

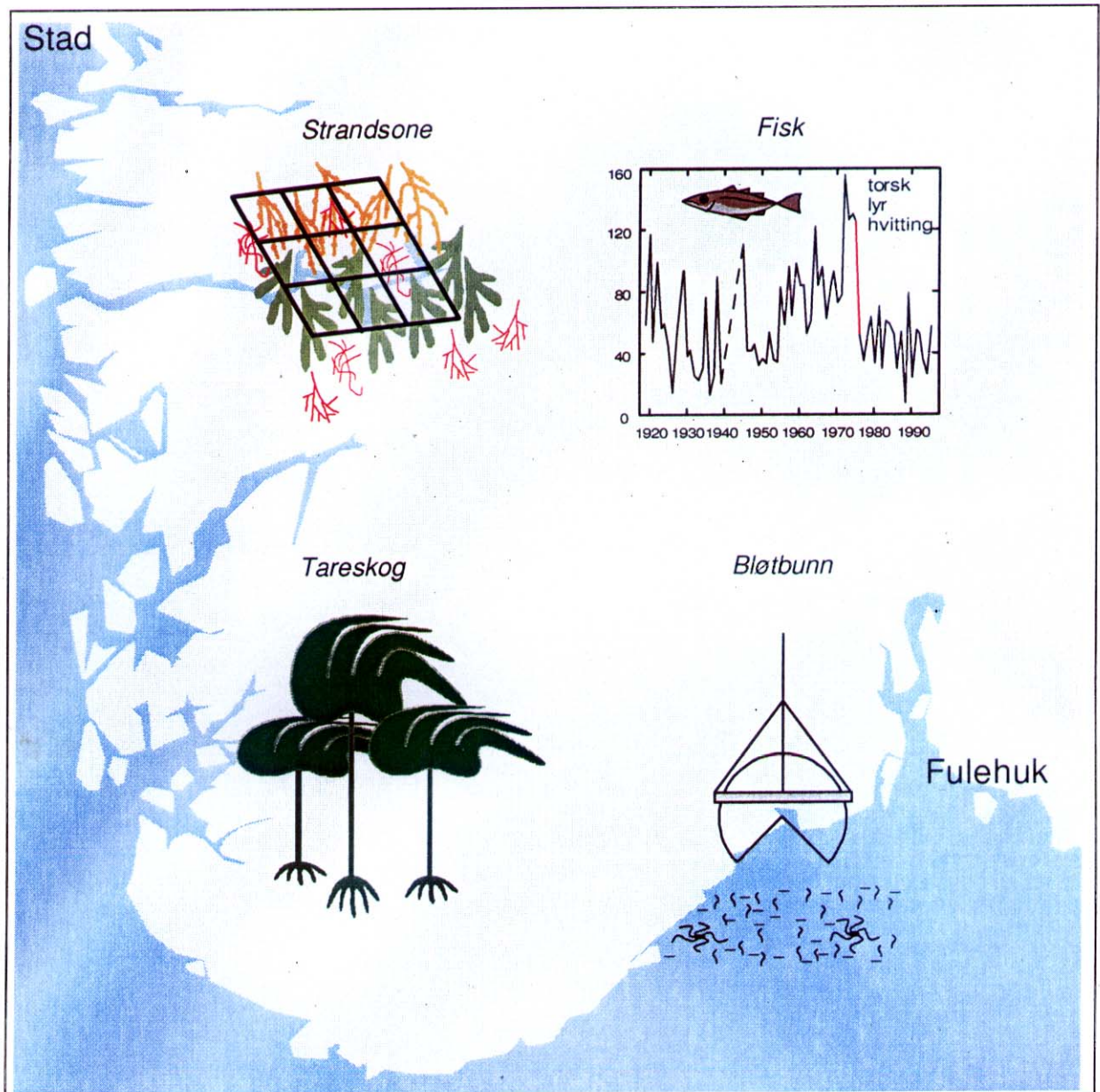
NIVA



RAPPORT LNR 3551-96

Utredning om benthos-samfunnene på kyststrekningen Fulehuk - Stad

Benthos-gruppen under
SFTs ekspertgruppe for eutrofi



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

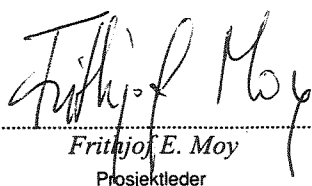
Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Utredning om benthossamfunn på kyststrekningen Fulehuk - Stad	Løpenr. (for bestilling) 3551-96	Dato 14.10.96	
	Prosjektnr. Undernr. O-96149	Sider 86	Pris kr 100,-
Forfatter(e) Moy, F. E., Fredriksen, S. (UiO), Gjøsæter, J (HFF), Hjohlman, S. (UiB), Jacobsen, T., Johannessen, T. (HFF), Lein, T. E (UiB), Oug, E., Tvedten, Ø. F. (UiB)	Fagområde Marin eutrofi	Distribusjon	
	Geografisk område Sør-Norge	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Statens Forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse SFT prosj.nr.: 96187
---	---

<p>Sammendrag</p> <p>Målsetningen har vært å sammefatte relevant kunnskap til en beskrivelse av de økologiske samfunn på hard- og bløtbunn langs kyststrekningen Fulehuk (Oslofjorden) - Stad (Vestlandet), med hovedvekt på forhold som kan gi grunnlag for å vurdere eutrofitilstand og utvikling. Det er store forskjeller i de naturlige miljøforholdene for planter og dyr på kyststrekningen. Likeledes er det nødvendig å ha oversikt over naturlige svingninger for å unngå feiltolkninger. For Vestlandet har sammenlikninger med 100 år gamle data gitt en sterk indikasjon på at fjæresamfunnene i de ytre kystområder ikke er eutrofibelastet. På Skagerrakkysten reduserer manglen på kvantitative data muligheten for å gi en tilsvarende vurdering, men en svakere eutrofieringsbelastning kan ikke utelukkes. Med bakgrunn i de naturgitte forhold vil Skagerrakområdet være mer sårbart for påvirkning enn områder lenger vest. Bløtbunn-samfunnene fra Jomfruland til Stad hadde generelt høy diversitet. Ytre dype stasjoner utenfor Portør, Lyngør, Tromøy, Jøssingfjorden og Håsteinfjorden, representerer muligens spesielle depositionsområder. Forekomstene av torsk-, lyr- og hvitting-ungel i Skagerrak har vist kraftige svingninger i bestandene siden 20-årene. På 30-tallet ble bestandene av torsk og lyr kraftig redusert, økte igjen i 50 årene, men i midten av 70-årene inntraff et nytt dramatisk fall for alle tre artene. Etter en rekke svake årsklasser har torsk hatt god rekruttering i både 1995 og 96.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Eutrofi 2. Hardbunnssamfunn 3. Bløtbunnssamfunn 4. Fisk 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Eutrophication 2. Hard bottom communities 3. Soft bottom communities 4. Fish
--	---


Frithjof E. Moy
Prosjektleder

ISBN 82-577-3100-5


Bjørn Braaten
Forskningssjef

Benthos-gruppen under
SFTs ekspertgruppe for eutrofi

**Utredning om benthossamfunnene på
kyststrekningen Fulehuk - Stad**

Forord

Denne rapporten er en av seks utredninger som er laget for "Ekspertgruppen for eutrofi-forhold i fjorder og kystfarvann". Ekspertgruppen er rådgiver for Statens forurensningstilsyn (SFT) i arbeidet med en best mulig forvaltning av fjorder og kystfarvann med hensyn på eutrofi-forhold. Ekspertgruppens mandat for 1996 har vært å gi en vurdering av eutrofitilstanden på strekningene Fulehuk - Jomfruland og Jomfruland - Stad. Arbeidet har vært brutt opp i seks delutredninger som hver har vært utført som frittstående prosjekter og som framlegges i egne rapporter.

Denne rapporten omhandler benthossamfunn på både bløt- og hardbunn.

Benthos-gruppen har bestått av:

Staffan Hjøhlman, Tor Eiliv Lein, Per Johannessen, Øyvind F. Tvedten
(*Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen*)

Jacob Gjøsæter, Tore Johannessen
(*Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen*)

Stein Fredriksen
(*Institutt for biologi, avd. marin botanikk, Universitetet i Oslo*)

Tone Jacobsen, Eivind Oug
(*Norsk institutt for vannforskning, avd. Sørlandet*)

Torgeir Bakke, Frithjof E. Moy
(*Norsk institutt for vannforskning*)

Benthosgruppens rapport er delt opp i fire tematiske kapitler med følgende forfattere:

Hardbunn littoralsamfunn: T. E. Lein, S. Hjøhlman og T. Jacobsen


Hardbunn sublittoralsamfunn - Tareskog: S. Fredriksen og F. E. Moy

Bløtbunn sublittoralsamfunn: E. Oug og Ø. F. Tvedten

Strandnær fiskefauna: T. Johannessen og J. Gjøsæter

Redaktør for rapporten har vært F. E. Moy.

Oslo, 14.10.1996



Frithjof E. Moy

Innhold

1. Innledning	9
2. Hardbunn littoralsamfunn	11
2.1 Innledning	11
2.1.1 Effekter av eutrofiering på hardbunn	11
2.1.2 Effekter av eutrofiering i hardbunnsfjæra	11
2.1.3 Usikkerhet forbundet med å påvise effekter av eutrofiering i fjæra	12
2.2 Metodikk	13
2.3 Resultater og diskusjon	15
2.3.1 Regionale endringer i fjæresonen fra Stad til Jomfruland	15
2.3.2 Lokale forskjeller	21
2.3.3 Mulige effekter av eutrofiering i beskyttede fjæresamfunn i ytre skjærgård	21
2.3.4 Langtidsstudier av fjæresamfunn	24
2.4 Konklusjoner	26
3. Hardbunn sublittoralsamfunn - tareskog	27
3.1 Innledning	27
3.1.1 Beskrivelse av sublittoralen	27
3.1.2 Kystovervåkingsprogrammet	27
3.2 Endringer i flora	28
3.3 Endringer i fauna	29
3.4 Fysiske faktorer med spesiell betydning for hardbunnsamfunnene	32
3.5 Stortare - <i>Laminaria hyperborea</i>	33
3.5.1 Stipeslengde	34
3.5.2 Laminalengde	34
3.5.3 Biomasse	35
3.5.4 Endringer med dyp	36
3.5.5 Tareplantenes alder	37
3.5.6 Utbredelse og forekomst siste 8 år	38
3.6 Tareskogen som habitat	42
3.6.1 Epifytter	43
3.7 Konklusjoner	45

4. Bløtbunn sublittoralsamfunn	46
4.1 Innledning	46
4.2 Avgrensninger	46
4.3 Metodikk	47
4.3.1 Kvantitativ bunnfauna	47
4.3.2 Bunnsedimenter	49
4.3.3 Slede- og skrapeprøver	49
4.4 Resultater	49
4.4.1 Kvantitativ bunnfauna	49
4.4.2 Bunnsedimenter	55
4.4.3 Slede- og skrapeprøver	57
4.5 Vurderinger	57
5. Fiskefauna	68
5.1 Innledning	68
5.2 Materiale og metoder	68
5.3 Resultater	70
5.3.1 Historiske utvikling i forekomstene av 0-gruppe torskefisk på Sørlandskysten	70
5.3.2 Historiske forandringer i forekomstene av 0-gruppe torskefisk i ulike områder på Skagerrakkysten	71
5.3.3 Oppsummering av utviklingen i de ulike områdene	77
5.4 Historiske endringer i dekningsgrad av bunnflora på Sørlandskysten	78
5.5 Diskusjon	78
5.6 Sammendrag	80
6. Referanser	81
Vedlegg A. Litteratur som omhandler tareskog i Sør-Norge	85

Sammendrag

En vurdering av eutrofiforholdene i Ytre Oslofjord (ANON, 1996) konkluderte med at området er påvirket av næringssalttilførsler som hovedsakelig stammer fra den sydlige Nordsjø og Kattegatt. Spørsmålet ble reist om også andre deler av Norskekysten er påvirket av en tilsvarende generell eutrofiering. En gruppe under SFTs ekspertgruppe for eutrofi, ble sammensatt for å vurdere eksisterende benthos-data fra kyststrekningen Fulehuk - Stad for å finne ut om, og i tilfelle hvor langt, en eventuell generell påvirkning har spredt seg. Fire fagområder inngår i denne utredningen: hardbunn littoralsamfunn, hardbunn sublittoralsamfunn, bløtbunn sublittoralsamfunn og strandnær fiskefauna.

Behovet for systematiske undersøkelser med standardiserte metoder over tid, synes åpenbar når en har gått gjennom deler av det som finnes av data fra ulike biologiske undersøkelser. Biologiske samfunn er i kontinuerlig endring og det er vanskelig å forstå de kompliserte sammenhenger og å skille ulike årsaker til observerte endringer (basert på data fra noen få års undersøkelser). Økt kunnskap om arters biologi er også nødvendig for bedre tolkning av observerte samfunn og observerte endringer i samfunn.

Hardbunn littoralsamfunn

Det er tidligere sannsynliggjort at fjæresamfunn endres under sterk og langvarig eutrofieringsbelastning. Mulighetene for å påvise effekter av svak og relativt kortvarig eutrofiering er imidlertid begrenset, fordi vi ikke har tilstrekkelig erfaringsgrunnlag å bygge på.

Det er store forskjeller i de naturlige miljøforhold for dyr og planter i hardbunnsfjæra innenfor utredningsområdet. Det reduserer muligheten for direkte sammenlikninger av fjæresamfunn på Vestlandet og i Skagerrak. Vårt datamateriale indikerer at mange av de samme artene opptrer i begge områder, men at det kan være store forskjeller i mengden av enkeltarter.

Det antas at bølgeeksponeringen som miljøfaktor kan gi et langt sterkere utslag på artsammensetningen i et fjæresamfunn enn hva som forventes ved moderat eutrofieringsbelastning. Ved sammenlikninger mellom ulike geografiske områder er det viktig å vurdere stasjoner med tilnærmet samme grad av bølgeeksponering.

Tallmessige uttrykk for samfunnsstrukturen i fjæresamfunn i Hordaland og fjæresamfunn i sterkt forurensede områder som indre Oslofjord og i Båtsfjord, viser klare forskjeller. Disse forskjellene kan i stor grad tilskrives naturgitte miljøforskjeller. Likevel gir samfunnsanalysene og sammenlikninger med 100 år gamle data fra Solund, en sterk indikasjon på at fjæresonen i ytre kystområder på Vestlandet ikke er sterkt påvirket av en generell eutrofiering i området. Vårt datamateriale kan imidlertid ikke utelukke en svakere effekt av en mulig eutrofiering i dette området. Mangel på kvantitative data fra Skagerrak reduserer muligheten for å gi en tilsvarende vurdering av dette området.

Hardbunn sublittoralsamfunn

Det kan vises til flere gradienter i de biologiske systemer i sublittoralen om man beveger seg fra vestkysten og inn i Skagerrak. Det kan være at enkeltarter mangler eller forekommer sparsomt i et område eller at arter endrer morfologi og størrelse. Det er imidlertid av ytterste viktighet at man kjenner til enkeltarters økologi og toleransegrenser slik at årsaken til disse endringene ikke tillegges gale forklaringer.

Det er også viktig at man forsøker å få oversikt over naturlige svingninger i systemet slik at man unngår feiltolkninger om en eller flere arter skulle bli borte eller opptre i reduserte bestander. Dette kan kun gjøres med gjentatte undersøkelser over lengre perioder. I Skagerrak finnes det tegn som tyder på at slike svingninger kan finne sted i stortarepopulasjonene - og siden stortaren er nøkkelarten i dette systemet, vil naturligvis tareskogens tilhørende flora og fauna bli endret i en slik situasjon.

Det er vanskelig å spore noen effekter av en eventuell eutrofipåvirkning på noen deler av kyststrekningen Jomfruland - Stad. De gradienter som kan pekes på ser ut til å være naturgitte og ikke menneskeskapte. Det synes imidlertid klart at området Skagerrak vil være mer sårbart for en eventuell påvirkning enn områder lenger vest. Dette skyldes de naturgitte forhold. Skagarrak er et område hvor stortaren er dårlig utviklet og det antas derfor at den vil være mer sårbar her enn i sitt optimumsområde. Og siden tareskogen er dominert av, og strukturert av stortaren, vil en reduksjon av denne ene arten kunne få store konsekvenser for det øvrige livet knyttet til sublittoral hardbunn.

Bløtbunn sublittoralsamfunn

Generelt var det normal til høy diversitet på alle utvalgte 347 stasjoner på ytre kyststrekning fra Jomfruland til Stad. Noen stasjoner hadde lav diversitet (Eigersund-Jæren), men disse var tatt på sandbunn som ofte normalt har lavere diversitet. Det er få tydelige trender i materialet, men det kan synes som om det er større variasjon mellom stasjonene i det østlige området (Kragerø - Tvedestrand), enn ellers på strekningen (unntatt sandstasjonene).

Individtettheten for de fleste stasjoner lå mellom 500 og 3000 ind/m², som regnes som et normalt intervall for individtetthet. Høye individtettheter (>4000 ind/m²) ble funnet på de dype stasjonene utenfor Portør, Lyngør, Tromøy, Jøssingfjorden og i Håsteinsfjorden. Ytre, dype stasjoner med høy individtetthet og nedsatt diversitet, representerer muligens spesielle depositionsområder.

Bunnsedimentene (basert på TOC) for de fleste stasjonene faller i tilstandsklasse I 'god tilstand', mens forholdsvis mange stasjoner i Aust-Agder faller i tilstandsklasse II 'mindre god tilstand'. I Hordaland og Sognefjorden er det ytterligere stasjoner med tildels meget høyt organisk innhold. Det må gjøres en nærmere vurdering av lokal topografi, vannbevegelse og naturlig organisk produksjon/tilførsel for den enkelte stasjon, før det er mulig å vurdere dette mht. en generell eutrofieringsproblematikk.

Strandnær fiskefauna

Generelt på Sørlandskysten (Kristiansand - Kragerø) var det gode fangster av torsk og lyr på 20-tallet, mens det var lite hvitting. På 30-tallet avtok mengden av torsk og lyr betydelig, mens hvittingfangstene viste en svak tendens til økning. Fra 50-årene økte mengden av alle tre arter betydelig, men uten at hverken torsk eller lyr nådde opp mot tilsvarende høye fangster som på 20-tallet. Fangstene av hvitting økte jevnt fram til midten av 70-tallet, men avtok da fra ca. 100 fisk pr. trekk til ca. 30; et nivå som fangstene siden har variert rundt. Omtrent samtidig med fallet i forekomstene av hvitting, hadde lyr sin siste brukbare årsklasse (1976). Også torsk viste en nedgang i forekomstene fra midten av 70-tallet, men nedgangen for torsk var ikke like markert som for lyr og hvitting. Etter en rekke svake årsklasser på første halvdel av 90-tallet har torsk hatt god rekruttering med en middels årsklasse i 1995 og en sterk årsklasse i 1996.

Den lokale utviklingen i Grenlandsfjordene skiller seg markert fra de andre undersøkte områdene med betydelig nedgang i forekomstene av både torsk, lyr og hvitting på midten av 60-tallet. Den generelle nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torskefisk på Sørlandskysten på midten av 70-tallet var sterkest i de vestlige områdene (vest for Arendal), bortsett fra lyr som det har vært meget beskjedne forekomster av i alle områder etter 1980.

En årsak til at kysten er et viktig oppvekstområde for mange arter av fisk, er den rike bunnvegetasjonen på grunt vann, der yngelen både finner skjul og et rikt matfat. På begynnelsen av 30-tallet rammet en sykdom ålegresset i hele Nordsjøen, noe som resulterte i betydelig redusert dekningsgrad av bunnvegetasjon på strandnotstasjonene. Dette var trolig en viktig årsak til markerte nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torsk og lyr på Sørlandskysten i 30-åra. Parallelt med en økning i bunnvegetasjonen fra 50-tallet økte mengden av 0-gruppe torskefisk. Ved nedgangen i 0-gruppe torskefisk på midten av 70-tallet ble det ikke påvist en tilsvarende nedgang i bunnvegetasjonen. Det er pekt på flere mulige årsaker til nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torskefisk på midten av 70-tallet (eutrofiering, klima og overfiske), men det er på nåværende tidspunkt ikke grunnlag for å dra noen bestemt konklusjon.

1. Innledning

En vurdering av eutrofiforholdene i Ytre Oslofjord (ANON, 1996, Molvær, 1996) konkluderte med at området er påvirket av næringssalttilførsler som hovedsakelig stammer fra den sydlige Nordsjø og Kattegatt. Spørsmålet ble reist om også andre deler av Norskekysten er påvirket av en tilsvarende generell eutrofiering. En gruppe under SFTs ekspertgruppe for eutrofi, ble sammensatt for å vurdere eksisterende benthos-data fra kyststrekningen Jomfruland - Stad for å finne ut om, og i tilfelle hvor langt, en eventuell generell påvirkning har spredt seg.

Ekspertgruppen skal være rådgiver for SFT i arbeidet med best mulig forvaltning av fjorder og kystfarvann med hensyn på eutrofiforhold. Gruppen skal vurdere tilstand, utvikling, behov for tilførselsreduksjoner, avklare kunnskapsmangler og anbefale kostnadseffektive forsknings- og overvåkingsprogrammer.

Under ekspertgruppen er det foruten Benthos-gruppen nedsatt grupper som skal utrede:

- Tilførsler av næringssalter
- Næringssalter, partikulært organisk materiale og klorofyll
- Oksygen
- Planktonalger og siktedyp
- Modeller.

ANON (1997) gir en sammenfattende vurdering av delutredningene.

Målsetning

Målsetningen for benthosgruppen har vært å sammenfatte relevant kunnskap til en beskrivelse av de økologiske samfunn på hard- og bløtbunn langs kyststrekningen Fulehuk (Oslofjorden) - Stad (Vestlandet), med hovedvekt på forhold som kan gi grunnlag for å vurdere eutrofitilstand og utvikling.

Benthos-gruppen har besått av (i uprioritert rekkefølge):

Torgeir Bakke,¹ Stein Fredriksen,² Jacob Gjørseter,³ Staffan Hjohlman,⁴ Tone Jacobsen,¹ Per Johannessen,⁴ Tore Johannessen,³ Tor Eiliv Lein,⁴ Frithjof E. Moy,¹ Eivind Oug¹ og Øyvind Tvedten.⁴

Tematisk inndeling

Utredningsarbeidet ble delt opp tematisk etter følgende inndeling og med følgende personellfordeling (ansvarlig er i kursiv):

- | | |
|--|---|
| • Hardbunn littoralsamfunn | <i>T.E.Lein, Staffan Hjohlman og T.Jacobsen</i> |
| • Hardbunn sublittoralsamfunn - tareskog | <i>S.Fredriksen og F.Moy</i> |
| • Bløtbunn sublittoralsamfunn | <i>E.Oug, T.Bakke, Per Johannessen og Ø.Tvedten</i> |
| • Strand-nær fiskefauna | <i>T.Johannessen og J.Gjørseter</i> |

Biodiversitet ble opprinnelig satt opp som eget tema, men er i rapporten blitt inkludert i kapitlene hardbunn littoralsamfunn og bløtbunn sublittoralsamfunn.

¹ Norsk institutt for vannforskning

² Institutt for Biologi, avd. marin botanikk, Universitetet i Oslo

³ Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen

⁴ Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen

Området

Det har innenfor gitte rammer ikke vært mulig å inkludere kyststrekningen Fulehuk - Jomfruland med tilhørende fjorder (Sandefjordsfjorden, Larviksfjorden og Grenlandsfjordene). Denne utredningen er konsentrert om ytre kyststrekning, og først og fremst strekningen Jomfruland - Stad. I beskrivelsen om sublittorale hardbunnssamfunn er de stasjoner på strekningen Fulehuk - Jomfruland som inngår i kystovervåkingsprogrammet blitt inkludert. Beskrivelsen av strandnær fiskefauna dekker strekningen Kristiansand - Hvaler og har nødvendigvis vært knyttet til fjordområder.

Hardbunn littoralsamfunn

Dette kapitlet er skrevet av Tor Eiliv Lein (UiB), Staffan Hjøhlman (UiB), Tone Jacobsen (NIVA). Denne delrapporten tar for seg hardbunns fjæresamfunn langs kyststrekningen Jomfruland - Stad. Da det er en eventuell generell eutrofiering av vannmassene langs kysten som skal vurderes, er det i hovedsak ytre kystområder uten større lokale tilførsler av næringssalter som er tatt i betraktning. Utredningen er basert på tilgjengelige data fra kyststrekningen Jomfruland - Stad og gir en vurdering av om, og i tilfelle hvor langt, en eventuell generell eutrofipåvirkning har spredt seg.

Hardbunn sublittoralsamfunn

Dette kapitlet er skrevet av Stein Fredriksen (UiO) og Frithjof E. Moy (NIVA). Sublittoral hardbunn kan best defineres som den delen som er bevokst av alger. Nedre grense for algenes voksested bestemmes av lystilgangen. Denne sonen strekker seg ned til 30 til 40 m dyp, avhengig hvor i landet vi befinner oss. Den sublittorale hardbunnen langs vår kyst domineres av stortare (*Laminaria hyperborea*). Denne tarearten danner en undersjøisk skog med plantetettheter på ca. 10 individer pr. m². Vektmessig sett utgjør stortaren ca. 80% av den sublittorale algebiomassen. Utredningen har derfor konsentrert seg om endringer i tareskogen. Grunnlagsmaterialet er i det vesentligste hentet fra kystovervåkingsprogrammet.

Bløtbunn sublittoralsamfunn

Dette kapitlet er skrevet av Eivind Oug (NIVA) og Øyvind F. Tvedten (UiB). Utredningen gir en sammenstilling av data for bløtbunnsfauna og bunnsedimenter i ytre kystområder på strekningen fra Jomfruland til Stad. Data fra et stort antall enkeltundersøkelser, de aller fleste lokale resipient- og miljøundersøkelser, er vurdert og utvalgte stasjoner og parametre er samlet i en stor datatabell, ialt 347 stasjoner/ observasjoner.

Strandnær fiskefauna

Dette kapitlet er skrevet av Tore Johannessen og Jacob Gjørseter (HFF) og gir en generell beskrivelse av utviklingen i forekomstene av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting på Sørlandskysten (Kristiansand - Kragerø), og den lokale utviklingen for de samme artene i 13 ulike områder mellom Kristiansand og Hvaler. Grunnlaget for utredningen er årlig prøvetaking med strandnot på faste stasjoner i regi av Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HFF). I dag tas det ca. 120 stasjoner. Av disse er 37 besøkt årlig siden 1919 (bortsett fra under andre verdenskrig).

2. Hardbunn littoralsamfunn

2.1 Innledning

Denne delrapporten tar for seg hardbunns fjæresamfunn langs kyststrekningen Jomfruland - Stad. Da det er en eventuell generell eutrofiering av vannmassene langs kysten som skal vurderes, er det i hovedsak ytre kystområder uten større lokale tilførsler av næringssalter som er tatt i betraktning.

2.1.1 Effekter av eutrofiering på hardbunn

En generell beskrivelse av eutrofi-effekter på hardbunnsamfunn er gitt i rapporten fra ekspertgruppen (ANON, 1996). Ut ifra dette og egne kunnskaper i emnet kan en konkludere med at det er hos makroalgene en kjenner de fleste effektene. Viktige belegg for slike effekter kommer fra undersøkelser i Indre Oslofjord gjennom 100 år. Følgende tre effekter på floraen ble nevnt av ANON (1996):

- Reduksjon av forholdet mellom karbon- og nitrogeninnholdet i makroalger, dvs. økning av makroalgens relative innhold av nitrogen.
- Økning i mengden av opportunistiske alger på bekostning av flerårige alger. Dette gir seg ofte uttrykk som en økt begroing på flerårige makroalger, en forskyvning mot mer grønnalger og / eller en økt andel grønnalger av det totale antallet makroalgearter.
- Reduksjon i nedre voksegrense for fastsittende alger.

Vi vil her tilføye en effekt som gjør seg gjeldende på både flora og fauna, nemlig redusert artsrikdom (Munda, 1967; Borowitska, 1972). Denne effekten kan uttrykkes som endringer i flere parametre, bl.a. artsantall, artsdiversitet og jevnhet.

Når det gjelder faunaen på hardbunn er eventuelle eutrofi-effekter mangelfullt dokumentert. I enkelte rapporter fra resipientundersøkelser er det antydning forandringer i artssammensetningen, med en forskyvning mot snegl, rur og blåskjell (Oug & al., 1987).

Med få mulige unntak (f.eks. algene *Capsosiphon fulvescens*, *Erythrotrichia carnea* og *Fucus evanescens*) er det ikke påvist indikatorarter som enkeltvis med rimelig sikkerhet tyder på eutrofiering (Knutzen, 1986).

2.1.2 Effekter av eutrofiering i hardbunnsfjæra

De fleste effektene av eutrofiering på hardbunnsamfunn er observert i fjæra, som her defineres som dybdeintervallet mellom flo- og fjæremål. De vanligst beskrevne effektene er masseforekomster av opportunistiske grønnalger, reduksjon av flerårige makroalger, som de vanlige tangartene, og reduksjoner i artsrikdom. De kanskje viktigste beleggene for at de beskrevne effektene kan tilskrives eutrofiering kommer fra Indre Oslofjord (Grenager, 1957; Klavestad, 1967, 1978; Larsen, 1995), også når det gjelder fjæresamfunnet (Bokn & Lein, 1978; Lein, 1982). Liknende effekter av eutrofiering er f. eks. også påvist nær Tromsø (Oug & al., 1985; Holte & al. 1992) og i Båtsfjord (Oug & al., 1987) i Nord-Norge.

Verdien av å bruke strender med en stabil vegetasjon som indikator på forurensning eller annen ytre påvirkning er tidligere understreket av bl.a. Hawkins & al. (1985). Strandtyper hvor den naturlige variasjonen er liten finner vi i områder som er beskyttet for sterk bølgepåvirkning. Grisettang (*Ascophyllum nodosum*) er den dominerende arten i slike beskyttede områder langs hele kysten fra

Vestlandet og nordover, mens i Skagerrak har denne arten en mer beskjeden plass i fjæra og er sjelden totalt dominerende. Her er andre arter som blæretang og sagtang som regel mer fremtredende.

En stabil tangvegetasjon danner et forutsigbart miljø for dyr og planter som lever i skyggen under tangdekket eller festet til tangplantene. Også blant disse organismene finner vi bare små fluktuasjoner, bortsett fra sesongsbetonte variasjoner (Lein & al., upublisert). Denne assosierte floraen og faunaen er mer sensitiv for ytre påvirkning enn tangen (Oug & al., 1991; Lein & al., 1991). En fullstendig beskrivelse av hele tangsamfunnet langs vestkysten og grunntvannssamfunnet i Skagerrak er ofte brukt ved miljøovervåking av fjorder og kystnære områder (se f.eks. Küfner & al., 1992; Hjøhlman & al., 1993; Risheim, 1991; Jacobsen & al. 1996 a og b).

2.1.3 Usikkerhet forbundet med å påvise effekter av eutrofiering i fjæra

Det bør understrekes at fjæresamfunnet ikke synes å være særlig sensitivt overfor akutt eller svak eutrofiering over få år. De effektene som vi kjenner i dag for denne biotopen er som regel funnet hvor en påvirkning har foregått over mange år, ofte lokalt, nær utslippspunktene. Dette er områder som oftest er lokalisert til fjordbunner og havnebassenger med begrenset vannutskiftning og muligheter for betydelig opphoping av næringssalter.

Ved svakere påvirkning kan det også av naturgitte grunner være vanskelig å trekke konklusjoner vedrørende eutrofi forhold utifra artssammensetningen i et område (Knutzen, 1986). Dette skyldes særlig to forhold:

For det første gir stor ferskvannspåvirkning omtrent samme utslag på artssammensetningen som det eutrofiering gir, bl.a. reduksjon av tang og øking av grønnalger. Tettsteder med store utslipp av kloakk ligger for det meste nær elveutløp, dvs. i ferskvannspåvirkede områder. Det er derfor ofte vanskelig å avgjøre hvor mye av påvirkningen som kan tilskrives eutrofiering alene.

For det andre er det ofte et betydelig element av naturlig variasjon i de enkelte artenes forekomst. Variasjonene er resultatet av de kombinerte effektene av en rekke naturlige faktorer, som er med på å bestemme hvilke arter en finner i et gitt område. Betydningen av enkelte faktorer er rimelig godt kjent, f.eks. bølgepåvirkning og saltholdighet. Virkningen av andre faktorer er mer ukjent. Over tid kan værtype etc. påvirke fjæresamfunnet. Uttørring under stille klarværsperioder og isskuring om vinteren kan f.eks. føre til at ømfintlige og viktige komponenter i samfunnet dør. Tilførselen av spredningsstadiene til fjæreorganismene (sporer, larver etc.) varierer også fra år til år, ofte tilsynelatende tilfeldig.

2.2 Metodikk

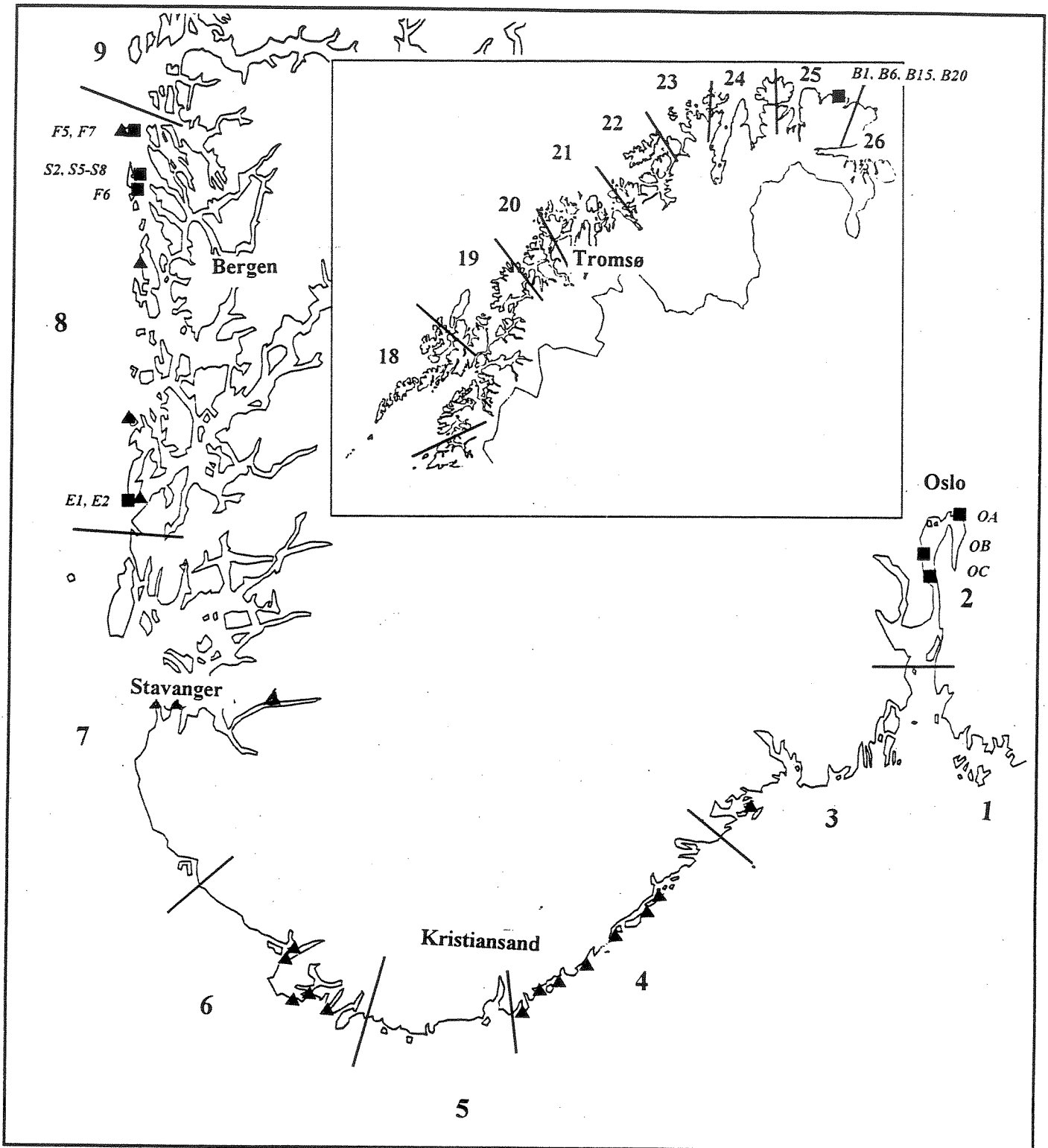
Det foreligger et omfattende datamateriale over artenes utbredelse i fjæresonen fra Stad til Jomfruland. Materialet er imidlertid svært heterogent både hva angår vitenskapelig presisjonsnivå og anvendelse av metodikk. En tilnærmet fullstendig oversikt over skriftelig materiale for benthosalgene finnes tilgjengelig ved Universitetet i Bergen. En omfattende litteraturliste over både alger og dyrs utbredelse langs norskekysten vil også bli utgitt i nær framtid (Brattegard, in prep.). Med utgangspunkt i de tidsrammer som er satt for denne undersøkelsen, har vi valgt å gå inn på et utvalg av relevante undersøkelser hvor grunnlagsdataene for oss er lett tilgjengelig (figur 1). Datamaterialet stammer i hovedsak fra:

- Kvalitative data for algenes utbredelse fra Stad til Jomfruland (Brattegard, in prep.).
- Kvalitative fjæreundersøkelser i Sogn og Fjordane, foretatt av Boye i 1894 (Boye 1896) og av Lein i 1993-1995 (upubliserte data).
- Semikvantitative fjæreundersøkelser foretatt ved NIVA (Pedersen & al., 1993, 1994, 1995; Jacobsen & Moy, 1992; Jacobsen & al., 1994; Jacobsen, 1995; Jacobsen & al., 1996 a, b, c)
- Kvantitative fjæreundersøkelser i Hordaland, foretatt ved UiB (Hjohlman & Lein, 1994; Hjohlman & al., 1993; Hjohlman & al., upublisert).
- Kvantitative fjæreundersøkelser i Finnmark og i Oslofjorden foretatt ved henholdsvis UiTø (Oug & al., 1987) og UiO (Lein, 1982).

Kvalitative datainnsamlinger innebærer at tilstedeværelsen av arter registreres uten mengdeangivelser. Metoden fanger derfor ikke opp hvor mye av de enkelte artene som forekommer på de undersøkte lokalitetene. Semikvantitative innsamlinger innebærer at mengden for de enkelte artene innenfor et avgrenset areal anslås etter en skala. En ofte brukt skala er inndelt i 4 kategorier: enkeltfunn, spredt forekomst, vanlig og dominerende. Kvantitative datainnsamlinger innebærer at artenes mengde er gitt i tall, som regel antall individer eller dekningsgrad, dvs. prosent av bunnflaten som den enkelte art dekker. Det undersøkte areal avgrenses ved hjelp av rammer som legges ut på bunnen.

Følgende tallmessige uttrykk er brukt i vår vurdering:

- Antall arter av planter og dyr. Dette gir et enkelt mål på artsrikdom. Artsantallet kan summeres for alle typer data som nevnt ovenfor, men det er viktig at det er brukt samme metodikk og tilnærmet samme arealstørrelse når data for artsrikdom skal sammenliknes.
- Prosentvis andel av antallet makroalgearter som er grønn-, brun- og rødalger (Bokn, 1978). Ved sammenlikning bør det stilles samme krav til datagrunnlaget som under punkt 1.
- Prosentvis andel av total makroalgemengde (dekningsgrad) som utgjøres av opportunistiske arter, alternativt ettårige arter. Forholdstallet kan bare beregnes fra kvantitative data fordi denne størrelsen forutsetter mengdeangivelser i dekningsgrad.
- Stratifisering gir et mål på samfunnets kompleksitet og beregnes ved å summere dekningsgrad for alle fastvoksende arter. Stratifisering, liksom dekningsgrad, uttrykkes i prosent, men når gjerne verdier langt utover 100 % fordi artene ofte vokser i flere lag. Stratifisering kan beregnes fra kvantitative data.



Figur 1. Undersøkte lokaliteter/områder som er benyttet i denne vurderingen. ■ = Kvantitative fjæreundersøkelser (ruteanalyser), ▲ = semi-kvantitative fjæreundersøkelser (strandsone, 0-2m). Punktene på kartet kan dekke flere stasjoner. Inndeling og nummerering av kystsonen følger Brattegard's floristiske oversikt (Brattegard, in prep.).

2.3 Resultater og diskusjon

2.3.1 Regionale endringer i fjæresonen fra Stad til Jomfruland

Floristiske endringer

De vanligst forekommende benthosalger i fjæresonen fra Stad til Jomfruland er gitt i tabell 1, er satt opp på bakgrunn av en liste over utvalgte algearters utbredelse langs norskekysten (Brattegard, in prep.). De fleste mikroskopiske arter og arter som ellers er lite kjent i området er utelatt. tabell 2 viser endringene i det forventede antall arter fra sektor 10 (Stad) til sektor 4 (Jomfruland) når det er interpolert for manglende observasjoner i mellomliggende sektorer.

Av et totalt artsutvalg på 93 arter kan vi forvente å finne 79 arter langs hele kyst-strekningen. Grønnalgene finnes i hele området. De fleste rød- og brunalger er også funnet i hele området, men det er viktig å være klar over at datamaterialet som ligger til grunn for denne tabellen ikke skiller mellom registreringer i fjæresonen og funn på dypere vann. Arter som eventuelt er vanlig i fjæra på Vestlandet, men bare finnes i sjøsonen under fjæra på Skagerrakkysten, vil bli registrert i tabellen og gi inntrykk av større floristisk likhet i fjæresonen enn hva som faktisk er tilfelle. De 14 arter av rød- og brunalger fra fjæresonen som har en østgrense på Sørlandet er summert i tabell 3.

Alaria esculenta (butare), *Fucus distichus* (båtang), *Aglaothamnion sepositum* (busket havpryd), *Mastocarpus stellatus* (vorteflik) og *Himanthalia elongata* (knapptang) er kjente eksempler på alger som vokser på eksponerte lokaliteter. De to sistnevnte artene er tatt med fordi de har sin østgrense i sektor 4 (nær Arendal). Av vanlige alger som fortrinnsvis hører hjemme på mer beskyttede lokaliteter på Vestlandet er det først og fremst *Pelvetia canaliculata* (sauetang) og *Polysiphonia lanosa* (grise-tangdokke) som reduseres og forsvinner helt innover i Skagerrak.

Livsbedingungen i fjæresonen endrer seg vesentlig fra vest til øst i dette området, hovedsakelig som en følge av reduksjon i tidevannsforskjellene og endringer i de klimatiske forholdene. Midlere tidevannsforskjell er 88 cm ved Bergen. Sørøver er denne redusert til 29 cm ved Stavanger og 10 cm ved Egersund, som i praksis betyr ingen regelmessige vekslinger mellom flo og fjære. Videre østover i Skagerrak øker midlere tidevannsforskjell til omlag 20 cm i Ytre Oslofjord. Vannstandsvekslingene på Vestlandet er påvirket av vindforholdene og lufttrykket i Nordsjøen, men er likevel i størst grad bestemt av de astronomiske komponentene (sol- og månefaser). Endringene er følgelig regelmessige og forutsigbare. Med redusert tidevann vil vannstandsvekslingene i Skagerrak i større grad være styrt av meteorologiske forhold, noe som medfører langt mer ustabile og tilfeldige vannstandsendringer. Lav vannstand kan forekomme i lange perioder. Det stiller store krav til dyr og planters evne til å overleve i fjæresonen. I Skagerrak er de årlige vekslingene i luft- og vanntemperatur større enn på Vestlandet. Høyere lufttemperatur om sommeren forsterker muligheten for uttørking. Om vinteren fører lavere temperaturer periodevis til isdannelser som bl.a. vinteren 1995/96 medførte betydelige ødeleggelser av fjæresamfunnene (Jacobsen, pers. obs.). Uregelmessige forekommende lavvannsperioder om sommeren og særlig strenge vintre med sterk isskuring enkelte år har tidligere vært diskutert som mulig årsak til mindre stabile og mer heterogene fjæresamfunn i Skagerrak enn på Vestlandet (Lein & al., 1992).

