



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 680A/96

TA 1393/1996

Oppdragsgiver

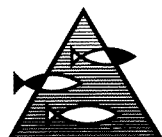
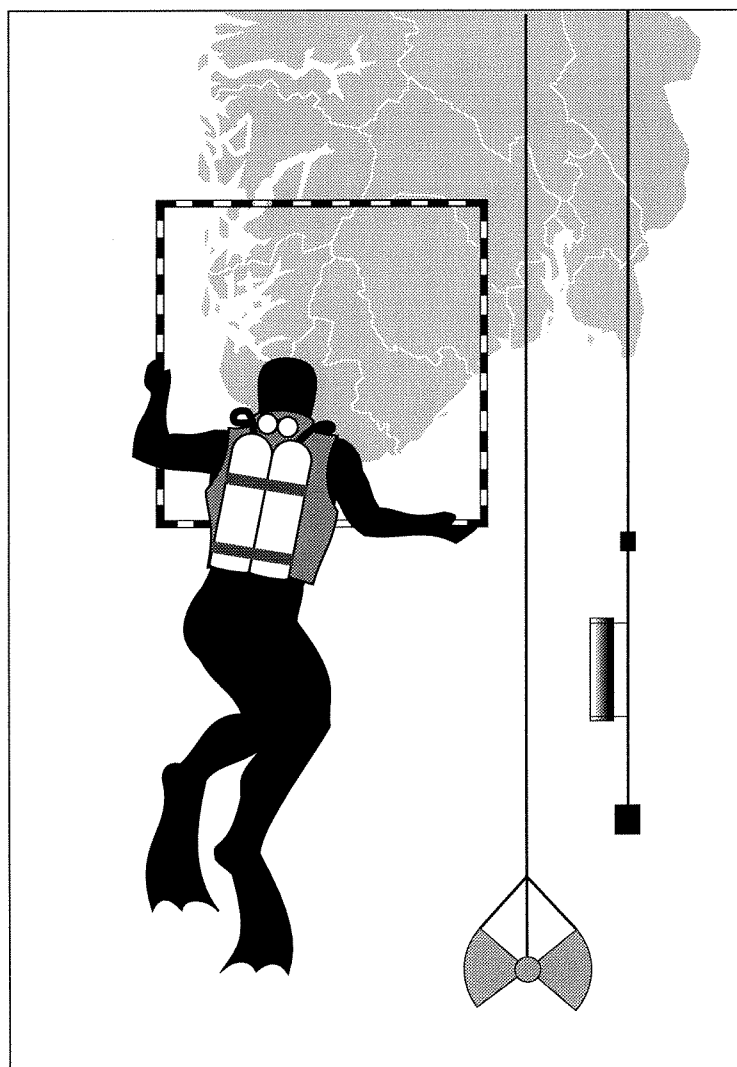
Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjoner

NIVA, HFF, HI

Langtidsover- våking av miljø- kvaliteten i kystområdene av Norge

Årsrapport 1995
HOVEDRAPPORT



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
MILJØ - RESSURSER - HAVBRUK
FORSKNINGSSTASJONEN FLØDEVIGEN



Norsk institutt for vannforskning

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 04 30 33
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgt 55
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport 1995. HOVEDRAPPORT	Løpenr. (for bestilling) 3583/96	Dato 13.12.96
Statlig program for forurensningsovervåking Overvåkingsrapport nr. 680A TA-nr. 1393/1996)	Prosjektnr. Undernr. O-90063	Sider Pris 101
Forfatter(e) Pedersen, Are Aure, Jan (HI) Dahl, Einar (HFF) Green, W. Norman Johnsen, Torbjørn	Magnusson, Jan Moy, Frithjof Omli, Lena Rygg, Brage Walday, Mats	Distribusjon Trykket NIVA
	Fagområde Marinøkologisk	
	Geografisk område Sør- Norge	

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse J. R. Selvik
---	-----------------------------------

Sammendrag

Kystovervåkningsprogrammet skal gi en oversikt over miljøtilstanden m.h.t. næringssalter og effektene av disse på alge- og dyresamfunn fra svenskegrensen til Fedje. Utvikling over tid overvåkes innen fagdisiplinene hydrografi, hydrokemi, plantepankton, bløtbunnsfauna og hardbunns-flora og fauna. Spesielt for 1995 som for 1990 til 1993 var uvanlig varme vintre. Vinteren 1994 var tilnærmet normal. I 1995 var de hydrofysiske og -kjemiske forholdene meget spesielle. Storfloam på kontinentet i mars og storfloam på Østlandet i juni sammen med stor utstrømming fra Kattegat/-Østersjøen, resulterte i økt innslag av brakkvann. Tilførslene av næringssalter var betydelige i disse periodene. Nivåene av næringssalter økte fra 1991 til 1994 i de øvre vannlag, men avtok noe i 1995. Flomvannet fra Tyskebukta med høye nitrat- og silikatforbindelser og senere flomvann fra Østlandet, kunne følges langs kysten. Forekomst av organismer på bløt- og hardbunn viste en øst-vest gradient, med økende artsantall og diversitet mot vest. Algesamfunnene i 1995 var lik året 1993 og rikere enn i 1994. Dette gjaldt nesten for alle indekser. Tilvekst av tareskog i 1995 gjør stasjonene mer homogene. Et gradvis økende C/N forhold i stortare ble også observert fra øst mot vest. Årsvariasjonen i C/N forholdet samsvarer godt med nitrogen i vannmassene om vinteren/vår.

Fire norske emneord 1. Langtidsovervåking 2. Trofiuvikling 3. Norskekysten 4. Biologi	Fire engelske emneord 1. Long-term monitoring 2. Eutrophication 3. Norwegian Coast 4. Biology
---	---



Are Pedersen

Prosjektleder

ISBN 82-577-3136-6



Bjørn Braaten

Forskningsjef

O-900635

**Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i
kystområdene av Norge.**

Årsrapport 1995

Hovedrapport

Forord

I regi av Statens Forurensningstilsyn (SFT) startet Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i 1990 et program for langtidsovervåkning av trofiutviklingen langs kysten av Sør-Norge (Kystovervåkningsprogrammet). Programmet omhandler hydrokjemiske og biologiske undersøkelser (hard- og bløtbunn). Den hydrokjemiske delen av programmet blir utført i samarbeid med Havforskningsinstituttet i Bergen (HI) og Havforskningsinstituttets forskningsstasjon Flødevigen (HFF). Begge de biologiske undersøkelsene utføres av NIVA. NIVA har også hovedansvaret for gjennomføring av prosjektet og utarbeidelse av rapportene.

Undersøkelsen skal gjentas årlig i en periode på 10- 20 år, og har som formål å fange opp langtidsutviklinger langs den ytre kyst av Sør-Norge. Undersøkelsene er koordinert med andre norske og internasjonale programmer bl.a. innenfor Nordisk Ministerråd og Oslo-Pariskommisjonen (OSPARCOM). Programmet skal også jevnlig vurderes av eksterne faggrupper basert på årlige rapporter; datarapporter og en årsrapport. I tillegg skal det hvert femte år utarbeides en samlerapport med grundigere vurderinger av resultatene fra den foregående perioden. Den første samlerapporten kom ut høsten 1995 (Pedersen et al.1995a,b).

Omfanget av hardbunnsundersøkelsene har til og med 1994, vært inndelt i to kategorier - intensivår og normalår. Under intensiv årene 1990 og 1991, ble alle stasjoner undersøkt, mens under normalårene 1992-94, ble bare 3 stasjoner innen de 4 hovedområdene (Ytre Oslofjord, Arendal, Lista og Sotra) undersøkt. I 1995 gikk en over til å undersøke 4 stasjoner pr. hovedområde. Disse stasjonene vil bli undersøkt hvert år. Det blir ingen inndeling i intensiv- og normalår fra 1995 av. Dette er gjort ut fra statistiske betraktninger av det innsamlede materiale, samt på anbefaling fra den internasjonale ekspertgruppen som er tilknyttet prosjektet. Bløtbunnsdelen av prosjektet omfatter området øst for Egersund, mens hydrografidelen av prosjektet konsentreres om områdene Færder Fyr, Jomfruland, Arendal og Lista.

Datarapporter fra hvert av de tre delprosjektene utgis årlig. Primærdataene er lagret i databaser på NIVA. Kontaktpersoner i SFT har fra 1994 av, vært John Rune Selvik.

Følgende personer har forfattet rapportene:

- Hydrografi / Hydrokjemisk / Planteplankton: Jan Aure HI, Einar Dahl HFF, Lena Omli HFF, Torbjørn Johnsen og Jan Magnusson, NIVA.
- Bløtbunn: Brage Rygg
- Hardbunn: Norman Green, Frithjof Moy, Are Pedersen og Mats Walday

Lise Tveiten og Are Pedersen har redigert rapporten. Alle som har deltatt i kystovervåkningsprogrammet takker herved for innsatsen.

Vi takker også Danmarks Miljøundersøkelser, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut og Biologische Anstalt Helgoland for å kunne benytte deres data fra Kattgat og Tyskebukta i hydrografidelen av dette programmet.

Oslo, 13/12- 1996

Are Pedersen

Innhold

Sammendrag	7
Summary	11
1. Innledning	15
1.1 Bakgrunn og formål	15
1.2 Geografisk område	16
1.3 Program	16
2. Forurensningstilførsler	17
2.1 Tilførsler fra Norge	17
2.2 Tilførsler til Nordsjøen og Skagerrak fra andre land	18
3. Hydrografi/hydrokjemi/planteplankton	19
3.1 Materiale og metoder	19
3.2 Resultater	21
3.2.1 Meteorologi og ferskvannstilførsler	21
3.2.2 Hydrografi	23
3.2.3 Hydrokjemi	35
3.2.4 Planteplankton	47
3.2.5 Zooplankton	54
3.3 Diskusjon	57
4. Bløtbunn	59
4.1 Matriale og metoder	59
4.1.1 Undersøkelsesområde	59
4.1.2 Metodikk	59
4.2 Resultater	60
4.2.1 Sedimenter	60
4.2.2 Fauna	60
4.3 Diskusjon	63
5. Hardbunn	65
5.1 Materiale & metoder	65
5.1.1 Undersøkelsesområde	65
5.1.2 Dykke transekt - semikvantitative og kvalitative undersøkelser	66
5.1.3 Stereofotografering - registrering på faste arealer	67
5.1.4 Tareskogregistreringer	67
5.1.5 Strandsonebefaring	68
5.1.6 Billedokumentasjon	68
5.2 Resultater	68
5.2.1 Transekter	68
5.2.2 Transektregistreringer - Alger	69
5.2.3 Transektregistreringer - Dyr	78

5.2.4 Tareskog	87
5.2.5 Karbon- og nitrogeninnhold i stortare	94
6. Referanser	97
7. Vedlegg - egen vedleggsrapport	101
Vedlegg A. Hydrografi / Hydrokjemi / Planteplankton	
Vedlegg B. Bløtbunn	
Vedlegg C. Hardbunn - Transekt - ALGER	
Vedlegg D. Hardbunn - Transekt - DYR	
Vedlegg E. Stasjonsbeskrivelser og tareskog	

Sammendrag

Innledning

Kystovervåkingsprogrammet ("Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge") skal bidra til å:

- Gi oversikt over miljøtilstanden m.h.p. næringssalter og effektene av disse.
- Identifisere kildene for næringssalter til norskekysten.
- Kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjonene over tid.
- Kartlegge effekter av næringssalter på utviklingen og tilstanden i hard- og bløtbunnssamfunnene.

Undersøkellesområdet strekker seg fra svenskegrensen i øst til Fedje nord for Bergen. Det er primært forholdene øst for Lindesnes som ønskes belyst. Vestlandet inngår som et referanseområde for hard- og bløtbunnsundersøkelsene. Fra 1996 av vil hydrografimålinger fra Utsira bli inkludert i programmet.

Programmet startet i 1990 og skal i første omgang gå i 10 år. Den foreliggende rapport presenterer resultater fra 1995. Det er tidligere gitt ut datarapporter for 1995 innen alle fagområdene.

Metodikk

Kystovervåkingsprogrammet omfatter de tre fagområdene:

- Hydrografi, hydrokjemi og planteplankton
- Bløtbunnsfauna
- Hardbunnsamfunn

Innenfor de tre fagområdene er følgende undersøkelser foretatt:

- Undersøkelser av temperatur, saltholdighet, oksygen, Tot-P, PO4-P, part. P, Tot-N, NO3-N+NO2-N, NH4-N, Part. N, SiO2-Si, part. C, totalt suspendert materiale, klorofyll-a, siktedyp, planteplankton og zooplankton er gjort på inntil 5 stasjoner i 1995.
- På bløtbunn er faunaens individtetthet, artsmangfold og biomassemålinger undersøkt. I sedimentene ble kornfordeling (som andel <63 µm) og konsentrasjon av organisk karbon og nitrogen bestemt som støttparametre. Tilsammen er undersøkelsene gjort på 17 stasjoner i 1995.
- På hardbunn er det blitt utført semikvantitative transektregistreringer av alger og dyr fra ca. 30 m dyp og opp til overflaten, stereofotografering av faste flater på ett dyp pr. stasjon, tareskog- og strandsoneundersøkelser. 16 stasjoner er undersøkt i 1995.

Resultater

- Vannmassene i Skagerrak kan deles inn i tre hovedvannmasser:
 - ◊ Skagerrak-kystvann med saltholdighet mellom 25.0 og 32.0 og temperaturer mellom 0°C og 20° C.
 - ◊ Skagerrakvann med saltholdighet mellom 32.0 og 35.0 og temperaturer vanligvis mellom 3°C og 16°C. Det kan være hensiktsmessig å dele den vannmassen i to:
 - ◊ a) Skagerrakvann - øvre med saltholdighet mellom 32 og 34.5 og
 - ◊ b) Skagerrakvann - nedre med saltholdighet mellom 34.5 og 35.0.
 - ◊ Atlantisk vann med saltholdighet over 35.0 og temperaturer mellom 5.5°C og 7.5 °C.

I tillegg er vann med saltholdighet mindre enn 25.0 definert som brakkvann.

- Det hydrografiske året 1995 var et spesielt år i mange sammenhenger. Vinteren 1995 var varmere enn normalt og de vanlige nordøstlige vindene ble erstattet med unormalt sterk sørvestlig vind. Denne vindretningen er ikke gunstig for utskiftning av dypvann i fjordene på østlandet.
- I Nord-Tyskland og Nederland var det en betydelig flom i januar. Store mengder ferskvann ble tilført Nordsjøen og vannmasser som en klarte å identifisere ble sporet til Ytre Oslofjord. Deler av dette flomvannet fortsatte videre nedover mot Jomfruland og Arendal i midten av mars. Vannmassene var kjennetegnet med høye nitratkonsentrasjoner- et høyt N/P-forhold og et lavt N/Si-forhold. I april var alle spor av dette flomvannet borte i kystvannet.
- Våren i Sør-Norge var relativt kald, men en rask overgang til varme sommertemperaturer i fjellet og i lavlandet medførte en rask snøsmelting med dertil følgende flom. Flommen på østlandet, som var den største på flere decennier, begynte i slutten av mai og kuliminerte i juni for så raskt å avta til juli. Flomvannet resulterte i betydelig endringer i de hydrofysiske og hydrokjemiske forhold. Flomvannet spredte seg fra Hvaler/Ytre Oslofjord området og nedover mot Jomfruland og Arendal, men det ble ikke funnet direkte spor av ellevannet ved Lista.
- Storflommen på østlandet samt en større utstrømming av brakkvann enn normalt fra Kattegat/-Østersjøen medførte at utbredelsen av brakkvannslaget ble større enn normalt. Innslaget av brakkvann var normalt avtagende mot vest.
- Tilførslene fra Glomma og Vorma under storflommen tilsvarte et års tilførsler av fosfor, 40% av nitrogen og nesten det dobbelte av partikkeltilførselen. I det elveinfluerte overflatevannet var det høyere konsentrasjoner av partikler og klorofyll-a enn tidligere maksimalt observerte verdier i sesongen. Slike store tilførsler vil selvsagt kunne ha betydning for dyre og plantelivet i sjøen, men observasjoner av flora og fauna, ble utført i forkant av flommen slik at effektene av en slik flomsituasjon ikke kan spores hverken på bløtbunn eller hardbunnsmateriale fra 1995.
- Temperaturen i overflatelaget var i januar/februar hele 2 grader varmere enn normalt, grunnet en varm vinter. Det var også en markert gradient i temperatur langs kysten med lavere overflatetemperaturer i øst om vinteren og høyere om sommeren. Også vann dypere enn 50m var betydelig varmere enn normalt helt fram til august. Da skjedde en innstrømming av kaldere og saltere Skagerrakvann-nedre som medførte et betydelig fall i temperatur langt under det normale for årstiden. Denne situasjonen holdt seg helt fram til desember 1995.

- Som en naturlig følge av stor utstrømming av brakkvann og ellevann i østlige Skagerrak var det en klar økende gradient i salinitet langs kysten. Under flommen var forskjellen mellom Jomfruland og Lista på hele 14 PSU.
- Oksygenforholdene under storflommen førte til 120 til 130% metning av oksygen i overflatelaget (økt planteplanktonproduksjon). Jevnt over var oksygenforholdene meget gode over hele året. Laveste oksygenforhold ble observert i innstrømmende vannmasser av Skagerrakvann-øvre mellom august og november. Dette tyder på stor omsetning av organisk materiale i innstrømmende vann fra sørlige Nordsjøen.
- De hydrokjemiske forhold bar preg av dels tilførselen av rester av flomvannet fra kontinentet i mars 1995 og dels av Østlandsflommen. I de øvre vannmasser var årsgjennomsnittet for totalnitrogen noe lavere enn i 1994, men fortsatt høyere enn i 1991-93. Nitrat+nitritt-konsentrasjonene viste liknende tendenser når de "flomfrie" vintermånedene sammenlignes. Fosforinnholdet i samme vannmasser var ikke forskjellig fra andre år.
- Ved god næringstilgang om våren og høsten skjer det en oppblomstring av planteplankton omtrent samtidig ved Arendal og Jomfruland. Hvilke arter som blir dominerende de ulike stedene, synes å være bestemt av lokale forhold. Sammenlignet med eldre observasjoner kan algebildet i 1995 karakteriseres som ganske normalt ut fra klorofyllmålingene med en litt forsinket og forholdsvis liten våroppblomstring og relativt stor oppblomstring av planteplankton i juni måned. Oppblomstringen i juni skyldes ekstra store tilførsler av næringssalter under storflommen. Tilførsel av silikat med ellevannet medførte at planteplanktonsamfunnet var dominert av kiselalgen *Skeletonema costatum* ved Jomfruland og Arendal.
- Biomasse av zooplankton innsamlet gjennom 1995 var ikke forskjellig fra det i 1994, derimot var innslag av små kopepoder redusert i 1995 og antall "ikke kopepoder" økt.
- I henhold til SFTs klassifiseringsystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann var vannkvaliteten langs norskekysten stort sett god (tilstandsklasse I) med unntak av Jomfruland som var i en dårligere tilstandsklasse enn Arendalstasjonene og Lista. Arendal og Lista klassifiseres som god både vinter og for det meste også om sommeren. Men i 1995 medførte Østlandsflommen at Jomfruland- og Arendalstasjonene om sommeren falt dårligere ut i 1995 enn tidligere år med tilstandsklasse mindre god for klorofyll-a og siktedyp. Også Lista hadde en lavere tilstandsklasse for klorofyll-a, noe som kan indikere en indirekte effekt av flommen. Vannmassene oppstrøms norskekysten representert av stasjoner i Tyskebukta (Helgoland) og Kattegat (Anholt E), var i dårligere tilstandsklasser varierende fra henholdsvis III-V og I-III om vinteren med de dårligste klassene for Tyskebukta.
- Artssammensetningen på stasjonene forandret seg fra øst mot vest. Det var også en tendens til et økende antall arter av dyr, både på bløt- og hardbunn, fra øst mot vest. Bløtbunnsfaunaen viste en markert forandring i artssammensetning ved Lista og ved Jæren, slik at området mellom disse stedene dannet en overgangssone.
- Bløtbunnsfaunaen viste ellers ingen større endringer fra 1994 til 1995. For enkelte stasjoner kan det antydes en utvikling av samfunnene, men det er vanskelig å forklare endringene ut fra noen få faktorer. Det kan skyldes endringer i ytre faktorer, men det kan like gjerne skyldes naturlige populasjonssvingninger.

- Hardbunnstoktet foregikk som nevnt i en periode rett forut for den store flommen på Østlandet. Derfor har det ikke vært mulig å spore effekter av denne. De forskjeller som er registrert må derfor sees i lys av det hydrofysiske og hydrokjemiske forhold forut for flommen.
- Algevegetasjonen langs kysten bar preg av at det hadde vært en mild vinter. Utbredelse og forekomst av alger i 1995 var generelt sett lik 1993, dvs. en fant tildels store forekomster av alger og diversiteten var høy. Det høyeste antall registrerte alger ble funnet i 1995- 145 mot tidligere 136, 140, 128, 128, 131 for hvert år fra hhv. 1994 til 1990.
- Østlige deler av undersøkelsesområdet har signifikante færre arter enn de sørlige og vestlige stasjonene. Antall rødalger og grønnalger i området ved Arendal var signifikant høyere i 1995 enn tidligere. Årsaken er usikker, men mild vinter og god næringstilgang kan være en medvirkende årsak.
- Fra 1994 til 1995 skjedde en signifikant endring i de fleste algeindekser og antall registrerte rød- og grønnalger pr. stasjon økte signifikant. Forekomsten av alger økte fra 1994 til 1995, men ikke helt opp på 1992 og 1993 nivå. Tilsvarende tendenser er funnet for diversitet og jevnhet, samt dominansindeksen, men da med omvendte verdier. Dominans og jevnhet i 1995 viste seg å ligge mellom årene 1994 som det "dårligste" året og alle andre år.
- Mellom områdene ble tilsvarende mønster observert i 1995 som en har gjort tidligere år, men et unntak i 1995 var område B ved Arendal som viste seg å ha et noe høyere antall rødalger enn "normalt".
- Algesamfunnene innen hovedområdene A og B har utviklet seg over tid. Det har skjedd en gradvis suksessjon med utvikling av tareskog. Forekomstene av stortare i 1995 var den høyeste som noen gang er observert. Dette har også ført til større forekomster av annen vegetasjon og fauna som er assosiert til tareskogen. Mest fremtredende har denne utviklingen vært innen området A.
- Nitrogeninnholdet i stortare var økende østover og generelt høyere i 1994 enn i de øvrige årene. Det er god overensstemmelse mellom nitrogenverdier i vannmassene og C/N forholdet i stortare. Det ser derfor ut til at C/N-forholdet (eller Tot-N i stortare) gjenspeiler nitrogenforholdene i vannmassene om vinteren/vår.
- Forekomsten av dyr under transektregistreringene i 1995 var ikke forskjellig fra de siste 2-3 år. Imidlertid var diversiteten og antall registrerte arter i område C og D, høyere i 1995 enn i foregående år. Kolonidannende dyr økte også i 1995 noe som regnes som tegn på en forbedring.
- Forekomsten av purpursnegl var også høyere i 1995 enn tidligere år. Rett etter oppblomstring av den giftige algen *Chrysochromulina polylepis* i 1988, var neste all purpursnegl utryddet så dette må sees på som en forbedring / suksessjon.
- Mengdeforholdet mellom solitære og kolonidannende dyr, forekomst og artsantall, diversitet- og dominansindekser kan også tyde på en moderat påvirkning av næringssalter i de østlige deler av Skagerrak. De geografiske forskjellene i hydrografi (særlig temperatur) er imidlertid store, og det kan tenkes at disse er av større betydning for de biologiske samfunn enn de hydrokjemiske gradientene er. Det er derfor sannsynlig at mange av de gradientene en kan spore i samfunnsstrukturen hos alger og dyr på hardbunn, tildels kan forklares ut fra tilpasninger til det hydrofysiske regimet i de forskjellige områdene.

Summary

Title: Coastal Monitoring Programme. Long term monitoring of environmental quality in the coastal regions of Norway. Annual report 1995. Main-report.
Year: 1996.
Author: Pedersen, A., J. Aure(HI), E. Dahl (HFF), N. Green, T. Johnsen, J. Magnsson, F. Moy, B. Rygg and M. Walday.
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3136-6

Introduction

The goals of the Coastal Monitoring Programme are:

- To assess the environmental quality in Norwegian coastal regions in relation to nutrient loads.
- To identify the main sources of nutrients.
- To assess temporal trends of nutrient concentrations
- To investigate the possible effects of nutrients on the soft and hard bottom communities.

The programme monitors the open coastal regions from the Swedish border to north of Bergen. Particular attention is given to the Skagerrak, the region east of Lindesnes at the very southern tip of Norway. The region west of Lindesnes to north of Bergen is used as "reference area" in the assessment of soft and hard bottom communities.

The programme started in 1990 and will continue for at least 10 years. This report summarises the results from the first five years of investigation.

Methods

The programme is divided into three aspects of monitoring:

- **Hydrography, hydrochemistry and plankton** - including measurements of temperature, salinity, Tot-P, PO₄-P, particulate P, Tot-N, NO₃-N+NO₂-N, NH₄-N, particulate N, SiO₂, particulate C, total suspended material, chlorophyll-*a*, Secchi depth, phytoplankton and zooplankton at up to 5 stations in 1995.
- **Soft bottom fauna** - including annual measurements of species density, diversity and biomass measurements (selected species). In addition, supplementary investigations were done on sediment including quantifying the fraction < 63µm, analyses for organic carbon and organic nitrogen. A total of 17 stations were used 1995.
- **Hard bottom community** - including annual semiquantitative transect registrations of algae and animals from 0 to about 30m depth, qualitative and quantitative analyses of: quadrates at fixed depths, stereophotography of fixed areas of rocky bottom, kelp beds and shoreline. A total of 27 stations were used 1990-1994.

Results

The water masses in the Skagerrak region can be divided into five parts:

	code (Norwegian)	Salinity (PSU)	Temperature
Brackish Water	BW (BV)	< 25.0 ‰	
Skagerrak Coastal Water	SCW (SK)	25.0-32.0 ‰	0-20 °C
Skagerrak Water	SW (SV)	32.0-35.0 ‰	3-16 °C
Skagerrak Water (upper)	SWU (SVØ)	32.0-34.5 ‰	3-16 °C
Skagerrak Water (lower)	SWL (SVN)	34.5-35.0 ‰	3-16 °C
Atlantic Water	AW (AV)	> 35.0 ‰	5.5-7.5 °C

- The hydrographical conditions in 1995 were special. The winter 1995 was warmer than normal and strong south-westerly winds dominated instead of wind from the north-east. South-westerly winds disfavor deep water renewal in the sill fjords of south east Norway.
- Parts of northern Germany and the Netherlands were exposed to considerable flooding during January 1995. Remnants of these water masses were traced in the Outer Oslofjord and down the coast to Jomfruland and Arendal by mid March. These water masses were characterised by high nitrate concentrations, high N/P-ratio and low N/Si-ratio. By April, no trace was observed in Norwegian coastal waters.
- The spring of 1995 was relatively cold in Southern-Norway. A late and rapid thaw in the mountain and lowland regions caused extensive flooding. The flooding was the most severe in recent decades. It began in the end of May, culminated in the beginning of June and subsided rapidly in July. The flood caused significant changes in the hydrophysical and hydrochemical conditions of the marine recipient waters. Flood water masses spread from the Hvaler and Outer Oslofjord area south-west along the coast to Jomfruland and Arendal. No direct effect was found at Lista.
- The flood in Norway and relatively large outflow of brackish water from the Baltic and Kattegat resulted in that the distribution of brackish water along the Norwegian southern coast was larger than normal. The distribution of brackish water decreased westwards.
- The discharge from the Glomma and Vorma rivers during the flood period was equivalent to about a normal year's discharge of phosphorous, about five months discharge of nitrogen and about two year's discharge of particulate matter. This caused elevated levels of especially particulate matter and chlorophyll-a, exceeding earlier maxima in the season. Such an influence has doubtless considerable effects on the plant and animal life in the recipient waters. However, sampling of organisms from the soft and hard bottom communities occurred just prior to prevalence of flood conditions and hence, effects of the flood on organisms could not be evaluated in 1995.
- The temperature of the surface waters in January and February was 2°C warmer than normal. A clear gradient in temperature was found along the coast with lower winter temperatures and higher summer temperatures in the east. Water masses deeper than 50m were also warmer than normal. During August an influx of SWN with lower temperature and higher salinity caused a fall in temperature far below what is normal for this time of the year. This was the situation until December.

- As a result of large outflow of river and brackish water into the eastern Skagerrak, the salinity increased westwards along the coast. During the flood the salinity difference between Jomfruland and Lista was as much as 14.
- Surface layers effected by the flood had an oxygen saturation of 120-130%, due to increased primary production. The oxygen condition for 1995 were generally very good throughout the year. Lowest oxygen saturation was found in SVØ entering the region from August to November indicating a relatively large turnover of organic material in water from southern North Sea.
- The hydrochemical conditions in 1995 was characterized by remnants of flood water discharged from northern Germany and the Netherlands in March and by flooding in eastern Norway in June. The mean total-nitrogen content of the surface water masses for 1995 was somewhat lower than for 1994 but higher than the annual means for 1991-93. A similar trend was found for nitrate+nitrite concentrations during the “flood-free” winter months. The phosphorus content of the surface water was not notably different from year to year.
- With sufficient nutrients during the spring and fall plankton blooms occur about simultaneously at Arendal and Jomfruland. The dominant species may differ between these two stations indicating that local conditions can be decisive. Compared with earlier observations of chlorophyll-*a* analyses, plankton growth in 1995 can be characterised as normal, but with a late and relatively little spring bloom and relatively high quantity of plankton in June. The latter bloom was primarily caused by a unnormally large nutrient supply from flooding. The plankton communities was dominated by diatoms (*Skeletonema costatum*) at Jomfruland and Arendal, due to the excess of riverine silisium.
- Zooplankton biomass in 1995 was similar to 1994, but in 1995 the number of small copepods was less and the number of “non-copepods” was larger.
- The Norwegian fjords and coastal waters investigated can be generally graded as “Good” (Class I) according to the Norwegian State Pollution Control Authority’s classification system of environmental water quality criteria. Poorer quality was more often found at Jomfruland than Arendal and Lista stations. Arendal and Lista can be classified as “Good” during winter and for most of the summer. However, the flood during the summer 1995 resulted in a somewhat poorer condition at Jomfruland and Arendal (“Fair”, Class II) based on chlorophyll-*a* and secchi depth measurements. Indirect influence of the flooding probably explain a poorer class for chlorophyll-*a* at Lista (Class II). In water masses “upstream” from the Norwegian coast, poorest quality was found in the German Bight (Helgoland) and somewhat better class in the Kattegat (Anholt E) varying from “Very bad” (Class V) to “Poor” (Class III).
- Species composition of the soft and hard bottom communities changed from east to west. Considerable change was found in the soft bottom between Lista and Jæren, indicating a transition zone. The number of species of animal increased from east to west.
- Investigation of the soft bottom communities indicated no marked changes from 1994 to 1995. However some stations showed a systematic change during the period 1990-94 but the reason for this is uncertain based on the few supporting variables measured. The reason can be hydro-physical/hydrochemical factors or natural fluctuations in population.

- The algae species composition of the hard bottom communities found in May/June 1995 were influenced by the warm winter. The distribution of algae along the coast was similar to 1993 in that relatively large abundance and high diversity were found. The highest number of algae was 145 registered 1995 compared to 128-140 found earlier.
- The eastern hardbottom stations had significantly fewer species than southern and western stations. The number red and green algae in the Arendal area were significantly higher in 1995 than earlier. The reason for this is uncertain, but mild winter and sufficient nutrient load can have been decisive factors.
- The eastern hardbottom communities changed significantly from 1994 to 1995 for most of the algae indexes. The number of red and green algae per station increased significantly. Algae abundance increased but not as high as levels in 1992-93. Corresponding tendencies were found for diversity and evenness, where as, predictably the dominance index varied inversely. Except for 1994 the results for 1995 for dominance index and evenness in 1995 were the poorest found.
- The relative differences among the areas for the different indices in 1995 were similar to 1994. The exception was the number red algae which was higher than “normal” in 1995.
- The highest abundance of kelp were found in 1995. This has resulted in greater abundance of associated plants and animals. The results from the MDS-analysis indicated that the algae communities of Areas A and B have changed systematically during the period 1990-95.
- Generally the nitrogen content of kelp increases westward. Concentrations found in 1994 were for the most part higher than other years. Changes in the C:N ratio in kelp corresponded to changes in the nitrogen content of water masses during winter and spring which suggest that the C:N ratio in kelp is a good indicator for ambient nutrient conditions.
- The abundance of animals found on hard bottom has not changed significantly the past 2-3 years. However, diversity has increased in the western Areas C and D since 1994. The abundance of colonial species has also increased these areas which generally implies improved conditions.
- The abundance of *Nucella* was generally higher in 1995 than earlier. Just following the bloom the toxic algae *Chrysochromulina polylepis* in 1988, only a few *Nucella* were found. Increased abundance indicates that conditions have improved.
- The ratio of solitary to colonial animals, abundance and species count, diversity and dominance indices indicate moderate effects from nutrient load in the eastern part of the Skagerrak. However, hydrographical conditions (especially temperature) change significantly along the coast and it is likely that these conditions have a greater influence on the plant and animal communities than hydrochemical differences. Hence, differences in community structure along the coast may mostly be due to adaptation to local hydrographical regime in the different areas.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og formål

Kystovervåkingsprogrammet ("Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge") skal bidra til å:

- Gi oversikt over miljøtilstanden m.h.p. næringssalter og effektene av disse
- Identifisere fra hvilke områder ulike næringssaltmengder kommer til norskekysten
- Kartlegge endringer i næringssaltkonsentrasjonene over tid
- Kartlegge effekter av næringssalter på utviklingen og tilstanden i hard- og bløtbunnssamfunnene.

Senere års forskningsresultater tyder på økt næringssaltbelastning og til dels kritiske tilstander på lokaliteter i Kattgat og sydlige del av Nordsjøen (Naturvårdsverket 1988; Rosenberg *et al.* 1990; Enoksson *et al.* 1990). Begge områder viser symptomer på eutrofiering. Konsentrasjonen av nitrogen har økt, planktonsamfunnene har fått et sterkere innslag av flagellater, bunnfaunabiomassen har økt i visse områder, og det har vært registrert oksygensvikt på tidligere produktive lokaliteter. I løpet av det siste tiåret har også økt biomasse og redusert oksygen i østlige Skagerrak fått stor oppmerksomhet (Josefson & Smith 1984; Rosenberg 1985; Pearson *et al.* 1986; Pihl-Baden 1986; Josefson 1987; Rosenberg *et al.* 1987; Josefson 1988; Baalsrud & Magnusson 1989; Josefson 1990; Pedersen & Rygg, 1990). Den biomasseøkning i bløtbunnfaunaen som foregikk langs den svenske vestkysten i 1984-88 var korrelert med økt næringsalttilførsel til området i samme periode. Senere (1989-92) er det imidlertid registrert nedgang i biomasse og individtetthet på svenske overvåkingsstasjoner (Tunberg 1994). Oppblomstringene av giftige alger har aktualisert problemstillingen omkring virkninger av næringssalter ytterligere. Et høyt nitrogen:fosfor -forhold (N/P) synes å kunne stimulere giftproduksjon hos enkelte arter (Granéli *et al.* 1993).

Den aktuelle debatten om eutrofisituasjonen i ytre Oslofjord, og den eventuelle nytten av reduksjoner av næringssalter, spesielt nitrogen, understreker også behovet for langtidsobservasjoner av *tilstanden* i marine områder for å kunne skille mellom naturlige variasjoner og forurensningsgenererte effekter.

Tilstanden viser den samlede virkning av tidligere og nåværende forurensningstilførsler i tillegg til de naturlige forhold. Kumulative virkninger av vedvarende tilførsler av næringsstoffer kan føre til at eutrofigraden øker selv om tilførslene ikke øker. Det avgjørende er om tilførselen av næring til økosystemet er større enn eksporten. For Østersjøen har Wulff *et al.* (1990) beregnet at fosforkonsentrasjonen ville fordobles i årene 1975 til 2000, selv ved uendrede årlige tilførsler i den samme tidsperiode.

Det er nødvendig med en omfattende overvåking for å kunne følge med i utviklingen. Hvis store geografiske områder berøres, kan selv en liten økning i forurensningsgrad representere en utvikling som er vanskelig å snu. En negativ regional forurensningsutvikling må derfor kunne oppdages på et tidlig tidspunkt. Små endringer må kunne påvises, slik at kilder og årsaker kan kartlegges og tiltak utredes og iverksettes innen utviklingen har gått for langt. Et utvalg av lokaliteter overvåkes for å følge utviklingen. Disse antas å være representative for utviklingen i større regioner og forskjellige områdetyper.

I kystovervåkingsprogrammet er det lagt stor vekt på at resultatene fra undersøkelsene skal være sammenlignbare med resultater fra andre relevante overvåkingsprogrammer. Mest aktuelle er de danske og svenske overvåkingsprogrammene i Kattgat/Skagerrak (Agger *et al.* 1994; Axelsson & Rydberg 1993; Tunberg 1994). God koordinering av metodikk bidrar til at utviklingen i større deler av Nordsjøen kan beskrives og sammenlignes.

1.2 Geografisk område

Undersøkelsesområdet strekker seg fra svenskegrensen i øst til Fedje nord for Bergen. Det er primært forholdene øst for Lindesnes som ønskes belyst, men deler av Vestlandet inngår som et referanseområde for deler av undersøkelsene. I grove trekk kan en si at de norske områder som i mai-juni 1988 ble rammet av den store oppblomstringen av giftige alger (*Chrysochromulina polylepsis*), omfattes av kystovervåkings-programmet.

1.3 Program

Kystovervåkingsprogrammet omfatter tre ulike fagområder som hver for seg og sammen bidrar til å øke kunnskapen om tilstand og utvikling i de marine områder langs den sør-norske kyst:

1. Hydrografi-, hydrokjemi- samt planteplankton og zooplanktonundersøkelsene beskriver de biotiske- og abiotiske forhold i de frie vannmasser. Forholdene i de frie vannmasser kan variere meget over tid og undersøkelsen utføres derfor jevnlig gjennom året.
2. Bløtbunnsundersøkelser overvåker sedimentlevende organismesamfunn på 50-460 m dyp. Forholdene i bløtbunnsområder er mer stabile enn i de frie vannmasser og det er derfor tilstrekkelig med én årlig undersøkelse.
3. Hardbunnsundersøkelser overvåker de organismesamfunn som lever på fast underlag (fjell/stein) mellom 0 og 30 m dyp. De biologiske forholdene i hardbunnsområder er stabilere enn i de frie vannmasser og undersøkelsene utføres én gang i året.

Programmet skal i første omgang gå i 10 år. Erfaringer fra overvåking av bunnfauna i Kattegatt indikerer at 7-8 år med årlig prøvetaking er et minimum for at tidstrender med sikkerhet skal kunne påvises. Forlengelse av programmet utover de planlagte 10 år må vurderes etterhvert som resultater fra undersøkelsene foreligger. I løpet av de fem årene som har gått siden overvåkingen startet har programmet blitt revidert ved flere anledninger. Dette har sine fremste årsaker i faglige vurderinger og økonomiske innskrenkninger og har først og fremst medført en reduksjon i antallet undersøkte stasjoner hvert år.

Den foreliggende rapport presenterer resultater fra de første fem år av kystovervåkingen og de tre delene i programmet behandles til å begynne med hver for seg. Avslutningsvis sammenholdes resultatene fra de tre delene og diskuteres i forhold til hverandre, og til resultater fra andre relevante undersøkelser. På siste side er det gitt en oversikt over samtlige rapporter som er gitt ut under kystovervåkingsprogrammet.

2. Forurensningstilførsler

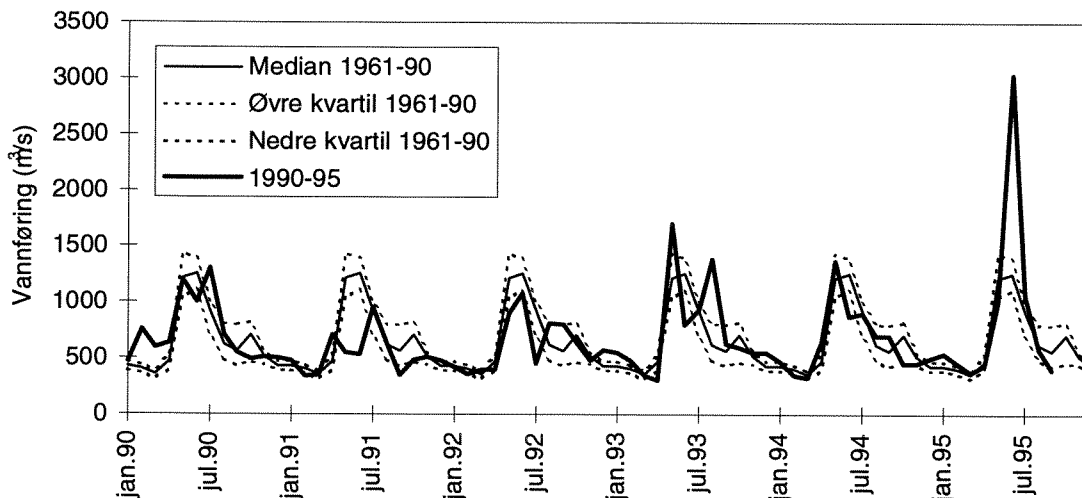
2.1 Tilførsler fra Norge

Tilførslene til den norske Skagerrakkysten for tidsrommet 1990-95, sammenlignet med 1961-90 er vist i tabell 1. figur 1 viser ferskvannstilførselen i Glomma 1990-95.

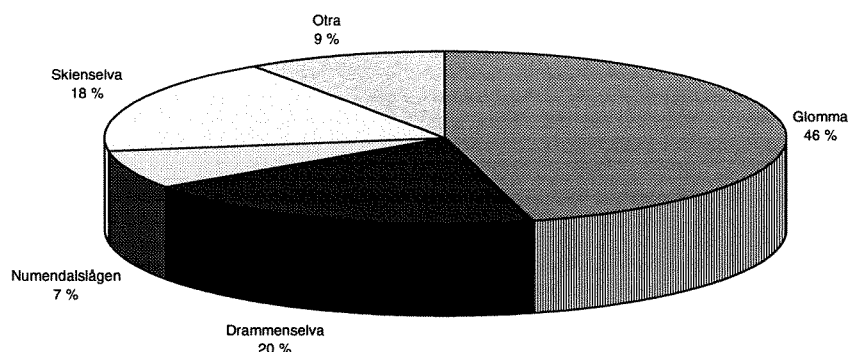
Storflommen våren 1995 ga ekstra store tilførsler, spesielt av fosfat, totalt suspendert materiale (SPM) og TOC, men tildels også av nitrat. Størrelsen på tilførslene er avhengig av vannføringen. Figur 2 viser at Glomma og Drammenselva (1995) dominerer ferskvannstilførselen og derved tilførsler av partikler og næringssalter.

