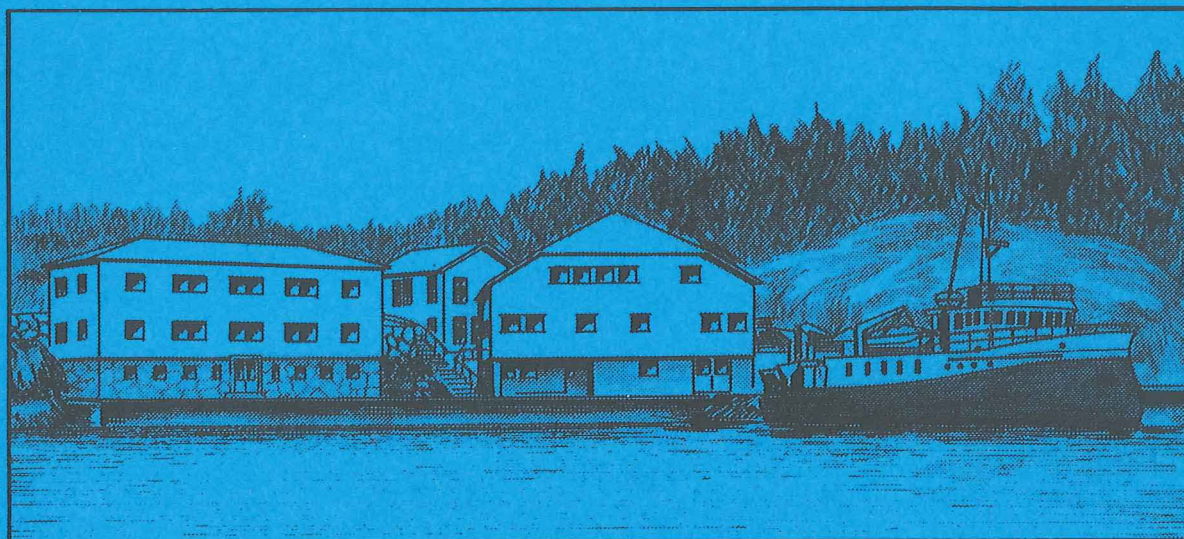


# FLØDEVIGEN

MELDINGER

Nr. 6 - 1990



ALGEOPPBLOMSTRINGEN I SKAGERRAK I MAI 1988 –  
ETTERVIRKNINGER PÅ FISK OG BUNNFAUNA LANGS SØRLANDSKYSTEN

TORRE JOHANNESSEN OG JAKOB GJØSÆTER

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET  
FORSKNINGSSTASJONEN FLØDEVIGEN

4817 HIS

ISSN 0800 - 7667

FLØDEVIGEN MELDINGER  
NR. 6 - 1990  
ISSN 0800-7667

ALGEOPPBLOMSTRINGEN I SKAGERRAK I MAI 1988 -  
ETTERVIRKNINGER PÅ FISK OG BUNNFAUNA LANGS SØRLANDSKYSTEN

av

Tore Johannessen og Jakob Gjørseter

Havforskningsinstituttet  
Forskningsstasjonen Flødevigen  
4817 HIS

## **FORORD**

Denne rapporten omhandler undersøkelser av skader og ettervirkninger på fisk og bunnfauna etter algeoppblomstringen i Skagerrak i 1988. Det er blitt foretatt undersøkelser ved dykking og fiske med strandnot, og systematisering og punching av historiske data fra årlige strandnotundersøkelser som har pågått siden 1919. Både arbeidet med innsamling av nye data og punching av historiske data er blitt støttet økonomisk av Direktoratet for Naturforvaltning.

Følgende har deltatt i arbeidet med innsamling av nye data:

Svein Erik Enersen - strandnot

Jakob Gjørøseter - strandnot

Knut Hanssen - strandnot

Tore Johannessen - dykking og strandnot

Kate Lønnhaug - strandnot

Ernst Maløen - strandnot

Øystein Paulsen - dykking og strandnot

Aadne Sollie - strandnot og assistanse ved dykking

Systematisering og punching av historiske data:

Eva Sollie Flå - systematisering og punching

Tore Johannessen - databaseutvikling og systematisering

Lene Johnsen - punching

Pål Moe - punching

Aadne Sollie - systematisering

Hilde Tveite - systematisering og punching

## **Takk**

Vi vil rette en hjertelig takk til Einar Dahl og Haakon Hop for kritisk gjennomgang av manuskriptet, og til Thomas Schram for hjelp til å finne fram til relevant litteratur. Vi vil også takke Norges Dykkeforbund som organiserte innsamling av data gjennom sine medlemmer, og vil spesielt framheve de grundige og systematiske undersøkelsene som Alse Ek ved Farsund Undervannsklubb foretok. Datamaterialet som ble samlet inn av sportsdykkerne, er blitt benyttet som grunnlag for våre egne undersøkelser.

## INNHOOLD

SAMMENDRAG .....	5
KONKLUSJON .....	8
INNLEDNING .....	9
MATERIALE OG METODER .....	11
Strandnotundersøkelser .....	11
Historiske strandnotdata .....	11
Dykkeundersøkelser .....	13
RESULTATER .....	14
Utviklingen etter 1988 sett i lys av historiske strandnotdata .....	14
Utvikling hos enkeltarter - strandnotdata .....	17
Torsk .....	17
Lyr .....	20
Hvitting .....	21
Sei .....	22
Sjøaure .....	23
Berggyllt .....	23
Bergnebb .....	24
Grønngyllt .....	26
Rødnebb og blåstål .....	26
Sand- og svartkutling .....	27
Tangkutling .....	29
Tangstikling .....	30
Tangsnelle, liten- og stor kantnål .....	31
Knurr .....	32
Andre arter .....	32
Strandnotdata - indre Oslofjord .....	36
Dykkeundersøkelser .....	37
Snegl .....	38
Strandsnegl .....	38
<i>Gibbula cineraria</i> .....	39
Nettsnegl .....	43
Kongesnegl .....	44
Purpursnegl .....	45
Muslinger .....	47
Krepsdyr .....	47
Eremittkreps .....	47
Flerbørstemark .....	48
Fjæremark .....	48
Pigghuder .....	49
Kvitprikket slangestjerne .....	49
<i>Psammechinus miliaris</i> .....	50
Vanlig kråkebolle .....	51
Skjærgårdskorstroll .....	52
Blåskjell og fjærekorstroll .....	52
DISKUSJON .....	57

Skadeomfang .....	57
Ettervirkninger .....	59
Langtidsvirkninger .....	61
Rekrutteringsmekanismer .....	64
Videre undersøkelser .....	65
LITTERATUR .....	66
Referanser .....	66
APPENDIKS	

## SAMMENDRAG

Oppblomstringen av algen *Chrysochromulina polylepis* i midten av mai 1988 medførte store skader på det marine dyrelivet langs kysten fra Gøteborg til Boknafjorden i Rogaland. Denne rapporten omhandler undersøkelser av skader og ettervirkninger på fisk og bunnfauna fram til november 1990. Undersøkelsene er blitt utført ved dykking og fiske med strandnot i området mellom Flekkefjord og Hvaler.

Parallelt med innsamling av nye data, ble det satt i gang systematisering og punching av historiske data fra årlige undersøkelser med strandnot. Disse undersøkelsene har pågått helt siden 1919, og omfatter kysten fra Kristiansand til Hvaler. Med utgangspunkt i de historiske data er det blitt utviklet en statistisk modell som beskriver "normaltilstanden" i artssammensetningen i strandsona. Modellen omfatter fangsten av 30 arter/grupper i området mellom Kristiansand og Tønsberg, fra 30-årsperioden før algeoppblomstringen (1958-1987).

Standnotdata: I de tre åra etter algeoppblomstringen har artssammensetningen skilt seg signifikant ut fra normalen. Avviket var størst i 1988, noe mindre i 1989, men økte igjen i 1990. I 1988 var forekomsten av 15 av de 30 artene/gruppene som inngår i modellen, omtrent like lav eller lavere enn det tidligere observerte minimum, 6 forekom i tilnærmet normale mengder, mens 9 forekom i til dels betydelig større mengder enn vanlig. Et markert trekk ved skadene var at en del arter som gyter om våren, deriblant torsk, lyr, sei og hvitting, hadde meget svak rekruttering i 1988. De aktuelle artene har normalt pelagiske (frittsvevende) larver på det tidspunkt av året da algene var til stede. Larvene har begrenset bevegelsesevne og har derved trolig hatt små muligheter til å unngå algegiften. Mange eldre og større fisk rømte sannsynligvis ned under algesjiktet. Men også blant en del eldre fisk ble det observert betydelige reduksjoner i mengden, blant annet av bergnebb, berggyllt, rødnebb/blåstål og nålefisker. Det var også indikasjoner på at mengden av eldre torsk (I-gruppe) ble noe redusert.

En rekke arter av både fisk og evertebrater var imidlertid raskt tilbake i strandsona etter at algene hadde blomstret av. Noen arter, deriblant sandkutling, svartkutling, strandkrabbe og strandreke, drog sannsynligvis nytte av algeoppblomstringen ved at de i tida etterpå ble mindre utsatt for predasjon (spist av andre), og forekom derfor allerede høsten 1988 i uvanlig store mengder.

Ettervirkningene har siden vært preget av at arter med høy yngelpro-

duksjon som gytt kort tid etter algeoppblomstringen, drog nytte av "tomrommet" i økosystemet og økte til uvanlig store mengder. En del arter som har lavere reproduksjonspotensial, har økt mer gradvis mot uvanlig store mengder. Ved slutten av 1990 var forekomsten av både arter som økte umiddelbart og arter som økte gradvis, fremdeles svært høy, deriblant kutlinger, bergnebb, strandkrabbe og strandreke. Et typisk trekk ved disse artene er at de alle er forholdsvis småvokste. De uvanlig høye forekomstene antas derfor å henge sammen med at det er få større predatorer (rovdyr/rovfisk) til stede i økosystemet.

Parallelt med økningen i mengden av små organismer, har det de siste åra vært svak rekruttering av torsk, slik at det ved slutten av 1990 synes å være forholdsvis lite torsk langs Sørlandskysten. Dette er sannsynligvis både en konsekvens av algeoppblomstringen og at de naturgitte forhold ikke har vært de beste for rekruttering av torsk. Det er grunn til å regne med et forholdsvis beskjedent torskefiske i tida framover. Hvor beskjedent og langvarig dette eventuelt vil bli, avhenger av oppvekstvilkårene for 1989-årsklassen, som var litt over middels i styrke, og når det på nytt kommer en sterk årsklasse.

