations in the Skagerrak-Kattegat. *Journal of Sea Research* 35 (1-3): 63-71
- Aure, J., Johannessen, T., 1997. Næringsalter og klorofyll-a fra Skagerrak til Vestlandet. *Fisken og Havet* 2, 1997.
- Aure, J., Magnusson, J. 2008. Mindre tilførsel av næringsalter til Skagerrak. *Kyst og havbruk* 2008. s 28-30.
- Buhl-Mortensen, L., Aure, J., Alve, E., Husum K., Oug, E. 2006. Effekter av oksygensvikt på fjordfauna: Bunnfauna og miljø i fjorder på Skagerrakkysten. *Fisken og havet* 3, 2006.
- Clarke KR, Warwick RM. 1994. Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth. 144 pp.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *J Mar Biol Ass UK* 83:687-699
- Fleming, V., Kaitala, S. 2006. Phytoplankton spring bloom intensity index for the Baltic Sea estimated for the years 1992 to 2004. *Hydrobiologia* 554 (1):57-65.
- Hurlbert, S.H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters, *Ecology* 52:577-586.
- Jackson, J.B.C. 1977. Competition of marine hard substrata: the adaptive significance of solitary and colonial strategies. *Amer. Nat.* 111(980):734-767.
- Johannessen, T., Dahl, E. 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limology and Oceanography* 41 (4)
- Johansson, G., Eriksson, B.K., Pedersén, M., Snoeijs, P., 1998. Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia* 385, 121-138.
- Molvær, J., Magnusson, J., Pedersen, A., Rygg, B. 2008. Vanndirektivet: Utarbeidelse av system for marin klassifisering. Fradriftsrapport høsten 2008. Water Framework Directive; Development of a system for marine classification. Progress report autumn 2008. NIVA rapport 5700-2008. 33 s.
- 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., Falkenhaug, T., Johnsen, T., Lømsland, E., Magnusson, J., Norderhaug, K.M., Pedersen, A., Rygg, B. 2007. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport for 2006 fra Kystovervåkingsprogrammet. SFT-rapport TA-2286/2007. NIVA-rapport 5455. 95s.
- Rygg, B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA-report 4548. 32 s.
- Rygg, B. 2006. Developing indices for quality-status classification of marine soft-bottom fauna in Norway. NIVA rapport 5208-2006. 33 s.
- 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., Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning – NIVA	ISBN-nummer 978-82-577-5688-8
---	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Kjell Magnus Norderhaug	Kontaktperson Klif Hilde Skarra	TA-nummer TA-2628/2009
---	------------------------------------	---------------------------

	År 2010	Sidetall 112	Klifs kontraktnummer 5009041
--	------------	-----------------	---------------------------------

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 5953	Prosjektet er finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet
---	--

Forfatter(e) Kjell Magnus Norderhaug ¹ , Jan Aure ² , Tone Falkenhaus ² , Torbjørn Johnsen ¹ , Evy Lømsland ¹ , Jan Magnusson ¹ , Frithjof Moy ² , Lena Omli ² , Brage Rygg ¹ , Hilde Cecilie Trannum ¹ <small>1) NIVA 2) HI</small>
--

Tittel - norsk og engelsk Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2009. Long-term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Report for 2009.

Sammendrag Rapporten beskriver miljøkvaliteten i kystområdene av Sør-Norge i 2009, med spesiell fokus på tilstand og utvikling i nærings salttilførsler, vannkvalitet og det biologiske mangfoldet i plankton-, bløt- og hardbunns-samfunn. NAO-indeksen for vinteren 2009 var negativ, på grunn av kaldt klima i februar. Eutrofiutviklingen har vært positiv de siste årene. Vannføringen i Glomma var noe større enn normalt i 2009, men tilførselene av næringsalter fra elver har gått noe ned. Vannkvaliteten i Skagerrak var i 2009 i klasse God eller Meget god med hensyn til N, P, siktdyp og klorofyll, unntatt i Ytre Oslofjord hvor det ble registrert tot-P og siktdyp i klasse Mindre god. For hele perioden er det i Skagerrak en tendens til avtakende risiko for oppblomstring av skadelige alger. Økende oksygenforbruk i Risørfjorden og avtagende oksygenkonsentrasjoner i kystvannet generelt, gjenspeiler økt organisk belastning langs kysten. I 2009 var siktdypet som gjennomsnittet for 1991-2005, men i februar var sikten dårligere langs Skagerrakkysten. Det kan skyldes våroppblomstringen og innstrømmende vann fra Kattegat. 2009 var det åttende året på rad med lav algemengde. En kraftig våroppblomstring kom i februar. Lite alger kan være årsaken til nedgang i biomassen av kopepoder. Det ble registrert flere sørlige arter i våre områder i 2009. Tilstanden for bunndyr, både på bløtbunn og hardbunn, var generelt god i 2009, men tilstanden for tare har vært dårligere de siste to år.

4 emneord Langtidsovervåking Eutrofiering Norskekysten Biologisk mangfold	4 subject words Long-term monitoring Eutrophication Norwegian Coast Bio-diversity
---	---



Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,

0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Statlig program for forurensningsovervåking

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, vassdrag, fjorder og havområder. Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

- overgjødsling
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt. Programmet skal dekke myndighetenes informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere virkningen av iverksatte tiltak for å redusere forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye tiltak.

Klima- og forurensningsdirektoratet er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.

SPFO-rapport 1068/2010

TA-2628/2009

ISBN 978-82-577-5688-8