Tabell 1. Beregnet tilførsler av næringssalter, suspendert materiale (SPM), kjemisk oksygenforbruk samt total organisk karbon (tonn /år) til den norske Skagerrakkysten (Holtan et.al., 1995).

År	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	S.P.M	COD	TOC
1961-90	1164	456	39572	19697	6510	353576	150174	163835
1990	1236	267	36712	16301		370716		
1991	1155	434	33678	14693		199202	242646	130605
1992	1094	389	35509	18873	6567	408277	281002	197234
1993	1034	391	35092	16953	6234	274282	150174	174301
1994	885	312	40622	21335	6323	274151	117370	212990
1995	1222	624	41084	22016	6506	431342	132120	239327



Figur 1. Vannføringen i Glomma 1990-95 (m³/s), sammenlignet med 1960-91 (Data fra NVE).



Figur 2. Årsvannføringen i de største elvene til Skagerrak i 1995.

2.2 Tilførsler til Nordsjøen og Skagerrak fra andre land

Tilførsler av bl.a næringsalter fra de ulike land som har utslipp til Nordsjøen blir nå beregnet hvert år. Ettersom de norske utslippene oftest ligger "nedstrøms", vil også langttransporterte tilførsler ha innflytelse på det norske kystmiljøet. Flere år med vann fra Tyskebukta er identifisert (Pedersen et. al., 1995,a,b) og rester av vann fra storflommen på kontinentet i 1995 ble bl.a observert i ytre Oslofjord og ved Jomfruland våren 1995 (Magnusson og Nygaard, 1996). For å vise det relative forhold mellom de ulike lands tilførsler av næringsalter er de beregnede tilførsler fra 1992 vist i tabell 2.

De klart største tilførsler av næringsalter til Nordsjøen kommer fra Nederland og Tyskland, mens de norske tilførsler er ca. 3-4 %.

Tabell 2. Tilførsler til Nordsjøen i 1992 (kilotonn) fra ulike land rundt Nordsjøen (OSPARCOM, 1994). For Danmark og Sverige inngår også tilførsler til Kattegat.

Land/variable	Tot-P	PO4-P	Tot-N	NO3-N	NH4-N
England	3	3	31	10	21
Belgia	3	1	40	22	4
Nederland	20	11	394	281	24
Tyskland	11	3	237	179	13
Danmark	2	1	62	51	mangler
Sverige	0	0	14	6	3
Totalt	39	19	778	549	65
Norge	1	0.4	35	19	8
Norge/totalt (%)	3	2	4.5	3.5	<13

I de senere år har det vært flom i Tyskland og Nederland, spesielt i 1994 og 1995. I januar 1995 var det en ekstra stor flom. Betydelige landområder i Nederland ble oversvømmet.

3. Hydrografi/hydrokjemiplanteplankton

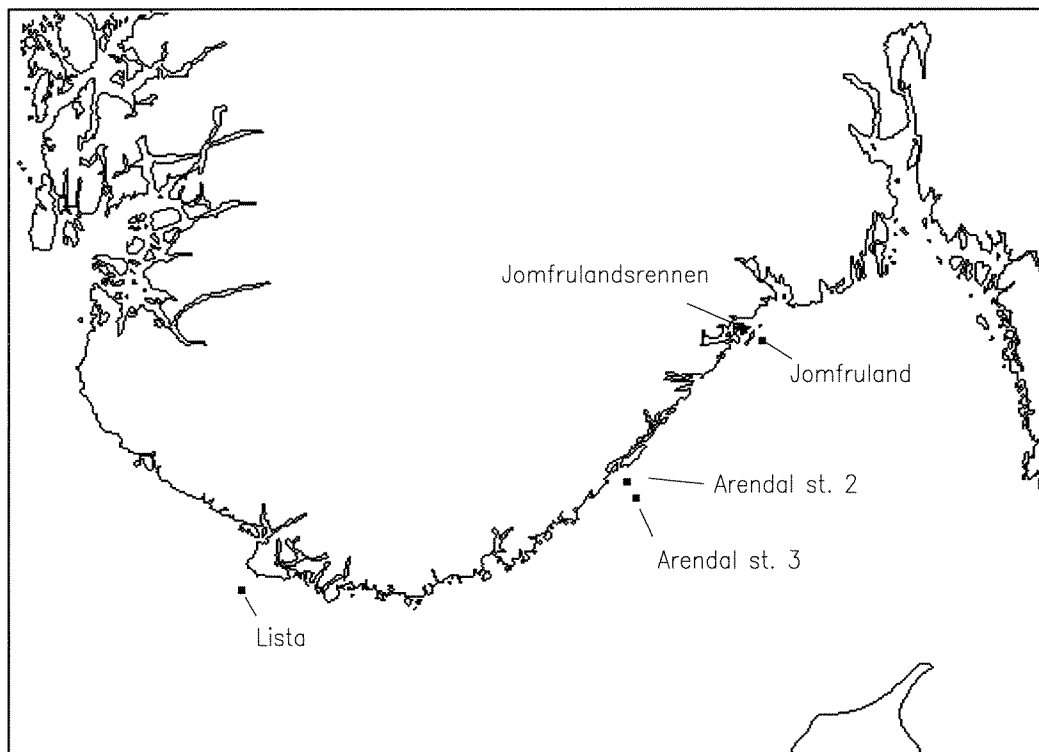
3.1 Materiale og metoder

Hydrografiske/hydrokjemiske observasjoner startet våren/sommeren 1990. Fra å ha omfattet 5 hovedstasjoner og 2 overflatestasjoner ble programmet redusert i 1992 til 4 hovedstasjoner og en overflatestasjon. Tabell 3 og figur 3 viser stasjonsposisjoner og observasjonsfrekvens, tabell 4 viser observerte variable.

Tabell 3. Hovedstasjoner og observasjonsfrekvens i 1995.

Stasjon	Posisjon	Dyp	Observasjonsfrekvens
Jomfruland	N: 58° 51' E: 09°40.'	ca. 110 m	Ca. hver 14 dag.
Arendal st 2.	N: 58° 23' E: 08° 49'	ca. 75 m	Ca. hver 14 dag.
Arendal st.3.	N: 58° 20.' E: 08°54.'	ca. 260 m	Ca. 1 gang pr. måned
Lista	N: 58° 01' E: 06° 32.'	ca. 310 m	Ca. 1 gang pr. måned

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



Figur 3. Hydrografiske/hydrokjemiske stasjoner i kystovervåkingsprogrammet 1995.

For en detaljert beskrivelse av metodene henvises til datarapportene. Her er også presentert resultater av årlige parallellanalyser mellom de ulike laboratorier. I 1995 var det små forskjeller i parallellanalyserne, men fortsatt bør enkelte variable korrigeres ved en sammenligning av observasjoner mellom ulike stasjoner. For 1995 gjelder dette delvis for klorofyll-*a*, samt for silikat, POC og PON (Røgeberg et al., 1996).

Tabell 4. Oversikt av observasjoner på de ulike stasjoner i 1995.

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

* = totalt suspendert materiale.

Standard prøvetakingsdyp i 1995 var som tidligere år 0, 5, 10, 20, 30, 50, 75, 100, 125, 150, 200 og 300 meters dyp eller et dyp nær bunn avhengig av stasjon dyp. Enkelte variable ble bare analysert på et begrenset antall dyp. Fra og med 1993 er det tatt en integrert prøve med bruk av en slange fra 0 - 30 meters dyp av partikulært materiale, klorofyll-a og planteplankton.

Saltholdighet og temperatur ble observert med STD-sonde (Gytre) eller CTD-sonde (Neil Brown). Resultatene fra STD-sondene er kontrollert med saltholdighetsanalyser av vannprøver på enkelte dyp og temperaturmålingene med parallelle vendetermometre. Siktedypet ble observert uten vannkikkert.

I felt ble vann til næringssaltsanalysene filtrert gjennom en zooplanktonduk med 180 µm maskevidde.

Samtlige analyser av totalt suspendert materiale ble analysert ved NIVA, mens øvrige analyser ble gjennomført ved HFF (Arendal st. 2 og 3, samt Lista, unntatt partikulært karbon (POC) og nitrogen (PON) som ble analysert ved HI) og ved NIVA (Jomfruland og Jomfrulandsrennen).

Planteplankton

Prøver for kvantifisering av planteplankton ble ved starten av overvåkningsprogrammet samlet og analysert fra 3 stasjoner (Færder, Jomfruland, Arendal st.2), men fra 1994 har analysene vært konsentrert om prøver fra Arendal st. 2.

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

Fra sesongen 1995 er det samlet inn vannprøver for kvantitativ analyse av algesammensetning ved Arendal og Jomfruland. Ved Arendal ble de øvre 30 meterene av vannsøylen prøvetatt ved bruk av slange, mens ved Jomfruland ble prøvene tatt på 5 meters dyp ved bruk av vannhenter. Alle vannprøvene ble fiksert med sur Lugol (jodbasert fikseringsmiddel), og i tillegg ble det ved Arendal tatt parallelle vannprøver som ble fiksert med nøytralisert formalin spesielt for kvantifisering av kalkflagellater. Prøver for kvalitativ analyse (håvtrekk) ble tatt ved Jomfruland, og også disse ble formalinfikserte.

Ved algetellingene er det benyttet vanlige platekammere og et sedimentasjonsvolum på 10 ml (deteksjonsgrense 100 celler/liter) for prøvene fra Arendal. Prøvene fra Jomfruland er talt i Palmer-Maloney tellekammer (deteksjonsgrense ca. 6.880 celler/liter). I tillegg er det gjennomført telling av store dinoflagellater, slik som *Ceratium* og *Dinophysis*, etter at prøvene er blitt konsentrert på filter (deteksjonsgrense 20-40 celler/liter). Med unntak av telling av store dinoflagellater på filter fra Arendal st.2, som er utført ved Forskningsstasjonen Flødevigen, er samtlige algeanalyser utført ved NIVAs Vestlandsavdeling.

Prøvetakning og klorofyll *a*-analyser er utført etter standardmetode (jfr. Aure et. al 1991).

Videre behandling av prøvene er tidligere beskrevet (Pedersen et. al 1995).

Zooplankton

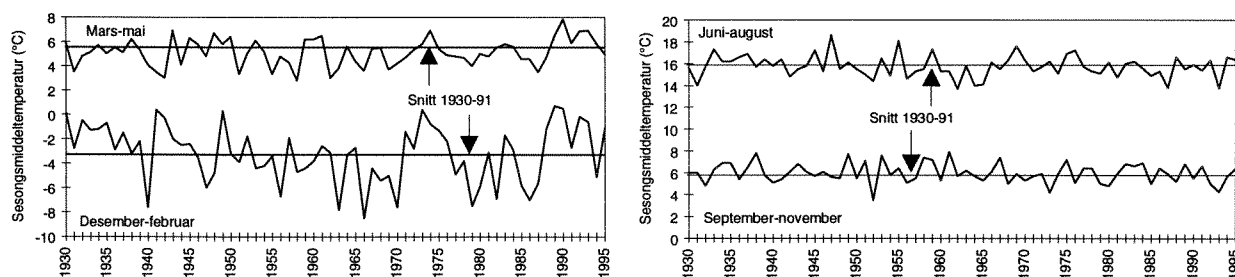
Overvåkingen av zooplankton gjennomføres bare på Arendal st. 2 og følger standardisert metode brukt ved Havforskningsinstituttet.

Det er samlet inn dyreplanktonmateriale på Arendal st.2 fra 21 ulike datoer gjennom året på de samme dager som de øvrige parametere er målt på denne stasjon. Prøvene er innsamlet med en WP-2 planktonhåv med diameter 56 cm og maskevidde 200 μm . Håven ble senket til 50 m og trukket opp til overflaten med en hastighet på 0,5 m/sek. Prøven ble spylt forsiktig ned i koppen og overført til plastboks for videre opparbeiding. I land ble prøven delt i to med en planktondelel. Før deling ble store maneter og meduser tatt ut, tallet og lengdemålt. Den ene halvdel av prøven ble fiksert med 4% nøytralisert formalin og den andre halvdel ble tørket ved 60°C for tørrvektbestemmelse. En delprøve av den fikserte prøven ble tallet og artsbestemt. Prøven for tørrvektbestemmelse ble fraksjonert gjennom to siler med duk 1000 μm og 200 μm . De to fraksjonene ble tørket og veiet i hver sin skål.

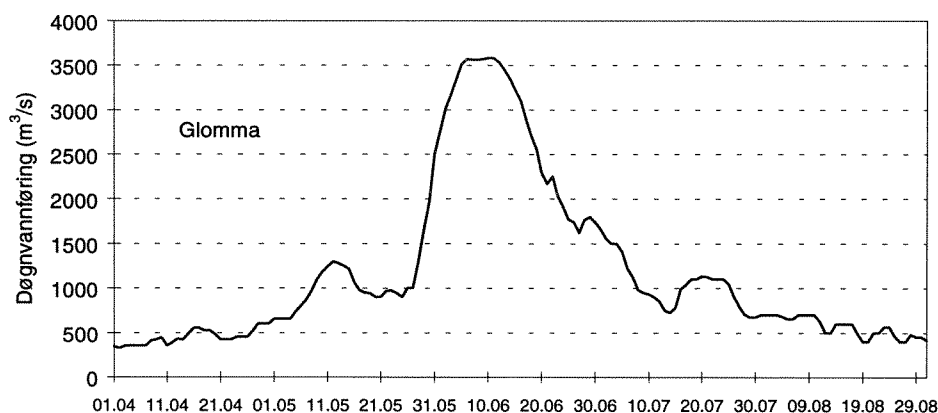
3.2 Resultater

3.2.1 Meteorologi og ferskvannstilførsler

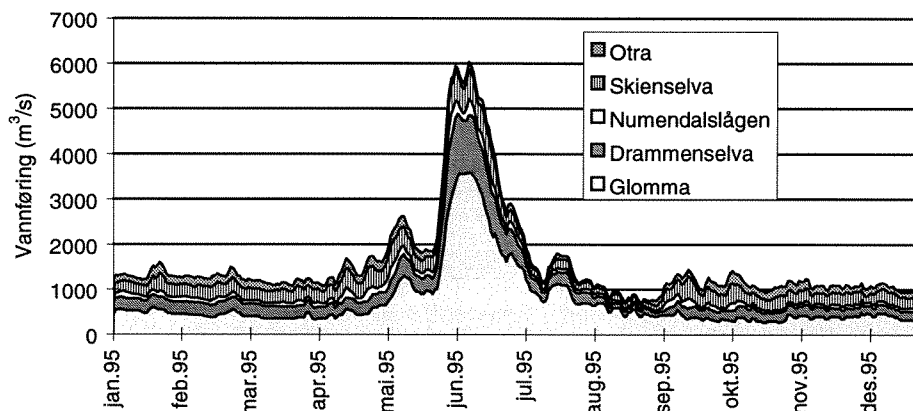
Vinteren 1995 var igjen relativt varm, mens våren var noe kaldere enn normalt (figur 4). Overgangen mellom den kjølige våren og en varm sommer kom relativt raskt og var en bidragende årsak til den store flommen i 1995. I Glomma startet den store flommen siste uken i april og kulminerte den 11.6 (figur 5). Det var samtidig flom i Drammenselva og Skienselva, mens f.eks. Otra ikke hadde noen markert flom (figur 6). De store vassdragene i Østlandsområdet dominerte i flomsituasjonen.



Figur 4. Sesongsmiddeltemperatur ved Blindern, Oslo 1930-95 sammenlignet med gjennomsnittet 1961-90 (Data fra Meteorologisk institutt).

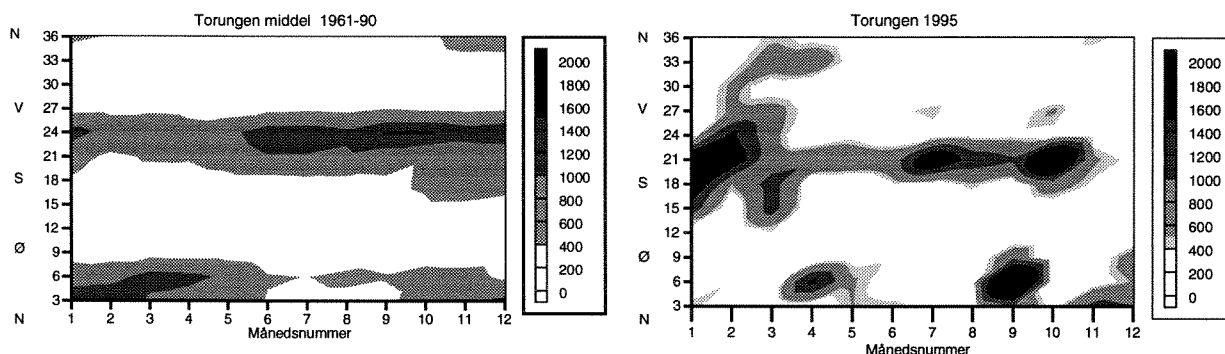


Figur 5. Døgnvannføringen (m^3/s) i Glomma april - august 1995 (Data fra NVE).



Figur 6. Døgnvannføring i Glomma, Drammenselva, Numendalslågen, Skienselva og Otra i 1995 (Data fra NVE). På datoakseln er omtrent den første i hver måned markert med månedsnavn.

Den milde vinteren i 1995 skyldtes de generelle meteorologiske forhold over Sør-Skandinavia. Nordøstlige vinder var mindre utpreget. I stedet var det unormalt kraftig sørvestlig vind fra januar til ut i mars måned (figur 7). Den normale situasjonen er at vindene blåser parallelt med kysten med dominans av vind fra SV om sommeren og fra NØ om vinteren. Fra juli til oktober 1995 var det relativt mye vind fra sørvest, mens det i september var kraftig vind fra nordøst.



Figur 7. Vindforholdene ved Sørlandskysten - gjennomsnittlige forhold 1961-90 og i 1995. Vindforholdene er gitt som fv^2 , hvor f =observasjonsfrekvens i % og v = vindstyrken i m/s. (Data fra Meteorologisk institutt). Figuren illustrer månedsmiddel og hvert månedsmiddel er markert med nr. på x-aksen.

3.2.2 Hydrografi

Generelt

Vannmassene i Skagerrak kan deles inn i tre hovedvannmasser:

Skagerrak-kystvann (SK) med saltholdigheter (psu) mellom 25.0 og 32.0 og temperaturer mellom 0°C og 20°C.

Skagerrakvann (SV) med saltholdigheter mellom 32.0 og 35.0 og temperaturer vanligvis mellom 3°C og 16°C. Det kan være hensiktsmessig å dele denne vannmassen i to,

- Skagerrakvann- Øvre (SVØ)* med saltholdigheter mellom 32 og 34.5, og
- Skagerrakvann nedre (SVN)* med saltholdigheter mellom 34.5 og 35.0.

Atlantisk vann (AV) med saltholdighet over 35.0 og temperaturer mellom 5.5°C og 7.5°C.

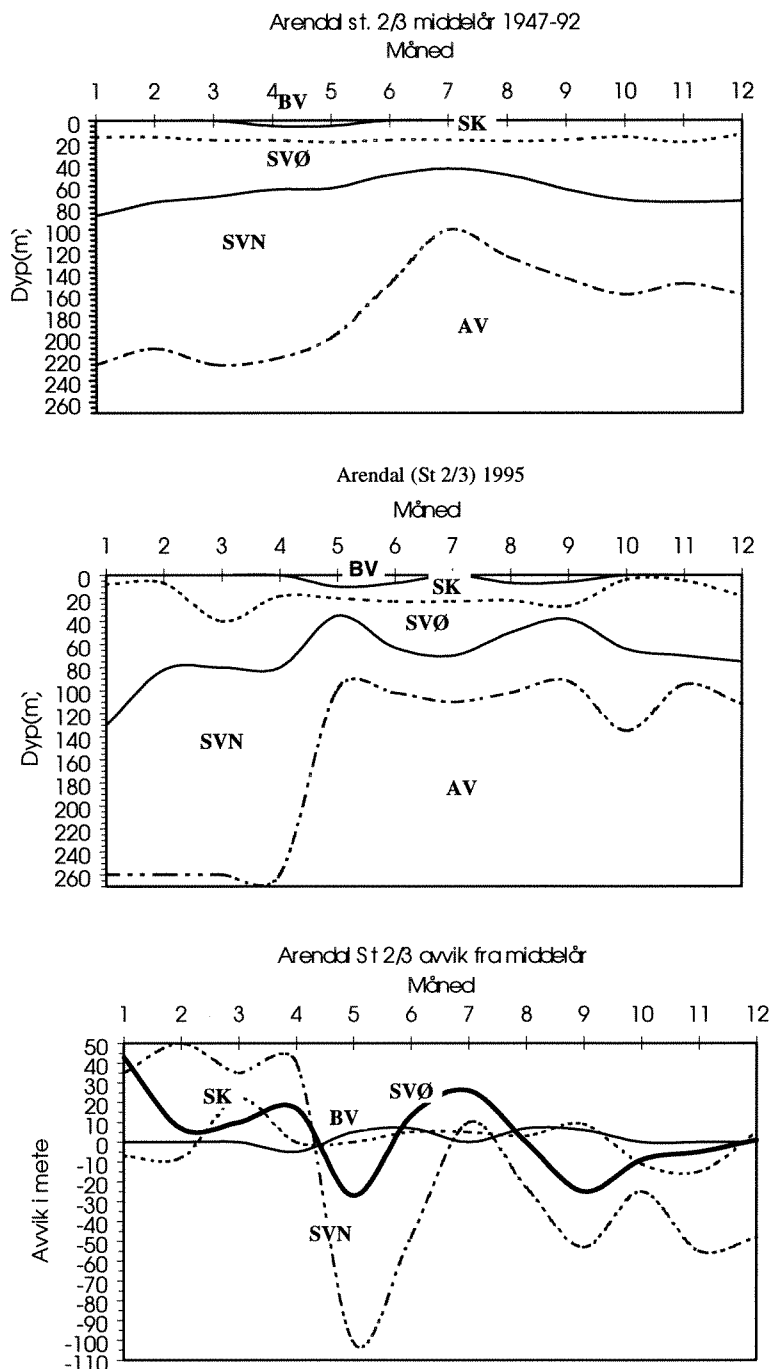
I tillegg er vann med saltholdighet mindre enn 25.0 definert som *brakkvann (BV)*

Atlantisk vann tilføres Skagerrak fra Norskehavet via nordlige Nordsjøen og lagrer seg inn under det lettere Skagerrakvannet. Langs Sørlandskysten vil denne vannmassen normalt finnes under ca. 100 meters dyp (figur 8).

Skagerrakvann-nedre består hovedsakelig av vann fra de sentrale deler av Nordsjøen, mens Skagerrakvann-øvre har sin opprinnelse i sørlige Nordsjøen, tildels med innblanding av ferskvann fra Østersjøen og lokal ferskvannsavrenning. Langs Sørlandskysten er Skagerrakvannet innlagret mellom Skagerrak-kystvann og det dypere liggende Atlantiske vannet. Skagerrak-kystvann, består hovedsakelig av en blanding mellom Østersjøvann, lokalt ellevann og vann med opprinnelse i sørlige og tildels sentrale deler av Nordsjøen og har normalt en tykkelse på mellom 15 og 20 meter langs Sørlandskysten (figur 8).

Med stor lokal ferskvannsavrenning fra elver i indre Skagerrak (vår og høstflom) dannes det ofte nær kysten et lokalt brakkvannslag med saltholdigheter under 25.0. I et normalår er midlere vertikalutbredelse av brakkvannet ca. 5m i april og mai. Figur 8 viser at midlere dybde av Skagerrak kystvann og Skagerrakvann øvre ikke varierer så mye gjennom året, men kan ha store kortidsvariasjoner forårsaket av lokale og regionale vær og strømforhold. I de dypere lag langs den norske Skagerrakkysten er det derimot en klar årlig variasjon i vertikalutbredelsen av Skagerrakvann-nedre og Atlantisk vann.

Om vinteren og tidlig på våren finnes normalt ikke Atlantisk vann over ca. 200m dyp, mens det utover våren og sommeren heves opp til ca. 100 m dyp i juli måned for deretter å synke til ca. 150 m dyp i slutten av året.



Figur 8. Midlere vannmassefordeling ved Arendal for middelåret 1947-92 og for 1995, samt avvik fra midlere nedre (øvre) dypdegrensene i 1995. (Brakkvann = BV, Skagerrak kystvann = SK, Skagerrakvann - Øvre = SVØ, Skagerrakvann - nedre = SVN og Atlantisk vann = AV).

Midlere total tilførsel av vann fra Nordsjøen til Skagerrak utgjør omlag 1 mill.m³/s. Lagdelingen og sirkulasjonen i Skagerrak er sterkt influert av den store ferskvannstilførselen fra Østersjøen (15.000 m³/s) og fra lokale elver i indre Skagerrak (2.500 m³/s). Det er usikkert hvor mye ferskvann som tilføres fra sørlige Nordsjøen til Skagerrak, men den er trolig i størrelsesorden 2.000 m³/s. Total midlere ferskvannstilførsel til Skagerrak blir da omlag 20.000 m³/s. Den midlere ferskvannsinfluerte volumtransporten knyttet til de øvre lag langs Skagerrakkysten antas å ligge mellom 0.25 og 0.4 mill. m³/s, som er omlag 15 ganger større enn den totale ferskvannstilførselen.

Hydrografiske forhold i 1995

Vannmassefordeling

Jomfruland/Arendal

Brakkvann (**BV**) ble observert ved Jomfruland fra april til september og ved Arendal St. 2-3 i mai, juni, august og september begrenset til de øverste 5-15 m (figur 9). I perioden fra mai til september var det unormalt mye BV og lave saltholdigheter i overflatelaget som skyldtes storflommen på Østlandet i mai/juni og ellers relativt store tilførsler av ferskvann til Skagerrak og fra Østersjøen/Kattegat.

Vertikalutbredelsen av Skagerrak-kystvann (**SK**) ved Arendal (St. 2-3) var tilnærmet normal fra april til september sammenlignet med "normalåret" 1947-92. I mars var det imidlertid en betydelig innstrømning av SK med ca. 20 m større vertikalutbredelse enn normalt. I januar, februar, oktober og november var SK delvis fraværende ved Arendal og 10-20 m grunnere enn det normale for årstiden, mens det ble registrert ved Jomfruland hele året.

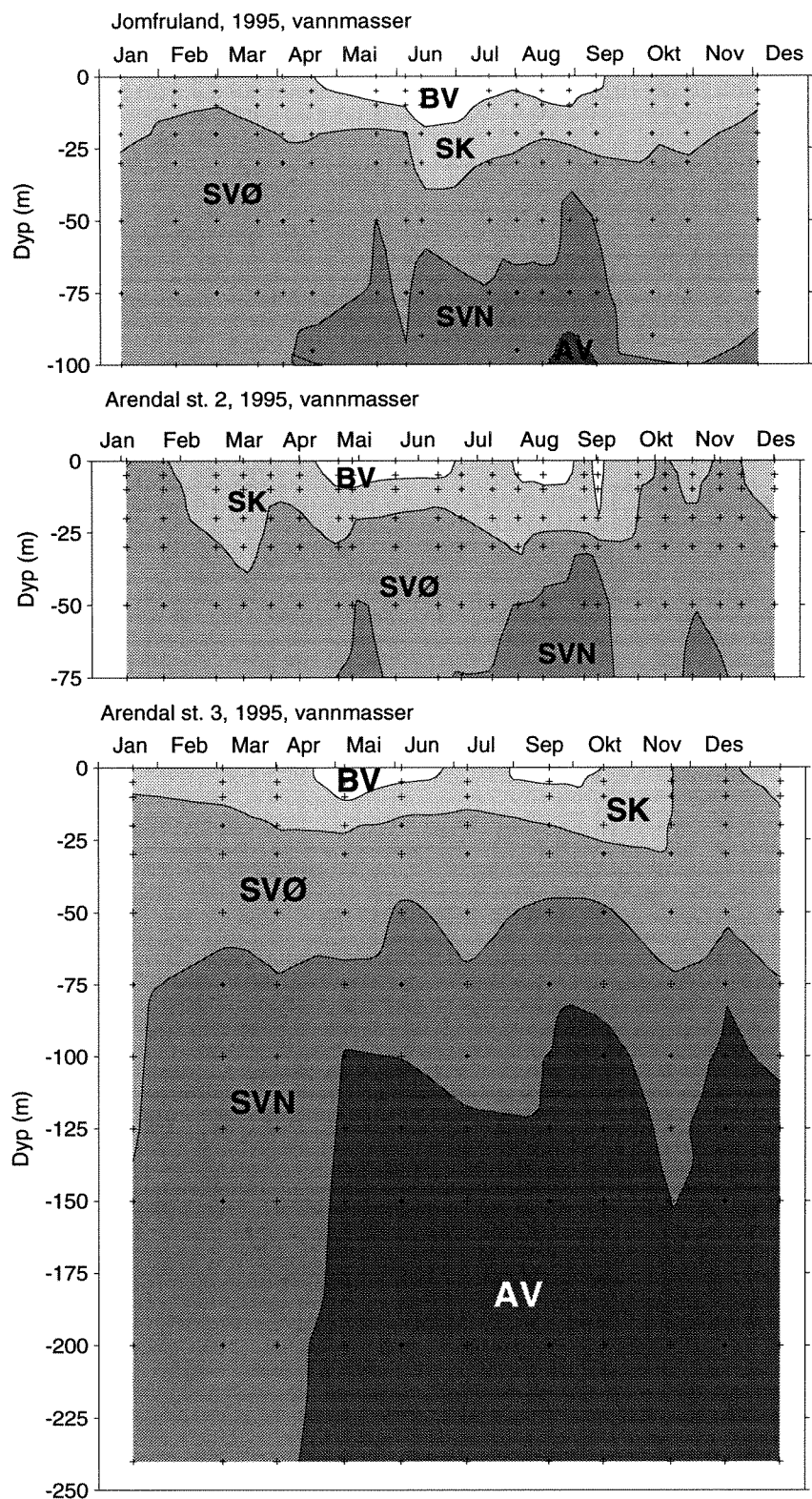
Nedre dybdegrensene for Skagerrakvann-øvre (**SVØ**) ved Jomfruland varierte mellom ca. 10 m til bunn (100 m), og ved Arendalstasjonene mellom ca. 35 og 125 m. Vertikalutbredelsen av **SVØ** var størst i januar med omlag 120 m og minst i mai og september med ca. 10-15 m. Nedre dybdegrensene for **SVØ** lå 10-40 m dypere enn normalt for Arendalstasjonene fram til juli måned med unntak i mai måned hvor **SVØ** lå ca. 25 m grunnere enn normalt for årstiden. Fra august og ut året lå **SVØ** grunnere eller nær det normale for årstiden. Den relativt store vertikalutbredelsen fra januar til april viser at det var en betydelig transport av **SVØ** langs norskekysten i denne perioden.

Atlantisk vann var fraværende ved Jomfruland hele 1995, unntatt i slutten av august. Ved Arendal st. 2 ble det ikke registrert **AV**. Ved Arendal st. 3 varierte øvre dybdegrensene for Atlantisk vann (**AV**) (tilsvarende nedre dybdegrensene for Skagerrakvann-nedre (**SVN**)) mellom 260 m og ca. 80 m i løpet av 1995. Øvre dybdegrensene for **AV** lå i perioden fra januar til april 40-50 m dypere enn der normale for årstiden. I resten av året, med unntak av i juli, lå øvre dybdegrensene for **AV** tildels betydelig høyere enn for normalåret 1947-92. Det relativt store innslaget av **AV** i Skagerrak fra mai og ut året skyldes økt innstrømning av **AV** fra Nordsjøen.

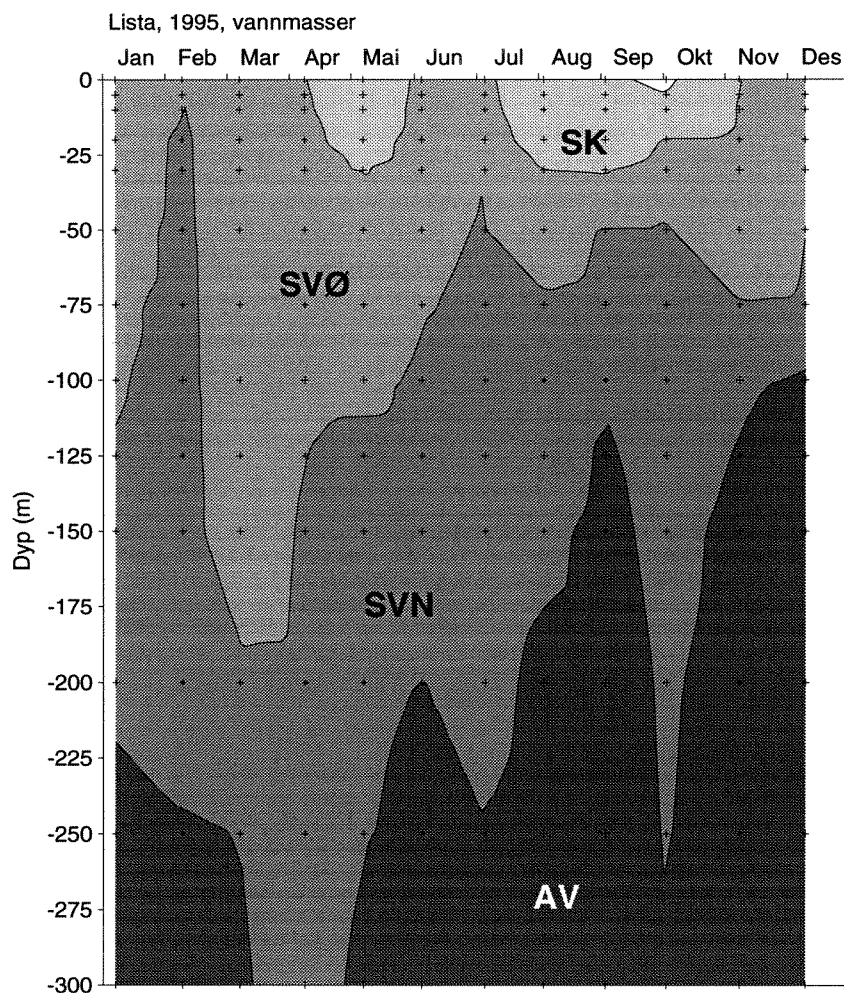
Lista

Brakkvann (**BV**) ble bare observert i en kort periode i slutten av september. Skagerrak-kystvann (**SK**) var tilstede fra april til november, med unntak av juni, med maksimal vertikalutbredelse på ca. 30 m (figur 10). Skagerrakvann-øvre (**SVØ**) hadde sin største vertikalutbredelse i mars måned på ca. 180 m. Nedre dybdegrensene for **SVØ** avtok markert fram til juni og varierte resten av året omkring 60 m. Øvre dybdegrensene for Atlantisk vann (**AV**) (nedre dybdegrensene for Skagerrakvann-nedre (**SVN**)) lå dypere enn 300m i mars/april, men hevet seg gradvis utover våren og sommeren til ca. 100 m dyp i slutten av august. Etter en forbigående fordypning av Skagerrakvann-nedre (**SVN**) til ca. 250 m dyp i første del av oktober, var øvre dybdegrensene for **AV** igjen oppe i ca. 100 m på slutten av året. Med unntak av

perioden i begynnelsen av oktober, var det høsten 1995 preget av et relativt stort innslag av Atlantisk vann sammenlignet med et normalår hvor øvre dybdegrensse maksimalt når opp i 160 m dyp.



Figur 9. Observert vertikalfordeling av vannmasser ved Jomfruland og Arendalstasjonene i 1995.



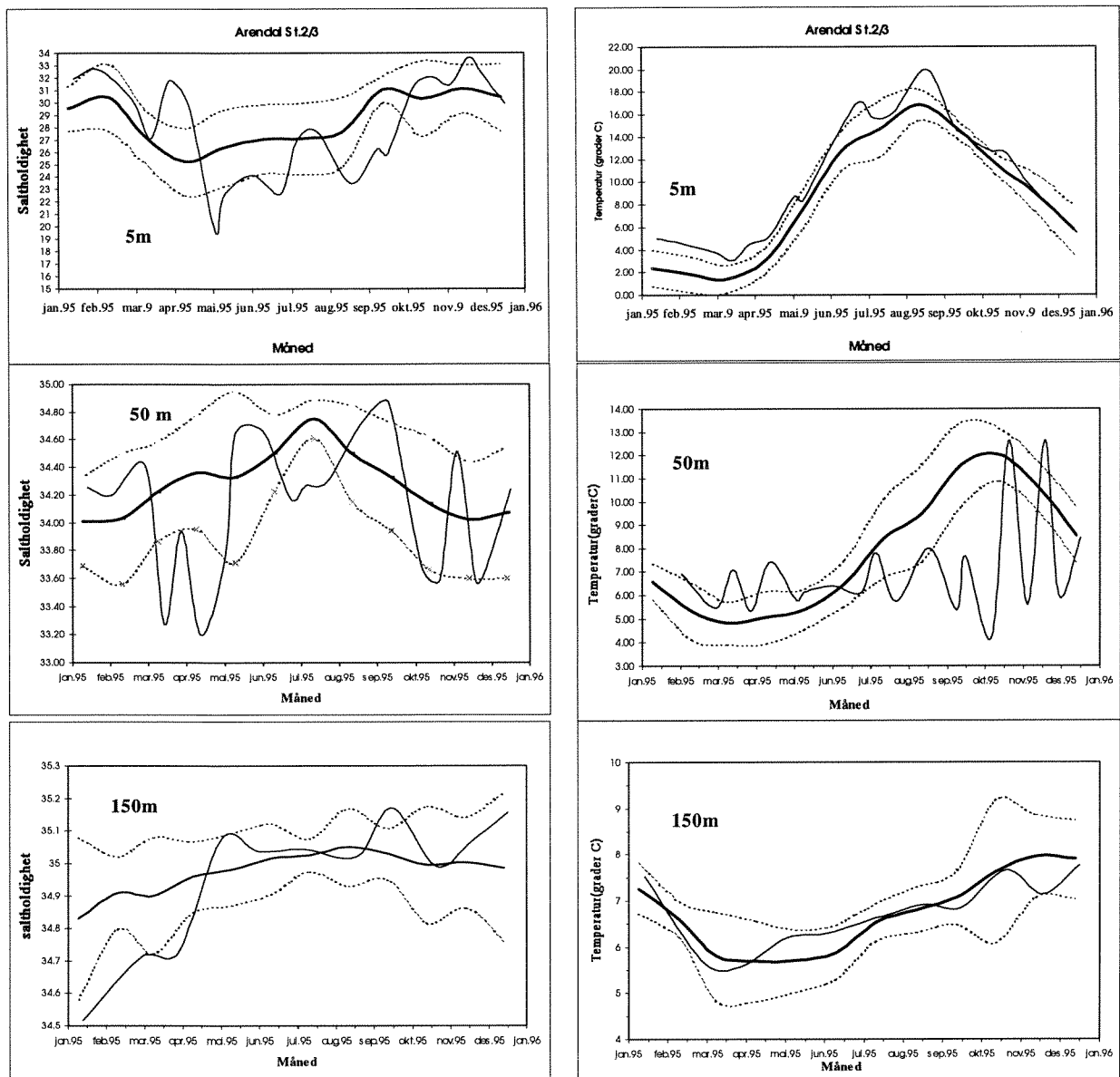
Figur 10. Observert vertikalfordeling av vannmasser ved Lista i 1995

Temperatur

Ved Forskningsstasjonen Flødevigen-HI har det vært utført daglige målinger av temperatur i overflatelaget siden 1924. Selv om de årlige variasjonene og avvikene i temperatur er større i overflatelaget ved Flødevigen enn i det åpne kystområdet utenfor, er de klimatiske variasjonene representative for de øvre vannlag i Skagerrak.

Figur 11 viser at det etter 1988 har det vært en rekke varme vintre i Skagerrak, med et ekstremt maksimum i 1990. Perioden 1988 til 94 er den varmeste siden målingene startet i 1924. Vinteren 1995 var også varm med middeltemperatur ca. 2 °C over normalen for februar og mars. Vinteren 1994 var normalt kald. Somrene 1990-92 var tilnærmet normale, mens sommeren 1993 var blant de kaldeste, og sommeren 1994 blant de varmeste siden 1924. I 1995 var det igjen relativt høye sommertemperaturer langs Sørlandskysten.

I dypere lag lå temperaturene i 50 meter dyp over det normale fram til august måned hvor innstrømming av kaldere og saltere Skagerrakvann-nedre (SVN) periodevis medførte temperaturer tildels betydelig under det normale for årstiden fram til desember måned (figur 12 og figur 13). I 150 meter dyp, hvor forholdene er preget av innstrømmende Atlantisk vann, varierte temperaturene omkring det normale i 1995.