Samtidig som en rekke arter var uvanlig tallrike i 1990, forekom en del arter i tilnærmet normale mengder. Noen arter, deriblant rødnebb/blåstål og nålefisker, var imidlertid fortsatt betydelig redusert.

Dykkeundersøkelser: Dykkeundersøkelsene viser at blant bunndyr har det funnet sted en tilsvarende utvikling som blant organismer som fanges i strandnot. Noen bunndyr tålte algegiften godt, deriblant blåskjell og store deler av krepsdyrene. Enkelte lettbevegelige arter som overlevde under algesjiktet, for eksempel slangestjerner og nettsnegl, var raskt tilbake i de skadde områdene, om enn i mindre antall enn før algeinvasjonen. De organismer som gytt like etter algeoppblomstringen og som har høy yngelproduksjon, økte betydelig i mengde. Spesielt var det stor økning av blåskjell og korstroll (vanlig sjøstjerne) i de ytre kyststrøk, der skadene etter algeoppblomstringen var størst. Korstroll lever i stor grad av blåskjell, og på grunn av den sterke rekrutteringen i kjølvannet av algeoppblomstringen, hadde korstrollene i 1990 nesten fullstendig beitet ned blåskjellene. Blåskjell er meget viktig i næringskjeden, slik at den raske og omfattende nedbeitingen kan komme til å medføre forskyvninger i artssammensetningen høyere opp i næringskjeden både blant fisk og bunndyr. Det er imidlertid ikke mulig å forutsi hvor omfattende eventuelle forskyvninger kan komme til å bli, siden det er avhengig av hvilke organismer som slår seg ned på den ledige plassen

etter blåskjellene. For øvrig er en del bunndyr som ble hardt rammet av algene og som har lav yngelproduksjon, fremdeles betydelig redusert i 1990, deriblant purpursnegl og fjæremark. Hos purpursnegl er det ikke påvist nyrekruttering etter algeinvasjonen.

Flekkefjordområdet: De fleste steder forårsaket algene skader ned til 12 - 15 meters djup, men i Flekkefjordområdet ble det påvist skader helt ned til 30 meter. Skadeomfanget både blant fisk og bunndyr var derfor betydelig større ved Flekkefjord enn andre steder. Ettervirkningene har også vært tilsvarende store, og de har i stor grad artet seg annerledes. Flere av de arter som hadde god overleving og betydelig nyrekruttering lenger øst, som for eksempel kutlinger, ble trolig så sterkt redusert at de ikke fikk tilsvarende økning i mengden ved Flekkefjord. I 1989 var det svært god rekruttering av både torsk og lyr i området, noe som kan ha hatt sammenheng med beskjedne mengder av konkurrerende organismer, for eksempel av kutlinger. Parallelt med den gode rekrutteringen av torsk og lyr, har det vært ytterligere reduksjon blant de allerede utarmede bestandene av småfisk og bunndyr, trolig som følge av stort predasjonstrykk. I slutten av 1990 var derfor forholdene i Flekkefjordområdet preget av lav diversitet (artsrikhet), og til dels meget beskjedne forekomster av flere av de arter av fisk og evertebrater som var uvanlig tallrike lenger øst. Det er usikkert hvilke effekter de lave byttedyrtetthetene kan komme til å få for de meget sterke 1989-årsklassene av torsk og lyr i Flekkefjordområdet. En mulighet er at de kan komme til å vandre ut av området på grunn av matmangel.

Ettervirkninger: Ettervirkningene på fisk og bunnfauna har fram til slutten av 1990 vært mindre enn man kunne ha grunn til å frykte etter så omfattende skader. Dette har trolig sammenheng med at skadene de fleste steder var begrenset ned til 12 - 15 meters djup. Erfaringer fra tidligere undersøkelser har vist at gjenoppbygging av bunnfauna ned til 15 meters djup foregår raskere enn på større djup. I Flekkefjordområdet gjorde algene skader helt ned til 30 meter. Det er derfor grunn til å regne med større og mer langvarige ettervirkninger i Flekkefjordområdet enn andre steder.



## KONKLUSJON

Skadene som algeoppblomstringen i mai/juni 1988 påførte det marine dyrelivet langs Sørlandskysten, var store. I våre områder er det trolig bare overfisket av en del fiskebestander som har hatt like stor eller større økologisk betydning. På bakgrunn av analyse av historiske strandnotdata som går tilbake til 1919, er det ingen holdepunkter for at det har vært tilsvarende store skader i det marine økosystemet så lenge disse undersøkelsene har pågått. Det er sannsynlig at algene også forårsaket skader i de åpne områder av Skagerrak. I den framtidige fiskeristatistikken bør man derfor være spesielt oppmerksom på om arter som gyter om våren, kan ha hatt dårlig rekruttering i 1988, og om sommergytere kan ha hatt tilsvarende god rekruttering.

Etter algeoppblomstringen var mange arter av både fisk og bunndyr raskt tilbake i de skadde områdene, og ved slutten av 1990 er det et forholdsvis rikt fiske- og dyreliv langs Sørlandskysten. Imidlertid er det fremdeles markerte ettervirkninger. Forholdene er preget av at arter som gytte like etter algeoppblomstringen og som har høy yngelproduksjon, er uvanlig tallrike, mens noen arter som ikke hadde de samme konkurransefordelene, fortsatt er mindre tallrike enn vanlig. Ettervirkningene er helt i tråd med generelle økologiske mekanismer og tidligere erfaringer etter omfattende skader i marine økosystem. Hvor langvarig ettervirkningene kan komme til å bli, er usikkert. I Flekkefjordområdet, der skadene var særlig omfattende, er det grunn til å regne med betydelige ettervirkninger en del år framover.

Algeoppblomstringen har gitt oss en enestående mulighet til å studere grunnleggende mekanismer i kystøkosystem, og da spesielt forhold som angår rekruttering av fisk og bunndyr. Undersøkelsene antyder at rekrutteringen i kystøkosystemet domineres av lokale foreldre, også blant arter som har pelagiske (frittsvevende) larver, og at torsk har en meget sentral rolle som predator. Videre undersøkelser kan bidra til å belyse disse hypotesene. Det er også mulig å belyse andre spørsmål som er sentrale i forbindelse med forvaltning av havets ressurser, som hvor fort større predatorer kan gjenvinne plassen i økosystemet etter å ha blitt sterkt redusert.

## INNLEDNING

Oppblomstringen av algen *Chrysochromulina polylepis* i midten av mai 1988 medførte store skader på det marine dyrelivet langs kysten fra Gøteborg til Boknafjorden i Rogaland (Berge et al. 1988, Edvardsen et al. 1988, Gjørseter og Johannessen 1988, Hop et al. 1988). Det ble også påvist skader på enkelte rødalger (Åsen 1988), og det gikk tapt omkring 500 tonn laks, sjøaure og torsk i oppdrettsanlegg (Underdal et al. 1989). Skadene var størst ytterst i skjærgården, men også langt inne i fjorder ble det påvist omfattende dødelighet. De fleste steder forårsaket algene skader fra overflata og ned til 10-15 meters djup. I Flekkefjordområdet, hvor algene blandet seg særlig djupt (Dahl 1988), ble det imidlertid observert skader helt ned til 30 meter. Skadene var noe mindre i den øverste meteren og i brakkvannsområder nær elveutløp.

De mest utsatte artene ble funnet blant evertebrater (virvelløse dyr). Spesielt var skadene store blant sjøstjerner, kråkeboller og slangestjerner, de såkalte pigghuder, der de fleste arter nesten ble totalt utryddet i djup som var utsatt for algene. Også blant en rekke andre dyregrupper var det stor dødelighet, deriblant snegl, flerbørstemark og sjøpunger. Videre ble det observert betydelige mengder død fisk. Mange arter av krepsdyrene klarte seg derimot forholdsvis godt.

Selv om dødeligheten varierte noe blant de ulike gruppene, ble de fleste organismer som oppholdt seg i vann med giftalger påvirket. Under oppblomstringen ble det således observert få levende fisk i djup med algeangrep, og de som fremdeles var i live kunne lett fanges med hendene. Det ble funnet slappe krabber og hummer, anemoner satt livløse med innslåtte tentakler, mens snegl enten var døde eller lå "svimeslått" på ryggen med kroppen delvis ute av huset. Mange steder lå døde og råtnende organismer som et teppe på bunnen.

De umiddelbare effektene på fisk og bunnfauna var med andre ord store. Ved Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HIFF) ble det derfor satt i gang oppfølgende undersøkelser av ettervirkninger på fisk og annen bunnfauna. Undersøkelsene er blitt utført ved dykking og fiske med strandnot.

For å vurdere konsekvensene av algeoppblomstringen er man imidlertid avhengig av lange tidsserier med data som beskriver de naturlige variasjonene i artssammensetningen. I Flødevigen foreligger det slike data. Parallelt med feltundersøkelsene ble det derfor satt i gang systematisering og pun-

ching av historiske data i EDB-baserte databasesystemer. På grunnlag av dette materialet er det blitt utviklet en statistisk modell som beskriver normaltilstanden blant fisk og en del evertebrater som lever i strandsona.

Denne rapporten omhandler utviklingen blant fisk og bunndyr etter algeoppblomstringen og fram til november 1990. Den består av en generell del der utviklingen er sett i lys av modellen som beskriver normaltilstanden i artssammensetningen, og en mer detaljert del der utviklingen blant en del enkeltarter er beskrevet. Siden det i praksis er umulig å gi en fullstendig beskrivelse av ettervirkningene, har vi valgt å se nærmere på en del arter som kan illustrere utviklingen. Lesere som kun er interessert i hovedtrekkene, kan hoppe over deler av metodekapitlet og omtalen av enkeltarter i resultatkapitlet. For øvrig kan beskrivelsen av de enkelte artene i stor grad leses uavhengig av hverandre.

Når det oppstår ekstreme situasjoner i naturen, slik som under algeoppblomstringen i 1988, gis det ofte muligheter til å belyse grunnleggende biologiske mekanismer i økosystemet. Siden et sentralt spørsmål etter algeinvasjonen gjaldt rekolonisering av de skadde områdene, konsentrerte vi innsatsen om å belyse rekrutteringsmekanismer, og da spesielt reproduksjonsstrategi og potensial hos de undersøkte artene.