Undersøkte fjæresamfunn

Brattegards floristiske oversikt over algevegetasjonen gir et klart inntrykk av stor floristisk likhet mellom Vestlandet og Skagerrak (kap. 3.1.1). De fleste artene vokser i begge områder, og det er kun et begrenset antall arter med østgrense i Skagerrak. Et mer nyansert bilde av fjæresamfunnet får vi ved sammenligning av ulike semikvantitative undersøkelser som er utført i de aktuelle områdene.

Tabell 1. Utvalg av algearter som er kjent fra fjæresonen eller sjøsprøytsonen i undersøkelsesområdet. De fleste mikroskopiske arter og arter som på annen måte er dårlig kjent er ikke tatt med i denne oversikten. * betyr at arten fortrinnsvis opptrer i eksponerte områder når den vokser i fjæresonen eller sjøsprøytsonen. De vanligste og ofte mest dominerende arter er markert med uthevet skrift.

* <i>Aglaothamnion hookeri</i> (Dillwyn) Maggs & Hommersand	<i>Isthmoplea sphaerophora</i> (Harvey) Kjellman
* <i>Aglaothamnion sepositum</i> (Gunnerus) Maggs & Hommersand	* <i>Laminaria digitata</i> (Hudson) Lamouroux
<i>Ahnfeltia plicata</i> (Hudson) Fries	* <i>Leathesia difformis</i> (L.) Areschoug
* <i>Alaria esculenta</i> (L.) Greville	<i>Lithophyllum incrustans</i> Philippi
<i>Ascophyllum nodosum</i> (L.) Le Jolis	* <i>Lithophyllum orbiculatum</i> (Foslie) Foslie
* <i>Audouinella alariae</i> (Jonsson) Woelkerling	<i>Lithothamnion glaciale</i> Kjellman
<i>Audouinella membranacea</i> (Magnus) Papenfuss	* <i>Litosiphon laminariae</i> (Lyngbye) Harvey
<i>Audouinella purpurea</i> (Lightfoot) Woelkerling	<i>Mastocarpus stellatus</i> (Stackhouse) Guiry
* <i>Bangia atropurpurea</i> (Roth) C. Agardh	<i>Melobesia membranacea</i> (Esper) Lamouroux
<i>Blidingia marginata</i> (J. Agardh) Dangeard	<i>Membranoptera alata</i> (Hudson) Stackhouse
<i>Blidingia minima</i> (Kützing) Kylin	<i>Monostroma grevillei</i> (Thuret) Wittrock
<i>Bonnemaisionia hamifera</i> Hariot	<i>Monostroma obscurum</i> (Kützing) J. Agardh
<i>Capsosiphon fulvescens</i> (C. Agardh) Setchell & Gardner	<i>Monostroma oxyspermum</i> (Kützing) Doty
<i>Catenella caespitosa</i> (Lightfoot) Batters	* <i>Monostroma undulatum</i> Wittrock
<i>Ceramium nodulosum</i> (Lightfoot) Ducluzeau	* <i>Nemalion helminthoides</i> (Velley) Batters
* <i>Ceramium shuttleworthianum</i> (Kützing) Rabenhorst	* <i>Palmaria palmata</i> (L.) Kuntze
* <i>Chaetomorpha linum</i> (Müller) Kützing	<i>Pelvetia canaliculata</i> (L.) Decaisne & Thuret
<i>Chaetomorpha mediterranea</i> (Kützing) Kützing	<i>Percursaria percursa</i> (C. Agardh) Bory
<i>Chondrus crispus</i> Stackhouse	* <i>Petalonia fascia</i> (Müller) Kuntze
<i>Choreocolax polysiphoniae</i> Reinsch	* <i>Petalonia zosterifolia</i> (Reinke) Kuntze
<i>Cladophora rupestris</i> (L.) Kützing	<i>Phymatolithon lenormandii</i> (Areschoug) Adey
<i>Cladostephus spongiosus</i> (Hudson) C. Agardh	<i>Phymatolithon purpureum</i> (Crouan frat.) Woelkerling & Irvine
<i>Corallina officinalis</i> L.	<i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjellman
<i>Cruoria pellita</i> (Lyngbye) Fries	<i>Pneophyllum fragile</i> Kützing
* <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> (Hudson) Greville	* <i>Polysiphonia brodiaei</i> (Dillwyn) Sprengel
<i>Dumontia contorta</i> (Gmelin) Ruprecht	<i>Polysiphonia lanosa</i> (L.) Tandy
* <i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey	* <i>Polysiphonia stricta</i> (Dillwyn) Greville
<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye	* <i>Porphyra linearis</i> Greville
<i>Elachista fucicola</i> (Velley) Areschoug	<i>Porphyra purpurea</i> (Roth) C. Agardh
* <i>Elachista scutulata</i> (Smith) Duby	* <i>Porphyra umbilicalis</i> (L.) J. Agardh
* <i>Elachista stellaris</i> Areschoug	* <i>Prasiola stipitata</i> Suhr
<i>Enteromorpha clathrata</i> (Roth) Greville	<i>Ptilota gunneri</i> Silva, Maggs & Irvine
<i>Enteromorpha compressa</i> (L.) Nees	<i>Rhizoclonium tortuosum</i> (Dillwyn) Kützing
<i>Enteromorpha flexuosa</i> (Wulfen) J. Agardh	* <i>Rosenvingiella polyrhiza</i> (Rosenvinge) Silva
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (L.) Nees	* <i>Scytosiphon lomentaria</i> (Lyngbye) Link
<i>Enteromorpha linza</i> (L.) J. Agardh	<i>Sphacelaria cirrosa</i> (Roth) C. Agardh
<i>Enteromorpha prolifera</i> (Müller) J. Agardh	<i>Sphacelaria plumosa</i> Lyngbye
<i>Erythrotrichia carnea</i> (Dillwyn) J. Agardh	<i>Sphacelaria radicans</i> (Dillwyn) C. Agardh
* <i>Fucus distichus</i> L.	<i>Spongomorpha aeruginosa</i> (L.) van den Hoek
<i>Fucus evanescens</i> C. Agardh (NB cold water species)	* <i>Spongomorpha arcta</i> (Dillwyn) Kützing
<i>Fucus serratus</i> L.	* <i>Spongonema tomentosum</i> (Hudson) Kützing
<i>Fucus spiralis</i> L.	<i>Ulothrix flacca</i> (Dillwyn) Thuret
<i>Fucus vesiculosus</i> L.	<i>Ulothrix implexa</i> (Kützing) Kützing
<i>Gelidium pusillum</i> (Stackhouse) Le Jolis	<i>Ulva lactuca</i> L.
* <i>Gloiosiphonia capillaris</i> (Hudson) Berkeley	<i>Urospora penicilliformis</i> (Roth) Areschoug (Note 2)
<i>Hildenbrandia rubra</i> (Sommerfelt) Meneghini	<i>Urospora wormskioldii</i> (Mertens) Rosenvinge
* <i>Himantalia elongata</i> (L.) Gray	

Tabellene og grafene i det følgende i kap. 2, er basert på semi-kvantitative data fra utvalgte undersøkelser i 0-2 meters dyp langs Skagerrak- og Vestlandskysten (kap.2.2). Det er lagt hovedvekt på stasjoner i ytre kystområder og skjærgårdsområder. Flere av stasjonene er undersøkt mange år på rad.

Undersøkelsene omfatter registrering av alger og dyr i et ca. 50 meter langt belte langs stranden.

Tabell 2. Endringene i det forventede antall arter fra sektor 10 (Stad) til sektor 4 (Jomfruland) (jfr. figur 1). Data fra Brattegard (in prep.).

	Sektor:	10	9	8	7	6	5	4
Grønnalger		27	27	27	27	27	27	27
Brunalger		28	28	28	28	27	27	24
Rødalger		38	38	38	35	34	32	30
SUM alger		93	93	93	90	88	86	81

Tabell 3. Rød- og brunalger i fjæresonen som har sin østgrense i Skagerrak. Tilstedeværelse er markert med fylt sirkel. Arter merket med * er hovedsakelig knyttet til bølgeeksponerte områder. Data fra Brattegard (in prep.).

	Sektor:	10	9	8	7	6	5	4
<i>Choreocolax polysiphoniae</i>		●	●	●				
<i>Gelidium pusillum</i> (smal agaralge)		●	●	●				
<i>Lithophyllum incrustans</i>		●	●	●				
<i>Catenella caespitosa</i> (fjærekryp)		●	●	●	●			
<i>Pelvetia canaliculata</i> (sauetang)		●	●	●	●			
* <i>Audouinella alariae</i>		●	●	●	●	●		
* <i>Ceramium shuttleworthianum</i> (pigget rekeklo)		●	●	●	●	●		
* <i>Aglaothamnion sepositum</i> (busket havpryd)		●	●	●	●	●	●	
* <i>Alaria esculenta</i> (butare)		●	●	●	●	●	●	
* <i>Elachista scutulata</i> (tanglo)		●	●	●	●	●	●	
* <i>Fucus distichus</i> (båetang)		●	●	●	●	●	●	
<i>Polysiphonia lanosa</i> (grisetangdokke)		●	●	●	●	●	●	
* <i>Himantalia elongata</i> (knapptang)		●	●	●	●	●	●	●
* <i>Mastocarpus stellatus</i> (vorteflik)		●	●	●	●	●	●	●

Algenes forekomst vurderes etter en subjektiv 4-delt skala: enkeltfunn, spredt, vanlig, og dominerende. Med denne registreringsmetoden blir et begrenset antall arter registrert hver gang, men flere registreringer samlet gir en oversikt over artene i området og deres forekomst.

Samlet artsantall i regionene

Tabell 4 viser antall arter som er registrert innenfor de tre regionene Hordaland, Lista (Flekkefjord-Lindesnes) og Aust-Agder en eller flere ganger i de utvalgte semikvantitative undersøkelsene. Resultatene viser flere registrerte arter på Skagerrak-kysten enn på Vestlandet til tross for at det vokser flest arter på Vestlandet (tabell 2). Det lave artsantallet på Vestlandet kan skyldes at kun semi-eksponerte stasjoner inngår fra Vestlandet, og at antallet undersøkte stasjoner er lavere enn på Skagerrak-kysten. Det er også verd å merke seg at fjæresonen på Skagerrak-kysten og Vestlandet er svært forskjellige, og derfor vanskelige å sammenligne direkte. Mens Vestlandet har en bred fjæresone som i beskyttede områder er dominert av grisetang, er littoralsonen i Skagerrak mer variert med hensyn til strukturerende arter.

Av de artene som er registrert i regionene, er fordelingen mellom rødalger (R), brunalger (B) og grønnalger (G) på Vestlandet og i Agder henholdsvis 48:38:14 og 46:34:20 (figur 2). Begge fordelingene er innenfor det som regnes for normal-intervallet for fjorder og kyststrøk (Bokn 1978). Det er heller ingen større forskjeller mellom regionene i fordelingen mellom ettårige og flerårige arter (figur 3).

Tabell 4. Antall arter som totalt er registrert i de ulike regionene (sektorene) ved strandsonundersøkelser. Semieksponerte og beskyttede stasjoner, 1991 - 1995.

	Vestlandet	Flekkefj. - Lindesnes	Aust-Agder
Antall stasjoner:	4	11	8
Antall observasjoner:	15	17	20
Rødalger	24	37	35
Brunalger	19	21	26
Grønnalger	7	10	15
Sum alger	50	68	76
Sum dyr	37	35	37
SUM arter	87	103	113

Tabell 5. Gjennomsnitt av antallet arter som er registrert på de enkelte stasjonene. Semieksponerte og beskyttede stasjoner. Data fra 1991 til 1995. Vestlandet omfatter kun semi-eksponerte stasjoner
ns = ikke signifikant forskjell mellom områdene, i følge variansanalyse, ANOVA ($p > 0,05$)

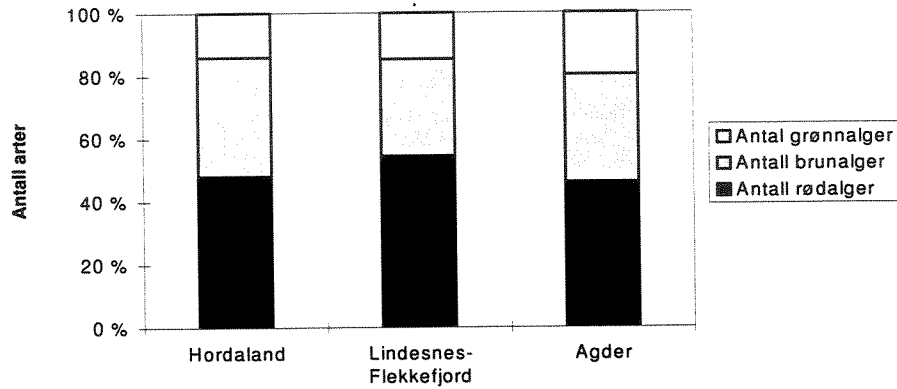
	Vestlandet	Flekkefj. - Lindesnes	Aust-Agder	ANOVA
Antall stasjoner:	3	12	6	
Antall observasjoner:	13	19	17	
Rødalger	11.8	11.3	11.6	ns
Brunalger	6.7	5.7	7.0	ns
Grønnalger	3.25	4.35	4.35	ns
Sum alger	21.8	21.4	22.9	ns
Sum dyr	9.9	9.9	12.0	ns
Sum arter	31.7	31.3	34.9	ns

Gjennomsnitt på stasjonene

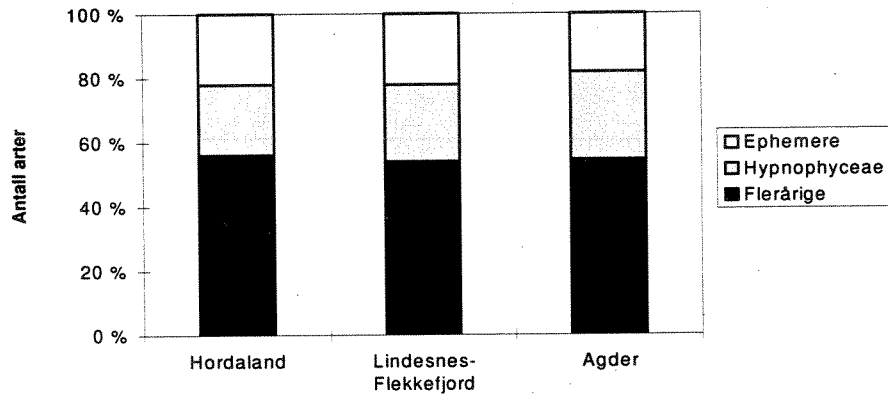
Ser man på det gjennomsnittlige artsantallet som er registrert på de enkelte stasjonene, er det ikke signifikante forskjeller mellom regionene (tabell 5, figur 4). Det vil si at like mange arter blir registrert pr. stasjon i strandsonen på Skagerrak-kysten som på Vestlandskysten, selv om det totale utvalget av arter er større på Vestlandet. Det er heller ikke tydelige forskjeller i fordelingen mellom rødalger, brunalger og grønnalger på de tre regionene (figur 5).

Artssammensetning

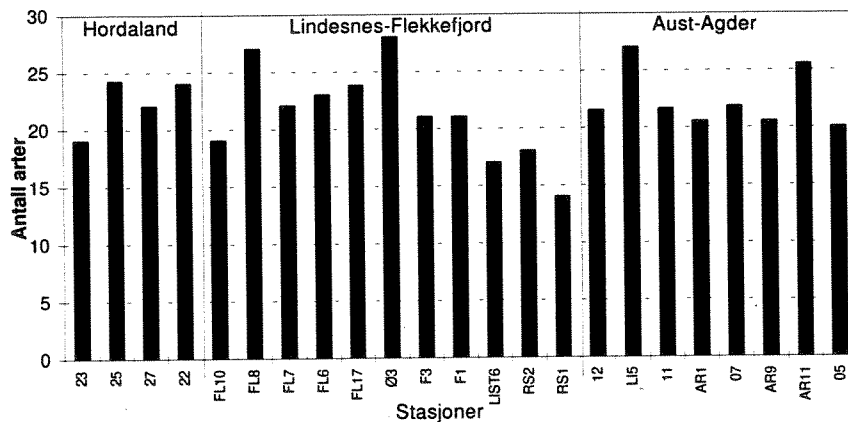
Størst forskjell mellom regionene er det i artssammensetning og forekomst av enkeltarter. Tabell 6 viser hvor ofte, og i hvilken mengde, enkelte arter opptrer i de gjennomgåtte undersøkelsene. Kun semi-eksponerte stasjoner er tatt med. Resultatene tyder på at det er større variasjon i hvilke arter som dominerer fjæra på Skagerrak-kysten enn på Vestlandet.



Figur 2. Fordeling mellom antall rødalger, brunalger og grøninalger på Vestlandet og i Skagerrak. Data fra ulike fjære- og strandsonundersøkelser. Semieksponerte og beskyttede stasjoner.



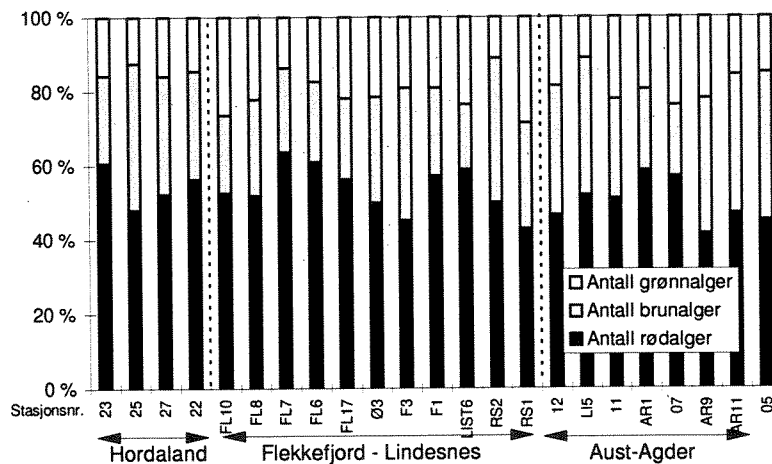
Figur 3. Fordeling av antall makroalgearter på ettårige, sesonguavhengige (ephemerophyceae), ettårige sesongavhengige (hypnophyceae) og flerårige. Data fra ulike fjære- og strandsonundersøkelser. Semieksponerte og beskyttede stasjoner.



Figur 4. Artsantall (alger og dyr) på de enkelte stasjonene. Semieksponerte og beskyttede stasjoner.

Tabell 6. Vanlige arter på semi-eksponerte stasjoner. Tallverdiene viser andel (%) av stasjonene hvor artene ble registrert. Gjennomsnittlig forekomst i parentes: e= enkeltfunn, s = spredt, v = vanlig, d = dominerende.

		Vestlandet	Flekkefjord - Lista	Aust-Agder
<i>Alaria esculenta</i>	(butare)	100 (v)		
<i>Himanthalia elongata</i>	(knapptare)	67 (v)		
<i>Spongonema tomentosum</i>	(tvinnesli)	67 (s)		
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	(pigget rekeklo)	67 (v)		
<i>Aglaothamnion sepositum</i>	(busket havpryd)	100 (v)	13 (v)	
<i>Mastocarpus stellatus</i>	(vorteflik)	100 (v)	50 (v-d)	25 (s)
<i>Spongomorpha</i> sp.	(grønndott)	100 (v)	25 (s)	75 (v)
<i>Laminaria digitata</i>	(fingertare)	100 (d)	75 (v-d)	50 (d)
<i>Porphyra umbilicalis</i>	(vanlig fjærehinne)	100 (v)	75 (s-v)	75 (s)
<i>Palmaria palmata</i>	(søl)	100 (s)	63 (s-v)	25 (s)
<i>Ceramium nodulosum</i>	(vanlig rekeklo)	100 (s)	88 (v-d)	100 (v-d)
<i>Fucus vesiculosus</i>	(blæretang)	67 (s)	63 (s-v)	25 (v)
<i>Cystoclonium purpureum</i>	(fiskeløk)	33 (s)	25 (s)	100 (s)
<i>Chorda filum</i>	(martaum)		63 (s)	25 (s)
<i>Cladophora</i> sp.	(grønndusk)		50 (s)	75 (s)
<i>Halidrys siliquosa</i>	(skolmetang)		38 (s)	50 (s)
<i>Polysiphonia elongata</i>	(stilkdokka)		25 (s)	100 (s)
<i>Chordaria flagelliformis</i>	(strandtagl)		25 (e)	75 (s)
<i>Ascophyllum nodosum</i>	(grisetang)		13 (e-s)	25 (v-d)
<i>Laurencia pinnatifida</i>	(pepperalge)			50 (s)
<i>Laminaria saccharina</i>	(sukkertare)			50 (2)
<i>Sargassum muticum</i>	(japansk drivtang)			25 (e)



Figur 5. Fordeling mellom algeklassene rødalger, brunalger og grønnalger på de enkelte stasjonene. Semieksponerte og beskyttede stasjoner.

Tabell 7. Biologisk eksponeringsskala for Vestlandet. Mengdeangivelsene for artene følger en skala fra 5 (lite) til 70 (mye). Fra Årrestad og Lein (1993).

		Eksponert									
		Eksponeringsverdi:									
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Fucus distichus</i>	(båetang)	15	45	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Porphyra umbilicalis</i>	(vanlig fjærehinne)	50	40	25	15	-	-	-	-	-	-
<i>Alaria esculenta</i>	(butare)	60	45	35	20	5	-	-	-	-	-
<i>Patella aspera</i>	(albusnegl)	25	40	40	20	-	-	-	-	-	-
<i>Corallina officinalis</i>	(krasing)	45	40	35	30	25	20	15	10	5	-
<i>Balanus balanoides</i>	(fjærerur)	50	50	45	45	40	35	35	30	25	25
<i>Mytilus edulis</i>	(blåskjell)	70	60	45	35	25	20	15	15	20	25
<i>Laminaria digitata</i>	(fingertare)	5	20	30	35	35	30	15	-	-	-
<i>Patella vulgata</i>	(albusnegl)	25	35	45	50	50	45	40	30	15	-
<i>Fucus serratus</i>	(sagtang)	-	-	10	25	35	40	40	30	15	-
<i>Himantalia elongata</i>	(knapptang)	-	-	20	20	-	-	-	-	-	-
<i>Fucus vesiculosus</i> f. <i>linearis</i>	(blæreløs blæretang)	-	-	10	30	15	-	-	-	-	-
<i>Palmaria palmata</i>	(søl)	-	-	10	25	15	-	-	-	-	-
<i>Littorina 'obtusata'</i>	(butt strandsnegl)	-	-	-	20	40	50	50	50	35	15
<i>Pelvetia canaliculata</i>	(sauetang)	-	-	-	-	10	20	25	20	15	-
<i>Fucus vesiculosus</i> f. <i>vesiculosus</i>	(blæretang)	-	-	-	-	25	40	35	30	25	45
<i>Verrucaria 'mucosa'</i>	(lavart)	-	-	-	-	5	15	20	30	40	50
<i>Littorina littorea</i>	(vanlig strandsnegl)	-	-	-	-	20	40	45	45	40	20
<i>Ascophyllum nodosum</i>	(grisetang)	-	-	-	-	5	15	25	40	50	60

2.3.2 Lokale forskjeller

I det ytre kystområdet regner vi bølgeeksponeringen og substratets beskaffenhet som de miljøparametrene som primært bestemmer fjæresamfunnenes lokale sammensetning. Ser vi bort fra sandstrendene på Jæren i Rogaland og mindre lokale bløtbunnsforekomster, er fast fjell den dominerende substrattypen i hele utredningsområdet. Lokalt vil det være store forskjeller i fjæras hellning, himmelretning og lyspåvirkning, som har innflytelse på fjæresamfunnene (Sundene, 1953). Likevel skaper disse faktorene mindre variasjon i artssammensetningen enn den variasjonen som kan tilskrives lokale forskjeller i bølgepåvirkning. Tabell 7 viser hvordan mange dominerende arter påvirkes av bølgeeksponeringen på Vestlandet. Tilsvarende beregninger for Skagerrak er ikke foretatt, men av tabell 8 framgår det at bølgeeksponeringen har avgjørende betydning for fjæresamfunnenes sammensetning også på Sørlandet.

2.3.3 Mulige effekter av eutrofiering i beskyttede fjæresamfunn i ytre skjærgård

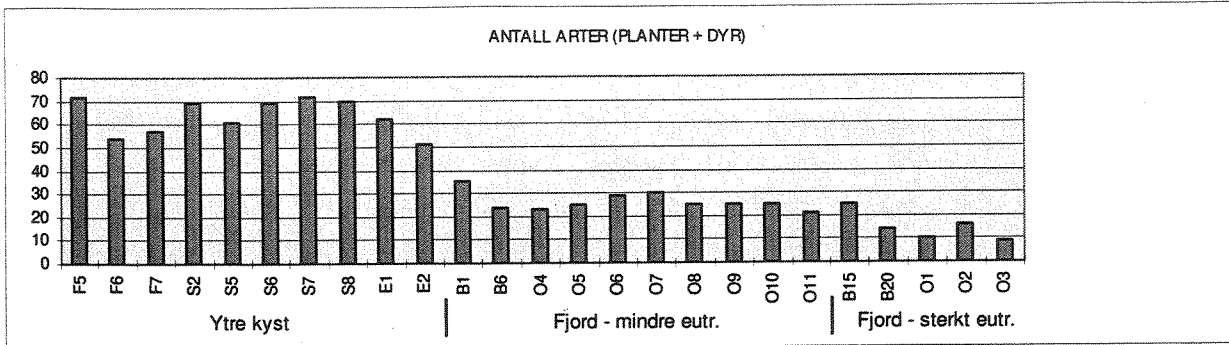
En generell eutrofiering av kystområdene vil i prinsippet påvirke alle lokale typer av fjæresamfunn. Eventuelle effekter kan således like gjerne komme til uttrykk på bølgeeksponerte lokaliteter som i fjæreområder godt beskyttet av utenforliggende holmer og skjær. Våre muligheter til å påvise slike effekter er imidlertid bestemt av det erfaringsgrunnlaget vi har fra andre eutrofierte områder. I Norge er klare effekter av eutrofiering i hardbunnsfjæra bare påvist i relativt beskyttede fjordområder som f.eks. i Oslofjorden og i Båtsfjord i Finnmark. På tross av store avstander i geografisk beliggenhet, er det i disse områdene påvist liknende samfunnsstrukturelle forandringer i fjæra som sterkt indikerer effekter av eutrofiering.

Tabell 8. Vanlig forekomst av utvalgte arter på Skagerrakkysten. Tegnforklaring: d= dominerende, v= vanlig, s= spredt, e= enkeltfunn. (Etter Oug & al. 1992).

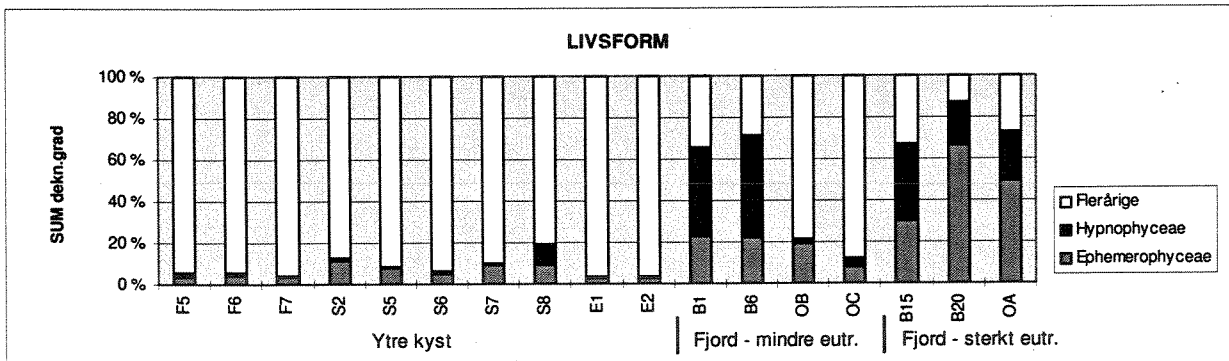
		Ekspionert	Semi-ekspionert	Beskyttet
<i>Porphyra umbilicalis</i>	(vanlig fjærehinne)	d	v	
<i>Polysiphonia brodiaei</i>	(penseldokke)	d	d	
<i>Mytilus edulis</i>	(blåskjell)	d	d	d
<i>Corallina officinalis</i>	(krasing)	d	v	v
<i>Halidrys siliquosa</i>	(skolmetang)	d	v	s
<i>Laminaria digitata</i>	(fingertare)	v	v	v
<i>Dumontia contorta</i>	(bendelsleipe)	v	s	v
<i>Ulva lactuca</i>	(havsalat)	v	s	s
<i>Chaetomorpha melagonium</i>	(laksesnøre)	v	s	s
<i>Nucella lapillus</i>	(purpurnegl)	v	e	s
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	(tarmgrønske)	s	v	v
<i>Balanus</i> sp.	(rur)	s	v	d
<i>Membranipora membranacea</i>	(mosdyr)	s	s	v
<i>Cladophora</i> sp.	(grønndusk)		s	v
<i>Fucus vesiculosus</i>	(blæretang)		v	d
<i>Ascophyllum nodosum</i>	(grisetang)		e	v

Vi har valgt å legge vekt på de beskyttede fjæresamfunnene i utredningsområdet fordi foreliggende datamateriale muliggjør beregning av tallmessige uttrykk for strukturen i fjæresamfunnet. Ytre kystområder i Hordaland er sammenlignet med to fjorder med betydelig, kjent eutrofipåvirkning (Oslofjorden og Båtsfjorden). Av fire forskjellige målbare størrelser som er brukt i sammenligningene gir tre klare indikasjoner på bedre miljøforhold i ytre kystområder enn i forurensete fjordområder. Dette kommer til uttrykk som et forholdsvis stort antall arter (figur 6), liten andel ettårige alger (figur 7) og liten andel grønنالger (figur 8) i ytre områder. Stratifiseringen av samfunnene endrer seg i samme retning, men i svakere grad (mindre stratifiserte samfunn på den sterkt eutrofierte stasjonsgruppen, OA, indre Oslofjord, Figur 9). Resultatene av sammenligningene indikerer, som forventet, en forholdsvis lavere grad av eutrofiering i ytre områder enn nær eutrofieringskildene. Forandringene må også i noen grad tilskrives endrede naturlige miljøbetingelser som f.eks. redusert vannutskifting i fjordområder sammenliknet med den generelle vannutskiftingen i ytre kystområde.

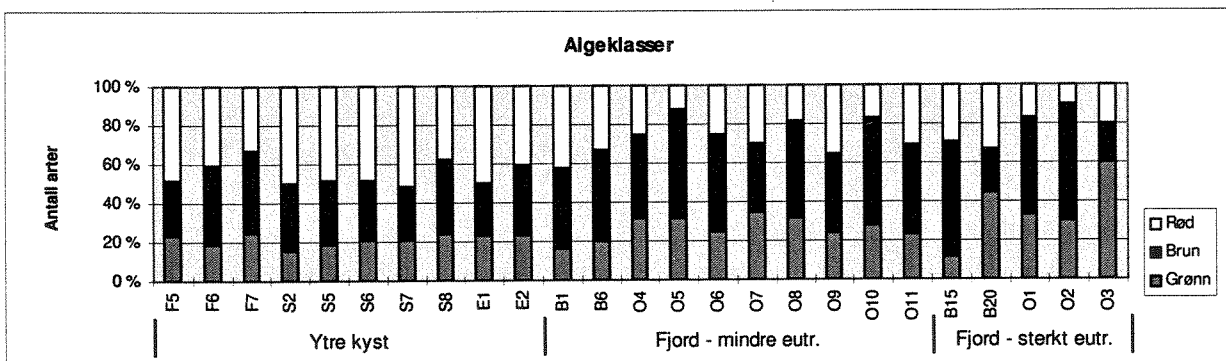
På stasjonene i ytre områder i Hordaland er rundt 20 % av makroalgeartene grønنالger (figur 8). I følge Bokn (1978) er andelen grønnalger i en upåvirket situasjon 15 % ± 5 %. Flere av Hordalandstasjonene har mer enn 20 % grønnalger og kan derfor etter Bokns metode karakteriseres som påvirket. Det bør imidlertid presiseres at Bokn baserer sin metode på registreringer ned til 2 m dybde, mens dataene i figur 8 utelukkende er fra fjæra. Vi har ikke opplysninger om hvorvidt andelen grønnalger er dybdeavhengig eller ikke. Det er på det rene at det er generelt høyere andel grønnalger på stasjonene i Oslofjorden og på den innerste stasjonen i Båtsfjorden (B20). Våre data kan ikke si noe sikkert om det også i ytre områder eksisterer en svak eutrofipåvirkning eller ikke. På den annen side kan vi heller ikke utelukke at en generell eutrofiering i fjæresonen i ytre del av Hordalandskysten kan ha funnet sted.



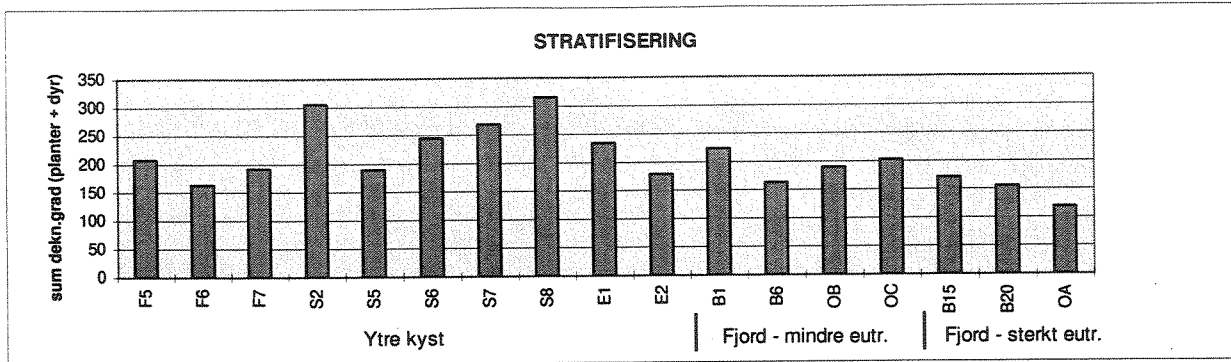
Figur 6. Antallet arter på utvalgte fjærestasjoner i ytre kystområder i Hordaland: F5 - F7 (Hjohlman & Lein, 1994), S2, S5 - S8 (Hjohlman & al., 1993), E1 og E2 (Hjohlman & al., upublisert), sterkt eutrofierte stasjoner i Båtsfjorden: B15 og B20 (Oug & al., 1987), og i Oslofjorden: O1 - O3 (Lein, 1982), samt mindre eutrofierte stasjoner i nevnte fjorder (B1, B6 og O4 - O11).



Figur 7. Dominansforholdet mellom ulike livsformer av planter på utvalgte stasjoner. OA, OB og OC er gjennomsnittsverdier for henholdsvis stasjonene O1 - O3, O4 - O6 og O7 - O11 i Oslofjorden (se figur 6). Hypnophyceae og Ephemerophyceae er betegnelser på ettårige alger med henholdsvis sesongavhengig og sesonguavhengig opptreden. Ephemerophyceae kan betegnes som typiske opportunistiske alger.



Figur 8. Fordelingen av antallet makroalger på klassene rød-, brun- og grønnalger. Vedr. stasjonsbetegnelsene, se figur 6.



Figur 9. Stratifisering i fjæringsamfunn på utvalgte stasjoner. Stratifiseringen er uttrykt som summert dekningsgrad for alle fastvoksende planter og dyr på stasjonen. Vedr. stasjonsbetegnelse, se figur 6 og figur 7.

2.3.4 Langtidsstudier av fjæringsamfunn

Det finnes få langtidsstudier av fjæringsamfunn langs norskekysten. Av nyere dato kan vi vise til NIVAs kystovervåkingsprogram (Pedersen & al., 1995) og langtidsstudier av beskyttede fjæringsamfunn (Sjøtun & Lein, 1991). Det finnes imidlertid eldre floristiske undersøkelser som kan gi indikasjoner på eventuelle langsiktige forandringer. Størst verdi har slike eldre undersøkelser der stedsangivelsene er presise og artslistene for enkeltlokaliteter foreligger. Det er et omfattende arbeid å gå inn i den eldre litteraturen og å gjennomføre oppfølgende undersøkelser. Her vil vi forsøke å illustrere verdien av slike sammenlikninger ved å trekke fram noen foreløpige resultater fra en pågående registrering av algevegetasjonen i et tidligere undersøkt område i ytre Sognefjord (Boye 1896). Andre tidligere undersøkte områder som kan være aktuelt å vurdere på nytt er områdene omkring Herdla biologiske stasjon nord for Bergen (Levring 1937), ytre Hardangerfjord (Jorde & Klavestad 1963) og Ryfylke (Breivik, 1958; Bokn, 1972; Bokn & al. 1996).

Boye - prosjektet, algevegetasjonen i ytre Solund

Boye (1896) undersøkte algevegetasjonen i ytre Solund nord-vest for utløpet av Sognefjorden. Hundre år senere ble de samme lokalitetene undersøkt på nytt bl. a. for å se om det var mulig å påvise større endringer i algevegetasjonen (Lein, upubliserte data). Boye (1896) har for enkelte av sine lokaliteter og algeassosiasjoner (algeformationer sensu Boye) gitt relativt detaljerte stedsangivelser og artslistene som gir mulighet for senere sammenlikninger. Resultatene som er gitt nedenfor (tabell 9 og tabell 10) viser at det i mange tilfelle ikke har skjedd større endringer i algevegetasjonen på de undersøkte lokalitetene. Vi finner igjen mange av de samme artene, og vegetasjonspreget var i 1994 svært likt det som Boye (1896) fant i 1894. Slike resultater kan gi en indikasjon på at det ikke har vært større langsiktige forandringer i miljøforholdene i dette området. Sett i forhold til en mulig svak eutrofieringssituasjon i løpet av de siste f.eks. 10 år er det foreløpig usikkert om resultatene er av større verdi, fordi det ikke er tilstrekkelig kjent hvor raskt fjæringsamfunnet responderer på denne type av forurensing.

Palmaria-assosiasjonen nord for Nåra, Ytre Steinsund

På de loddrette klippeveggene like nord for Nåra fant Boye en bestand av *Palmaria palmata* (Rhodymeniaformationen sensu Boye, 1896) som vokste på fjell og muslingskall i et nivå som svarte til midtre og nedre del av littoralsonen. Bestandens utbredelse ble anslått til et par hundre meter. Han oppga også de viktigste følgeartene (se tabell 9). Vi kunne i 1994 uten større vanskeligheter finne igjen den samme bestanden og mange av de samme følgeartene. Det er ikke vanlig på Vestlandet at

Tabell 9. Palmaria-assosiasjonen på de loddrette fjellveggene rett nord for Nåra, Ytre Steinsund i Solund. Registreringer fra 1894 (Boye, 1896) og 1994 (Lein, upublisert) markert med +.

	1894	1994		1894	1994
<i>Audouinella daviesii</i>	+		<i>Fucus serratus</i>	+	+
<i>Ceramium nodulosum</i>	+	+	<i>Fucus vesiculosus</i>	+	+
<i>Chaetomorpha aerea</i>	+		<i>Mastocarpus stellatus</i>	+	+
<i>Chilionea foecundum</i>	+		<i>Membranoptera alata</i>	+	+
<i>Chordaria flagelliformis</i>	+	+	<i>Nemalion helminthoides</i>	+	+
<i>Cladophora rupestris</i>	+	+	<i>Palmaria palmata</i>	+	+
<i>Cladostephus spongiosus</i>	+	+	<i>Pilayella littoralis</i>	+	
<i>Corallina officinalis</i>	+	+	<i>Polysiphonia stricta</i>	+	+
<i>Dumontia contorta</i>	+	+	<i>Scytosiphon lomentaria</i>	+	
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+		<i>Spongomorpha aeruginosa</i>	+	

Tabell 10. Catenella-assosiasjonen like nedenfor bryggen på Husø gård, Ytre Solund. Registreringer fra 1894 (Boye, 1896) og 1994 (Lein, upublisert).

Art	1894	1994
<i>Polysiphonia stricta</i>	+	+
<i>Spacelaria cf. radicans</i>	+	+
<i>Aglaothamnion roseum</i>	+	
<i>Catenella caespitosa</i>	+	+
<i>Rhizoclonium tortuosum</i>	+	+

P. palmata vokser på fjell i littoralsonen på så beskyttede steder. På denne lokaliteten gir de høye og bratte fjellveggene på begge sider av sundet en viss beskyttelse mot sterkt sollys og dermed uttørring av vegetasjonen under lavvannspærider. Det kan være en mulig forklaring på tilstedeværelsen av denne noe spesielle bestanden.

Catenella-assosiasjonen på Husø, Ytre Solund

Like nedenfor bryggen på Husø ytterst i Solund fant Boye (1896) *Catenella caespitosa* tett sammenfiltret med noen få andre arter, spesielt *Sphacelaria cf. radicans* (tabell 10). På Vestlandet vokser *C. caespitosa* ofte isolert helt øverst i littoralsonen eller i nedre del av supralittoralsonen. På Husø vokste den i 1994 fortsatt på samme måte i blanding med de samme artene som registrert av Boye (1896), bortsett fra *Aglaothamnion roseum* som vi ikke fant igjen sammen med *C. caespitosa* på denne lokaliteten. *Aglaothamnion roseum* er muligens en art som kan være forvekslet med *A. hookeri*. En nærmere analyse av Boyes materiale er nødvendig for om mulig å fastslå hvilken art han fant.

Fucus ceranoides ved Gillernes, Ytre Steinsund

I Husvågen nord for Nåra i Ytre Steinsund fant Boye (1896) *Fucus ceranoides* i utløpet av en liten bekk ned for gården Gillernes. Dette er en spesiell tangart som bare er kjent fra ferskvannspåvirkede områder i Norge. I Sognefjorden er den imidlertid ikke funnet, og de nærmeste kjente lokaliteter ligger langt nord og sør for Solund (Lein, 1984) (funnet i Ørsta og Ålesund, Bokn pers. med.). Det var derfor interessant å finne igjen denne svært begrensede og isolerte bestanden av *Fucus ceranoides* i 1994.

2.4 Konklusjoner

Det er tidligere sannsynliggjort at fjæresamfunn endres under sterk og langvarig eutrofieringsbelastning. Mulighetene for å påvise effekter av svak og relativt kortvarig eutrofiering er imidlertid begrenset, fordi vi ikke har tilstrekkelig erfaringsgrunnlag å bygge på.

Det er store forskjeller i de naturlige miljøforhold for dyr og planter i hardbunnsfjæra innenfor utredningsområdet. Det reduserer muligheten for direkte sammenlikninger av fjæresamfunn på Vestlandet og i Skagerrak. Vårt datamateriale indikerer at mange av de samme artene opptrer i begge områder, men at det kan være store forskjeller i forekomsten av enkeltarter.

Det antas at bølgeeksponeringen som miljøfaktor kan gi et langt sterkere utslag på artsammensetningen i et fjæresamfunn enn hva som forventes ved moderat eutrofieringsbelastning. Ved sammenlikninger mellom ulike geografiske områder er det viktig å vurdere stasjoner med tilnærmet samme grad av bølgeeksponering.