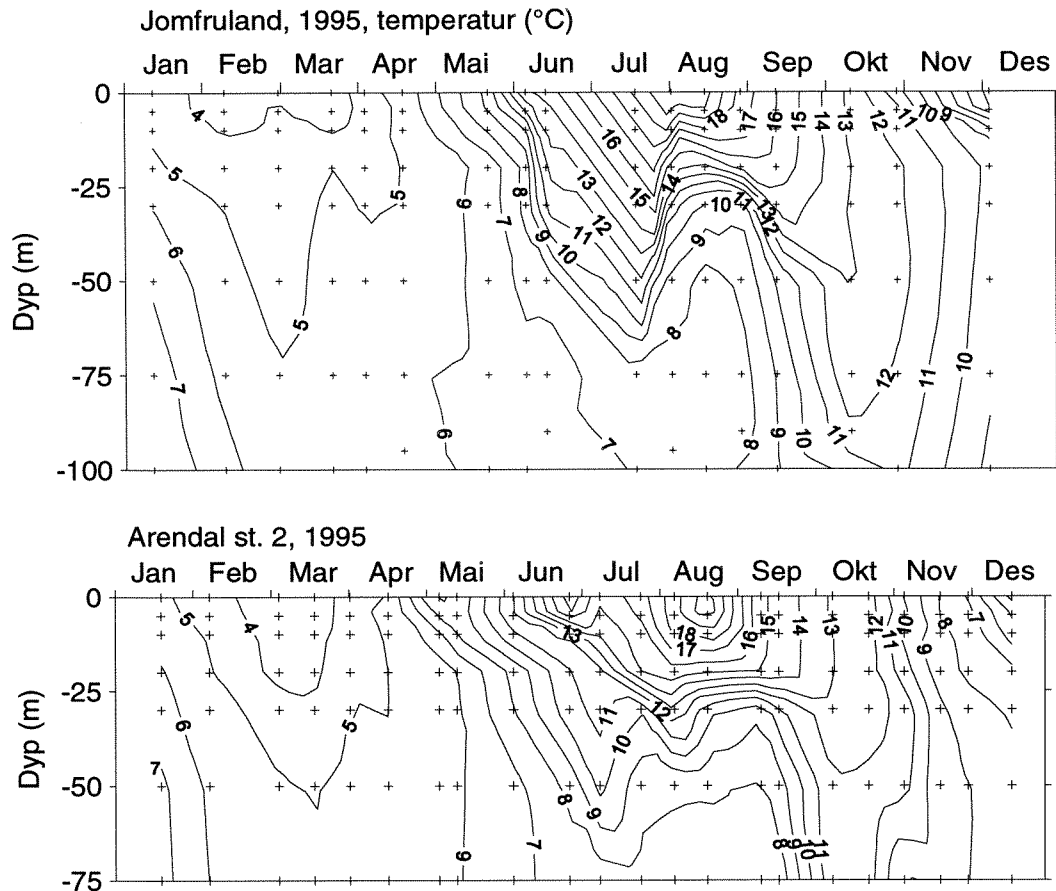


Figur 12. Observerte temperaturer og saltholdigheter i 5, 50 og 150 m dyp ved Arendal St.2/3 i 1995 (tynn linje) og midlere temperatur og saltholdighet (tykk linje) og standardavvik (prikket linje for perioden 1947-92).

Saltholdighet og lagdeling

Saltholdigheten i de øverste 10 metrene (**BV** og **SK**) øker langs kysten fra Jomfruland til Lista (figur 14). I januar/februar 1995 var saltholdigheten i snitt ca. 1 PSU lavere ved Jomfruland enn ved Arendal st. 2 og ca. 2 PSU lavere enn ved Lista. I mars og april øker forskjellen mellom Jomfruland og Lista (til ca. 4 PSU). I juni/juli kommer virkningene av flommen inn med de største gradientene langs kysten. I snitt var saltholdigheten 14 PSU lavere ved Jomfruland enn Lista og i juli ca. 9. For hele sommerperioden (juni-august) var gjennomsnittlig saltholdighet ved Jomfruland ca. 22, ved Arendal st. 2 ca. 25.5 og ved Arendal st. 3 ca. 26.2 samt ved Lista ca. 31.5.

For de andre vannmassene var saltholdighetsforskjellen liten.



Figur 13. Temperaturen ved Jomfruland og Arendal st. 2 i 1995.

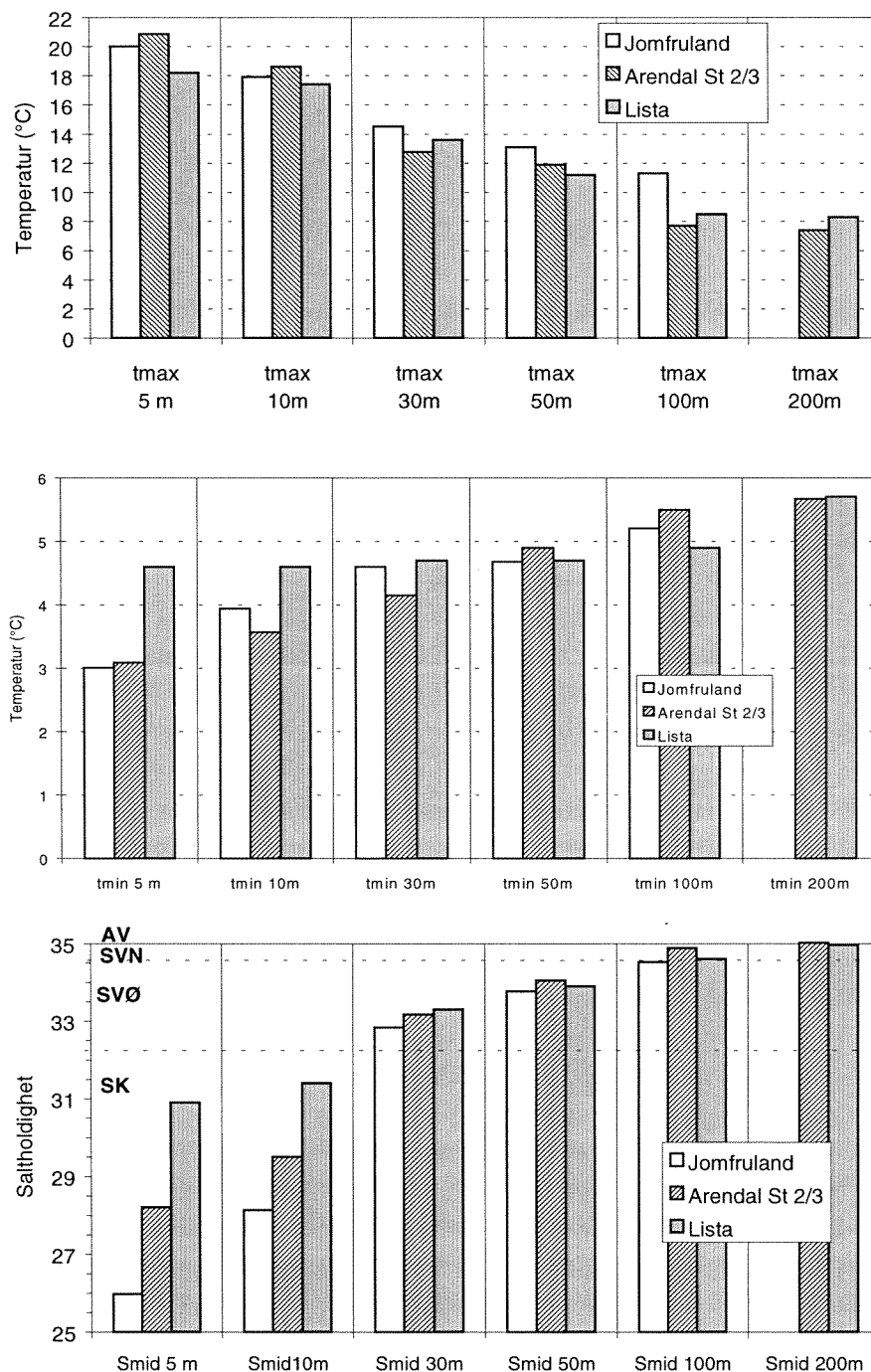
Vannmassenes stabilitet (her som $1000 \cdot \text{Brunt-Väisälä-frekvensen} \cdot \text{sec}^{-1}$) er presentert i figur 15. Det var svak lagdeling langs kysten i januar og februar, men ved Jomfruland var det et utviklet sprangsjikt i midten av mars på ca. 5 m dyp. Fra april øker sprangsjiktets dyp og det er best utviklet i juni ved Jomfruland og Arendalstasjonene, dog ligger det noe dypere ved Jomfruland. Ved Arendal st. 2 øker sprangsjiktets dyp til ca. 25m i juli, som følge av mye vind. I august er sprangsjiktet velutviklet på samtlige stasjoner langs kysten, mens det i september fordypes som følge av mye vind. Det var en klar forskjell mellom Lista og øvrige stasjoner, med dårligere utviklet sprangsjikt gjennom hele sommeren og best utviklet i september/oktober.

Fra oktober til desember var det igjen tildels svak lagdeling i de øverste 20 meter av vannsøylen ved Jomfruland og Arendalstasjonene.

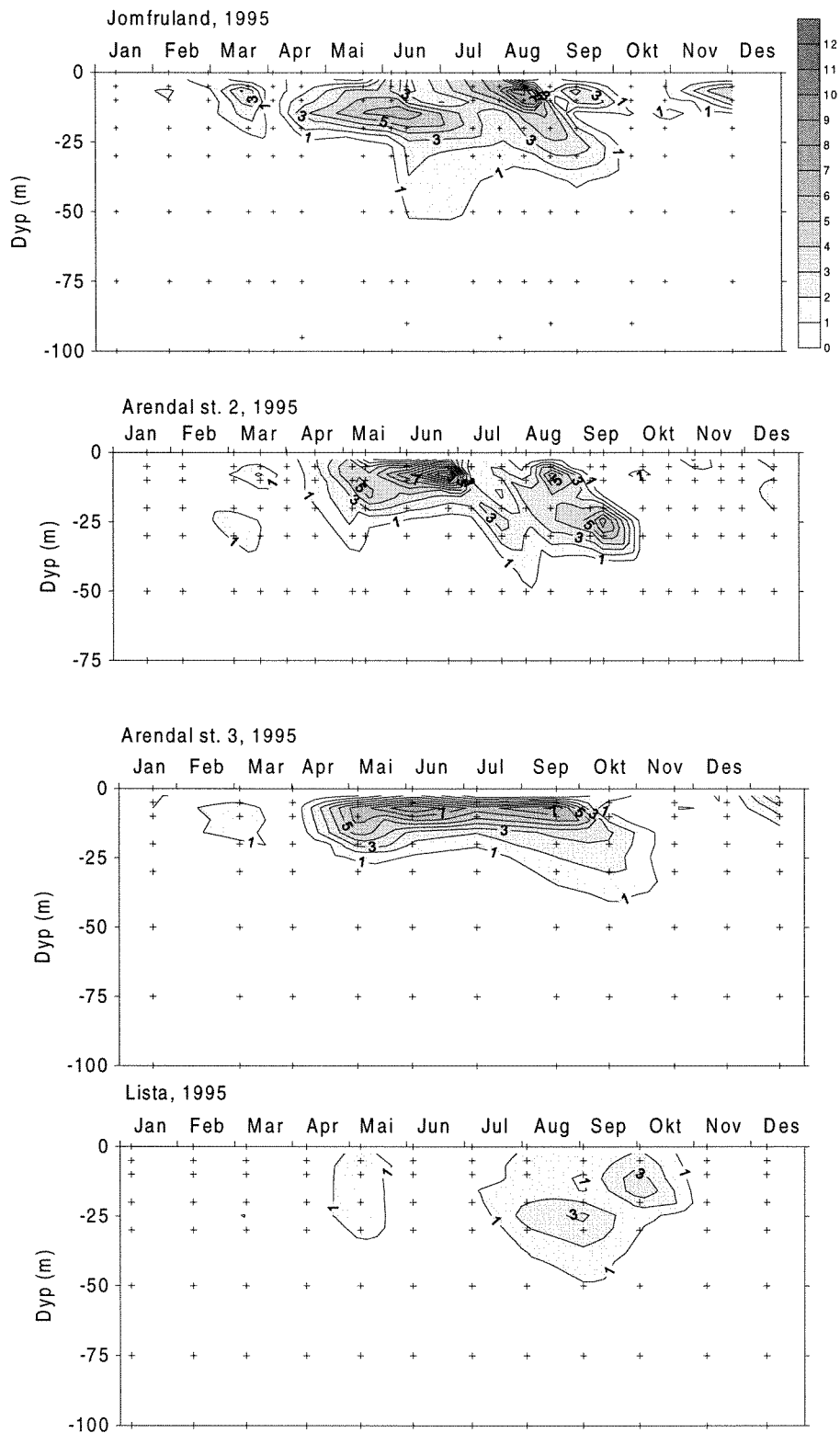
Oksygen

Oksygenforholdene langs kysten var gjennomgående tilfredsstillende på Jomfruland og Arendalstasjonene. I overflatelaget ble den høysete oksygenmetningen, på 120-130%, observert i samband med flommen på Østlandet (se også Danielssen et al, 1996), og det var overmetning fra mars til august ved Jomfruland og til oktober ved Arendal st. 3. I de dypere vannmasser ble de laveste oksygenmetningene registrert om høsten, med noe lavere verdier ved Jomfruland og tildels Arendal st. 2 i oktober og med laveste observerte oksygenkonsentrasjoner i innstrømmende Skagerrakvann-øvre mellom august og november på 4.1-4.9 ml/l med oksygenmetninger mellom 67 og 84 % (figur 16 og figur 17). De

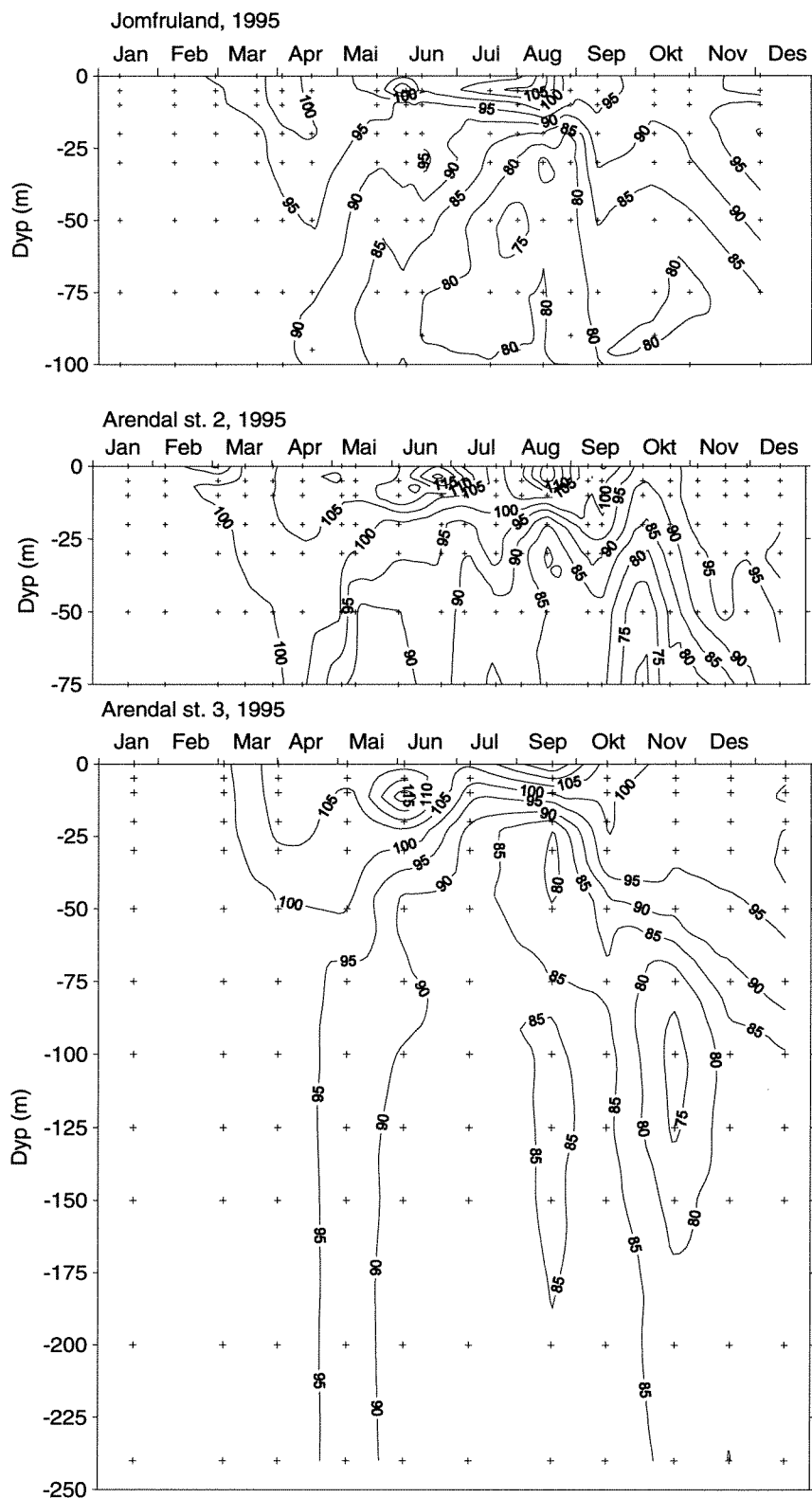
relativt lave oksygenkonsentrasjoner og oksygenmetninger om høsten tyder på stor omsetning av organisk materiale i innstrømmende vann fra sørlige Nordsjøen.



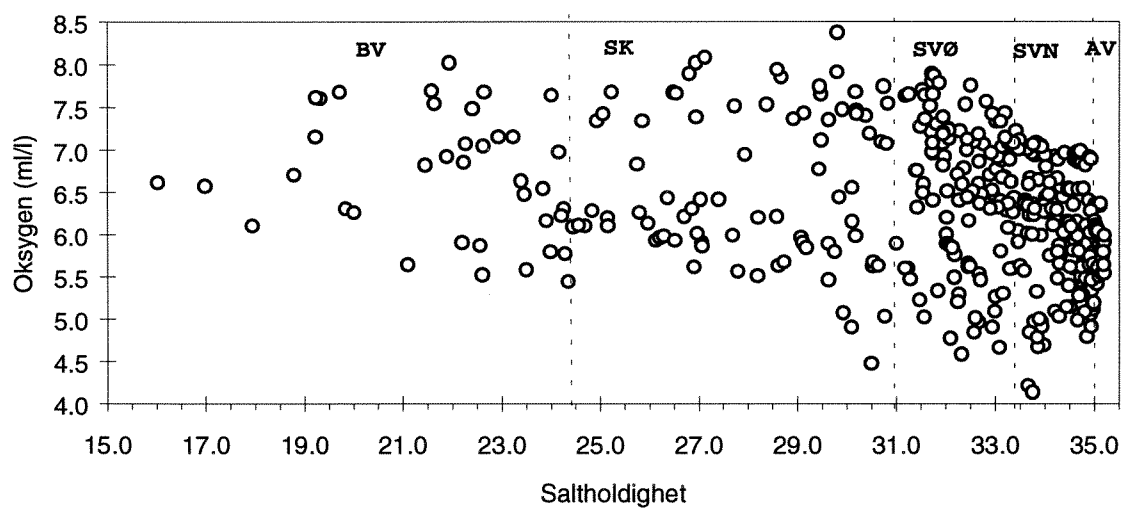
Figur 14. Maksimum og minimumtemperatur (t maks og t min) og midlere saltholdighet (S mid) i 10, 30, 50 og 100 meters dyp ved Jomfruland, Arendal og Lista i 1995.



Figur 15. Stabiliteten (Brunt-Väisälä-frekvensen*1000) ved Jomfruland, Arendal st. 2 og 3 samt Lista i 1995. Stabiliteten er et mål på tetthetsgradienten.



Figur 16. Oksygenmetning(%) ved Jomfruland og Arendalstasjonene i 1995.

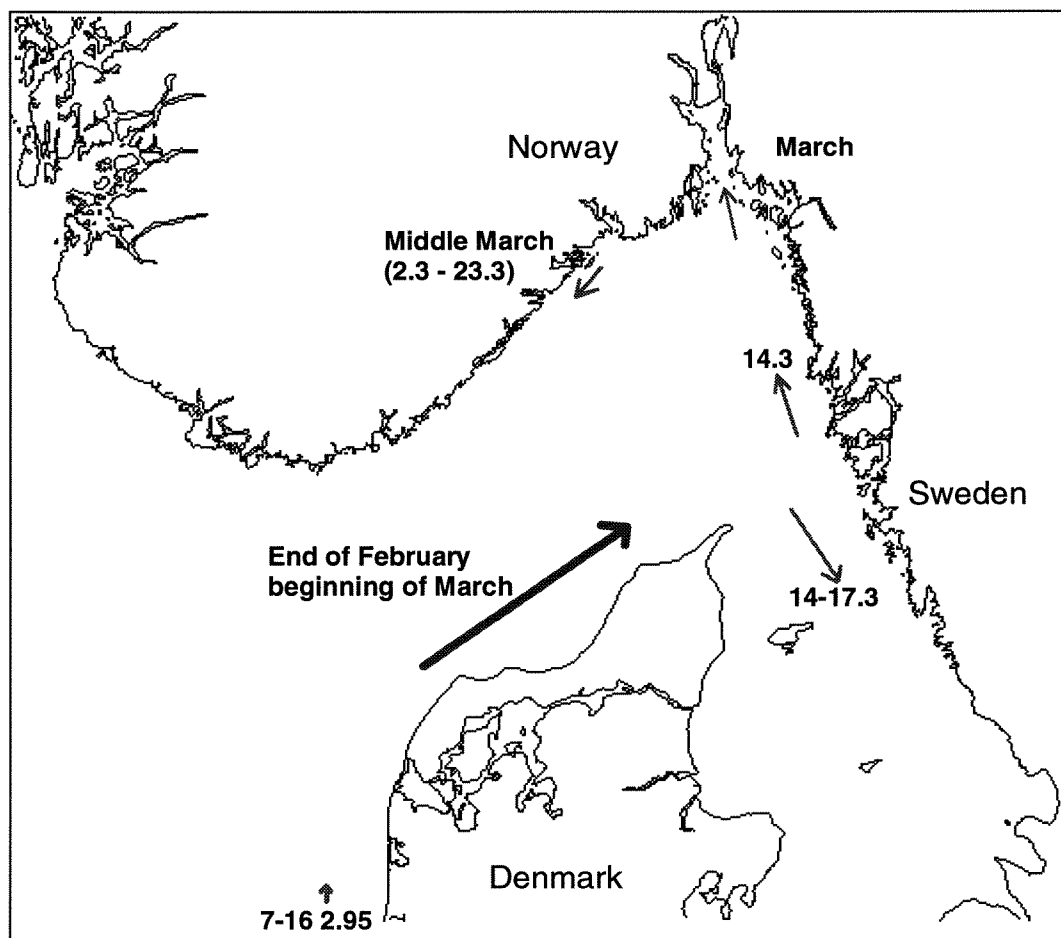


Figur 17. Oksygen (ml/l) i ulike vannmasser ved Jomfruland og Arendalstasjonene i 1995.

3.2.3 Hydrokemi

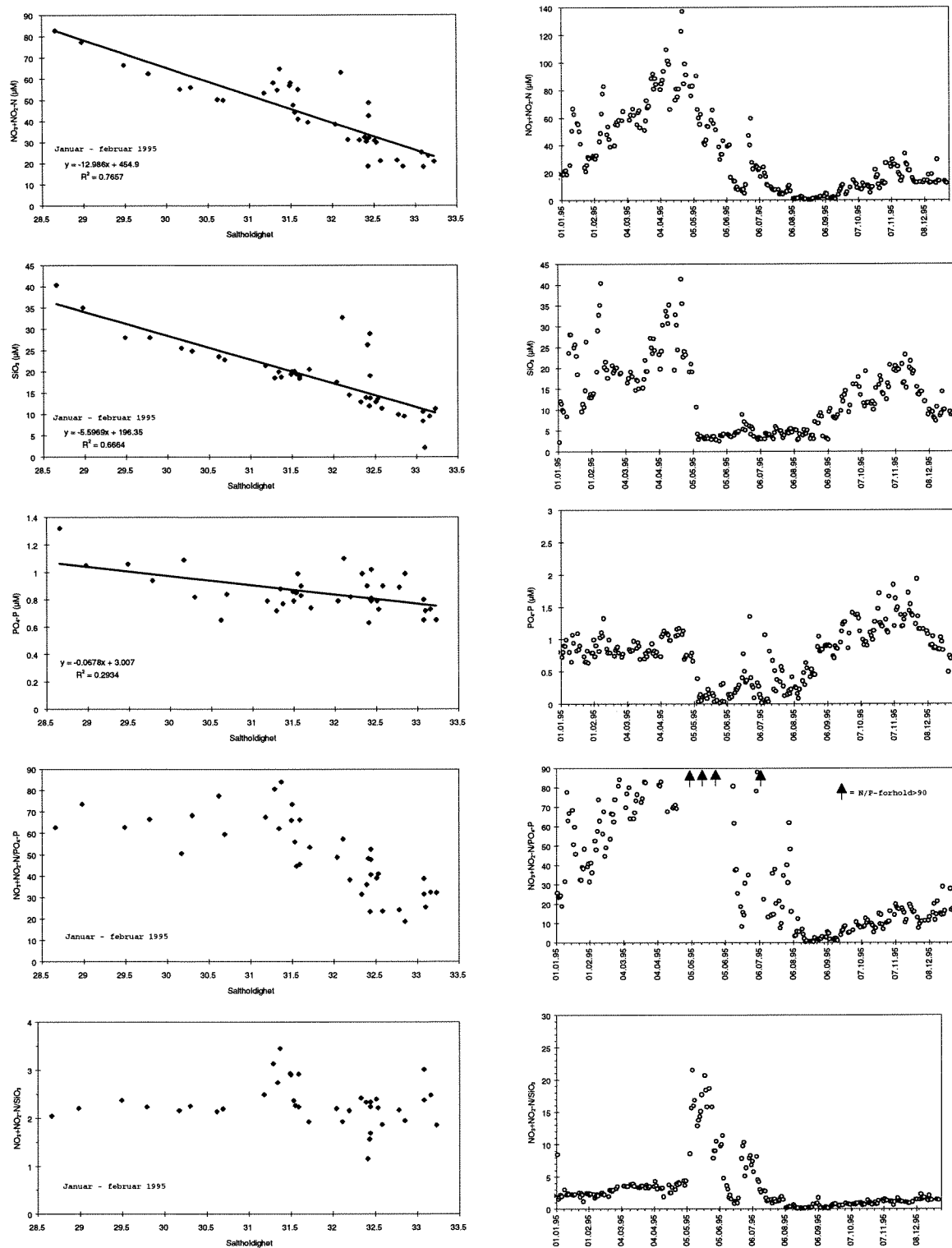
Flommer i 1995

I 1995 var det to hendelser som preget forholdene langs kysten. I januar var det flom langs Nordsjøkysten i Nederland og Tyskland og i slutten av mai var det storflom i Østlandselvene. Disse episoder er tidligere rapportert (Magnusson og Nygaard, 1996, Danielssen et al, 1996). Figur 18 viser et tentativt bilde over spredningen av rester av det kontinentale elvevannet i Skagerrak.



Figur 18. Tentativ spredning av rester av kontinentalt elvevann i 1995. Observasjoner av Gunnar Thorson (Miljøstyrelsen, Danmark) 7-16.2.95, av Argos (Sveriges meteorologiska og hydrologiska institut, Gøteborg) og G.Dannevig (HFF) slutten av februar og begynnelsen av mars, Skagerak (Oceanografiska institutionen, Gøteborgs universitet) 14-17.3.95, Arne Theselius (Kristinebergs marinbiologiska station) 14.3.95, og NIVA. Datoene indikerere frontspreddingen.

Observasjoner fra Helgoland i Tyskebukta i 1994-95 viser at det var store konsentrasjoner av nitrogen i området i januar og februar 1995 og at disse, sammen med silikat, var nær korrelert med saltholdigheten (figur 19). Derimot var fosfatkonsentrasjonen relativt konstant. Forholdet mellom nitrat og fosfat varierte mellom 20 - 80, med de høyeste forholdstall knyttet til de høye nitratkonsentrasjonene og de laveste saltholdighetene. Forholdet mellom nitrat og silikat var derimot relativt konstant (ca. 2 - 3) og uavhengig av saltholdigheten.



Figur 19. Observasjoner fra Helgoland i Tyskebukta 1995 (data fra Biologische Anstalt Helgoland, Tyskland).

De tydeligste signalene fra vannmassene fra Tyskebukta er således forhøyede nitratkonsentrasjoner. Figur 20 viser at forhøyede nitratkonsentrasjoner ($> 15 \mu\text{M}$) ble observert i mars ved Jomfruland og Arendal st. 2 mellom overflaten og ca. 50 meters dyp, samt tildels i overflatelaget ved Arendal st. 3. I samme tidsrom ble det også observert forhøyede konsentrasjoner ved Lista, men maksima-konsentrasjonen var lavere (ca. $11 \mu\text{M}$). Tabell 5 viser midlere konsentrasjon av ulike variable i denne vannmassen. Lista skiller seg fra de andre stasjonene med noe lavere nitratkonsentrasjon og høyere saltholdighet. De klareste signalene var således ved Jomfruland og Arendal st. 2 og de ligger i omtrent samme konsentrasjonsområde som vann med tilsvarende saltholdighet i Tyskebukta, og med høyt N/P-forhold og lavt nitrat/silikat-forhold. Den store flommen på kontinentet ga således ekstra sterkt signal ved kysten i 1995, men også tidligere flom i 1994 er registrert (Pedersen et al., 1995 a,b).

Tabell 5. Middelerverdier av ulike variable i vannmasser med forhøyde nitrat- og nitritkonsentrasjon i mars 1995.

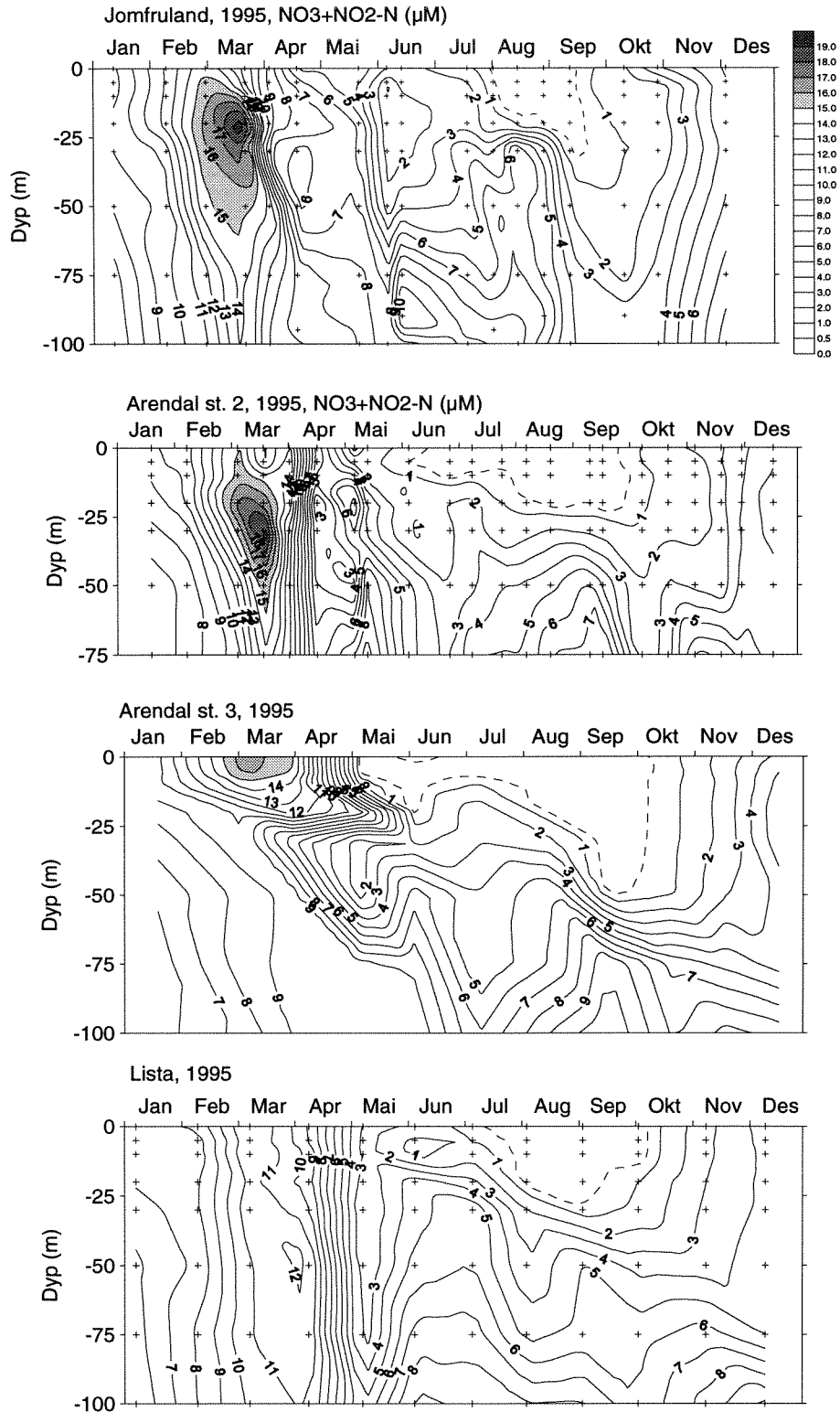
Stasjon	PSU	SiO ₃ (μM)	Tot-N (μM)	Tot-P (μM)	PO ₄ -P (μM)	Uorg- N/P	Tot-N/P	NO ₃ + NO ₂ / SiO ₃	POC/ PON
Jomfruland	32.5	7.8	32.9	0.8	0.62	27.4	41.1	2.3	8.6
Arendal st. 2	30.8	8.9	27.7	0.8	0.56	31.6	34.6	2.1	6.3
Arendal st. 3	30.2	10.1	26.9	0.8	0.62	26.7	33.1	1.6	5.9
Lista	33.6	6.1	19.9	0.8	0.64	18.5	-	2.0	

I slutten av mai var det storflom i Glomma og i andre elver på Østlandet som kulminerte i begynnelsen av juni. Fra Glomma ble det i flommen transportert ca. 400 tonn fosfor, 3800 tonn nitrogen og 200.000 tonn partikler ut i skjærgården i Hvaler (Faafeng et al., 1996). Dette tilsvarer omtrent et års tilførsler av fosfor, ca. 40 % av nitrogentilførslen og nesten det dobbelte av partikkeltransporten. Konsentrasjonene i Glomma varierte fra 1- 3 μM tot-P, 0.5-1.3 μM fosfat (ufiltrerte prøver), 33 - 49 μM tot-N, 17-34 μM nitrat+nitritt, og 13 - 40 mg/l TSM (partikler). Den overveiende partikkelfraksjonen var uorganisk (Faafeng et al., 1996). Glommavannet ga meget lav saltholdighet langs kysten i juni måned, med dypest vertikal utbredelse ved Jomfruland og mindre ved Arendalstasjonene (tabell 6). Det ble ikke funnet spor av vannet ved Lista. Øvrige karakteristika var skjevt N/P-forhold og tildels stor planteplanktonbiomasse.

Tabell 6. Gjennomsnittlige konsentrasjoner for noen variable i brakkvann (PSU \leq 25) i juni 1995.

Stasjon	PSU	Dyp (m)	Tot-N (μM)	NO ₃ + NO ₂ -N (μM)	SiO ₃ (μM)	PO ₄ -P (μM)	TSM (mg/l)	Kl-a ($\mu\text{g/l}$)	Tot- N/P
Jomfruland	19.3	0-10	24.3	1.94	2.6	0.03	2.0	4.2	88
Arendal st. 2	22.0	0-5	20.3	0.38	1.2	0.02	1.9	3.3	54
Arendal st. 3	23.0	0-5	18.1	0.43	1.6	0.02		1.6	56

Sammenlignet med mediankonsentrasjonen i **BV** ved Arendal st. 2 fra juni-august i 1980-90 var nitrat- og fosfatkonsentrasjonen lavere, men silikat og klorofyll-a konsentrasjonen høyere, nær maksimalt tidligere observerte konsentrasjoner. Sammenlignet med perioden 1990-94 (juni-august) var konsentrasjonen i BV gjennomgående høyere enn middelerverdi for nitrogen, silikat, klorofyll-a, POC, PON, POP, TSM og tildels oksygenmetning, med høyere N/P -forhold, men lavere POC/PON-forhold. Sammenlignet med maksimalkonsentrasjoner i samme periode var det bare høyere konsentrasjon av partikler (TSM) og klorofyll-a ved Jomfruland og Arendal st. 2. Ved Arendal st. 3 var det imidlertid klart høyere oksygenmetning, nitrat+nitritt, POC, PON, samt høyere N/P-forhold ved begge Arendalstasjonene. Ekstreme verdier synes derfor å være begrenset til partikler og planteplanktonbiomasse i denne vannmassen, samt et skjevt N/P-forhold.



Figur 20. Nitrat + nitritt ved Jomfruland, Arendalstasjonene og Lista i 1995.

Sammenligning med tidligere observasjoner

Den lengste serien med hydrokjemiske observasjoner som foreligger er HFFs observasjoner ved Arendal. Her er det relativt regelmessig tatt observasjoner av temperatur, saltholdighet, nitrat+nitritt, fosfat og klorofyll-a fra 1980, samt ammonium fra 1980-1988 og silikat fra 1988-90 (bare 3 år). Sesongmiddelverdier for perioden 1980 (88)-90 er beregnet etter vannmasseinnndeling beskrevet tidligere. Resultatet fra 1995 er sammenlignet i figur 21 - figur 26.

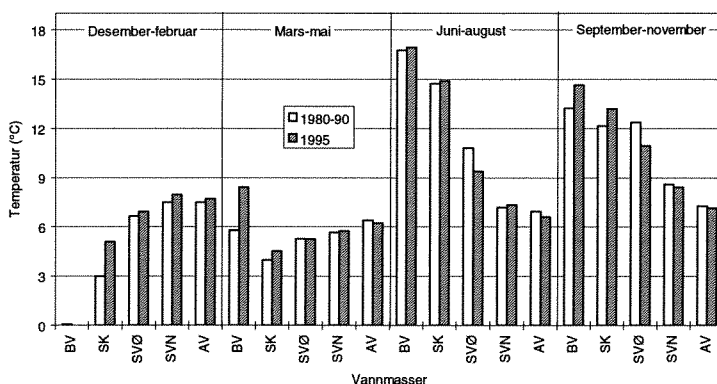
Temperaturen, som tidligere er beskrevet mer i detalj, var noe høyere enn gjennomsnittet for perioden 1980-90 i samtlige vannmasser vinterstid i **SK**, **SVN** og **AV**. Utover våren var det høyere temperatur i **BV**. Sommeren, og spesielt høsten, var de øvre vannmasser noe varmere enn tidligere, mens det var liten temperaturforskjell i de dypere vannmasser.

Innstrømming av vann fra Tyskebukta fremgår klart av figur 22, med klart høyere nitratkonsentrasjoner i **SK** i mars-mai. Øvrige deler av året var det liten forskjell i nitratkonsentrasjonene, unntatt den gjennomgående noe høyere konsentrasjonen i **AV**. Den gjennomsnittlige ammoniumkonsentrasjonen i 1995 var lavere i **SK** vinterstid og i **BV** om våren 1995, hvor også øvrige vannmasser hadde noe høyere konsentrasjon (figur 23). For **SVØ** og **SVN** var også konsentrasjonen i juni-august 1995 høyere enn gjennomsnittet for 1980-90, mens den var lavere i **AV**. Det var gjennomgående lavere konsentrasjoner om høsten i alle vannmasser unntatt **AV**.

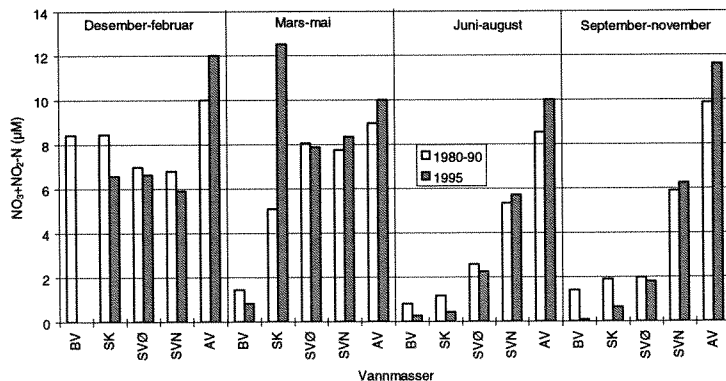
Det var ikke noen store forskjeller i fosfatkonsentrasjonen i 1995 og i 1980-90 (figur 24). Gjennomgående var imidlertid konsentrasjonen i **AV** noe høyere i 1995. Også silikatkonsentrasjonen var omtrent "normal", med unntak fra de høyere konsentrasjonene i **BV** og **SK** våren, og noe lavere konsentrasjon om høsten 1995 i **SK** (figur 25), men her er sammenligningen basert på få år (1988-90).

En større klorofyllkonsentrasjon i **BV** i juni-august var sannsynlig en konsekvens av Østlandsflommen (Figur 26). Noe større klorofyllkonsentrasjoner om høsten ble observert i **BV**.

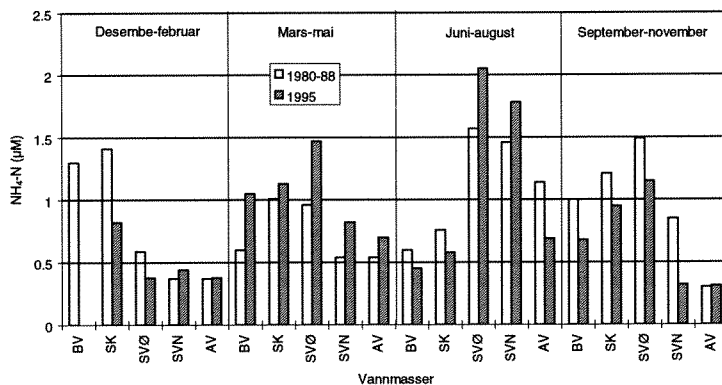
Sammenligningen viser klart influensen av de to store episodene i 1995; transport av rester av kontinentalt flomvann og den lokale Østlandsflommen.



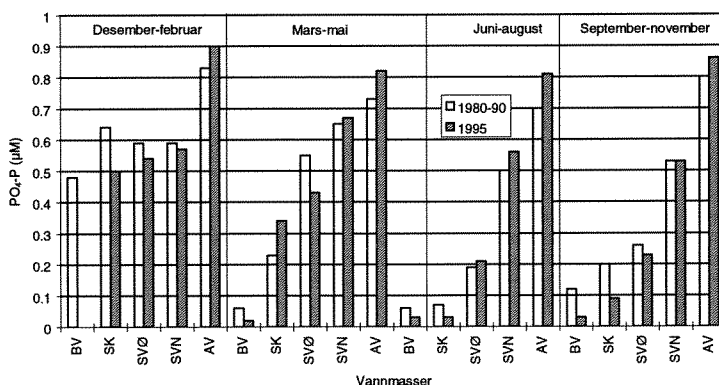
Figur 21. Middeltemperatur ved Arendalstasjonene i ulike vannmasser etter sesong 1995, sammenlignet med sesongmiddeltemperaturen fra perioden 1980-90 (Data fra 1980-90 fra HFF).