Årsaken til massedøden, *Chrysochromulina polylepis*, er en en-cellet mikroskopisk alge. Den er nær beslektet med *Prymnesium parvum*, som drepte omkring 750 tonn laks og aure i Ryfylkefjordene i 1989 (Johannessen 1989). Et typisk trekk ved begge disse algene er at de sjelden er giftige. Hos *Prymnesium*, som er en meget godt beskrevet giftalge, må en rekke miljøforhold være oppfylt for at algen skal produsere gift. Et forhold som har vist seg å virke sterkt stimulerende på giftproduksjonen er fosfatmangel. Også hos *Chrysochromulina* er det påvist økt giftproduksjon ved mangel på fosfat (Edvardsen et al. 1990). For mer detaljerte opplysninger om forløpet og bakgrunnen for oppblomstringen av *Chrysochromulina* vises til publikasjoner av Aksnes et al. (1989), Lindahl og Dahl (1990), og til Johannessen (1989) for mer detaljert beskrivelse av giftproduksjon og giftvirkningsmekanismer hos *Prymnesium*.

## MATERIALE OG METODER

### Strandnotundersøkelser

Det er blitt fisket med strandnot langs det meste av kyststrekningen fra Flekkefjord til Hvaler (Fig. 1). Nota som benyttes er 40 m lang, 1,7 m djup har en maskevidde på 1,5 cm. I hver ende av nota er det 20 m lange geiner (tau). Lengden på geinene varieres fra stasjon til stasjon. Ved fulle geiner vil nota sveipe over et område på ca. 1.000 m<sup>2</sup>. Nota fanger hovedsaklig mindre fisk som lever i strandsona, men det tas også en del bunnlevende og frittlevende evertebrater.

### Historiske strandnotdata

I september/oktober blir det i regi av HIFF foretatt strandnotttrekk på ca. 120 faste lokaliteter langs Skagerrakkysten, fra Torvefjorden ved Kristiansand i vest til Hvaler i øst (Fig. 1). Med unntak av krigsåra er disse undersøkelsene blitt utført hvert år siden 1919. Trekkene blir tatt på nøyaktig samme sted og til samme tid på året. Fram til i dag har kun to personer ledet den praktiske gjennomføringen av undersøkelsene. Ved skifte av toktleder var det en 10 års overlappingsperiode som sikret god kontinuitet og systematikk i undersøkelsene. De fleste arter er blitt telt, men en del ikke-kommersielle arter er blitt registrert som 1 - en, 2- få, 3 - noen, 4- mange og 5- svært mange (omtales i det følgende som kodet antallsangivelse). Fra 1989 er alle arter blitt telt.

Med utgangspunkt i dette materialet er det blitt utviklet en statistisk modell som beskriver normaltilstanden i artssammensetningen i strandsona. Fangstdata fra 74 strandnotstasjoner i 30-årsperioden før algeoppblomstringen (1958 - 1987) i området fra Tjøme ved Tønsberg og vestover (se Fig. A4 - A14 i appendiks) er inkludert i modellen. Strandnotundersøkelsene omfatter også Oslofjorden og Hvaler. Disse områdene er imidlertid utelatt siden det ikke ble rapportert om like store skader i disse områdene.

Til utvikling av modellen ble det benyttet SIMCA-prinsipalkomponent analyse. Metoden er beskrevet av Wold et al. (1983), og er installert i SIRIUS, som er en programpakke for multivariat statistikk (Kvalheim og Karstang 1987). Metoden består i å redusere antall dimensjoner (variabler) i datamaterialet, samtidig som mest mulig av informasjonen beholdes. Dette

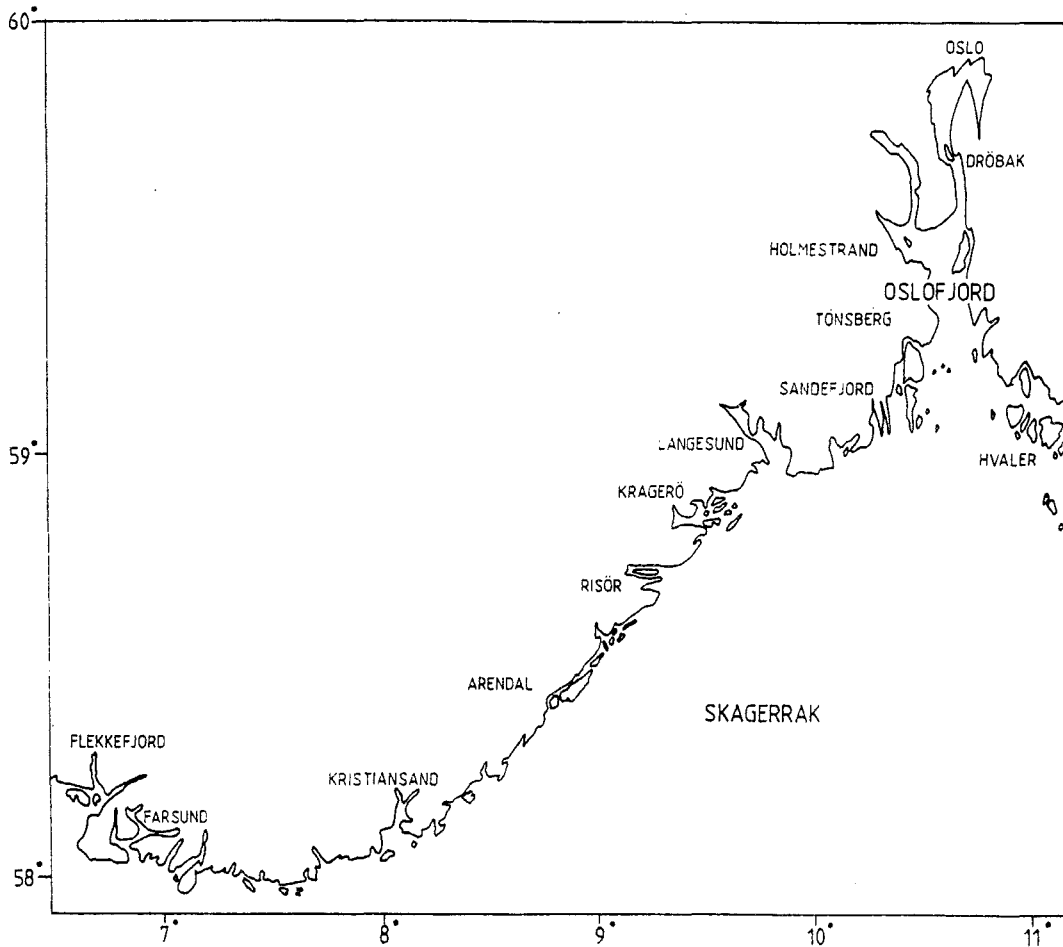


Fig. 1. Kart over kyststrekningen som inngår i undersøkelsene.

gjøres ved beregning av nye variabler, såkalte prinsipalkomponenter (PC). PC-ene er lineære kombinasjoner av de opprinnelige variablene, og beregnes slik at mest mulig av variansen i datamaterialet forklares.

På grunn av ulike kvantifiseringsmetoder for de forskjellige artene (telling kontra kodet antallsangivelse), ble fangstdataene ikke anvendt direkte ved estimering av modellen, men derimot andelen av trekkene som inneholdt fangst (heretter omtalt som fangstandel). Ingen fangst av en art gir en fangstandel på 0 og fangst i alle trekk gir en andel på 1 (ved estimering av modellen ble dataene ikke underkastet noen form for transformasjon, bortsett fra at variablene ble sentrert, dvs. middelerdi lik 0). For å undersøke om fangstandelen gir et tilfredsstillende mål på mengden av de ulike artene, ble korrelasjonskoeffisienten mellom fangstandel og reell fangst beregnet for de arter som er blitt telt. For alle arter var korrelasjonskoeffisienten høyere enn 0,7, noe som viser at det er god overensstemmelse mellom fangstandel og reell fangst. Ved omtale av enkeltartene er reell fangst presentert for de arter som er telt, mens arter som er registret med kodet antallsangivelse er

presentert med fangstandelene.

### **Dykkeundersøkelser**

Det er blitt dykket på ulike steder langs Sørlandskysten, fra Hvaler i øst til Flekkefjord i vest (se Fig. A2 - A16 i Appendiks). Hovedinnsatsen ble imidlertid konsentrert til områdene ved Risør, Arendal og Flekkefjord, som også utgjorde de viktigste undersøkelsesområdene under og like etter algeoppblomstringen. For å beskrive ettervirkningene er det anvendt ulike metoder for kvantifisering av bunndyr.

1x30 meters transekter: Ved denne metoden ble det spent ut et 30 meter langt tau langs bunnen, og mengden av bunndyr som befant seg i et én-meters bredt transekt langs tauet ble registrert. De fleste av transektene ble tatt på steder som ble undersøkt under eller like etter algeoppblomstringen. Bunndjupet på de ulike lokalitetene varierte mellom 3 og 9 meter. Stasjonene ble valgt ut fra bunnforhold som ga rimelig sikre registreringer, noe som krevde forholdsvis slett bunn og begrenset algevegetasjon. Registreringene ble utført ved notering under vann på plastkalkerpapir. De fleste organismer ble telt. Mengden av enkelte organismer som var svært hyppige eller av andre årsaker vanskelig å telle, ble registrert som E - enkeltindivid, S - spredt, V - vanlig, H - hyppig og D - dominerende (kodet antallsangivelse). Også arter som vanligvis ble telt, ble i enkelte tilfeller registrert ved kodet antallsangivelse, for eksempel dersom mengden av en art var svært stor eller at registreringsforholdene var vanskelige som følge av økning i algevegetasjonen.

Oversiktsdykk: Ved denne metoden ble det svømt over et område av variabel størrelse. Mengden av tilstedeværende bunndyr i ulike dybdeintervall ble subjektivt anslått ved kodet antallsangivelse. Hensikten med disse dykkene var å gi utfyllende opplysninger til registreringene i 1x30 meters transekter, som ble utført på nokså ensartet bunn. Bunndyrssamfunnene varierer nemlig betydelig alt etter topografi, substrat og algevegetasjon. Oversiktsdykk er mindre presise enn undersøkelsene i 1x30 meters transekt, men dekker til gjengjeld et videre spekter av bunntyper. Det er grunn til å presisere at ved oversiktsdykk kan nøyaktigheten på de enkelte stasjonene variere en del siden registreringene er avhengig av bunnforholdene.