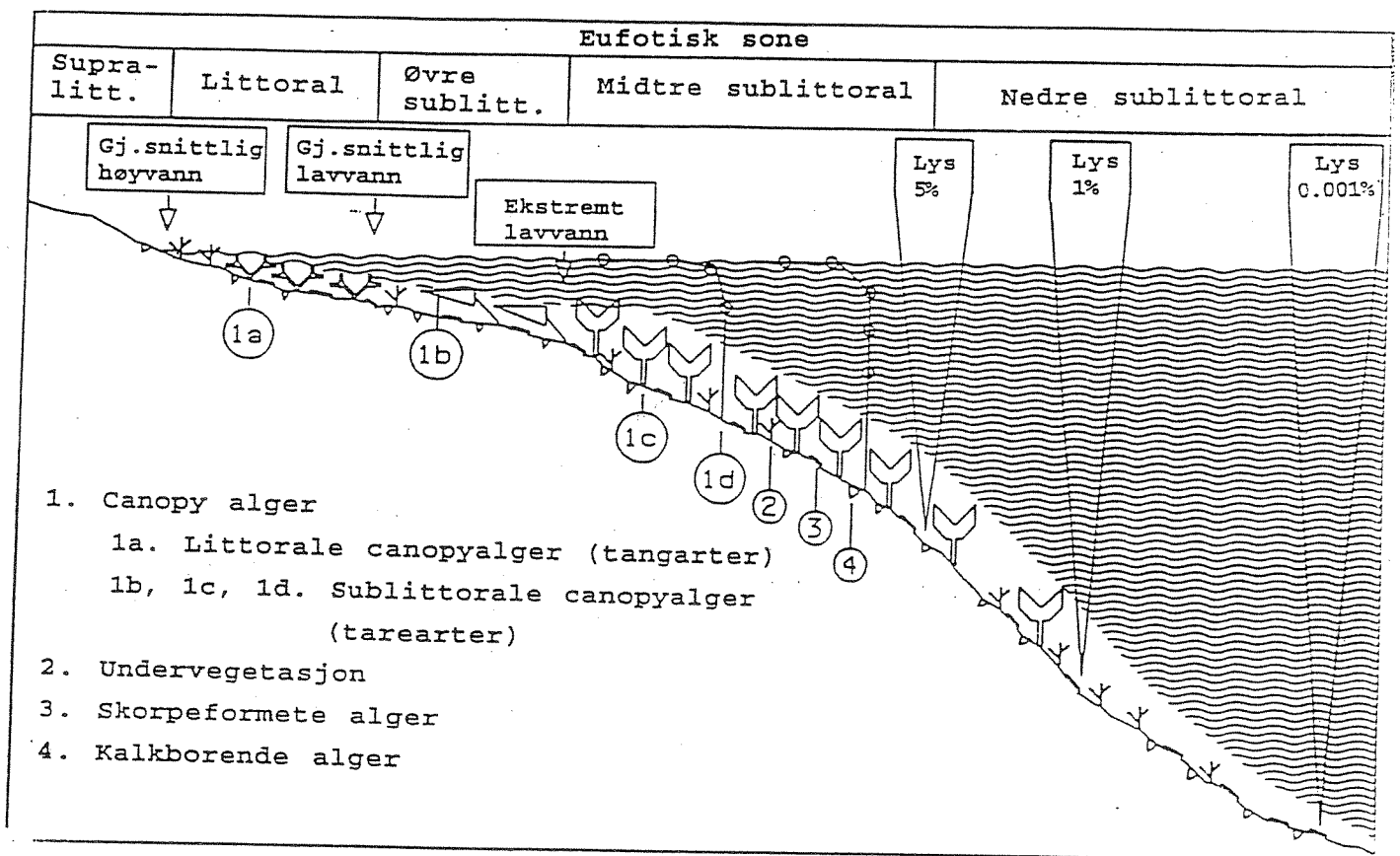
Tallmessige uttrykk for samfunnsstrukturen i fjæresamfunn i Hordaland og fjæresamfunn i sterkt forurensede områder som indre Oslofjord og i Båtsfjord viser klare forskjeller. Disse forskjellene kan i stor grad tilskrives naturgitte miljøforskjeller. Likevel gir samfunnsanalysene og sammenlikninger med 100 år gamle data fra Solund en sterk indikasjon på at fjæresonen i ytre kystområder på Vestlandet ikke er sterkt påvirket av en generell eutrofiering i området. Vårt datamateriale kan imidlertid ikke utelukke en svakere effekt av en mulig eutrofiering i dette området. Mangel på kvantitative data fra Skagerrak reduserer muligheten for å gi en tilsvarende vurdering av dette området.

3. Hardbunn sublittoralsamfunn - tareskog

3.1 Innledning

3.1.1 Beskrivelse av sublittoralen

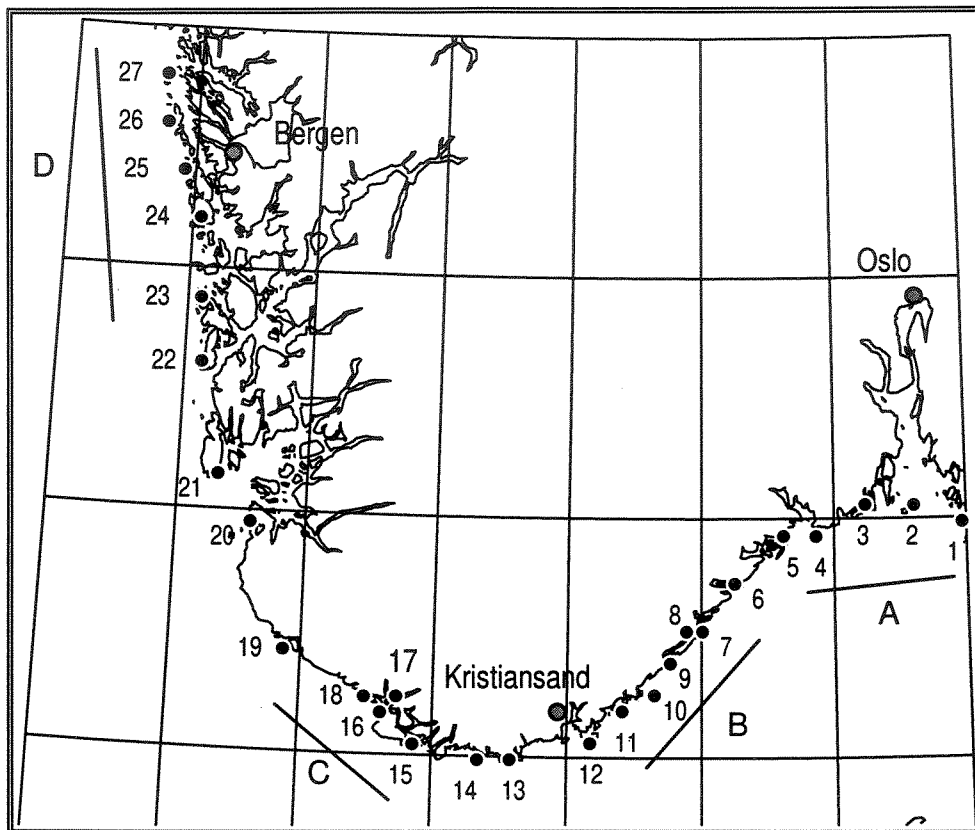
Sublittoralen i hardbunnsammenheng kan best defineres som området mellom lavvann og nedre voksegrense for alger. Denne sonen strekker seg ned til 30 til 40 m dyp, avhengig hvor i landet vi befinner oss. Nedre grense for algenes voksested bestemmes av lystilgangen. Grovt sett kan man si at de algene som vokser dypest mottar ca. 0,001% av overflatelystet integrert over tid. Dette er skorpeformete alger som er tilpasset til et liv i lite lys. Opprette alger finnes ned til ca. 1% lysdyp. Figur 10 viser en oversikt over den eufotiske sonen knyttet til bunnen.



Figur 10. Figur som viser algevegetasjonen nedover i dypet sammen med lyssvekkingen (Modifisert etter Lüning 1990).

3.1.2 Kystovervåkingsprogrammet

Siden mye av datasettene videre i dette kapitlet er hentet fra kystovervåkingsprogrammet (utført av NIVA), presenteres her kart som viser programmets stasjonsvalg og inndeling i hovedområder (figur 11). Videre i teksten refererer område A til Ytre Oslofjord, B til området mellom Arendal og Kristiansand, C til området mellom Lista og Flekkefjord og D til området mellom Bømlo og Fedje.



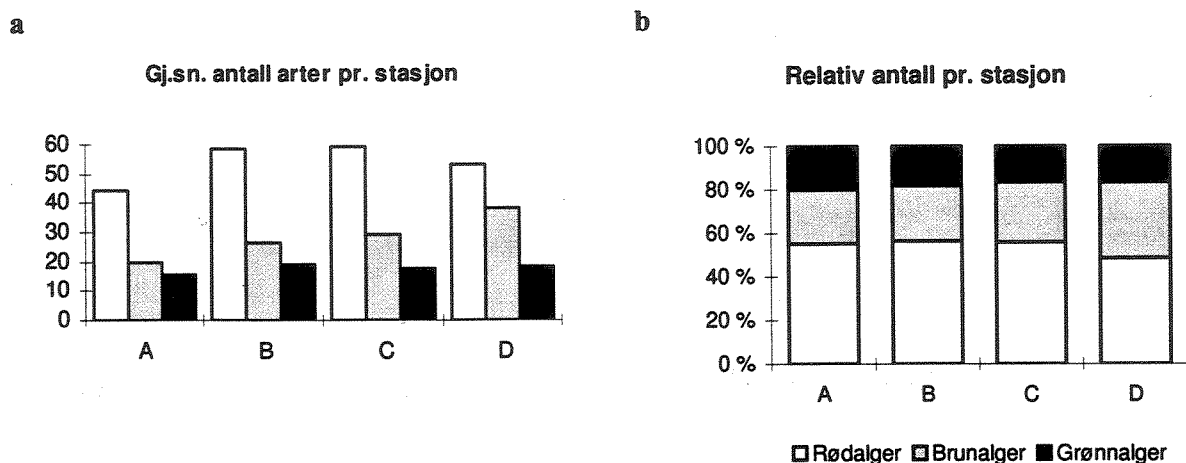
Figur 11. Kart over NIVAs kystovervåkingsstasjoner og hovedområder (A, B, C, D).

3.2 Endringer i flora

Det er velkjent at det i området rundt Mandal forsvinner en del algearter som er vanlige lenger vestover. Eksempler på slike alger er butare, vorteflik, remtang og grisetangdokke (jfr. kap. 2 Hardbunn littoralsamfunn). Forklaringer på hvorfor dette skjer er varierte, men for butarens del vet man at den ikke tåler høyere temperatur enn 16°C. Vanntemperaturen blir ofte høyere enn dette innover i Skagerrak, og derfor går ikke butaren inn her. Når det gjelder remtang utsettes denne for en neddykking når Mandal passerer. Remtang er funnet helt inn til Arendalsområdet, da har den vært sublittoral. Grunnen til denne neddykkingen er at remtangen ikke liker nedsatte saltholdigheter, noe som ofte finnes i overflatelaget i Skagerrak. Årsaken til at vorteflik og grisetangdokke ikke trenger inn i Skagerrak vites ikke.

En sammenligning av algevegetasjonen fordelt på grønn-, brun- og rødalger foretatt av NIVA i perioden 1990 - 1994 (transektregistreringer 0-24 m, Kystovervåkingen) viste at det var færre arter brun- og rødalger i Ytre Oslofjord (område A) enn lenger vest (figur 12 a), mens antall arter grønnalger ikke endret seg vesentlig. Relativ forekomst av brunalger var større i område D (Vestlandet), enn i de andre områdene, og andelen rødalger noe lavere.

Slik det kommer til uttrykk i 5 års rapporten fra Kystovervåkingen (Pedersen & al. 1995a) viser dataene fra denne og andre undersøkelser (Fredriksen & Rueness 1990; Karlsson in prep.), at det har vært en reduksjon i nedre voksegrense for algene fra 1940/50-årene (Sundene 1942, 1953) og til nå, i



Figur 12. Figur over a) gjennomsnittlig antall arter pr. stasjon av rød-, brun- og grønnalger innenfor hvert av de fire hovedområdene, og b) relativt antall arter fordelt på de tre algeklassene i de samme områdene.

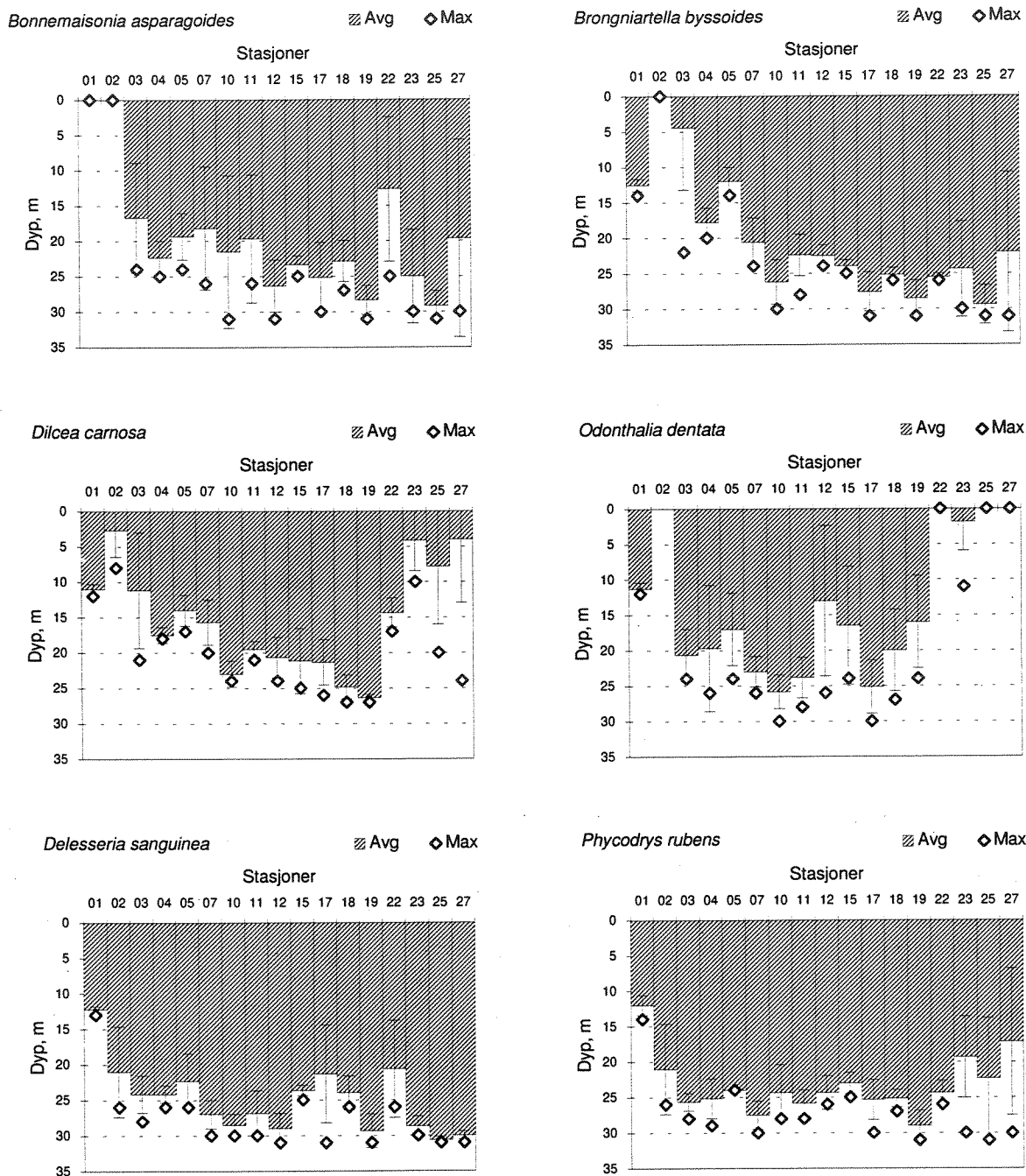
østre Skagerrak. Samtidig synes det å ha skjedd en reduksjon i forekomsten av brunalger og at andelen filamentøse og små bladformete rødalger har økt i østlige Skagerrak.

Denne endringen i samfunnsstruktur siden 1940/50-tallet i østre Skagerrak kan være indikasjoner på at tilgangen på næringsalter i området har økt. Det vil imidlertid alltid være indre svingninger i biologiske samfunn. Disse, som f.eks. kan skyldes predasjon, rekruttering og konkurranseforhold, vil bidra til at det ofte kan være vanskelig å korrelere svingninger i samfunn til miljøparametre. Det skal også presiseres at ulike metoder tilsier varsomhet ved tolking.

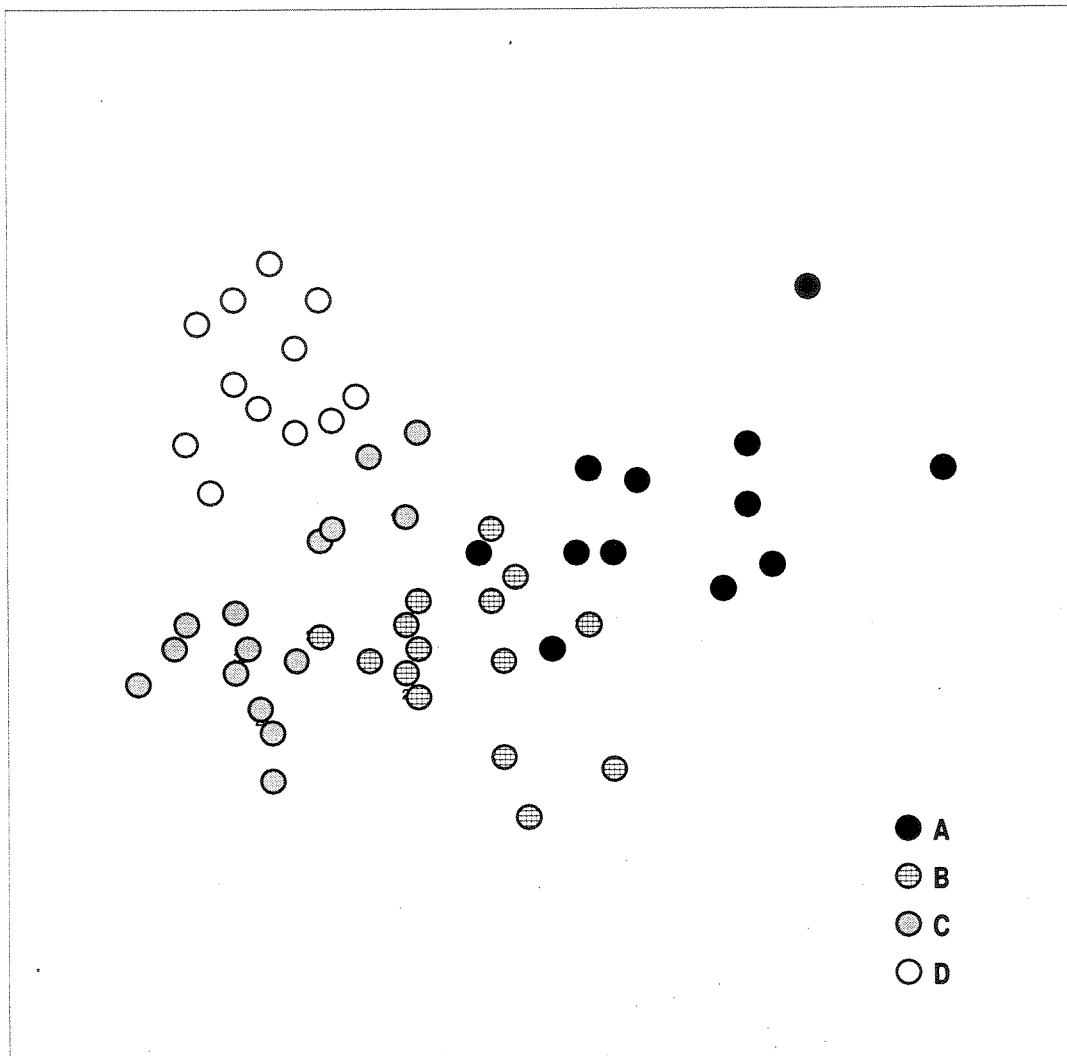
Figur 13 viser nedre dybdegrense for rødalgene *Bonnemaisonia asparagoides* (aspargesalge), *Brongniartella byssoides* (fagerdokke), *Dilsea carnosa* (kjøttblad), *Odonthalia dentata* (tannskåring), *Delesseria sanguinea* (fagerving) og *Phycodrys rubens* (eikeving) basert på data fra kystovervåkingsprogrammet. Merk at ikke alle stasjoner hadde hardbunn helt ned til 30 m eller dypere. Følgende stasjoner var grunnere enn 30 m: 01 Tisler=12 m; 02 Færder fyr=26 m; 15 Revø=25 m; 18 Rossøy=28 m og 22 Marholmen=29 m. Ikke alle arter ble funnet på alle stasjoner. *B. asparagoides*, *B. byssoides* og *O. dentata* ble ikke observert på Tisler (01) og/eller Færder fyr (02), mens *O. dentata* i tillegg manglet på flere av Vestlandsstasjonene. Stor avstand mellom maksimal dyp og gjennomsnittlig dyp (med tilhørende stort standard avvik), indikerer store årlige variasjoner som kan inkludere fravær av arten i ett eller flere år. Ved slike store avvik viser trolig maksimaldypet hvor dypt arten kan vokse med hensyn til lystilgang, men at artens tilstedeværelse er ustabil. Sammenliknes maksimal observert dybde (og en tar hensyn til varierende dyp for hardbunn) kan det synes som om stasjonene i ytre Oslofjord og ned til Arendal (st. 07) har en grunnere dybdegrense. Figuren indikerer også at artene *D. carnosa* og *O. dentata* synes å ha sin hovedutbredelse på Sør- og Sørvestlandet (i dette materialet).

3.3 Endringer i fauna

Om man foretar en sammenligning av faunakomponentene basert på likhetsanalyser fra alle stasjonene og gjør en ordinasjonsanalyse (MDS analyse) på datasettet kommer det frem at de fire hovedområdene (A, B, C og D) skiller seg fra hverandre. I MDS - plottet for hele undersøkelsen var det forskjeller mellom stasjonene og ikke mellom årene som hovedsakelig skilte områdene fra hverandre. De fire områdene er relativt godt adskilte, men spredningen av prøvene i område A er



Figur 13. Nedre dybdegrense for utvalgte rødalger registrert på kystovervåkingsstasjoner. Avg = gjennomsnitt for perioden 1990-1995. Max = maksimal dyp registrert. Standard avvik er gitt for snittverdiene. Merk at følgende stasjoner var grunnere enn 30m: 01=12m; 02=26m; 15=25m; 18=28m; 22=29m. Stasjonskart, se figur 11.



Figur 14. MDS - plott for dyr i områdene A: østre Skagerrak, B: Sørlandet C: Sørvestlandet og D: Vestlandet

større enn i de andre områdene. Dette tyder på større innbyrdes forskjeller mellom årene i område A enn i de andre områdene. Forskjellen mellom årene skyldes i hovedsak den store variasjonen i forekomst av enkelte arter.

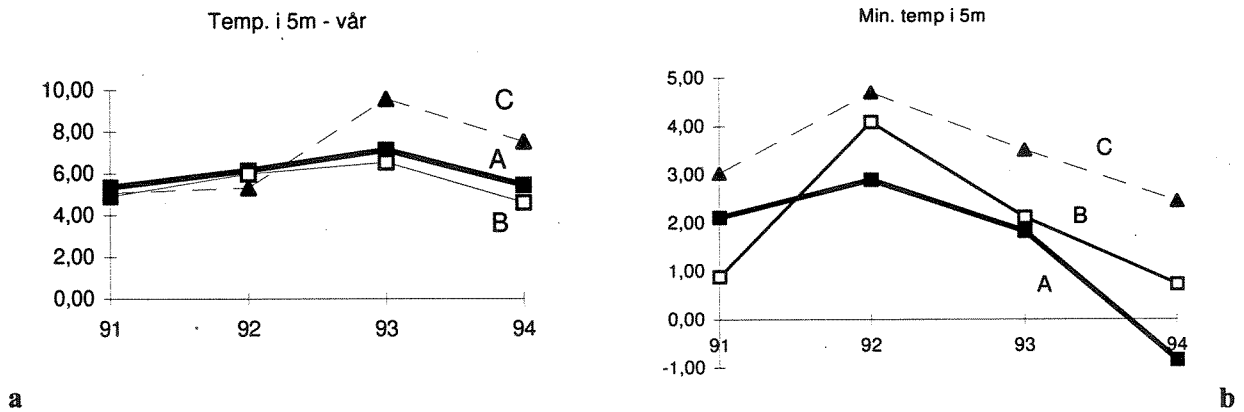
1990 skiller seg noe fra de senere årene. Purpursneglen var hardt rammet av algeoppblomstringen i 1988, men nye undersøkelser tyder på at den er på vei tilbake. På enkeltstasjoner hvor det i 1988 ble registrert spredte forekomster av død purpursnegl ble det i 1994 funnet spredte forekomster av levende snegler.

Mengdeforholdet mellom solitære og kolonidannende dyr, forekomst og artsantall, diversitet- og dominansindekser (etter Pedersen & al. 1995a) kan også tyde på en moderat påvirkning av nærings-salter 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.

3.4 Fysiske faktorer med spesiell betydning for hardbunnssamfunnene

Temperatur

Figur 15a viser midlere temperatur i 5 m dyp over 3 måneder (mars-mai) innen hovedområdene A, B og C for årene 1991-94. Det er en tydelig samvariasjon i temperaturen, med jevnt over laveste temperaturer i 1991 og 1994, unntatt for område C som hadde lavere middeltemperaturer i 1991 og 1992 enn i 1994. En skal imidlertid merke seg at minimumstemperaturen (figur 15b) i området C likevel var lavest i 1994. Område C hadde en meget høy midlere vårtemperatur i 1993 i forhold til de andre områdene. En må her være oppmerksom på at område C kjennetegnes ved at det til tider forekommer "up-welling" av kaldt dypvann. Område A hadde lange perioder med minustemperaturer i vannsøylen helt ned til 20 m i 1994. Dette har sannsynligvis hatt innvirkning på utvikling av algevegetasjonen i område A og tildels også område B.



Figur 15. Variasjon i temperatur i områdene A, B og C for perioden 1991 til 1994. a) middel temperatur for månedene mars-mai. b) minimumstemperatur for vintermånedene desember-februar (etter Pedersen & al. 1995a).

Bølgeeksponeringen

Dragkreftene i sjøen har stor betydning, jfr. Hardbunn littoralsamfunn. Et mål for dragkrefter i sjøen kan være bølgehøyde. Tabell 11 viser at dragkreftene i sjøen øker fra området A (ytre Oslofjord) til området D (Vestlandet). Dette vil ha betydning for utbredelsen av arter og stortarens størrelse.

Tabell 11. Tall for gjennomsnittlig bølgehøyde for perioden 1990-1994 målt i mai og juni. (HmO).

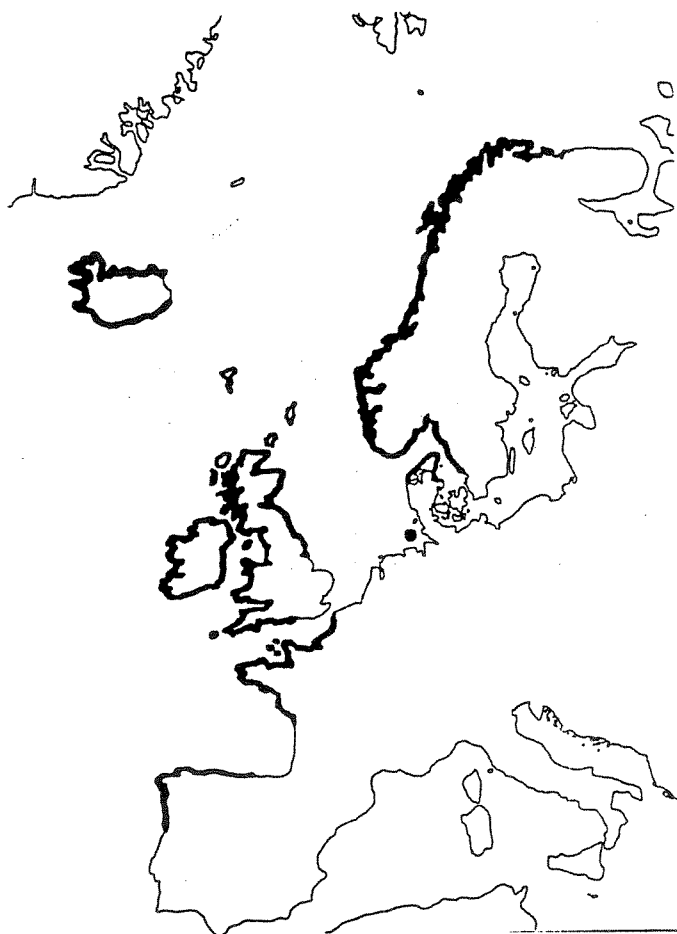
	Området	Bølgehøyde mai	Bølgehøyde juni
Torbjørnskjær	A	0,7 m	0,6 m
Torungen	B	0,8 m	0,6 m
Lista	C	1,3 m	1,0 m
Sotra	D	2,0 m	1,0 m

3.5 Stortare - *Laminaria hyperborea*

Den sublittorale hardbunnen langs vår kyst domineres av stortare (*Laminaria hyperborea*). Denne tarearten danner en undersjøisk skog med plantetettheter på rundt regnet 10 individer pr. m². Vekt-messig sett utgjør stortaren ca. 80% av den sublittorale algebiomassen. Dette tilsvarer minimum 10 millioner tonn våtvekt. Stortareplantene kan bli opptil 3-4 høye og danner dermed et tredimensjonalt habitat som er rikt på andre alger og dyr. Nedre grense for stortareskogen er ved ca. 5% lysdyp, noe som tilsvarer ca. 20 m, under dette dypet er det bare spredte individer igjen. Nedre grense for stortaren kan enkelte steder også bestemmes av beiting av kråkeboller.

Artens geografiske utbredelse er begrenset til den østlige delen av Nord-Atlanteren og finnes fra Portugal i sør til kysten nær Murmansk i Russland i nord (figur 16). Stortaren vokser langs hele norskekysten, på vestkysten av Sverige og i Kattegat.

Stortaren har en flerårig stipes, mens lamina skiftes hvert år. Dette gjør at man til tider kan se planter som bærer to lamina, noe som forklares ved at det nye lamina skyver det gamle foran seg til sistnevnte faller av. Stortaren er festet til bunnen med kraftige hapterer. Dette er et forgrenet organ som har som sin eneste oppgave å holde planten fast til underlaget. Hapteren er også gjemmede for mange dyr (se senere, kap. 3.6).



Figur 16. Geografisk utbredelse av stortare (Etter Kain 1971).

Stortaren finnes både i eksponerte og i noe beskyttede områder, men de største tettheter finnes på eksponerte lokaliteter. På meget eksponerte steder erstattes stortaren av butare (*Alaria esculenta*) i de øverste 4 - 5 meterene av sublittoralen.

Bølgeeksponering er sannsynligvis den faktoren som influerer sterkest på morfologien til stortare. På bølgeeksponerte strender finnes den vanlige formen med et oppfliket og tykt lamina og en lang fleksibel stipes, mens det på mer beskyttede områder finnes en form med et tynt blad uten fliker og med en kort og sprø stipes (*L. hyperborea* forma *cuculata*).

I vedlegg A er det listet en del litteratur som omhandler tareskog i Sør-Norge, men som det ikke er referert direkte til teksten.

3.5.1 Stipeslengde

Stortaren finnes langs hele vår kyststrekning. Man har imidlertid lenge vært klar over at det finnes geografiske forskjeller i stortarens størrelse langs kysten. Området rundt Møre og Romsdal og Trøndelagsfylkene har vært regnet for å være stortarens optimumsområde, mens stortaren i Skagerrak har vært redusert til en mindre form. Også undersøkelser fra Sverige og Danmark viser at stortaren i Kattegat er mye mindre i forhold til hva man finner langs vestkysten av Norge. Grundige undersøkelser av stortaren i løpet av 1980 og 1990 årene langs hele vår kyst har kunnet dokumentere disse geografiske forskjellene.

Om man først ser på stipeslengden er det kortest planter i Oslofjordområdet, lengden øker vestover og et maksimums estimat finnes ved Smøla i Møre og Romsdal. Stipeslengden vil også være påvirket av lokale forhold slik at de ekstreme forskjeller man finner vil jevnes noe ut med et større undersøkt materiale. Det tenkes her særlig på de lange plantene fra Smølaområdet - nyere undersøkelser av tareskog fra Harøyområdet (Nordøyane) nord for Ålesund bekrefter dette. Nordvestlandet har de største plantene langs vår kyst, mens det er en klar reduksjon i stipeslengden innover i Skagerrak (figur 17).

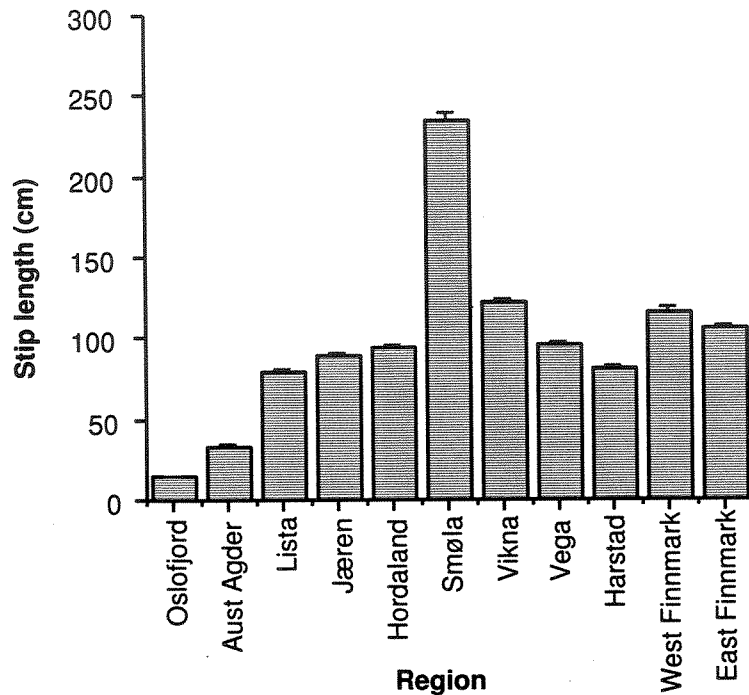
Stipeslengden hos stortare i indre Skagerrak er kort sammenlignet med hva som er funnet lenger vest. I indre deler av Skagerrak er det funnet planter med en maksimal stipeslengde på under 25 cm.

Man skal imidlertid være oppmerksom på at det finnes enkeltstående populasjoner av stortare ved svenskegrensen (Torbjørnshjørn/Heia området) som har stipeslengder opp mot det man finner lenger vest. Dette nevnes igjen for å illustrere at det finnes store lokale forskjeller som etter all sannsynlighet skyldes lokale hydrografiske forhold.

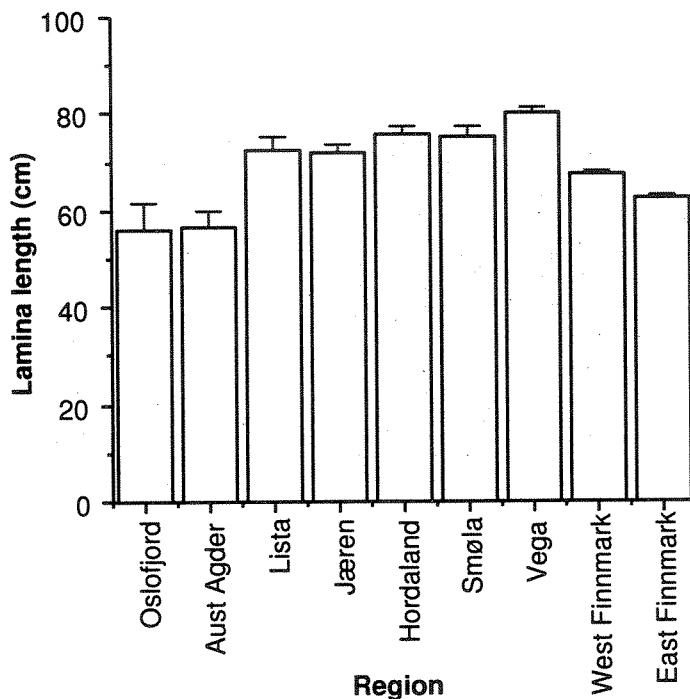
Man har så langt ikke vært i stand til å gi en god forklaring på hvorfor denne reduksjonen i stipeslengde finner sted i Skagerrak. Teorier om at plantene vokser dypere pga. perioder med redusert saltholdighet i overflaten, samt høy overflatetemperatur om sommeren kombinert med lav overflatetemperatur om vinteren, og at de mottar i gjennomsnitt mindre lys, kan være riktige. Også hypotesen om at størrelsesreduksjonen skyldes redusert vannbevegelse, sammenlignet med Vestlandet kan ha noe i seg.

3.5.2 Laminalengde

Ser en på lengden av lamina finnes ikke de samme geografiske variasjonene som i stipeslengde. Lengden av lamina er mer eller mindre uavhengig av stipeslengden. Dette går frem av figur 18. Selv om det er signifikante forskjeller kan dette forklares ved at prøvene er tatt på noe forskjellig tid på året. Siden stortare skifter lamina om våren vil prøver tatt på på denne tiden kunne underestimere maksimalstørrelsen siden lamina ikke er fullt utvokst ennå. Det samme kan være tilfelle med planter tatt om høsten, da vil lamina kunne være avslitt og dermed ikke lenger representere maksimal størrelsen for planter i et område.



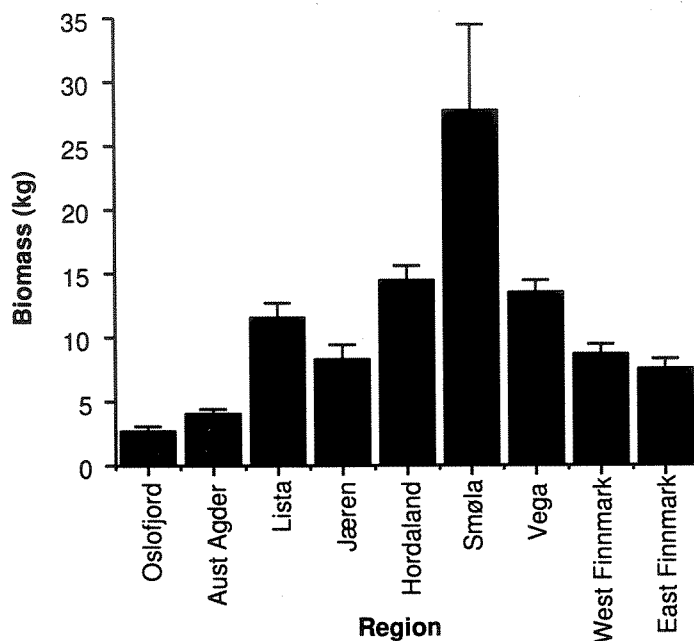
Figur 17. Stipeslengde av stortare på et utvalg av lokaliteter langs norskekysten. Standardfeil er vist.



Figur 18. Laminalengde av stortare på et utvalg av lokaliteter langs norskekysten. Standardfeil er vist.

3.5.3 Biomasse

Siden laminalengden ikke varierer så mye langs kysten er det stipes-størrelsen som utgjør det største bidraget til de biomasseforskjeller man finner langs vår kyst. Ser man på områder i ytre Oslofjord finnes det her maksimalt 2-3 kg tarebiomasse pr. m² (figur 19).

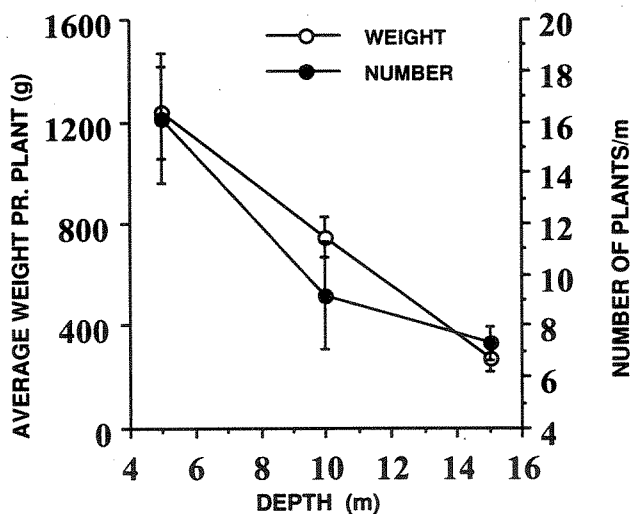


Figur 19. Biomasse (kg m⁻²) av stortare på et utvalg av lokaliteter langs norskekysten. Undersøkelsene er begrenset til dyp mellom 3 og 10 m. Standardfeil er vist.

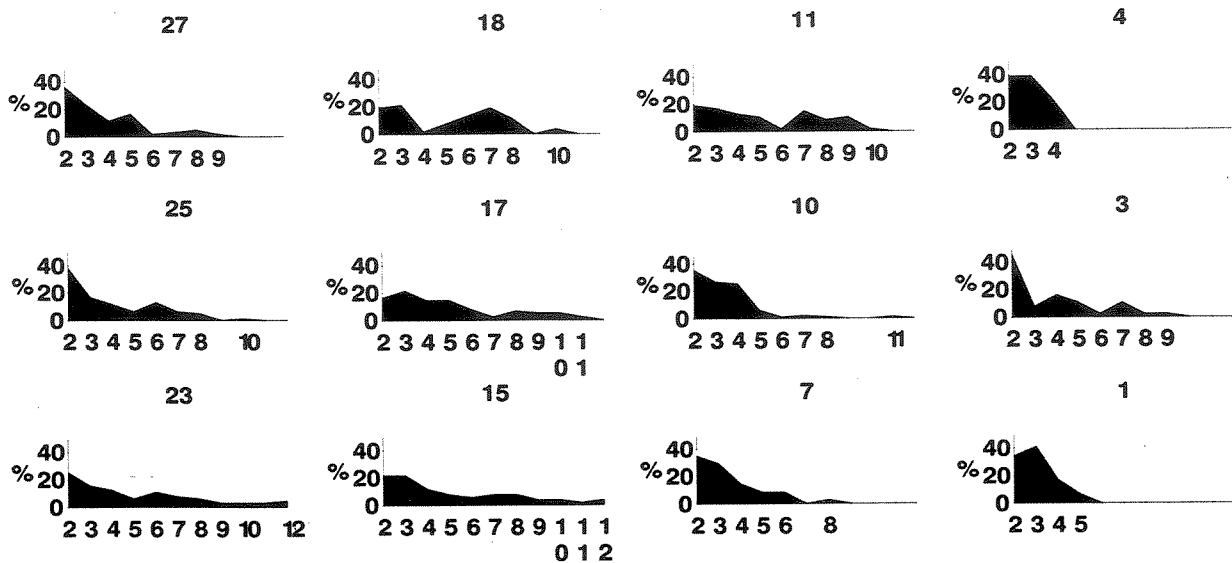
Om man beveger seg vestover øker dette tallet til mellom 10 og 15 kg m², med en topp ved Smøla på ca.25 kg m². Videre nordover avtar biomassen pr. arealenhet nordover til mellom 5 og 10 kg m² i Øst Finnmark (figur 19).

3.5.4 Endringer med dyp

Ser man på tareskogens vertikale utbredelse, er det endringer også her. Som nevnt i innledningen er nedre grense for tareskog ved ca.5% lysdyp. Under dette dypet finnes bare spredte individer. Men om tareskogen er sammenhengende er det to ting som slår en når man går dypere. For det første blir plantene mindre, både stipes og lamina avtar i størrelse med økende dyp. For det andre blir det færre planter pr. arealenhet. Begge disse faktorene slår selvsagt kraftig ut på de biomasse-mål som er presentert ovenfor. Et eksempel på hvordan både antall planter og plantenes størrelse er vist fra en undersøkelse foretatt på Vega i tidsrommet 1990 til 1995 (figur 20).



Figur 20. Figur som viser variasjonen i antall stortareplanter pr. m² og plantenes størrelse i forskjellige dyp. Standardfeil er vist.



Figur 21. Aldersfordeling hos stortarepopulasjoner på 12 stasjoner i kystovervåkingsprogrammet (1993-data), plottet som % antall planter innen hver aldersgruppe (år, langs x-aksen). Stasjonenes beliggenhet er vist i figur 11.

3.5.5 Tareplantenes alder

Sesongmessig tykkelsesvekst i stipes hos stortare gjør at det avsettes vekstringer tilsvarende årringer i et tre, lyse ringer for perioder med god vekst (vinteren) og mørke ringer for perioder med dårlig vekst (sommeren). Plantene kan dermed aldersbestemmes ved å telle antall ringer.