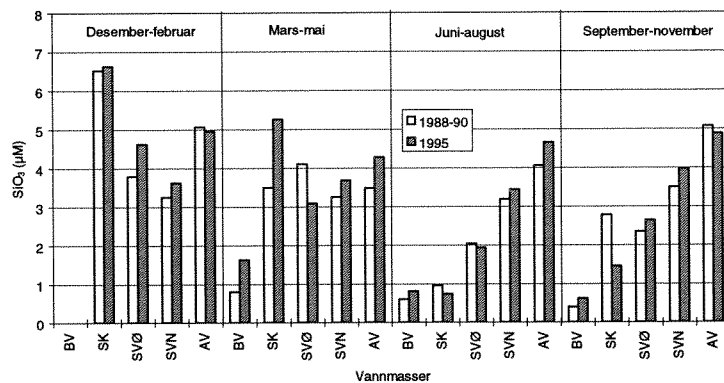
Figur 22. Midlere nitrat+nitrittkonsentrasjon ved Arendalstasjonene i ulike vannmasser etter sesong 1995, sammenlignet med sesongmiddelkonsentrasjonen fra perioden 1980-90 (Data fra 1980-90 fra HFF).



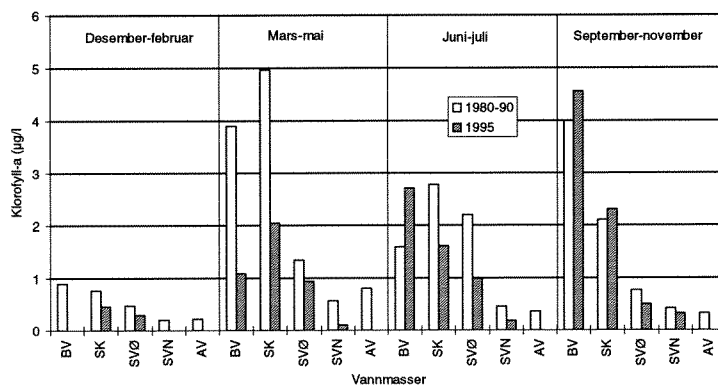
Figur 23. Midlere ammoniumkonsentrasjon ved Arendalstasjonene i ulike vannmasser etter sesong 1995, sammenlignet med sesongmiddelkonsentrasjonen fra perioden 1980-88 (Data fra 1980-88 fra HFF).



Figur 24. Midlere fosfatkonsentrasjon ved Arendalstasjonene i ulike vannmasser etter sesong 1995, sammenlignet med sesongmiddelkonsentrasjonen fra perioden 1980-90 (Data fra 1980-90 fra HFF).



Figur 25. Midlere silikatkonsentrasjon ved Arendalstasjonene i ulike vannmasser etter sesong 1995, sammenlignet med sesongmiddelkonsentrasjonen fra perioden 1988-90 (Data fra 1980-90 fra HFF).



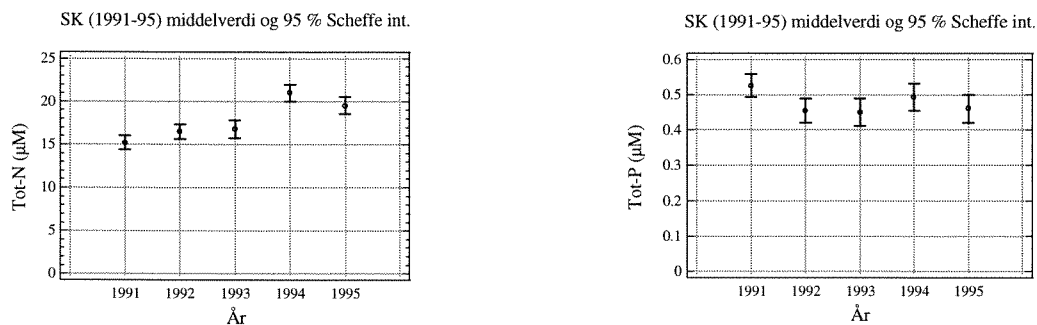
Figur 26. Midlere klorofyllkonsentrasjon ved Arendalstasjonene i ulike vannmasser etter sesong 1995, sammenlignet med sesongmiddelkonsentrasjonen fra perioden 1980-90 (Data fra 1980-90 fra HFF).

Utviklingen 1991-95

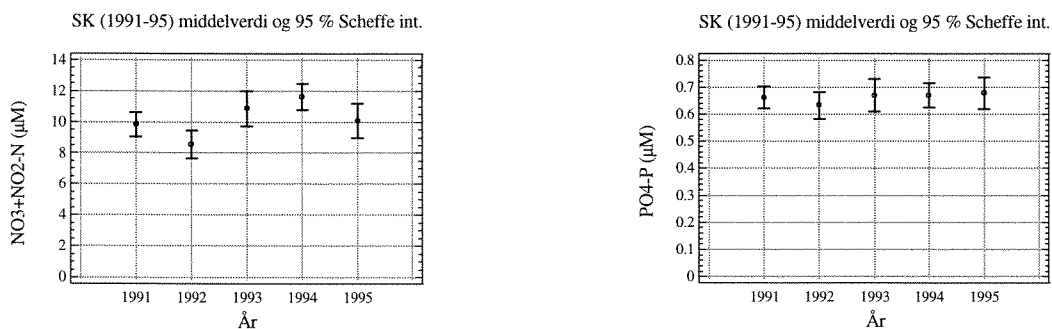
Sett i et overvåkingsperspektiv er 5 års observasjoner for kort tid til å trekke konklusjoner om en eventuell utvikling, spesielt som noen av årene har vært klimatisk atypiske og at 1995 var et "dobbel" flomår (vann fra flomvann fra Nederland og Tyskebukta, samt Østlandsflommen). Imidlertid er det for enkelte variable presentert årsmiddelverdier for samtlige stasjoner langs kysten fra de øvre vannmasser (SK).

I 1995 var totalnitrogenkonsentrasjonen noe lavere (men ikke signifikant lavere) enn i 1994, mens både 1994 og 1995 hadde signifikant høyere konsentrasjoner enn 1991-93 (figur 27). Nitrat og nitritkonsentrasjone lå vinterstid (januar-februar) også noe lavere enn i 1994 (figur 28). Det var også noe lavere totalfosforkonsentrasjon i 1995, enn i 1994, men den var ikke signifikant forskjellig og skilte seg ikke fra øvrige år, unntatt i 1991. For fosfat vinterstid var det ikke noen forskjell mellom 1995 og øvrige år.

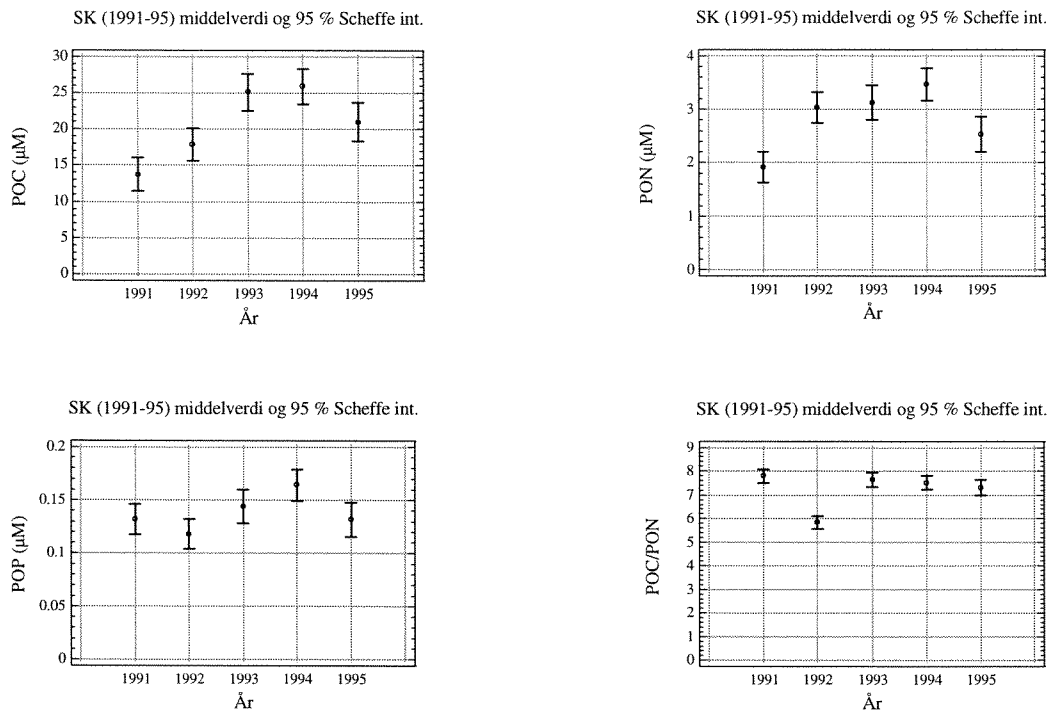
For partikulært materiale var konsentrasjonen noe lavere i 1995 enn i 1993-94, og for POC klart over nivået i 1991-92, mens for fosfor var konsentrasjonen ikke forskjellig fra 1991-93 (figur 29). C/N-forholdet var ikke forskjellig fra øvrige år unntatt det klart lavere forholdet i 1992.



Figur 27. Årsgjennomsnitt for totalnitrogen og totalfosfor fra alle stasjoner i 1991-95 for de øvre vannlag (SK).

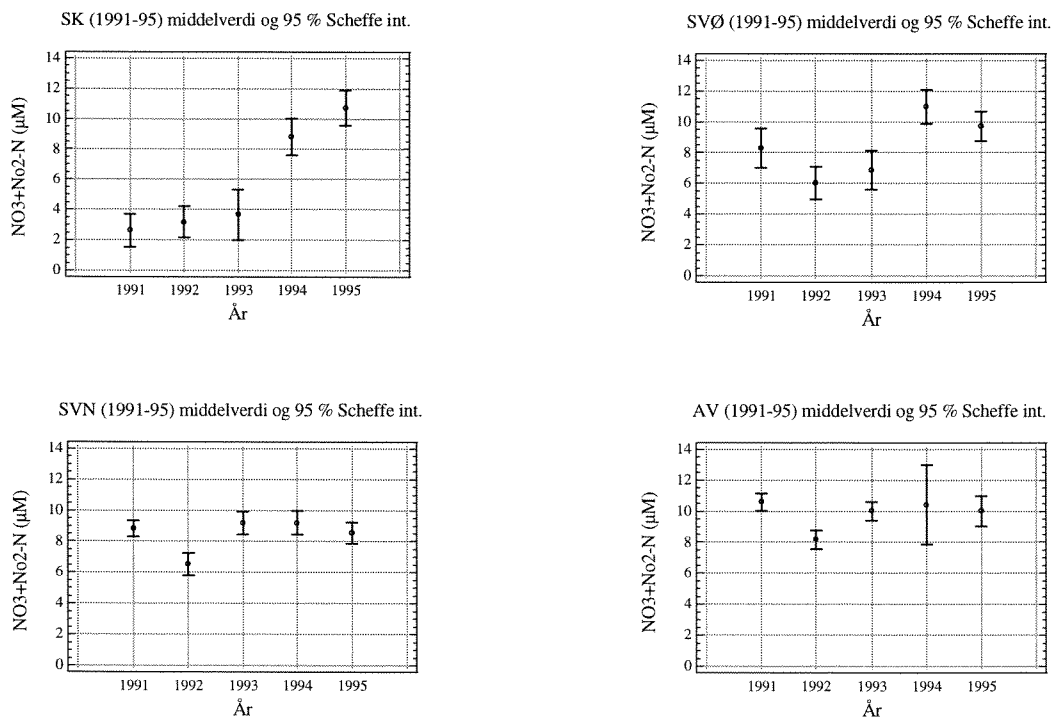


Figur 28. Gjennomsnittlig konsentrasjon i januar og februar 1991-95 av nitrat+nitritt og fosfat for samtlige stasjoner.



Figur 29. Årsgjennomsnitt av partikulært organisk karbon (POC), nitrogen (PON) og fosfor (POP) i SK 1991-95 for Jomfruland og Arendal st. 2. og st. 3.

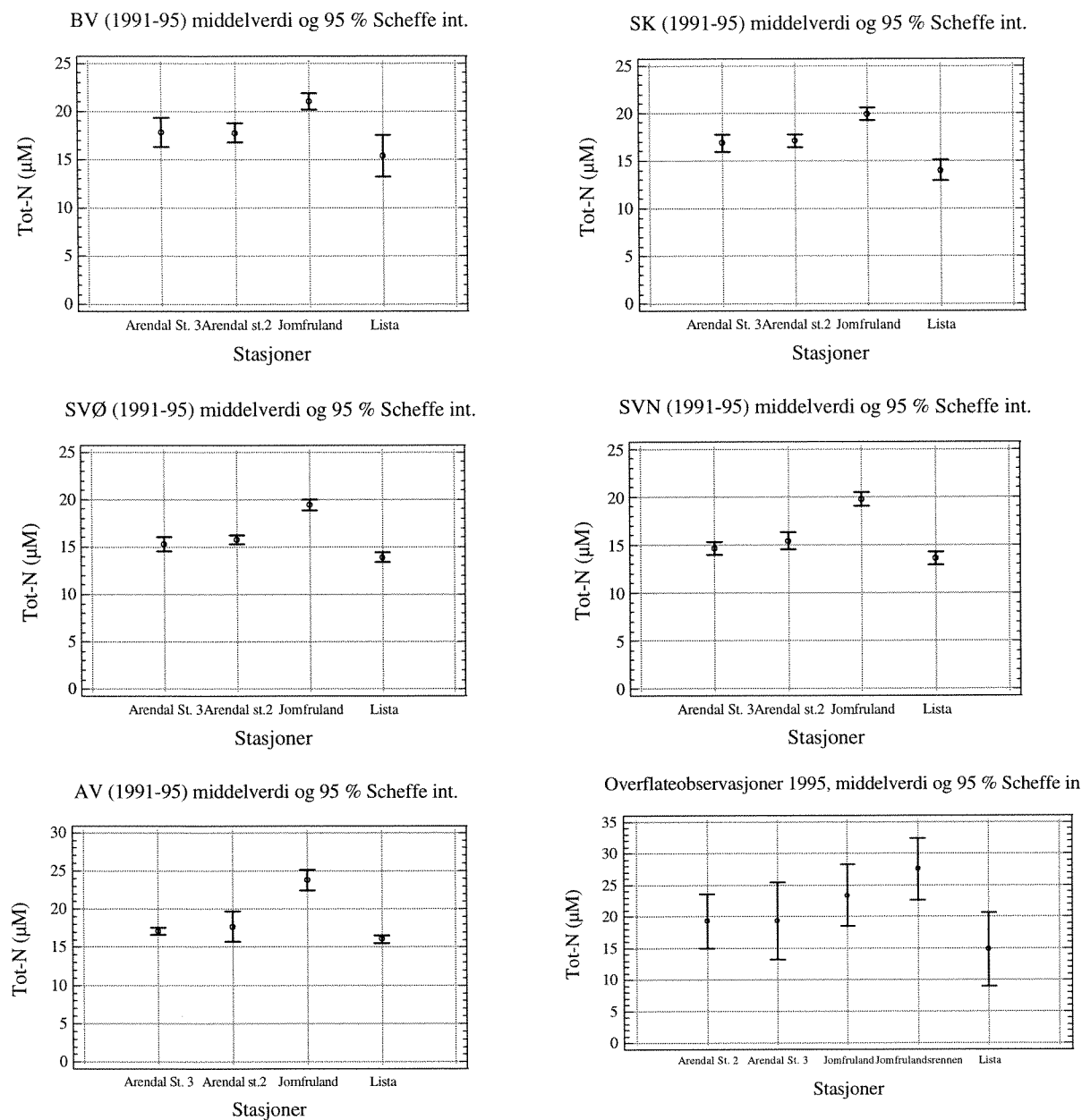
De rester av kontinentalt elvevann som ble tilført norskekysten i 1994 og 1995 ga økte nitratkonsentrasjoner i SK og SVØ, men ikke i de øvrige vannmasser (Figur 30).



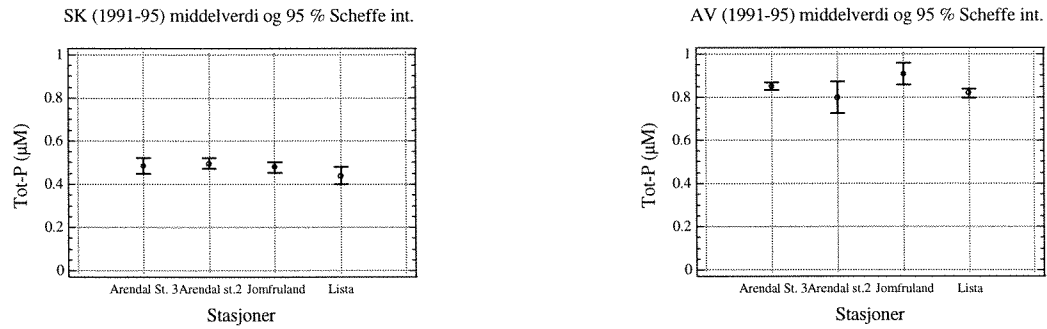
Figur 30. Nitrat+nitritt mars-mai 1991-95 i ulike vannmasser, samtlige stasjoner.

Forskjeller mellom stasjoner

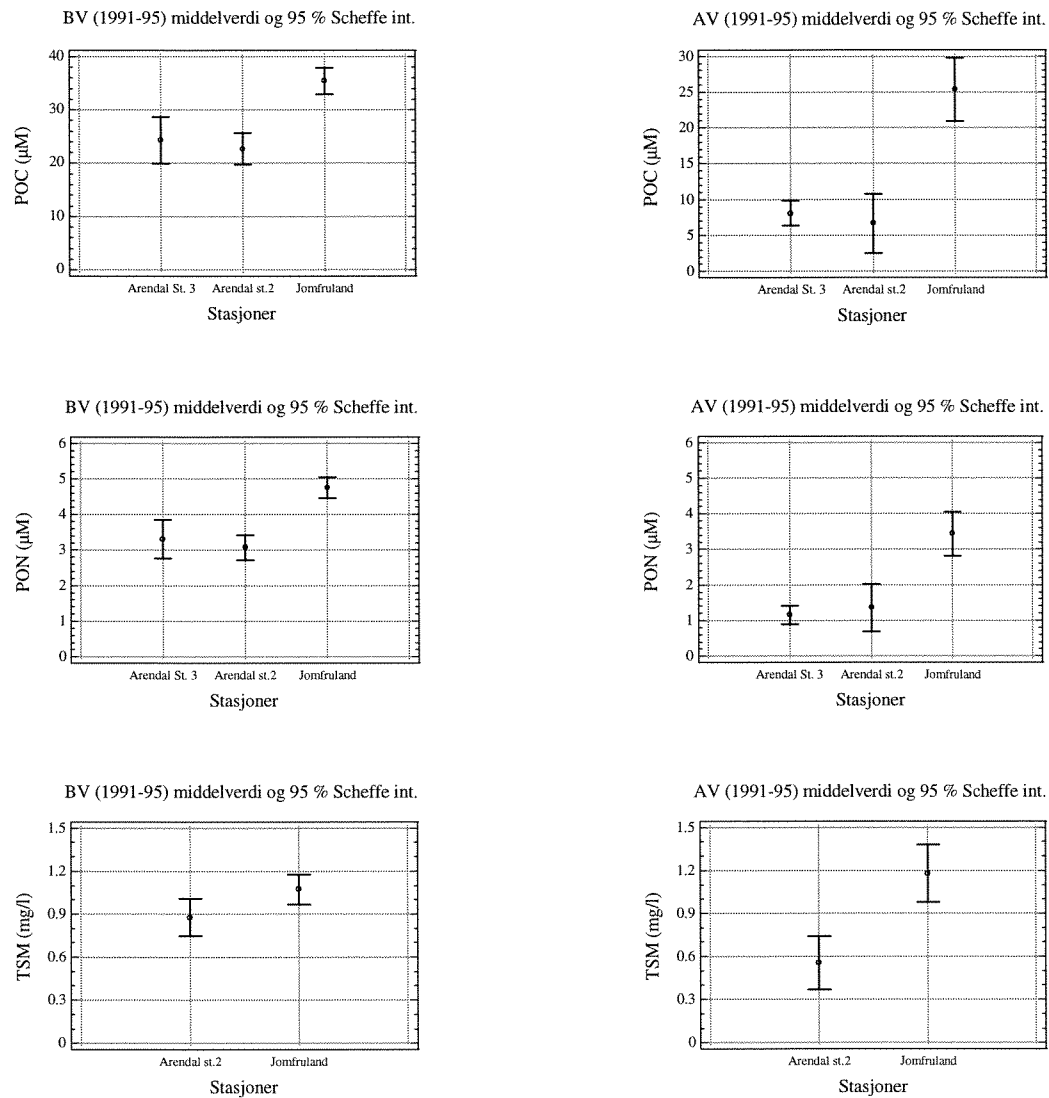
Tidligere er det konstatert en gradient fra øst til vest med avtakende konsentrasjoner i SK for enkelte variable. I figur 31 inngår også observasjonene fra 1995. Jomfruland har den signifikant høyeste konsentrasjonen av totalnitrogen, også for de dypere vannmasser som **AV**, mens den var lavest ved Lista. I overflaten var konsentrasjonen størst ved Jomfrulandsrennen, noe som skyldes lokale tilførsler fra Frierfjordområdet. For totalfosfor var det ingen signifikant forskjell mellom stasjonene uansett vannmasse, noe som illustreres av figur 32. Partikulært materiale (POC, PON og tildels POP, samt TSM) viser derimot en klar gradient med de høyeste verdier ved Jomfruland og de laveste ved Arendal i alle vannmassene, her eksemplifisert av **BV** og **AV** (figur 33). Det er stor forskjell mellom Jomfruland og Arendalstasjonene for Atlantisk vann, hvor en skulle forvente omtrent like konsentrasjoner. Det finnes ingen enkel forklaring på dette. En forklaring kan være kontaminering av prøvevannet ved prøvetakingen (parallellanalyser utelukker andre analysefeil av den størrelsen). Imidlertid skulle også sannsynligvis andre variable bli påvirket, men dette synes ikke å være tilfelle. En kontaminering burde også gi et annet POC/PON-forhold, men figur 34 viser samme forhold for de ulike stasjonene. Det er totalt sett få observasjoner i Atlantisk vann ved Jomfruland, og de høyeste konsentrasjonene er fra juli 1992, september og oktober 1993. Også ved Arendal st. 3 er det observert enkelte høye konsentrasjoner. Forklaringen kan også finnes i en reelt større sedimentasjon av partikulært materiale i Jomfrulandsområdet, noe som indikeres av høyere TSM-konsentrasjoner. Imidlertid må observasjonene foreløpig behandles med forbehold, med tanke på mulighet for metodefeil.



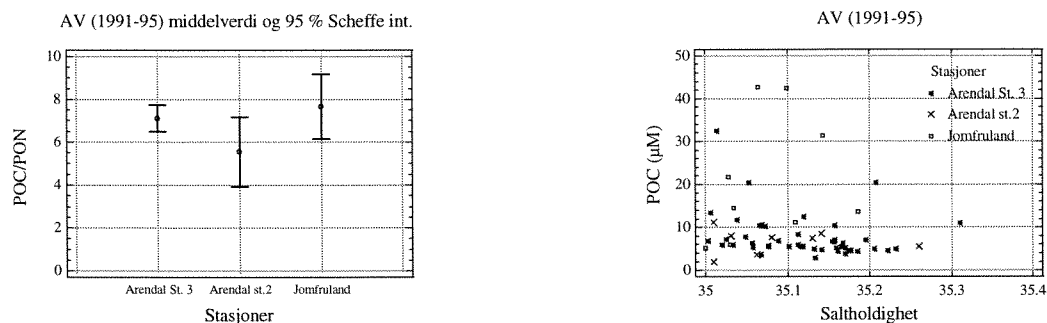
Figur 31. Årsgjennomsnitt (1991-95) av totalnitrogen på ulike stasjoner lang kysten i ulike vannmasser, samt overflateobservasjoner av totalnitrogen fra 1995.



Figur 32. Årsgjennomsnitt (1991-95) av totalfosfor på ulike stasjoner langs kysten i ulike vannmasser (SK og AV).



Figur 33. Årsgjennomsnitt (1991-95) av partikulært organisk karbon (POC) og nitrogen (PON) ved Jomfruland og Arendal st. 2 og 3 i BV og AV, samt totalt suspendert materiale (TSM) ved Jomfruland og Arendal st. 2.



Figur 34. Årsgjennomsnitt (1991-95) av POC/PON-forholdet i AV ved ulike stasjoner, samt POC konsentrasjonen som funksjon av saltholdighet i samme vannmasse.

Klassifisering av vannmasser

I tabell 7 og tabell 8 er overflatevannet (0-5 meters dyp) på de ulike stasjonene vurdert etter SFTs klassifiseringssystem av miljøkvalitet - virkning av næringssalter i fjorder og kystfarvann (Rygg og Thélin, 1993). Systemet er nå under revisjon (1996). For en sammenligning er det også brukt observasjoner fra Kattegat (Anholt E) og Tyskebukta (Helgoland). I SFTs system inngår også mai måned i sommerperioden, men for å unngå vårfloppen langs norskekysten er denne måned her sløyfet. Videre er det brukt middelværdi og for noen stasjoner er kun 2 observasjoner altfor spinkelt.

Vinterobservasjonene viser at tilstanden er gjennomgående dårligst i Tyskebukta (meget dårlig (V) til nokså dårlig (III)) tilstand, mens ved Anholt E varierer tilstanden fra god (I) til nokså dårlig (III). Den dårligste tilstanden langs norskekysten ble observert ved Jomfruland (mindre god (II)), mens øvrige stasjoner havnet i tilstandsklasse god i 1995.

Sommerstid skiller også Tyskebukta seg ut med den dårligste tilstanden (III-IV). For nitrogen var sommeren 1995 spesiell ved norskekysten som følge av floppen på Østlandet, noe som fremgår av tilstanden ved Jomfruland, som var en klasse dårligere enn tidligere. Øvrige stasjoner langs norskekysten var i beste tilstandsklasse (I), unntatt for klorofyll-a og siktedyp, noe som avviker fra tidligere år og som sannsynligvis også skyldes floppen på Østlandet.

Tabell 7. Middelskonsentrasjoner i 0-5 meters dyp vinterstid (november-februar) 1995, samt tilstandsklasse (romerske tall) etter SFTs klassifiseringssystem. (Data fra kystovervåkingen, Sveriges meteorologiska och hydrologiska institutt, SMHI (Anholt E i Kattegat) og Biologische Anstalt Helgoland, HBA (Helgoland i Tyskebukta).

Stasjon	Ant.obs. Tid og (dyp)	PSU	Tot-P (µm)	PO ₄ -P (µm)	Tot-N (µm)	NO ₃ + NO ₂ -N (µm)	NH ₄ -N (µm)
Anholt E	5 (15-21)	23.4	0.85 III	0.51 I	21.25 II	5.14 I	0.77 I
Helgoland	77 (77)	32.0	-	1.02 III	-	30.74 V	5.4 III
Jomfruland	2 (5)	29.7	0.74 II	0.59 II	23.26 II	8.88 II	1.25 I
J-rennen	2 (2)	29.0	0.66 I	-	24.27 II	-	-
Arendal st. 2	6 (12)	31.4	0.59 I	0.41 I	17.33 I	5.61 I	0.79 I
Arendal st. 3	3 (6)	31.3	0.60 I	0.43 I	16.88 I	5.62 I	0.7 I
Lista	4 (8)	33.1	0.60 I	0.43 I	13.91 I	5.63 I	0.31 I

Tabell 8. Middelkonsentrasjoner i 0-5 meters dyp sommerstid (juni-september 1995), samt tilstandsklasse (**romerske tall**) etter SFTs klassifiseringssystem. (Data fra kystovervåkingen, Sveriges meteorogiska och hydrologiska institut SMHI (Anholt E i Kattegat) og HBA (Helgoland i Tyskebukta).

Stasjon	Ant.obs. Tid og (dyp)	PSU	Tot-P (μm)	PO ₄ -P (μm)	Tot-N (μm)	NO ₃ + NO ₂ -N (μm)	NH ₄ -N (μm)	Kl-a ($\mu\text{g/l}$)	Siktedyp (m)
Anholt E	7 (21-29)	16.5	0.46 II	0.06 I	19.9 II	0.08 I	0.18 I	1.53 I	-
Helgoland	84 (84)	31.5	-	0.5 III	-	10.62 IV	3.95 III	-	-
Jomfruland	7 (14)	21.3	0.29 I	0.03 I	21.36 III	1.03 II	0.81 I	2.44 II	7 II
J-rennen	7 (7)	20.3	0.30 I	-	32.68 III	-	-	-	7 II
Arendal st. 2	8 (16)	24.4	0.38 I	0.03 I	17.83 I	0.22 I	0.52 I	3.13 II	6.4 II
Arendal st. 3	4 (8)	24.6	0.36 I	0.02 I	16.57 I	0.19 I	0.45 I	2.12 II	6.8 II
Lista	4 (8)	30.1	0.36 I	0.05 I	13.42 I	0.58 I	0.54 I	2.16 II	10.3 I

3.2.4 Planteplankton

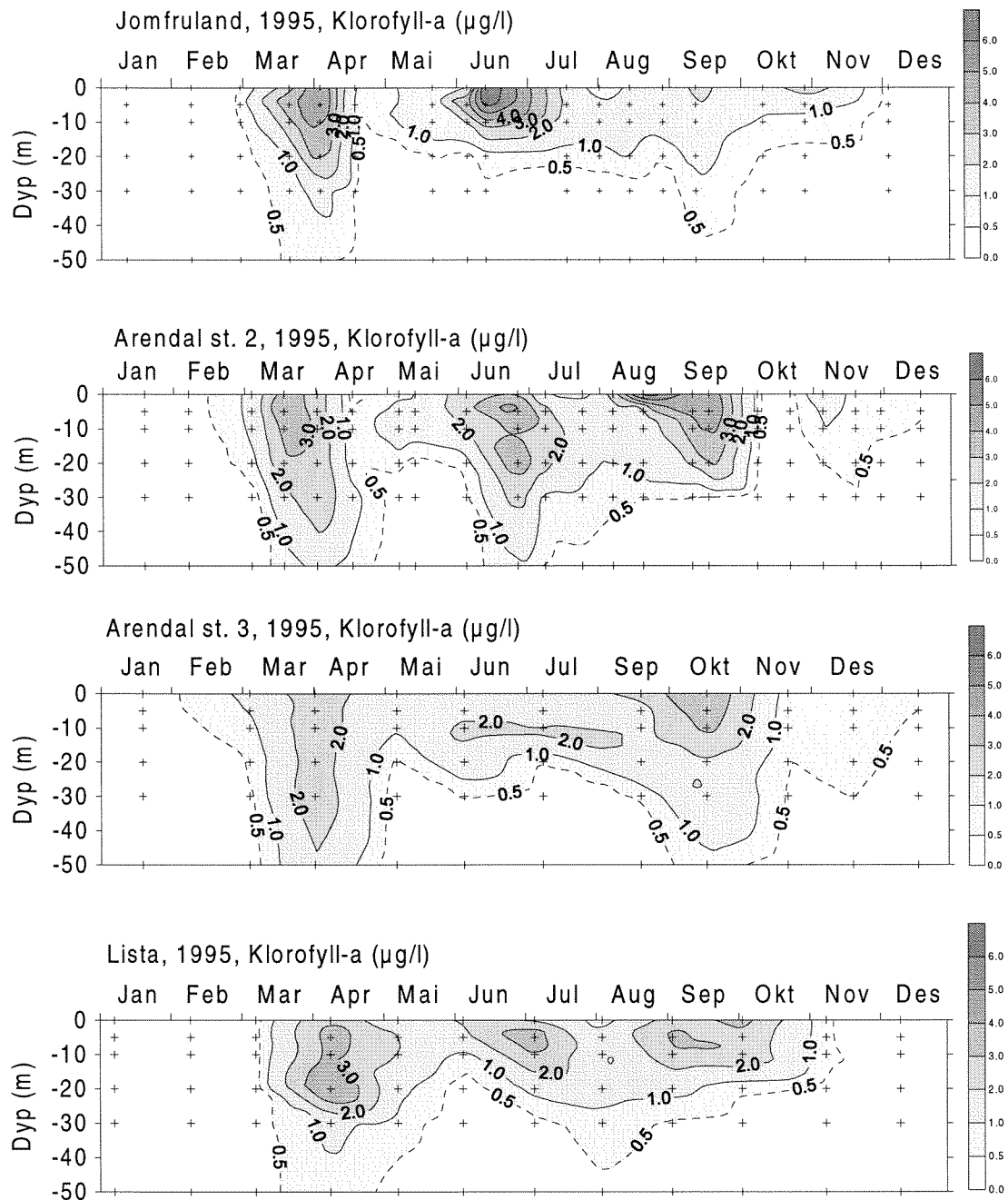
Klorofyll

Resultater og diskusjon

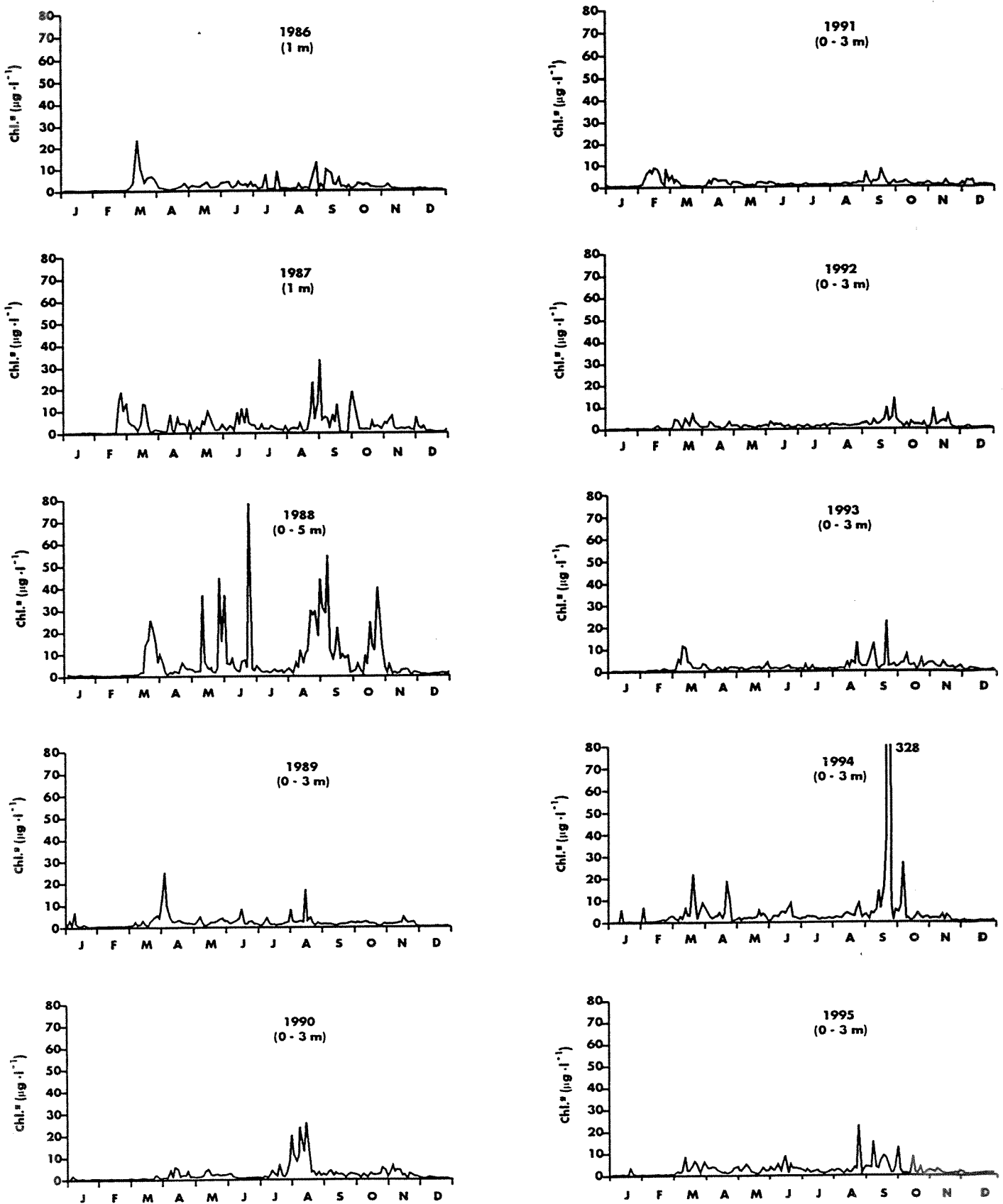
Klorofyll a er målt på stasjonene Jomfruland og Arendal 2 med en frekvens på ca. hver 14. dag og på stasjonene Arendal 3 og Lista ca. hver måned. På alle stasjonene var det en våroppblomstring i mars-april, noe som er litt sent (figur 35). Forsinkelsen skyldtes de sydvestlige vindene som bidro til redusert stabilitet. Våroppblomstringen syntes å være noe kraftigere ved Jomfruland og Arendal 2, enn ved Lista og Arendal 3, men ulik prøvetagningsfrekvens gjør en sammenligning komplisert. Målingene antyder også en litt forsinket våroppblomstring ved Lista sammenlignet med Jomfruland og Arendal 2.

Etter våroppblomstringen i mars-april hadde alle stasjonene en periode relativt lite klorofyll før en ny periode med mer klorofyll i juni-juli. Oppblomstringen foregikk i hovedsak i de øvre 10-20 m preget av brakkvann skapt av flomvann fra de store elvene som renner i ut sjøen øst for Jomfruland. Fra slutten av august og frem til oktober var det relativt mye klorofyll på stasjonene ved Arendal og Lista, uten at noen spesielt høye registreringer ble gjort. På Jomfruland i samme periode ble det bare registrert lave klorofyllverdier og knapt noen høstopplomstring i det hele tatt.

Ut fra målingene foretatt i Flødevigen gjennom mange år kan algebildet for 1995 karakteriseres som ganske normalt utfra klorofyllmålingene (figur 36). Det som skilte seg noe ut i 1995, men som ikke er uvanlig, var en litt forsinket og forholdsvis liten våroppblomstring og relativt mye alger i sjøen gjennom juni måned.



Figur 35. Isopleter for klorofyll a på stasjonene Jomfruland, Arendal 2 og 3 og Lista for 1995. Konsentrasjonen er oppgitt i $\mu\text{g/l}$.



Figur 36. Klorofyll-a i overflaten ved Forskningsstasjonen Flødevigen gjennom de siste ti år, 1986-1995.

Algetellinger

For 1995 er det fra Arendal st. 2 gjennomført algetellinger fra 17 innsamlingsdatoer. Fra Jomfruland er det talt 15 prøver, og 14 håvtrekk er gjennomgått (tabell 9).

Tabell 9. Oversikt over datoer for opparbeidede algeprøver fra Arendal st.2 og Jomfruland.

Arendal (st.2)			Jomfruland		
Dato	Telleprøve	Håvtrekk	Dato	Telleprøve	Håvtrekk
19.01.95	x		12.01.95	x	x
07.02.95	x		09.02.95	x	
06.03.95	x		02.03.95	x	x
20.03.95	x		23.03.95	x	x
03.04.95	x		05.04.95	x	x
18.04.95	x		20.04.95	x	x
08.05.95	x				
06.06.95	x		07.06.95	x	x
			15.06.95	x	x
28.06.95	x				
10.07.95	x				
08.08.95	x		03.08.95	x	x
21.08.95	x		16.08.95	x	x
			30.08.95	x	x
11.09.95	x		13.09.95	x	x
18.09.95	x				
			12.10.95	x	x
23.10.95	x		30.10.95	x	x
20.11.95	x				
18.12.95	x		05.12.95	x	x

På grunnlag av resultatene fra algetellingene fra Arendal er det gjennomført beregninger av algevolum som siden er benyttet til omregning til algekarbon. De ulike algeartenes karboninnhold er dels beregnet ut fra egne volumberegninger og dels satt opp på grunnlag av data fra litteraturen (se tabell 1 i vedlegg A).

Arendal

Våren

Ved Arendal kom våroppblomstringen i 1995 i slutten av mars og var som vanlig dominert av kiselalger (figur 37). I første del av blomstringen dominerte *Skeletonema costatum* antallmessig (se tabell 2 i vedlegg A), men *Pseudo-nitzschia "delicatissima"* var med på å gjøre kiselalgene til den viktigste algegruppen med hensyn på algekarbon (se tabell 3 i vedlegg A). Under siste del av blomstringen hadde *Chaetoceros socialis* de høyeste celledtallene, men med hensyn på algekarbon bidro både *P. "delicatissima"* og *Thalassiosira* spp. like mye som *C. socialis*.

Også *Phaeocystis pouchetii* forekom med relativt høye celledtall (4-8 millioner celler pr. liter) denne våren, men omregnet til algekarbon utgjorde dette relativt lite sammenlignet med kiselalgene.

Etter våroppblomstringen økte mengden små, uidentifiserte flagellater og flagell-løse celler betydelig. Tidlig i mai blomstret cryptophyceene slik at de utgjorde ca. 44% av den totale mengden algekarbon.

Sommeren

I juni var det igjen blomstringer av *S. costatum* og *P. "delicatissima"*, men på denne tiden av året begynte dinoflagellatene for alvor å dominere med hensyn på algekarbon. Dinoflagellatene er store og gir derfor store bidrag til den totale algekarbonmengden. Det største bidraget av algekarbon kom fra ceratiene som begynte å øke i antall på denne tiden.

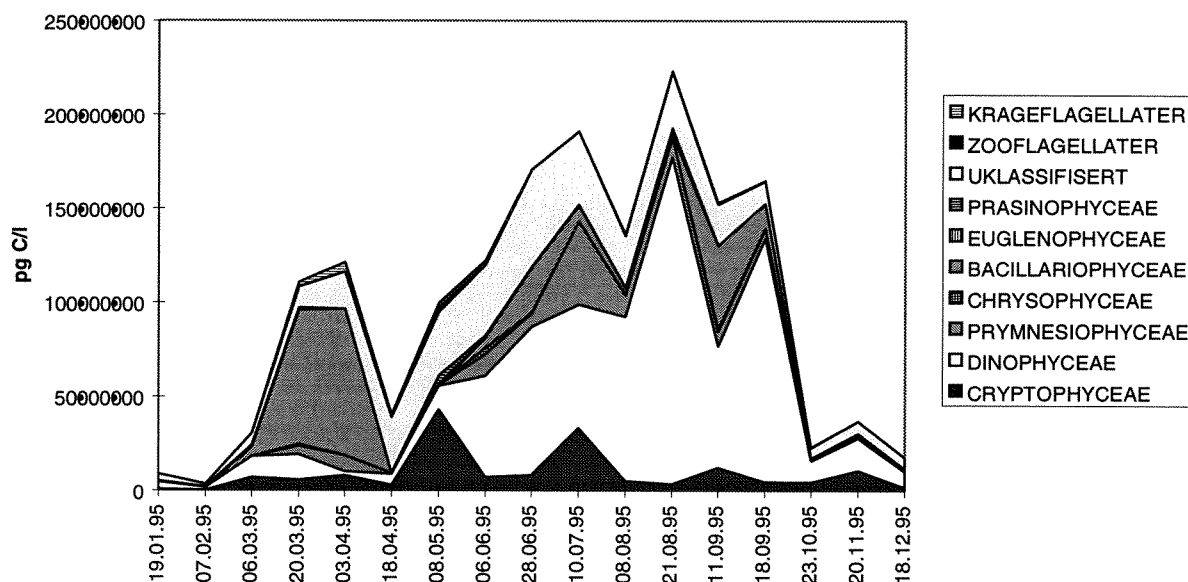
I slutten av juni og begynnelsen av juli var også forekomsten av *Dinophysis*-arter relativt høy og overskred de konsentrasjoner som Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) benytter som faregrense for DSP i skjell (1.200 *Dinophysis*-celler pr. liter).