1x50 meters transekt: Ved denne metoden ble mengden av bunndyr registrert i et én-meters bredt transekt som strakte seg fra strandkanten og 50 meter ut langs bunnen. Tellemetoden var den samme som ved undersø-

kelser i 1x30 meters transekt. Registreringene i 1x50 meters transekt inngår som en del av studiene av 0-gruppe torskens valg av habitat (fysiske omgivelser), og blir utført på stasjoner som inngår i det årlige strandnotfisket. Undersøkelsene omfatter også andre deler av det biologiske og fysiske miljø på stasjonene. Registreringene av bunndyr er tatt med i denne rapporten siden de er relevante for studier av ettervirkning av algeinvasjonen.

Rekognoseringsdykk: I enkelte tilfeller ble det dykket for å undersøke tilstedeværelse av en eller noen få arter, eller for innsamling av dyr for måling av størrelse. Rekognoseringsdykk ble ofte utført for å bekrefte om spesielle tilstander som ble påvist på en lokalitet, også hadde gyldighet i et større område.

Størrelsesmålinger: Ved dykkeundersøkelsene la vi spesiell vekt på å studere betydning av innvandring i forhold til gyting for rekolonisering av de skadde områdene. For å skille mellom ulike aldersgrupper, målte vi størrelsen på en del arter.

Dykke- og strandnotstasjonene er nummerert uavhengig av hverandre, bortsett fra dykk i 1x50 meters transekt som har samme nummer som strandnotstasjonene de ble utført på. Disse dykkestasjonene har en S foran stasjonsnummeret, mens de andre dykkestasjonene har en D foran nummeret, for eksempel S42 og D21 (se for øvrig innledningen til kartfigurene i Appendiks).

## **RESULTATER**

I første del av resultatkapitlet er utviklingen etter 1988 sett i lys av modellen som beskriver normaltstanden i artssammensetningen. Deretter gis det en mer detaljert beskrivelse av utviklingen hos en del enkeltarter av fisk og evertebrater som fanges i strandnot. Til slutt presenteres resultatene av dykkeundersøkelser, som omhandler utviklingen blant enkelte arter av bunndyr. Ved omtale av enkeltarter blir mulige årsaker til utviklingen vurdert. I sluttdiskusjonen gis det en samlende beskrivelse av utviklingen, samt mulige årsaker og konsekvenser.

### **Utviklingen etter 1988 sett i lys av historiske strandnotdata**

Med grunnlag i strandnotdata fra perioden fra 1958 til 1987 er det blitt utviklet en statistisk modell som beskriver "normaltilstanden" i artssammensetningen i strandsona (statistiske kommentarer til modellen er gitt i parentes). Modellen omfatter 30 arter/grupper av fisk og evertebrater i området

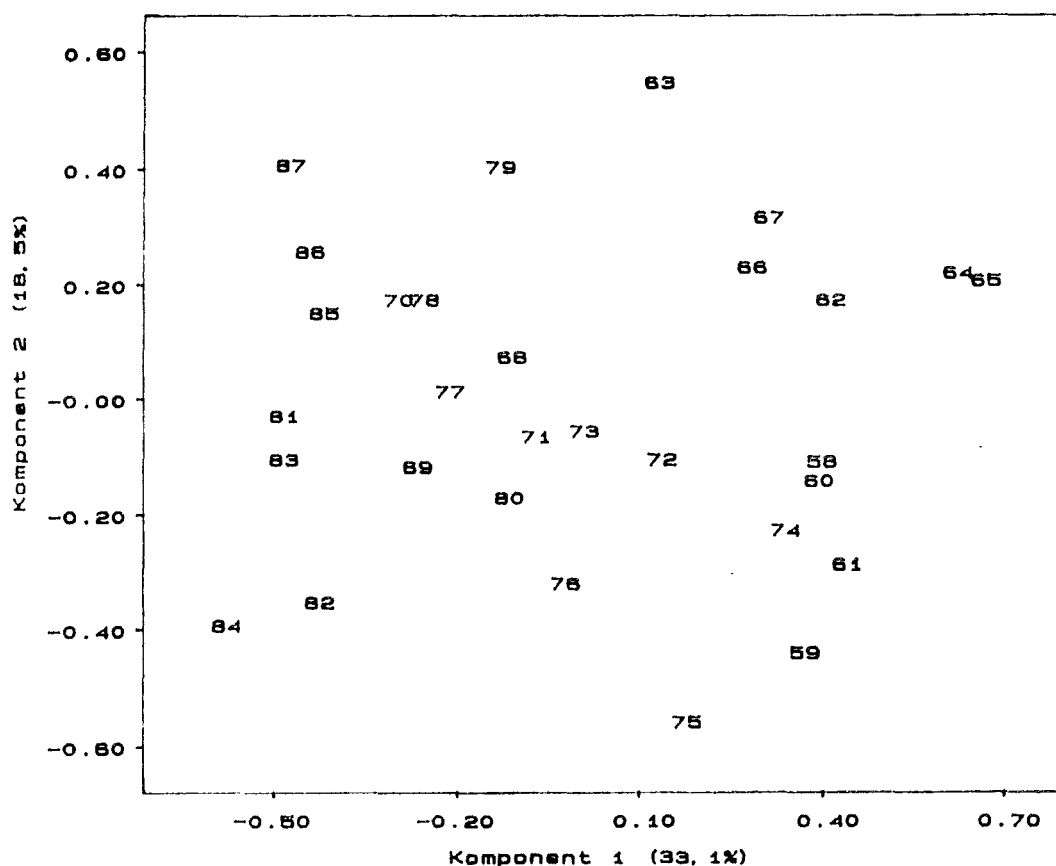


Fig. 2. Prinsipalkomponentplott. Figuren viser årstallenes posisjon i forhold til første og andre prinsipalkomponent (åra 58 - 87). Forklart varians er gitt i parentes.

mellom Tjøme ved Tønsberg og Torvefjorden vest for Kristiansand (modellen består av 4 signifikante komponenter som forklarer 68% av variansen i data-materialet). Fig. 2 viser plassering av de ulike åra i forhold til første og andre prinsipalkomponent (prinsipalkomponentene er uskalerte). Som det framgår danner "normalåra" ei forholdsvis jevnt fordelt "punktsky", noe som viser at artssammensetningen varierer fra år til år. Stor avstand mellom årstall indikerer stor forskjell i artssammensetning. Et mål på hvor godt de ulike åra er tilpasset modellen er gitt ved residualenes standardavvik (RSD, Fig. 3, alle fire PC-er tatt i betraktning). Små residualer viser god tilpasning, mens store residualer viser dårlig tilpasning. Det er vanlig å sette som krav at residualene må ligge innenfor 95% konfidensintervall for at punktene skal tilhøre modellen (ligge innenfor "normalen"). Alle åra i perioden 58-87 ligger innenfor aktuell grenseverdi.

Av figuren framgår det at 1988 skilte seg betydelig ut fra normalen. Av de 30 artene/gruppene i modellen forekom 15 like sjelden eller sjeldnere enn tidligere observerte minimum, seks arter forekom i tilnærmet normale mengder, mens ni arter forekom i betydelig større mengder enn vanlig. I tillegg



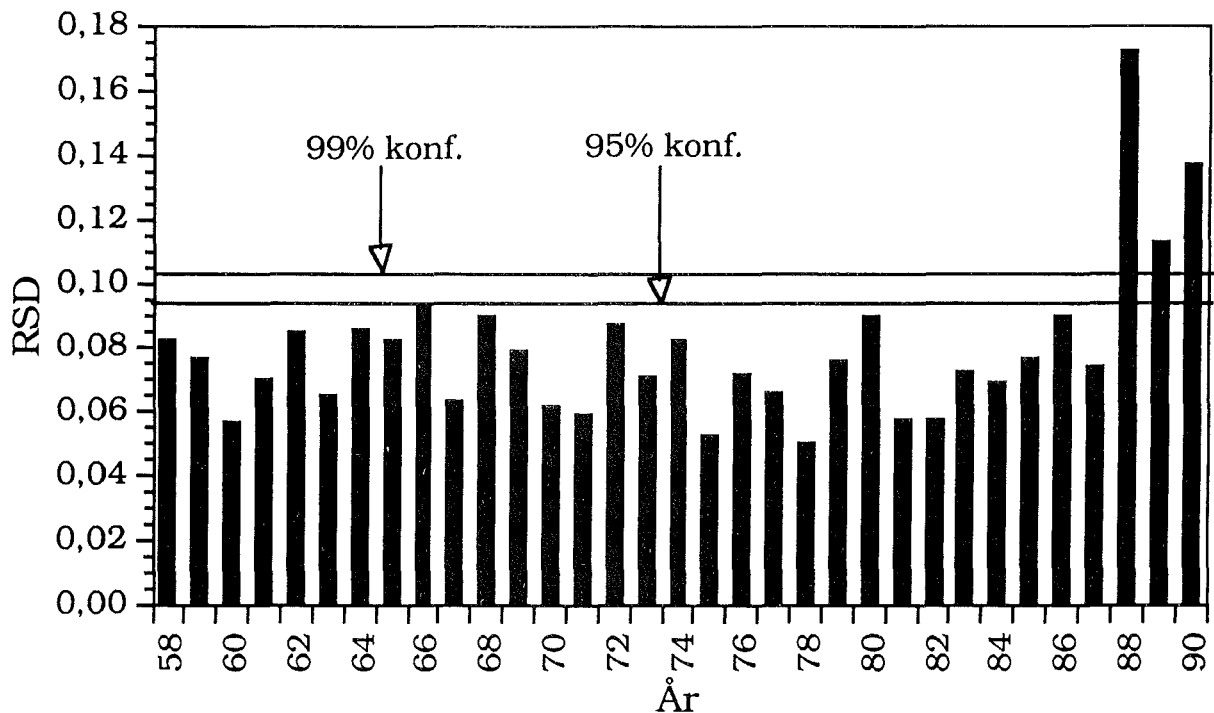


Fig. 3. De ulike åras tilpasning til modellen som beskriver normaltilstanden i artssammensetningen angitt ved residualenes standardavvik (RSD).

forekom også en del andre arter som ikke er inkludert i modellen, i uvanlig små mengder. Det ser derfor ut til at en rekke arter ble sterkt redusert på grunn av algeoppblomstringen i 1988, mens en del arter profitterte på oppblomstringen.

Også i 1989 skilte artssammensetningen seg signifikant ut fra normalen. Imidlertid var avviket vesentlig mindre enn i 1988. I 1990 hadde artssammensetningen igjen beveget seg lenger bort fra normalen, slik at forholdene fremdeles var preget av at en del arter var betydelig redusert, mens andre arter forekom i uvanlig store mengder.