Undersøkelsen i forbindelse med kystovervåkingsprogrammet (Pedersen & al. 1995a) pekte på at stortareplantene ble eldre jo lenger vestover i undersøkelsesområdet en beveget seg. I ytre Oslofjord var f.eks. de fleste plantene 2-3 år gamle og det ble funnet få individer eldre enn 5 år. På figur 21 er det vist aldersfordelingen i tarepopulasjoner fra NIVAs undersøkte områder.

Det er usikkert om det tilgjengelig materialet vil kunne spore reelle geografiske forskjeller i plantenes alder. Man skal være klar over at dette overvåkingsprogrammet kom i gang som en følge av *Chrysochromulina polylepis* oppblomstringen. Det ble hevdet at denne oppblomstringen hadde effekt på stortare og at taren sannsynligvis forsvant på enkelte steder. De til nå utførte undersøkelsene må derfor sees i lys av at det er kort tid siden stortaren kunne ha vært utryddet i undersøkelsesområdet og derfor består populasjonen av relativt unge individer. Planter med en alder på 10 år er funnet i andre sammenhenger i ytre Oslofjord i 1990.

I kystovervåkingsprogrammet ble det i 1989 - 1990 funnet flere steder langs Skagerrakkysten nesten uten tarevegetasjon. Dette stemmer godt overens med andre observasjoner fra Jomfruland foretatt av NINA. Også her var det svært sparsomt med tarevegetasjon i samme tidsrom. Muntlige opplysninger fra fugleforskere på Jomfruland peker også på at mengden ilandskyllet tare har vært kraftig redusert fra midten av 1970-tallet. Undersøkelser foretatt av NIVA og NINA i de siste årene har vist at tarevegetasjonen har økt etter 1990 og at det i dag er storetareskog i områder som før var uten tarevegetasjon. Dette tyder på at det kan være sykliske variasjoner i tarebestandene som vi i dag ikke har oversikt over.

Stortarens maksimale alder er funnet til være i overkant av 20 år. Slike gamle planter er funnet ved Smøla. Disse plantene hadde gjerne stipeslengder på godt over 2 meter. I Finnmark er det også funnet gamle planter på over 20 år. Disse plantene hadde ikke stipeslengder på mer enn ca. 1 meter, noe som tyder på at disse plantene vokser mye langsommere enn plantene fra området rundt Smøla.

3.5.6 Utbredelse og forekomst siste 8 år

Utbredelse og forekomst av stortare på Skagerrakkysten (kystovervåkingsstasjonene), undersøkt siden 1988, er vist i figur 22 til figur 25. Ikke alle stasjoner er undersøkt alle år. Stasjonene er gruppert i 4 områder: A: Svenskegrensen-Jomfruland; B: Jomfruland-Lindesnes; C: Lindesnes-Stavanger; D: Stavanger-Fedje. Stasjonskart er vist i figur 11. Hovedtrenden i materialet viser en klar (naturlig) forskjell mellom de ulike områdene. En tydelig grense i utbredelsesmønsteret går ved Lindesnes.

På Vestlandet (området D, figur 25) og Sørvestlandet (området C, figur 24) vokser stortare ned til 28-30 m dyp med "tareskog" (dvs. forekomst lik vanlig til dominerende) ned til 20-25 m. For majoriteten av stasjonene innen områdene C og D, har stortaren en stabil forekomst over alle de undersøkte årene.

I A regionen (sv.grensen-Jomfruland, figur 22) avdekker undersøkelsene store variasjoner mellom stasjonene og over tid. Typisk var lite til ingen forekomst av stortare for årene 1988 til 1992. Deretter ble det registrert en tilvekst av stortare. På stasjon K101 (Tisler) ble det ikke registrert stortare i 1990, litt i 1989 og 1991 og noe mer i 1992 og 93. Stasjonen er atypisk grunn (sandbunn fra 12 m dyp) slik at nedre voksegrense kan skyldes bunnforholdene. K102 (Færder) var også så godt som fri for stortare i årene 1988-1990 (ikke undersøkt i 1991-1993, pga. nedskjæring i programmet). På K103 (Lyngholmen, Sandefjord) ble det ikke funnet stortare i 1990 og 91. En tilvekst ble registrert i 1992, og maksimal forekomst ble funnet i 1995. Tilsvarende mønster ble også funnet på stasjon K104 (Oddaneskjær, Nevlunghavn), hvor det bare ble registrert juvenile planter i 1990, få individer i 1991, og deretter en tilvekst av stortare. Samlet viser disse observasjonene at stortarepopulasjonene av naturlige eller andre årsaker, var sterkt desimert rundt tiårsskiftet 80/90, og at det har skjedd en tilvekst av stortare i første halvdel av 1990-årene. Ellers er det typisk for området A at taren først blir vanlig under 3-4 m og at nedre dybdegrense ligger rundt 15 m dyp.

Området B utgjør et mellom-område. Det ble funnet tareskog på alle stasjonene alle undersøkte år. Men også for disse stasjonene kan det synes som om det har funnet sted en tilvekst av tare i den undersøkte perioden jfr. figur 23 som generelt viser en økt dybdeutbredelse.

Det er mulig svigningene i stortarens forekomst og utbredelse kan korreleres med endringer i f.eks. temperatur, men slike sammenlikninger har det ikke vært mulig å gjennomføre innen dette prosjektet.

Kommentarer knyttet til figurene (22 - 25) vist på neste 2 sider:

Generelt vil det være noe variasjon i tarens forekomst og utbredelse fra år til år, noe som skyldes variasjon i transekt-trasé som er blitt undersøkt de ulike år. Transektraséen skal være den samme fra år til år, men problemer med varierende plassering kan ha innvirket på resultatet for enkelte stasjoner spesielt for de første undersøkelsesårene. Det er de generelle trender som er viktige og ikke detaljvariasjoner fra år til år.

Figur 22:

K101, Tisler utenfor Hvaler. Stasjonen er blitt undersøkt fra 1989 og fram til 1993. Lite eller ingen stortare ble observert i 89-90, men økende forekomst i de følgende år.

K102, Færder fyr i ytre Oslofjord. Stasjonen ble undersøkt i 1988-90 og 1994-96. Ingen stortare ble observert i 1990, men økende forekomst i 1994 og 95 på 6 til 14 m dyp. (I 1988 ble tareregistreringen utført i sundet, mens senere undersøkelser er gjort på østsiden. Det forklarer tilstedeværelse av tare dette året.)

K103, Lyngholmen utenfor Sandefjord. Stasjonen er blitt undersøkt fra 1990 og fram til i dag. Ingen stortare ble observert i 1990 eller i 1991. I 1992 ble det observert juvenile planter på 10 til 18 m dyp og deretter økende forekomst av stortare i de følgende år.

K104, Oddaneskjær utenfor Nevlunghavn. Bare juvenile planter ble observert i 1990. Økende forekomst av stortare ble registrert i de følgende år.

K105, O-skjær ved Svenner fyr. Ny stasjon første gang undersøkt fra 1995. Stortare ble funnet vanlig til dominerende fra 3 til 16 m dyp.

Sterk bølgeeksponering kan være årsak til at stortare ble funnet grunnere enn 5-6 m på Færder og på Lyngholmen.

Figur 23

K107, Nordenden av Tromøya utenfor Arendal. Økende forekomst av stortare fra 1990 og fram til 1993. Deretter stabil populasjon fra ca. 2 m dyp og ned til ca. 15 m dyp. Dataene indikerer avtakende populasjon fra 88 til 90.

K110, Prestholmen syd av Grimstad. Økende forekomst av stortare fra 1988 og fram til 1993. Deretter stabil populasjon, men med noe redusert dybdeutbredelse i 1994 og 95.

K111, Humløy utenfor Lillesand. Økende forekomst av stortare fra 1988 og fram til 1995.

K112, Meholmen utenfor Kristiansand. Undersøkt i 1988-91 og 1995-96. Økende forekomst av stortare over perioden. Stor variasjon de første årene kan skyldes ulike transektretninger.

Figur 24

K115, Revø utenfor Farsund. Stabil og dominerende stortare-skog fra ca. 2 m dyp og ned til ca. 24 m dyp. Noe variasjon i øvre og nedre voksegrense ble observert i perioden.

K117, Stolen utenfor Flekkefjord. Stolen ligger i en fjord i motsetning til de øvrige stasjonene i undersøkelsen. Lite stortare de første årene, men med økende forekomst fra 1990. Noe varierende dybdeutbredelse i påfølgende år.

K118, Rossøy på vestsiden av Hidra (vest av Flekkefjord). Kraftig stortareskog fra 2 til 26 m dyp. Forekomsten i 1988 var redusert, men det kan skyldes ulike transektretning.

K119, Oddefluei vest av Eigersund. Undersøkt i 1988-91 og i 1995-96. Stabil forekomst av stortare fra 2 til 26 m dyp.

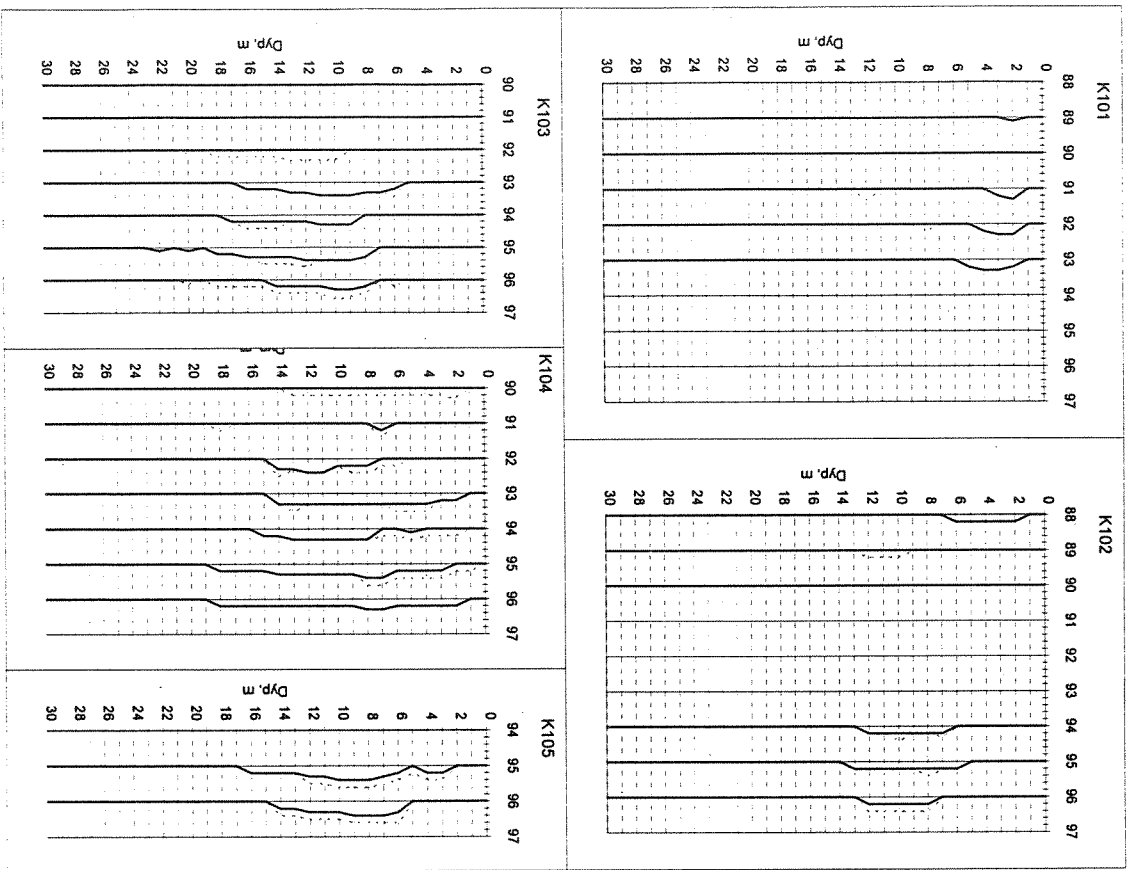
Figur 25

K122, Marholmen, syd for Espevær (Bømlo). Undersøkt i 1988, 90,-91 og i 1995-96. Dataene indikerer økende forekomst (dybdeutbredelse) av stortare fra 1990.

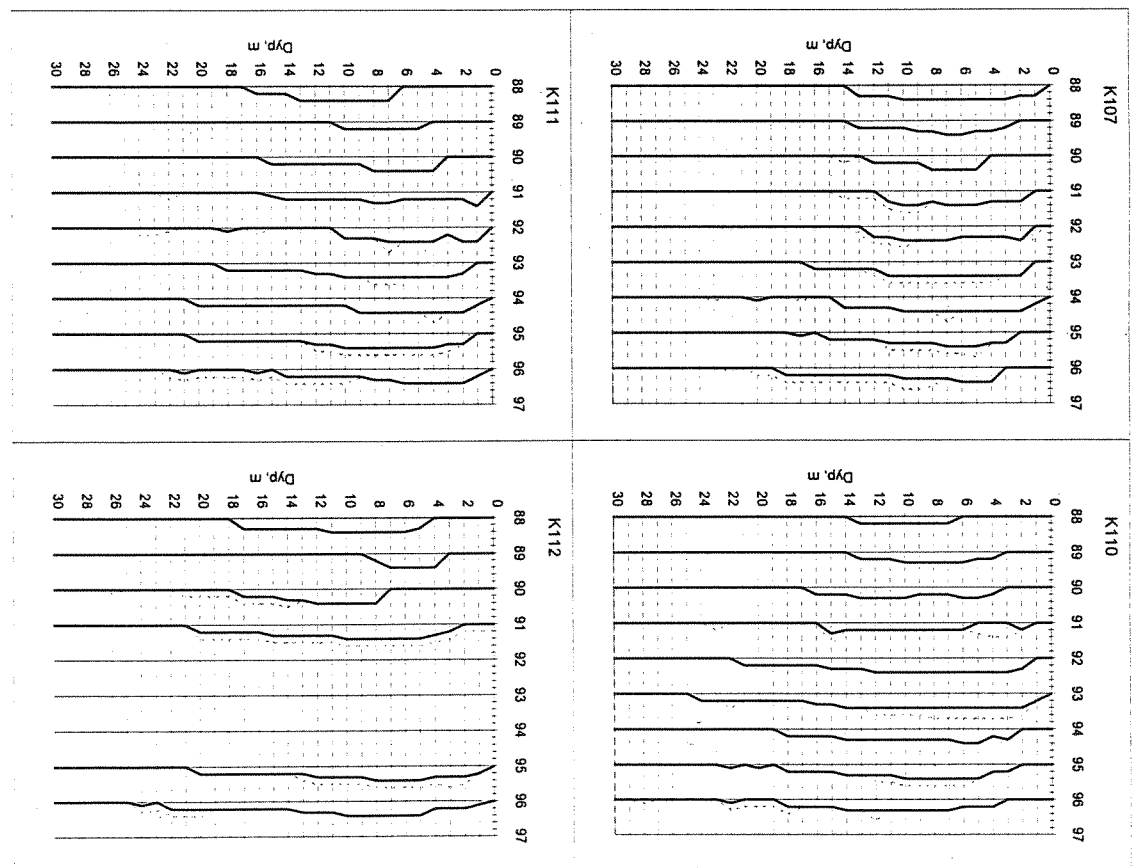
K123, Ylvesøy syd for Brandasund (nord av Bømlo). Data fra 1990 til 1996. Stortare ble funnet vanlig til dominerende fra 2 til 12 m dyp. Stor variasjon i nedre voksegrense, grunnet i 1992 og dypest i 1995 hvor spredte individer ble registrert på 30 m dyp (nedre registreringsdyp).

K125, Årebrot nordvest for Store Sotra. Stabil stortareskog med varierende nedre voksegrense rundt 22 m dyp.

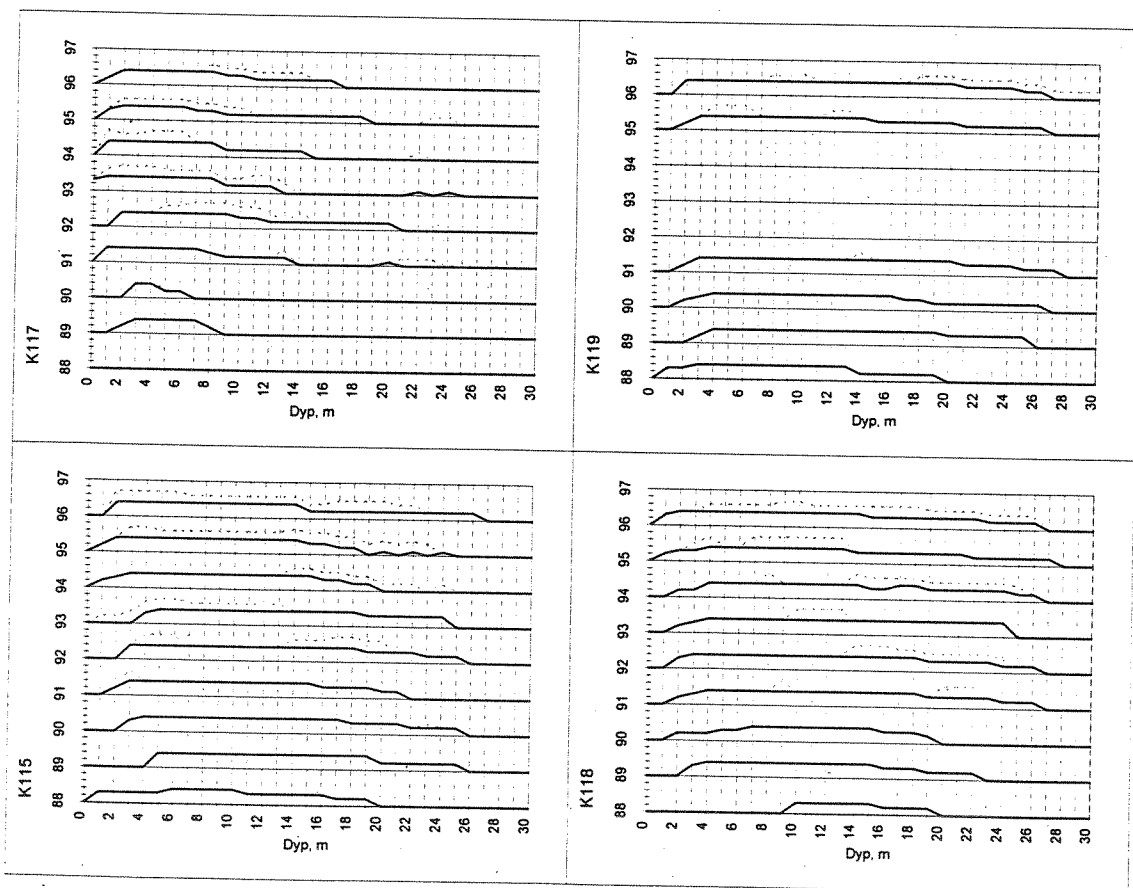
K127, Måjøy nord av Fedje (lengst nord i Øygarden). Stortare vokste fra lavvannsmerket og ned til ca. 28 m dyp. 1992 og 1993 skilte seg ut. Disse 2 årene ble stortare bare registrert ned til 12-14 m dyp. Dette kan skyldes ulike transektretninger.



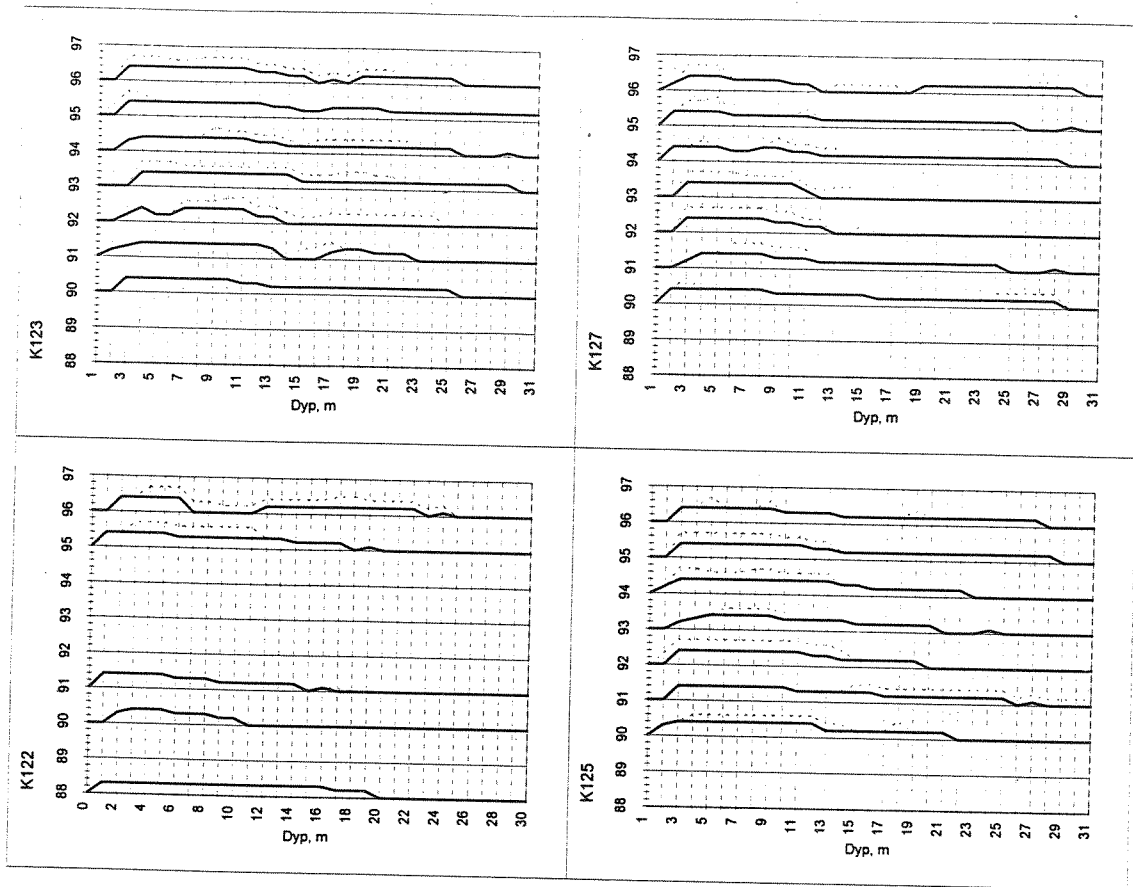
Figur 22. Forekomst av stortare på stasjoner i området A. Undersøkte år er gitt langs x-aksen og mengde stortare registrert er illustrert ved arealet under linjene. Stiplet linje = juvenile planter. K1XX står for kystovervåkingsstasjon nr. XX.



Figur 23. Forekomst av stortare på stasjoner i området B. Undersøkte år er gitt langs x-aksen og mengde stortare registrert er illustrert ved arealet under linjene. Stiplet linje = juvenile planter. K1XX står for kystovervåkingsstasjon nr. XX.



Figur 24. Forekomst av stortare på stasjoner i området C. Undersøkte år er gitt langs x-aksen og mengde stortare registrert er illustrert ved arealet under linjene. Stiplet linje = juvenile planter. K1XX står for kystovervåkingsstasjon nr. XX.



Figur 25. Forekomst av stortare på stasjoner i området D. Undersøkte år er gitt langs x-aksen og mengde stortare registrert er illustrert ved arealet under linjene. Stiplet linje = juvenile planter. K1XX står for kystovervåkingsstasjon nr. XX.



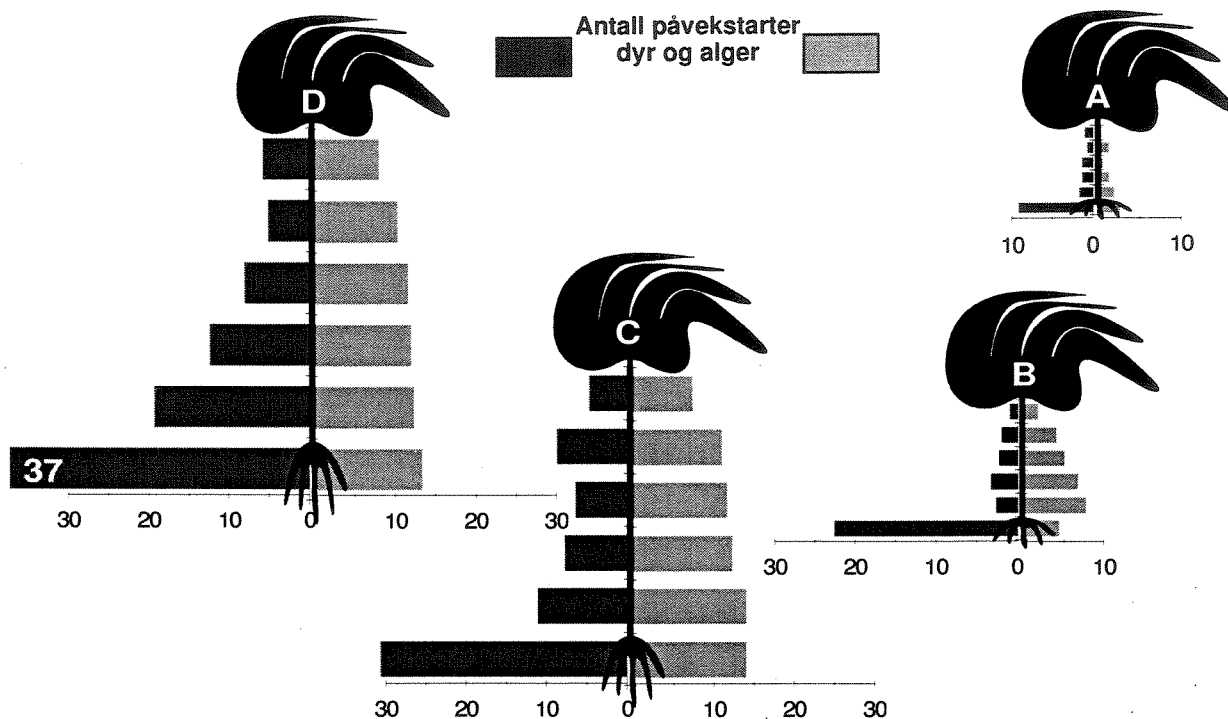
Figur 26. Tegning som viser stortareskog og noe av det arts mangfoldet som her kan finnes. A - påvekst på stipes, B - hapterene, C - bunnen mellom tareplantene (Etter Fosså og Sjøtun 1993).

3.6 Tareskogen som habitat

Stortareskogene danner et av de rikeste områdene langs vår kyst. Dette tredimensjonale habitatet er et voksested, skjulested og spiskammer for et utall forskjellige organismer.

Tareskogen kan deles inn i 5 delhabitater som alle har forskjellige organismer som dominerer (se figur 26):

- I vannvolumet over tareskogen er det hovedsakelig fisk og fiskeyngel som holder til. Disse bruker tarebladene som et skjulested når farer truer. Her finnes arter som torsk, sei, og lyr.
- I vannvolumet mellom tareplantene finnes det leppefisk, torsk og sei. I dette vannvolumet er det også mye krepsdyr som svømmer. Disse krepsdyrene er mat for fisken i tareskogen.
- Stortarens stipes er ofte helt overvokst av epifytter (påvekstorganismer). Ved en grundig undersøkelse er det ikke uvanlig å finne 35 - 40 forskjellige algearter på en stortarestipe. Knyttet til denne epifyttfloraen finnes mange svømmende krepsdyr. Ofte er det snakk om flere tusen individer knyttet til en enkelt tareplante. Grupper som dominerer er amphipoder (tanglopper) og isopoder (tanglus).
- I stortarens hapterer finnes det mange små hulrom som utnyttes til fulle av forskjellige dyr. Dominerende grupper her er mangebørstemark, muslinger, amphipoder og isopoder. Hapterene er også et yndet skjulested for små taskekrabber og trollhummere.
- På bunnen mellom tareplantene finnes det mange andre alger, både skorpeformete og oppreiste. Mange av disse algene er juvenile individer av stortare. Her finnes også snegl, sjøstjerner, sjøanemoner og andre dyr.



Figur 27. Antall taxa av epifytter på stortare fordelt på hapter og hver 1/5-del av stipes (stipes ble kuttet opp i fem like deler og hver del analysert for seg). Resultatene er vist som gjennomsnitt for hvert område (A, B, C, D). Høyden på y-aksen viser gjennomsnittlig stipeslengde.

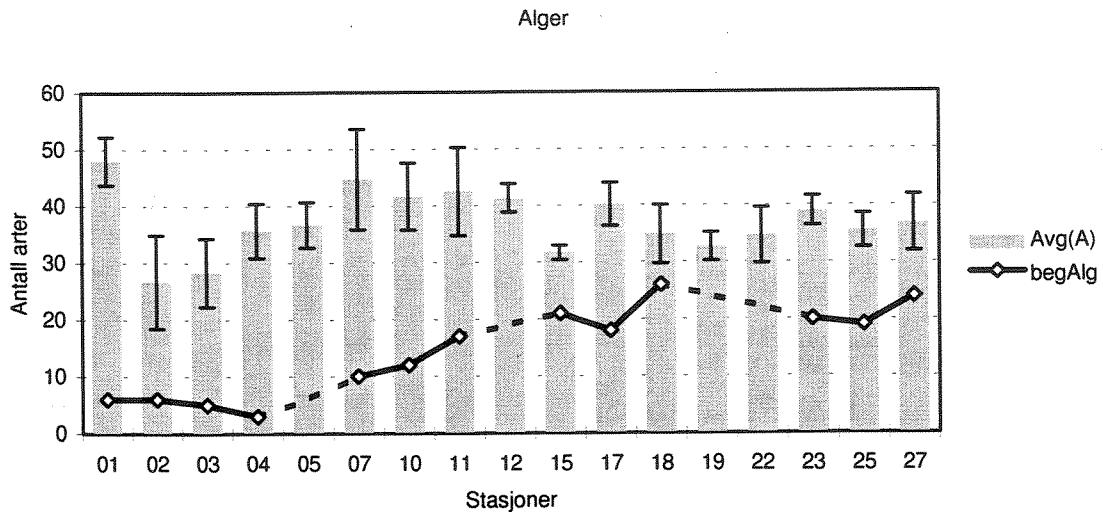
3.6.1 Epifytter

Om man ser på alger og dyr som vokser som epifytter på stipes av stortare i samme geografiske gradient er det tydelig at antall arter av både planter og dyr øker om man går fra øst mot vest. Dette er illustrert i figur 27.

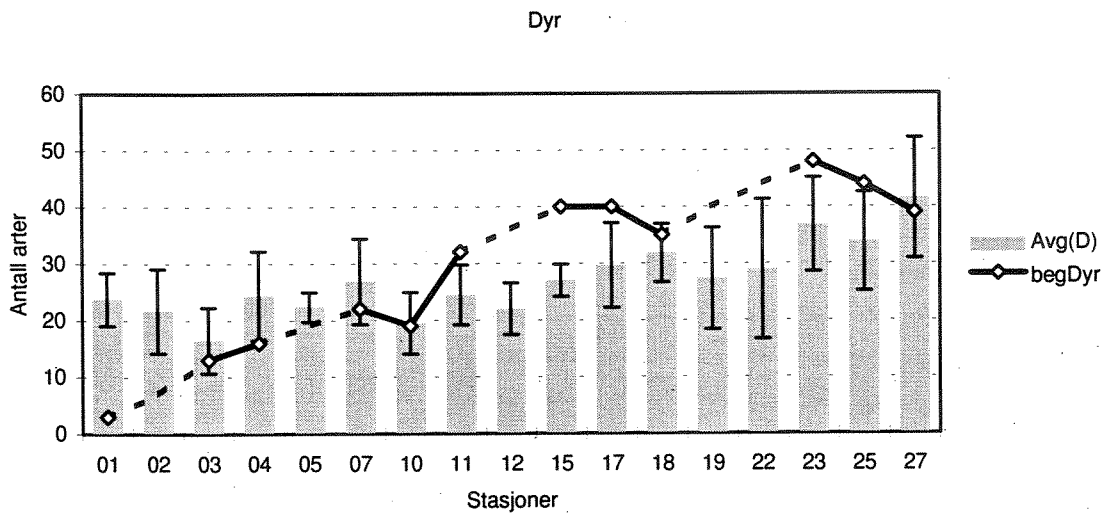
Vertikalfordelingen av fastsittende alger og dyr er stort sett lik i alle områdene. De fleste dyreartene ble funnet på hapterene og antallet avtok gradvis oppover langs stipes. Antall algearter var derimot likt fra hapterene og til toppen av stipes, men artssammensetningen varierte.

Antall taxa var størst på de vestligste stasjonene, noe som kan skyldes at plantene her blir eldre enn plantene lenger øst. En sammenlikning av antall påvekstorganismer med totalt antall taxa registrert i dybdeintervallet 4 - 12 m langs dykke-transektene (sammenfallende dybdeintervall med tareregistreringene), er vist i figur 28 (alger) og figur 29 (dyr). For det første framgår det av figur 28 at antall algearter varierte mellom ca. 25 og 55 arter på kystovervåkingsstasjonene. Bortsett fra stasjon 01 Tisler, som ligger beskyttet i forhold til de øvrige stasjonene, er det en gradvis økning i antall arter fra Færder fyr (02) til Arendal (07) som i dette materialet var den mest artsrike stasjonen. Men stasjon 07 er også noe mer beskyttet enn øvrige stasjoner. Antall påvekstalger øker fra Skagerrak mot Vestlandet, fra rundt 5 arter til 25 arter (makroskopiske). Siden begroingsdataene bare er fra ett år gir de kun en indikasjon. Av "tilgjengelig genpool" øker %-andelen påvekstalger fra rundt 10% i området A til 33% i området B, til over 60% i områdene C og D.

Tilsvarende viser figur 29 en økning i antall arter epifyttiske dyr fra Skagerrak og til Vestlandet. Antall dyrearter registrert langs dykke-transektet fra 4 til 12 m dyp, er rundt et par og tjue arter i områdene A og B og øker noe i områdene C og D. Antall påvekstarter øker derimot kraftig fra øst mot vest. For dyr ble det registrert flere arter sittende på tareplantene enn hva som ble registrert langs



Figur 28. Antall algearter registrert epifyttisk på tarestilker i 1993 (linje) sammenliknet med totalt antall alger registrert i 4 - 12 m dyp på kystovervåkingsstasjonene (søyler = snitt for perioden 1990-1995, ± std. avvik). Området A: 01 - 05, området B: 07 - 12, området C: 15 - 19, området D: 22 - 27.



Figur 29. Antall arter av dyr registrert epifyttisk på tarestilker i 1993 (linje) sammenliknet med totalt antall dyr funnet i 4 - 12 m dyp på kystovervåkingsstasjonene (søyler=snitt for perioden 1990-1995, ± std. avvik). Området A: 01 - 05, området B: 07 - 12, området C: 15 - 19, området D: 22 - 27.

dykke transektet. Det henger hovedsakelig sammen med ulike registreringsmetoder i det tareplantene i 1993 ble undersøkt ved hjelp av lupe, mens registrering langs dykke transektet er begrenset til makroskopiske arter eller til artsgrupper som ikke lar seg skille uten hjelp av lupe. Selv om det blir tatt mange prøver, er det likevel et begrenset utvalg. I tillegg er det uten tvil arter som fortrinnsvis finnes epifyttisk på tareplantene. Spesielt ble det funnet mange arter voksende på og mellom tares hapterer. (Merk at figurene bygger på data slik de ligger i basen og det har ikke vært tid til å gjøre korreksjoner med hensyn til ulik detaljeringsgrad for taxa og taxagrupper.)

3.7 Konklusjoner

Det kan vises til flere gradienter i de biologiske systemer i sublittoralen om man beveger seg fra vestkysten og inn i Skagerrak. Dette kan være at enkeltarter mangler eller forekommer sparsomt i et område eller at arter endrer morfologi og størrelse. Det er imidlertid av ytterste viktighet at man kjenner til enkeltarters økologi og toleransegrenser slik at årsaken til disse endringene ikke tillegges gale forklaringer.

Det er også viktig at man forsøker å få oversikt over naturlige svingninger i systemet slik at man unngår feiltolkninger om en eller flere arter skulle bli borte eller opptre i reduserte bestander. Dette kan kun gjøres med gjentatte undersøkelser over lengre perioder. I Skagerrak finnes det tegn som tyder på at slike svingninger kan finne sted i stortarepopulasjonene - og siden stortaren er nøkkelarten i dette systemet vil naturligvis tareskogens tilhørende flora og fauna bli endret i en slik situasjon.

Det er vanskelig å se at det kan spores noen effekter av en eventuell eutrofipåvirkning på noen deler av den kyststrekningen (Jomfruland til Stad) det her er snakk om. De gradienter som kan pekes på ser ut til å være naturgitte og ikke menneskeskapte. Det synes imidlertid klart at området Skagerrak vil være mer sårbar for en eventuell påvirkning enn områder lenger vest. Dette skyldes de naturgitte forhold, Skagerrak er et område hvor stortaren er dårlig utviklet og det antas derfor at den vil være mer sårbar her enn i sitt optimumsområde. Og siden tareskogen er dominert og strukturert av stortaren vil en reduksjon av denne ene arten kunne få store konsekvenser for det øvrige livet knyttet til sublittoral hardbunn.

4. Bløtbunn sublittoralsamfunn

4.1 Innledning

Denne utredningen gir en sammenstilling av data for bløtbunnsfauna og bunnsedimenter i ytre kystområder på strekningen fra Jomfruland til Stad. Fra området foreligger det et stort antall enkeltundersøkelser. De aller fleste er resipient- og miljøundersøkelser som har fokusert på lokale problemstillinger i tilknytning til kommunale utslipp, fiskeoppdrett eller industriforurensninger. Til disse har det også vært samlet inn referansedata fra lokaliteter utenfor de primære influensområdene. I enkelte områder har det dessuten vært gjennomført løpende prøvetaking over flere år med sikte på å spore eventuelle endringer i miljøtilstanden. Overvåking på et fastlagt nett av lokaliteter uten lokale påvirkninger har vært gjennomført siden 1990 under SFTs kystovervåkingsprogram.

Arbeidet med utredningen har vært konsentrert om å velge ut data fra områder og enkeltlokaliteter som ikke er påvirket av lokal menneskebetonet aktivitet. De mest 'typiske' parametre for kvantitativ bunnfauna er tatt med. I tillegg er det tatt med sedimentparametre for lokaliteter der dette har vært målt. I figurfremstillinger er det lagt mest vekt på noen parametre som vanligvis tillegges betydning for vurdering av eutrofi. Disse fremstillingene søker å illustrere om det fremkommer regionale trender.

Oppblomstringen av den giftige planktonalgen *Chrysochromulina polylepis* i mai/juni 1988 hadde virkninger også for faunaen på bløtbunn. Høsten 1988 og i 1989 ble det registrert lave individtettheter i flere områder på Sørlandet og i Rogaland, noe som ble tolket som ettervirkninger av oppblomstringen (Pedersen & al. 1989, Olsgard 1993). I denne utredningen er prøver som ble samlet i dette tidsrommet tatt med, men det er klart at disse i noen grad representerer en unormal tilstand.

Det er tidligere gitt en oversikt over eutrofitilstand for den aktuelle kyststrekningen hvor resultater fra bunnfaunaundersøkelser er omtalt (Erga & al. 1990). Denne hadde hovedvekt på lokale problemer og knyttet disse mot lokale tilførsler. Det ble ikke foretatt noen sammenstilling av grunnlagsdata i dette arbeidet. Under SFTs kystovervåkingsprogram er det nylig gitt en sammenfatning av resultatene for 5-årsperioden 1990-94 (Pedersen & al. 1995a, b).

4.2 Avgrensninger

I grunnlaget for utredningen heter det at denne skal 'begrense seg til den ytre kyst, og ikke gå i detaljer om fjorder og bassenger' (SFT prosjektplan). Innenfor denne generelle avgrensningen har det vært nødvendig å gi en nærmere presisering av prosjektrammen. Følgende veiledende kriterier har vært lagt til grunn:

- alle data fra ytre kyst og skjærgårdsområder hvor det ikke kan vises til noen former for lokal menneskebetonet påvirkning (forurensning, forstyrrelse etc) faller innenfor prosjektrammen.
- I fjorder er data fra områder med åpen forbindelse til kystvannet utenfor tatt med, men indre fjordområder, bassenger og sund er utelatt.
- Utenfor kystlinjen er norske undersøkelser inkludert ut til en ytre grense ved midtlinjen i Norskerenna. Petroleumsrelaterte offshore-undersøkelser er ikke regnet å falle innenfor prosjektrammen.

Tidlig i prosjektet ble det klart at det var nødvendig å begrense arbeidet tematisk. Hovedvekten er lagt på kvantitative bunnfaunaundersøkelser, hvor det finnes et stort datatilfang og hvor mestparten av

dette er rapportert og åpent tilgjengelig. For bunnsedimenter presenteres data som er innsamlet i forbindelse med bunnfaunaundersøkelsene.

Arbeidsrammen for prosjektet har heller ikke gjort det mulig å gi noen fullstendig oversikt over alle undersøkelser som faller innenfor prosjektrammen. Det er ikke gjort noen forsøk på å summere opp eller bearbeide eldre data som ikke er publisert i lett tilgjengelig form.

4.3 Metodikk

4.3.1 Kvantitativ bunnfauna

Det er innhentet og benyttet data fra:

NIVA
Seksjon for anvendt miljøforskning (SAM), Univ. i Bergen
Miljøplan/Veritas

Alle data finnes rapportert i form av enkeltstående resipient- og prosjektundersøkelser. Fra de enkelte undersøkelsene er det valgt ut stasjoner som tilfredsstillende kriteriene for beliggenhet listet ovenfor. I tillegg er stasjonene vurdert på basis av beskrivelsene i prosjektrapportene for å luke bort stasjoner som er lokalt påvirket. Følgende data er registrert:

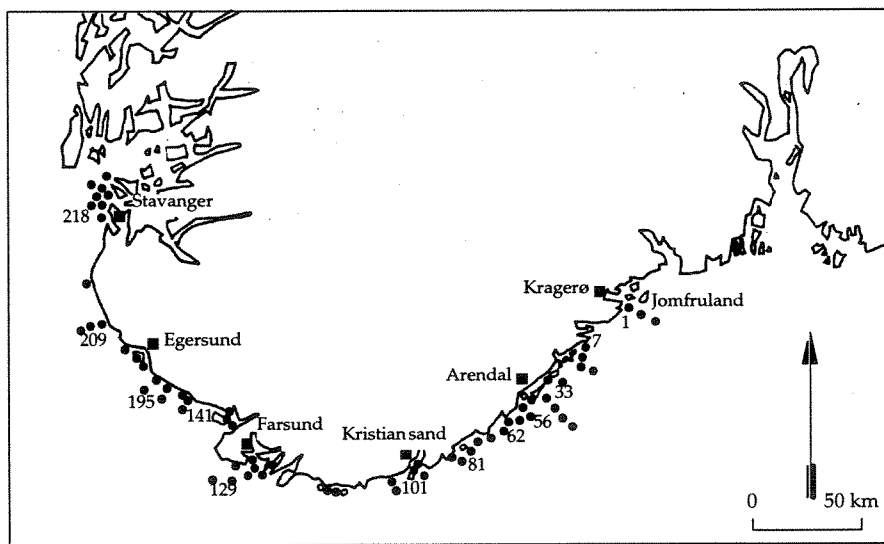
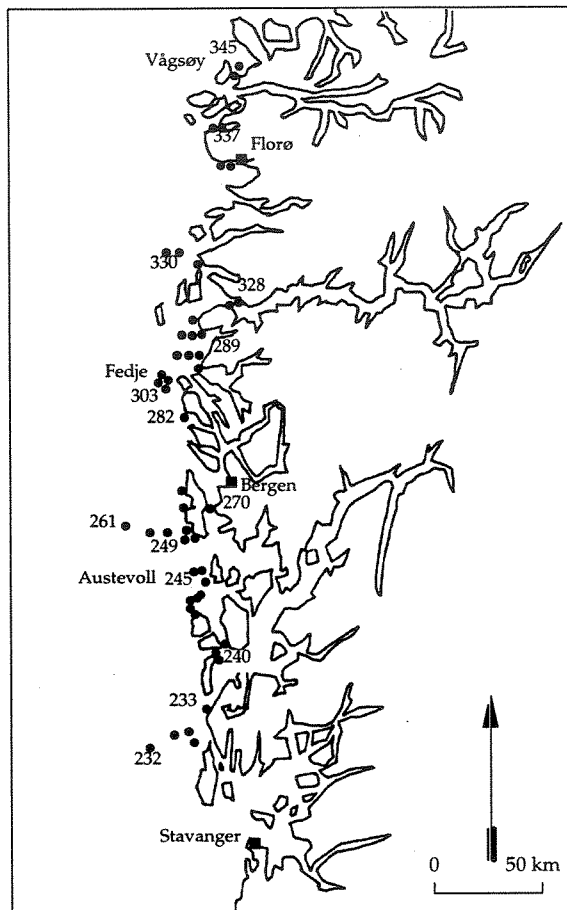
- lokalitetsbenevnelse
- kommune
- stasjonskode
- innsamlingsår og -måned
- posisjon (breddegrad og lengdegrad)
- dyp
- sedimentparametre (fraksjon < 63 μm , glødetap, TOC, TN)
- prøveareal
- artstall
- individtall
- individtettheter (pr. m^2)
- diversiteter (Shannon-Wiener H' , jevnhet Pielou J , Hurlbert $E(S_{100})$)
- dominante arter (3 viktigste)
- referanse

Alle data er samlet i en sammenfattende tabell. I tabellen er stasjonene sortert etter kommune fra øst (Jomfruland), mot vest (Stavanger) og nord (Stad). Innen hver kommune er stasjonene, med noen unntak, sortert etter dyp og etter innsamlingstidspunkt der det er foretatt flere prøvetakinger. På lokaliteter med gjentatt prøvetaking er hver prøvetaking regnet som en stasjon. Stasjonene er tilordnet et løpenummer i tabellen. Enkelte data (f.eks. posisjon, jevnhet) er utelatt i denne rapporten.