I juli blomstret både kalkflagellaten *Emiliana huxleyi* og en del cryptophyceer. Dinoflagellatene var imidlertid fremdeles den viktigste algeklassen med hensyn på algekarbon.

August måned var helt dominert av blomstringen av *Ceratium furca* med celtall mellom 10 og 23.000 celler pr. liter.

Høsten

Den relativt høye algebiomassen holdt seg også i september måned. Dette var ikke bare et resultat av at *C. furca* fremdeles forekom med flere tusen celler pr. liter, men skyldtes også at kiselalgen *Cerataulina pelagica* hadde en kort blomstringsperiode.



Figur 37. Fordeling av algekarbon mellom de ulike algeklassene/-gruppene. NB! X-aksen er ikke en sann tidsakse.

Etter september sank algebiomassen dramatisk og algesituasjonen fra oktober og ut resten av året må kalles vinterlig.

Jomfruland

Våren

I slutten av mars var våroppblomstringen i gang med *Rhizosolenia imbricata* var. *shrubsolei* som helt dominerende art på 5 meters dyp (Se tabell 4 i Vedlegg A). I håvtrekket tatt fra 5 til 0 m var det flere framtreddende kiselalger, men med dominans av *R. hebetata* f. *semispina* (Se tabell 5 i Vedlegg A). De neste 14 dagene holdt kiselalgeblomstringen seg, og i denne perioden var det også nær overflaten en liten blomstring av *Phaeocystis*.

Sommeren

I første del av juni var algesamfunnet helt dominert av små flagellater/monader og dinoflagellater med *Ceratium longipes*, *Heterocapsa triquetra* og *Dinophysis norvegica* som de viktigste artene. Midt juni var det en kraftig blomstring av *Skeletonema* i øvre del av vannsøylen. Ved begge innsamlingene i juni lå *Dinophysis*-forekomstene over det nivå som SNT setter for faregrense for opphopning av DSP i skjell.

I august var det fremdeles dinoflagellatene som dominerte algesamfunnet med *Ceratium furca* som den mest framtreddende arten. I slutten av måneden var det imidlertid en blomstring av den heterotrofe dinoflagellaten *Polykrikos schwartzii*. I denne perioden var det lite diatomeer, men både *Leptocylindrus danicus* og *Chaetoceros* spp. forekom med relativt lave celletall.

Høsten

I september var håvtrekket dominert av kiselalger, hovedsaklig bestående av *L. danicus* og ulike *Chaetoceros*-arter, mens på 5 meters dyp var *Rhizosolenia fragilissima* dominerende kiselalge. Senere på høsten kom ceratiene tilbake med *C. furca* som den mest framtreddende arten i slutten av oktober.

Sammenlikning av algeforekomstene ved Arendal og Jomfruland

Klorofyllverdiene viser tre betydelige algeblomstringsperioder på innerste stasjon ved Arendal (st. 2) med en våroppblomstring, en sommeroppblomstring og en høstoppblomstring. Av disse var det høstblomstringen som ga høyest algebiomasse i form av klorofyll *a* (figur 35). De samme tre blomstringsperiodene går igjen både på ytre stasjon ved Arendal (st. 3) og ved Lista, men intensiteten i blomstringene var lavere, spesielt ved Arendals ytre stasjon.

Ved Jomfruland framkom det kun to betydelige blomstringsperioder hvor sommerblomstringen var den mest intense.

Våroppblomstringen ved Arendal og Jomfruland synes å ha forskjellig artssammensetning. Ved Arendal var blomstringen dominert av *Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia* og *Chaetoceros socialis*, mens *Rhizosolenia* var den mest framtreddende slekten ved Jomfruland.

Sommerblomstringen var begge steder dominert av *Skeletonema costatum*.

Begge steder blomstret *Ceratium furca* utpå høsten, mens kiselalgesamfunnet utviklet seg forskjellig de to stedene. Ved Jomfruland var det et blandet samfunn av slektene *Chaetoceros*, *Leptocylindrus* og *Rhizosolenia*, mens ved Arendal blomstret kun *Cerataulina*.

Ut fra disse resultatene kan det se ut for at ved god næringstilgang om våren og høsten skjer det en oppblomstring omtrent samtidig ved Arendal og Jomfruland. Hvilke arter som blir dominerende de ulike stedene i denne blomstringsperioden, synes å være bestemt av lokale forhold.

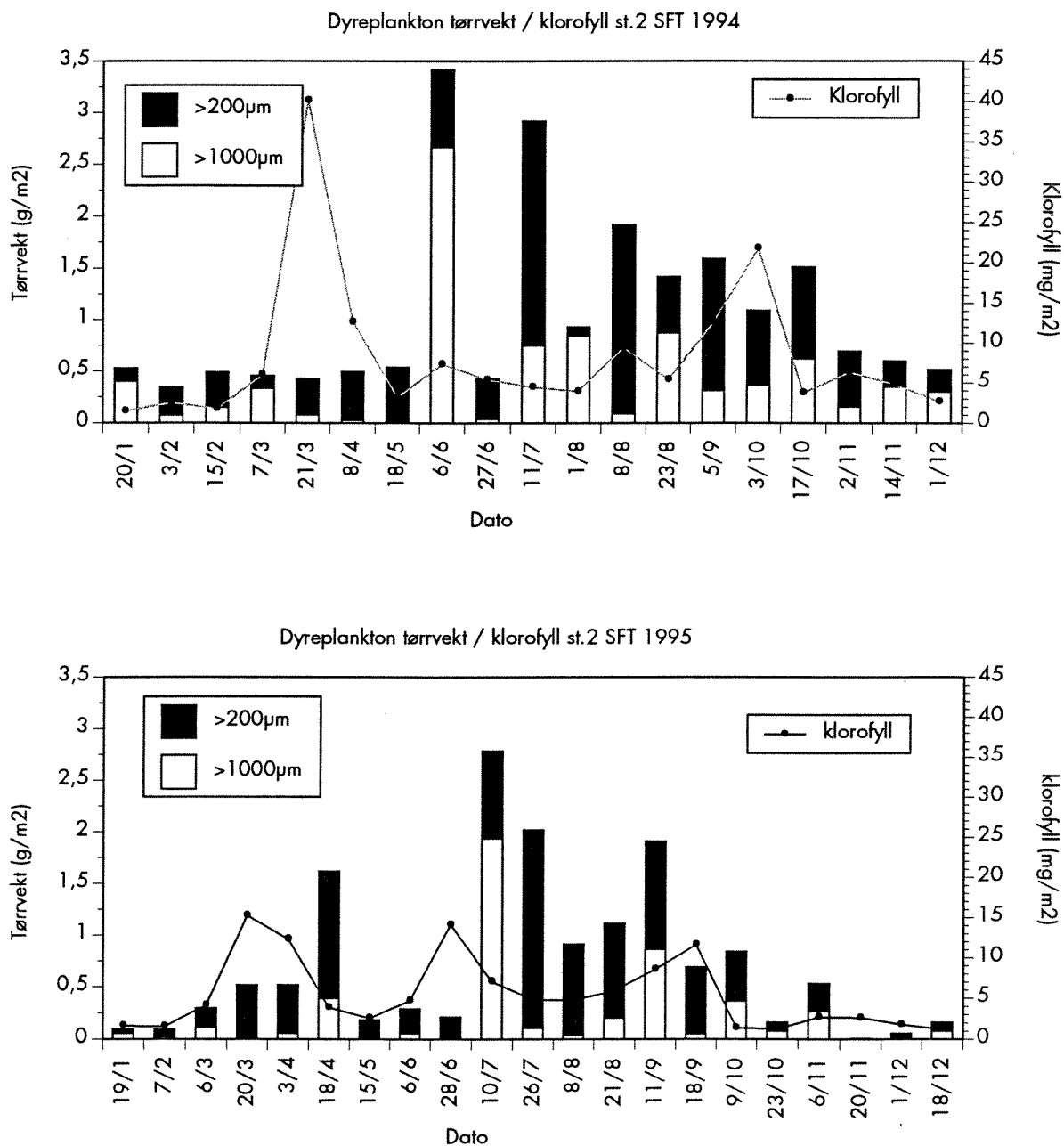
3.2.5 Zooplankton

Resultater

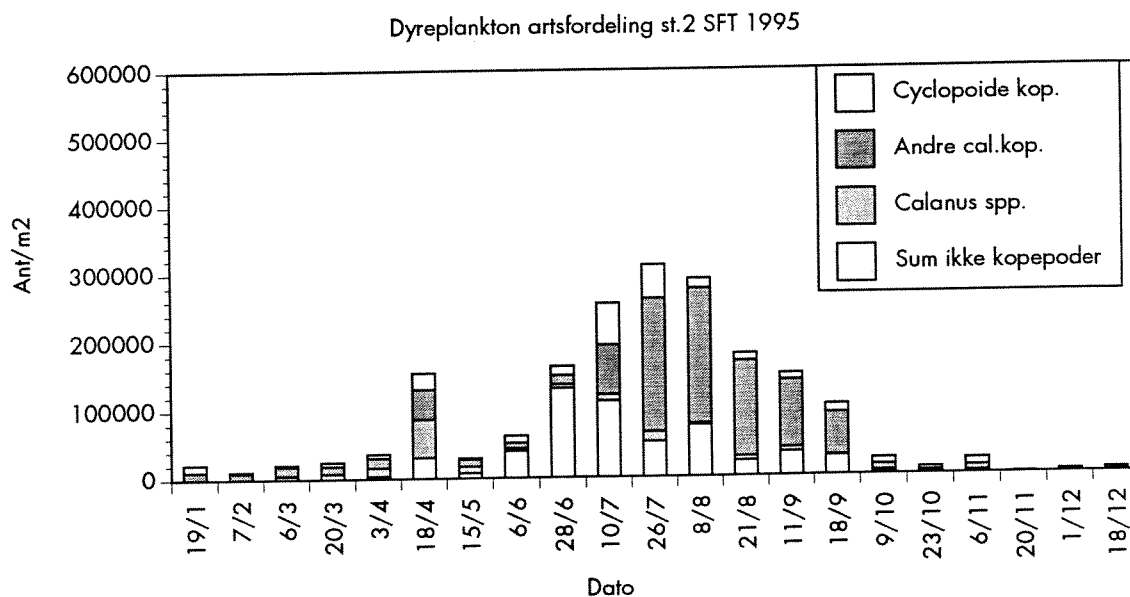
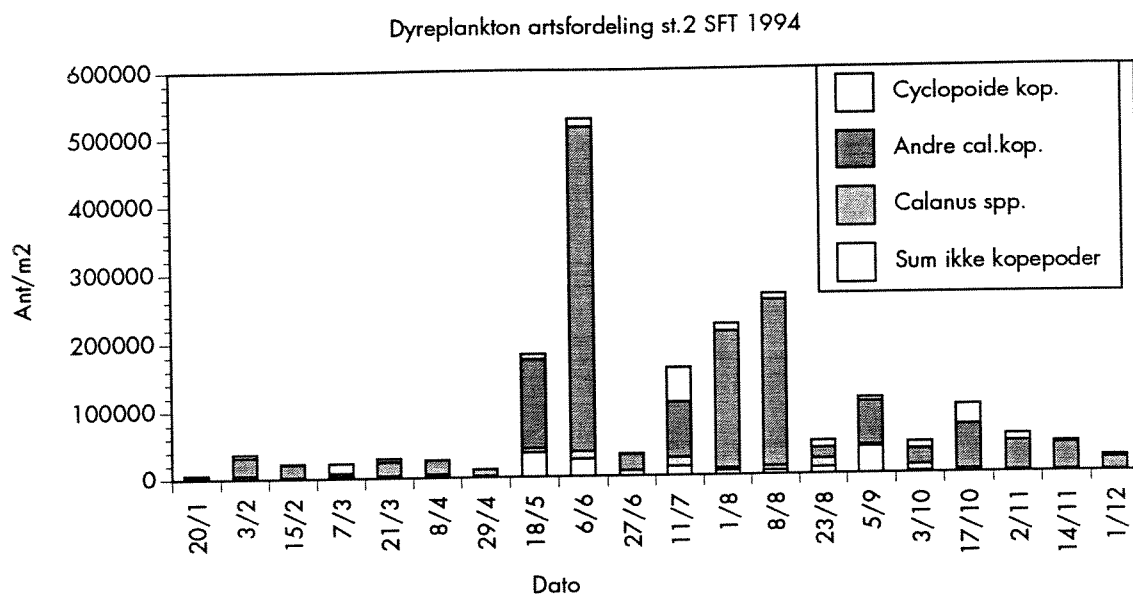
Resultater for 1994 vil bli tatt med da data er opparbeidet og kan sammenlignes med data for 1995. Biomasse og artssammensetning på st. 2 for 1994 og 1995 fremgår av figur 38 og figur 39. Skjema over identifiserte arter er vist i Tabell 6 i Vedlegg A. I tabellen vil det være en del arter som er tellet, men som kvantitativt ikke er representative da redskapet, en WP-2 håv 56 cm diameter og maskevidde 200 µm, samler dårlig dyr som er store og raske eller er i størrelsesområde for maskevidden. Arter som er tatt med i tabellen, men som ikke kan tolkes kvantitativt er; *Euphallciacta*, *Amphipoda*, *Decapoda* og kopepod nauplier.

I 1995 var det en liten algeoppblomstring i slutten av mars. Denne ble etterfulgt av en økning i dyreplankton biomasse i april, hvor omtrent 70 % utgjorde dyr som var mindre enn 1000 µm. Artsammensetningen er dominert av *Calanus* spp. stadium I-III, *Metridia* spp. og *Pseudo-Paracalanus* spp. I mai og juni var biomassen av både plante- og dyreplankton lav. I slutten av juni får vi på ny en topp i klorofyll, etterfulgt av en økning i dyreplankton biomasse, som vedvarer gjennom sommeren til midten av september. Størrelsesfordelingen av biomassen viser at 80 % eller mer består av dyr som er mindre enn 1000 µm. De mest tallrike artene i fraksjonen som er mindre enn 1000 µm er småkopepoder som, *Pseudo-Paracalamus* spp., *Oithona* spp., *Metridia* spp., *Acartia* spp., *Centropages* spp. og *Temora* spp. Blant ikke kopepoder er gruppene *Appendicularia* og *Cladocera* representert med *Fritillaria* spp. og *Evadne* spp., de mest tallrike. På fraksjon større enn 1000 µm utgjør *Calanus* spp. representert med stadium IV-VI det meste av biomassen. I denne perioden er det to målinger, 10. juli og 11. september hvor dyr større enn 1000 µm utgjør 50 % eller mer av biomassen. Antallmessig dominerer gruppen *Cladocera* med artene *Evadne* spp. og *Podon* spp, mens *Echinoderm* larver og *Gastropod* larver utgjør det meste av biomassen. I perioden oktober til først i november dominerer *Oithona* spp. tallmessig blant dyr mindre enn 1000 µm, mens *Gastropod* larver og *Chaetognatha* utgjør den største delen av biomassen på fraksjon større enn 1000 µm. Fra november til og med februar er dyreplankton biomassen liten.

Dyreplanktondata ble samlet inn på samme stasjon og etter samme metode som i 1994. Det ser ut som om gjennomsnittlig biomasse ikke viser noen betydelig forandring for 1995. Når det gjelder artssammensetningen kan det se ut som om 1994 hadde et større innslag av små kopepoder, mens det i 1995 ble tellet flere dyr i gruppen "ikke kopepoder" i forhold til totalt antall.



Figur 38. Zooplanktonbiomasse som tørrvekt (g/m^2) for de øvre 50 m fordelt på 2 størrelsesfraksjoner, 200-1000 μm og $>1000 \mu\text{m}$, er vist sammen med klorofyll a ($\text{mg}/2$) i de øvre 30 m for årene 1994 og 1995 på stasjon Arendal 2.



Figur 39. Fordelingen av dyreplankton på ulike grupper i de øvre 50 m for årene 1994 og 1995 på stasjon Arendal 2.

3.3 Diskusjon

1995 var et meget spesielt år. Igjen var det en mild vinter med mindre utpreget nordøstlig vind og erstattet med uvanlig kraftige sørvestlige vinder, noe som bl.a. er ugunstig for en god dypvannfornyelse i fjordene på Østlandet. En stor flom i Nederland og nord-Tyskland i januar 1995 førte store mengder ferskvann ut i Nordsjøen og rester av dette vannet strømmet i mars via nord-Danmark over mot svenske vestkysten. Deler av vannet spredde seg inn i ytre Oslofjord, men fortsatte også forbi Jomfruland og Arendal i mars og var karakterisert av forhøyede nitratkonsentrasjoner, høyt N/P-forhold og lavt nitrat/silikat-forhold. I april var alle spor av dette vannet borte fra det ytre kystvannet.

I begynnelsen av juni kulminerte storflommen i Østlandselvene og elvevannets innflytelse kunne spores langs hele kysten fra Jomfruland til Arendal. I løpet av flommen ble det tilført nesten et års fosformengde, ca. 40 % av et normalårs nitrogentilførsel og nesten den dobbelte mengden partikler. Glommavannet gav, sammen med flommen i de andre elvene, meget lav saltholdighet i overflatevannet langs kysten i juni måned, med størst vertikalutbredelse ved Jomfruland. Det ble ikke funnet spor av elvevannet ved Lista. Sammenlignet med tidligere observasjoner var den flompåvirkede vannmassen spesielt partikkelrik og ga en planteplanktonoppblomstring med maksimale konsentrasjoner av klorofyll-*a*, samt et skjevt (høyt) N/P-forhold. Tilførsel av silikat med elvevannet medførte at planteplanktonsamfunnet var dominert av kiselalgen *S. costatum* ved Jomfruland og Arendal.

Den vertikale utbredelsen av brakkvann var klart større enn normalt, men dette skyldes ikke bare flommen på Østlandet, men også relativt stor tilførsel av ferskvann fra Kattegat/Østersjøen. I de dypere lag var Atlantisk vann fraværende ved Jomfruland nesten hele 1995, og det ble ikke registrert ved Arendal st. 2. Fra mai og i store trekk ut året lå øvre dypdegrensene for dette vannet betydelig høyere enn normalt, noe som skyldtes økt innstrømming fra Nordsjøen.

Den milde vinteren i 1995 gav en middeltemperatur i overflatevannet ved Arendal på ca. 2°C over det normale for februar og mars. Det var en markert temperaturgradient langs kysten, med de laveste temperaturene ved Jomfruland. Sommertemperaturen var også relativt høy, med de høyeste temperaturene ved Jomfruland. Også i de dypere lag (ned til ca. 50 m) var temperaturen over det normale, men fra august måned strømmet en kaldere og saltere vannmasse opp langs kysten (SVN) og dette medførte temperaturer tildels betydelig under det normale frem til desember 1995.

Som vanlig var det en saltholdighetsgradient i overflatevannet langs kysten med økende saltholdighet mot vest. Størst var forskjellen under Østlandsflommen (15 PSU, mellom Jomfruland og Lista).

Oksygenforholdene langs kysten var i 1995 gjennomgående tilfredsstillende. I overflatevannet ble det observert opp mot 120-130 % overmetning i samband med Østlandsflommen (se også Danielssen m.fl, 1996). I de dypere vannmasser var det som normalt lavere oksygenkonsentrasjon om høsten, med noe lavere verdier ved Jomfruland og tildels Arendal st. 2. De laveste verdier ble observert i innstrømmende Skagerrakvann Øvre mellom august og november, med oksygenmetning mellom 67-84 %. De relativt lave oksygenkonsentrasjonene om høsten tyder på stor omsetning av organisk materiale i innstrømmende vann fra bl.a sørlige Nordsjøen.

De hydrokjemiske forhold bar dels preg av tilførselen av rester av flomvannet fra kontinentet i mars 1995 og dels av Østlandsflommen. I de øvre vannmasser (SK) var årsgjennomsnittet for totalnitrogen noe lavere enn i 1994, men fortsatt høyere enn i 1991-93. Liknende tendenser var det for nitrat+nitritkonsentrasjonen i samme vannmasse når de "flomfrie" vintermånedene januar og februar sammenlignes. For totalfosfor og fosfat skilte ikke denne vannmasse seg fra øvrige år i perioden 1991-95. Samme tendens gjaldt også for partikulært materiale, dvs. noe lavere verdier på årsbasis i SK enn i 1994.

De øvre vannmassenes tilstand (0-5 m) er også i 1995 bedømt ut fra SFTs klassifiseringssystem. Generelt var Jomfruland i en dårligere tilstandsklasse enn Arendalstasjonene og Lista. Arendalstasjonene og Lista klassifiseres som tilstandsklasse god vinterstid og tildels også sommerstid, men Østlandsflommen gjorde utslag på disse stasjonene sommeren 1995, med tilstandsklasse mindre god for klorofyll-*a* og siktedyp. Også Jomfruland havnet for enkelte variable i en dårligere tilstandsklasse sommeren 1995 som følge av flommen.

Planteplanktonoppblomstringene i 1995 bar også preg av årets flomhendelser. Våroppblomstringen var forsinket, som følge av de kraftige sydvestlige vindene som ga lav stabilitet i vannmassene, og kom først i mars-april samtidig med at rester av det kontinentale elvevannet passerte kysten. Den var noe kraftigere ved Jomfruland og Arendal st. 2, enn ved Arendal st. 3 og Lista. Artssammensetningen i våroppblomstringen synes å være forskjellig mellom Jomfruland og Arendal, hvor *Rhizosolenia* var den mest fremtredene slekten ved Jomfruland, og *Skeletonema*, *Pseudo-nitzschia* og *Chaetoceros socialis* dominerte ved Arendal. Det var lite plankton frem til Østlandsflommen, da *Skeletonema costatum* ble den dominerende art. Utover høsten var det relativt stor planktonbiomasse, uten at spesielt høye verdier ble registrert. Dominerende art var *C. furca*. Det ble knapt observert noen høstoppblomstring ved Jomfruland.

Zooplanktonanalysene i 1995 viste økninger i biomasse i april etter våroppblomstringen og i juli etter sommeroppblomstringen. Biomassen av dyreplankton var relativt stor ut til midten av september. Ca. 70 % utgjordes av dyr mindre enn 1000 µm om våren, dominert av *Calanus* spp. stadium I-III, *Metridia* spp. og *Pseudoparacalanus* spp. I juli-september bestod ca. 80 % av biomassen av dyr mindre enn 1000 µm. De mest tallrike artene i denne fraksjonen var småkopepoder som *Pseudoparacalanus* spp., *Oithona* spp., *Metridia* spp., *Acartia* spp., *Centropages* spp. og *Temora* spp. Ved to observasjoner i denne perioden (10 juli og 11 september) ble det observert at dyr større enn 1000 µm utgjorde vel 50 % av biomassen. Fra november og ut året var det lite dyreplankton.

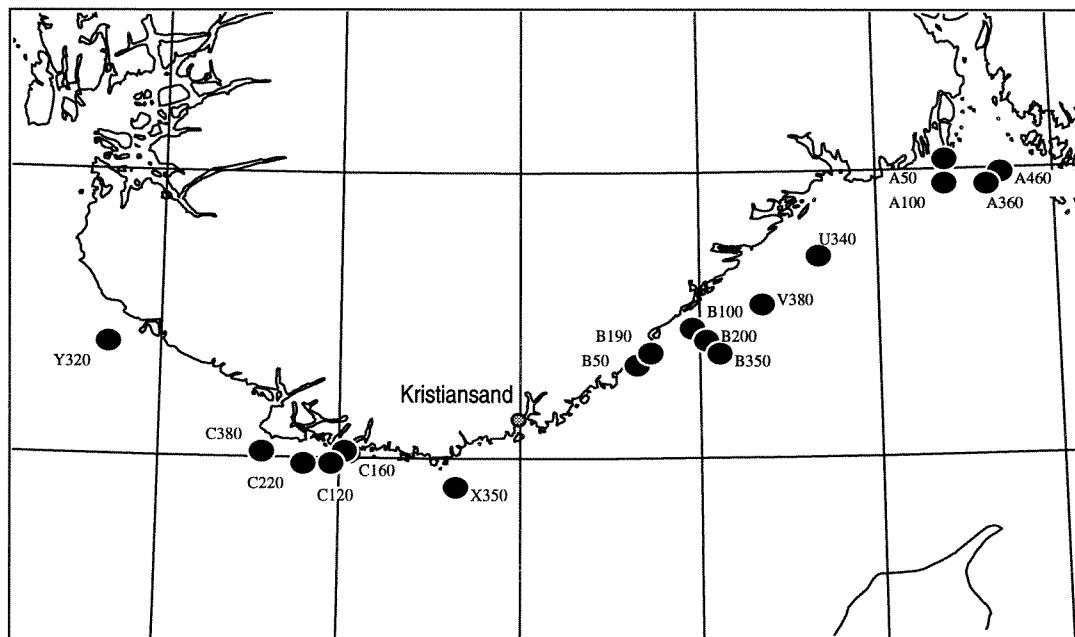
Sammenlignet med innsamlingen i 1994 ser det ikke ut som om gjennomsnittlig biomasse var betydelig forskjellig i 1995. I 1994 synes det å være et større innslag av små kopepoder, mens det i 1995 ble tallet flere dyr i gruppen "ikke kopepoder" i forhold til totalt antall arter.

4. Bløtbunn

4.1 Matriale og metoder

4.1.1 Undersøkelsesområde

Undersøkelsesprogrammets opprinnelige stasjonsnett (1990) omfattet kyststrekningen mellom svenskegrensen og Bergen (Pedersen og Rygg 1990). Etter 1992 ble vestlandsstasjonene (stasjonene nord for Egersund) tatt ut av programmet. Fra og med 1993 har bløtbunnsundersøkelsene omfattet strekningen fra ytre Oslofjord til Egersund (figur 40).



Figur 40. Kart over bløtbunnsstasjonene som ble undersøkt i 1995.

Det ble gjort innsamling på 17 stasjoner i mai 1995 (figur 40). Tallet bak kodebokstaven angir omtrentlig bunndyp i meter. De nøyaktige posisjoner og dyp er vist i datarapporten (Rygg 1996).

4.1.2 Metodikk

På hver stasjon ble det tatt 4 parallelle prøver med en 0.1 m² Day-grabb.

Fauna

Prøvene ble silt gjennom 1.0 mm siler, silresten fiksert i nøytralisert formaldehydløsning fortennet 1:7 i sjøvann og senere overført til 70% etanol. I laboratoriet ble dyrene sortert ut, artsbestemt og telt. Det ble bestemt parametre som individtetthet, artsmangfold m.m. for hver enkelt grabb og for stasjonen samlet. Det ble foretatt en analyse av graden av likhet i faunaen mellom de enkelte stasjonene og mellom samme stasjon i 1995 og tidligere år.

Artsmangfold ble beregnet ved indeksen H (Shannon og Weaver 1963) og ved forventet antall arter pr. 100 individer (ES₁₀₀) (Hurlbert 1971).

Likhetsanalysene ble utført ved å beregne likhetsindeks (Bray-Curtis indeks) (Clifford og Stephenson 1975) for alle par av prøver (stasjoner og stasjoner/år). Deretter ble prøvene gruppert ved

"multidimensional scaling" (MDS-analyse), som presenterer resultatene i ordinasjonsplott. MDS-analysen søker å arrangere prøvene i plottet slik at alle innbyrdes avstander samsvarer best mulig med graden av ulikhet mellom prøvene. For å unngå at for mye vekt legges på arter med høye individtall, ble det regnet om til kvadratroten av de opprinnelige individtallene før likhetsindeksen ble beregnet.

Sedimenter

Sedimentanalyser utføres og brukes som støtteparametre ved tolkningen av faunaresultatene. Prøver til sedimentanalyse ble tatt fra grabbprøvene (ca. 100 cm³ av de øverste 2 cm av sedimentet).

Kornstørrelse (som % <63 µm) og konsentrasjon av organisk karbon og nitrogen i "bulk" (ikke siktet) prøve ble bestemt. Sedimentfraksjonen <63µm ble bestemt ved våtsikting. Organisk karbon og nitrogen ble analysert med CHN-elementanalysator etter at uorganiske karbonater var fjernet med saltsyre.

4.2 Resultater

4.2.1 Sedimenter

Innholdet av både total organisk karbon (TOC) og glødetap i sedimentet er sterkt korrelert med sedimentets kornstørrelse. Kornstørrelsen er her uttrykt som %-andelen av finpartikler (partikler som har mindre diameter enn 63 µm).

Figur 41 viser total organisk karbon (TOC) i hver enkelt grabb i 1995 i forhold til "normallinjen" (Aure et al., 1993,a,b).

Hvis en tar hensyn til sedimentets innhold av finpartikler, var TOC-verdiene lavere enn normalt på stasjon A50 i ytre Oslofjord. TOC-verdiene var høyere enn normalt på stasjon B50. Det samme ble registrert også i årene før 1995 (Pedersen et al., 1995,a,b). Stasjon A50 er trolig påvirket av sedimentering av finpartikulært mineralsk materiale fra elvetilførsler som tynner ut det organiske materialet. Stasjon B50 ligger nær kysten like utenfor Grimstad og mottar muligens en høyere tilførsel av organisk materiale enn de andre stasjonene. Det var ingen tendens til endringer i perioden 1990 til 1995. Resultatene fra hver enkelt grabb i 1995 er vist i datarapporten (Rygg 1996).

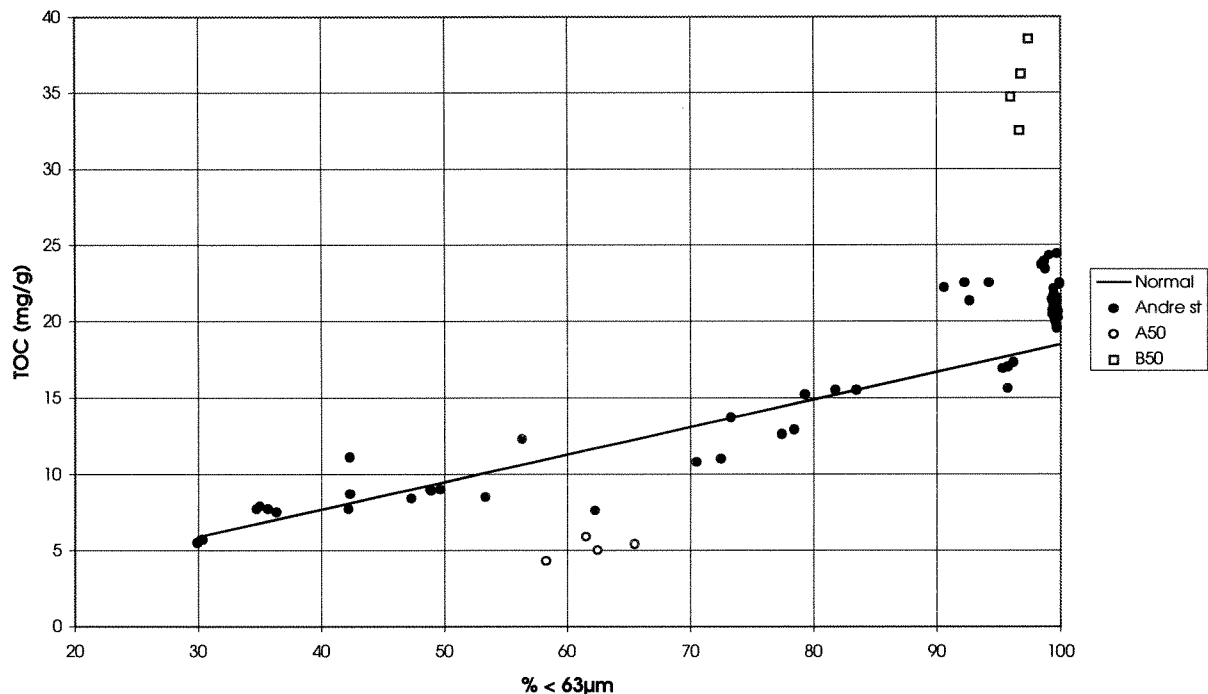
4.2.2 Fauna

Faunaens artssammensetning

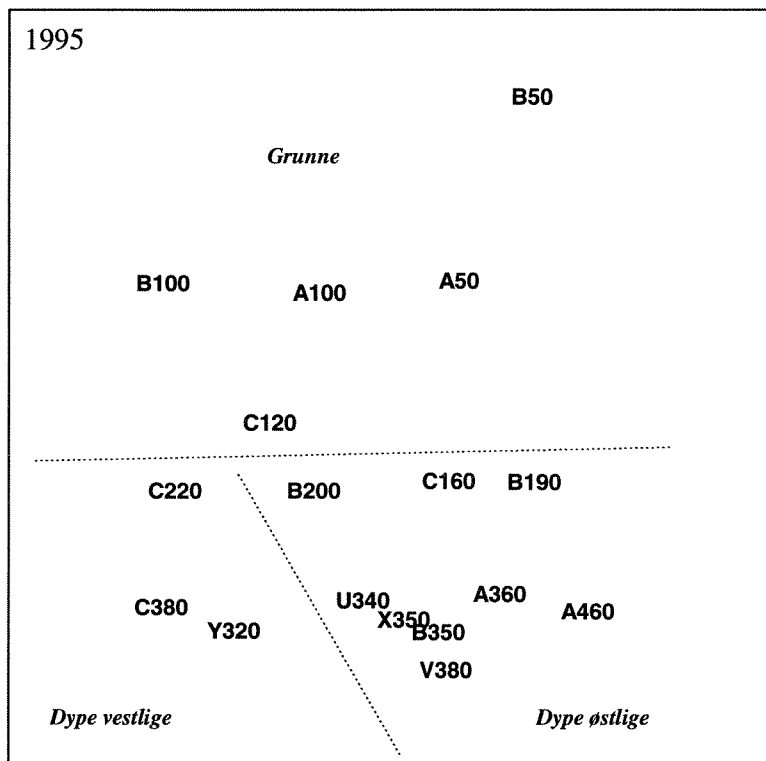
Individtall av de tre vanligste artene på hver stasjon er vist i tabell 10. Resultatene for alle artene fra hver enkelt grabb er vist i datarapporten (Rygg 1996).

Likhetsanalyser

Likhetsanalyser av stasjonene i 1995 viste forskjeller i faunaen mellom de grunne (<150 m) og de dype (>150 m) stasjonene. Blant de dype stasjonene var det en gradient fra de østlige (A, B, U, V og X) til de vestlige (C og Y) stasjonene (figur 42). Et unntak var C160, som viste størst likhet med B190. Disse to er stasjoner i fjordbassenger, og er mer preget av det enn av geografisk region. Det samme mønsteret som i 1995 er observert i tidligere år (Pedersen et al., 1995,a,b).



Figur 41. Total organisk karbon (TOC) i hver enkelt grabb i 1995 i forhold til "normallinjen".



Figur 42. MDS-plott av stasjonene i 1995. Skille mellom grunne og dype, og mellom østlige og vestlige dype stasjoner er angitt.

Tabell 10. Individtall pr. 0.4 m² av de tre vanligste artene i 1990-1995, rangert etter forekomst i 1995. (-) Ikke tatt prøve.

		1990	1991	1992	1993	1994	1995
A 50	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	94	15	20	111	101	127
	Chaetozone setosa Malmgren 1867	25	4	35	67	64	55
	Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	83	28	10	4	6	5
A100	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	12	29	16	40	91	172
	Spiophanes kroeyeri Grube 1860	14	13	34	74	117	150
	Lumbrineris sp	27	21	31	56	62	47
A360	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	794	289	407	1206	1188	795
	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	221	158	363	1414	315	311
	Tharyx sp	53	162	260	291	202	136
A460	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	147	107	39	63	134	185
	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	249	111	249	265	265	123
	Thyasira equalis (Verrill og Bush)	165	119	49	63	72	92
B 50	Onoba vitrea (Montagu)	0	0	11	5	17	123
	Nemertinea indet	5	1	11	155	85	74
	Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	116	38	8	57	81	28
B100	Diastylis sp	4	3	14	13	150	291
	Diplocirrus glaucus (Malmgren 1867)	9	8	26	13	29	98
	Anobothrus gracilis (Malmgren 1865)	96	6	2	1	15	12
B190	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	187	221	89	158	191	531
	Myriochele sp	5	8	18	274	31	180
	Thyasira equalis (Verrill og Bush)	146	122	91	68	67	133
B200	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	81	37	69	147	177	138
	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	87	36	300	179	69	104
	Tharyx sp	68	84	67	52	61	35
B350	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	1122	908	1137	777	1141	850
	Tharyx sp	672	377	505	410	438	710
	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	239	136	760	408	352	309
C120	Tharyx sp	31	72	81	81	72	111
	Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)	28	37	75	107	112	98
	Chaetozone setosa Malmgren 1867	39	16	49	119	115	31
C160	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	173	346	131	108	151	246
	Tharyx sp	13	30	63	28	52	83
	Thyasira equalis (Verrill og Bush)	48	55	58	54	91	79
C220	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	11	22	10	38	124	141
	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	22	25	12	47	83	76
	Lumbrineris sp	43	37	34	42	62	60
C380	Abra nitida (Mueller 1789)	1	2	5	112	39	134
	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	16	9	30	99	58	126
	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	75	36	34	103	94	90
U340	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	-	-	-	453	327	355
	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	-	-	-	424	349	304
	Tharyx sp	-	-	-	172	214	200
V380	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	-	-	-	693	799	1263
	Tharyx sp	-	-	-	318	258	334
	Thyasira equalis (Verrill og Bush)	-	-	-	142	121	80
X350	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	-	-	132	482	392	461
	Tharyx sp	-	-	77	277	401	330
	Thyasira equalis (Verrill og Bush)	-	-	21	130	265	85
Y320	Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	-	140	-	160	75	142
	Lumbrineris sp	-	44	-	57	54	98
	Paramphinome jeffreysii (McIntosh 1868)	-	32	-	124	78	61

I figurer i vedlegg B (figur 1 til figur 9) er det vist en mulig tidsutvikling i faunaen på de enkelte stasjonene. Resultatene er fordelt på flere plott for at tendensen på hver enkelt stasjon skal komme tydeligere fram. To grunne hhv. to dype "referanse"stasjoner er beholdt i alle plottene for å illustrere i hvilken retning stasjonene evt. utvikler seg.

For de grunne stasjonene er B50 og C120 benyttet som referansestasjoner. Disse to er ganske ulike og B50 synes å være mest organisk påvirket. En eventuell tilnærming til faunatypen på B50 hos de andre grunne stasjonene kunne tyde på en utvikling i retning av organisk påvirkning. Hos stasjon A100 (figur 1 i vedlegg B) har faunaen endret seg i én retning i tidsrommet 1990-1995, men ikke nærmere eller fjernere C120 eller B50. Alle tre stasjonene synes å ha endret seg parallelt (oppover i diagrammet). Den samme tendensen viste seg på stasjon A50 og B100 (figur 2 i vedlegg B).

For de dype stasjonene er A460 og C380 benyttet som referansestasjoner. Disse er mest ulike hverandre. C380 har best tilstand. A460 er påvirket av organiske tilførsler eller lavt oksygen. Hos de fleste dype stasjonene var det ingen entydig tendens til utvikling over tid. Referansestasjonen C380 viste en viss forskjell mellom de tre første og de tre siste årene. På den andre referansestasjonen (A460) var det ingen bestemt tendens. B200 hadde blitt mer lik B350 i siste del av perioden (figur 5 i vedlegg B).

Muligens kan de observerte endringene ha sammenheng med endringer i ytre faktorer, men like gjerne kan de skyldes normale populasjonssvingninger. Fordi mange av artene er flerårige og utskiftning av individer i faunasamfunnet tar tid, er det normalt i faunaen i to naboår er mer lik hverandre enn fauna som er adskilt ved en periode på flere år. Dette kan gi en tidstendens som er uten sammenheng med miljøfaktorene.

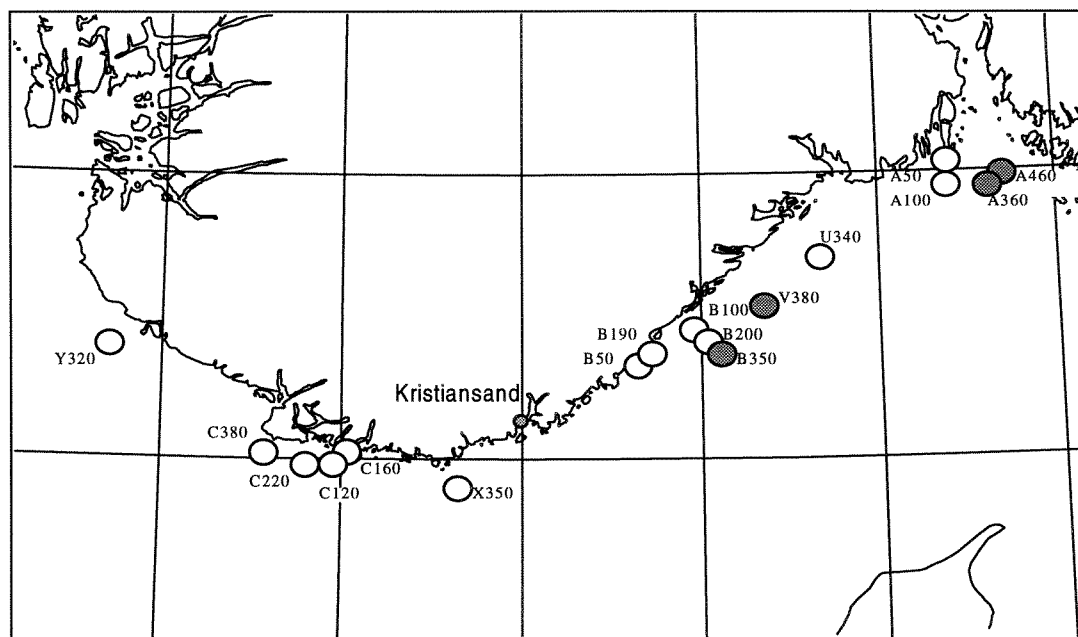
Artsmangfold - individtetthet

Figur 10 til figur 43 (i Vedlegg B) viser arts mangfold (Shannon-Wiener) og individtall for perioden 1990-1995 for hver stasjon.