Et interessant trekk ved modellen er den forskyvning i artssammensetning som har funnet sted fra 60-åra og fram til 80-åra (Fig. 2). Til høyre i figuren finner vi 60-åra, i midtre del hovedtyngden av 70-åra, mens 80-åra befinner seg til venstre i figuren. Hovedtrekkene i langtidsendringen er først og fremst representert ved en nedgang i mengden og utbredelse av lyr, og i noen grad også av torsk, og en tilsvarende økning i mengden av typiske strandsonefisk som sandkutling, svartkutling og grønngylt, samt evertebraer som strandreke og strandkrabbe. Årsaken til endringene i artssammensetning vil bli behandlet i senere publikasjoner fra Flødevigen.

## Utvikling hos enkeltarter - strandnotdata

Nedenfor er det gitt en kort beskrivelse av utviklingen etter 1988 hos en del enkeltarter av fisk og evertebrater som fanges i strandnot. Utviklingen er i stor grad knyttet til gytetidspunkt og artenes reproduksjonsstrategi og potensial. For de fleste arter er det derfor gitt en kort beskrivelse av reproduksjonsbiologien. En art anses å være uvanlig tallrik dersom fangsten er tilnærmet lik maksimalfangsten i 30-årsperioden før algeoppblomstringen, eller at det tidligere maksimalt har vært tre observasjoner av større fangster. Tilsvarende kriterier er anvendt i motsatt ende av fangstfordelingen for å vurdere om en art er uvanlig sjelden. Fangster som ligger mellom disse ytterpunktene anses som "normale". Vi har benyttet norske navn på artene i størst mulig grad. Oversikt over artenes vitenskapelige navn er gitt i Appendiks. Ved beskrivelse av de ulike artenes generelle biologi, har vi vanligvis ikke tatt med litteraturhenvisninger. Beskrivelse av relevant litteratur er gitt i eget avsnitt bak i rapporten. Dersom ikke annet er nevnt, er resultatene basert på de årlige undersøkelsene med strandnot i området mellom Tjøme ved Tønsberg og Torvefjorden vest for Kristiansand.

### Torsk

Fig. 4a viser den gjennomsnittlige fangsten av 0-gruppe torsk (torsk fanget samme år som den er født) pr. trekk i 1988, 1989, 1990, gjennomsnittet for 30-årsperioden fra 1958 til 1987, samt høyeste og laveste gjennomsnittsfangster som er blitt registrert i perioden. Som det framgår er det i gjennomsnitt fanget ca. 14 0-gruppe torsk pr. trekk, det beste året ga ca. 41

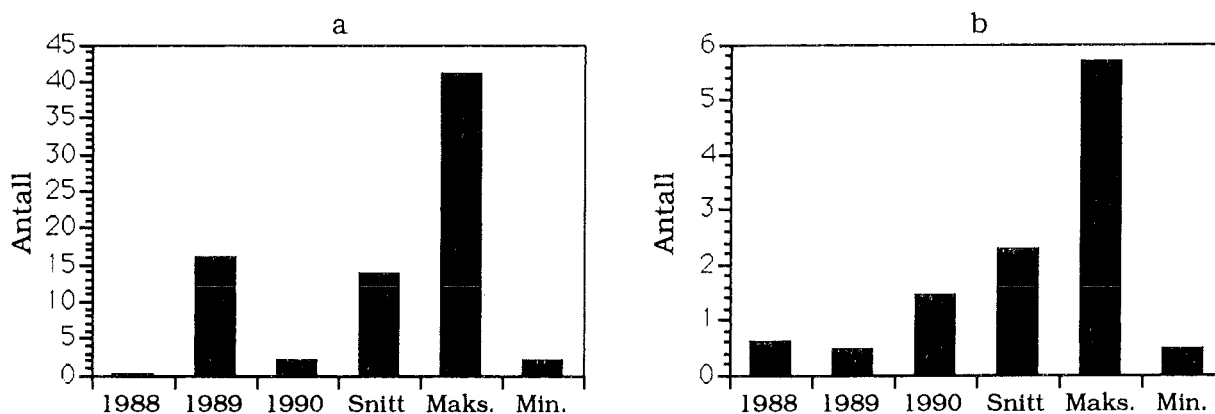


Fig. 4. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe (a) og eldre (b) torsk i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

torsk og det dårligste to torsk pr. trekk. Årsklassestyrken har med andre ord variert med en faktor på ca. 20 (forholdet mellom beste og dårligste årsklasse), noe som er normalt for torsk. I 1988 ble det bare fanget 0,06 torsk pr. trekk, noe som gir en variasjonsfaktor på over 700.

Siden årsklassestyrken varierer betydelig fra år til år, er man avhengig av å vite hvor stor årsklasse man skulle ha forventet å få for å vurdere konsekvensene av algeoppblomstringen. Til å beregne forventet årsklasse kan man benytte en stokastisk modell som er utviklet for rekruttering av torsk på Skagerrakkysten (Johannessen og Tveite 1989). Modellen beskriver hvordan meteorologiske og oseanografiske forhold påvirker rekrutteringen. Den indikerer at 70% av variasjonen i årsklassestyrken på 0-gruppe stadiet har sammenheng med fysiske miljøforhold i forbindelse med gyting og de første larvestadier hos torsken, og at det er forhold som skaper rolige og stabile vannmasser som gir grunnlag for god rekruttering. Modellen antyder at 1988-årsklassen av torsk skulle ha vært omkring halvparten av en gjennomsnittlig årsklasse, noe som tilsvarer omkring sju torsk pr. trekk, i motsetning til 0,06 som ble resultatet.

Fangsten av eldre torsk var også svært lav i 1988 (Fig. 4b). Betegnelsen eldre torsk omfatter hovedsaklig 1-gruppe (ett år gammel fisk), men det kan også enkelte år forekomme innslag av enda eldre torsk. Dersom vi tar i betraktning årsklassestyrken i 1987, som var noe under middels med 11 torsk pr. trekk, er reduksjonen fram til 1-gruppe stadiet i 1988 den største som er registrert. Gjennomsnittlig har fangsten av eldre torsk ligget på ca. 20% av årsklassen på 0-gruppe stadiet. Den største nedgangen som er blitt observert tidligere er til 8%, mens fangsten av eldre torsk i 1988 bare var på 5% av årsklassestyrken i 1987. For øvrig er de største reduksjonene tidligere blitt observert i forbindelse med de aller største årsklassene.

I 1989 var fangsten av eldre torsk svært lav, og bekrefter derfor at 1988-årsklassen nesten ble fullstendig utslått. Årsklassen i 1989 var i overkant av middels størrelse, mens den synes å være noe under middels på 1-gruppe stadiet (eldre torsk i 1990). I 1990 var fangsten av 1-gruppe torsk ca. 9% av fangsten på 0-gruppe stadiet. Årsklassen av torsk i 1990 var igjen meget svak.

Det ble trukket strandnot på sju stasjoner i Flekkefjordområdet i 1989 og i 1990. Resultatene fra disse undersøkelsene er gjengitt i Tabell 1. I 1989 ble det i gjennomsnitt fanget 31 0-gruppe torsk pr. trekk, mens gjennomsnittet i 1990 var i underkant av tre torsk. Selv om vi ikke har referansedata fra dette området, er det grunn til å anta at 1989-årsklassen var

meget sterk i Flekkefjordområdet, og at 1990-årsklassen var svak. Fangsten av 1-gruppe torsk var som ventet beskjedent i 1989 (0,5 torsk pr. trekk). Mer overraskende er det at fangsten av 1-gruppe torsk var like dårlig i 1990, til tross for at 1989-årsklassen var sterk på 0-gruppe stadiet. Dette resultatet må imidlertid bare oppfattes som en indikasjon siden sju trekk er for lite til å vurdere årsklassestyrken av 1-gruppe torsk.

På Skagerrakkysten gyter det meste av torsken i mars. I mai, på det tidspunkt algeoppblomstringen fant sted, befinner torskelarvene seg normalt fritt svevende i de øvre vannlag. Larvene har beskjedent svømmeevne, og hadde derfor trolig små muligheter til å unngå algene.

Tabell 1

Gjennomsnittsfangst i sju strandnottrekk i Flekkefjordområdet i 1989 og 1990. Fangsten av tangkutling og sjøstjerner er angitt med i hvor store andel av trekkene de var til stede (fangstandel).

Art/gruppe	1989	1990
0-gruppe torsk	30,71	2,86
Eldre torsk	0,57	0,57
0-gruppe hvitting	26,71	14,57
0-gruppe lyr	13,00	1,14
Eldre lyr	0,00	0,14
0-gruppe sei	1,57	37,86
Brisling	0,71	0,00
Taggmakrell	0,14	0,00
Sil	0,14	0,00
Skrubbe	0,43	0,29
Bergnebb	16,57	15,57
Berggylt	1,43	0,29
Grøngylt	0,57	3,00
Grasgylt	0,00	0,14
Fløyfisk	0,29	0,00
Svartkutling	3,86	0,00
Sandkutling	2,29	0,14
Tangkutling	0,57	0,14
Stingsild	32,14	0,00
Tangstikling	0,43	1,00
Tangsnelle	0,00	0,14
Stor kantnål	0,14	0,14
Vanlig ulke	0,29	0,00
Dvergulke	1,00	0,29
Ålekvabbe	0,43	0,00
Tangsprell	0,14	0,00
Strandkrabbe	0,43	0,00
Strandreke	0,43	0,00
Sjøstjerner	0,29	0,29

For å vurdere utviklingen i torskefisket i de kommende åra, må vi se på hvordan rekrutteringen har vært i den senere tid. I 1986 var det en forholdsvis svak årsklasse (6 torsk pr. trekk), 1987-årsklassen var noe under middels (11 torsk pr. trekk), i 1988 ble årsklassen helt utslått, 1989 var den noe over middels (16 torsk pr. trekk), mens 1990-årsklassen igjen var meget svak (2 pr. trekk). Videre ble 1987-årsklassen trolig redusert noe på grunn av algeoppblomstringen, og 1989-årsklassen synes å være mindre enn forventet på 1-gruppe stadiet. Sett på denne bakgrunn er det grunn til å forvente et forholdsvis beskjedent torskefiske i noen år framover. Hvor beskjedent og hvor langvarig er avhengig av de videre oppvekstvilkårene for 1989-årsklassen, og hvor lang tid det tar før det på nytt dukker opp en god årsklasse.