Det er noe forskjellig hvilke diversitetsindekser som har vært beregnet i undersøkelsene, men alle har benyttet Shannon-Wiener indeksen ($\log 2$). Det er derfor noe variasjon i hvilke tabellverdier som finnes for de andre indeksene.

Alle prøver er tatt med kvantitativ redskap (0.1 m^2 Petersen, Day, eller van Veen grabb; 0.2 m^2 van Veen grabb). Prøvene er siktet på 1 mm sikt og opparbeidet etter standard prosedyrer. Det er enkelte variasjoner i rutine ved artsidentifisering mellom instituttene, men dette har neppe betydning for grovere sammenligninger av resultatene.

Fra tabellen er det generert plott av diversitet og individtettheter for alle stasjonene samlet, og for stasjoner hvor det foreligger tidsserier. Siktemålet med plottene er først og fremst å illustrere eventuelle regionale trender, og hvor store variasjoner det er på faste stasjoner.



Figur 30. Kart som viser lokaliteter for innsamling av kvantitative bunnprøver. Nummer refererer til løpenummer i sammenfattende datatabell (tabell 12).

4.3.2 Bunnsedimenter

I den sammenfattende tabellen er det gitt data for bunnsedimenter, der dette finnes, sammen med faunadata. Det er ulik praksis mellom institusjonene for prøvetaking og valg av parametre for sedimenter. Universitetet i Bergen (SAM) og Miljøplan/Veritas har rutinemessig analysert for kornfordeling og glødetap i sine undersøkelser. NIVA har stort sett analysert for sedimentets finfraksjon (partikler < 0.063 mm), totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN), men rutinemessig registrering av sedimentparametre har først blitt vanlig i de seneste årene. Under kystovervåkingsprogrammet og på Vestlandet er det for noen stasjoner analysert både for glødetap og TOC.

Fra tabellen er det generert plott for TOC. I et forsøk på å sammenligne mellom alle undersøkelser er glødetapsverdier omregnet til ekvivalente TOC-verdier. Teoretisk sett inneholder organisk materiale ca. 40 % karbon. Omregningen kan derfor foretas ved å dividere glødetapsverdiene på 2.5.

Undersøkelsene hvor både glødetap og TOC har blitt målt, har imidlertid gitt helt andre og nokså avvikende forholdstall. I kystovervåkingsprogrammet er det funnet forholdstall som varierer mellom 3 og 14, med et gjennomsnitt på 7.4 (Pedersen & al. 1995b). Universitetet i Bergen har gjort en undersøkelse på sedimenter fra Nordsjøen og innover i Fensfjorden hvor forholdstallet varierte fra 8 til 3.4, med et gjennomsnitt på 4.5 for kyst- og fjordstasjoner (Buhl-Mortensen & Høisæter 1993). I en undersøkelse fra Oldersundet i Bremanger fant derimot Bjerknes & al. (1987) et forholdstall nær 2.5. Forskjellene kan skyldes at glødetap kan omfatte noe mer enn det organiske materialet i sedimentet, og at dette kan variere med sedimenttype. I denne utredningen er Buhl-Mortensen & Høisæters målinger lagt til grunn for omregningen fordi disse må antas å være representative for undersøkelsene ved Universitetet i Bergen:

$$\text{TOC (mg/g)} = \text{glødetap (\%)} * 10/4.5$$

Omregningen gir lave verdier for Miljøplan/Veritas stasjoner (Sokndal, Bremanger). Det er mulig at en annen faktor skulle vært lagt til grunn for disse data.

4.3.3 Slede- og skrapeprøver

I Vestlandsfjordene er det foretatt tildels omfattende kvalitativ og semikvantitativ prøvetaking. I de senere år har store bunnsleder vært mye benyttet på bløtbunn. Resultatene har vært sammenlignet med sledeprøver tatt utenfor kysten for å beskrive karaktertrekk ved fjordene og antyde årsaker til forskjeller. Noen av hovedresultatene er kort gjengitt i denne utredningen.

4.4 Resultater

4.4.1 Kvantitativ bunnfauna

Utvalg av stasjoner

I alt omfatter utvalget 347 stasjoner/prøvetakinger fra 151 lokaliteter. Stasjonenes beliggenhet er markert på kart i figur 30. Det er god stasjonsdekning på strekningene fra Arendal til Kristiansand, Lista til Egersund og Bømlo til Fensfjorden. Stavangerområdet og Bergensområdet er også godt dekket, mens det er få stasjoner ved Jæren (Egersund-Randaberg) og nord for Sognefjorden. De fleste stasjonene er fra ytre kystområder. Utenfor kystlinjen finnes det data fra SFTs kystovervåkingsprogram og fra Miljøplan/Veritas undersøkelser utenfor Jøssingfjord.

Stasjonene er innsamlet i tidsrommet 1973 - 1996, men de fleste undersøkelsene er fra siste tiårsperiode. Dybdene varierer fra 15 til 1100 m, men det er flest stasjoner i intervallet 50-200 m. På de fleste stasjonene på Sørlandet og i Rogaland er innsamlet prøveareal 0.3-0.5 m², mens det i Hordaland og Sogn og Fjordane oftest er 0.6-1.0 m². De sammenstilte data er gitt i tabell 12, sist i dette kapitlet.

Det finnes flere tidsserier som spenner over 10 år eller mer og hvor det har vært foretatt nesten årlig prøvetaking. Den lengste serien er fra Raunefjorden ved Bergen (240 m) og strekker seg tilbake til 1973. På en stasjon ved Grimstad som nå inngår i kystovervåkingsprogrammet (50 m), har det vært tatt prøver siden 1983. Utenfor Jøssingfjord har flere stasjoner (60-175 m) blitt prøvetatt siden 1983 eller 1985. Gode tidsserier finnes også fra Hjeltefjorden ved Bergen (225 m), Fensfjorden (330 m, 455 m) og i Gulen i Bremanger (95 m, 190 m). I SFTs kystovervåkingsprogram har det vært årlig prøvetaking siden 1990 på stasjoner ved Arendal og Lista.

Undersøkelser i områder langs kysten

Jomfruland- Lillesand

Det er foretatt resipientundersøkelser med referansestasjoner i upåvirkede områder i Tvedestrand, Arendal, Grimstad og Lillesand. Alle stasjoner er undersøkt mer enn en gang. I Arendal har et dypområde ved utløpet av Nidelva (Ærøydypet) vært undersøkt flere ganger siden 1987 i forbindelse med overvåking av kommunale utslipp. En stasjon i ytre skjærgård ved Grimstad (50 m) som var referansestasjon ved resipientundersøkelser i 1983-85, blir nå prøvetatt under kystovervåkingsprogrammet. I 1986 ble en rekke lokaliteter i Aust-Agder prøvetatt i forbindelse med en vurdering av egnethet for havbruk. Stasjoner i ytre skjærgård er tatt med i denne utredningen.

I Kystovervåkingsprogrammet foreligger det prøver fra fire områder på strekningen. Det blir tatt prøver årlig på et stasjonstransekt ved Grimstad/Arendal (50-350 m). Utenfor Portør i Kragerø (340 m) og Lyngør i Tvedestrand (380 m) er det tatt prøver i 1993-95. I Lillesands ytre skjærgård er en stasjon (100 m) prøvetatt i 1990-91.

Under og etter oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis* i 1988 ble en rekke stasjoner prøvetatt. Flere av stasjonene fortsettes nå under Kystovervåkingsprogrammet. Stasjoner hvor det ikke er lokal påvirkning er tatt med i utredningen.

Lillesand-Lista

Det er foretatt resipientundersøkelser med referansestasjoner i upåvirkede områder i Kristiansand, Mandal og Farsund. I Kristiansandsfjorden er flere stasjoner prøvetatt med ti års mellomrom.

I Kystovervåkingsprosjektet er det årlig tatt prøver på en dyp stasjon i Søgne (350 m) og på et transekt ved Farsund/Lista (120-380 m). Grunnere stasjoner (70-125 m) ble prøvetatt i 1990-92. I Søgne ble den grunneste stasjonen (125 m) opprinnelig innsamlet under *Chrysochromulina*-undersøkelsene i 1988 og 1989.

Lista -Egersund

I Stolsfjorden utenfor Flekkefjord er det tatt en stasjon i forbindelse med resipientundersøkelse for Flekkefjord og to stasjoner under *Chrysochromulina*-undersøkelsene.

Utenfor Jøssingfjord i Sokndal har det vært gjennomført et større undersøkelsesprogram i forbindelse med utslippene av steinstøv fra Titania siden 1983. I dette programmet har 10 stasjoner utenfor det primære influensområdet blitt innsamlet mer eller mindre regulært fram til 1993. Syv stasjoner hvor det ikke har vært påvirkning av steinstøv, er tatt med i denne vurderingen. Området er åpent uten øyer og skjærgård. Fire av stasjonene ligger nær land (< 2 km), mens tre stasjoner ligger lenger ut fra land (2-5 km).

Ved Egersund er det tatt stasjoner som ligger åpent til i Sørågapet, Nordresundet og i Lundeviki på yttersiden av Eigerøya. Litt ut fra Nordresundet er det tatt prøver på en dyp stasjon (320 m) siden 1991 under Kystovervåkingsprogrammet.

Egersund-Stavanger

På strekningen er det mest åpen kyst og få fjorder. Det er få undersøkelser i dette området, men i forbindelse med *Chrysochromulina*-oppblomstringen ble det tatt prøver noen steder langs kysten. Nordligst på Stavanger-halvøya er det nylig gjennomført en større prøvetaking i Håsteinfjorden som del av resipientundersøkelsene ved Stavanger. Nærmere Stavanger er det gjennomført flere resipientundersøkelser, men de fleste stasjonene ligger innelukket til eller er grunne.

Stavanger-Bømlo/Stord

På strekningen er Karmsundet og området ved Kårstø undersøkt flere ganger, men disse er regnet å falle utenfor rammen av utredningen. I ytre kystområder ble det prøvetatt noen stasjoner ved Røvær under *Chryso*-undersøkelsene i 1988. Det er lagt et transekt med kystovervåkingsstasjoner utenfor Haugesund, men stasjonene har bare blitt innsamlet en gang. I Mølstrevåg nord for Haugesund er en stasjon med gode miljøforhold i nærheten av et oppdrettsanlegg tatt med.

Bømlo/Stord-Bergen

I Stokksundet mellom Stord og Bømlo er det flere stasjoner som er undersøkt. Det er ikke gjort tidsserier, men miljøforholdene ble vurdert som gode. Det er også tatt prøver i Spysøysundet i forbindelse med miljøovervåking rundt fiskeoppdrett og konsekvensutredning av veiprojektet 'Trekantsambandet'. I Bømlo og Austevoll kommuner er det gjort flere undersøkelser rundt fiskeoppdrettsanlegg hvor referansestasjonene er tatt med i denne vurderingen. Miljøtilstanden er beskrevet som god på referansestasjonene.

På vestsiden av Sotra er det foretatt undersøkelser på skjellsandforekomster og ved oppdrettslokaliteter. Områdene ligger åpent til ut mot havet og oppdrettslokalitetene har dype referansestasjoner med godt miljø. Utenfor Sotra er det et transekt med nokså dype kystovervåkingsstasjoner. Disse ble innsamlet i tre år (1990-92).

Bergen-Sognefjorden

Fra 'Byfjordsundersøkelsene', som er en langtidsovervåking av fjordene rundt Bergen, er det tatt med en stasjon på 244 m dyp i Raunefjorden. Stasjonen er på grensen til å falle utenfor rammen for denne utredningen, men er tatt med fordi den representerer en lang tidsserie. Faunaen har ikke vist tegn til miljøpåvirkningen i undersøkelsesperioden.

Ved oljeterminalen på Sture i Øygarden ble det foretatt grunnlagsundersøkelser i 1985-88 og senere har det vært årlige overvåkingsundersøkelser siden 1989. En stasjon på 225 m dyp i Hjeltefjorden er tatt med. I Fensfjorden har det vært gjort undersøkelser siden 1972 i området utenfor oljeraffineriet på Mongstad. Gode tidsserier finnes fra dype områder fra 1987. Miljøforholdene er gode i dypet av fjorden.

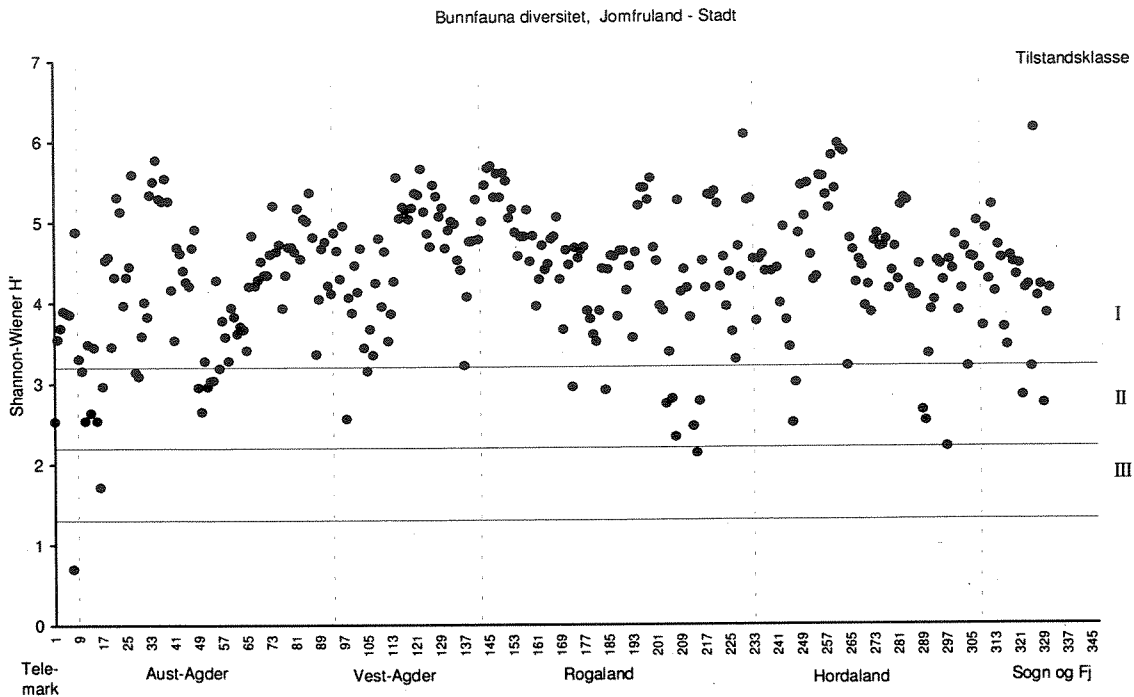
Mellom Fensfjorden og Sognefjorden er det flere undersøkte oppdrettslokaliteter som har dype uforurensede stasjoner.

Ved Fedje er det gjort flere innsamlinger. Dette er et eksponert område på forholdsvis grunt vann med en arts- og individrik fauna.

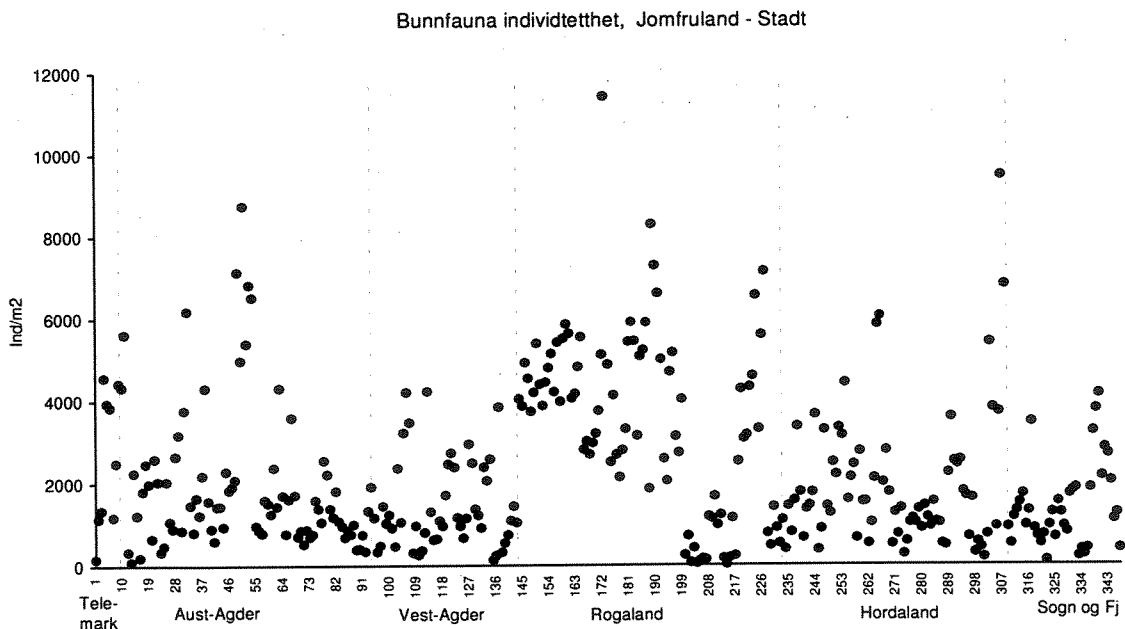
Sognefjorden-Stad

I Sognefjorden foreligger det grabbprøver fra 1100 m og 151 m dyp utenfor en oppdrettslokalitet. Miljøforholdene var gode.

Nord for Sognefjorden er det foretatt miljøundersøkelser i Vågsøy og Flora kommuner. Det er også gjort flere undersøkelser ved fiskeoppdrettsanlegg. Referansestasjonene fra disse er tatt med i utredningen.



Figur 31. Shannon-Wiener diversitet for alle stasjoner. Stasjonene er ordnet i rekkefølge fra øst (Jomfruland) mot vest og nord (Stad). På lokaliteter med gjentatt prøvetaking er hver prøvetaking regnet som stasjon. Tilstandsklasser i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Rygg & Thélin 1993) er lagt inn for sammenligning. Nummer for stasjonene refererer til løpenummer i sammenfattende datatabell 12.



Figur 32. Individtetthet (ind/m²) for alle stasjoner. Stasjonene er ordnet i samme rekkefølge som i Figur 31.

Diversitet og individtettheter

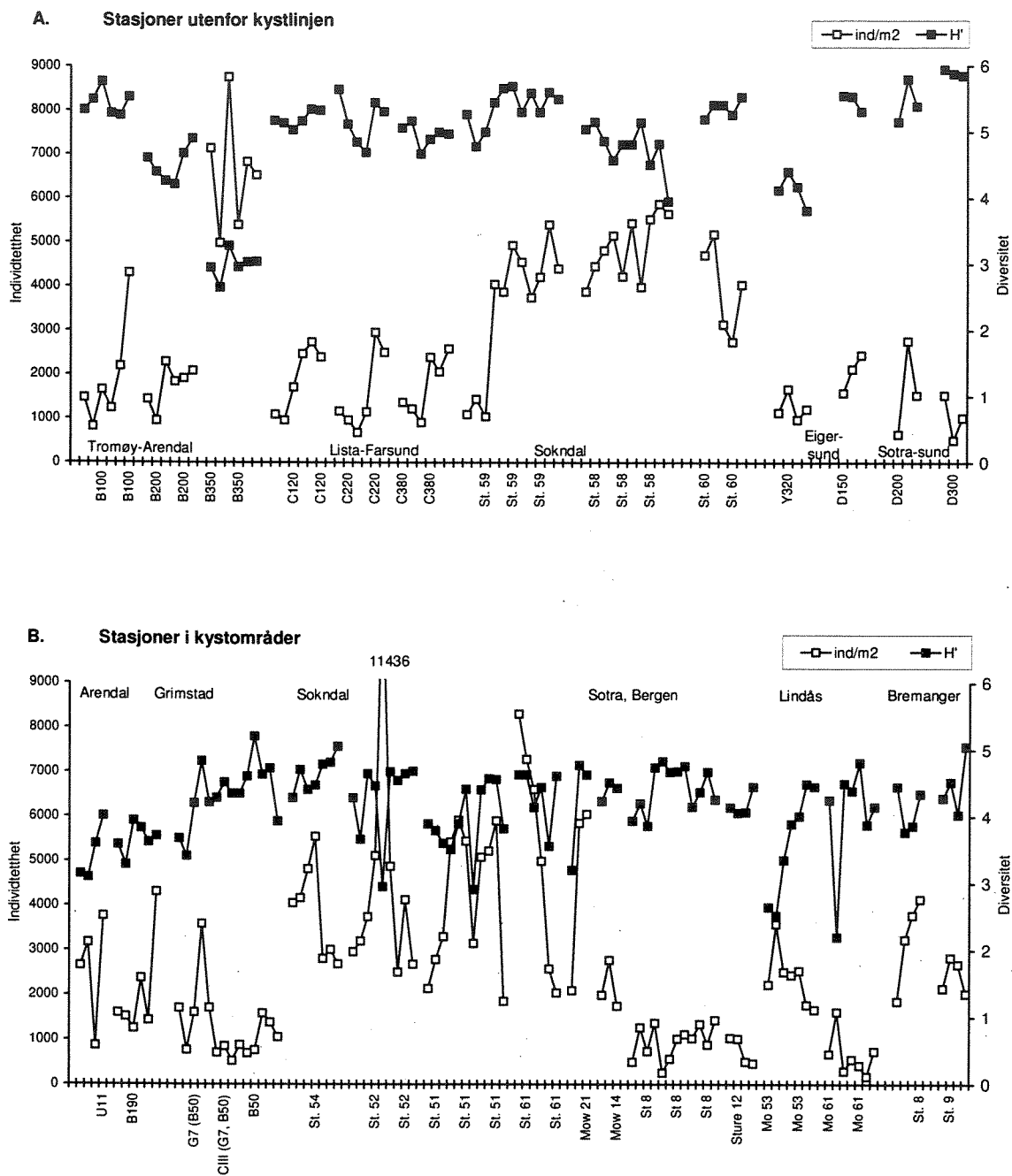
Figur 31 viser plott av Shannon-Wiener diversitet (H') for alle stasjonene ordnet fra øst mot vest/nord. Generelt var det normal til høy diversitet på hele kyststrekningen, vist ved at de fleste stasjonene faller i tilstandsklasse I (god tilstand) etter SFTs kriterier ($H' > 3.1$). På hele strekningen var det noen stasjoner som hadde lavere diversitet. Dette var særlig tydelig for *Chryso*-stasjoner ved Eigersund og Jæren (stasjonsnr. 203-217), men disse er tatt på sandbunn som ofte har naturlig lav diversitet. Det var svært høy diversitet ($H' > 5$) på ganske mange stasjoner. I plottet fremkommer det få trender. Muligens er det noe større variasjoner mellom stasjonene i de østligste områdene (Kragerø, Tvedestrand) enn ellers på strekningen når sandbunnsstasjonene ved Eigersund/Jæren holdes utenfor.

Figur 32 viser plott av individtettheter med stasjonene ordnet som i figuren ovenfor. De fleste stasjonene faller i intervallet 500- 3000 ind/m², men langs hele strekningen er det stasjoner med vesentlig høyere tettheter. Generelt var det høye tettheter (> 4000 ind/m²) på de dype kystovervåkingsstasjonene ved Portør (340 m), Lyngør (380 m) og Tromøy (350 m), i området utenfor Jøssingfjord (70-170 m) og i Håsteinsfjorden i Randaberg (150-300 m). I plottet skiller prøvene fra Rogaland seg klart ut, mens det ellers er et ganske likt mønster for hele strekningen. I Rogaland er det stasjonene utenfor Jøssingfjord som utgjør den markerte blokken med høye individtettheter (stasjonsnr. 141-199), mens det er sandbunnsstasjonene nord for Egersund som har de svært lave tetthetene.

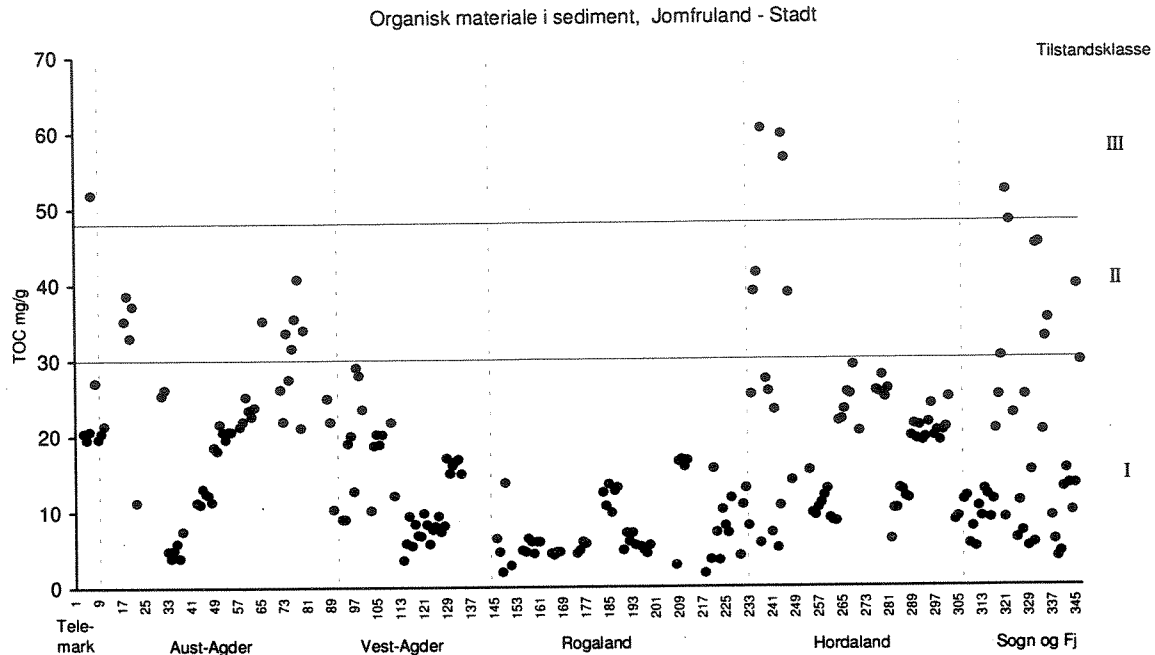
I figur 33 er individtetthet og diversitet for faste overvåkingsstasjoner og stasjoner som er prøvetatt flere enn tre ganger vist. I figuren er det skilt mellom stasjoner som ligger åpent til utenfor kysten (> 2 km fra land) og stasjoner i skjærgård- og fjordområder hvor det er mer eller mindre lokal beskyttelse. Det mest åpenbare mønsteret er at variasjonene fra år til år er større på stasjonene i kystsonen enn på stasjonene utenfor kystlinjen. På dette utvalget av stasjoner er det høyest individtetthet på stasjoner i Skagerrak og utenfor Jøssingfjord, hvor spesielt den dypeste kystovervåkingsstasjonen utenfor Tromøy (350 m) skiller seg ut. Det fremkommer ingen spesielle trender i diversitet, men 350-m stasjonen utenfor Tromøy har lavere diversitet enn de andre stasjonene. Variasjonene kan synes å være noe større i Skagerrak og Rogaland enn i Hordaland og Sogn og Fjordane.

Biomasse

Det er svært få undersøkelser hvor det har vært målt biomasse av bunnfauna. Under Kystovervåkingsprogrammet ble det i 1990 og 1991 målt biomasse for hver art på noen stasjoner. I 1994 ble biomasse målt for børstemarkene *Heteromastus filiformis*, *Paramphinome jeffreysii* og *Tharyx* sp. på alle stasjoner. Det var store variasjoner i målingene, men det var en tendens til økende individvekt mot øst i Skagerrak (Pedersen & al. 1995a, b). Dette er små former som dominerer i de dypere områdene av Skagerrak.



Figur 33. Variasjoner i individtetthet og diversitet på lokaliteter som har vært prøvetatt flere ganger.
 A. Stasjoner utenfor kystlinjen (> 2 km fra land). B. Stasjoner i ytre skjærgård og fjorder.



Figur 34. Organisk materiale i bunnsediment (som totalt organisk karbon, TOC) for bunnfaunastasjoner hvor dette har vært målt. Stasjonene er ordnet i samme rekkefølge som i figur 31. Organisk materiale målt som glødetap er omregnet til TOC (hovedsakelig Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane), se tekst for nærmere forklaring. Tilstandsklasser i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Rygg & Thelin 1993) er lagt inn for sammenligning. Nummer for stasjonene refererer til løpenummer i sammenfattende datatabell 12.

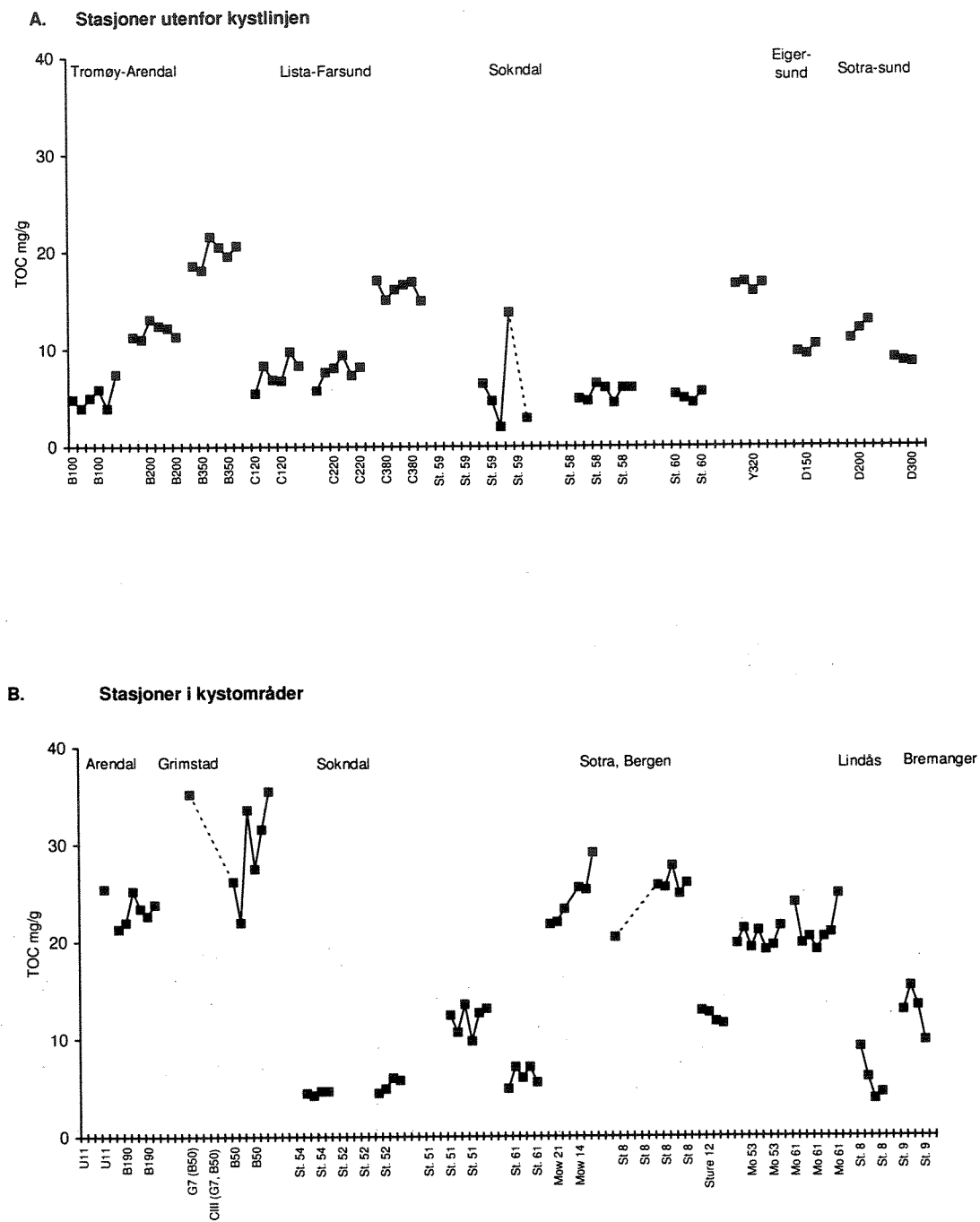
4.4.2 Bunnsedimenter

Figur 34 viser plott av organisk innhold i sediment for stasjonene ordnet som i figurene ovenfor. De fleste stasjonene faller i tilstandsklasse I (god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier, mens endel stasjoner i Aust-Agder og på Vestlandet faller i klasse II (mindre god tilstand). I Hordaland og Sogn og Fjordane er det ytterligere stasjoner med ganske høyt organisk innhold. I sammenligningen mellom Sørlandet og Vestlandet må det imidlertid tas hensyn til at de fleste verdiene for Vestlandet er omregnet fra glødetap. Med usikkerhetene som hefter ved omregningen (se metodikk, kap. 4.3.2), må sammenligningen gjøres med forsiktighet, men innen regionene kan det sammenlignes mellom stasjoner.

Stasjonene på Vestlandet med høyt organisk innhold ligger i bassenger og områder med lokal beskyttelse. Noen steder er det kjent at tilførsler av tare kan gi et markert bidrag av organisk materiale. Det kan synes som om dette er områder som virker som feller på strømtransportert organisk stoff. Trolig er det en kombinasjon av lokal topografi, vannbevegelser (strøm, bølger) og naturlig organisk produksjon som skaper disse forholdene.

Figur 35 viser variasjonene i organisk innhold på lokaliteter med gjentatt prøvetaking. Med få unntak viser alle stasjoner bare små variasjoner. Det er ikke noen spesielle trender på noen av stasjonene. Generelt viser stasjonene utenfor kysten lavere verdier enn stasjonene i kyst og fjordområder.

En tilsvarende gradient kommer tydelig fram i transektet som Universitetet i Bergen gjorde fra Nordsjøen og innover i Fensfjorden. Her steg verdiene for TOC fra 12-14 mg/g utenfor kystlinjen til 16-30 mg/g i Sognesjøen og Fensfjorden og videre til > 30 mg/g i indre fjordarmer (Buhl-Mortensen & Høisæter 1993). Langs gradienten var det også en klar endring i materialets karakter, vist ved at C/N-forholdet endret seg fra < 8 utenfor kysten til > 10 i indre fjorder.



Figur 35. Variasjoner i organisk materiale (TOC) på lokaliteter som har vært prøvetatt flere ganger. A. Stasjoner utenfor kystlinjen (> 2 km fra land). B. Stasjoner i ytre skjærgård og fjorder. Stasjonsutvalget er det samme som i figur 33.

TOC og glødetap er korrelert med innholdet av finmateriale i sedimentet. I Kystovervåkingsprogrammet er det beregnet en lineær sammenheng mellom fraksjonen av silt og leir (partikler < 0.063 mm) og innholdet av TOC. For finkornede sedimenter som bare består av silt og leir er 'normalverdien' for TOC 18 mg/g (Pedersen & al 1995a, b). Enkelte lokaliteter avviker fra hovedmønsteret. Den grunne stasjonen ved Grimstad (50 m) har et høyere TOC-innhold enn forventet ut fra denne sammenhengen (Pedersen & al. 1995a).

4.4.3 Slede- og skrapeprøver

På Vestlandet er det foretatt omfattende innsamlinger med skrape, bunnslede og trål i mange fjorder. Av eldre data finnes det mye fra Hardangerfjorden og Sognefjorden (f.eks. Rustad 1945, Stensvold 1985). Materialet er for det meste faunistisk og zoogeografisk, men vil kunne utgjøre en verdifull basis for eventuelle nye oppfølgende undersøkelser.

Siden midt på 70-tallet har det vært foretatt en rekke innsamlinger med større bunnsleder både i fjordene og utenfor kysten på Vestlandet. Fosså og Brattegard (1990) har bearbeidet mysider (*Crustacea: Mysidacea*) fra i alt 113 prøver fra 67 fjordlokaliteter. De viser at det var gradvise faunaforandringer korrelert med dyp ned til ca. 350 m, mens de viktigste mønstrene på større dyp var forskjeller mellom fjordene. De knytter forandringene til generelle økologiske forhold (temperatur, saltholdighet, lysforhold) og terskeldyp i fjordene. Buhl-Mortensen (1994) har gjort en studie av amphipoder (*Crustacea: Amphipoda*) og mollusker samlet med slede fra åpne havområder og innover i fjordene. Hun viser at diversiteten for begge gruppene er høyest utenfor kysten og avtar i kystområdene og videre innover i fjordene. I fjordene kan diversiteten relateres til terskeldyp. Mest trolig er det terskelens betydning for fjordmiljøet som er avgjørende. Buhl-Mortensen (1994) viser bl.a. til at det organiske materialet i sedimentet skiller seg både i mengde og kvalitet mellom åpne havområder og fjordene. Dessuten synes bunnssubstratet å være mer homogent og derved representere færre habitater i fjordene enn utenfor kysten.

4.5 Vurderinger

Det har ikke vært mulig under rammen for dette prosjektet å gå dypere inn i datamaterialet. Analyser av parametre enkeltvis eller i kombinasjon på systematiske utvalg av stasjoner kan tenkes å vise trender som overskygges i de grove sammenstillingene. På den annen side må det forventes at de grove sammenstillingene vil vise generelle regionale forskjeller.

I det totale datamaterialet synes det ikke å fremkomme noen geografiske gradienter i diversitet (H') eller individtettheter i undersøkelsesområdet. Begge parametre varierer ganske mye. Variasjonsbredde og forekomst av ekstremverdier synes å være nokså jevnt langt hele kyststrekningen. Enkelte områder skiller seg likevel ut. Spesielt er det registrert høye individtettheter på de dype kystovervåkingsstasjonene øst i Skagerrak og i området utenfor Jøssingfjord. Det er også en tendens til større årlige variasjoner i kystsonen enn i områdene utenfor kysten. Variasjonene kan synes å være noe større i Skagerrak og Rogaland enn i Hordaland og Sogn og Fjordane. For bunnsedimentene er det tegn til forskjeller i organisk innhold mellom Sørlandet og Vestlandet, men dette kan ikke avgjøres på grunn av forskjellene i metodikk. For denne parameteren er det nødvendig å få sikrere konverteringsfaktorer mellom glødetap og TOC, eventuelt gjøre nye undersøkelser.

Data fra Kystovervåkingsprogrammet i 5-årsperioden 1990-94 er nylig bearbeidet med sikte på å illustrere trender og mønstre (Pedersen & al. 1995a, b). Undersøkelsene på bløtbunn viser en generell tendens til økende individtettheter og fallende diversitet (H') mot øst i Skagerrak. Det er spesielt de dypeste stasjonene (> 300 m) i ytre Oslofjord, utenfor Portør, utenfor Lyngør og utenfor Arendal som skiller seg ut. Samtidig er det en tendens til økt individvekt for de dominerende artene i samme område. Resultatene tolkes som at det kan være en større næringstilgang til bunnfaunaen i disse

områdene, noe som kan ha sammenheng med primærproduksjon eller spesielle hydrofysiske forhold (Pedersen & al. 1995a). Analyser av faunasammensetningen med multivariatmetoder viser at dyp og geografisk beliggenhet er de beste forklaringsvariablene. Sedimentparametrene (finfraksjon, TOC) har også betydning, men gir ikke uten videre merinformasjon fordi disse varierer geografisk og med dyp. Det er lite variasjon som kan knyttes til forandringer over tid (Pedersen & al. 1995b).

Bløtbunnsundersøkelsene i Kystovervåkingsprogrammet er først og fremst representative for dypområdene utenfor kysten av Sørlandet. Sammenstillingen av data i denne utredningen viser at gradientene i faunaparametre ikke uten videre gjelder for hele kystsonen. Dette kan illustrere at påvirkninger av organiske tilførsler kan finne sted i enkelte områder. Dypområdene i Skagerrak er trolig utsatt for økt sedimentasjon av organiske partikler (Pedersen & al. 1995a). Det er mulig at tilsvarende forhold gjelder for områdene utenfor Jøssingfjord vest av Lista og Håsteinfjorden nord for Jæren, områder hvor det også var svært høye individtettheter. Det er også sannsynlig at det vil være vanskeligere å oppdage påvirkninger i kystsonen enn i homogene områder utenfor kysten, på grunn av stor variasjon og topografiske forskjeller. En grundigere analyse av utvalgte data fra kystsonen kan derfor være påkrevd for å avsløre mønstre som ikke fremkommer i sammenfattende sammenstillinger.