4.3 Diskusjon

Tolkningen av resultatene vist i figur 10 - figur 43 (i vedlegg B) blir nokså usikker. Tendensen er sjelden entydig. For svært få av stasjonene viste arts mangfoldet noen entydig tendens til utvikling over tid. Stasjon A100 viste den tydeligste nedadgående tendens (figur 12 i vedlegg B).

I figur 43 er det foretatt en klassifisering av tilstand i 1995, basert på arts mangfold (H eller ES_{100}), i følge kriterier i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Rygg og Thélin 1993). Klassene er de samme som i tidligere år, med unntak for fjordstasjonen C160 (som i 1991 lå i klasse II) og X350 (som i 1993 lå i klasse II).



- = Tilstandsklasse I: God tilstand
● = Tilstandsklasse II: Mindre god tilstand

Figur 43. Klassifisering av tilstand i 1995, basert på artsmangfold (H eller ES_{100}). Klassifisering etter Rygg og Thélin (1993).

5. Hardbunn

5.1 Materiale & metoder

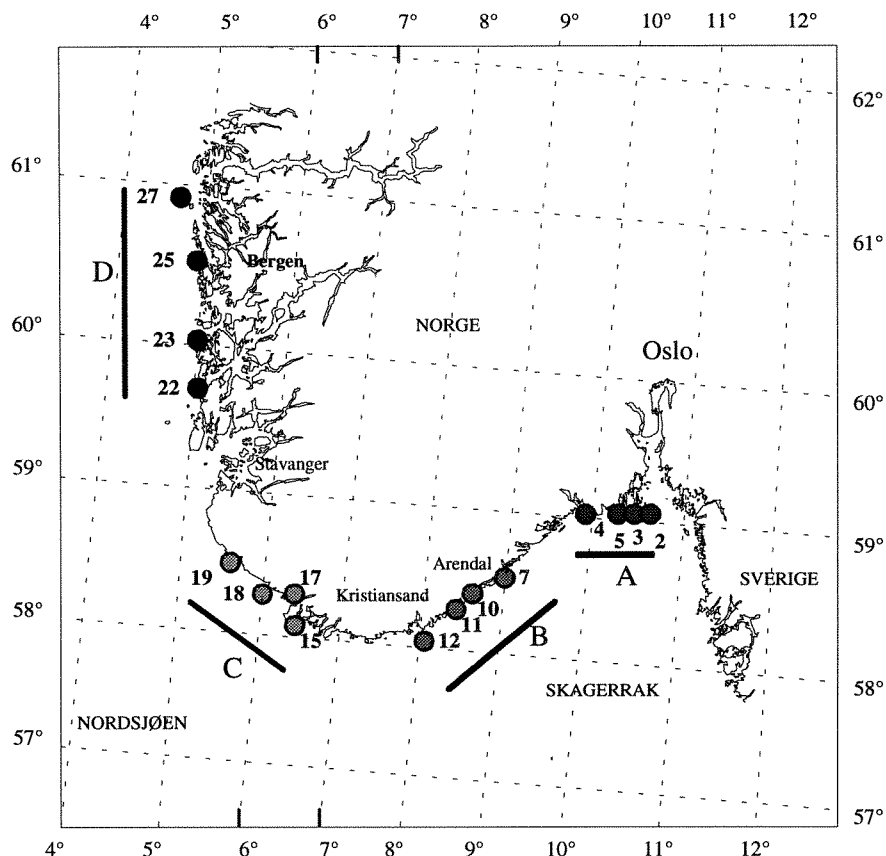
5.1.1 Undersøkelsesområde

Under det første kystovervåkingstoktet i 1990, ble det etablert og undersøkt totalt 27 stasjoner fra svenskegrensen i øst til Fedje nord for Bergen. De fleste av stasjonene var allerede blitt undersøkt ved registreringen av skadevirkninger etter oppblomstringen av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis* i 1988. Stasjonene representerer den ytre, eksponerte delen av kysten og de er gruppert i fire hovedområder: A (Færder fyr - Langesund), B (Tromøya - Kristiansand), C (Farsund - Egersund) og D (Espevær - Fedje). Grupperingen er foretatt på grunnlag av tidligere biologiske erfaringer og av praktiske årsaker. Siden 1990 har et utvalg av disse stasjoner blitt undersøkt hvert år. Utvalget har variert noe mellom årene og en oversikt over undersøkte stasjoner er gitt i Pedersen et al. (1995a).

I 1995 ble 16 stasjoner undersøkt i perioden 21. mai - 8. juni og en oversikt over disse er gitt i tabell 11 og i figur 44. Detaljkart over de fleste stasjoner er vist i Pedersen et al. (1995b). Kart over resterende stasjoner (A05, B12, C19 og D22) finnes i vedlegg E.

Tabell 11. Stasjonsnummer og -navn, posisjon, eksponeringsgrad (1=liten, 2=moderat, 3=sterk), bunntype (F=fjell, R=rullestein, S=sand), bunnhelning (1=slak (<30°), 2=moderat (30-70°), 3=bratt (>70°)), dyp for tareundersøkelser, transektretning i grader, dyp for stereofotografering samt største dyp for salt- og temperaturmålinger hos de 16 stasjoner som ble undersøkt i 1995. Alle dyp i meter.

Stasjonsnummer	Stasjonsnavn	Breddegrad	Lengdegrad	Eksp	Bunntype	Bunnheln.	Tare-dyp	Transekt-retn.	Stereo dyp	TS-dyp
A02	Færder fyr	59°01.55'	10°31.92'	3	F S	3, 1	6,8,10	100	8	50
A03	Lynghlm.	59°02.54'	10°17.90'	3	F R	2, 3	4,6,8	160	10	50
A04	Oddaneskj.	58°57.33'	09°51.95'	3	F S	1, 3	6,8,10	134	8	50
A05	O-skjær	58°58.35'	10°09.69'	3	F S	1, 3	4,7,10	030	11	50
B07	Tromøy N.	58°30.77'	08°56.79'	2	F S	2, 3	4,7,10	360	5-6	50
B10	Presthlm.	58°16.36'	08°32.29'	3	F	2, 3	4,7,10	140	7	50
B11	Humløy	58°14.33'	08°25.84'	2	F S	2	4,7,10	085	8	50
B12	Meholmen	58°05.68'	08°12.65'	3	F S	2, 3	4,7,10	010	6	50
C15	Revø	58°02.93'	06°47.82'	3	F R S	2, 1	4,7,10	190	6.5	50
C17	Stolen	58°13.31'	06°42.98'	2	F R	2	4,7,10	240	5.5	50
C18	Rosø	58°13.70'	06°30.17'	3	F R	1, 3, 1	4,7,10	170	6	50
C19	Oddeflui	58°28.72'	05°49.60'	3	F R	1, 2	4,7,10	120	12	50
D22	Marholmen	59°34.75'	05°08.90'	2	F	2, 3	4,7,10	115	10	50
D23	Ylvesøy	59°52.80'	05°05.30'	3	F R S	3, 2, 1	4,7,10	350	3.5	50
D25	Aarebrot	60°25.30'	04°54.59'	2	F S	2, 3, 2	4,7,10	025	7	50
D27	Maajøy	60°47.81'	04°41.13'	2	F S	3, 2	4,7,10	030	9	50



Figur 44. Hardbunnsstasjoner undersøkt i 1995.

På samtlige stasjoner er følgende undersøkelser foretatt:

5.1.2 Dykketransekt - semikvantitative og kvalitative undersøkelser

Transektanalyser innebærer at makroskopiske (> 1 mm), fastsittende alger og dyr (også inkl. langsomt bevegelige dyr) blir registrert langs et snitt fra maks. 30 m dyp og opp til overflaten ved hjelp av dykking. Dykkeren som har telefonisk kontakt med en assistent på land, stopper normalt for å registrere på annen hver meter. I tillegg til hvilke arter som blir funnet, blir også mengden (*forekomsten*) av dem anslått etter følgende semikvantitative gradering:

- 1= enkeltfunn
- 2= spredt forekomst
- 3= vanlig forekomst
- 4= dominerende forekomst

Organismer som ikke kan identifiseres i felt blir samlet inn og senere bestemt under lupe eller mikroskop. Et utvalg av de registrerte artene er konserveret og blir oppbevart på NIVA. Noen usikre bestemmelser av alger er blitt kontrollert og verifisert av Universitetet i Oslo. Abiotiske faktorer som substrattypen og -helling, grad av nedslamming, horisontalsikt etc. noteres også ved registreringene. Denne metoden har tidligere vært benyttet ved en rekke undersøkelser (f.eks. Pedersen et al. 1989; Pedersen & Rygg 1990; Fredriksen & Rueness 1990) og den gir et godt bilde av de biologiske grunnvannsforsørene. Data fra alle transektundersøkelser legges inn på regneark og overføres videre til databaser.

5.1.3 Stereofotografering - registrering på faste arealer

Stereofotografering er utført på samtlige 16 stasjoner i 1995, men bildene er fortsatt under opparbeidelse. Resultatene er derfor ikke presentert i denne rapport.

For overvåking av faste flater sublittoralt, ble stereofotografering inkludert i kystovervåkingsprogrammet. Ved å ta bilder med to parallelt monterte og synkroniserte kameraer kan en oppnå en 3-dimensjonal effekt når bildene studeres i to sammenkoblede luper (stereofoto). Dette underletter i stor grad opparbeidelsen av bildene. Stereofotostasjoner ble etablert på fjellvegger hvor underlaget var jevnest mulig. Helningen bør være tilnærmet vertikal for å unngå fullstendig algeovervekst (canopy) og problemer med nedslamming. Dybdevalget ble til en stor grad styrt av tilgjengeligheten av egnet substrat, men ligger normalt mellom 6 og 12 m. Det totale fotograferingsareal, 3 m^2 ($12 \times 0.25 \text{ m}^2$), ble valgt slik at det var representativt for dybden. Bunnens topografi var ofte den avgjørende faktor for den endelige plassering av stasjonen. Når et egnet område var funnet ble det boret to hull med ca. 3m avstand i fjellet, og det ble slått inn en plastbolt i hvert av hullene. Ved prøvetaking blir en stang spent opp mellom boltene og seks 0.25 m^2 arealer blir fotografert over stangen og seks under. Arrangementet sikrer at nøyaktig det samme areal blir avfotografert ved hver prøvetaking.

Stereofotografering er ikke-destruktiv og i tillegg lite arbeidskrevende i felten. Metoden er her brukt som en enkel tilleggsdokumentasjon av stasjonene. I første omgang blir det bare gjort enkle analyser av bildene. Bildene danner en god dokumentasjon over forholdene på disse bratte og slette flatene og gir i tillegg nyttig bakgrunnsinformasjon for de øvrige undersøkelsene. En kan alltid gå tilbake til bildene og opparbeide dem på ny for spesielle formål. I forhold til ruteregistreringene er stereofotografering grovere fordi det stort sett bare er de større og/eller lett gjenkjennelige alger og dyr som kan identifiseres fra bildene. Overvåkingen av hardbunnsområder i Sverige baserer seg i hovedsak på stereofotografering (P. Adolfsson *pers.medd.*).

5.1.4 Tareskogregistreringer

Tareskogen er en nøkkelbiotop i ytre kyststrøk, og det er derfor viktig å inkludere registreringer av tareskog når en undersøker eksponerte steder. I kystovervåkingsprogrammet har tareskogregistreringer vært inkludert siden starten i 1990.

Tettheten av tareskogen (stortare, *Laminaria hyperborea*) blir registrert ved at en legger ut en 90° vinkel ($2 \times 2 \text{ m}$) på bunnen og teller alle tareindivider, samt sjøpinnsvin og sjøstjerner, innenfor et areal (mellom 1 m^2 og 3 m^2 for voksne og $0,25 \text{ m}^2$ for kimplanter) på tre ulike dyp. Det utføres 3 parallelle tellinger pr. dyp. Lengden av stipes (stilk) og lamina (blad) måles på fem planter som høstes innen et av de tilfeldig utplasserte vinkelarealer. I tillegg foretaes årringstillinger av stipes.

Mengdeforholdet mellom karbon, nitrogen og fosfor (CNP-forhold) i stortare har nær tilknytning til næringssaltsituasjonen i vannmassene, da brunalger akkumulerer næringssalter i vinterperioden og lagrer disse (spesielt nitrogenforbindelser) i vevet til bruk i næringsfattige perioder, som rett etter våroppblomstringen. NIVA gjennomførte i 1992 og 1993, parallelt med kystovervåkingstoktet, et forskningsprosjekt på innholdet av karbon, nitrogen og fosfor i tare langs kysten av Sør-Norge. Prosjektet har gitt viktig kunnskap om koblingen mellom næringssaltsituasjonen i vannmassene og biotilgjengeligheten av disse. Derfor inngår disse målingene nå som en rutinemessig del av kystovervåkingsprogrammets hardbunnsdel.

I 1995 ble prøvetaking for analyse av CNP-forhold utført på 3 ulike dyp i tareskogen. 2-3 cm store skiver av bladet ble stanset ut 10 cm over vekstsonen på tareplantene. Vekstsonen er i overgangen mellom stilk (stipes) og blad (lamina). Det ble tatt 4 parallelle prøver fra like mange planter på hvert

av de 3 dypene. En prøve består av flere utstansinger fordi det settes minstekrav til antall mg-tørrvekt i prøven som skal analyseres. Prinsipp for analysene:

- Fosfor: Organiske og uorganiske fosforforbindelser omdannes under behandling med svovelsyre og salpetersyre til ortofosfat. Totalfosfor bestemmes ved hjelp av autoanalysator.
- Karbon og nitrogen: Prøvene forbrennes i oksygenmettet heliumgass og forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne og N₂- og CO₂-gassene detekteres i en varme-tråsdetektor.

5.1.5 Strandsonedefaring

Strandsonen er det viktige overlappende grenseområdet mellom sjø og land. Organismer som lever her utsettes for ekstreme miljøpåvirkninger fra både luft og vann. Alle makroskopiske alger og dyr fra sprøytesonen og ned til ca. 1 m dyp (under laveste lavvann) registreres semikvantitativt ved at en svømmer i overflaten i en tidsbegrenset periode på 10 min. Prøver tas av usikre og vanskelig indentifiserbare arter og bestemmes i levende tilstand vha. mikroskop eller lupe. Denne undersøkelsen gir et mer representativt bilde av stasjonens strandsonesamfunn enn det transektanalysene gjør fordi den dekker et større areal.

5.1.6 Billeddokumentasjon

Billeddokumentasjon er vanligvis enkel å utføre og den har vist seg viktig i mange sammenhenger. På kystovervåkingstoktene blir det gjort videoopptak av alle transekt, samt en omfattende dokumentasjon med still-foto. Hensikten er å skaffe visuell dokumentasjon av transektregistreringene, dokumentere forekomst av forskjellige typer alger og dyr og andre spesielle observasjoner. Fotografierne vil inngå i en fotobase for kystovervåkingen.

For mer informasjon om metodikken henvises det til materiale- og metodekapittelet i Pedersen et al. (1995a).

5.2 Resultater

5.2.1 Transekter

Alge- og dyresamfunn på hardbunn ned til 30m, ble undersøkt på 16 stasjoner ved dykking, på strekningen Færder Fyr - Fedje i 1995. Data fra hardbunnsundersøkelsene er gjengitt i egen datarapport (Pedersen *et al.* 1996).

I denne årsrapporten vil resultatene fra hardbunnsundersøkelsene i 1995 bli sammenlignet med data fra tidligere år. I tillegg vil resultatene fra hydrografiske forhold fra sommer 1994 og fram til juni 1995 inkluderes i tolkningen av hardbunnsdata fra 1995.

I 1995 ble stasjonene undersøkt rett før den store flommen i juni. Resultatene vil derfor ikke avspeile eventuelle effekter av flomsituasjonen.

I beregningene inngår observasjoner ned til 25m dyp på 16 stasjoner fordelt på fire områder (A, B, C og D).

5.2.2 Transektregistreringer - Alger

Det generelle førsteinntrykket var at forekomsten av alger var omtrent som under toktene i 1991, 1992 og 1993. Toktet i 1994 viste en signifikant nedgang forekomst og antall i forhold til tidligere år. Som mulig årsak ble nevnt at vinteren var betydelig kaldere i 1994 enn de 6-7 tidligere år. I 1995 var vinteren igjen noe varmere enn i 1994. Varme vintre medfører også mindre nordøstlig vind om vinteren og våren enn normalt. Vindforholdene før toktet i 1995 var derfor roligere enn normalt, foruten at de sydøstlige vindene var sterkere enn normalt se kap. 3.2.1.

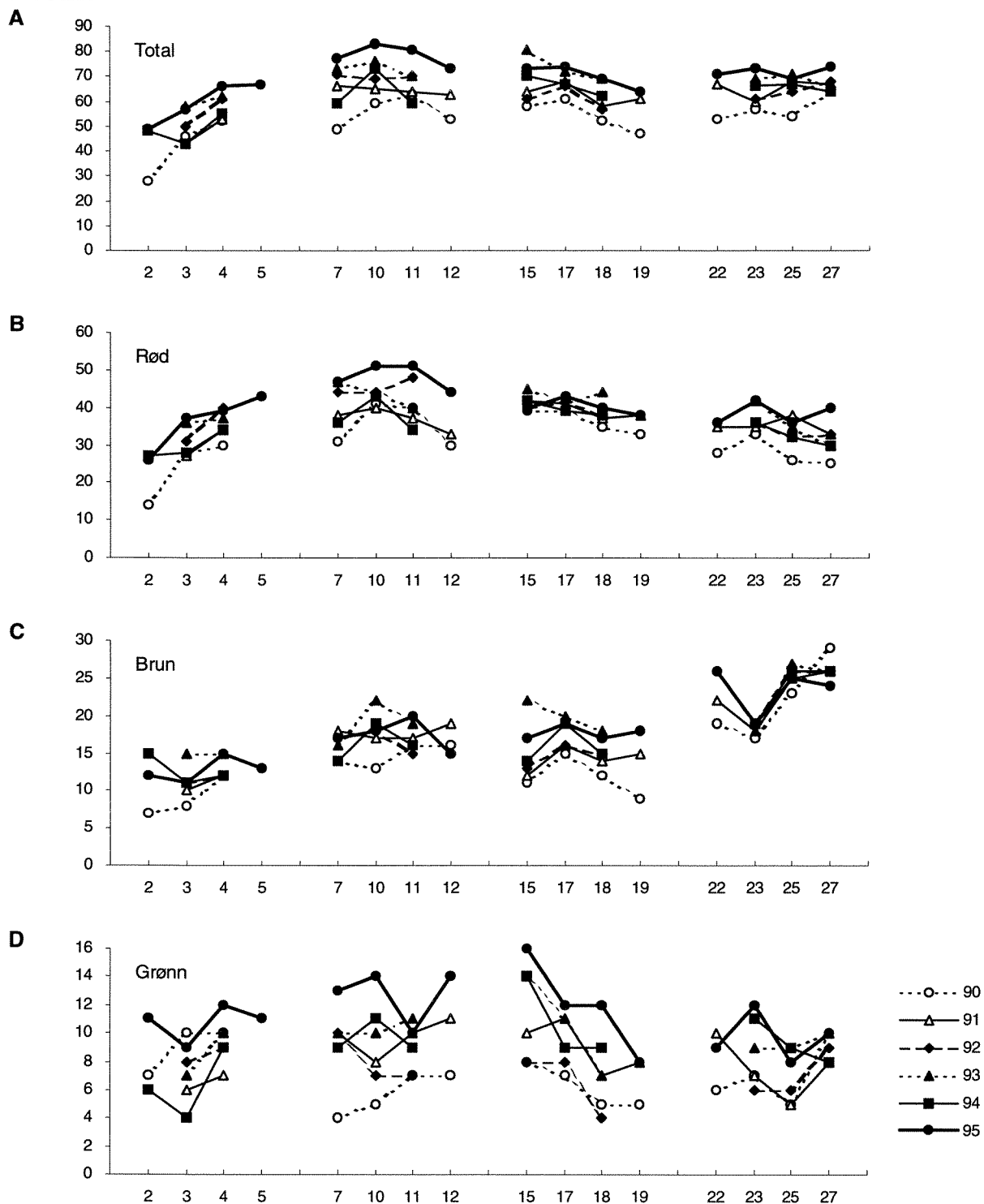
Artsantall

I vedleggsfigurer og tabeller i vedlegg C, finnes en oversikt over resultatene av enveis variansanalyser. Signifikante tester som nevnes under transektbeskrivelsene kan finnes i disse vedleggene.

Antall arter registrert i 1995 var høyere enn tidligere år (figur 45A). Gjennomsnittlig pr. stasjon var antallet omtrent likt det som ble registrert i 1993. Artsantallet i 1993 og 1995 var signifikant høyere enn årene 1991, 1992 og 1994 som hadde omtrent likt antall arter. I 1990 ble det registrert færrest antall arter pr. stasjon noe som sannsynligvis kan skyldes ettervirkninger etter den giftige algeoppblomstringen. Det totale antall alger registrert pr. år har derimot vært svært likt siden 1990 med ca. 130 - 140 arter alger pr. år. I 1995 ble det funnet 145 arter mot 136 året før. Området A har signifikant færre arter enn de andre områdene og det er også signifikante forskjeller i antall registrert på den enkelte stasjon innen område A.

figur 45B viser antall registrerte rødalger på hver enkelt stasjon for hvert av årene 1990 til 1995. Antall rødalger var høyere i 1995 i forhold til tidligere år, spesielt innen områdene A og B. Antall rødalger område B var signifikant høyere enn for de andre områdene. Samlet har områdene B og C et signifikant høyere antall rødalger enn de andre, men i 1995 ble det registrert flere rødalger i område B enn "normalt". I område C var det ingen forskjell fra tidligere år. Rødalgeantallet ved Færder Fyr var adskillig lavere enn alle andre stasjoner usikkert av hvilken årsak. Vestlandsstasjonene har også et noe lavere artsantall rødalger enn områdene B og C.

ALGER



Figur 45. Totalt antall alger (A), antall rød- (B), brun- (C) og grønnalger (D) som er registrert på hver stasjon fra 1990 og fram til 1995. Observer forskjellig skala på aksene. Resultatene fra enveis variansanalyser utført på artsantallet mellom stasjoner, hovedområder i perioden 1990 til 1995 samt bare i 1995 og mellom årene finnes alle i vedlegg.

Gjennomsnittlig antall rødalger registrert pr. stasjon økte fra 1990 og fram til 1993, men i 1994 sank artsantallet signifikant for så igjen å øke i 1995 til 1993 nivå. En av årsakene til den betydelige nedgangen i 1994 skyldes høyst sannsynlig den kalde vinteren dette året, noe som resulterte i en "sen vår" og dårlig utviklet vegetasjonen i sjøen. Flere arter som vanligvis forekommer tidlig på sommeren ble ikke observert eller var på et så tidlig stadium i utviklingen at de ble oversett eller ikke lot seg identifisere.

Gjennomsnittlig antall brunalger pr. stasjon i 1995 var ikke så forskjellig fra tidligere år som tilfelle var for rødalger. I motsetning til antall rødalger, var det ingen signifikant forskjell i antall brunalger fra et år til neste. Artsantallet i 1993 og 1990 skilte seg fra de andre årene med henholdsvis et høyere og lavere artsantall enn årene 1991, -92, -94 og -95, men forskjellene er ikke signifikante. En tydelig geografisk øst-vest gradient ble observert i 1995 som ved tidligere år. Hovedområde D har signifikant flere brunalger enn de andre områdene. Område A har desidert lavest antall observerte brunalger.

Flere av grønnalgene er opportunistiske arter som opptrer i større mengder under eutrofe forhold. Det er ikke observert noen forskjellen mellom områdene og det er heller ikke observert signifikante forskjeller mellom stasjonene. Derimot ble det funnet et signifikant høyere antall grønnalger i 1995 enn de tidligere år. Forskjellen mellom 1995 og 1993 var ikke signifikant. Antall grønnalger er lavt og betydningen av en slik økning i 1995 er sannsynligvis ubetydelig. I eutrofisammenheng er det biomassen/forekomsten av grønnalger i forhold til andre algegrupper som bør legges til grunn. Derfor er det begrenset hva en kan slutte ut fra det "høye" antall grønnalger registrert i 1995.

Indekser

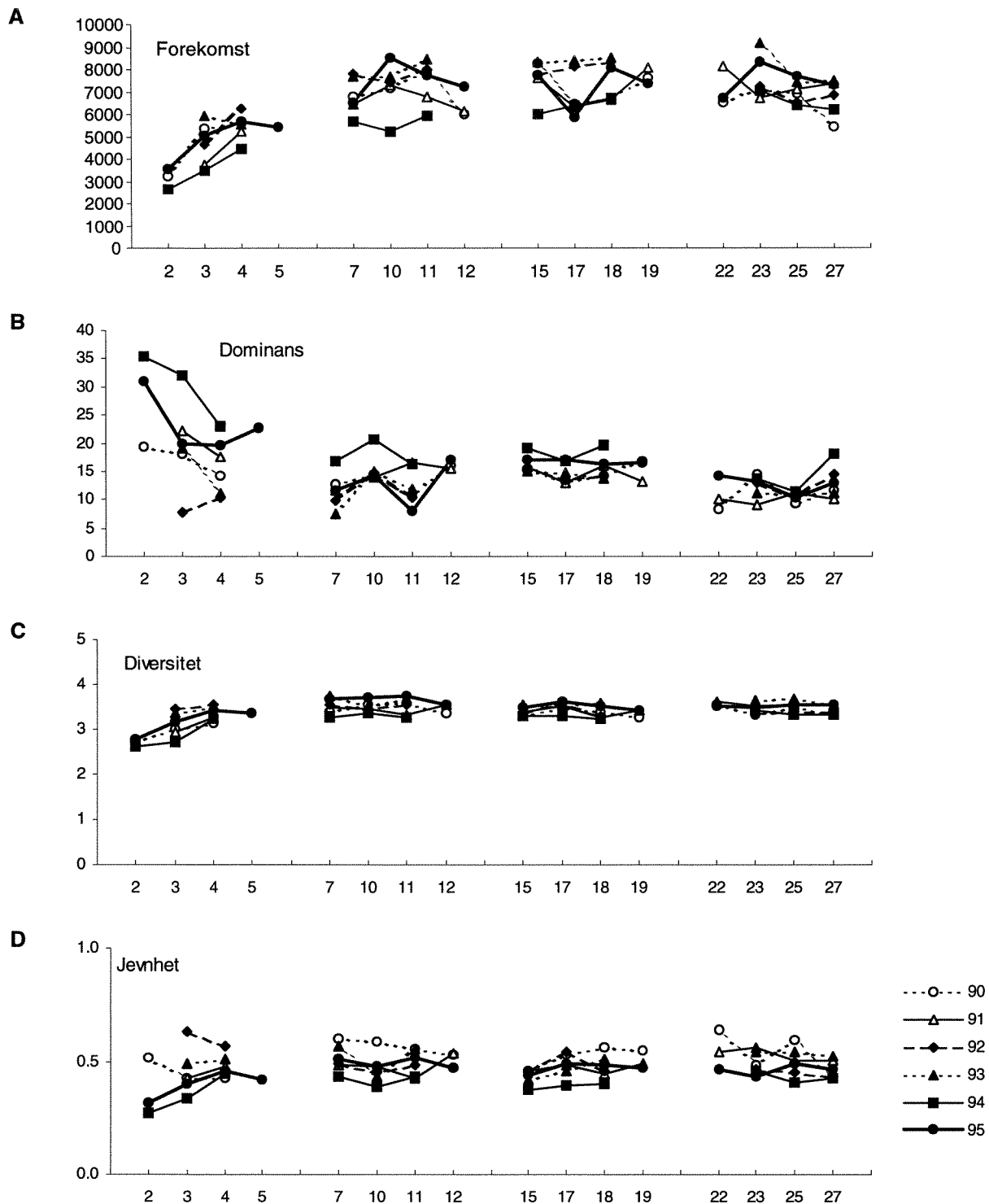
Forekomst en av alger er framstilt i figur 46 A. I 1995 var den samlede forekomst omtrent som under perioden 1990 -1993. I 1994 sank forekomsten signifikant for så å øke igjen i 1995. Det var ingen forskjell mellom hovedområdene B, C og D, mens område A har adskillig lavere forekomst enn de andre områdene henholdsvis ca. 4500 kontra 7000. Årsaken skyldes en større utbredelse av tareskog i områdene vest for indre Skagerrak. Det må presiseres at forekomsten av alger generelt sett øker betydelig fra den østligste til den vestligste stasjonen innen område A. Det er signifikante forskjeller mellom stasjonene innen område A mens dette ikke er tilfelle for noen av de andre områdene.

Dominansen av alger har et motsatt mønster av forekomst. Resultatene viser at ved lav forekomst av alger, vil noen få arter dominere i større grad enn når diversiteten er større. Stor dominans og varians er påfallende innen område A i forhold til de andre områdene (figur 46B). Innen område A er det også signifikante forskjeller i dominans mellom stasjonene med avtagende dominans mot område B. Område A har signifikant høyere dominans enn de andre områdene, mens område D har signifikant lavere dominans enn område C. Forholdene i 1995 fulgte det samme mønster som tidligere år, men var signifikant høyere enn i 1992 og 1993 og signifikant lavere enn dominansen i 1994.

Mangfoldet eller diversiteten av alger viser seg å ha motsatt mønster i forhold til dominansindeksen av alger. Dominans reflekterer bare den største prosentvise dominans av en art på en stasjon, mens diversiteten beskriver kombinasjonen av antall arter som er registrert og forekomsten av disse. Dvs. at jo flere arter det er med omtrent lik og lav dominans, jo høyere blir diversiteten. Diversiteten i område A er signifikant lavere enn de andre områdene. Det er stasjon 2 og 3 i område A som bidrar til dette ettersom diversiteten på stasjonene 4 og 5 ikke er signifikant forskjellig fra de andre vestenfor liggende stasjonene.

Diversiteten i 1995 var høyere enn "normalen", men lavere enn i 1993 året med høyest diversitet. 1994 skilte seg ut som et år med signifikant lavere diversitet i forhold til de andre årene unntatt for 1990.

INDEKS - ALGER



Figur 46. Beregnede indekser som Forekomst (A), Dominans (B), Diversitet (C) og Jevnhet (D) beregnet for hver stasjon og år fra 1990 og frem til 1995. NB! Observer forskjellig skala på figurene. Resultatene fra enveis variansanalyser utført på indeksene mellom stasjoner, hovedområder i perioden 1990 til 1995 samt bare i 1995 og mellom årene, finnes i vedlegg.

Jevnheten skal gi et bedre grunnlag for å tolke diversiteten, dvs. om diversiteten er bestemt av artsantallet eller jevnhet i fordeling av forekomst pr. art. Jevnheten varierte innen område A og var lavere her enn i de andre områdene. Det var også forskjell mellom årene med lavest jevnhet i 1994 med påfølgende lav jevnhet i 1995. Når det gjelder jevnhets kobling til diversitet er de ikke uavhengige av hverandre, men best korrelasjon fåes mellom diversitet og artsantall mens jevnhet forklarer en mindre del av variansen.

Samfunnsanalyser

Område A

Området begrenses til den vestlige delen av Ytre Oslofjord (figur 44). Stasjonene i området betegnes av å ha stor variasjon i artssammensetningen og forekomst. Årene 1990 og 1994 var spesielle i så måte (figur 47A). Forskjellen mellom 1990 og de andre årene skyldes den relativ høye forekomst av filamentøse rød- og brunalger dette året (småfjær- *Pterosiphonia parasitica*, røddokke- *Polysiphonia urceolata*-gruppe, vanlig rekeklo- *Ceramium rubrum*-kompleks og havsli- *Giffordia ovata*). Artssammensetningen i 1994 var forskjellig fra de andre årene, men p.g.a. for få stasjoner i område dette året, lot det seg ikke teste (se vedlegg ANOSIM) Stressfaktor på 0.11 gir en god presentasjon av dataene. Det var betydelig lavere forekomster som i høy grad bidro til å skille 1994 fra de andre årene. Artsammensetningen i 1995, 1993 og tildels 1992 var ulik artssammensetningen i 1990 og 1991 p.g.a. større forekomster av stortareplanter (*Laminaria hyperborea*) fra 1992 av. 1990 og 1991 var år med manglende forekomst av tareplanter. Året 1995 var relativt likt 1992/1993 og tildels 1994, men signifikant ulik 1990 ($p=0.028$). tilbakest av tareskog medførte økt etablering av epifyttiske alger og bidro til en utvikling/suksessjon i artssammensetningen. I 1995 var det flere epifyttiske alger som bidro til å skille dette året fra de andre f.eks. rødpusling (*Audouinella*)-typer, taretufs (*Sphacelaria* cf. *caespitula*) samt filamentøse arter som finnes i tareskogen f.eks. rødlo (*Trailliellia intricata*) og aspargesalge (*Bonnemaisonia aspargoides*). Det må også nevnes at nyetableringen av en ny stasjon innen område i 1995 forårsaket økt forekomst av endel arter som også bidro til å skille dette året fra de andre. Disse artene var i stor grad knyttet til større forekomster av et mosedyr -*Flustra foliaceae* som inneholdt flere arter rødpusling (*Audouinella*) og grønnsalgen -*Epicladia flustrae*.

Figur 47A viser også at det innen plottet er to hovedkomponenter (ca. 90° på hverandre) som skiller stasjonene fra hverandre. De kan muligens forklares ved en stasjonsgradient og en tidsgradient. Stasjonen er over tid blitt mer lik hverandre innen område A, noe som sannsynligvis skyldes etablering av tareskog på stasjonene 2, 3 og tildels 4 etter 1990.

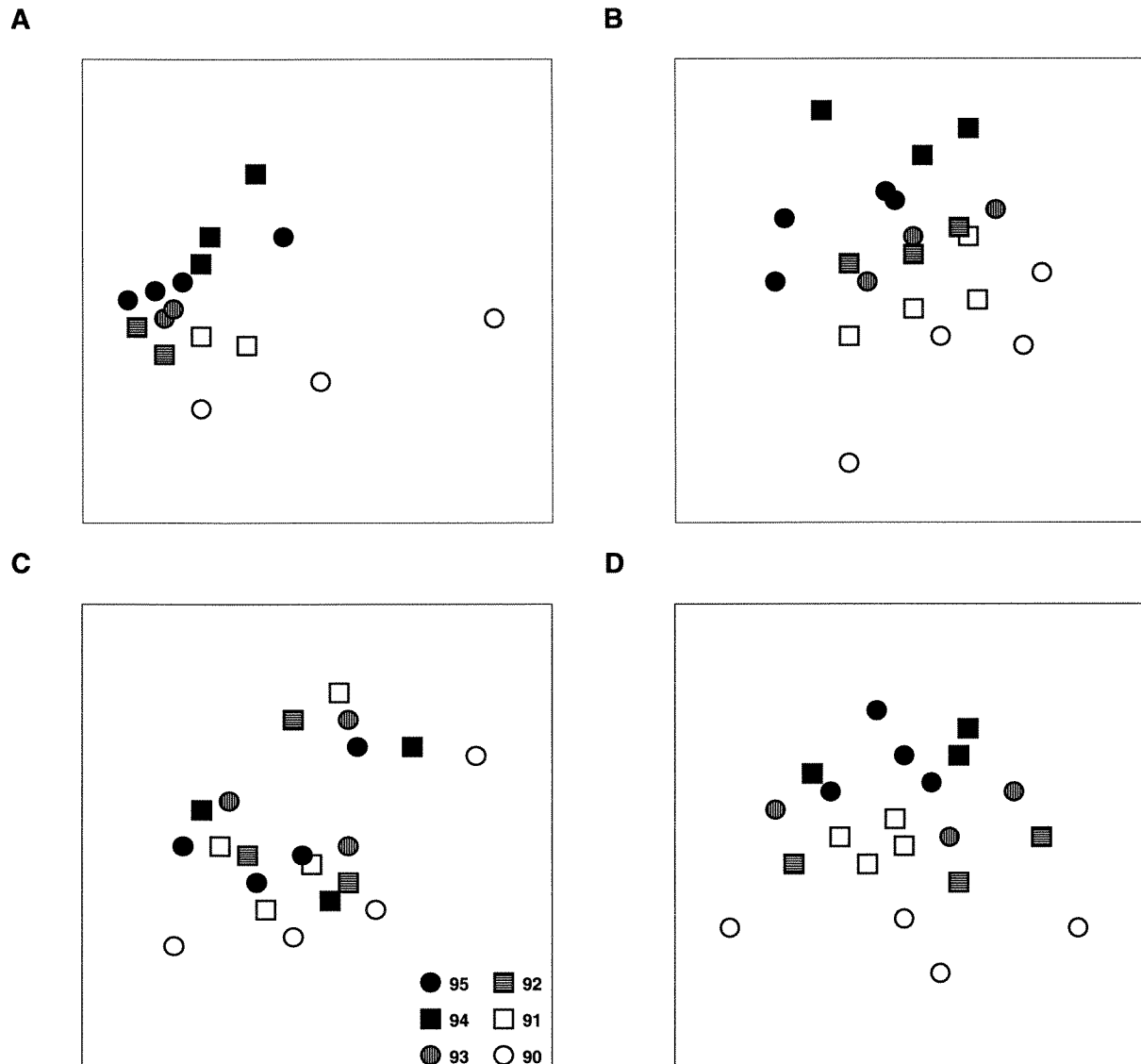
Område B.

Området som strekker seg fra nordspissen av Tromøya til Meholmen øst for Kristiansand har vært mer homogen mellom stasjon og år enn innen område A. Således kan mds-plottet virke misvisende da det er stor spredning mellom stasjon/år (figur 47B). Men forskjellige plott gir et *relativt* bilde av forholdet mellom prøver (her stasjoner/år) og er ikke skalert til samme målestokk. Det er alltid relative innbyrdes forskjeller som anskueliggjøres. Stressfaktorer under 0.2 som i figur 47 B, C og D, må også vurderes med forsiktighet.

I figur 47B kan også spores en mulig stasjons- og tidskomponent i plottet (vinkelrett på hverandre). Stasjonene ligger nesten som parallellforskjøvet linjer etter år. Artssammensetningen i 1990 og 1994 er også mest forskjellig fra hverandre innen område B som også i område A. Forskjellen er signifikant. Hver enkelt av årene 1991 og 1995 skiller seg signifikant fra alle andre år. På grunn av for få stasjoner innen området i 1992 og 1993 er det vanskelig å påvise forskjeller i artssammensetning med andre år som har få datasett. Det ser derimot ut som om artssammensetningen i 1993 og 1992 i området B, som i område A, var meget lik disse årene. I 1990 bidro store forekomster av rødalgen

kransrør (*Chylocladia verticillata*) i stor grad til å skille 1990 fra 1991, 1992 og 1993. I 1994 manglet forekomster av mange arter i forhold til de foregående år og stasjonene ble derfor plassert noe perifert i plottet. Hovedsakelig var det manglende forekomster av aspargesalge (*Bonnemaisonia aspargoides*) i 1994, samt sukkertare *Laminaria saccharina*) og aspargesalge i 1995 som skilte disse årene fra de foregående. Sukkertare ser ut til å ha tapt i konkurranse med stortare (*Laminaria hyperborea*) over perioden 1990 og fram til 1995. Pedersen et. al (1995b) påviste at forekomst av stortare var signifikant motsatt korrelert med sukkertare (figur 232).

ALGER



Figur 47. Gruppering av stasjoner/år mht. artssammensetningen av alger innen hvert av hovedområdene A,B,C og D over årene 1990 til 1995. Stress: Området A 0.11, Området B 0.20, Området C 0.19 og Området D 0.20.

I 1995 ble det også registrert større forekomst av en endozooisk alge (aspargesalge *2n(Hymenoclonium serpens*- stadiet)) som forekommer i sekkedyr. Algene er vanskelig/umulig å bestemme i felt og må identifiseres i mikroskop. En observatør tilegner seg etterhvert større kunnskap om arters habitat og arten kan derfor ha vært tilstede tidligere uten at observatør har registrert den.

Datamateriale som inngår i analyser av artssammensetning er derfor delvis redusert mht. slike spesielle arter. *Hymenoclonium serpens*-stadiet inngår ikke i en slik reduksjon av datamateriale og kan medføre at stasjoner synes å være mer forskjellig enn de egentlig er i dette området.

Område C

I område C er det større forskjell mellom stasjonene enn i de andre områdene (figur 47C). Det er stasjon 17 som skiller seg spesielt fra de andre. Den ligger noe mer beskyttet og har derved en noe forskjellig artssammensetning. Større forekomster av sukkertare (*Laminaria saccharina*) på stasjon bidrar mest i å skille denne stasjonen fra de andre. Stasjon 17 karakteriseres også av rødalgen -teinebusk (*Rhodomela confervoides*). De andre stasjonene har forholdsvis lik artssammensetning og enkelte av de artene som skiller stasjonen fra hverandre er tildels små og lett oversebare arter. Den innbyrdes forskjellen mellom stasjonene bør derfor tolkes med forsiktighet.

Det kan også i dette område antydes en stasjons- og tidsakse i datasettet. Forskjellene mellom årene er ikke så ikke så entydige som for områdene A og B. Det var visse arter som skilte årene fra hverandre. 1990 var forskjellig fra de andre årene med større forekomster av kamskåring (*Plocamium cartilagineum*) og sukkertare (*Laminaria saccharina*). I 1991 og 1992 var det små arter som den røde unnselige -*Pneophyllum limitatum* og rødpusling (*Audouinella purpurea*)-gruppen som skilte disse årene i stor grad fra andre. Større forekomster av butare (*Alaria esculenta*) og mykt kjerringhår (*Desmarestia viridis*) i 1993 bidro til å skille dette året fra 1994 og 1995. Forskjellen mellom 1994 og 1995 bestod i en generell større forekomst/biomasse av alle alger i 1995. Ingen av disse forskjellene var signifikante foruten artssammensetningen i 1995 og 1990 som viste seg å være signifikant forskjellige. Som nevnt i tidligere rapporter er området ved Lista kjennetegnet med ofte oppstømnings av næringsrikt og tildels kaldt dypvann (upwelling-situsasjoner). Dette kan være av betydning for stabiliteten i algesamfunnene i området.