## Lyr

Fangsten av lyr har gått betydelig tilbake fra begynnelsen av 1960-åra og fram til i dag. Blant annet var fangsten av 0-gruppe lyr i 1985, 1986 og 1987 lavere enn én fisk pr. trekk. I 1988 ble det verken fanget 0-gruppe eller eldre lyr (Fig. 5a og b). Også i 1989 og 1990 var fangsten av lyr meget beskjeden.

Ved Flekkefjord ble det fanget 14 0-gruppe lyr pr. trekk i 1989, noe som skulle tilsi en sterk årsklasse. På Skagerrakkysten må vi helt tilbake til 1974 for å finne tilsvarende gode fangster av lyr. For øvrig er den høyeste gjennomsnittsfangst som er blitt registrert i perioden fra 1919 og fram til i dag, 58 lyr pr. trekk. I 1990 ble det i Flekkefjordområdet bare fanget éi 0-gruppe lyr pr. trekk. Lyra gyter om våren, og har normalt pelagiske larver på

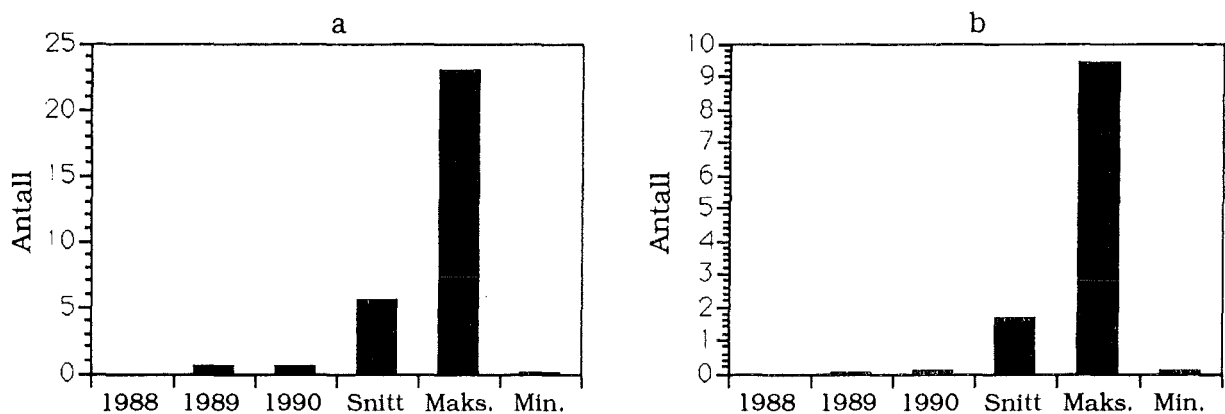


Fig. 5. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe (a) og eldre (b) lyr i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

den tid av året da algeoppblomstringen fant sted.

### Hvitting

I 1988 var fangsten av 0-gruppe hvitting lavere enn det tidligere observerte minimum, 1989-årsklassen var noe over gjennomsnittet, mens 1990-årsklassen var forholdsvis svak (Fig. 6a).

I Flekkefjordområdet ble det fanget ca. 27 0-gruppe hvitting pr. trekk i 1989 og 15 i 1990. Sett i forhold til fangstene på Skagerrakkysten skulle det tilsi forholdsvis svake årsklasser.

Av lengdefrekvensfordelingene for hvitting i 30-års perioden fra 1958 til 1987 og i 1988 (Fig. 6b), framgår at hvittingene som ble fanget i 1988 var mindre enn vanlig ( $p < 0,001$ , Students t-test). Hvittingen har pelagiske egg og larver. Gytingen finner sted over et forholdsvis langt tidsrom, fra januar til juli, med hovedtyngden i mars til mai. En mulig forklaring på variasjonen i størrelsen på fisken kan derfor ha sammenheng med om det er tidlig eller sein gyting som bidrar mest til årsklassen. I 1988 var det i så fall den seint gytingen som var viktigst, trolig i stor grad etter at algeoppblomstringen var over. Til sammenligning gyter torsken tidligere og mer konsentrert enn hvittingen, noe som gir en rimelig forklaringen på hvorfor torsk var mer utsatt for algegiften enn hvitting.

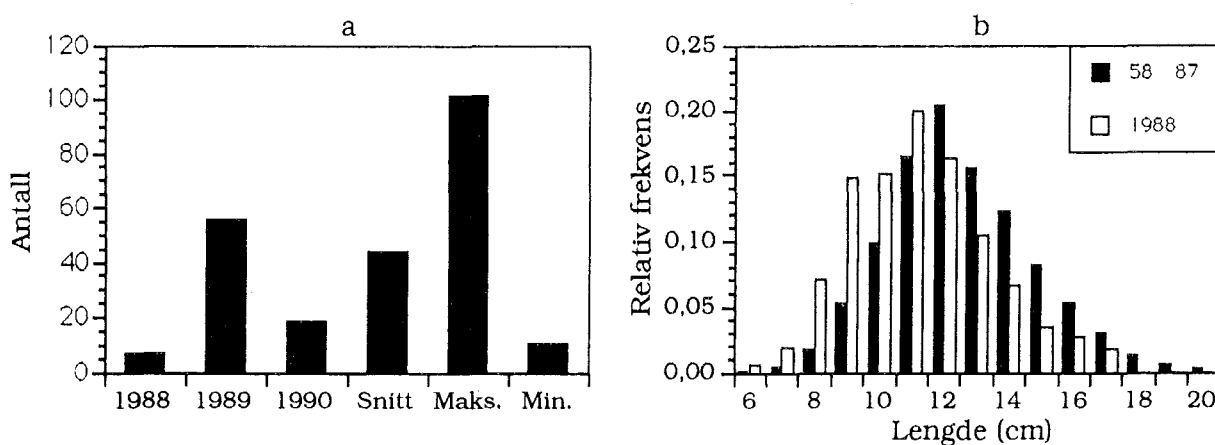


Fig. 6. a) Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe hvitting i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987. b) Relativ lengdefrekvens av hvitting i perioden 1958 - 1987 og i 1988.

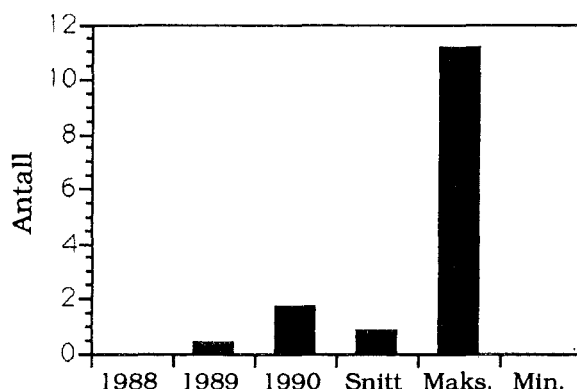


Fig. 7. Gjennomsnittsfangst av 0-gruppe sei i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

## Sei

Seien gyter hovedsaklig i Nordsjøen, og larvene kommer trolig drivende med havstrømmene til våre kystområder. Mengden av sei som opptrer i strandnotfangstene varierer derfor mye, og det er ikke uvanlig at det år om annet ikke blir fanget sei. Ved kysten kan seien bli stående i 2 - 3 år før den vandrer tilbake til Nordsjøen igjen. På grunn av seiens noe tilfeldige opptreden langs kysten, er arten ikke inkludert i modellen som beskriver normaltstanden i artssammensetningen. I 1988 ble det ikke fanget 0-gruppe sei (Fig. 7), i 1989 var fangsten beskjeden, mens fangsten i 1990 var noe bedre enn gjennomsnittet i 30-årsperioden. I Flekkefjordområdet var det meget gode fangster av sei i 1990 (Tabell 1). Seien gyter om våren, og har normalt pelagiske larver på det tidspunkt av året da algeoppblomstringen fant sted.

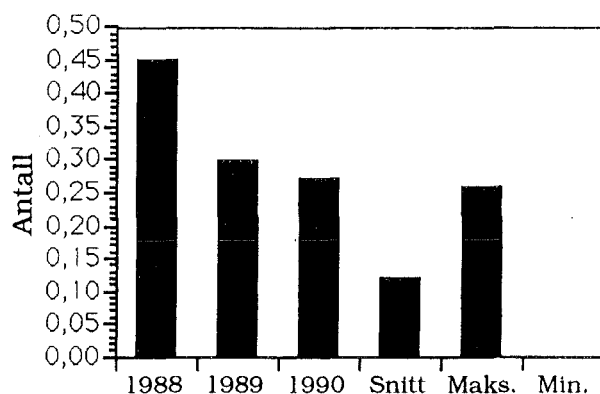


Fig. 8. Gjennomsnittsfangst av sjøaure i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

## Sjøaure

Innslaget av sjøaure i strandnotfangstene er generelt meget beskjedent, med et gjennomsnitt på 0,12 fisk pr. trekk mellom 1958 og 1987 (Fig. 8). Man bør derfor være forsiktig med å legge strandnotdata til grunn for å vurdere bestanden fra år til år. Imidlertid har det gjennom hele i 80-åra vært en jevn økning i fangstene av sjøaure, noe som indikerer en positiv bestandsutvikling. Gjennomsnittsfangsten i 1988 var for øvrig den høyeste som er blitt tatt. Også i 1989 og 1990 var gjennomsnittsfangstene høyere enn det tidligere observerte maksimum. Under algeoppblomstringen ble det observert noe død sjøaure. Det er imidlertid ingen holdepunkter for at algene bidro til å redusere bestanden nevneverdig.

## Berggylt

Berggylt kan bli inntil 60 cm og 3,5 kg og derved den største leppefisken i Europa. Den er vanligst ved kupert stein- og fjellbunn, spesielt ved de ytterste holmer og skjær. Forekomsten i strandnotfangstene er derfor forholdsvis beskjeden. Berggylt er en såkalt proterogyn hermafroditt, det vil si at alle berggylt er født som hunner, men skifter siden kjønn til hannfisk, vanligvis i 5-10 års alderen. Forut for gytingen, som finner sted i juni - juli, bygger hannfisken et reir av små algedeler som den kleber sammen med slimtråder. Hannfisken lokker hunnfisk til å gyte i reiret. Vanligvis er det 500-1300 egg i hvert reir. Etter gytingen passer hannfisken på eggene fram til klekkingen. Larvene lever pelagisk første sommeren.