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtbunnsstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

Prøve nr.	Sted/Serie	Kommune	Stasjon	År	Dyp m	silt/leir %	gl.tap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S ind/m ²	H' log2	ES (100)	Art rank 1	Art rank 2	Art rank 3
1	Portør	Kragerø	SK20 (U70)	1988	70					0,4	12	168	2,53	Thya sar	Meli cri	
2	Portør/C	Kragerø	SK20 (U70)	1989	70					0,4	40	1143	3,55	Hete fil	Meli cri	Spio kro
3	Portør	Kragerø	SK18 (U100)	1988	155					0,8	70	1346	3,69	Hete fil	Meli cri	Para jef
4	Portør/K	Kragerø	U340	1993	340	99	13,0	20,4	2,5	0,4	70	4570	3,9	Para jef	Hete fil	Thary sp
5	Portør/K	Kragerø	U340	1994	341	99	14,9	19,6	2,1	0,4	63	3948	3,88	Para jef	Hete fil	Thary sp
6	Portør/K	Kragerø	U340	1995	350	99		20,7	2,3	0,4	70	3840	3,86	Hete fil	Para jef	Thary sp
7	Sandøyfjorden	Tvedestrand	E15	1985	50			51,9	6,8	0,3	13	1180	0,7	Dias rat		
8	Gjeving	Tvedestrand	E17	1985	63			27,1	2,7	0,3	77	2490	4,88	Para nit	Thya fle	Nemerlin
9	Lynør/K	Tvedestrand	V380	1993	380	99	12,9	19,7	2,5	0,4	53	4428	3,31	Hete fil	Thary sp	Thya equ
10	Lynør/K	Tvedestrand	V380	1994	399	100	15,2	20,5	2,3	0,4	47	4328	3,16	Hete fil	Thary sp	Para jef
11	Lynør/K	Tvedestrand	V380	1995	392	100		21,4	2,5	0,4	51	5618	2,54	Hete fil	Thary sp	Para jef
12	Tvedestrandsfj	Tvedestrand	T6	1983	60					0,5	20	338	3,49	Corb gib	Hete fil	Para nit
13	Tvedestrandsfj	Tvedestrand	T6	1984	60					0,5	9	98	2,64	Spio typ	Mald sar	Corb gib
14	Tvedestrandsfj	Tvedestrand	T6	1986	60					0,5	53	2254	3,45	Dias rat	Hete fil	Nucu ten
15	Borøya	Tvedestrand	T7	1983	64					0,5	19	1220	2,54	Mald sar	Dias rat	Spio typ
16	Borøya	Tvedestrand	T7	1984	65					0,5	5	196	1,72	Spio typ	Nucu ten	Mald sar
17	Borøya	Tvedestrand	T7	1985	66					0,5	32	1804	2,97	Dias rat	Spio typ	Hete fil
18	Narestø	Arendal	E14	1985	58			35,2	4,5	0,3	71	2467	4,53	Hete fil	Amph chi	Nucu ten
19	Narestø	Arendal	E14	1994	56	97		38,6	5,1	0,4	64	1990	4,57	Amph chi	Dipl gla	Prio mal
20	Tromøysund	Arendal	T14 (Sed T10)	1989	46	37		33,0	2,0	0,4	43	658	3,46	Amph fil	Amph chi	Goni mac
21	Tromøysund	Arendal	T14	1994	43	98		37,2	4,4	0,4	63	2595	4,32	Scal inf	Amph fil	Myse bid
22	Gaitesund	Arendal	AD4	1994	60	25		11,3	<1,0	0,4	104	2043	5,31	Prio mal	Dipl gla	Polyc sp
23	Ærøydypet	Arendal	U4A	1981	34					0,5	54	336	5,13	Sosa sul	Nemerlin	Lepi ase
24	Ærøydypet	Arendal	U8	1981	35					0,5	47	478	3,97	Prio mal	Sosa sul	Nemerlin
25	Ærøydypet	Arendal	U10	1987	41					0,3	89	2043	4,32	Labi bus	Sosa sul	Amph fil
26	Ærøydypet	Arendal	U10	1988	42					0,3	71	1073	4,45	Labi bus	Amph fil	Sosa sul
27	Ærøydypet	Arendal	U10	1989	42					0,3	80	903	5,59	Lept ase	Chae set	Asta mon
28	Ærøydypet	Arendal	U11	1987	110					0,3	51	2653	3,14	Hete fil	Nemerlin	Proc gra
29	Ærøydypet	Arendal	U11	1988	110					0,3	48	3177	3,09	Hete fil	Chae set	Proc gra
30	Ærøydypet	Arendal	U11	1989	110					0,3	44	863	3,59	Hete fil	Nucu ten	Chae set
31	Ærøydypet	Arendal	U11	1994	110	95		25,4	3,1	0,4	72	3768	4,01	Chae set	Hete fil	Prio mal
32	Ærøydypet	Arendal	U12	1994	164	99		26,2	3,3	0,4	73	6188	3,83	Hete fil	Chae set	Para jef
33	Tromøy/K	Arendal	B100	1990	100	26		4,9		0,4	96	1473	5,34	Anob gra	Amph chi	Phis aur
34	Tromøy/K	Arendal	B100	1991	100	23		3,9	0,6	0,4	78	818	5,5	Spio kro	Amph chi	Chae set
35	Tromøy/K	Arendal	B100	1992	101	27		4,0		0,4	110	1650	5,77	Amph chi	Hete fil	Spio kro
36	Tromøy/K	Arendal	B100	1993	102	30		3,9	5,9	0,4	88	1233	5,29	Spio kro	Hete fil	Para nit
37	Tromøy/K	Arendal	B100	1994	106	24		4,6		0,4	100	2190	5,26	Dias sp	Spio kro	Abra nit
38	Tromøy/K	Arendal	B100	1995	108	35		7,5	1,2	0,4	139	4310	5,54	Dias cor	Dias luc	Abra nit
39	Tromøy/C	Arendal	C7	1988	140					0,4	83	1570	5,26	Hete fil	Exog heb	Dipl gla
40	Tromøy/C	Arendal	C6 (B200)	1988	224					0,2	35	905	4,16	Hete fil	Meli cri	Thary sp
41	Tromøy/C	Arendal	C6 (B200)	1988	224					0,4	35	605	3,54	Thary sp	Thya equ	Para jef

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtunnstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i Kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepsis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

Prøve nr.	Sted/Serie	Kommune	Stasjon	År	Dyp m	sitt/leir %	gl.tap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S	S ind/m ²	H ² log ₂	ES (100)	Art rank 1	Art rank 2	Art rank 3
42	Tromøy/C	Arendal	C6 (B200)	1989	224					0,4	73	1435	4,69	32,15	Thary sp	Thya equ	Para jef
43	Tromøy/K	Arendal	B200	1990	200	73		11,3	1,2	0,4	67	1438	4,61	31,53	Para jef	Hete fil	Thary sp
44	Tromøy/K	Arendal	B200	1991	200	63		11,0	1,4	0,4	58	948	4,4	29,22	Thary sp	Hete fil	Para jef
45	Tromøy/K	Arendal	B200	1992	199	75	10,5	13,1	1,5	0,4	70	2288	4,26	29,65	Para jef	Hete fil	Thary sp
46	Tromøy/K	Arendal	B200	1993	200	76	9,8	12,5	1,6	0,4	66	1838	4,21	28,47	Para jef	Hete fil	Thary sp
47	Tromøy/K	Arendal	B200	1994	200	77	10,6	12,2	1,3	0,4	82	1915	4,68	32,6	Hete fil	Para jef	Thary sp
48	Tromøy/K	Arendal	B200	1995	198	69		11,4	1,5	0,4	83	2088	4,91	35,71	Hete fil	Para jef	Para nit
49	Tromøy/K	Arendal	B350	1990	350	99		18,6	2,0	0,4	50	7138	2,95	14,91	Hete fil	Para jef	Para jef
50	Tromøy/K	Arendal	B350	1991	350	99		18,1	2,6	0,4	39	4985	2,65	12,11	Hete fil	Thary sp	Thya equ
51	Tromøy/K	Arendal	B350	1992	350	100	13,2	21,6	2,3	0,4	68	8755	3,28	17,2	Hete fil	Para jef	Thary sp
52	Tromøy/K	Arendal	B350	1993	370	99	13,9	20,6	2,6	0,4	50	5395	2,96	14,33	Hete fil	Thary sp	Para jef
53	Tromøy/K	Arendal	B350	1994	350	99	15,1	19,6	2,2	0,4	64	6828	3,03	16,13	Hete fil	Thary sp	Para jef
54	Tromøy/K	Arendal	B350	1995	358	100		20,7	2,4	0,4	51	6525	3,04	15,61	Hete fil	Thary sp	Para jef
55	Tromøy/K	Arendal	B400	1991	400	100		20,6	2,7	0,4	46	970	4,28	25,85	Hete fil	Cera lov	Lumbr sp
56	Ryvingen	Grimstad	SK10A (B190)	1988	185					0,4	31	860	3,19	19,7	Para jef	Para jef	Thary sp
57	Ryvingen/C	Grimstad	SK10 (B190)	1989	187					0,4	36	790	3,78	22,45	Hete fil	Thya equ	Meli cri
58	Ryvingen/K	Grimstad	B190	1990	190	98		21,3	2,4	0,4	49	1598	3,58	21,3	Hete fil	Thya equ	Meli cri
59	Ryvingen/K	Grimstad	B190	1991	199	99		22,0	3,3	0,4	37	1515	3,28	18,32	Hete fil	Thya equ	Chae set
60	Ryvingen/K	Grimstad	B190	1992	187	99	13,6	25,2	2,9	0,4	37	1255	3,94	23,19	Thya equ	Hete fil	Meli cri
61	Ryvingen/K	Grimstad	B190	1993	190	99	14,3	23,4	3,1	0,4	52	2378	3,83	22,76	Myri ocu	Hete fil	Meli cri
62	Ryvingen/K	Grimstad	B190	1994	190	98	14,6	22,7	2,7	0,4	40	1440	3,62	20,6	Hete fil	Thya equ	Para jef
63	Ryvingen/K	Grimstad	B190	1995	185	99		23,8	3,1	0,4	55	4310	3,71	20,25	Hete fil	Myri ocu	Chae set
64	Gråholmen	Grimstad	G7 (B50)	1983	60					0,5	68	1706	3,67	23,9	Hete fil	Dipl gla	Nucu ten
65	Gråholmen	Grimstad	G7 (B50)	1984	60					0,5	44	772	3,41	23,6	Nucu ten	Myri spi	Nucu ten
66	Gråholmen	Grimstad	G7 (B50)	1985	60					0,5	63	1612	4,2	24,6	Hete fil	Para nit	Nucu ten
67	Gråholmen/C	Grimstad	C111 (G7, B50)	1988	55			35,2		0,3	95	3593	4,83	33,85	Dipl gla	Hete fil	Nucu ten
68	Gråholmen/C	Grimstad	C111 (G7, B50)	1988	55					0,4	68	1713	4,21	29,3	Nucu ten	Dipl gla	Hete fil
69	Gråholmen/C	Grimstad	C111 (G7, B50)	1988	55					0,4	46	713	4,28	30,04	Amph fil	Nucu ten	Amph chi
70	Gråholmen/C	Grimstad	C111 (G7, B50)	1989	55					0,4	51	853	4,51	30,84	Dipl gla	Hete fil	Nucu ten
71	Gråholmen/C	Grimstad	C111 (G7, B50)	1989	55					0,4	38	528	4,34	28,87	Orob vit	Amph fil	Hete fil
72	Gråholmen/K	Grimstad	B50	1990	52	88		26,2	3,4	0,4	59	880	4,34	33,31	Dipl gla	Chae set	Prio mal
73	Gråholmen/K	Grimstad	B50	1991	50	83		22,0	3,4	0,4	53	698	4,6	32,71	Dipl gla	Chae set	Amph chi
74	Gråholmen/K	Grimstad	B50	1992	50	95	15,3	33,6	4,0	0,4	54	785	5,2	37,92	Chae set	Hete fil	Phol min
75	Gråholmen/K	Grimstad	B50	1993	50	88	14,4	27,5	4,0	0,4	68	1588	4,63	33,01	Nemertin	Dipl gla	Hete fil
76	Gråholmen/K	Grimstad	B50	1994	52	95	17,5	31,6	4,1	0,4	62	1388	4,72	32,4	Nemertin	Dipl gla	Chae set
77	Gråholmen/K	Grimstad	B50	1995	52	97		35,5	4,6	0,4	50	1055	3,93	26,39	Orob vit	Nemertin	Chae set
78	Homborside	Grimstad	E11	1985	70			40,7	5,9	0,3	71	2560	4,34	28,9	Hete fil	Nucu ten	Thya equ
79	Bergsøy	Lillesand	E08	1985	38			21,1	2,6	0,3	76	2220	4,69	32,3	Prio mal	Hete fil	Para nit
80	Bergsøy	Lillesand	E09	1985	42			34,0	4,4	0,3	50	1383	4,69	29,7	Prio mal	Scal inf	Nemertin
81	Saltholmrenna	Lillesand	L6	1983	76					0,5	53	1184	4,63	29,41	Para nit	Mald sar	Nucu ten
82	Saltholmrenna	Lillesand	L6	1985	73					0,5	97	1814	5,17	37,18	Para nit	Thya equ	Hete fil

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtunnstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polylopsis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

Prøve nr.	Sted/Serie	Kommune	Stasjon	År	Dyp m	silt/leir %	gl.tap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S	S ind/m ² log2	H' log2	ES (100)	Art rank 1	Art rank 2	Art rank 3
83	Saltholmrenna	Lillesand	L6	1986	72					0,5	70	1076	4,54	33,277	Hete fil	Mald sar	Abra nit
84	Saltholm/C	Lillesand	C24 (L6, W100)	1988	74					0,4	67	963	5,04	37,08	Thya equ	Abra nit	Nucu sul
85	Saltholm/C	Lillesand	C24 (L6, W100)	1988	74					0,4	49	688	5,01	35,6	Poly cra	Thya equ	Lumb sco
86	Saltholm/C	Lillesand	C24 (L6, W100)	1989	74					0,4	68	848	5,36	41,05	Prio mal	Prio mul	Dipl gla
87	Saltholm/C	Lillesand	C24 (L6, W100)	1989	74					0,4	56	763	4,81	34,21	Meli cri	Hete fil	Thya sar
88	Saltholmrenna/K	Lillesand	W100	1990	107	98		24,9	3,0	0,4	53	1003	3,36	24,41	Hete fil	Thya equ	Chae set
89	Saltholmrenna/K	Lillesand	W100	1991	107	85		21,9	3,0	0,4	37	390	4,04	30,46	Hete fil	Chae set	-
90	Høvåg	Lillesand	E02	1985	50			10,3	1,1	0,3	41	403	4,67	37,4	Echi pus	Chae set	Nemerlin
91	Kvåsefjorden	Lillesand	SK02 (W50)	1988	50					0,4	54	753	4,75	34	Amph fil	Dipl gla	Abra nit
92	Kvåsefjorden/C	Lillesand	C30 (SK02, W50)	1988	50					0,4	32	343	4,21	27,56	Amph fil	Amph chi	Tric ros
93	Østerhavn	Kristiansand	K5	1983	51	68		9,0	0,8	0,4	53	1330	4,11	26	Hete fil	Prio mal	Amph fil
94	Østerhavn	Kristiansand	K5	1993	50			9,0	1,1	0,4	74	1910	4,86	33,05	Prio mal	Dipl gla	Abra nit
95	Andøya	Kristiansand	K11	1983	68			19,0	1,7	0,4	55	1165	4,64	30,7	Chae set	Nemerlin	Scal inf
96	Andøya	Kristiansand	K11	1990	68			20,0	2,1	0,4	42	340	4,29	35,3	Amph chi	Eucliy sp	Lumb sco
97	Andøya	Kristiansand	K40	1990	62			12,7	1,2	0,4	50	483	4,95	37,6	Amph chi	Lumb sco	Dipl gla
98	Kristiansandsfj	Kristiansand	K8	1983	125			29,0	2,1	0,3	40	1447	2,56	20,1	Hete fil	Pist cri	Thya sar
99	Kristiansandsfj	Kristiansand	K9	1983	198			28,0	2,4	0,4	46	1035	4,06	24,7	Hete fil	Meli cri	Thya sar
100	Kristiansandsfj	Kristiansand	K9	1993	195	99		23,5	2,8	0,4	46	1235	3,87	23,21	Hete fil	Nucu ten	Meli cri
101	Songvår/fj/C	Søgne	C40 (X125)	1988	130					0,4	46	915	4,46	28,55	Meli cri	Chae set	Lana ven
102	Songvår/fj/C	Søgne	C40 (X125)	1989	130					0,4	35	470	4,13	27,58	Meli cri	Hete fil	Thya equ
103	Songvår/K	Søgne	X125	1992	125	35	6,3	10,2	1,5	0,4	91	2370	4,67	33,5	Meli cri	Thary sp	Para jef
104	Songvår/K	Søgne	X350	1992	345	100	13,3	18,7	2,1	0,4	32	1050	3,44	19,13	Hete fil	Thary sp	Lumbr sp
105	Songvår/K	Søgne	X350	1993	350	100	15,5	20,3	2,4	0,4	47	3230	3,15	15,77	Hete fil	Thary sp	Lumbr sp
106	Songvår/K	Søgne	X350	1994	351	100	15,0	18,9	2,1	0,4	72	4210	3,67	20,93	Thary sp	Hete fil	Thya equ
107	Songvår/K	Søgne	X350	1995	350	100		20,2	2,3	0,4	48	3483	3,35	18,93	Hete fil	Thary sp	Lumbr sp
108	Strømsvik	Mandal	MA2	1989	82					0,4	31	315	4,24	27,93	Chae set	Erio elo	Hete fil
109	Mannefjorden	Mandal	MA3	1989	104					0,4	64	970	4,79	34,89	Chae set	Thya equ	Nucu ten
110	Rosfjord	Lyngdal	RO2	1992	141			21,8	3,2	0,4	26	263	3,95	25,38	Chae set	Tere str	Spio kro
111	Rosfjord	Lyngdal	RO3	1992	100			12,1	1,7	0,4	43	365	4,63	35,78	Chae set	Dipl gla	Ecliy van
112	Loshavn/C	Farsund	C54	1988	20					0,4	38	805	3,52	23,01	Pect kor	Scol arm	Glyc alb
113	Loshavn/C	Farsund	C54	1989	17					0,4	86	4238	3,86	23,94	Prio mal	Scol arm	Chae set
114	Langøya	Farsund	FA4	1990	57			3,6	0,5	0,4	55	1310	4,26	28,57	Abra nit	Echi cor	Thyas sp
115	Ullerøya/K	Farsund	C70	1990	70	16		5,8		0,4	79	623	5,55	48,41	Chae set	Sosa sul	Phil glo
116	Ullerøya/K	Farsund	C70	1991	82	30		9,4	1,6	0,3	51	647	5,04	38,45	Tere str	Laon cir	Chae set
117	Ullerøya/K	Farsund	C120	1990	119	26		5,5		0,4	82	1093	5,18	39,02	Amph chi	Chae set	Thary sp
118	Ullerøya/K	Farsund	C120	1991	120	38		8,4	1,2	0,4	85	960	5,14	41,72	Thary sp	Ecliy van	Hete fil
119	Ullerøya/K	Farsund	C120	1992	124	29	6,2	6,9	1,2	0,4	92	1713	5,03	36,34	Thary sp	Ecliy van	Para jef
120	Ullerøya/K	Farsund	C120	1993	128	33	6,7	6,8	1,2	0,4	106	2465	5,17	37,93	Chae set	Ecliy van	Thya fer
121	Ullerøya/K	Farsund	C120	1994	124	37	7,3	9,8	1,1	0,4	110	2738	5,35	40,28	Chae set	Ecliy van	Thya fer
122	Ullerøya/K	Farsund	C120	1995	125	40		8,3	1,1	0,4	107	2393	5,33	39,49	Thary sp	Ecliy van	Spio kro
123	Lista/K	Farsund	C220	1990	222	27		5,8		0,4	101	1170	5,65	45,68	Lumbr sp	Tere str	Amph nor

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtbnnsstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i Kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

Prøve nr.	Sted/Serie	Kommune	Stasjon	År	Dyp m	silt/leir %	gl.tap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S ind/m ²	H' log2	ES (100)	Art rank 1	Art rank 2	Art rank 3	
124	Lista/K	Farsund	C220	1991	220	42	6,6	7,7	1,0	0,4	62	5,12	36,42	Lumbr sp	Hete fil	Onch ste	
125	Lista/K	Farsund	C220	1992	220	46	7,4	8,1	1,1	0,4	50	4,85	33,73	Lumbr sp	Amph nor	Nucu tum	
126	Lista/K	Farsund	C220	1993	230	50	6,1	9,4	1,2	0,4	57	4,69	30,84	Onch ste	Hete fil	Lumbr sp	
127	Lista/K	Farsund	C220	1994	223	33	6,1	7,3	1,0	0,4	101	5,45	40,67	Para jef	Hete fil	Ecly van	
128	Lista/K	Farsund	C220	1995	222	44	6,1	8,2	1,1	0,4	98	5,31	39,77	Para jef	Hete fil	Lumbr sp	
129	Lista/K	Farsund	C380	1990	382	88	10,8	17,1	1,6	0,4	78	5,06	37,77	Hete fil	Lumbr sp	Thya fer	
130	Lista/K	Farsund	C380	1991	384	82	10,8	15,1	2,2	0,4	72	5,17	36,23	Lumbr sp	Hete fil	Onch ste	
131	Lista/K	Farsund	C380	1992	375	80	12,2	16,1	2,0	0,4	59	4,67	32,15	Lumbr sp	Amph nor	Hete fil	
132	Lista/K	Farsund	C380	1993	385	85	13,6	16,6	2,1	0,4	68	4,89	32,74	Para jef	Para jef	Hete fil	
133	Lista/K	Farsund	C380	1994	381	89	13,6	16,9	1,9	0,4	78	5	34,09	Hete fil	Onch ste	Amph nor	
134	Lista/K	Farsund	C380	1995	380	79	13,6	15,0	1,8	0,4	87	4,97	34,66	Para jef	Para jef	Hete fil	
135	Stolsfjorden/C	Flekkefjord	C58	1988	24	30	2,9	3,1	0,3	0,4	30	4,52	34,1	Asta mon	Nemertin	Echi pus	
136	Stolsfjorden/C	Flekkefjord	C58	1988	24	34	2,1	4,7	0,3	0,4	34	4,4	25,9	Para lyr	Asta mon	Jasmi sp	
137	Stolsfjorden/C	Flekkefjord	C58	1989	24	77	2,9	4,7	0,3	0,2	77	3,22	36,28	Nemertin	Phil sca	Lumb sco	
138	Stolsfjorden/C	Flekkefjord	C57	1988	82	43	2,9	4,7	0,4	0,4	43	4,07	38,32	Nemertin	Hete fil	Chae set	
139	Stolsfjorden/C	Flekkefjord	C57	1989	89	58	2,9	4,7	0,4	0,4	58	4,75	35,61	Noto lat	Hete fil	Ecly van	
140	Stolsfjorden	Flekkefjord	F10 (B10)	1986	94	53	2,9	4,7	0,3	0,3	53	4,76	35,61	Phil glo	Glyc cap	Noth con	
141	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1983	68	70	2,9	4,7	0,3	0,3	70	5,27	34,1	Phil glo	Pholo sp	Chae set	
142	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1984	68	73	2,9	4,7	0,3	0,3	73	4,78	34,1	Pholo sp	Pholo sp	Chae set	
143	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1985	58	62	2,9	4,7	0,3	0,3	62	5	34,1	Arici sp	Spat pur	Spat pur	
144	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1986	69	123	2,9	4,7	0,3	0,3	123	5,45	34,1	Phil glo	Lepi ase	Spha hys	
145	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1987	72	115	2,9	4,7	0,3	0,3	115	5,66	34,1	Spha hys	Myri oca	Nemertin	
146	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1988	71	129	2,9	4,7	0,3	0,3	129	5,69	34,1	Modi pha	Spha hys	Amphi sp	
147	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1989	69	94	2,9	4,7	0,3	0,3	94	5,3	34,1	Spha hys	Oligocha	Pholo sp	
148	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1990	73	116	2,9	4,7	0,3	0,3	116	5,59	34,1	Golfi sp	Pholo sp	Lepi ase	
149	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1991	70	99	2,9	4,7	0,3	0,3	99	5,3	34,1	Oligocha	Pisi rem	Lepi ase	
150	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1992	70	109	2,9	4,7	0,3	0,3	109	5,6	34,1	Pholo sp	Timo ova	Spha hys	
151	Siragrunnen	Sokndal	St. 59	1993	67	109	2,9	4,7	0,3	0,3	109	5,6	34,1	Prio cir	Ophiuroi	Modi pha	
152	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1985	172	104	2,9	4,7	0,3	0,3	104	5,04	34,1	Hete/Med	Ecly van	Thyas sp	
153	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1986	167	102	2,9	4,7	0,3	0,3	102	5,15	34,1	Hete/Med	Ecly van	Thyas sp	
154	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1987	169	99	2,9	4,7	0,3	0,3	99	4,86	34,1	Hete/Med	Exog heb	Thyas sp	
155	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1988	171	111	2,9	4,7	0,3	0,3	111	4,57	34,1	Hete/Med	Exog heb	Thyas sp	
156	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1989	171	21	2,9	4,7	0,3	0,3	104	4,81	34,1	Hete/Med	Exog heb	Thyas sp	
157	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1990	170	20	2,9	4,7	0,3	0,3	104	4,81	34,1	Hete/Med	Exog heb	Thyas sp	
158	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1991	172	19	2,9	4,7	0,3	0,3	103	4,81	34,1	Hete/Med	Exog heb	Thyas sp	
159	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1992	173	20	2,9	4,7	0,3	0,3	109	5,14	34,1	Hete/Med	Exog heb	Thyas sp	
160	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1993	172	15	2,9	4,7	0,3	0,3	123	4,82	34,1	Myri oca	Hete/Med	Myrio sp	
161	Siragrunnen	Sokndal	St. 58	1995	173	18	2,9	4,7	0,3	0,3	123	3,95	34,1	Myri oca	Exog ver	Hete/Med	
162	Rekefjord	Sokndal	St. 54	1985	124	79	2,9	4,7	0,3	0,3	79	4,28	34,1	Myri oca	Ecly van	Hete/Med	
163	Rekefjord	Sokndal	St. 54	1986	125	86	2,9	4,7	0,3	0,3	86	4,7	34,1	Hete/Med	Ecly van	Thyas sp	
164	Rekefjord	Sokndal	St. 54	1987	122	92	2,9	4,7	0,3	0,3	92	4,4	34,1	Hete/Med	Exog heb	Spio kro	
																	Ecly van

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtbnunnsstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepsis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

nr.	Prøve Sted/Serie	Kommune	Stasjon	År	Dyp m	Dyp sit/leir %	gl.tap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S ind/m ²	H' log2	ES (100)	Art rank		
														1	2	3
165	Rekefjord	Sokndal	St. 54	1988	123	30	2,0	4,4	0,3	103	5550	4,47		Exog heb	Hete/Med	Spio kro
166	Rekefjord	Sokndal	St. 54	1989	124	28	1,9	4,2	0,3	80	2813	4,78		Hete/Med	Exog heb	Ecly van
167	Rekefjord	Sokndal	St. 54	1990	121	31	2,1	4,7	0,3	88	3017	4,81		Hete/Med	Exog heb	Spio sp
168	Rekefjord	Sokndal	St. 54	1993	122	31	2,1	4,7	0,3	84	2693	5,05		Hete/Med	Spio kro	Eucl pra
169	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1983	135				0,3	75	2967	4,28		Hete/Med	Thyas sp	Chae set
170	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1984	135				0,3	66	3203	3,66		Hete/Med	Thyas sp	Chae set
171	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1985	132				0,3	80	3753	4,64		Hete/Med	Chae set	Thyas sp
172	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1986	140				0,3	84	5123	4,46		Hete/Med	Exog ver	Nemeritin
173	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1987	136				0,3	80	11437	2,95		Hete/Med	Chae set	Nemeritin
174	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1988	137	33	2,0	4,4	0,3	90	4880	4,67		Hete/Med	Exog ver	Nemeritin
175	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1989	134	38	2,2	4,9	0,3	67	2510	4,54		Hete/Med	Thar mar	Exog heb
176	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1990	137	37	2,7	6,0	0,3	81	4137	4,64		Hete/Med	Thar mar	Oligocha
177	Rekefjord	Sokndal	St. 52	1993	136	30	2,6	5,8	0,3	80	2687	4,68		Hete/Med	Thar mar	Exog ver
178	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1983	170				0,3	53	2140	3,89		Hete/Med	Meli cri	Spio kro
179	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1984	171				0,3	65	2800	3,79		Hete/Med	Meli cri	Thyas sp
180	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1985	173				0,3	62	3310	3,6		Hete/Med	Thyas sp	Meli cri
181	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1986	170				0,3	61	5433	3,51		Hete/Med	Exog ver	Oligocha
182	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1987	171				0,3	66	5920	3,89		Hete/Med	Exog ver	Para jef
183	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1988	172	86	5,6	12,4	0,3	75	5450	4,41		Hete/Med	Exog ver	Oligocha
184	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1989	170	90	4,8	10,7	0,3	53	3153	2,91		Hete/Med	Exog ver	Nemeritin
185	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1990	172	83	6,1	13,6	0,3	66	5087	4,4		Hete/Med	Exog heb	Oligocha
186	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1991	172	72	4,4	9,8	0,3	76	5233	4,57		Hete/Med	Para jef	Exog heb
187	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1992	173	58	5,7	12,7	0,3	78	5903	4,56		Hete/Med	Oligocha	Para jef
188	Nesvåg	Sokndal	St. 51	1993	175	69	5,9	13,1	0,3	60	1860	3,82		Hete/Med	Para ful	Nemeritin
189	Vatlandsflua	Sokndal	St. 61	1987	162				0,3	93	8307	4,63		Hete/Med	Exog heb	Sabellid
190	Vatlandsflua	Sokndal	St. 61	1988	162	28	2,2	4,9	0,3	109	7293	4,63		Hete/Med	Exog heb	Sabellid
191	Vatlandsflua	Sokndal	St. 61	1989	162	54	3,2	7,1	0,3	82	6617	4,14		Hete/Med	Exog heb	Exog ver
192	Vatlandsflua	Sokndal	St. 61	1990	163	34	2,7	6,0	0,3	83	5003	4,44		Hete/Med	Exog heb	Spio kri
193	Vatlandsflua	Sokndal	St. 61	1993	163	36	3,2	7,1	0,3	69	2587	3,56		Hete/Med	Para jef	Exog ver
194	Vatlandsflua	Sokndal	St. 61	1995	163	27	2,5	5,6	0,3	76	2050	4,61		Hete/Med	Thar mar	Ecly van
195	Vatland	Sokndal	St. 60	1987	173				0,3	99	4703	5,19		Hete/Med	Oligocha	Exog heb
196	Vatland	Sokndal	St. 60	1988	171	33	2,4	5,3	0,3	125	5177	5,41		Hete/Med	Oligocha	Exog heb
197	Vatland	Sokndal	St. 60	1989	170	30	2,2	4,9	0,3	100	3133	5,41		Hete/Med	Exog heb	Amyt mac
198	Vatland	Sokndal	St. 60	1990	172	28	2,0	4,4	0,3	90	2737	5,26		Hete/Med	Onch ste	Onch ste
199	Vatland	Sokndal	St. 60	1993	170	26	2,5	5,6	0,3	111	4037	5,53		Amyt mac	Onch ste	Ecly van
200	Søragapet	Eigersund	EG2	1983	27				0,4	38	245	4,67	39	Para lyr	Ampel sp	Poly soc
201	Søragapet/C	Eigersund	C63 (EG2)	1988	38				0,3	45	717	4,5	32,48	Jasmi sp	Chae set	Typo cor
202	Lundeвики	Eigersund	G11	1983	20				0,4	17	65	3,95				
203	Lundeвики/C	Eigersund	C67 (G11)	1988	21				0,4	34	418	3,89	27,35	Sten exa	Prot kef	Asta mon
204	Lundeвики/C	Eigersund	C67 (G11)	1988	21				0,4	9	38	2,74		Bathy sp		
205	Nordresundet	Eigersund	G10	1983	18				0,4	16	105	3,38		Spio sp		

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtunnstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i Kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polytypis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

Prøve nr.	Sted/Serie	Kommune	Stasjon	År nr.	Dyp m	silt/leir %	glødetap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S	ind/m ²	H' log ₂	ES (100)	Art rank 1	Art rank 2	Art rank 3
206	Nordresundet/C	Eigersund	C65 (G10)	1988	16					0,5	18	154	2,8		Scol arm	Ampe typ	-
207	Molvik/C	Eigersund	C66	1988	40					0,4	11	135	2,33		Scol arm	Glyc cap	-
208	Nordregapet/K	Eigersund	Y100	1991	100	14	2,9	0,4	0,4	0,4	88	1183	5,25	42,36	Ecly van	Thya fer	Glyc cap
209	Nordregapet/K	Eigersund	Y320	1991	320	95	16,6	2,3	0,4	0,4	51	1135	4,12	27,53	Hete fil	Lumbr sp	Para jef
210	Nordregapet/K	Eigersund	Y320	1993	320	95	13,3	16,8	2,1	0,4	64	1673	4,4	30,3	Hete fil	Para jef	Lumbr sp
211	Nordregapet/K	Eigersund	Y320	1994	319	96	13,8	15,8	1,8	0,4	46	975	4,17	26,92	Hete fil	Lumbr sp	Amph nor
212	Nordregapet/K	Eigersund	Y320	1995	314	96	16,7	16,7	1,9	0,4	49	1215	3,81	26,33	Hete fil	Lumbr sp	Para jef
213	Honsvika/C	Klepp	C69	1988	30					0,4	13	168	2,46		Bath pel	Chae set	-
214	Honsvika/C	Klepp	C69	1988	30					0,4	5	18	2,13		-	-	-
215	Solavika/C	Sola	C70	1988	20					0,4	15	180	2,77	29,29	Scol arm	Ophi alb	Prio mal
216	Solavika/C	Sola	C70	1988	21					0,4	64	1140	4,5		Pisi rem	Jasm cau	Scol arm
217	Rott/C	Sola	C71	1988	47					0,4	28	228	4,17		Scol arm	Pist cri	Tere str
218	Håsteinfjorden	Randaberg	HB9	1995	28	2	1,8			0,5	93	2526	5,32	39,72	Scol arm	Sabellid	Edwardsi
219	Håsteinfjorden	Randaberg	HB9X	1995	48					0,1	72	4280	5,31	41,43	Para lyr	Anthozoa	Ophiu sp
220	Håsteinfjorden	Randaberg	HB5	1995	71	7	3,6			0,5	153	3082	5,36	41,74	Sabel lid	Para lyr	Meli cri
221	Håsteinfjorden	Randaberg	HB6	1995	91	56	15,6	2,5	1,1	0,5	99	3162	5,21	37,53	Myri oca	Hete fil	Anae tri
222	Håsteinfjorden	Randaberg	HB7	1995	130	40	7,2	1,1		0,5	101	4336	4,18	26,57	Thary sp	Chae set	Para jef
223	Håsteinfjorden	Randaberg	HB3	1995	135	11	3,5			0,5	149	4598	4,55	33,88	Myri oca	Amyt mac	Meli cri
224	Håsteinfjorden	Randaberg	HB8	1995	152	55	10,2	1,6		0,5	115	6560	3,94	23,78	Myri oca	Para jef	Thary sp
225	Håsteinfjorden	Randaberg	HB4	1995	161	33	8,0	1,3		0,5	98	3310	4,36	28,49	Para jef	Thary sp	Hete fil
226	Håsteinfjorden	Randaberg	HB2	1995	250	44	7,1	1,1		0,5	96	5606	3,63	20,78	Myri oca	Hete fil	Chae set
227	Håsteinfjorden	Randaberg	HB1	1995	298	62	11,7	1,6		0,5	75	7148	3,29	18,55	Hete fil	Para jef	Myri oca
228	Røvær/C	Haugesund	C74	1988	29					0,4	57	773	4,68	33,33	Echi pus	Venu ova	Lept ase
229	Røvær/C	Haugesund	C74	1988	30					0,4	48	473	4,3	33,28	Ophi alb	Echi pus	Harmo sp
230	Røvær/K	Haugesund	Z135	1990	139	17	4,1			0,4	132	1410	6,07	52,58	Thya fer	Noth con	Hete fil
231	Røvær/K	Haugesund	Z200	1990	204	57	10,8	1,1		0,4	86	905	5,25	43,14	Para jef	Amph nor	Onup qua
232	Røvær/K	Haugesund	Z260	1991	257	72	13,0	1,9		0,4	65	523	5,27	43,72	Onup qua	Thya fer	Amag aur
233	Mølstrevåg	Sveio	Stø 2	1990	25	15	3,6	8,0		0,4	46	1095	4,52		Hete fil	Sabellid	Prio cir
234	Spysøysund	Bømlo	Mos 1	1988	65	78	11,4	25,3		1,0	36	386	3,76		Meli cri	Amph chi	Hete fil
235	Spysøysund	Bømlo	Mos 2	1991	74	96	17,5	38,9		0,6	50	1427	4,52		Poly cil	Meli cri	Thya sar
236	Spysøysund	Bømlo	Mos 2	1993	74	95	18,6	41,3		1,0	50	795	4,58		Thya sar	Hete fil	Amph fil
237	Gassasund	Bømlo	Mos 9	1993	91	84	2,6	5,8		1,0	78	1567	4,37		Echi fla	Synaptid	Myri oca
238	Goddeosen	Bømlo	God 1	1988	102	99	27,2	6,3		0,2	29	3365			Thya sar	Thya equ	Abra nit
239	Goddeosen	Bømlo	God 2	1989	80	73	12,3	27,3		0,4	54	1770	4,37		Thya equ	Spio typ	Hete fil
240	Stokksundet	Stord	St 7	1983	258	98	11,6	25,8		0,6	37	657			Nucu tum	Erio elo	Onch ste
241	Trollosen	Fitjar	Troll 2	1994	95	18	3,2	7,1		0,6	76	1360	4,41		Owen fus	Spio kro	Meli cri
242	Trollosen	Fitjar	Troll 1	1994	118	90	10,5	23,3		0,6	61	1450	3,98		Chae set	Hete fil	Dipl gla
243	Trollosen	Fitjar	Troll 3	1994	73	6	2,3	5,1		0,4	85	1765	4,92		Owen fus	Sabellid	Chae set
244	Stokksundet	Fitjar	Kol 1	1994	136	30	4,8	10,7		0,6	85	3657	3,77		Polyd sp	Yold phi	Abra nit
245	Kalsøyvik	Austevoll	Bak 1	1990	78	96	26,8	59,6		0,6	24	368	3,44		Thya f/s	Phil sca	Chae set
246	Kalsøyvik	Austevoll	Bak 1	1991	78	93	25,4	56,4		0,2	18	880	2,50		Thya sar	Pect kor	Hete fil

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtunnstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepsis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

Prøve nr.	Sted/Serie	Kommune	Stasjon	Ar	Dyp m	Dyp silt/leir %	gl.tap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S ind/m ²	H' log2	ES (100)	Art rank 1	Art rank 2	Art rank 3
247	Selbjørn	Austevoll	Hord 5	1995	130	97	17,4	38,7		0,6	56	3282	3,00	Hete fil	Thya equ	Para jef
248	Stolimasundet	Austevoll	Hord 6	1995	150	38	6,3	14,0		0,6	77	1422	4,84	Thary sp	Polyd sp	Noto lat
249	Toftarøy	Sund	21B	1990	15					0,5	92	1256	5,43	Medi fra	Prio cir	Scol arm
250	Toftarøy	Sund	17	1990	20					0,5	110	2492	5,05	Asta mon	Poly nor	Trypa sp
251	Toftarøy	Sund	18	1990	25					0,5	119	2198	5,46	Ophiuroi	Pisi rem	Spha hys
252	Toftarøy	Sund	7	1990	25					0,5	109	3338	4,57	Prio cir	Owen fus	Scol arm
253	Toftarøy	Sund	21	1990	35					0,5	96	3148	4,26	Myri oca	Ampha sp	Nemerin
254	Toftarøyosen	Sund	Sund laks 1	1993	105	62	6,9	15,3		0,6	90	4432	4,30	Myri oca	Thya sar	Owen fus
255	Sotra/K	Sund	D150	1990	146	43	9,7	9,7	1,4	0,4	114	1583	5,55	Laon cir	Hete fil	Erio elo
256	Sotra/K	Sund	D150	1991	148	47	9,4	9,4	1,5	0,4	114	2125	5,54	Onch ste	Amyt mac	Glyc cap
257	Sotra/K	Sund	D150	1992	148	35	7,6	10,4	1,5	0,4	115	2440	5,31	Noth con	Amyt mac	Onch ste
258	Sotra/K	Sund	D200	1992	192	56	10,5	12,0	1,6	0,4	71	650	5,15	Bybl cra	Thya fer	Laon cir
259	Sotra/K	Sund	D200	1992	194	57	10,5	12,0	1,6	0,4	132	2763	5,8	Amyt mac	Exogo sp	Bybl cra
260	Sotra/K	Sund	D200	1991	200	65	12,9	12,9	1,9	0,4	111	1533	5,39	Hete fil	Bybl cra	Amyt mac
261	Sotra/K	Sund	D300	1992	290	44	7,9	9,0	1,2	0,4	123	1538	5,95	Yold fra	Parv min	Yold luc
262	Sotra/K	Sund	D300	1990	294	49	8,7	8,7	1,1	0,4	88	515	5,88	Yold luc	Axio mac	Echi his
263	Sotra/K	Sund	D300	1991	295	52	8,6	8,6	1,1	0,4	93	1023	5,85	Oligocha	Yold luc	Onch ste
264	Skorposen	Fjell	Mow 21	1991	95	79	9,8	21,8		0,6	69	2102	3,20	Hete fil	Chae set	Thya sar
265	Skorposen	Fjell	Mow 21	1993	95	72	9,9	22,0		0,6	109	5857	4,77	Hete fil	Owen fus	Nucu ten
266	Skorposen	Fjell	Mow 21	1996	95	75	10,5	23,3		0,6	101	6058	4,63	Amph fil	Owen fus	Hete fil
267	Sveksteinosen	Fjell	Mow 14	1990	130	74	11,5	25,6		0,6	72	1998	4,23	Amph fil	Thar mar	Spio kro
268	Sveksteinosen	Fjell	Mow 14	1991	130	74	11,4	25,3		0,6	88	2782	4,51	Amph fil	Thya sar	Thar mar
269	Sveksteinosen	Fjell	Mow 14	1993	130	83	13,1	29,1		0,6	74	1755	4,43	Amph fil	Amph chi	Thya sar
270	Raunefjorden	Bergen	St 8	1973	220	99	9,2	20,4		0,8	35	501	3,94	Nucu tum	Spionida	Keil mil
271	Raunefjorden	Bergen	St 8	1979	220	95				0,2	41	1270	4,20	Spionida	Keil mil	Onch ste
272	Raunefjorden	Bergen	St 8	1980	220					1,0	54	741	3,86	Spionida	Keil mil	Nucu tum
273	Raunefjorden	Bergen	St 8	1980	220					1,0	73	1372	4,74	Keil mil	Spionida	Thya equ
274	Raunefjorden	Bergen	St 8	1981	240					1,0	46	262	4,83	Prio cir	Thya equ	Keil mil
275	Raunefjorden	Bergen	St 8	1982	240					0,6	44	570	4,67	Thya equ	Keil mil	Prio cir
276	Raunefjorden	Bergen	St 8	1983	240					0,6	51	1022	4,68	Prio cir	Thya equ	Thar mar
277	Raunefjorden	Bergen	St 8	1984	240					0,6	60	1118	4,76	Prio cir	Thya equ	Spionida
278	Raunefjorden	Bergen	St 8	1990	240	99	11,6	25,8		0,6	60	1026	4,15	Thua equ	Para jef	Onch ste
279	Raunefjorden	Bergen	St 8	1992	244	100	11,5	25,6		1,0	60	1026	4,15	Para jef	Thya equ	Onch ste
280	Raunefjorden	Bergen	St 8	1993	244	99	12,5	27,8		0,6	58	1345	4,37	Thya equ	Onch ste	Para jef
281	Raunefjorden	Bergen	St 8	1994	244	99	11,7	26,0		1,0	65	884	4,67	Thya equ	Onch ste	Para jef
282	Hjeltefjorden	Øygarden	Sture 12*	1987	205	12	2,8	6,2		0,6	62	1435	4,26	Para jef	Thya equ	Onch ste
283	Hjeltefjorden	Øygarden	Sture 12*	1989	205	20	4,6	10,2		1,0	92	1149	5,18	Oligocha	Spionid	Laon cir
284	Hjeltefjorden	Øygarden	Sture 12*	1990	225	20	4,6	10,2		1,0	97	931	5,27	Oligocha	Ampharet	Yold tom
285	Hjeltefjorden	Øygarden	Sture 12	1991	225	20	4,6	10,2		1,0	120	1532	5,24	Thya fer	Onch ste	Ampharet
286	Hjeltefjorden	Øygarden	Sture 12	1992	225	65	5,8	12,9		1,0	49	1038	4,14	Hete fil	Keil mil	Abra nit
287	Hjeltefjorden	Øygarden	Sture 12	1993	225	89	5,7	12,7		1,0	55	1016	4,06	Hete fil	Abra nit	Nucu tum
					225	89	5,3	11,8		1,0	46	509	4,07	Hete fil	Nucu tum	Abra nit

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtbnnsstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i Kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