Område D

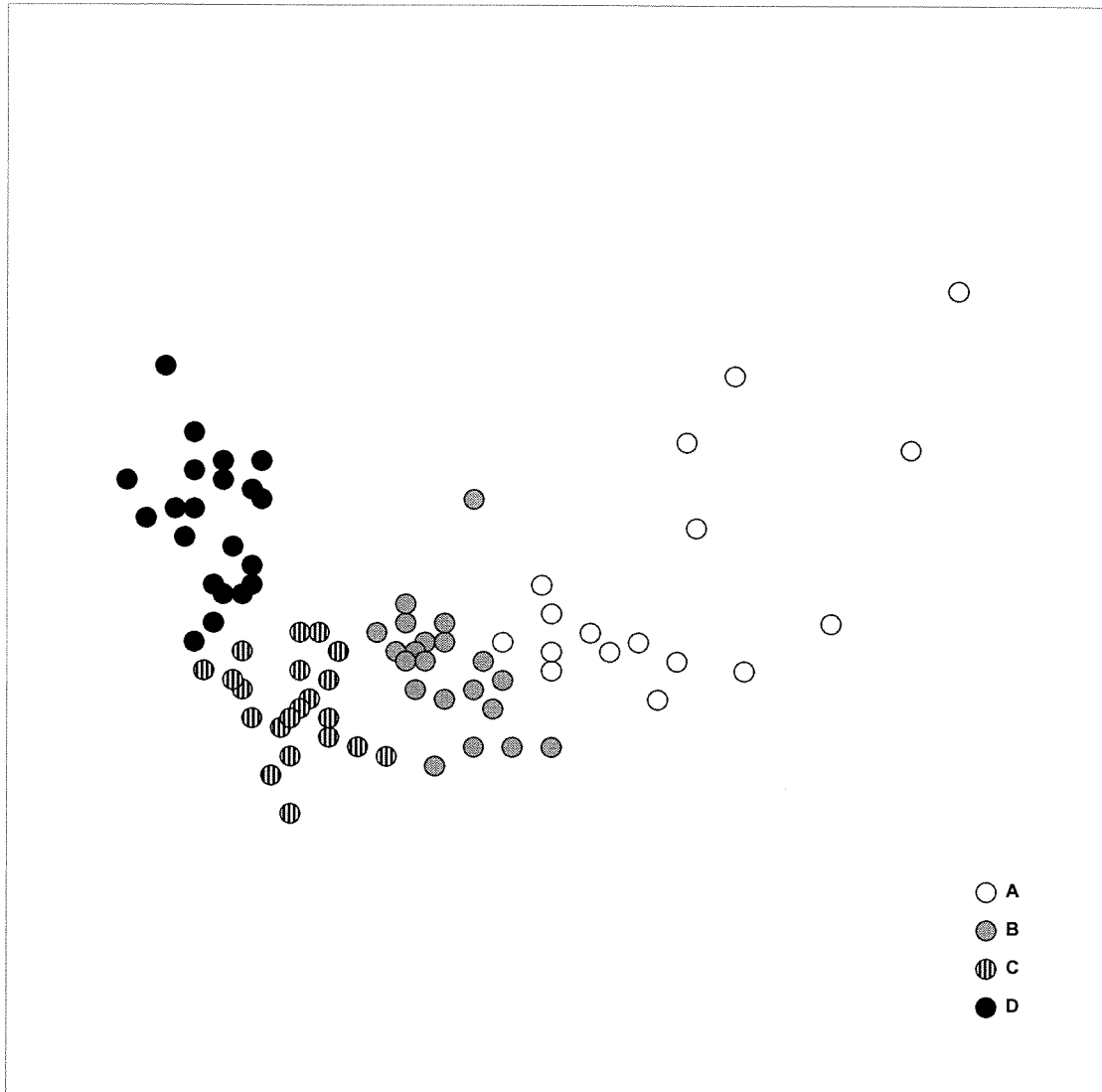
Område D kjennetegnes ved at det er mer homogent enn i de andre områdene (figur 47D). Område D var det eneste område hvor alle stasjonene var signifikant forskjellig fra hverandre. Dette virker som en motsetning, men grunnet liten variasjon mellom år og dermed liten varians i stasjonenes artssammensetning kan det påvises at forskjellen i artssammensetning mellom stasjonene er signifikant forskjellig fra hverandre (alle $p < 0.05$). Stasjon 23 er forskjellig fra de andre ved at her finnes ikke draughtare (*Sacchoriza polyschides*), derimot finnes remtang (*Himanthalia elongata*) som igjen ikke finnes på de andre stasjonene. Det har vært en viss endring fra et år til neste og mellom noen av årene var forskjellene signifikante (se vedlegg C). I så måte skiller artssammensetningen i 1995 seg signifikant fra den i 1990, 1992 og 1994. Det var tildels forskjellige alger som skilte årene fra hverandre.

Hele undersøkelsesområdet

Algevegetasjonen langs kysten av Sør-Norge endrer seg gradvis fra øst mot vest (figur 48). Forskjellene mellom områdene er signifikant forskjellige. Område A skiller seg fra de andre områdene ved at den mangler flere brunalger og at vanlig rekeklo (*Ceramium rubrum*) forekommer i større mengder i dette området enn lengre vest. Rekeklo var dominerende i deler av område A rett etter oppblomstringen av den giftige algen *Chrysochromulina polylepis* i 1988. Etter den tid har dominansen avtatt og stortare (*Laminaria hyperborea*) har bl.a. kommet inn på alle stasjonene i området. Forekomsten av stortare skiller området A fra de andre og en art som finnes på stortarestilker taretufs (*Sphacelaria caespitula*-gruppen) bidrar også til forskjellen. I område B og D forekommer også større mengder av sukkertare som skiller disse områdene fra C. I C -området kommer butare (*Alaria esculenta*) og vanlig rosenrør (*Lomentaria clavellosa*) inn i større grad og skiller så områdene C og D fra de østlige. Området D skiller seg fra alle andre områder ved arter som tvebendel (*Dictyota dichotoma*) og brunbendel (*Cutleria multifida* 2n- stadiet).

Samlet sett var artssammensetningen på hver enkelt stasjon i 1995 forskjellig fra alle andre år unntatt for 1993 (obs, global R er tilnærmet lik 0). Selv med færre stasjoner var artssammensetningen i 1994 signifikant forskjellig fra 1991, 1992 og 1993 (se vedlegg C for statistiske tester).

ALGER



Figur 48. Gruppering av stasjoner/år mht. artssammensetningen av alger innen hele undersøkelses-området A-D over årene 1990 til 1995. Stress: Hele materiale er 0.14.

Sammendrag

Utbredelse og forekomst av alger i 1995 var generelt sett lik 1993, dvs. en fant tildels store forekomster av alger og diversiteten var høy. Det høyeste antall registrerte alger ble funnet i 1995- 145 mot tidligere 136, 140, 128, 128, 131 for hvert år fra hhv. 1994 til 1990. Fra 1994 til 1995 skjedde en signifikant endring i de fleste indekser og antall registrerte rød- og grønnalger pr. stasjon økte signifikant. Forekomsten av alger økte fra 1994 til 1995, men ikke helt opp på 1992 og 1993 nivå. Tilsvarende tendenser er funnet for diversitet og jevnhet, samt dominansindeksen, men da med omvendte verdier. Dominans og jevnhet i 1995 viste seg å ligge mellom årene 1994 som det "dårligste" året og alle andre år. Årsaken er uklar.

Mellom områdene ble tilsvarende mønster observert i 1995 som en har gjort tidligere år, men med unntak for område B ved Arendal som viste seg å ha et noe høyere antall rødalger enn "normalt". Ellers hadde område A som tidligere år de laveste verdier for artsantall, forekomst, diversitet og jevnhet, samt det høyeste for dominansindeks (alle forhold var signifikante). Dominansindeksen i område D har tidligere vært signifikant høyere enn områdene B og C, men dette var ikke tilfelle i 1995.

Algesamfunnene innen hovedområdene A og B har utviklet seg over tid. Det har skjedd en gradvis suksessjon med utvikling av tareskog og dertil hørende epifytter. Mest fremtredende har denne utviklingen vært innen området A. Artssammensetningen generelt sett over alle områdene har endret seg fra 1990 og mot 1994 (jf. MDS-figurene figur 47 og figur 48). 1994 var et spesielt år eller rettere sagt alle andre år har vært spesielle. I 1994 hadde vi en tilnærmet normal kald vinter, mens perioden 1988 til 1993 var den lengste sammenhengende varmeperiode siden 1924. Det ga seg utslag i artssammensetningen i 1994 i forhold til de tidligere år med "varme" vintre. I 1995 dreide artssammensetningen "tilbake" mot 1993 igjen, men ikke helt. Dette viser at samfunnene langs kysten endrer seg med varierende miljøforhold og at en har påvist en viss suksessjon i samfunnene. Som feilkilde i tolkningene kan hevdes at observatørene sannsynlig er blitt flinkere til å observere spesielle arter etter hvert. Denne feilkilden kan ikke være betydelig da artsantallet har vært forholdsvis stabil alle årene og enkeltfunn er ikke med i samfunnsanalysene.

5.2.3 Transektregistreringer - Dyr

Artsantall

I vedleggsfigurer og tabeller finnes en oversikt over resultatene av forskjellige statistikk inkludert enveis variansanalyser. Signifikanstester som nevnes under transektbeskrivelsene kan finnes i disse vedleggene.

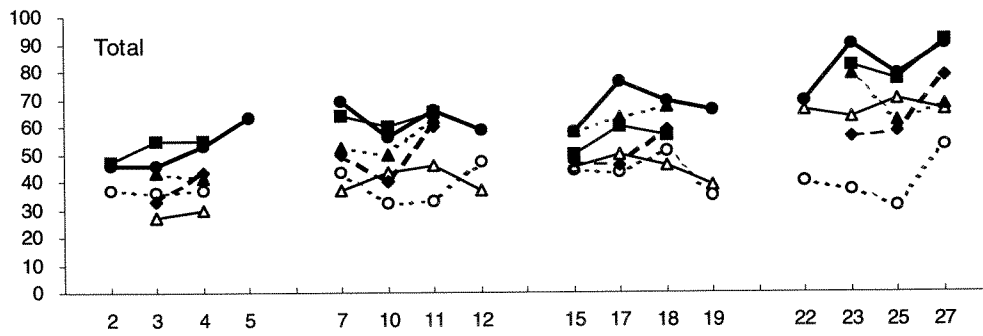
Antall arter registrert i 1995 var høyere enn tidligere år (figur 49A). Gjennomsnittlig pr. stasjon var antallet omtrent likt det som ble registrert i 1993-94. Årsmiddel for 1994-95 lå mellom 57 og 66 og var signifikant høyere enn for årene 1990-92 som lå mellom 40 og 48. I 1990 ble det registrert færrest antall arter pr. stasjon noe som kan skyldes ettervirkninger etter den giftige algeoppblomstringen. Området A, B og C hadde signifikant færre arter enn område D.

Antall registrerte kolonidannende og forholdstall mellom kolonidannende og solitære dyr i 1995 var omtrent på samme nivå som i 1992-94 og signifikant høyere enn 1990-91 (figur 49B og C). Antallet og forholdstallet økte fra øst mot vest. Gjennomsnitt antall kolonidannende dyr i området D var 44 i 1995 - dobbelt av det funnet i området A. Antall solitære dyr funnet i 1995 var ikke signifikant forskjellig fra 1993-94, men høyere enn 1990-92 (figur 49C). Øst-vest gradient i antall solitære dyr var ikke så tydelig som for kolonidannende dyr - gjennomsnitt i området D var 38, ca.30% høyere enn i området A.

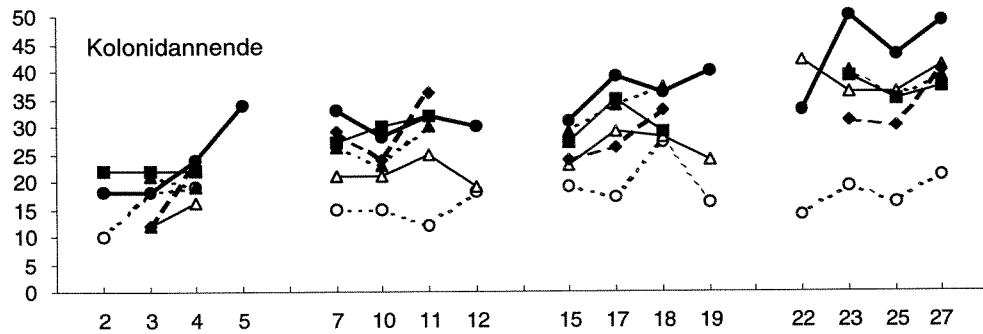
Antall algeetende dyr i 1995 var omtrent som 1990-93 og signifikant lavere enn i 1994 (figur 49E). Årsgjennomsnitt for hele perioden var lavt og varierte mellom 2 og 5 taxa. Antall filtrerende dyr var betydelig høyere og års gjennomsnitt varierte mellom 29 og 51 for hele perioden (figur 49F). Høyeste årsmiddel ble registrert i 1995 og var signifikant høyere enn 1990-92. I 1995 ble det funnet 60 taxa i området D, 50% mer enn i området A. Det er en svak med signifikant øking i antall fra øst mot vest for 1990-95 materialet. Årsmiddel for antall rovdyr var ikke signifikant forskjellig og lå mellom 6 og 10 (figur 49G). Noe flere rovdyr ble registrert i området D. I 1995 ble det funnet 16 - dobbel så mange som i området A. Variasjon innen området D var stort i forhold til i de andre områdene.

DYR

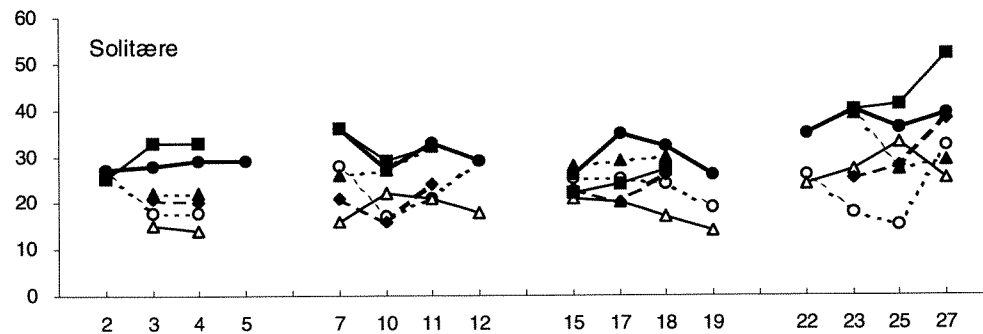
A



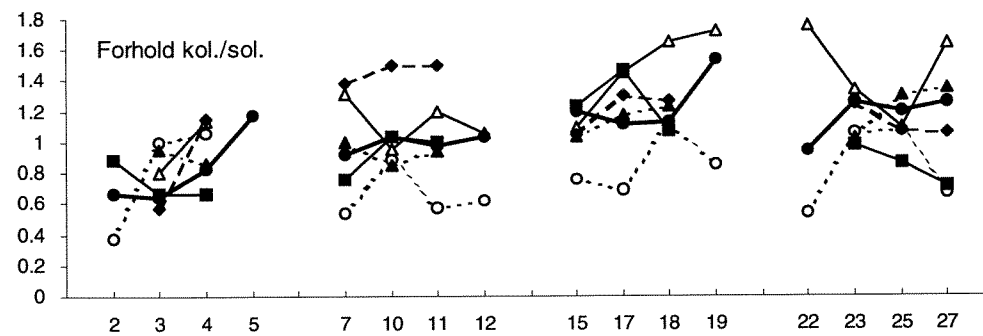
B

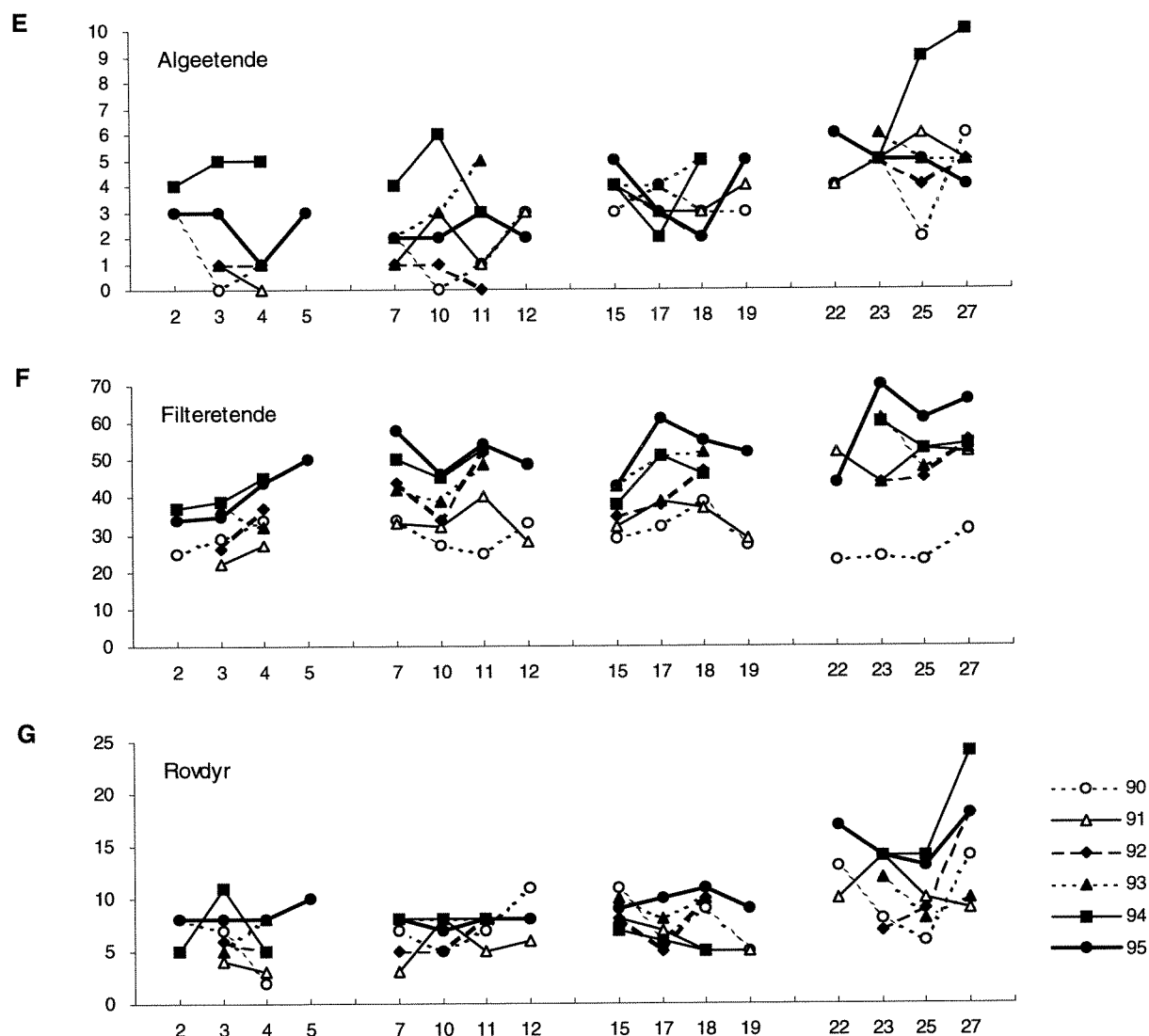


C



D





Figur 49. Totalt antall dyr (A), antall kolonidannende (B), solitære (C), forhold kolonidannende og solitære (D), antall algeetende- (E), filterere (F) og rovdyr (G) som er registrert på hver stasjon fra 1990 og fram til 1995. Observer forskjellig skala på aksene. Resultatene fra enveis variansanalyser utført på artsantallet mellom stasjoner, hovedområder i perioden 1990 til 1995 samt bare i 1995 og mellom årene finnes alle i vedlegg.

Indekser

Forekomsten av dyr i 1995 var ikke signifikant forskjellige fra 1992-94, men høyere enn 1990-91 (figur 50A). I 1995 samt for hele perioden 1990-95, var den samlede forekomst i området D 20-50% høyere (signifikant) enn i området A og B. Området C og D hadde forholdsvis stor innbyrdes forskjell i 1995 - st. 18 i området C hadde betydelig høyere forekomst og st. 22 i området D hadde betydeligere lavere enn områdets respektive middel.

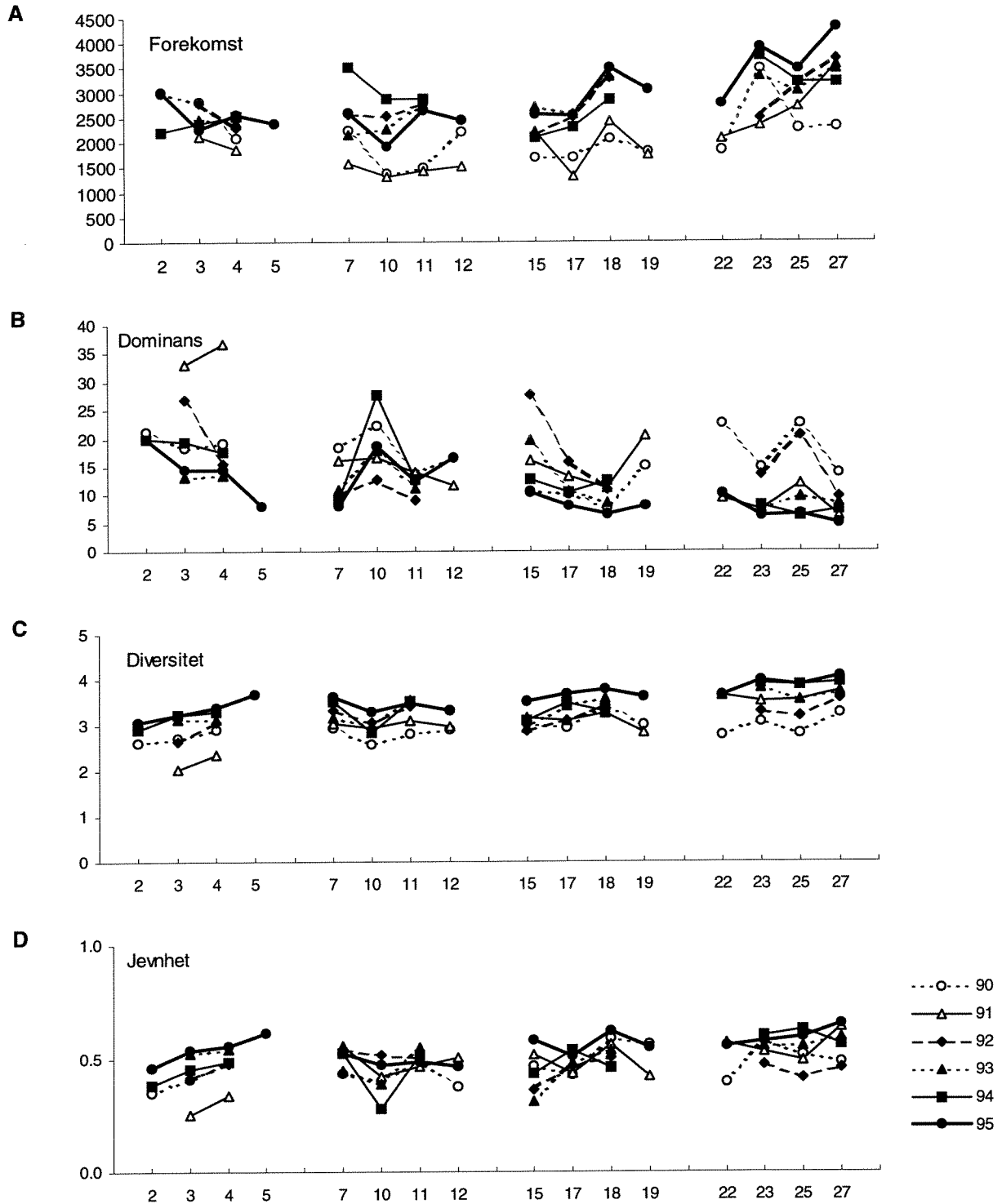
Dominansindeks for 1995 var ikke signifikant forskjellige fra tidligere år (figur 50B). Indeksen var omtrent dobbel så høy i området A og B enn i C og D ($p < 0.05$). Middel dominans i området C og D var lavere enn i noen av de foregående år. De dominante arter i området A og B var hovedsakelig solitære dyr som korstroll (*Asterias rubens*), blåskjell (*Mytilus edulis*), trekantmark (*Pomatoceros*

triqueter) og sjøpungene *Ciona intestinalis*, *Corella parallelogramma* og *Ascidiella spp.*. Derimot området C og D var det en større dominans av kolonidannende arter som mosdyr (*Membranipora membranacea*, *Electra pilosa*, *Parasmittina trisponiosa*, *Scrupocellaria spp.*) og hydroider (*Laomedea spp.*) (kfr. figur 49B-D). Dominans på st. 10 var noe høyere enn på de andre stasjoner i området B. Korstrollet var den mest dominerende dyr på denne stasjonen.

Årsmiddel for diversitet har gradvis økt i perioden 1990-95 fra 2.9 til 3.6 (figur 50C). Resultatet for 1995 var signifikant høyere enn for perioden 1990-92. I 1995, så vel som for hele perioden, var diversiteten høyere i området D enn A og B ($p < 0.5$). Økt diversitet mot vest har samsvar med avtagende dominans.

Jevnhet lå noe høyere i 1995 enn tidligere, men det ble ikke funnet noe signifikant forskjell mellom årene (figur 50D). Jevnhet har økt fra øst mot vest for hele perioden og henger sammen med korreponderende økning i diversitet. I 1995 var jevnhet i området B noe lavere enn i området C og D og skyldes i hovedsak høy dominans på st.10.

INDEKS - DYR



Figur 50. Beregnede indekser som Forekomst (A), Dominans (B), Diversitet (C) og Jevnhet (D) beregnet for hver stasjon og år fra 1990 og frem til 1995. NB! Observer forskjellig skala på figurene. Resultatene fra enveis variansanalyser utført på indeksene mellom stasjoner, hovedområder i perioden 1990 til 1995 samt bare i 1995 og mellom årene, finnes i vedlegg.

Samfunnsanalyser

Område A

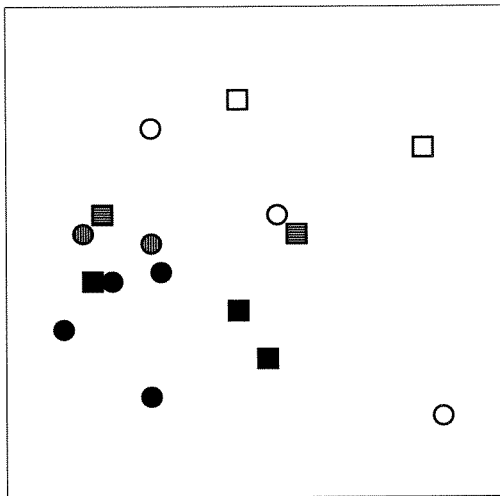
Området strekker seg fra Ytre Oslofjord ved st.2 Færder til ved st.5 like øst for munningen til Lange-sundsfjorden. Resultatene fra 1995 skiller seg mest fra 1990-91 og minst fra 1994 materialet (figur 51A). Stasjonen er over tid blitt mer lik hverandre innen område A, noe som kan skyldes nevnt etablering av tareskog etter 1990. Dette korresponderer til den statistiske analysen av forekomst og diversitet diskutert ovenfor. Imidlertid viser ANOSIM-resultatene ingen signifikante forskjeller mellom årene noe som kan skyldes store forskjell mellom stasjonene (se vedlegg ANOSIM). Stressfaktor på 0.17 gir en antydningmessig representasjon av sammenhengen og plottet bør vurderes med forsiktighet. Man kan ikke se bort fra at 1990-91 skiller seg ut kan skyldes ettervirkninger av *Chrysochromulina polylepis*-oppblomstring i 1988. Taxa som forårsaker forskjell mellom 1990-91 og 1995 materialet er hovedsakelig større forekomster av kolonidannende mosdyr (bl.a. *Membranipora membranacea* og *Electra pilosa*) og i mindre grad solitære sjøpunger (*Asciella* spp. og *Ascidia* spp.) samt mindre forekomst av opportunist sjøpungen *Ciona intestinalis* i 1995. Det kan også nevnes at nyetableringen av en ny stasjon (st.5) innen område i 1995 medførte økt forekomst av endel arter, bl.a. nevnte mosdyr *Flustra foliaceae* som også bidro til å skille dette året fra de tre foregående år.

Område B

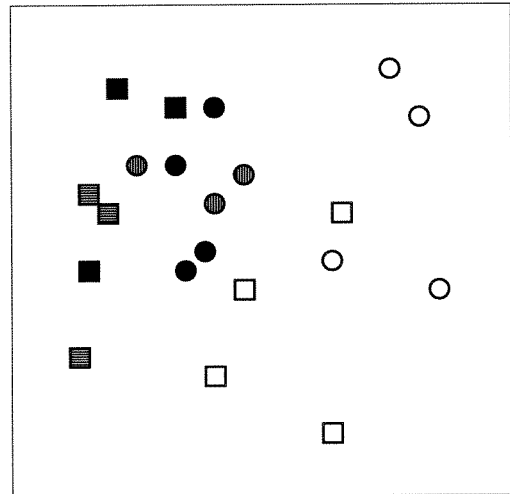
Området strekker seg fra nordspissen av Tromøya til Meholmen øst for Kristiansand. MDS-plottet tyder på en tidsgradient fra 1990-95 (figur 51B). Resultatene fra ANOSIM viser signifikant forskjell mellom årene ($p < 0.01$), men med en stressfaktor på 0.18 bør plottet vurderes med forsiktighet. Det bør også merkes at skalaen mellom de forskjellige MDS-plottet i figuren ikke kan sammenlignes. Den relative forskjell mellom 1990-91 og 1992-95 er enda større i området B enn i området A. 1995 skiller seg fra 1990-91 hovedsakelig på grunn av økt forekomst av kolonidannende taxa som skorpeformete mosdyr (bl.a. *Electra pilosa*) og oppreist mosdyr *Crisia* spp. Forekomst av den solitære kalkrørsmarken *Spirorbis* spp. var også større i 1995 i forhold til 1990-91, men dette kan skyldes at de relative små taxa var oversett tidligere.

DYR

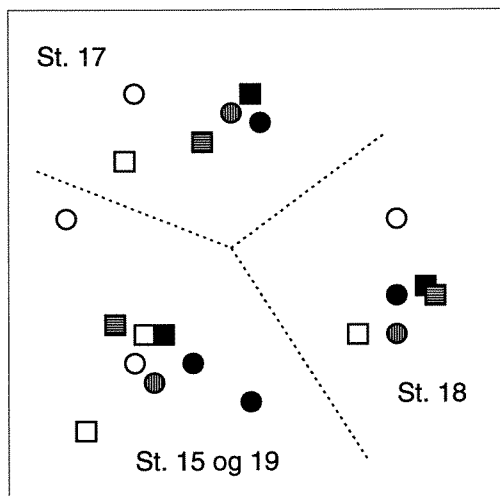
A



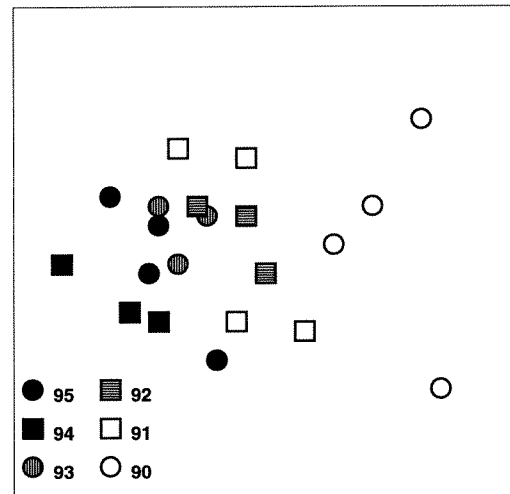
B



C



D



Figur 51. Gruppering av stasjoner/år mht. artssammensetningen av dyr innen hvert av hovedområdene A,B,C og D over årene 1990 til 1995. Stress: Området A 0.17, Området B 0.18, Området C 0.16 og Området D 0.14.

Område C

Området er i den sørligste del av undersøkelsesområdet og det fire stasjonene har forskjellig eksponeringsgrad. MDS-plottet tyder på tre grupperinger som korresponderer i hovedsak til tre stasjoner: st.15, 17 og 18 (figur 51C). St. 19 (kun tre-års data) er mest likt st.15. En stressfaktor på 0.16 betyr at plottet bør vurderes med forsiktighet. Det kunne ikke spores noe entydig tendens i datamaterialet over perioden 1990-95. Med så stor ulikhet mellom stasjonene er det vanskelig å skille mellom årene

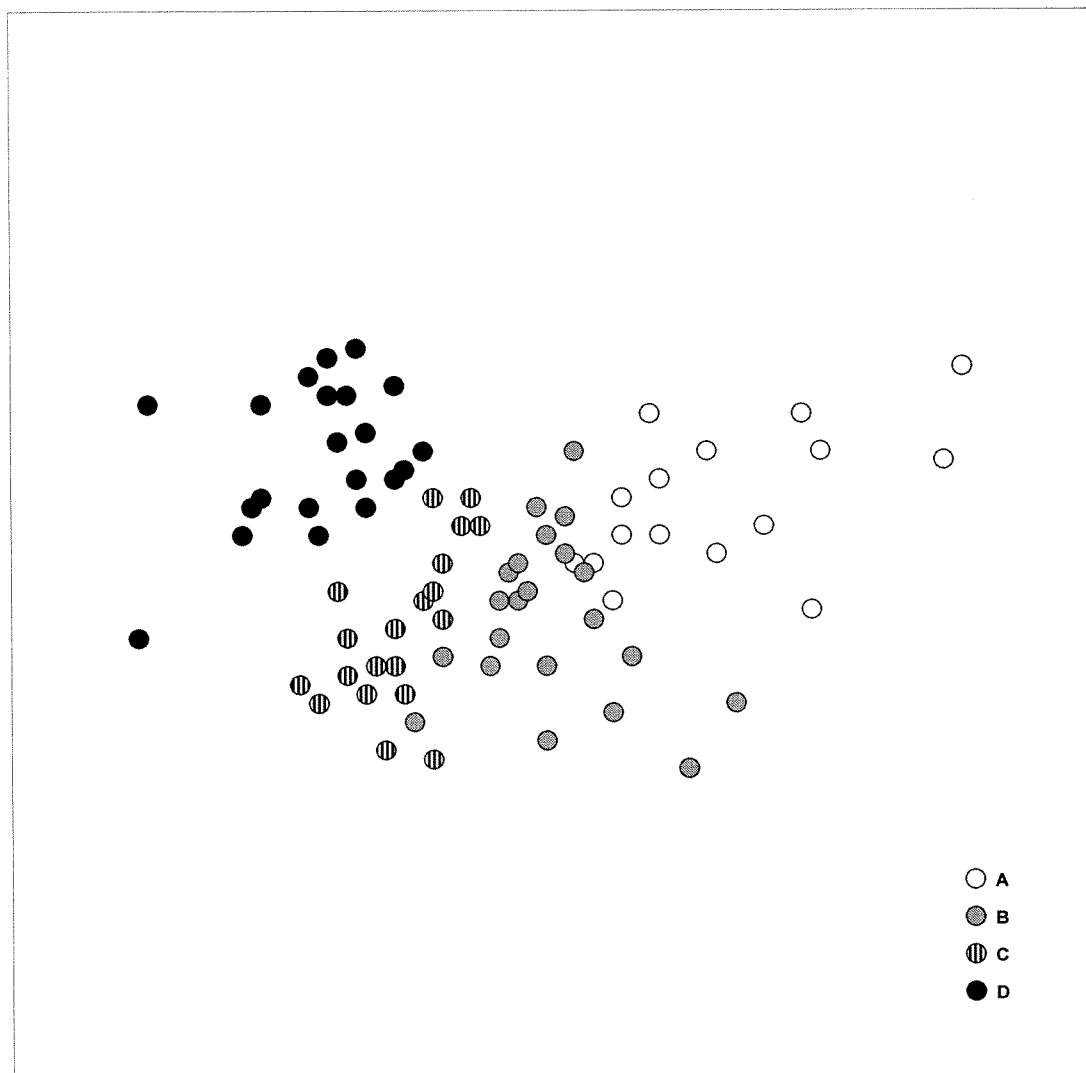
Område D

Området strekker seg fra nord for Haugesund til Fedje, nord for Bergen. MDS-plottet viser at 1990 skiller seg ut fra de øvrige årene (figur 51D). ANOSIM-resultatene viser signifikante forskjeller mellom årene ($p < 0.01$) på grunn av resultatene fra 1990. Det første året ble området ikke registrert av den samme observatør som ellers i undersøkelsene. Stressfaktor på 0.14 gir en antydningmessig representasjon av sammenhengen og plottet bør vurderes med forsiktighet. Det som skiller de øvrige år fra hverandre er i hovedsak variasjon i forekomst av filtrerende dyr som hydroider, mosdyr (bl.a. *Membranipora membranacea* og *Electra pilosa*) og sjøpunger. Også forekomst av sneglene *Gibbula cineraria*, *Calliostoma zizyphinum* og *Lacuna vincta* var betydningsfull for plassering av stasjon/år i MDS-plottet. Den relative forskjell i små forekomster kan være viktig i dette området.

Hele undersøkelsesområdet

Dyresammensetning langs kysten av Sør-Norge endrer seg gradvis fra øst mot vest (figur 52). Forskjellene mellom områdene er signifikant forskjellige. Område A skiller seg fra de andre område ved høyere forekomst av dødningehånd (*Alcyonium digitatum*) og sjøpungen *Ciona intestinalis*. Området B har større forekomst av solitære sjøpunger *Asciidiella* spp.. Området C skiller seg fra området A og B ved høyere forekomst av skorpeformet mosdyr inkludert *Membranipora membranacea* og *Electra pilosa*, mens området D har større forekomst av skorpeformete mosdyr enn området C. Området A skiller seg ut fra de andre områdene ved høyere forekomst av andre skorpeformete mosdyr enn *Membranipora membranacea* og *Electra pilosa*, oppreist mosdyr, sneglen *Calliostoma zizyphinum* og kråkebollen *Echinus esculentus*.

DYR



Figur 52. Gruppering av stasjoner/år mht. artssammensetningen av dyr innen hele undersøkelsesområdet A- D over årene 1990 til 1995. Stress: Hele materiale er 0.17.

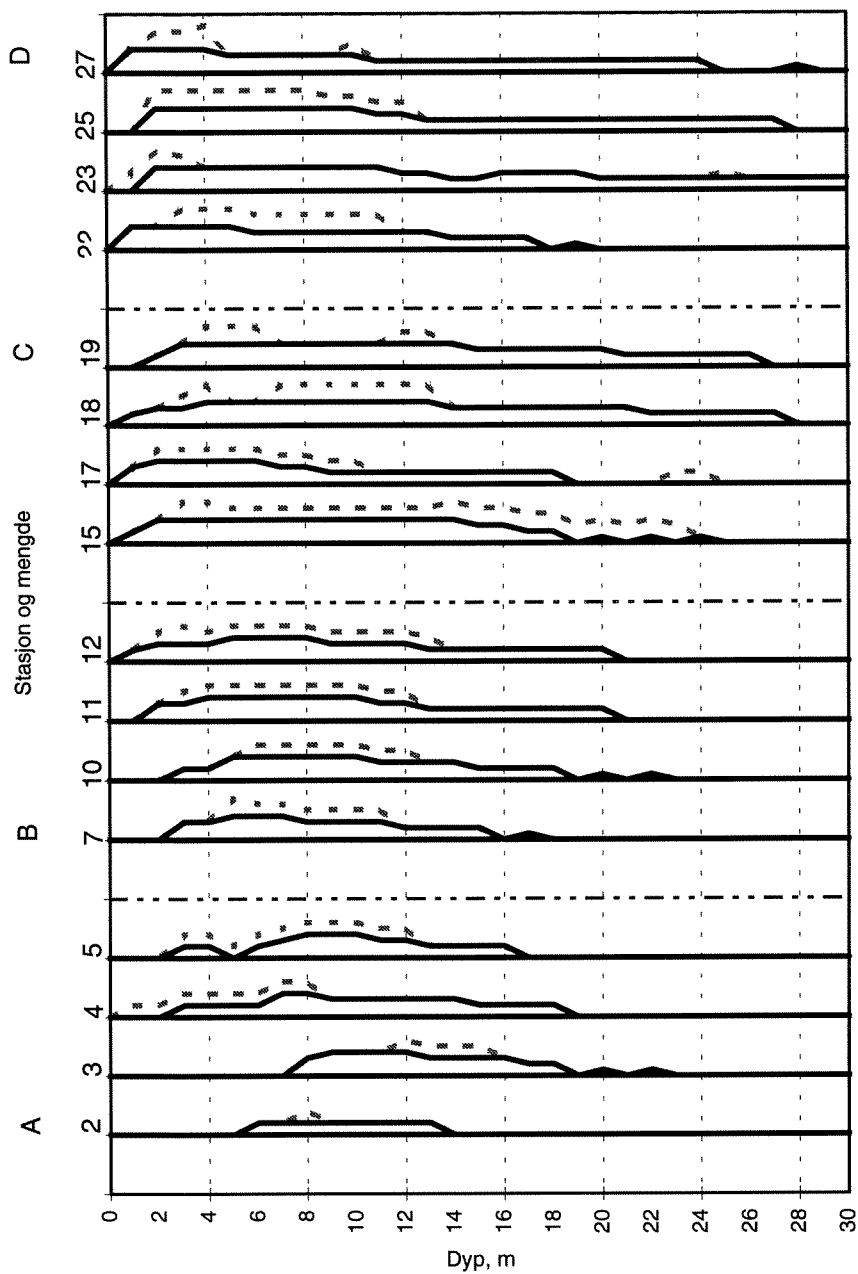
Sammendrag

Resultatene fra 1995 skilte seg ikke tydelig fra de siste 2-3 år. Imidlertid var antall kolonidannende dyr (hovedsakelig filtrerere) og diversitet, høyere i 1995 en foregående år i område C og D. Samfunnsendring mot flere kolonidannende dyr betraktes som en forbedring. Forekomst av purpurnegl (*Nucella lapillus*) i 1995 var høyere enn tidligere. Purpurnegl ble tilnærmet utryddet under *Chrysochromulina polylepis*-oppblomstring i 1988. Det ble registrert en tydelig øst-vest gradient i enkelte samfunnsparametre i 1995 (figur 52). Artsantall, diversitet, og tildels også forekomst, jevnhet og forholdstall mellom kolonidannende og solitære dyr, økte stort sett fra øst mot vest, og dominansindeks avtok fra øst mot vest (figur 49 og figur 50).