Under algeoppblomstringen ble det funnet en god del døde berggylt, og

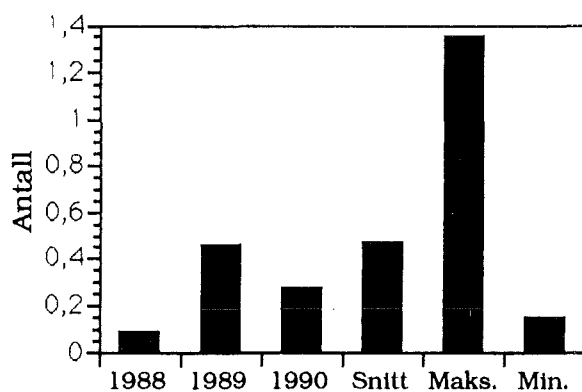


Fig. 9. Gjennomsnittsfangst av berggylt i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.



som det framgår av Fig. 9 var fangsten av berggylt i 1988 den laveste som er blitt observert. Allerede i 1989 var imidlertid fangsten normal igjen. Det ser derfor ut til at berggylda, som etter alt å dømme gytte like etter algeinvasjonen, hadde vellykket rekruttering i 1988. I 1990 var fangsten av berggylt litt lavere enn gjennomsnittet i 30-årsperioden.

### Bergnebb

Bergnebb er en liten leppefisk som finnes i betydelige mengder i strandsona. Den er mer tallrik på steinete og kupert bunn enn på typiske strandnotlokaliteter, men på grunn av sin tallrikhet forekommer den også i betydelige mengder i strandnotfangstene. Bergnebben gyter i juni/juli. Både egg og larver er pelagiske.

I forbindelse med de årlige undersøkelser med strandnot er fangsten av bergnebb ikke blitt telt, men registrert med kodet antallsangivelse. Utviklingen etter 1988 er derfor illustrert med fangstandelen (hvor stor andel av trekkene som inneholdt fangst). Dette medfører at forskjellen mellom gjennomsnittsfangst og beste og dårligste år, slik det er framstilt i Fig. 10a, blir betydelig underestimert i forhold til de reelle fangsttallene.

Under algeoppblomstringen ble det funnet store mengder døde bergnebb. Dette ga seg utslag i at fangstandelen i 1988 var den markert laveste som er blitt observert. Både i 1989 og 1990 var imidlertid fangstandelene på høyde med det tidligere observerte maksimum.

I områdene ved Arendal og i Risør ble fangstene av bergnebb telt i 1988 og 1989. På 5 stasjoner ved Arendal ble det i 1988 fanget 2,2 bergnebb pr. trekk og 22,0 i 1989, mens de tilsvarende tallene på 19 stasjoner i Risørområdet var 2,2 og 12,3, noe som viser at den reelle fangstforskjellen er vesentlig større enn det fangstandelen viser (Fig. 10a). I området mellom Tjøme og Kristiansand ble det i 1989 og 1990 fanget henholdsvis 14,5 og 11,6 bergnebb pr. trekk.

Også i Flekkefjordområdet var det gode fangster av bergnebb i 1989 og 1990, med et gjennomsnitt på henholdsvis 16,6 og 15,6 fisk pr. trekk.

Lengdemålinger av bergnebb fra ulike lokaliteter langs kysten i juli 1989, viser at det aller meste av bergnebben var mellom 5 og 8 cm (Fig. 10b), noe som skulle tilsi at de tilhørte 1-gruppa (Pethon 1985) og følgelig stammet fra gytingen som fant sted like etter algeoppblomstringen i 1988. Ved Tjøme og i noen grad ved Kragerø var det en del eldre bergnebb i fangstene. Det kan derfor se ut til at dødeligheten var mindre i de østlige områder. På bak-

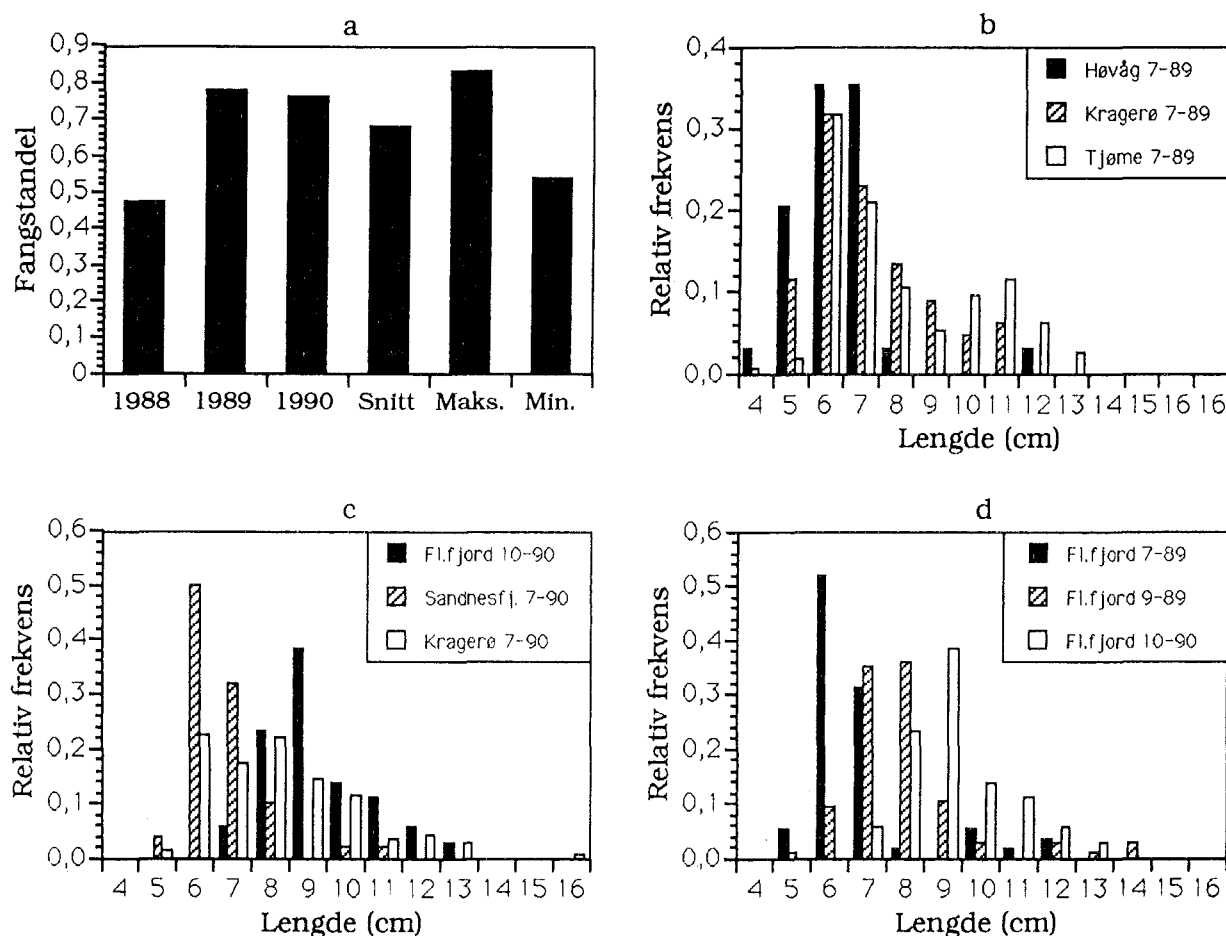


Fig. 10. a) Gjennomsnittsfangst av bergnebb i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987. b-d) Relativ lengdefrekvens av bergnebb i ulike områder og til forskjellige tidspunkt.

grunn av lengdemålingene i 1990 synes rekrutteringen i 1989 å ha vært langt mer variabel enn i 1988 (Fig. 10c). I Flekkefjordområdet tilhørte sannsynligvis de fleste bergnebbene 1988-årsklassen, i Sandnesfjorden ved Risør dominerte 1989-årsklassen, mens det forekom både 1-gruppe og eldre individer i Kragerøområdet. Fig. 10d viser tilveksten av bergnebb i Flekkefjordområdet fra juli 1989 til oktober 1990. Disse lengdemålingene bekrefter for øvrig at bestanden av bergnebb både i 1989 og 1990 var dominert av 1988-årsklassen i dette området.

Kort oppsummert viser resultatene at bestanden av bergnebb sannsynligvis ble betydelig redusert som følge av algeoppblomstringen. Arten hadde imidlertid meget god rekruttering i 1988, og forekom både i 1989 og 1990 i uvanlig store mengder.

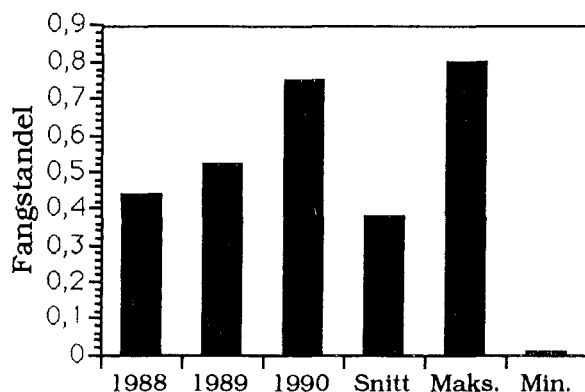


Fig.11. Gjennomsnittsfangst av grønngylt i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

### Grønngylt

Grønngylt er en vanlig leppefisk i strandnotfangstene. Den gyter om våren og sommeren. Hannfisken lokker hunnfisken til å gyte i et reir av tang. Hannen passer på eggene fram til klekking. Larvene lever pelagisk første sommeren.

Mengden av grønngylt i strandnotfangstene er blitt registrert med kodet antallsangivelse. Fangstandelen i 1988 var litt høyere enn gjennomsnittet i 30-årsperioden (Fig. 11). Etter algeoppblomstringen har det vært en markert økning i bestanden, slik at fangstandelen i 1990 var på høyde med det beste året i 30-årsperioden. I området mellom Tjøme og Kristiansand ble det i 1989 fanget 2,1 grønngylt pr. trekk og 7,6 i 1990.

### Rødnebb og blåstål

Rødnebb og blåstål er betegnelse på henholdsvis hunn- og hannfisken av samme art. Arten er i likhet med berggylt en proterogyn hermafrodit. Arten er først hunnfisk (rødnebb), men skifter kjønn til hannfisk (blåstål) i 7-13 årsalderen. Gytingen finner sted i mai - juli. Hannfisken bygger et reir av alger i en fjellsprekk som den lokker hunnfisk til å gyte i. I strandnotfangstene er det rødnebb som dominerer. Mengden er registrert med kodet antallsangivelse. Fangsten er normalt forholdsvis beskjeden, og den består av fisk som trolig er minst 3-4 år gammel. Yngre fisk blir bare unntaksvis fanget, noe som gjør det vanskelig å studere rekrutteringen hos arten på et tidlig stadium.