Prøve nr.	Sted/Serie	Kommune	Stasjon	År	Dyp m	silt/leir %	gl.tap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S ind/m ²	H' log2 (100)	ES (100)	Art rank 1	Art rank 2	Art rank 3
288	Hjellefjorden	Øygarden	Sture 12	1995	225	87	5,2	11,6		1,0	50	468	4,45	Enta qui	Erio elo	Dipl gla
289	Fensfjorden	Lindås	Mo 53	1987	330	89	8,9	19,8		1,0	59	2333	2,65	Myri ocu	Synaptid	Prio cir
290	Fensfjorden	Lindås	Mo 53	1990	330	87	9,6	21,3		1,0	76	3593	2,52	Spio typ	Onch ste	Thya fer
291	Fensfjorden	Lindås	Mo 53	1991	330	90	8,7	19,3		1,0	82	2518	3,35	Spio typ	Onch ste	Hyal tub
292	Fensfjorden	Lindås	Mo 53	1992	330	89	9,5	21,1		1,0	80	2447	3,89	Spio typ	Onch ste	Onup qua
293	Fensfjorden	Lindås	Mo 53	1993	330	80	8,6	19,1		1,0	89	2543	4,01	Spio typ	Onch ste	Myri hee
294	Fensfjorden	Lindås	Mo 53	1994	330	81	8,8	19,6		1,0	81	1779	4,49	Spio typ	Onch ste	Thya fer
295	Fensfjorden	Lindås	Mo 53	1995	330	87	9,7	21,6		1,0	82	1672	4,45	Onch ste	Spio typ	Thya fer
296	Fensfjorden	Lindås	Mo 61	1985	455	98	10,8	24,0		1,0	40	679	4,25	Spio typ	Thya equ	Amph nor
297	Fensfjorden	Lindås	Mo 61	1990	455	94	8,9	19,8		1,0	47	1623	2,20	Spio typ	Thya equ	Keil mil
298	Fensfjorden	Lindås	Mo 61	1991	455	95	9,2	20,4		1,0	37	297	4,50	Amph nor	Lumbr sp	Erio elo
299	Fensfjorden	Lindås	Mo 61	1992	455	97	8,6	19,1		1,0	41	555	4,39	Erio elo	Hete fil	Ophe nor
300	Fensfjorden	Lindås	Mo 61	1993	455	91	9,2	20,4		1,0	44	425	4,81	Thya equ	Lumbr sp	Nucu tum
301	Fensfjorden	Lindås	Mo 61	1994	455	97	9,4	20,9		0,4	22	178	3,88	Lumbr sp	Erio elo	Thya equ
302	Fensfjorden	Lindås	Mo 61	1995	470	98	11,2	24,9		0,4	37	740	4,15	Amph nor	Erio elo	Lumbr sp
303	Fedje	Fedje	Hol 2	1988	28					0,2	81	5415	4,66	Amph squ	Asta mon	Kele cir
304	Fedje	Fedje	Hol 2	1992	28	9	3,9	8,7		0,2	57	3825	3,19	Sabellid	Asta mon	Glyc alb
305	Fedje	Fedje	Gul 1	1992	26	15	4,1	9,1		0,4	48	925	4,54	Scol arm	Sabellid	Owen fus
306	Fedje	Fedje	Fed 3	1988	28					0,6	77	3720	4,53	Cren dec	Asta mon	Ophi nig
307	Fedje	Fedje	Fed 3	1992	28	8	5,1	11,3		0,2	99	9480	4,98	Sabellid	Ophi nig	Hydr nor
308	Fedje	Fedje	Fed 7	1992	25	9	5,3	11,8		0,2	70	6820	4,40	Asta mon	Sabellid	Amph squ
309	Dingevågen	Gulen	Ding 1	1992	54	40	2,5	5,6		0,6	57	910	3,69	Myri ocu	Owen tus	Echic sp
310	Dingevågen	Gulen	Ding 2	1992	17	6	3,5	7,8		0,4	49	508	4,89	Kele cir	Scol arm	Ascidiac
311	Dingevågen	Gulen	Ding 3	1992	39	42	2,3	5,1		0,2	51	1155	4,26	Owen fus	Myri ocu	Prio cir
312	Åra	Gulen	Åra 1	1994	48	34	4,7	10,4		0,6	81	1322	5,18	Owen fus	Edwar sp	Synaptid
313	Åra	Gulen	Åra 2	1994	22	25	4,1	9,1		0,4	75	1508	4,11	Prio cir	Owen tus	Scol arm
314	Måøy	Gulen	Åra 4	1994	68	31	5,7	12,7		0,6	90	1722	4,68	Owen fus	Myri ocu	Thya fle
315	Måøy	Gulen	Åra 5	1994	26	22	5,4	12,0		0,4	61	953	4,52	Prio cir	Sabellid	Owen fus
316	Måøy	Gulen	Åra 6	1994	27	28	4,0	8,9		0,4	42	1305	3,67	Owen fus	Prio cir	Cham str
317	Brandangersundet	Gulen	Bra 3	1993	75	58	5,1	11,3		0,2	43	3470	3,45	Poly cil	Thya f/s	Chae set
318	Leirøyholmen	Gulen	Lei 1	1994	95	92	9,3	20,7		0,6	55	867	4,55	Amph chi	Para jef	Chae set
319	Brandangersundet	Gulen	Bra 1	1993	118	93	11,3	25,1		0,6	50	688	4,47	Lumbr sp	Thar mar	Thya equ
320	Gulafjorden	Gulen	Nev 1	1994	192	87	13,6	30,2		0,6	39	518	4,31	Thya equ	Cera lov	Spio kro
321	Mjørnosen	Gulen	Sko 4	1994	91	57	4,0	8,9		0,4	42	730	4,45	Chae set	Thya sp	Amph fil
322	Mjørnosen	Gulen	Sko 5	1994	208	99	23,4	52,0		0,6	15	108	2,83	Hete fil	Cera lov	Spio kro
323	Godfarøy	Gulen	Byr 4	1993	15	48	21,6	48,0		0,4	49	958	4,15	Hete fil	Amph squ	Tric ros
324	Godfarøy	Gulen	Byr 5	1993	30	59	10,2	22,7		0,4	47	1265	4,19	Thya fle	Prio cir	Typos sp
325	Ærneset	Gulen	Byr 10	1993	25	9	2,8	6,2		0,4	29	665	3,18	Poly qua	Prio cir	Eteo lon
326	Vesøy	Gulen	Ves 1	1996	173	57	5,0	11,1		0,6	70	1535	6,13	Para jef	Onch ste	Thya equ
327	Rysjedalsvika	Hyllestad	Sog 1	1993	151	62	3,2	7,1		0,4	44	1260	4,05	Onch ste	Para jef	Myri ocu
328	Sognefjorden	Hyllestad	Sogn 1	1993	1100	98	11,3	25,1		0,2	36	930	4,19	Thar mar	Thya eum	Tere str

Tabell 12. Sammenstilling av alle bløtbnnsstasjoner inkludert i utredningen, sortert etter kommune, dyp og tidspunkt. Serie: K - stasjoner i kystovervåkingsprogrammet, C - stasjoner innsamlet i forbindelse med oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis*. Verdier i kursiv: beregnede verdier (TOC=glødetap*10/4,5)

Prøve nr.	Sted/Serie	Kommune	Stasjon	År	Dyp m	silt/leir %	gl.tap %	TOC mg/g	TN mg/g	Areal m ²	S ind/m ²	H' log2	ES (100)	Art rank		
														1	2	3
329	Verpingsvik	Fjaler	Hat 1	1992	85	33	2,3	5,1		0,4	34	803	2,73	Myri oca	Owen fus	Chae set
330	Sørværet	Askvoll	Sør 1	1994	35		8,0	15,1	2,5	0,1	33	1720	3,84	Owen fus	Myri oca	Prio cir
331	Meiværsund	Askvoll	Mel 3	1994	48		4,9	5,6	<1,0	0,1	32	1800	4,15	Polyplac	Amph squ	Pisi rem
332	Botnafjorden	Flora	Fl 14	1986	144	97	20,2	44,9		1,0	57	1857	-	Para jef	Hete fil	Thya equ
333	Hellefjorden	Flora	Fl 1	1985	185	98	20,3	45,1		1,0	26	192	-	Thya equ	Aplacoph	Nucu sul
334	Bruffjorden	Flora	Fl 3	1985	336	88	9,2	20,4		1,0	32	363	-	Onch ste	Enta qui	Nucu tum
335	Hellefjorden	Flora	Fl 2	1985	350	98	14,7	32,7		1,0	21	246	-	Nucu tum	Kell mil	Thya equ
336	Solheimsfjorden	Flora	Fl 4	1985	444	98	15,8	35,1		1,0	17	398	-	Onch ste	Nucu tum	Thya equ
337	Nordgulen	Bremanger	St. 8	1984	96	26	4,1	9,1		0,3	63	1860	4,45	Para jef	Prio cir	Thyas sp
338	Nordgulen	Bremanger	St. 8	1987	98	15	2,7	6,0		0,3	70	3243	3,77	Prio cir	Para jef	Thyas sp
339	Nordgulen	Bremanger	St. 8	1990	94	20	1,7	3,8		0,3	63	3787	3,86	Prio cir	Para jef	Thya equ
340	Nordgulen	Bremanger	St. 8	1993	96	13	2,0	4,4		0,3	82	4147	4,34	Prio cir	Para jef	Thya equ
341	Gulen	Bremanger	St. 9	1984	181	57	5,8	12,9		0,3	53	2150	4,28	Para jef	Exog ver	Hete/Med
342	Gulen	Bremanger	St. 9	1987	193	90	6,9	15,3		0,3	57	2840	4,52	Para jef	Prio cir	Exog ver
343	Gulen	Bremanger	St. 9	1990	189	88	6,0	13,3		0,3	51	2690	4,03	Para jef	Para jef	Prax pra
344	Gulen	Bremanger	St. 9	1993	185	92	4,4	9,8		0,3	85	2033	5,05	Prio cir	Para jef	Spio kro
345	Ulvesundet	Vågsøy	Vå 2	1985	50	38	6,0	13,3		1,0	92	1095	-	Chae set	Polyd sp	Phol min
346	Ulvesundet	Vågsøy	Vå 6	1985	65	90	17,8	39,6		0,6	62	1252	-	Meli cri	Para jef	Para jef
347	Ulvesundet	Vågsøy	Vå 1	1985	79	75	13,3	29,6		1,0	43	393	-	Thya f/s	Thya equ	Para jef

5. Fiskefauna

5.1 Innledning

Dette kapitlet beskriver den historiske utviklingen i forekomstene av de viktigste torskefiskene på Skagerrakkysten, fra Hvaler i ytre Oslofjord til Torvefjorden vest for Kristiansand (figur 36). Grunnlaget for rapporten er årlig prøvetaking med strandnot på faste stasjoner i regi av Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen. I dag tas det ca. 120 stasjoner. Av disse er 37 besøkt årlig siden 1919, bortsett fra under andre verdenskrig. Undersøkelsene blir alltid gjennomført i siste halvdel av september og i de første dagene av oktober, og det har ikke vært endringer i redskapsparametre eller i måten undersøkelsene er blitt utført på siden starten i 1919 (se Johannessen & Sollie 1994 for detaljer), og fram til i dag har kun to personer ledet den praktiske gjennomføringen av undersøkelsene. Prøvetakingen har vært spesielt rettet mot å måle forekomstene av 0-gruppe (ca. et halvt år gammel) torsk, men også fangstene av 0-gruppe lyr og hvitting har vært gode. Vi har derfor valgt å beskrive den historiske utviklingen spesielt for disse tre artene.

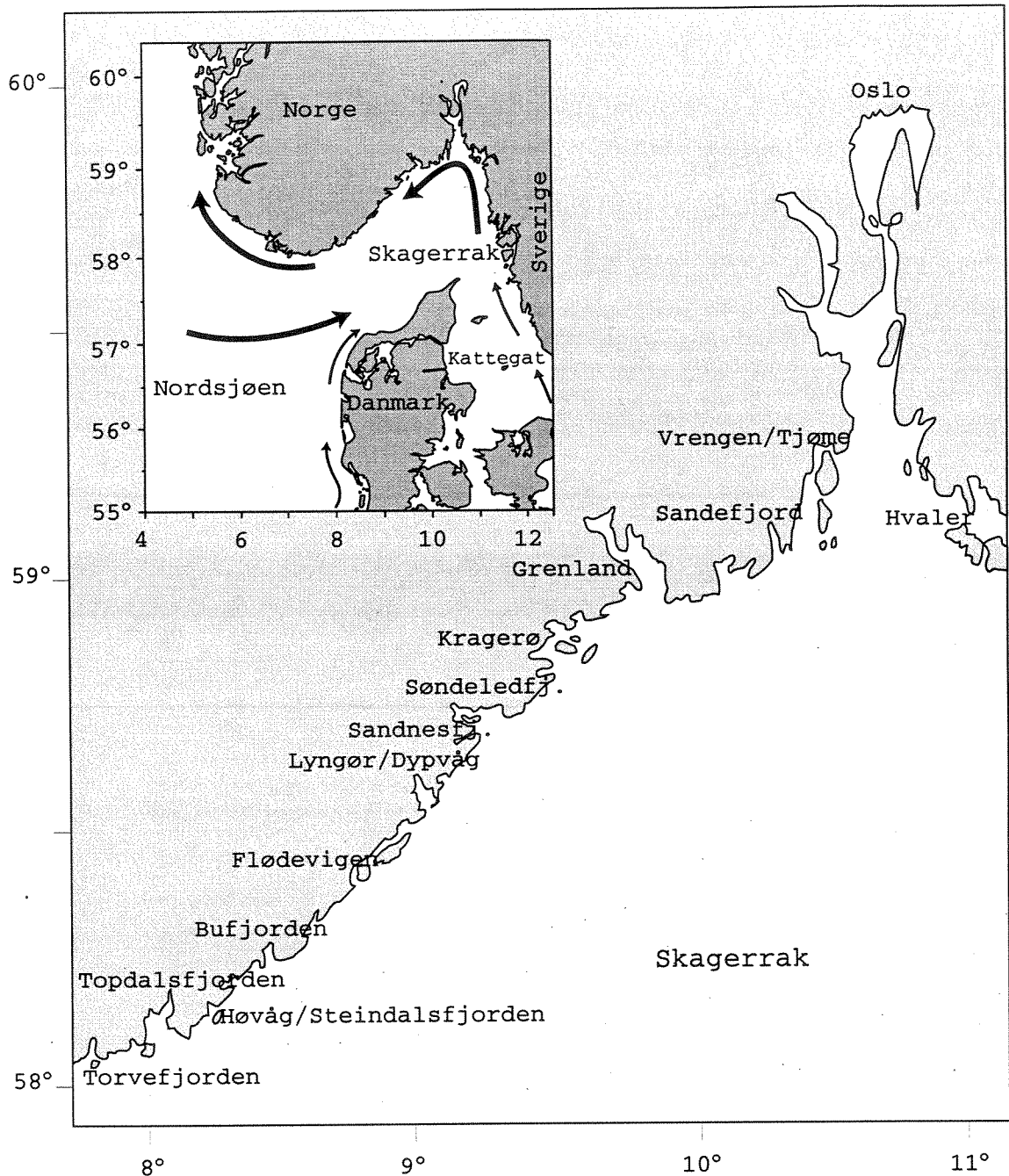
Den historiske utviklingen for alle arter som opptrer i mengder av betydning er beskrevet av Johannessen & Sollie (1994). En mer detaljert beskrivelse av utviklingen i Aust-Agder er gitt av Gjøsæter & al. (1995). I tillegg har Tveite (1971) beskrevet torsk og lyr fra hele Skagerrakkysten og torsk i Grenlandsfjordene (Tveite 1984), Gjøsæter & Danielssen (1990) har beskrevet torskefisk i Risørfjordene, Fromentin & al. (in prep.) torskefisk fra Sørlandskysten, Gjøsæter (1995) har beskrevet utviklingen i forekomstene av sjøaure på Skagerrakkysten, og forekomstene av sild og brisling er beskrevet av Torstensen & Gjøsæter (1995). Johannessen & Tveite (1989) har analysert sammenhengen mellom forekomstene av torskeyngel og en rekke hydrografiske og meteorologiske variabler.

Denne rapporten beskriver først utviklingen i forekomstene av 0-gruppe torskefisk i perioden 1919-1995, på grunnlag av de 37 stasjonene som er blitt tatt siden undersøkelsene ble satt i gang i 1919 (resultater fra 1996 er omtalt, men ikke inkludert i figurene). Disse stasjonene ligger i området mellom Kragerø og Torvefjorden, og omtales i det følgende som Sørlandskysten (se Johannessen & Sollie 1994 for nærmere detaljer om stasjonenes posisjon). Deretter er utviklingen i torskeforekomstene i de enkelte områdene langs hele kyststrekningen beskrevet og vurdert i forhold til den generelle utviklingen på Sørlandskysten. Det er også gitt en beskrivelse av utviklingen i bunnvegetasjonen på Sørlandskysten.

5.2 Materiale og metoder

Nota som benyttes er 38 m lang, 3,7 m høy og har en maskevidde på 15 mm (strekt maske). I hver ende av nota er det 30 m lange geiner (tau). Vanligvis benyttes 20 m lange geiner, og da dekker nota et areal opp mot ca. 700 m². For hver enkelt stasjon foreligger detaljert beskrivelse av hvordan nota skal skytes, slik at bunnarealet som dekkes er tilnærmet identisk fra år til år. Fangsten av torsk, lyr og hvitting telles og fordeles til aldersgruppe (0-gruppe og eldre) på grunnlag av lengden som måles til nærmeste cm.

Fangsten av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting viser store år-til-år variasjoner. Til å beskrive hovedtrekkene i de historiske svingningene er de ulike tidsseriene blitt glattet ved hjelp av LOWESS, som er en ikke-parametrisk glatttemetode. Glattingen er utført med tensjonsfaktor 0,2, noe som gir en glatting med mye lokale detaljer (tensjonsfaktoren kan varieres mellom 0 og 1; ved tensjonsfaktor 0 vil glattekurven nesten følge tidsseriene punkt for punkt, mens en tensjonsfaktor på 1 vil gi en nesten rett linje).



Figur 36. Skagerrakkysten med oversikt over områder som inngår i denne rapporten.

Ved beskrivelse av den generelle utviklingen på Sørlandskysten er bare stasjoner som er blitt tatt gjennom hele undersøkelsesperioden inkludert i resultatene. Ved analyse av utviklingen i de enkelte områdene, er stasjoner som er blitt tatt mer enn 20 ganger inkludert i analysene. Stasjoner som kun er blitt tatt før 1970, er utelatt. Erfaringen viser at det kan være stor variasjon i fiskeforekomstene på de ulike stasjonene, ved at enkelte stasjoner gjennomgående har høye fangster mens andre sjelden eller aldri gir store fangster. For å unngå at oppstart eller avslutning av en stasjon skulle få innvirkning på gjennomsnittsfangsten og derved gi et feilaktig inntrykk av tidsmessige endringer, ble fangstene på hver enkelt stasjon sentrert til middelverdi null (anomali, dette gjelder ikke for områder der alle stasjoner har inngått i hele undersøkelsesperioden). På grunnlag av de sentrerte tidsseriene ble

årgjennomsnittet for hvert område beregnet (også tidsserien basert på årlige gjennomsnittsverdier vil ha middelværdi lik 0), og deretter tilbakeført til tilnærmet reelle verdier ved å legge til gjennomsnittsfangsten for alle stasjoner i hvert enkelt område (denne framgangsmåten kan føre til at de enkelte tidsseriene kan få verdier som ligger like under null; i slike tilfelle er verdiene satt lik null).

Bunnvegetasjonen på strandnotstasjonene observeres fra overflata ved hjelp av vannkikkert, og det gis en grov beskrivelse av vegetasjonstype (tang og tare, ålegras, grønnalger, samt kombinasjoner av disse), og hvor stor del av bunnen som er dekket av vegetasjon angitt ved koder: 1 - bar bunn (0% dekning), 2 - få planter (5%), noen planter (25%), mange planter (60%) full dekning (90%). Tallene i parentes angir dekningsprosent som benyttes ved beregning av gjennomsnittlig dekningsgrad av bunnvegetasjon pr. år. Det er grunn til å presisere at dette dreier seg om tilnærmete verdier. I tillegg kan sikten variere betydelig både mellom stasjoner og fra år til år (år der vegetasjonsforholdene er blitt observert på mindre enn halvparten av stasjonene er utelatt). Presisjonen i estimatet av dekningsgraden for enkeltår er derfor variable, slik at resultatene kun er egnet til å studere trender i dekningsgraden.

5.3 Resultater

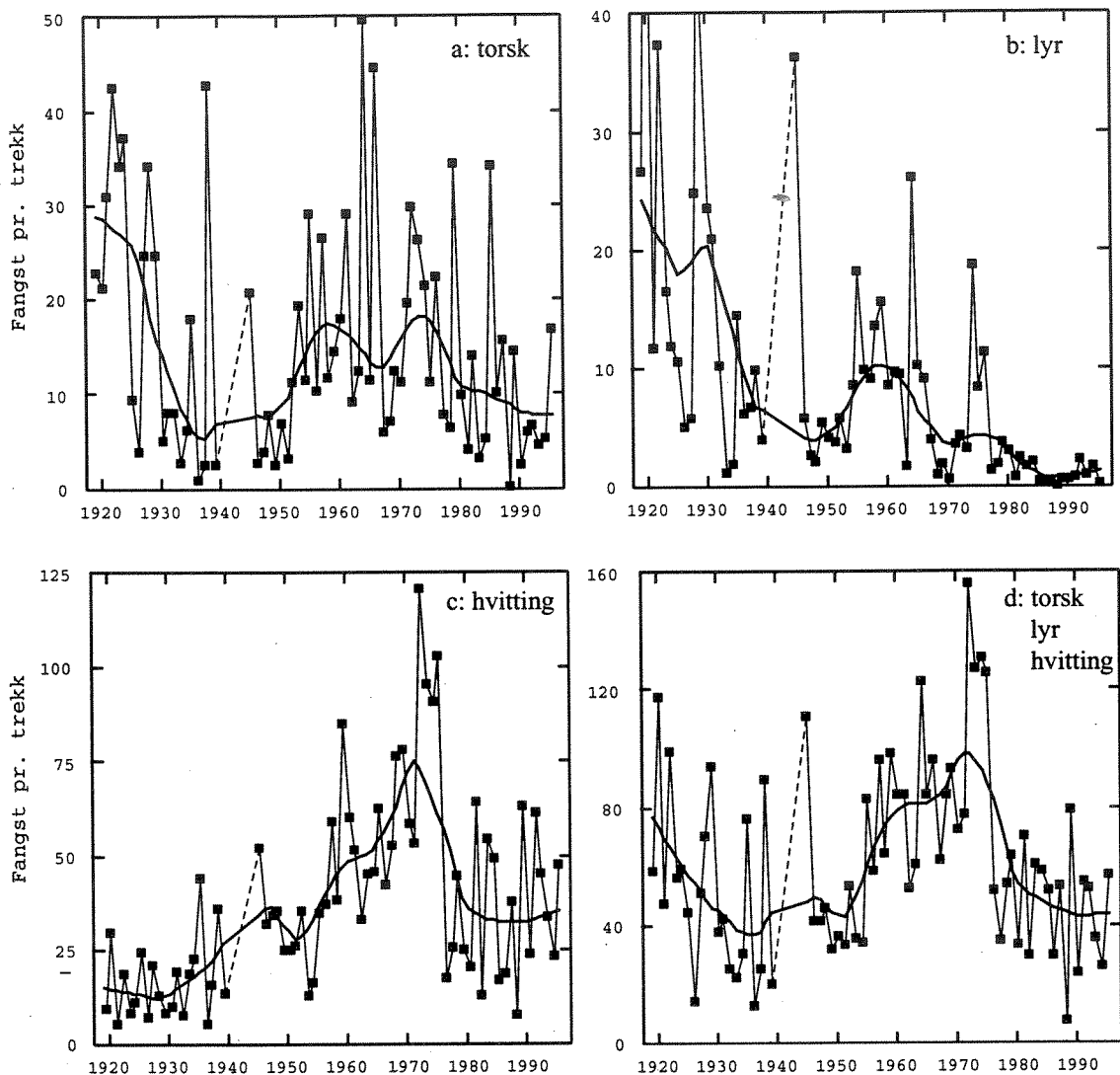
5.3.1 Historiske utvikling i forekomstene av 0-gruppe torskefisk på Sørlandskysten

Den historiske utviklingen i forekomstene av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting på Sørlandskysten er gjengitt i figur 37. Resultatene viser at forekomstene av 0-gruppe torsk har variert mye fra år til år, men at det også har vært perioder med flere påfølgende sterke og svake årsklasser som har gitt opphav til svingninger (figur 37 a). Det var høye forekomster av torskeyngel på 20-tallet, mengden avtok betydelig på 30-tallet, økte igjen fram til 60-tallet og har siden avtatt igjen fra midten av 70-tallet. På første del av 90-tallet har det gjennomgående vært lave fangster av 0-gruppe torsk på Sørlandskysten. I 1995 var fangstene omtrent gjennomsnittlig, mens resultatene for 1996 ga fangster på 36 torsk pr. trekk, noe som tilsvarer en meget sterk årsklasse (resultatene for 1996 er ikke inkludert i figurene).

Forekomstene av 0-gruppe lyr har også vist store variasjoner fra år til år (figur 37 b). Det var gode forekomster av lyr på 20-tallet, mengden avtok markert på 30-tallet, tok seg noe opp igjen mot 60-tallet, men har avtatt etter midten av 70-tallet til et nivå som er meget lavt. I forhold til gjennomsnittsfangstene på 20-tallet er fangstene etter 1985 redusert med 97%. Det siste året med relativt gode forekomster av lyr var i 1976. Både 1995 og 1996 ga meget lave fangster av lyr, med henholdsvis 0,2 og 0,6 lyr pr. trekk.

Fram til midten av 70-tallet viste utviklingen i forekomstene av 0-gruppe hvitting i stor grad motsatt trend av utviklingen for lyr (figur 37 c). Fangstene økte fra omkring 15 fisk pr. trekk på 20-tallet til ca. 30 fisk pr. trekk på begynnelsen av 50-tallet. Deretter økte forekomstene raskt til et gjennomsnitt på ca. 100 fisk pr. trekk på midten av 70-tallet, for så å falle til omkring 30 fisk pr. trekk. I 1995 ble det fanget ca. 40 hvitting pr. trekk, mens fangstene i 1996 var lave med et gjennomsnitt på ca. 15 pr. trekk.

Figur 37 d viser den samlede utviklingen for 0-gruppe torsk, lyr og hvitting. Det var forholdsvis høye fangster på 20-tallet, fangstene avtok markert på 30-tallet, økte fram mot midten av 70-tallet, da det skjedde et fall til et markert lavere nivå som siden har holdt seg forholdsvis konstant fram til 90-åra. I 1995 og 1996 ble det fanget henholdsvis 57 og 52 0-gruppe torsk, lyr og hvitting pr. trekk.



Figur 37. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe torskefisk i perioden 1919-1995 på 37 faste strandnotstasjoner på Sørlandskysten (Torvefjorden ved Søgne til Kragerø). a) gjennomsnittsfangst av torsk glattet ved hjelp av LOWESS med tensjonsfaktor 0,2, b) lyr, c) hvitting, d) summen av torsk, lyr og hvitting.

5.3.2 Historiske forandringer i forekomstene av 0-gruppe torskefisk i ulike områder på Skagerrakkysten

I dette avsnittet er det gitt en oversikt over forekomstene i ulike områder på Skagerrakkysten (figur 38, merk: figuren løper over flere sider). Det er grunn til å være oppmerksom på at skaleringen på y-aksen varierer betydelig både for de ulike artene og fra område til område. Resultatene er vurdert i forhold til den historiske utviklingen på Sørlandskysten. Områdene er omtalt fra Torvefjorden i vest til Hvaler i øst. De ulike områdenes posisjon er vist i figur 36. For beskrivelse av utviklingen i de indre deler av Oslofjorden vises til Johannessen & Sollie (1994).

Torvefjorden

I Torvefjorden er det kun tatt to strandnottrekk sammenhengende over lengre tid. En bør derfor se på de store trekkene i utviklingen og legge mindre vekt på år-til-år variasjon og enkeltår. Svingningene i forekomstene av torsk viser i store trekk samme mønster som generelt på Sørlandskysten, med en

nedgang på 30-tallet og en økning fram til 60/70-tallet. Fra begynnelsen av 80-tallet har det imidlertid vært fanget svært lite torsk i Torvefjorden. Lyr viser også samme mønster som på Sørlandskysten. Det er grunn til å legge merke til at forekomstene av lyr i Torvefjorden på 20-tallet var meget høye sett i forhold til de fleste andre steder. Forekomstene av hvitting var meget beskjedne fram til midten av 50-tallet, da de økte på til betydelige mengder. Etter 1980 har fangstene av både torsk, lyr og hvitting vært meget beskjedne.

Topdalsfjorden

I Topdalsfjorden var det meget gode fangster av torsk på 20-tallet. I tråd med den generelle utviklingen på Sørlandskysten, avtok de markert på 30-tallet og økte igjen fram til 60-tallet, men markert lavere enn på 20-tallet. Det har ikke vært noen markert nedgang i forekomstene av torsk fra midten av 70-tallet, slik som på Sørlandskysten. I 1996 var det uvanlig høye forekomster av torsk i Topdalsfjorden, med ca. 75 torsk pr. trekk, som er på samme nivå som forekomstene i 1920-åra. Utviklingen i forekomstene av lyr og hvitting viser stort sett samme mønster som generelt på Sørlandskysten. Etter 1980 har det vært fanget forholdsvis beskjedne mengder av både lyr og hvitting. Også i 1996 var det lave fangster av lyr og hvitting i dette området med gjennomsnittsfangster på henholdsvis 2 og 3 fisk pr. trekk.

Høvåg - Steindalsfjorden

Det er grunn til å legge merke til at fangstene av alle tre arter har vært forholdsvis mye lavere i dette området enn i andre områder (se y-aksene). Mønsteret viser stort sett samme utvikling som generelt på Sørlandskysten. Etter 1980 har det vært lave fangster av både torsk, lyr og hvitting i dette området. I 1996 var det en forholdsvis god fangster av torsk (14 pr. trekk), mens fangstene av både lyr og hvitting var meget beskjedne (henholdsvis 0 og 2 fisk pr. trekk).

Bufjorden

I Bufjorden er det kun tatt 2 trekk siden 1919. Utviklingen for torsk, lyr og hvitting viser stort sett samme utvikling som generelt på Sørlandskysten. Også i dette området var forekomsten av torsk meget god i 1996, mens det var lite lyr og hvitting.

Flødevigen

I Flødevigen er det blitt tatt 3 trekk. I dette området ble det også tatt nottrekk under andre verdenskrig. Utviklingen i Flødevigen er stort sett i samsvar med den generelle utviklingen som på Sørlandskysten. Området utmerker seg likevel med særdeles stor nedgang i fangstene av torsk på slutten av 70-tallet. I 1996 var det forholdsvis gode fangster av både torsk og hvitting (henholdsvis 26 og 68 pr. trekk). Fangstene av torsk var også forholdsvis gode i 1995.

Lyngør - Dypvåg

Undersøkelsene i området ved Lyngør-Dypvåg ble påbegynt i 1962. Området har i hele perioden gitt forholdsvis lave fangster av alle tre arter. Etter 1980 har det vært meget beskjedne fangster av torsk og lyr, mens forekomstene av hvitting har vært forholdsvis jevne gjennom hele perioden. Fangstene av torsk i 1996 var de beste siden undersøkelsen startet i dette området, mens fangstene av lyr og hvitting var meget beskjedne.

Sandnesfjorden

I Sandnesfjorden var det flere sterke årsklasser av 0-gruppe torsk på rad på 20-tallet, mengden avtok markert på 30-tallet, økte på igjen fram mot 60-tallet og har siden vist en svak avtagende tendens. 1996-årsklassen var litt over middels (24 pr. trekk). Lyr viser omtrent samme utvikling som generelt på Sørlandskysten, bortsett fra det ikke har vært nevneverdige forekomster siden midten av 60-tallet, mens det på Sørlandskysten også var forholdsvis gode forekomster på første halvdel av 70-tallet. Hvitting viser ingen markerte endringer over tid.

Søndeledfjorden

Svingningene i forekomstene av torsk og lyr viser stort sett samme mønster som generelt på Sørlandskysten. Det var en økning i forekomstene av hvitting fra 20-tallet og fram til 60-tallet. Fangstene har imidlertid ikke vist tilsvarende nedgang som generelt på Sørlandskysten på midten av 70-tallet. 1996-årgangen av torsk var noe under middels (7 pr. trekk), mens 1996-årsklassen av hvitting var svak (9 pr. trekk).

Kragerøfjordene

I Kragerøområdet var det flere sterke årsklasser av torsk på rad på 20-tallet, mengden avtok markert på 30-tallet, økte på igjen fram mot midten av 60-tallet uten å nå opp til samme høye nivå som på 20-tallet. Forekomstene av torsk har holdt seg forholdsvis konstant fra begynnelsen av 60-tallet. Utviklingen i forekomstene av lyr viser stort sett samme utvikling som generelt på Sørlandskysten, bortsett fra at nedgangen ser ut til å ha inntrådt på midten av 60-tallet mot midten av 70-tallet på Sørlandskysten. Forekomstene av hvitting nådde en topp i perioden fra midten av 50-tallet til slutten av 60-tallet. Nedgangen i forekomstene av hvitting som ble observert på Sørlandskysten på midten av 70-tallet, gjenspeiles ikke i forekomstene i Kragerøfjordene. 1996-årsklassen av torsk var god, mens hvitting hadde middels styrke.

Grenlandsfjordene

I Grenlandsfjordene ble undersøkelsene satt i gang i 1953. Fram til midten av 60-tallet var det gjentatte år med meget høye forekomster av torskeyngel. På midten av 60-tallet falt imidlertid mengden til et meget lavt nivå som siden har holdt seg stabilt lavt. Det har aldri vært høye forekomster av lyr i Grenlandsfjordene i undersøkelsesperioden, men i likhet med torsk avtok mengden betydelig på midten av 60-tallet. Forekomstene av hvitting var meget gode fram til midten av 60-tallet, da også fangstene av denne arten falt brått til et markert lavere nivå som siden har holdt seg lavt. Også i dette området observerte vi i år gode forekomster av 0-gruppe torsk (27 pr. trekk). Hvittingen var mer tallrik enn på mange år (10 pr. trekk), men langt under nivået før 1965.

Sandefjord

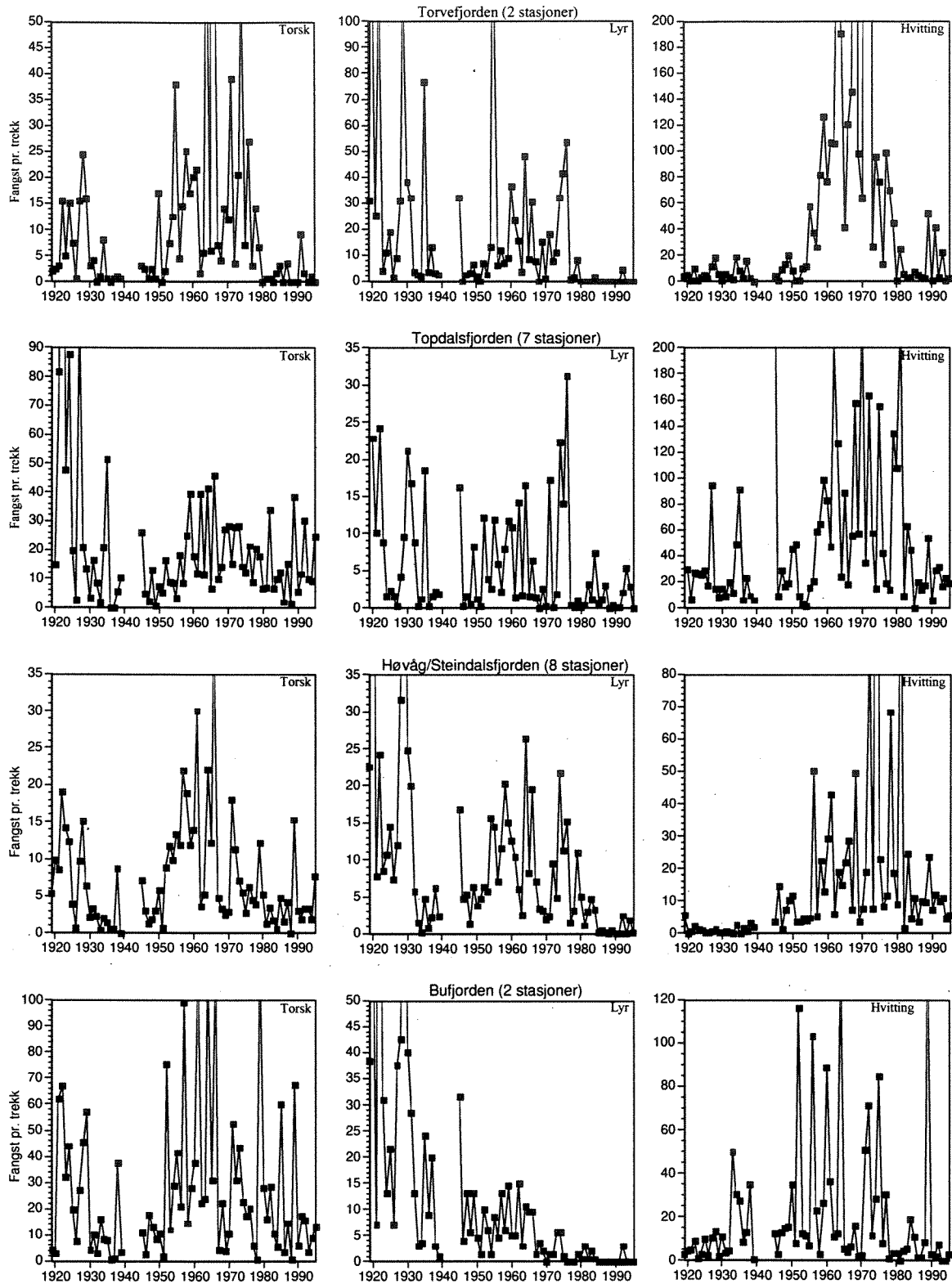
I Sandefjord ble undersøkelsene satt i gang i 1962. Bortsett fra gode fangster av torsk på midten av 60-tallet har området gitt forholdsvis lave fangster av torsk i hele undersøkelsesperioden. I likhet med den generelle utviklingen på Sørlandskysten avtok fangstene av lyr markert på midten av 70-tallet. Fangstene av hvitting viser en fallende tendens siden midten av 70-åra. I 1996 var fangstene av torsk høyere enn vanlig (12 pr. trekk), mens det ble fanget svært lite hvitting (2 pr. trekk).

Vrengen - Tjøme

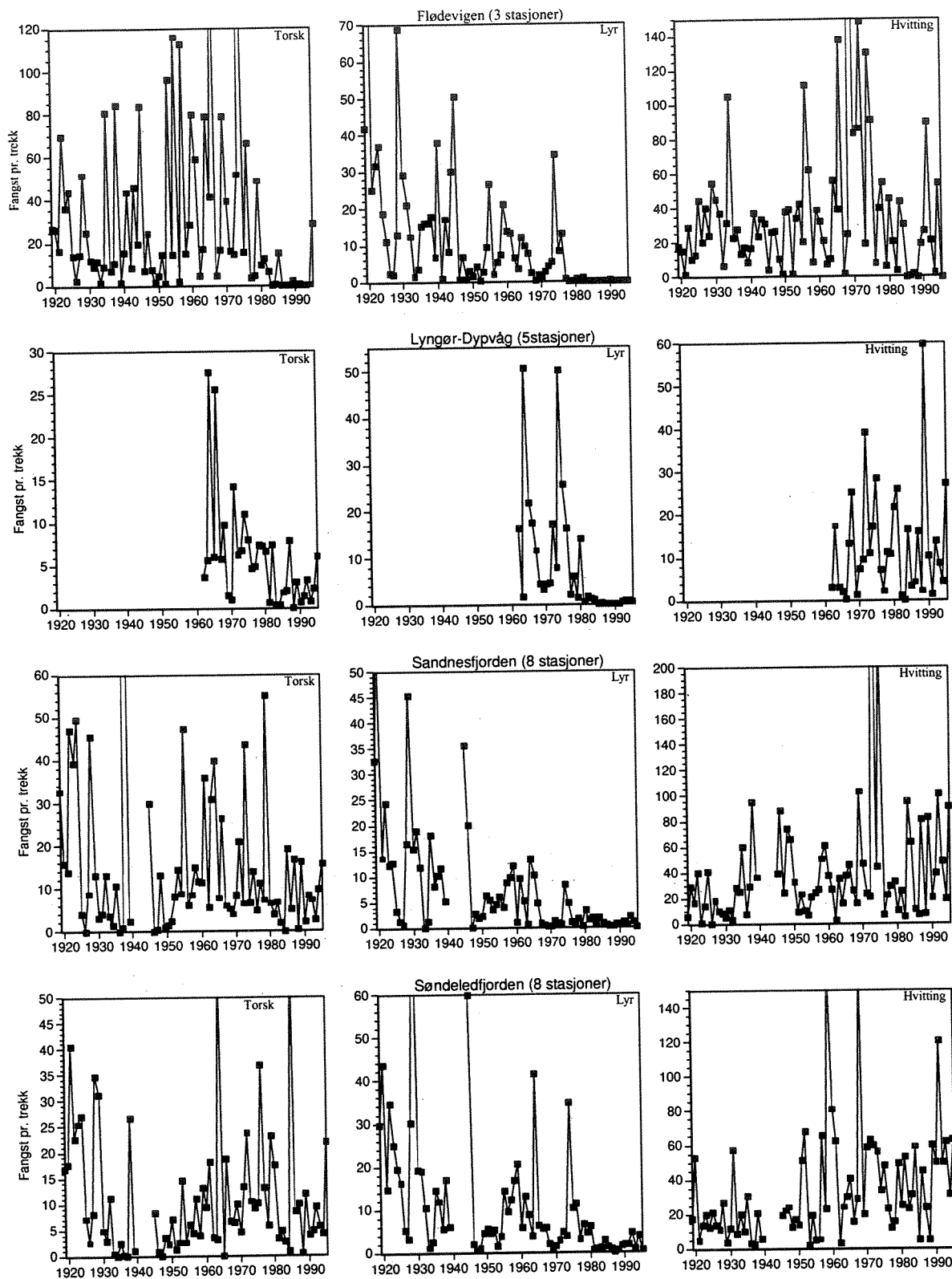
Undersøkelsene i dette området ble satt i gang i 1936. Fra en topp på midten av 60-tallet har fangsten av torsk vist en svak nedadgående tendens. Fangstene av lyr viste en markert nedgang på midten av 70-tallet, mens det ikke er noen klare trender i fangstene av hvitting i undersøkelsesperioden. 1996-årsklassen av torsk var god for området (13 pr. trekk), men litt svakere enn i 1995. Fangstene av hvitting i 1996 var svært beskjedne (4 pr. trekk).