5.2.4 Tareskog

Figur 53 viser forekomst av stortare registrert i transektundersøkelsen. For hver stasjon er forekomst og utbredelse i dypet vist ved bredden på arealet tilhørende hver enkelt stasjon. Forekomst av juvenile er i tillegg vist med stiplet linje. Som det framgår av figuren øker dybdeutbredelsen fra området A til området D. Øvre voksegrense endres også langs gradienten ved at taren ikke vokser helt opp til lavvannsmerket i området A og delvis i B. Spesielt på stasjon 2 Færder og 3 Lyngholmen vokste ikke taren grunnere enn 6 m. Nedre voksegrense på Færder var bare 14 m. På Lyngholmen ble det imidlertid funnet enkelte individer ned til hele 22 m, mens nedre voksegrense på stasjon 4 og 5 var 18 og 16 m. I området B var nedre voksegrense mellom 16 og 20 m (for hhv. st. 6 og 12). I området C varierte nedre voksegrense mellom 18 og 27 m, mens det på stasjon 23 i området D vokste spredt med tare dypere enn 30 m (nedre registreringsgrense).

Registreringer av plante-tetthet i tareskogen ble utført på 3 replikate arealer på 3 ulike dyp på hver stasjon. Dyp og helningsvinkel for de undersøkte arealene er gitt i tabell i vedlegg E. Dypet ble forsøkt standardisert til 4, 7 og 10 m, men som det framgår av tabellen ble de 2 grunneste registreringene på stasjon 2 Færder og stasjon 4 Oddaneskjær utført på 6 og 8 m dyp, fordi det ikke vokste tare grunnere enn 6 m på disse 2 stasjonene. Dypene vil i det følgende bli omtalt som hhv. dyp 1, dyp 2 og dyp 3. Arealet som ble undersøkt varierte mellom 1 og 3 m² alt etter hvor tett tareskogen var (tett skog => 1 m²). Antall kimplanter ble talt opp innenfor 0,25 m². Helningsvinkelen på substratet varierte mye mellom rutene. Helningsvinkelen vil ha betydning for tareplantenes etablering og vekst, men det var vanskelig å gjennomføre undersøkelsen med krav om en fast helningsvinkel. Denne variasjonen må derfor tas med ved vurdering av telleresultatene.

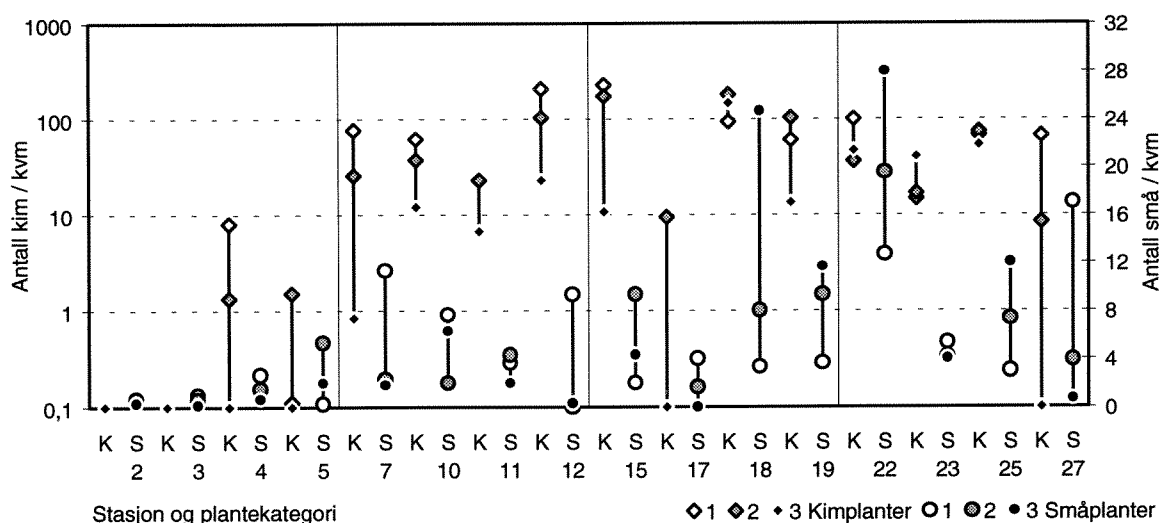


Figur 53. Utbredelse og forekomst av stortare på kystovervåkingsstasjonene i 1995. Heltrukken linje viser mengden av adulte individer, mens stiplet linje viser mengden av juvenile. (leses sidelengs.)

Tetthet

Kim- og småplanter

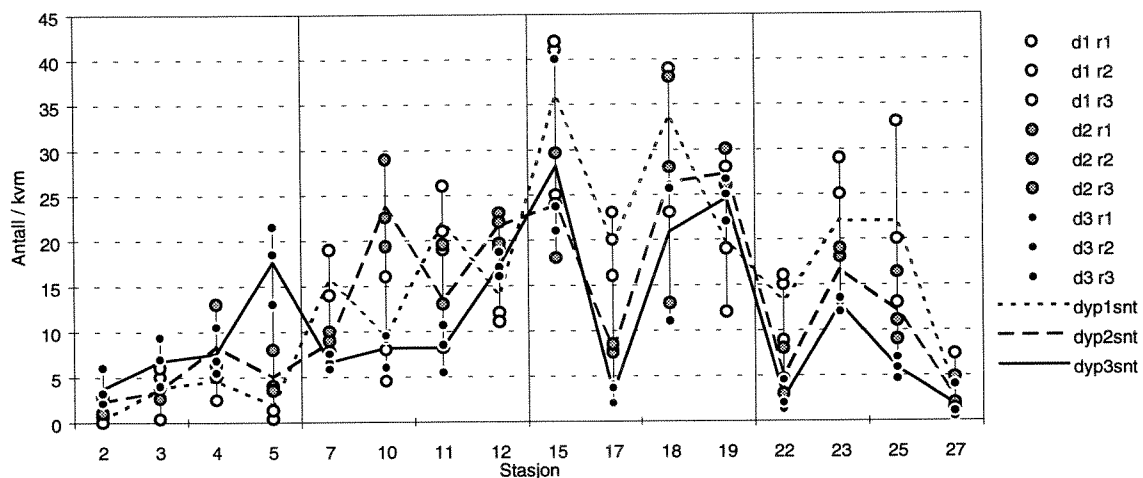
Antall kimplanter (pr. 0,25 m²) og unge små individer av stortare varierte stort fra stasjon til stasjon og innen samme stasjon. Variasjonen innen hver stasjon er synliggjort i figur 54 som vertikale linjer mellom de tre registreringsdypene. Få (til ingen) ble funnet på Færder (2) eller Lyngholmen (3). Flest kimplanter ble funnet på stasjon 12, 15 og 18, med > 100 kimplanter/0,25 m² i enkelte ruter. Ved å bedømme fargen på symbolene ble det i området A og B funnet flest kim- og småplanter på dyp 1 (grunnest, åpent symbol) og færrest på dyp 3 (svart symbol). Området C og D utviste ingen systemikk. Tettheten av kimplanter og unge småplanter vil naturlig kunne variere meget fra år til år og figur 54 viser noe av variasjonsbredden.



Figur 54. Antall kimplanter (K) (log skala) og antall småplanter (S) av stortare pr. m² på 3 dyp (4, 7 og 10 m) på 16 stasjoner undersøkt i 1995. Hvert dyp er snitt av 3 replikater.

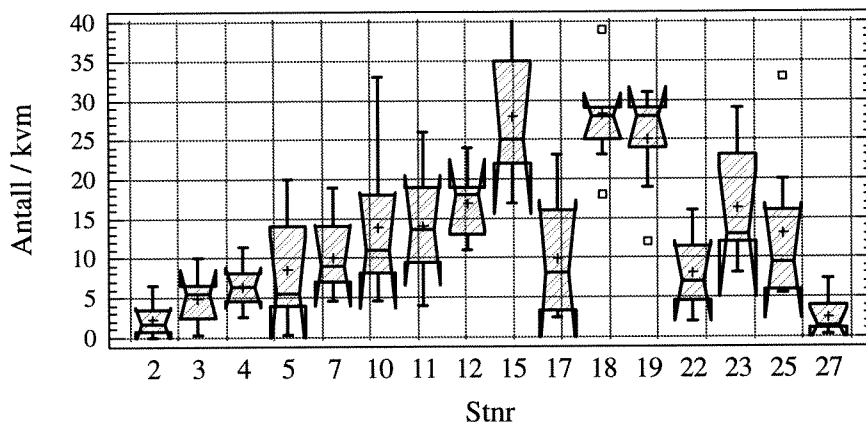
Store og middelsstore planter

Gjennomsnittlig tetthet av store, gamle og middelsstore, yngre planter registrert på 3 dyp, er vist i figur 55. Som det framgår av figuren var det stor variasjon i tetthet mellom replikate ruter, dyp og mellom stasjoner. Ved å se på fargen på symbolene i figuren kan en vurdere om det er sammenhenger mellom dyp og tetthet eller mellom tetthet av store og mellomstore planter. I området A synes de høyeste tetthet av begge kategorier å finnes på dyp 3 (10 m). Motsatt for mange av stasjonene i området B, C og D, hvor de største tettheter ble registrert innen dyp 1 (4 m) og lavest innen dyp 3. Området B varierte noe mer, og høyest tetthet ble på halvparten av stasjonene registrert i dyp 2.

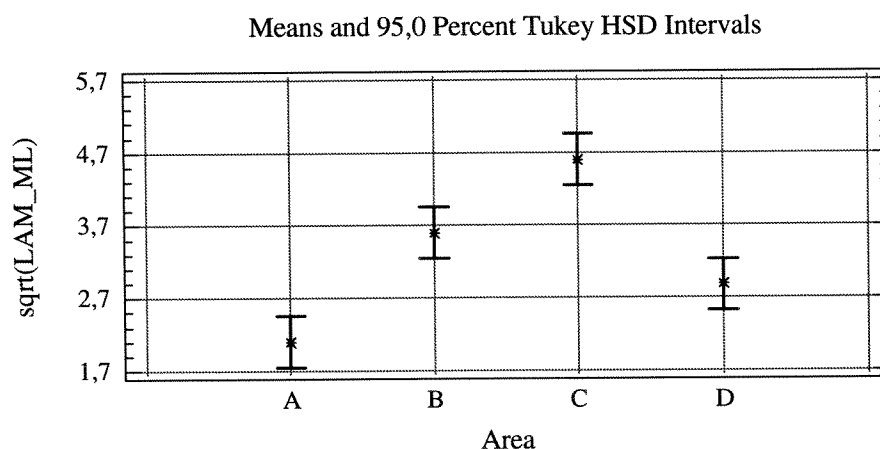


Figur 55. Antall individer av storgro pr. m² registrert på 3 dyp (3 replikate ruter på 4, 7 og 10 m) på 16 stasjoner undersøkt i 1995.

Tetthet av middels- og store planter



Figur 56. Tetthet av store og middelsstore planter av storgro på 16 stasjoner undersøkt i 1995. Plottet bygger på 3 replikater på 3 ulike dyp.



Figur 57. Tetthet av store og middelstore planter av stortare i de 4 hovedområdene. (Dataene er rot-transformert.)

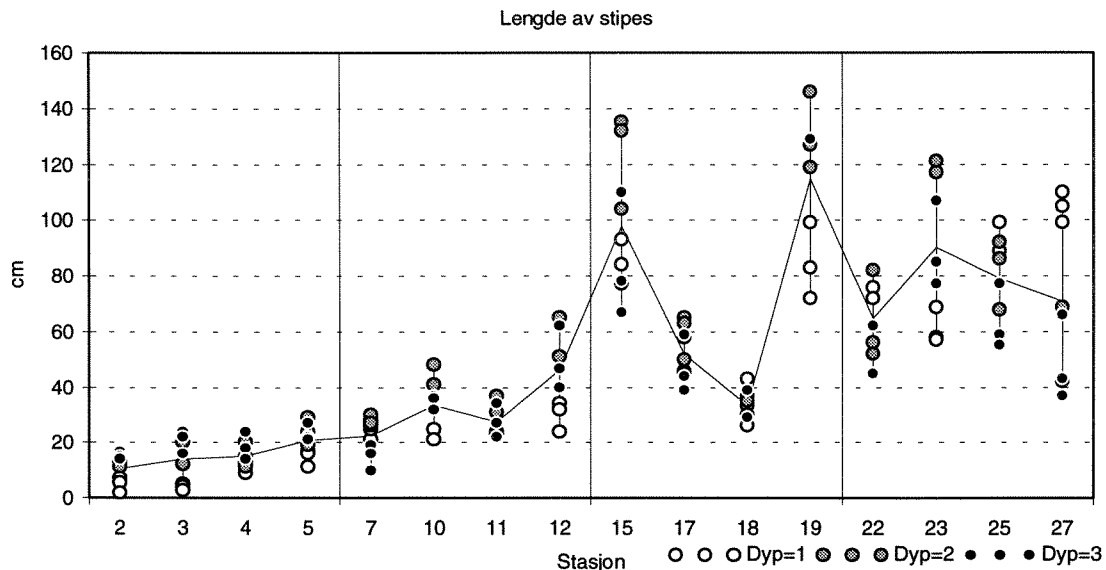
Figur 56 viser et "box and whisker plott" med gjennomsnittlig tetthet av tareplanter for de 16 stasjonene. Plantetettheten øker fra stasjon 2 Færder (2,3 ind./m²) og til stasjon 15 Revø utenfor Farsund (28 ind./m²). I området C hadde stasjonene 15, 18 og 19 omtrent like høy tetthet, mens stasjon 17 som ligger inne i Stolsfjorden, hadde signifikant lavere tetthet. Området D utmerket seg med lav plantetetthet, fra 2 til 16 ind./m². Den "rektangulære boksen" i "box and whisker" plottet viser et intervall som dekker den midtre halvparten av dataene (fra øvre til nedre kvartil, dvs. 25% av dataene ligger hhv. over og under). Prøvens middelværdi angitt ved +, mens medianverdien er vist ved en tverrlinje i boksen. (Halvparten av observasjonene ligger hhv. over og under medianen.) Stor spredning i dataene gir langstrakte bokser. Avstand mellom + og tverrlinje indikerer at de fleste observasjonene hadde lavere eller høyere tetthet enn gjennomsnittet for hele stasjonen. Utstikkerne på hver side viser maksimums- og minimumsverdi, unntatt sterkt avvikende observasjoner (uteliggere). Observasjoner som ligger utenfor 1,5 ganger kvartilavstanden er plottet som en liten firkant (f.eks. stasjon 18 og 19). Piggene på boksene viser en avstand fra medianverdien. Hvis piggene for to stasjoner ikke overlapper, er det statistisk signifikant forskjell mellom stasjonenes medianverdi på 95% konfidensnivå (f.eks. mellom stasjon 17 og 18, men ikke mellom stasjon 15 og 17 (piggene overlapper)). Ut fra dette kan en av figur 56 se at høyest tetthet ble funnet på stasjon 15, 18 og 19 og at stasjon 18 og 19 hadde signifikant høyere tetthet enn øvrige stasjonene (unntatt st. 15).

Områdene vurdert mot hverandre viste signifikant forskjell i tetthet mellom alle områdene, med en klar økning i tetthet fra A (5,5 planter/m²) til C (22,1 planter/m²). Området D hadde en lavere tetthet (10 planter/m²) som ved bruk av Tukeys test også var signifikant lavere enn området B (13,8 planter/m²). (Figur 57).

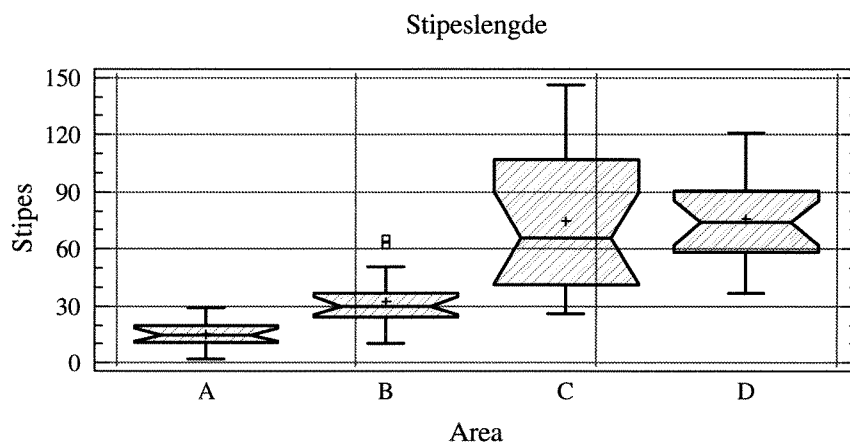
Det spesielle ved tareskogen er at den ikke bare bestemmes av plantenes tetthet, men også av tareplantenes høyde. Lengde av stipes bestemmer det rommet som tareskogen definerer. Figur 58 viser lengden av stipes av 9 voksne planter fra hver stasjon (3 fra hvert dyp). Figuren viser en økning i stipeslengde fra stasjon 2 Færder til stasjon 15 utenfor Farsund. Stasjon 17 skiller seg alltid ut ved lavere stipeslengde (fjordstasjon), men spesielt for 1995 var den korte stipeslengden som ble registrert på stasjon 18. Dette kan tyde på at mye av den gamle skogen hadde røket ut i undersøkelsesområdet og nå var dominert av en yngre generasjon planter. Størst stipeslengde (145 cm) ble registrert på stasjon 19 utenfor Eigersund. Sammenliknes fargen på symbolene ble de lengste plantene for de fleste

stasjonene, funnet på dyp 2 (7 m). Variasjonen er likevel så stor at det ikke framkommer noe fast mønster.

Lengde av stipes og lamina

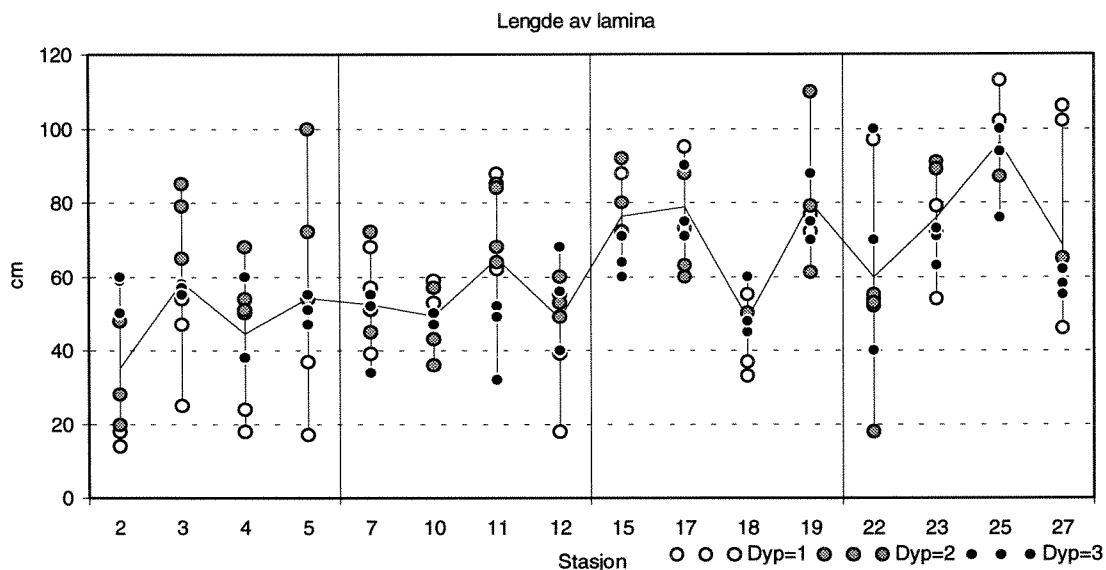


Figur 58. Stipeslengde av 3 tilfeldig voksne stortareplanter innsamlet på 3 dyp på 16 stasjoner i 1995. Linjen viser gjennomsnitt fra stasjon til stasjon.

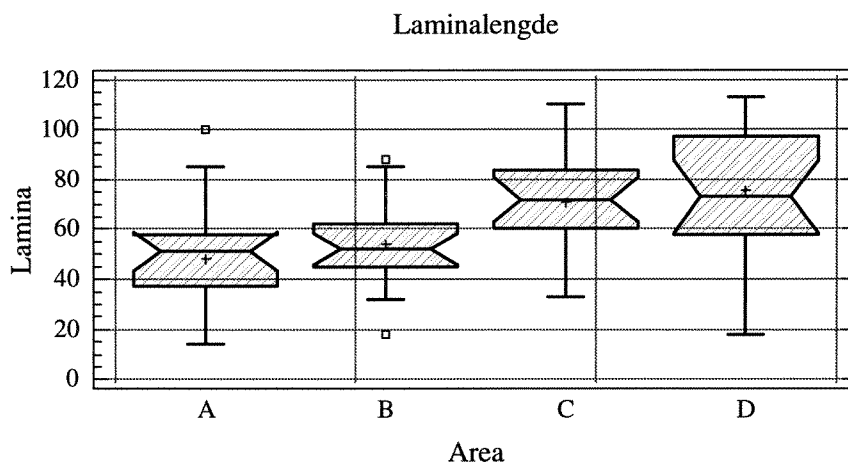


Figur 59. Stipeslengde av 9 tilfeldig voksne stortareplanter pr stasjon i områdene A, B, C og D.

Sammenliknes områdene, ser en av figur 59 at det er en signifikant økning i stipeslengde fra området A (15 cm) til B (32 cm) og til C (74 cm). Mellom C og D var det ingen signifikant forskjell i stipeslengde. Dette innebærer at samtidig som tareskogen blir tettere fra området A til C, blir også volumet av skogen større med lengre planter. Området D besto av lange planter, men var mer åpen (jfr. lavere tetthet) enn i området C.



Figur 60. Laminalengde av 3 tilfeldig voksne stortareplanter innsamlet på 3 dyp på 16 stasjoner i 1995. (Samme planter som i Figur 59.) Linjen viser gjennomsnitt fra stasjon til stasjon.



Figur 61. Laminalengde av 9 tilfeldige voksne stortareplanter pr stasjon i områdene A, B, C og D. (Samme planter som i Figur 60.)

Tarebladet (lamina) vokser ut hvert år. Det nye bladet begynner å vokse på nyåret og det gamle bladet slites av i løpet av våren. (Bladet vokser fra stilken og utover, slik at det gamle bladet henger ytterst.) Bladets lengde gir en indikasjon på vekstforholdene, men det må ved sammenlikning langs kysten tas forbehold om forskyving i vekstsesong og registreringstidspunktet. En sammenlikning (Figur 60) viser at det er stor innbyrdes variasjon mellom planter fra samme stasjon, men i motsetning til stipeslengde, mye mindre forskjell mellom stasjonene. Dette vises også i figur 61 som viser en liten (men signifikant) økning i gjennomsnittlig laminalengde fra områdene A og B (50 cm) og til områdene C og D (72 cm). Større laminalengde i områdene C og D enn i områdene A og B henger trolig sammen med vekstsesong forskyvning (temperatur i vår-månedene) og forskjeller i vannbevegelse.

Ut fra en vurdering av symbolene i figur 60 kan det synes som om de lengste laminaene i området A (st. 2-5) er å finne i midtre dyp (7-8 m) og de korteste i øvre dyp (4-6 m). I området D ble majoriteten

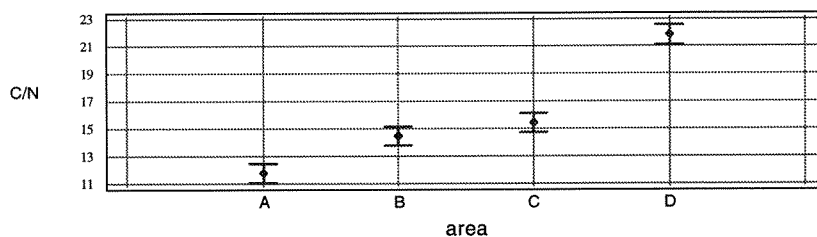
av de lengste laminaene funnet på de grunnest voksende plantene (4 m), som også var de lengste. For stasjonene i områdene B og C synes det å variere fra stasjon til stasjon i hvilket dyp de lengste laminaene ble funnet. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom stipeslengde og laminalengde i dette materialet (Korr.koef.: 0,58, $r^2 = 34$).

Sammendrag

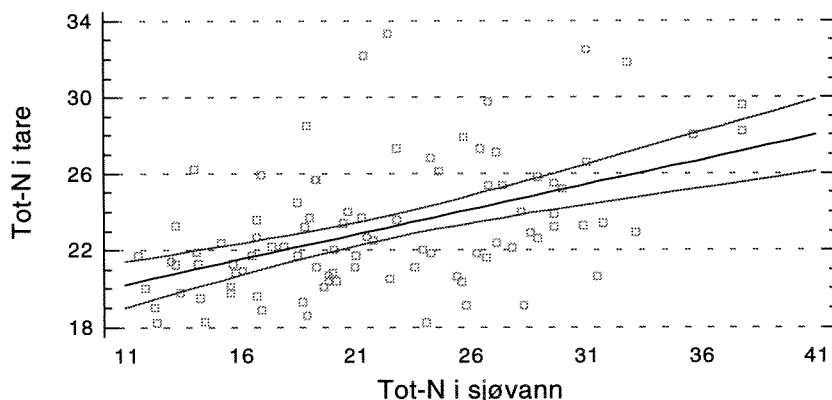
Det ble som tidligere år, funnet klare gradienter i tareskogen fra øst mot vest. Tettheten av stortareplanter økte fra øst (5,5 ind./m²) mot vest med optimum på sydvestlandet (22 ind./m²). Plantetettheten på vestlandet (området D) var lavere enn i områdene B og C. Forskjellen mellom områdene var signifikant. Lengden av stipes økte fra øst mot vest med optimum på stasjon 19 (utenfor Eigersund). Økningen var signifikant fra området A (15,4 cm) til B (32,5 cm) og til C / D (hhv. 74,5 og 76,2 cm) (ingen forskjell mellom C og D). Tareskogen i området A var kortvokst, hadde lav plantetetthet og begrenset dybdeutbredelse. Området C besto tareskogen av tett voksende lange planter og med dybdeutbredelse ned mot 26 m. Tareskogen i området B var en mellomting mellom A og C med økende tetthet, plantestørrelse og dybdeutbredelse fra øst mot vest. I området D vokste det stortare dypere enn 30 m, tareskogen besto av lange planter, men var mer åpen (lavere tetthet) enn på sørvestlandet. Laminalengden varierte mye fra plante til plante, men ikke så mye fra stasjon til stasjon. Det ble likevel funnet signifikant lengre lamina på plantene i området C og D (hhv. 71 og 74 cm) enn i området A og B (hhv. 48 og 53 cm). Men det lengste laminaet i området A målte 100 cm til sammenlikning med 113 cm i området D. (Se tabell 1 i vedlegg E).

5.2.5 Karbon- og nitrogeninnhold i stortare

Det ble samlet inn prøver fra lamina (blad) av stortare for å undersøke karbon og nitrogeninnholdet. I figur 62 er resultatene fra de fire stasjoner i hvert hovedområde slått sammen og figuren viser at karbon:nitrogen forholdet (C/N) i algene var økende fra øst mot vest. Dette skyldes primært en reduksjon i tares nitrogeninnhold fra øst mot vest. Forskjellene mellom områdene var signifikante ($p < 0.05$), bortsett fra mellom område B og C. Det ble også funnet en klar sammenheng mellom økende Total-N innhold i tareplanter og innholdet av total-nitrogen i sjøvann beregnet over perioden jan-april i områdene A, B og C. Relasjonene mellom innhold av nitrogen i tare og i sjøvann kunne ut fra våre data beskrives som $Y = 17,4 + 0,26X$, hvor Y er innholdet av tot-N i tare og X i sjøvann ($p < 0,000$) (figur 63). Alle resultater fra tareanalysene er presentert i vedlegg E, tabell 2.

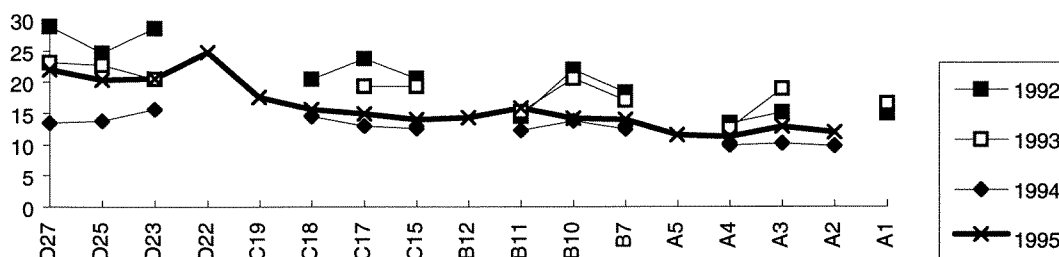


Figur 62. Gjennomsnitt og 95% konfidensintervall for forholdet karbon:nitrogen (C/N) i lamina av stortare i de 4 hovedområdene A-D (n=32 bortsett fra område A hvor n=31). Fra 1995-års undersøkelser.



Figur 63. Forholdet mellom Tot-N i tare og Tot-N i sjøvann i områdene A, B og C. Fra 1995-års undersøkelser.

Generelt sett er C/N-forholdet i alger høyere når algene vokser under nitrogenbegrensning fordi karbohydrater produseres på bekostning av proteiner (Lobban & Harrison 1994). C/N-forhold over 15 kan indikere at algene vokser under nitrogenbegrensede forhold (Hanisak 1983). De høye C/N forhold som ble funnet i 1995 på Vestlandet (område D) skulle da indikere at veksten av stortare kan ha vært nitrogenbegrenset. Dataene tyder også på at tilveksten av stortare innen Skagerrak-regionen ikke har vært særlig nitrogenbegrenset. Resultatene fra 1995 viser den samme trend som tidligere års undersøkelser (figur 64), med verdier som generelt ligger noe under de fra 1992 og -93, og noe over de fra 1994. Det må understrekes at 1995-resultatene baserer seg på et gjennomsnitt av prøver fra tre dyp mens det i tidligere år kun ble prøvetatt fra ett dyp. En analyse av hele 1995-materialet under ett viste at C/N-forholdet i taren avtok noe med dypet. Reduksjonen var imidlertid kun statistisk signifikant i område A og skyldes et økende innhold av nitrogen i taren med dyp. Prøvetakingsdypene for tare er vist i tabell 11.



Figur 64. Karbon/nitrogen-forhold (C/N) i lamina (blad) av stortare på stasjoner innen hovedområdene

Område A hadde høye nitrogenkonsentrasjoner i vannmassene (se kap. 3.2) og dette begünstiget tilveksten av rød- og grønnalger, da disse algeklassene generelt sett har et lavere C/N-forhold enn brunalger (Niell 1976). Mange av rød- og spesielt grønnalgene kan klassifiseres som opportunistiske alger som raskt kan nyttegjøre seg nitrogenet i vannmassene (Wallentinus 1984). De er vanligvis filamentøse eller tubulære og ofte besatt med fargeløse hår, spesielt under næringsfattige perioder, for å øke opptaket av nitrogen. For å være konkurransedyktig må opptaket av nitrogen i slike opportunistiske

arter raskt omsettes i oppbygging av vev (Rosenberg & Ramus 1982). De kan dermed vokse svært fort og vil dominere på steder hvor det er overkonsentrasjon av nitrogen i vannmassene. Område A var i 1995 som tidligere år, i stor grad dominert av vanlig rekeklo (*Ceramium rubrum*-komplekset) som trives i områder med høye nitrogenverdier (Wallentinus 1984).

Opptakskinetikk av fosfor i makroalger og planktonalger i Østersjøen er beskrevet av h.h.v. Wallentinus (1984) og Larsson (1983). De påpeker at opptaket av nitrogen øker mye mer med økende konsentrasjoner enn opptaket av fosfor gjør. Wallentinus mener dette kan ha viktige konsekvenser for Østersjøens algevegetasjon som om sommeren har en nitrogenbegrenset vekst. Selv små pulsvise tilførsler av nitrogen kan i perioder med nitrogenbegrensing nyttiggjøres ved at nitrogenet enten omsettes direkte i nytt vev eller lagres i algene. Derfor vil ekstra tilførsler av nitrogen kunne resultere i "stabile" opportunistiske samfunn på bekostning av de store flerårige artene. Disse baserer seg i større grad på langsom vekst, og de bygger opp nitrogenlagre om vinteren for å ha mulighet til å overleve nitrogenfattige perioder om vår/sommer.

Det må også som i 5-årsrapporten fra programmet at tare-planter er i oppbyggingsfasen på det tidspunkt de er innsamlet. Dette innebærer at de vanligvis tærer på internt lagrede resusser. I så måte kan det hevedes at de forskjeller som er funnet i CN-forhold bare beskriver forskjellen i hvor langst tilveksten har kommet innen denne gradienten. Det ble i 5-årsrapporten undersøkt om en slik forskjell i områders suksesjon kunne spores ved å se på om det var forskjell i forekomst av spesielle og særegne våralger langs den samme gradienten. Dette kunne ikke sees i våre data. Derfor ble det konkludert med at CN eller N i tare kunne med de forbehold som er gitt, til en viss grad avspeile nitrogenkonsentrasjonene i vannmassene. Det skal ikke utelukkes at ettersom toktet vårt tar ca. 3 uker kan den registrerte gradienten til dels forklares av forskjeller i tid mellom prøvetakning over avstandsgradienten fra øst til vest. Et mer gunstig tidspunkt å samle inn tare på kunne ha var midtvinters før den største tilveksten i tare skjer.

6. Referanser

- Agger T.H., Kaas H., Knipschildt F., Brodersen K., Dahl K., Rasmussen B., Nørrevang Jensen J., Krause-Jensen D. & P.B. Christensen. 1994. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Marine områder. Fjorde, kyster og åpent hav. Danmarks miljøundersøkelser. Rapport nr. 117/1994. 177 s.
- Aure J., Dahl E., Green N. W., Magnusson J., Moy F., Pedersen., Rygg B. & M. Walday. 1993a. Langtidsovervåkning av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1992. Statlig program for forurensningsovervåkning 528/93.TA-972/1993. NIVA-rapport 2924. 99 s.
- Aure J., Dahl E., Green N. W., Magnusson J., Moy F., Pedersen., Rygg B. & M. Walday. 1993b. Langtidsovervåkning av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1991 og Samlerapport 1990-1991. Statlig program for forurensningsovervåkning 510/93. TA-914/1993. NIVA-rapport 2827. 100 s.
- Aure J., Dahl E., Hovind H. & J. Magnusson. 1991. Langtidsovervåkning av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Hydrografi/hydrokjemi. Årsrapport 1990. Statlig program for forurensningsovervåkning 454/91. NIVA-rapport 2633. 93 s.
- Axelsson R. & L. Rydberg. 1993. Utvärdering av Bohusläns kustvattenkontrollprogram för perioden 1990-92. Hydrografi og näringsämnen. Rapport från Oceanografiska institutionen. Röda serien nr. 19. 56 s.
- Baalsrud K. & J. Magnusson. 1989. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Fremdriftsrapport. Undersøkelser i 1988. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 376/89. NIVA-rapport 2289. 90 s.
- Danielssen D.S., Skogen M., Aure J. & E. Svendsen. 1996. Flomvann fra glomma og miljøforholdene i Skagerrak sommeren 1995. (The Glomma flood and the environmental conditions in the Skagerrak in the summer 1995). Fisken og Havet. nr. 4- 1996. 37s.
- Clifford H. T. & W. Stephenson. 1975. An Introduction to Numerical Classification. Academic Press, 229 pp.
- Enoksson V., Sörensson F., Graneli W. & R. Elmgren. 1990. Nitrogen transformations in the Kattegat. *Ambio* 19, 159-166.
- Fredriksen S. & J. Rueness. 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Benthosalger i Ytre Oslofjord. Overvåkingrapport 397/90. Delprosjekt 4.1. NIVA-rapport 2388.63s.
- Faafeng B., Berge J.A., Bjerkgeng B., Helland A., Holtan G., Holtan H., Kjellberg G., Källquist T.S., Moy F., Skulberg O.M., Sørensen K. & M. Walday. 1996. Flommen på østlandet våren 1995. Sammenstilling av NIVAs undersøkelser med spesiell vekt på intensivundersøkelser i Glomma og Vorma. NIVA-rapport nr. 3480-96.
- Granéli E., Paasche E. & S.Y. Maestrini. 1993. Three years after the *Chrysochromulina polylepis* bloom in Scandinavian waters in 1988: Some conclusions of research and monitoring, pp 23-32. In: *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. (Eds: Smayda T.J. & Shimizu Y.). Elsevier Science Publ., Amsterdam.
- Hanisak M. D. 1983. The nitrogen relationship of marine macroalgae. In: *Nitrogen in the marine environment* (Eds: Carpenter E J, Capone D. G.) Academic Press 699-730.

- Holtan G., Berge D., Holtan H. & T. Hopen. in prep. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1995. A. Principles, results and discussions. B: Data report. NIVA-report.
- Hurlbert S. N. 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53, 577-586.
- Josefson A. B. 1987. Large-scale patterns of dynamics in subtidal macrozoobenthic assemblages in the Skagerrak: effects of a production-related factor? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 38, 13-23.
- Josefson A. B. 1988. Övervakning av mjukbottenfauna langs Sveriges västkust. Naturvårdsverket, rapport 3504. Solna. 74 s.
- Josefson A. B. 1990. Increase of benthic biomass in the Skagerrak- Kattegat during the 1970s and 1980s - effects of organic enrichment? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66, 117-130.
- Josefson A. B. & S. Smith. 1984. Changes of benthos-biomass in the Skagerrak - Kattegat during the 1970-ies: a result of chance events, climatic changes or eutrophication? *Medd.Havsfiskelab Lysekil* 292, 111-121.
- Larsson U. 1983. Produktionsbegränsande ämnen. Delrapport till "Eutrofiering i marin miljö". National Swedish Environment Protection Board, Stockholm. mimeogr.
- Lobban C. S., Harrison P. J. 1994. Seaweed ecology and physiology. Cambridge University Press. 366 pp
- Magnusson J. & K. Nygaard. 1996. On continental river water in the outer Oslofjord, April 1995. NIVA-report 3432-96. 16p. In English.
- Naturvårdsverket. 1988. Monitor 1988. Östersjön och Västerhavet - Livsmiljöer i förändring (Bernes, C. ed.). Solna. 207 pp.
- Niell F. X. 1976. C:N ratio in some marine macrophytes and its possible ecological significance. *Bot. Mar.* 14. 347-50.
- OSPARCOM 1994. Draft Data Report on Riverine and Direct Input of Contaminants to the Waters of the Paris Convention in 1992. Karlskrona: 13-17 June 1994.
- Pearson T. H., Josefson A. B. & R. Rosenberg. 1986. Petersen's benthic stations revisited. I. Is the Kattegat becoming eutrophic? *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 92, 157-206.
- Pedersen A., Green N.W., Moy F., & Walday, M. 1996. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1995. Hardbunnsundersøkelser. Overvåkingsrapport 644/96. TA 1316/1996. NIVA-rapport 3447-96. 115s.
- Pedersen A., Aure J., Dahl E., Green N.W., Johnsen T., Magnusson J., Moy F., Rygg B. & Walday, M. 1995a. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990 - 1994. HOVEDRAPPORT. Overvåkingsrapport 624a/95. TA 1264/1995. NIVA-rapport 3332. 115s.
- Pedersen A., Aure J., Dahl E., Green N.W., Johnsen T., Magnusson J., Moy F., Oug E., Rygg B. & Walday, M. 1995b. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990 - 1994. VEDLEGGSRAPPORT. Overvåkingsrapport 624b/95. TA 1265/1995. NIVA-rapport 3333. 269s.
- Pedersen A., N. W. Green, F. Moy & M. Walday. 1994. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1993. Hardbunnsundersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking 554/94. TA-1054/1994. NIVA-rapport 3072. 86s.
- Pedersen A. & B. Rygg. 1990. Program for langtidsovervåking av trofikutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Del I. Bentiske organismsamfunn. NIVA-notat O-89131, 33 s.

- Pedersen A., Oug E. & N.W. Green. 1989. Oppblomstring av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Gjenvekst av organismesamfunn langs kysten. NIVA's undersøkelser i juni 1989. Statlig program for forurensningsovervåking 403A/89. NIVA-rapport 2395. 93 s.
- Pihl-Baden S. 1986. Recent changes in the Kattegat/Skagerrak ecosystem and their possible interdependence. National Swedish Environmental Protection Board Report 3157, 91 pp.
- Rosenberg G. & J. Ramus. 1982. Ecological growth strategies in the seaweed *Gracilaria forliifera* (Rhodophyceae) and *Ulva* sp. (Chlorophyceae): soluble nitrogen and reserve carbohydrates. *Mar. Biol.* 66; 251-9.
- Rosenberg R. 1985. Eutrophication - the future marine coastal nuisance? *Mar. Poll. Bull.* 16, 227-231.
- Rosenberg R., Elmgren R., Fleischer S., Jonsson P., Persson G. & H. Dahlin. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 19, 102-108.
- Rosenberg R., Gray J. S., Josefson A. B. & T. H. Pearson. 1987. Petersen's benthic stations revisited. II. Is the Oslofjord and eastern Skagerrak enriched? *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 105, 219-251.
- Rygg B. 1996. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Bløtbunn. Datarapport 1995. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 638/96.. NIVA-rapport nr. 3419-96. 47 s.
- Rygg B. & I. Thélin. 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av organiske stoffer. SFT-veiledning nr. 93:05, 16 s.
- Røgeberg E., K. Sørensen, T. Jåvold & L.Omli. 1996. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Hydrografi/hydrokjemi. Datarapport 1995. (Overvåkingsrapport nr. 675/96. TA-nr. 1385/1996.) NIVA-rapport nr. 3574. 59s.
- Shannon C. E. & W. Weaver. 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Tunberg B. 1994. Övervakning av mjukbottenfauna längs Sveriges västkust. Naturvårdsverket Rapport 4287, 72s.
- Wallentinus I. 1984. Comparison of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Mar.Biol.* 80. 215-225.
- Wulff F., Stigebrandt A. & L. Rahm. 1990. Nutrient dynamics of the Baltic Sea. *Ambio* 19, 126-133.

Personlige meddelelser

Adolfsson Peter, Kristinebergs marinbiologiske stasjon, Sverige.

7. Vedlegg - egen vedleggsrapport

Innhold i vedleggsrapporten:

Vedlegg A. Hydrografi / Hydrokjemi / Planteplankton

Vedlegg B. Bløtbunn

Vedlegg C. Hardbunn - Transekt - ALGER

Vedlegg D. Hardbunn - Transekt - DYR

Vedlegg E. Stasjonsbeskrivelser og tareskog

Se eget dokument.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten
oppgi løpenummer 3583-96

ISBN 82-577-3136-6