Fredrikstad - Hvaler

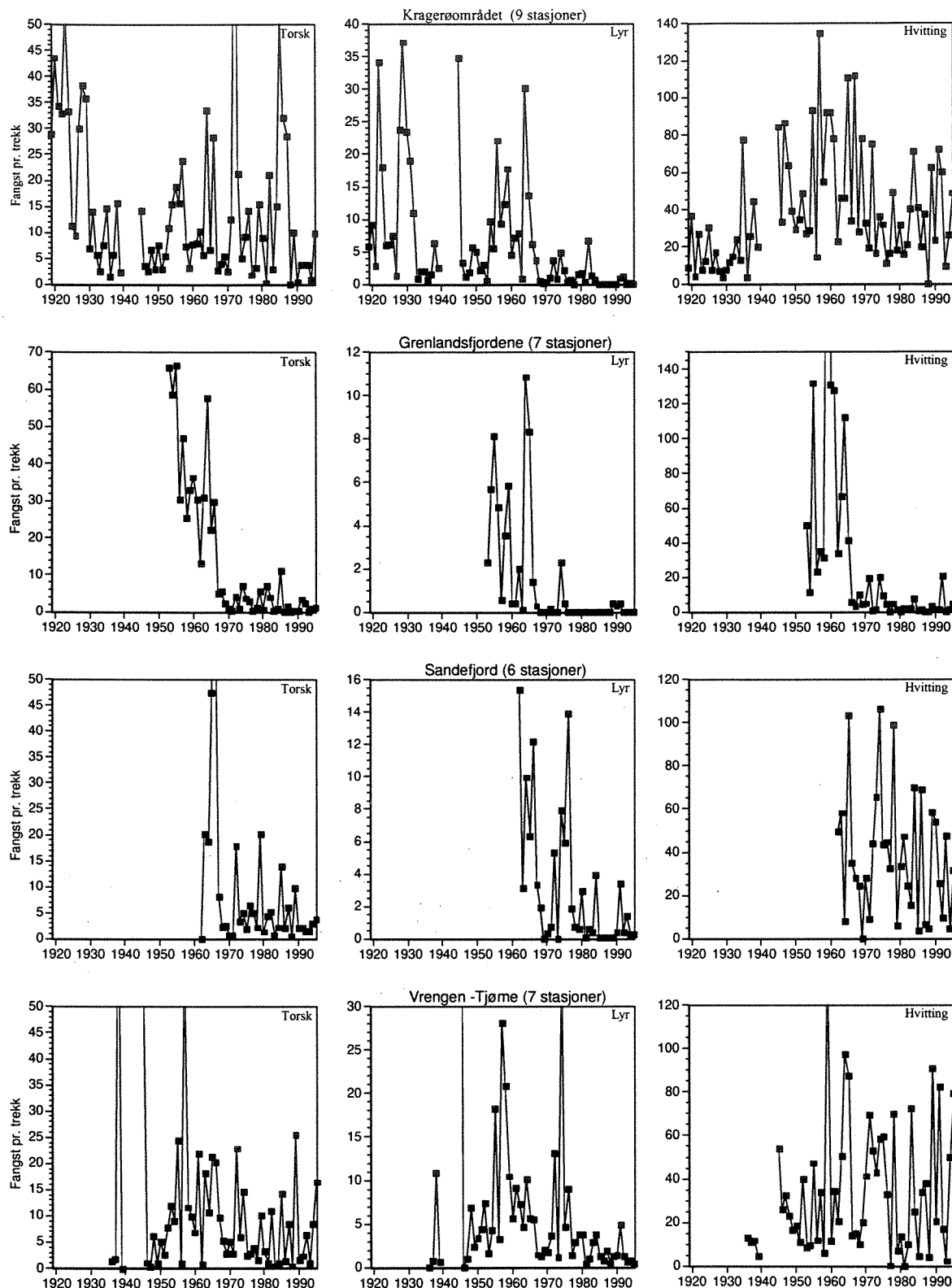
Undersøkelsene i dette området har pågått siden 1936. Forekomstene av torsk har ikke vist så markerte langtidssvingninger som på Sørlandskysten. Bortsett fra i 1974 har det vært meget beskjedne fangster av lyr siden midten av 60-tallet. Fangstene av hvitting, som gjennomgående har vært forholdsvis beskjedne, har vist en økende tendens. 1996-årsklassen av torsk var god (26 pr. trekk), mens årsklassen av hvitting var svak (5 pr. trekk).



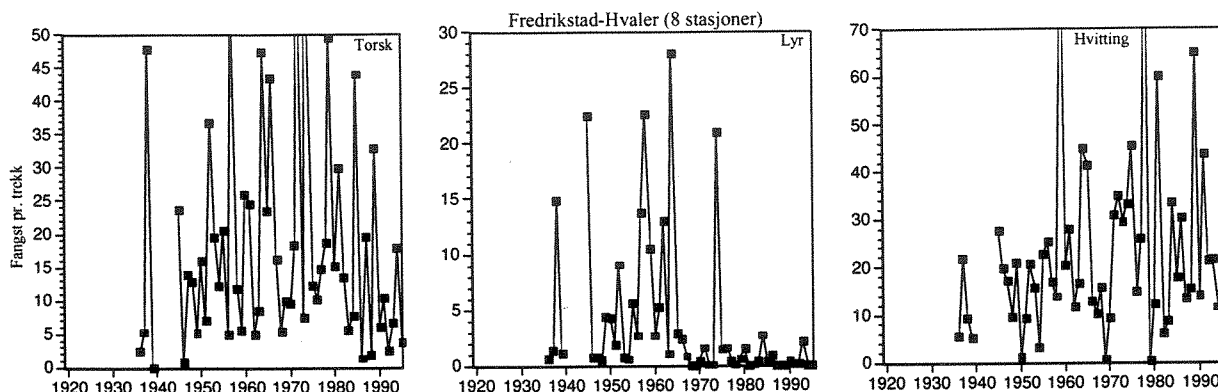
Figur 38. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting i ulike områder mellom Torvefjorden ved Søgne til Hvaler i ytre Oslofjord. (forts over flere sider).



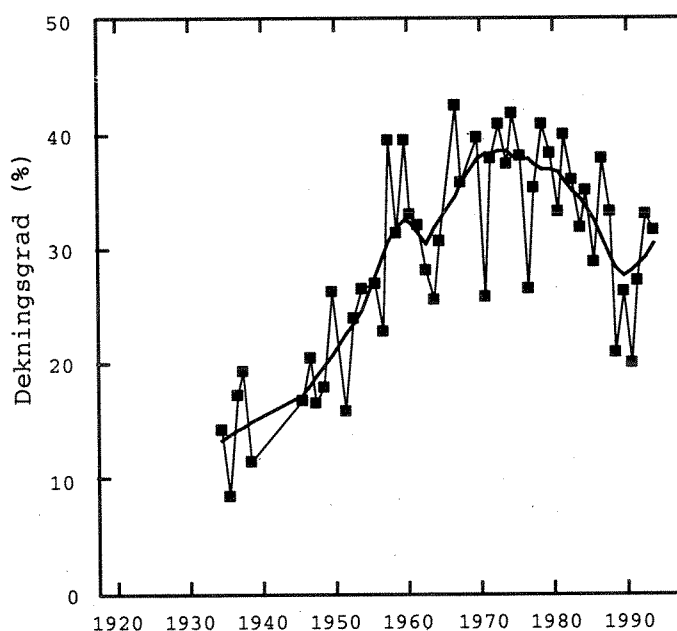
Figur 38. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting i ulike områder mellom Torvefjorden ved Søgne til Hvaler i ytre Oslofjord. (forts over flere sider).



Figur 38. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting i ulike områder mellom Torvefjorden ved Søgne til Hvaler i ytre Oslofjord. (forts over flere sider).



Figur 38. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting i ulike områder mellom Torvefjorden ved Søgne til Hvaler i ytre Oslofjord. (forts over flere sider).



Figur 39. Gjennomsnittlig dekningsgrad av bunnvegetasjon på 37 strandnotstasjoner på Sørlandskysten i perioden 1934-1993, glatter ved hjelp av LOWESS med tensjonsfaktor 0,2 (i 1994 og 1995 var sikten for dårlig til å beregne dekningsgraden).

5.3.3 Oppsummering av utviklingen i de ulike områdene

Utviklingen i Grenlandsfjordene skiller seg markert fra de andre områdene, med betydelig nedgang i forekomstene av både torsk, lyr og hvitting på midten av 60-tallet. Generelt på Sørlandskysten var det en markert nedgang i forekomstene av 0-gruppe torskfisk på midten av 70-tallet, og da spesielt i forekomstene av hvitting og lyr. Utviklingen i forekomstene av lyr viser stor grad av likhet i alle de undersøkte områdene, med meget beskjedne fangster etter 1980. Den markerte nedgangen i forekomstene av hvitting på Sørlandskysten på midten av 70-tallet ser i hovedsak ut til å ha funnet sted fra Flødevigen og vestover. I en del av disse vestlige områdene har det også vært betydelige nedganger i forekomstene av torsk fra midten av 70-tallet. Dersom en ser bort fra Grenlandsområdet, viser resultatet at nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torskfisk fra midten av 70-tallet har vært markert størst i de vestlige områdene.

En grundigere analyse av forskjellen i utvikling mellom de ulike områdene, og mellom ytre og indre trekk innen samme område er gitt av Fromentin & al. (in prep.).

5.4 Historiske endringer i dekningsgrad av bunnflora på Sørlandskysten

Kystområdene er viktige oppvekstområder for mange arter av fisk (Odum 1971). En viktig årsak til dette er den frodige bunnvegetasjonen som kun finnes på grunt vann, som følge av at det er kun i den øverste del av vannsøyla at det er tilstrekkelig lys for plantevekst. Områder med bunnvegetasjon har både et rikt matfat og mange skjulesteder for yngel og småfisk (Blegvad 1917, Keates & al. 1987). Endringer i bunnvegetasjonen vil således kunne få betydelig innvirkning på gruntnannsfauna.

En av de viktigste plantene i de områder som inngår i strandnotundersøkelsene, er ålegras (*Zostera marina*). På begynnelsen av 30-tallet ble denne planten utsatt for en sykdom som reduserte mengden av ålegras i kystområdene rundt hele Nordsjøen (Yonge 1963). På grunn av denne hendelsen begynte en å registrere dekningsgrad av bunnvegetasjon på strandnotstasjonene (ålegras, tang og tare, og grønnalger). Med utgangspunkt i disse registreringene er det blitt beregnet gjennomsnittlig dekningsgrad pr. år for de 37 stasjonene på Sørlandskysten (figur 39). På grunnlag av toktleder Ragnvald Løversens notater, synes det klart at dekningsgraden må ha avtatt betydelig fra 20-tallet og fram til registreringene ble påbegynt på midten av 30-tallet. Etter andre verdenskrig var det en markert økning i dekningsgraden fram til 60-tallet. Siden har dekningsgraden holdt seg forholdsvis stabil, bortsett fra en midlertidig nedgang på slutten av 80-tallet. I 1994 og 1995 var siktforholdene ikke gode nok til beregning av dekningsgrad. I 1996 ble dekningsgraden beregnet til ca. 41% i gjennomsnitt på strandnotstasjonene på Sørlandskysten.

5.5 Diskusjon

Utviklingen i forekomstene av 0-gruppe torsk, lyr og hvitting på Sørlandskysten var preget av gode fangster av torsk og lyr på 20-tallet, mens det var beskjeden fangster av hvitting i denne perioden. På 30-tallet avtok fangstene av torsk og lyr betydelig, mens hvittingfangstene viste en svak tendens til økning. Fra 50-åra økte mengden av alle tre arter betydelig, men uten at hverken torsk eller lyr nådde opp mot tilsvarende høye fangster som på 20-tallet. Fangstene av hvitting økte jevnt fram til midten av 70-tallet, men avtok da fra ca. 100 fisk pr. trekk til ca. 30; et nivå som fangstene siden har svinget omkring. Omtrent samtidig med fallet i forekomstene av hvitting, hadde lyr sin siste brukbare årsklasse (1976). Også torsk viste en nedgang i forekomstene fra midten av 70-tallet, men nedgangen for torsk var ikke like markert som for lyr og hvitting. Etter en rekke svake årsklasser på første halvdel av 90-tallet har torsk hatt god rekruttering med en middels årsklasse i 1995 og en meget sterk årsklasse i 1996. Hvitting og lyr viser derimot ikke tilsvarende positiv utvikling.

Det foreligger rekrutteringsdata for torsk og hvitting fra Nordsjøen. For torsk viser beregninger at rekrutteringen (antall I-gruppe fisk) holdt seg forholdsvis jevnt fra begynnelsen av dette århundret og fram til 60-åra (Daan & al. 1994). Fra og med 1963 økte rekrutteringen av torsk betydelig og ga opphav til det som siden er blitt betegnet som "the gadoid outburst". Rekrutteringen holdt seg på et høyt nivå helt fram til slutten av 80-tallet. På 90-tallet har rekrutteringen av torsk i Nordsjøen avtatt igjen, men nivået ligger fremdeles minst like høyt som før "the gadoid outburst". Sammenlignet med rekruttering av torsk på Skagerrakkysten er det visse likhetstrekk, men også markerte forskjeller. På Sørlandskysten var rekrutteringen på sitt høyeste på 20-tallet, mens rekrutteringen i Nordsjøen lå omtrent på gjennomsnittet for dette århundret, dersom en ser bort fra perioden for "the gadoid outburst". På Sørlandskysten begynte oppgangen av torsk allerede på begynnelsen av 50-tallet, mens "the gadoid outburst" begynte med en sterk årsklasse i 1963. Nedgangen i rekrutteringen av torsk på Sørlandskysten begynte allerede på midten av 70-tallet, mens rekrutteringen i Nordsjøen holdt seg høy til slutten av 80-åra. I Nordsjøen økte rekrutteringen av torsk med en faktor på 3 til 4 under "the

gadoid ourburst" (f.eks. sammenlignet med 20-åra), mens rekrutteringen av torsk på Sørlandskysten var lavere på 60/70-tallet enn på 20-tallet.

Fra midten av 70-tallet foreligger det årsklasseindekser for torsk og hvitting for de åpne deler av Skagerrak og fra Kattegat fra "The international bottom trawl survey" (IBTS) (ICES 1994). Årsklasseindeksen basert på fangst av I-gruppe fisk i første kvartal av året (fisken er da fra ett halvt til ett år gammel), viser at det samlet for Skagerrak og Kattegat har vært en betydelig økning i forekomstene av hvitting i perioden 1974-1993. For torsk foreligger det data for perioden 1979-1993, og det er skilt mellom Skagerrak og Kattegat. I Skagerrak indikerer IBTS-undersøkelsene at var det sterke årsklasser i 1979, 1985, 1987, 1988, 1991, 1992 og 1993, men med de tre sterkeste årsklassene i 1991-1993. I Kattegat var 1979-årsklassen meget sterk, 1985- og 1989- årsklassene var sterke, årsklassene i 1990-1993 var svake, mens 1988-årsklassen var meget svak.

For torsk er det således i de seinere år likhetstrekk mellom utviklingen på Sørlandskysten og i Kattegat, mens utviklingen i det åpne Skagerrak synes å være forskjellig. For hvitting er utviklingen i Skagerrak/Kattegat forskjellig fra utviklingen på Sørlandskysten. Det er derfor ikke noe som tyder på at utviklingen i forekomstene av torsk og hvitting på Sørlandskysten har sammenheng med en generell utvikling for disse artene i Skagerrak/Kattegat eller i Nordsjøen. Lyr er en art som i stor grad synes å være knyttet til kystnære områder, og på Skagerrakkysten har den spesielt vært tallrik i de ytre deler av kysten (Johannessen & Sollie 1994, Fromentin & al. under arbeid). Det foreligger ikke beskrivelse av utviklingen i forekomstene av lyr i tilgrensende områder til Skagerrakkysten.

Siden utviklingen i forekomstene av 0-gruppe torskfisk på Skagerrakkysten ikke synes å følge helt samme mønster som i de åpne deler av Skagerrak og i Nordsjøen, kan det skyldes at mer storstilte klimatiske eller biologiske fenomener har en annen styrke eller tidsfase på kysten, eller det kan være snakk om lokale årsakssammenhenger. Erfaringen viser at mengden bunnvegetasjon, og spesielt mengden av ålegras, har stor innvirkning på mengden av 0-gruppe torskfisk (og mange andre fiskeslag). Selv om det ikke ble foretatt observasjoner av bunnvegetasjonen på 20-tallet, var det etter alt å dømme en betydelig nedgang i bunnvegetasjonens dekningsgrad på 30-tallet som følge av sjukdommen som rammet ålegraset. Det er derfor grunn til å anta at nedgangen i bunnvegetasjonen på 30-tallet var en viktig årsak til nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torsk og lyr (Johannessen & Sollie 1994). Parallelt med økningen i bunnvegetasjonen etter krigen økte mengden av 0-gruppe torskfisk på Sørlandet betydelig. Forekomstene av torskfisk, hovedsakelig hvitting, fortsatte å øke etter at dekningsgraden av bunnvegetasjon hadde flatet ut på 60-tallet. Nedgangen av 0-gruppe torskfisk, spesielt hvitting og lyr, på midten av 70-tallet inntraff uten at det ble påvist en tilsvarende nedgang i bunnvegetasjonen. Det er framsatt flere mulige forklaringer til denne nedgangen.

Johannessen & Sollie (1994) foreslo at nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torskfisk som er observert flere steder på Skagerrakkysten, f.eks. i Grenland, kunne ha sammenheng med endret energiflytmønster som har resultert i mindre mat til yngel av torskfiskene, og pekte på at både eutrofiering og miljøgifter kunne være mulige årsaker til endret energiflytmønster. Johannessen & Dahl (1996) påpekte at det på midten av 70-tallet var et markert fall i oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet på Skagerrakkysten. Aure & al. (1996) rapporterte at oksygenforbruket i terskelbasseng på Skagerrakkysten på begynnelsen av 90-tallet lå omkring 50% høyere enn i tilsvarende basseng på Nordvestlandet, og at det fant sted en økning i oksygenforbruket på ca. 50% på omtrent samme tidspunkt som Johannessen & Dahl (1996) påviste fallet i oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet. Johannessen & Dahl (1996) foreslo at fallet i oksygenkonsentrasjonene i bunnvannet kunne ha sammenheng med endringer i den pelagiske samfunnsstrukturen med mindre dyreplanktonbeiting på alger og derved økt sedimentasjon av alger og algedetritus. Det ble ikke funnet tilsvarende endringer i undersøkte hydrografiske eller meteorologiske variabler. De satte på denne bakgrunnen fram en hypotese om at eutrofiering var den mest sannsynlige årsaken til oksygennedgangen. Nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torskfisk på Sørlandskysten, spesielt av hvitting og lyr, inntraff omtrent samtidig med oksygennedgangen i bunnvannet.

Fromentin & al. (under arbeid) påpekte at klimatiske endringer kan være mulig årsak til svingningene i rekrutteringen til torskefiskene, men understreket at man ikke kan utelukke overfiske eller eutrofiering som mulige årsaker til nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torskefisk på Sørlandskysten.

Samtidig som torskefiskene lå på et lavt nivå på 80-tallet og de første år av 90-tallet på Sørlandskysten, hadde andre arter et tydelig oppsving i denne perioden (Johannessen & Sollie 1994). Det gjelder f.eks. sjøaure (Gjøsæter 1995), taggmakrell, skrubbe, sand- og svartkutling og grøngylt. Andre arter viste små endringer i forekomstene i denne perioden, mens noen arter avtok i mengde, deriblant nålefisk, sypike, rødnebb/blåstål og grasgylt.

I Grenlandsfjordene er det generelt meget lave forekomster av både torskefisk og annen fisk som lever i strandsona (Johannessen og Sollie 1994). Området er preget av betydelig forurensning fra den lokale industrien (Molvær & al. 1979). Forurensning perker seg derfor ut som den mest sannsynlige årsaken til nedgangen i forekomstene av strandsonefisk i Grenlandsfjordene (Johannessen & Sollie 1994).

5.6 Sammendrag

Rapporten er basert på årlige undersøkelser av fiskeforekomstene på grunt vann langs Skagerrakkysten ved hjelp av strandnot. Artene som omtales er torsk, lyr og hvitting (0-gruppe). I tillegg er det gitt en beskrivelse av den historiske utviklingen i bunnvegetasjonens dekningsgrad på strandnotstasjonene. På grunnlag av 37 faste strandnotstasjoner som er blitt tatt årlig siden 1919 på strekningen mellom Torvefjorden vest for Kristiansand og Kragerø, er det gitt en generell beskrivelse av utviklingen i forekomstene av 0-torskefisk på Sørlandskysten. Deretter er utviklingen i 13 områder på strekningen mellom Torvefjorden og Hvaler beskrevet i lys av den generelle utviklingen på Sørlandskysten.

På 20-tallet var det generelt høye fangster av torsk og lyr på Sørlandskysten, mens det var beskjedne fangster av hvitting i denne perioden. På 30-tallet avtok fangstene av torsk og lyr betydelig, mens hvittingfangstene viste en svak tendens til økning. Fra 50-åra økte mengden av alle tre arter betydelig, men uten at hverken torsk eller lyr nådde opp mot tilsvarende høye fangster som på 20-tallet. Fangstene av hvitting økte jevnt fram til midten av 70-tallet, men avtok da fra ca. 100 fisk pr. trekk til ca. 30; et nivå som fangstene siden har svinget omkring. Omtrent samtidig med fallet i forekomstene av hvitting, hadde lyr sin siste brukbare årsklasse (1976). Også torsk viste en nedgang i forekomstene fra midten av 70-tallet, men nedgangen for torsk var ikke like markert som for lyr og hvitting. Etter en rekke svake årsklasser på første halvdel av 90-tallet har torsk hatt god rekruttering med en middels årsklasse i 1995 og en sterk årsklasse i 1996. Hvitting og lyr viser derimot ikke tilsvarende positiv utvikling.

Det foreligger historiske data for årsklassestyrken av I-gruppe torsk og hvitting i Skagerrak/Kattegat og i Nordsjøen. Sammenlignet med rekruttering av torsk og hvitting på Skagerrakkysten er det visse likhetstrekk, men også markerte forskjeller.

Av de 13 undersøkte områdene på Skagerrakkysten skiller Grenlandsfjordene seg ut med med betydelig nedgang i forekomstene av både torsk, lyr og hvitting allerede på midten av 60-tallet (92-96% reduksjon). Generelt på Sørlandskysten var det en nedgang i forekomstene av 0-gruppe torskefisk på midten av 70-tallet, og da spesielt i forekomstene av lyr og hvitting. Utviklingen i forekomstene av lyr viser stor grad av likhet i alle de undersøkte områdene, med meget beskjedne fangster etter 1980. Den markerte nedgangen i forekomstene av hvitting på Sørlandskysten på midten av 70-tallet ser i hovedsak ut til å ha funnet sted fra Arendal og vestover. I en del av disse vestlige områdene har det også vært betydelige nedganger i forekomstene av torsk. Dersom en ser bort fra Grenlandsområdet, viser resultatene at den samlede nedgangen i forekomstene av 0-gruppe torskefisk på midten av 70-tallet var størst i de vestre områder av Skagerrakkysten.

6. Referanser

- ANON, 1996. Ytre Oslofjord. Eutrofitilstand, utvikling og forventede effekter av reduserte tilførsler av næringssalter. Rapport fra ekspertgruppe for vurderinger av eutrofiforhold i fjorder og kystfarvann. Oslo. 147 s. ISBN 82-577-2945-0.
- ANON, 1997. Kyststrekningen Jomfruland - Stad. Vurdering av eutrofitilstand. Rapport 2 fra ekspertgruppe for vurdering av eutrofiforhold i fjorder og kystfarvann. Oslo. 129 s. ISBN 82-577-3197-8.
- Aure, J., D. S. Danielssen, and R. Sætre. 1996. Assessment of eutrophication in Skagerrak coastal waters using oxygen consumption in fjordic basins. *ICES J. Mar. Sci.* 53: 589-595.
- Bjerknes, V., L.G. Golmen, J.A. Sørensen, K. Sørgaard & P.B. Wikander 1987. Kriterier og metoder ved planlegging av fiskeoppdrett i sjøen. NIVA rapport, 167 s.
- Blegvad, H. 1917. Om Fiskens Føde i de danske Farvande inden for Skagen. Beretning til Landbrugsministeriet 24: 17-72.
- Bokn, T. 1972. Den marine benthosalgelvegetasjonen i et område på Nord-Jæren, Rogaland. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo. 190 s.
- Bokn, T. 1978. Klasser av fastsittende alger brukt som indikatorer på eutrofiering i estuarine og marine vannmasser. NIVA årbok 1978.
- Bokn, T & T.E. Lein 1978. Long-term changes in furoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norwegian Journal of Botany* 25:9-14.
- Bokn, T., T. M. Johnsen, J. Knutzen, E. Lømsland, F. Moy, K. Nygaard & B. Rygg 1996. Resipientundersøkelser 1995 i sjøområder rundt Stavangerhalvøya. NIVA-rapport lnr. 3493-96. 127 s.
- Borowitzka, M. A. 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 23: 73-84.
- Boye, P. 1896. Bidrag til kundskaben om algevegetasjonen ved Norges vestkyst. *Bergens Mus. Aarb.* 1894-95. 16:1-46.
- Brattegard, T. (ed.) (in prep.). Catalogue of distribution of marine benthic macroorganisms of Norway. DN-rasort.
- Breivik, K. 1958. Observations on the macroscopic algal vegetation in the fjords near Stavanger, Norway. *Nytt Magasin for Botanikk* 6:19-37.
- Buhl-Mortensen, L. 1994. Are fjord-basins habitat islands? A study on soft-bottom crustaceans and molluscs. Dr.scient thesis, Univ. i Bergen.
- Buhl-Mortensen, L. & T. Høisæter 1993. Mollusc fauna along an offshore-fjord gradient. *Mar Ecol. Prog. Ser.* 97: 209-224.
- Daan, N., H. J. L. Heessen & J. G. Pope. 1994. Changes in the North Sea cod stock during the twentieth century. *ICES mar. Sci. Symp.* 198: 229-243.
- Erga, S.R., E. Oug, J. Knutzen & J. Magnusson 1990. Eutrofitilstand for norske fjorder og kystfarvann med tilgrensende havområder. Statlig prog. forurensningsovervåk. nr. 391/90. SFT/NIVA. 131s.
- Fosså, J. H. & K. Sjøtun 1993. Tareskogsøkologi, fisk og taretråling. *Fiskets gang* 2:16-26.
- Fosså, J. H. & T. Brattegard 1990. Bathymetric distribution of Mysidacea in fjords of western Norway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67: 7-18.
- Fredriksen, S. & J. Rueness 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Delprosjekt 4.1: Benthosalgelvegetasjonen i Ytre Oslofjord. Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 397/90. 63 s.
- Fromentin & al. (in prep.).

- Gjøsæter, J. 1995. Sjørretten i Skagerrak øker. *Jakt & fiske* 1995 (6): 22-24.
- Gjøsæter, J., and D. S. Danielssen. 1990. Recruitment of cod (*Gadus morhua*), whiting (*Merlangius marlangus*) and pollack (*Pollachius pollachius*) in the Risør area on the Norwegian Skagerrak coast 1945-1987. Flødevigen rapportser. 1, 1990 :11-31.
- Gjøsæter, J., Aa. Sollie, & K. Enersen. 1995. Strandnotundersøkelser langs kysten av Aust-Agder 1919 - 1993. *Fisken og Havet* 18, 1995: 1-68.
- Grenager, B. 1957. Algological observations from the polluted area of the Oslofjord. *Nytt Magasin for Botanikk* 5:41- 60.
- Hawkins, S.J., R.G. Hartnoll & A.J. Southward 1985. On the stability and fluctuations in rocky shore communities in relation to pollution monitoring. Pp. 13 - 22 in: Hiscock, K. (ed.). *Rocky shore survey and monitoring workshop*. May 1st to 4th 1984. British Petroleum International Ltd., London.
- Hjohlman, S. H., K. Arrestad & I. Risheim 1993. Undersøkelser i fjæresonen ved Sture i Øygarden i 1993. s. 4-23 i: Botnen, H.B., S. Hjohlman, Ø. Tvedten, O. Grahl-Nielsen & P.J.Johannessen (eds.). Overvåking av marinbiologiske forhold ved Norsk Hydro A.S. sitt anlegg på Sture i Øygarden, 1993. IFM-rapport nr. 32, 1993. Universitetet i Bergen.
- Hjohlman, S. & T.E. Lein 1994. Skadevurdering av tilsølte strender i Sognesjøen. Oppsummering 4 år etter forliset av "Mercantil Marica". IFM-Rapport nr. 23, 1994. Universitetet i Bergen. 37 s.
- Holte, B., G. Bahr, B. Gulliksen, T. Jacobsen, J. Knutzen, K. Næs & E. Oug 1992. Resipientundersøkelse i Tromsøysundet og Sandnessundet, Tromsø kommune, 1991-92. Organismesamfunn i bløtbunn, hardbunn, i fjæra, miljøgifter i bunnsedimenter og organismer, og bakteriologiske undersøkelser. Rapport 91247. Akvaplan-NIVA.
- ICES. 1994. Report on the International Bottom Trawl Survey in the North Sea, Skagerrak and Kattegat in 1994 Quarter 1. ICES CM 1994 (H: 24): 1-46.
- Jacobsen, T. 1995. Undersøkelse av organismesamfunnet i strandsonen i Isefjærfjorden i mai og september 1995. NIVA-rapport 3345-95.
- Jacobsen, T. & F. Moy 1992. Strandsonundersøkelse i fjordområdet ved Farsund. NIVA-rapport 2741. 24 s.
- Jacobsen, T., Næs, K., Opdal, K. 1996 c. Overvåking av resipienten til Elkem Aluminium Lista ANS. NIVA-rapport nr. -96. 40 s.
- Jacobsen T., E. Oug & J. Magnusson 1996(a). Vannkvalitet i kystområdene i Arendal kommune 1992-1994. NIVA-rapport 3378-95. 100 s.
- Jacobsen T., L. Golmen, K. Nygaard, F. Moy 1996(b). Resipientundersøkelse i fjordene ved Flekkefjord 1994 - 1995. Hydrografi, strandsonundersøkelse, krom i blåskjell. NIVA-rapport 3456-96. 66 s.
- Jacobsen, T., J. Magnusson, K. Næs, E. Oug 1994. Resipientundersøkelse i Rosfjorden, Vest-Agder, 1992. Vannkvalitet, strandsoneregistreringer, bløtbunnsfauna og miljøgifter i sedimenter. NIVA-rapport 3017.
- Johannessen, T. & E. Dahl. 1996. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak Coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limnol. Oceanogr.* 41: 766-778.
- Johannessen, T. & Aa. Sollie. 1994. Overvåking av gruntvannsfauna på Skagerrakkysten - historiske forandringer i fiskefauna 1919-1993, og ettervirkningen er den giftige algeoppblomstringen i mai 1988. *Fisken og Havet* 10, 1994: 1-91.
- Johannessen, T. & S. Tveite. 1989. Influence of various physical environmental factors on 0-group cod recruitment as modelled by partial least-squares regression. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer* 191: 311-318.

- Jorde, I. & N. Klavestad 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9:1-99.
- Kain, J. M. 1971. Synopsis of biological data on *Laminaria hyperborea*. FAO Fisheries Synopsis, No. 87.
- Karlsson, J. in prep. Inventering av marina makroalger i Østfold 1994: Området Heia - Torbjørnskjær. Tjårnø marinbiologiska laboratorium, Sverige.
- Keates, D. W., D. H. Steele, and R. South. 1987. The role of fleshy macroalgae in the ecology of juvenile cod (*Gadus morhua* L.) in the inshore waters off eastern Newfoundland. *Can. J. Zool.* 65: 49-53.
- Klavestad, N. 1967. Undersøkelser over benthosalgevegetasjonen i indre Oslofjord 1962-1965. I: Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. I. Undersøkelsen 1962-1965. Delrapport 9. NIVA, Oslo.
- Klavestad, N. 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. *Botanica Marina* 21: 71-97.
- Knutzen, J. 1986. Effekter av kloakkvannutslipp og overgjødning på fastsittende marine alger. *Blyttia* 44:15-21.
- Küfner, R., K.A. Moe, J. Klungsøyr & K. Westrheim 1992. Strendene ved Kollsnes i Øygarden - En kvalitativ og kvantitativ studie av utvalgte fjæresamfunn og organismer 1991. CMS-rapport 083-92. 70 s.
- Larsen, J. F. 1995. *Utbredelser av benthosalger i indre Oslofjord*. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo. 123 s.
- Lein, T. E. 1982. Samfunnsstrukturen i fjæresonen på utvalgte stasjoner i indre Oslofjord. Rapport til Vestfjordens avløpsselskap (VEAS) Universitetet i Oslo. Rapport. 45 s.
- Lein, T. E. 1984. Distribution, reproduction, and ecology of *Fucus ceranoides* L. (Phaeophyceae) in Norway. *Sarsia* 69:75-81.
- Lein, T.E., S. Hjøhlman, J.A. Berge, T. Jacobsen & K.A. Moe 1992. Oljeforurensning i hardbunnsfjæra. Effekter av olje og forslag til sårbarhetsindekser for norskekysten. IFM-Rapport nr. 23, 1992. Universitetet i Bergen. 41 s.
- Lein, T. E., S. Hjøhlman, S.E. Fjeldstad, R. Küfner, P.B. Mortensen & K. Sjøtun 1991. Skadevurdering av tilsølte strender i Sognesjøen, C Sluttrapport 1990. IFM-Rapport nr. 9, 1991. Universitetet i Bergen. 54 s.
- Levring, T. 1937. Zur Kenntnis der Algenflora der norwegischen Westküste. Lunds Univ. Årsskr. N.F. Avd. 2, 31(8):1-148.
- Lüning, K. 1990. *Seaweeds. Their environment, biogeography, and ecophysiology*. Wiley-Interscience Publication, New York.
- Molvær, J. 1996. Miljøtilstanden i ytre Oslofjord. *Vann* 3:407-419.
- Molvær, J., T. Bokn, L. Kirkerud, K. Kvalvågnes, G. Nilsen, B. Rygg, & J. Skei. 1979. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. NIVA-rapport 8: 1-252.
- Munda, I. 1967. Observations on the benthic marine algae in a land-locked fjord (Nordåsvatnet) near Bergen, western Norway. *Nova Hedwigia* 14 : 519-546.
- Odum, E. P. 1971. *Fundamentals of ecology*. W. B. Saunders Company. 574 s.
- Olsgard, F. 1993. Do toxic algal blooms affect subtidal soft-bottom communities? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 102: 269-286.
- Oug, E., T. Jacobsen & P.A. Åsen 1992. Strandsonen i Skagerrak. Organismer i fjæra og vurdering av sårbarhet på organismesamfunn ved oljeforurensning. AKUP. NIVA-rapport 2829.

- Oug, E., T.E. Lein, R. K ufner & I.-B. Falk-Petersen 1991. Environmental effects of a herring mass mortality in northern Norway. Impact on and recovery of rocky-shore and soft-bottom biotas. *Sarsia* 76:195-207.
- Oug, E., T.E. Lein, B. Holte, K. Ormerod & K. N es 1985. Basisunders okelse i Troms sund og Nordbotn 1983. Bl tbunnsunders okelse, fj reunders okelse og bakteriologi. Fagrapport. NIVA-rapport 173b/84. Oslo. 166 s.
- Oug, E., R. Nilsen, K.-E. Langseth, R. K ufner & T.E. Lein 1987. Resipientunders okelser i Båtsfjord 1985. Bløtbunnsfauna, fj reunders okelser og hydrografi. TROMURA Troms Museums rapportserie. Naturvitenskap nr. 61. 52 s.
- Pedersen, A., E. Oug & N. Green 1989. Oppblomstring av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Gjenvekst av organismesamfunn langs kysten. Statlig prog. forurensningsovervåk. nr. 403a/90. SFT/NIVA. 92 s.
- Pedersen, A. N.Green, F. Moy & M. Walday 1993. Langtidsovervåking av trofivitviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Datarapport 1991 - 1992. Hardbunnsunders okelser. Statlig program for forurensningsovervåking, rap. 515/93, SFT/NIVA, Oslo.
- Pedersen, A. N.Green, F. Moy & M. Walday 1994. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1993. Hardbunnsunders okelser. Statlig program for forurensningsovervåking, rap. 554/94, SFT/NIVA, Oslo.
- Pedersen, A. N.Green, F. Moy & M. Walday 1995. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Datarapport 1994. Hardbunnsunders okelser. Statlig program for forurensningsovervåking, rap. 615/95, SFT/NIVA, Oslo.
- Pedersen, A., J. Aure, E. Dahl, N. W. Green, T. Johnsen, J. Magnusson, F. Moy, B. Rygg & M. Walday 1995(a). Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års unders okelser: 1990 - 1994. Hovedrapport. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 624a/95. TA 1264 /1995. Niva rapport 3332-96. 115 s.
- Pedersen, A., J. Aure, E. Dahl, N.W. Green, T. Johnsen, J. Magnusson, F. Moy, E. Oug, B. Rygg & M. Walday 1995(b). Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års unders okelser: 1990-1994. Vedleggsrapport. Statlig prog. forurensningsovervåk. nr. 624b/95. NIVA/SFT. 269 s.
- Risheim, I. 1991. Unders okelser i fjæra og grundtvannsomr der. S. 10-14 i: Johannessen, P.J., I. Risheim &  . Tvedten (eds.) Marinbiologiske unders okelser av fjordsystemet innenfor Salhus. Datarapport nr.2. Institutt for fiskeri- og marinbiologi rapport nr. 13, 1991.
- Rustad, D. 1945. Fangst journal. Unders okelser av dyreliv i Sognefjorden 1940-45. Bind I, II og III.
- Rygg, B. & I. Th elin 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 93:02. SFT Oslo. 21 s.
- Sjøtun, K. & T.E. Lein 1991. Effekter av olje på beskytta hardbotn-strender - eksperimentelle studiar av prosessar under gjenoppbygginga av grisetangsamfunn. S. 7-23 in: Barrett, R.T. (ed.) Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO) Sluttrapport. NINA forskningsrapport 17:1-85.
- Stensvold, A.M. 1985. Faunistisk unders okelse av Hardangerfjorden. Benthos fra dyp større enn 20 m. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen. 169 s
- Sundene, O. 1942. En unders okelse av algevegetasjonen i ytre Oslofjord. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo.
- Sundene, O. 1953. The algal vegetation of Oslofjord. *Skr. norske Vidensk. Akad. I. Mat.-Nat. Kl. 1953* 2: 1-245
- Torstensen, E. & J. Gjøsæter. 1995. Occurrence of 0-group sprat (*Sprattus sprattus*) in the littoral zone along the Norwegian Skagerrak coast 1945-1992, compared with the occurrence of 0-group herring (*Clupea harengus*). *Fish. Res.* 21: 409-421.

- Tveite, S. 1971. Fluctuations in year-class strength of cod and pollcåk
Tveite, S. 1984.
Yonge, C. M. 1963. *The sea shore*. Collins, London and Glasgow. 350 s.
Årrestad, K. & T.E. Lein 1993. A computer program (EXPON) for calculation of a biologically based exposure scale. IFM-rapport nr. 5, 1993. Universitetet i Bergen. 22 s.

Vedlegg A.

Litteratur som omhandler tareskog i Sør-Norge

- Badski T. 1971. Algevegetasjonen i Ytre Oslofjord øst for Tønsberg. Hovedfagsoppgave UiO. 131 s.
Bokn T. 1972. Den marine benthos-algevegetasjonen i et område på Nord-Jæren, Rogaland. Hovedfagsoppgave UiO. 189 s.
Boye P. 1896. Bidrag til kundskaben on algevegetationen ved Norges vestkyst. Bergens Museums årbok 1894-95, 6:1-46.
Breivik K.I. 1952. En undersøkelse av den marine algeflora i ytre og indre Rogaland. Hovedfagsoppgave UiO. 109 s.
Breivik K.I. 1958. Observations on the macroscopic algal vegetation in the fjords near Stavanger, Norway. *Nytt Magasin for Botanikk* 6:19-37.
Christie H., E. Rinde, S. Fredriksen & A. Skadsheim 1994. Økologiske konsekvenser av taretråling: Restituering av tareskog, epifytter og hapterfauna etter taretråling ved Rogalandskysten. NINA Oppdragsmelding 295:1-29.
Edwardsen & al. 1988. Rapport fra undersøkelse om effekter på bunnlevende organismer og strandlevende fisk på kyststrekningen Langesund - Tvedestrand etter oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis*. Rapport Biologisk Inst. Universitetet i Oslo. 44 s.
Fosså J. H. & K. Sjøtun 1993. Tareskogsøkologi, fisk og taretråling. *Fiskets gang* 2:16-26.
Fosså J. H. 1995. Forvaltning av stortare. Prioriterte forskningsoppgaver. Rapport Havforskningsinstituttet. 102 s.
Fredriksen S. 1985. En fenologisk undersøkelse av utvalgte benthiske alger. Hovedfagsoppgave UiB. 118 s.
Fredriksen S., A.C. Sørli & A.-B. Kjølsterud 1995. *Titanoderma pustulatum* (Lamouroux) Nägeli and *Lithophyllum crouanii* Foslie (Corallinales, Rhodophyta): Two common epiphytes on *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie stipes in Norway. *Sarsia* 80:41-46.
Fredriksen S., K. Sjøtun, T.E. Lein & J. Rueness 1995. Spore dispersal in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae). *Sarsia* 80:47-54.
Fredriksen, S. & J. Rueness 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Delprosjekt 4.1: Benthos-algevegetasjonen i Ytre Oslofjord. Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 397/90. 63 s.
Gran H.H. 1893. Algevegetationen i Tønsbergfjorden. Christiania Videnskabs-Selskaps Forhandlinger for 1893. No. 7. 38 s.
Grenager B. 1953. Kvantitative undersøkelser av tareforekomster på Kvitsøy og Karmøy 1952. Norsk institutt for tang- og tareforskning, rapport nr 3. 53 s.
Høisæter T, T.E. Lein & J.H. Fosså 1992. Tareskogen som habitat og oppvekstområde for fisk i relasjon til eventuelle skadevirkninger av taretråling. Et forprosjekt.- IFM rapport nr 3. 36 s.

- Høisæter T. & J.H. Fosså 1993. Tareskogens betydning for kystnære fiskebestander. IFM rapport nr 8. 68 s.
- Iversen P.E. 1981. Benthosalgelvegetasjonen i Sandefjordsfjorden og Mefjorden, Søndre Vestfold. Hovedfagsoppgave UiO. 157 s.
- Jorde I. & N. Klavestad 1961. On *Laminaria cucullata* Foslie and *Laminaria intermedia* Foslie. *Sarsia* 1:27-30.
- Jorde I. & N. Klavestad 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9:1-99.
- Jorde I. 1966. Algal associations of a coastal area south of Bergen, Norway. *Sarsia* 23:1-52.
- Langfeldt F. 1995. Variasjoner hos *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie langs kysten av Sør-Norge fra Ytre Oslofjord til Bergen. Hovedfagsoppgave UiO. 81 s.
- Leinaas H.P., H. Christie & E. Rinde 1992. Utviklingen i hardbunnssamfunn på Skagerrakkysten etter *Chrysochromulina*-oppblomstringen våren 1988 - undersøkelser i 1991. NINA Oppdragsmelding 160:1-22.
- Leinaas H.P., H. Christie & E. Rinde 1994. Utviklingen i hardbunnssamfunn på Skagerrakkysten etter *Chrysochromulina*-oppblomstringen våren 1988 - undersøkelser i 1992-93. NINA Oppdragsmelding 264:1-16.
- Norum E. 1913. Brunalger fra Haugesund og omegn. *Nytt magasin for naturvidenskaberne* 51:131-160.
- Pedersen *et. al.* 1995. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområder av Norge. Fem års undersøkelser: 1990 - 1994. Hovedrapport. NIVA rapport 624a/95. 117 s.
- Rinde E. & H. Christie 1992. Kartlegging av marine hardbunnssamfunn på Telemerkkysten. NINA Oppdragsmelding 133:1-23.
- Rueness J. 1966. Algevegetasjonen i Høvåg, Aust-Agder. Hovedfagsoppgave UiO. 115 s.
- Røinaas G. 1968. En undersøkelse over algevegetasjonen på Lista. Hovedfagsoppgave UiO. 113 s.
- Røsjorde H.J. 1970. Algevegetasjonen i Larviksdistriktet, Vestfold. Hovedfagsoppgave UiO. 133 s.
- Sjøtun K. 1995. Adaptive aspects of growth and reproduction in two North Atlantic *Laminaria* species. Dr. scient. thesis. UiB. 37 s.
- Sjøtun K. & S. Fredriksen. 1995. Growth allocation in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae) in relation to age and wave exposure. *Marine Biology Progress Series* 126:213-222.
- Sjøtun K., S. Fredriksen, J. Ruess & T.E. Lein 1995. Ecological studies of the kelp *Laminaria hyperborea* (Gunnerus) Foslie in Norway. In: *Ecology of fjords and coastal waters* (eds. H.R. Skjoldal, C. Hopkins, K.E. Erikstad & H.P. Leinaas). pp. 525-536
- Sjøtun K., S. Fredriksen & J. Ruess 1996. Seasonal growth and carbon and nitrogen content in canopy and first-year plants of *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae). *Phycologia* 35:1-8.
- Svendsen P. & J.M. Kain 1971. The taxonomic status, distribution and morphology of *Laminaria cucullata sensu* Jorde and Klavestad. *Sarsia* 46:1-21.
- Svendsen P. 1972. Noen observasjoner over taretråling og gjenvækst av stortare, *Laminaria hyperborea*. *Fiskets gang* 22:448-460.
- Åsen P.A. 1978. Marine benthoslager i Vest-Agder. Hovedfagsoppgave UiO. 190 s.