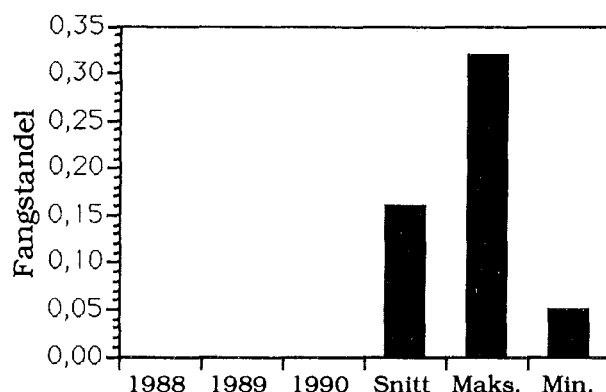


Fig. 12. Gjennomsnittsfangst av rødnebb og blåstål i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

I følge litteraturen finnes rødnebb og blåstål i djup fra 5-200 m, men at de er vanligst under 40 meter (Pethon 1985). Under algeoppblomstringen ble det imidlertid funnet betydelige mengder døde rødnebb og blåstål, noe som også gjenspeiles i at arten ikke har opptrådt i strandnotfangstene etter 1988 (Fig. 12). En mulig forklaring på den store dødeligheten kan være at mange individer kommer opp på grunnere vann i forbindelse med gytingen, der tilgangen på alger til gytereiret er god. Hvorvidt det har vært nyrekruttering etter 1988 er det ikke mulig å avgjøre siden yngre eksemplarer sjelden opptrer i fangstene. Det er imidlertid grunn til å forvente at bestanden vil forbli betydelig redusert enda en del år framover siden foreldrebestanden synes å være svært liten, og kjønnsmodningen hos hannfisk inntreffer ved så høy alder.

### Sand- og svartkutling

Sand- og svartkutling er to små tallrike fiskearter som er viktig føde for større fiskeslag og en rekke fuglearter. De er forholdsvis like av utseende, og ble derfor tidligere registrert samlet og med kodet antallsangivelse. I alle de tre åra etter algeoppblomstringen var fangstandelen på høyde med det tidligere observerte maksimum (Fig. 13).

Fangsten av sand- og svartkutling ble telt i områdene ved Arendal og Risør i 1988 og 1989. I Arendalområdet ble det fanget 7,8 sandkutlinger pr. trekk i 1988 og 9,6 i 1989, mens de tilsvarende tallene for Risørområdet var 25,7 og 13,4. For hele kyststrekningen mellom Tjøme og Kristiansand ble det i 1989 og 1990 fanget henholdsvis 10,6 og 6,5 sandkutlinger pr. trekk. Mengden av sandkutling ser derfor ut til å ha blitt noe redusert både fra

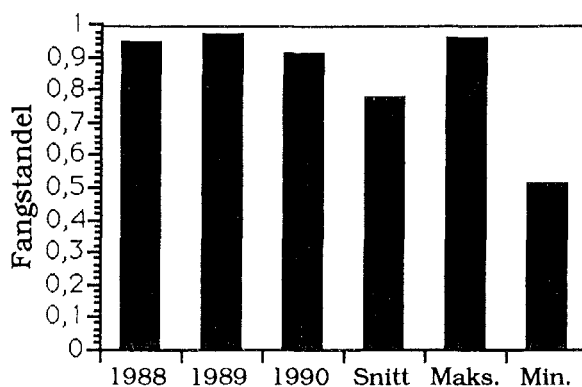


Fig. 13. Gjennomsnittsfangst av sand- og svartkutling i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

1988 til 1989 og fra 1989 til 1990.

I Arendalområdet var fangsten av svartkutling i 1988 og 1989 henholdsvis 4,4 og 44,4 fisk pr. trekk, mens de tilsvarende tallene i Risørområdet var 14,8 og 84,9 fisk pr. trekk. For hele kyststrekningen mellom Tjøme og Kristiansand var gjennomsnittsfangsten i 1989 på 61,5 svartkutlinger pr. trekk og i 1990 på 27,2 pr. trekk. Fangsten av svartkutling var tilnærmet normal like etter algeoppblomstringen i 1988 sammenlignet med de to foregående åra (Gjøsæter og Johannessen 1988). Økningen i mengden av svartkutling fra 1988 til 1989 var derfor meget stor. Selv om fangsten av svartkutlinger ble mer enn halvert fra 1989 til 1990, er det fremdeles betydelig mer svartkutlinger enn før algeoppblomstringen.

I Flekkefjordområdet ble det i 1989 fanget 2,3 sandkutlinger og 3,9 svartkutlinger pr. trekk. I 1990 ble det kun fanget én sandkutling i de sju trekkene, mens det ikke ble fanget noen svartkutlinger. Selv om vi ikke har referansedata fra dette området, er fangstene så små at det er sannsynlig at mengden av både sandkutling og svartkutling ble betydelig redusert som følge av algeoppblomstringen i 1988. Dette kan henge sammen med at algene gjorde skader helt ned til ca. 30 meters djup. Andre steder var skadedjupet begrenset ned til 12 til 15 meter, slik at de aktuelle artene kan ha unngått algegiften ved å svømme ned på djupere vann.

Svartkutlingen kan bli opptil 17 cm, og er den største av kutlingene våre. Den blir kjønnsmoden i 2-årsalderen, og gyter om sommeren inntil 6000 egg som hannen vokter fram til klekking. Til sammenligning gyter laks gjennomsnittlig 5000 egg, noe som viser at svartkutlingen har høy relativ fekunditet (antall egg i forhold til kroppsvekta). Den vellykkede rekrutteringen hos svartkutling har etter alt å dømme skjedd ved gyting like etter al-

geoppblomstringen var over.

Gytetidspunktet for sandkutling er angitt til mars - august, avhengig av breddegrad og temperatur i sjøen (Pethon 1985). I forbindelse med gytingen okkuperer hannfiskene et skjulested, gjerne et tomt muslingskall. Hannen lokker en eller flere hunner til å gyte i skjulestedet. Hunnfisken fester ett og ett egg i taket på skjulestedet. Hannfiskene passer på eggene fram til klekking, som finner sted etter ca. 9 døgn. Larvene lever pelagisk den første tida. De fleste sandkutlingene dør etter gytingen, dvs. før de er ett og et halvt år gamle. I motsetning til svartkutlingen ser det ikke ut til at sandkutlingen har dratt så stor nytte av algeoppblomstringen. Det kan være flere årsaker til dette. For det første kan det tenkes at de tidligst klekte larvene ble drept av algegiften. Dernest er så omstendelig gyteatferd generelt forbundet med lavere fekunditet og derved svakere reproduksjonspotensial.

### Tangkutling

Tangkutlingen er en liten stimfisk som finnes i betydelige mengder langs kysten. I våre områder blir tangkutlingen kjønnsmoden i ettårsalderen. Den gyter i mai - august. Som hos sand- og svartkutling, passer hannen på eggene fram til klekking. Etter endt gyting dør fisken. I strandnotfisket, som foregår om høsten, domineres derfor fangstene av 0-gruppa. Tangkutlingen er så liten (5 - 6 cm) at den slipper ut gjennom maskene i nota. Imidlertid følger det aller meste av fisken med i nottrekket inn til land, slik at det er mulig å gi et anslag av mengden. Høsten 1988 var det gode fangster av tangkutling (Fig. 14), i 1989 var fangstene på høyde med det tidligere observerte maksimum og i 1990 var fangstene høyere enn maksimum i 30-årsperioden.

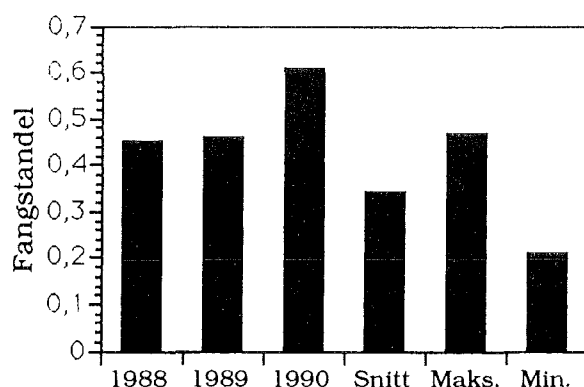


Fig. 14. Gjennomsnittsfangst av tangkutling i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

I Flekkefjordområdet ble det i 1989 fanget tangkutlinger i fire av de sju strandnotttrekkene, mens det kun ble fanget tangkutlinger i ett trekk i 1990 (Tabell 1).

Under algeoppblomstringen ble det funnet mange døde kutlinger som det til dels var vanskelig å identifisere til art på grunn av rask forråtnelse (Gjøsæter og Johannessen 1988). Dog var mange utvilsomt tangkutlinger. Det ble imidlertid også observert en del levende tangkutlinger i djup med giftige alger, slik at deler av bestanden så ut til å tålte giften. Hvor stor dødeligheten var, er vanskelig å ha noen formening om siden det ikke er mulig å telle fangsten.

Til tross for at bestanden av tangkutling sannsynligvis ble noe redusert som følge av algeoppblomstringen, var fangstene allerede i 1988 gode. Arten hadde derfor etter alt å dømme meget vellykket rekruttering i kjølvannet av algeoppblomstringen. Likeledes var det god rekruttering i 1989 og i 1990. I Flekkefjordområdet synes derimot bestanden av tangkutling å ha blitt redusert fra 1989 til 1990.

### Tangstikling

Tangstiklingen, som tilhører stingsildfamilien, er en liten nåleformet fisk som kan bli opptil 17 cm lang i våre farvann. Den lever blant tang og tare i djup ned til ca. 10 meter. Kjønnsmodningen inntreffer når fisken er ett år. Hannen bygger et reir for de ca. 200 eggene som gytes i april - mai. Hunnen dør kort tid etter gytingen, mens hannen passer på eggene fram til klekking, hvorpå også hannen dør. Tangstiklingene som blir fanget om høsten, tilhører derfor 0-gruppa. Fangsten i 1988 var den laveste som er blitt tatt i perioden (Fig. 15), den var fremdeles lavere enn vanlig i 1989, men i 1990 var fang-

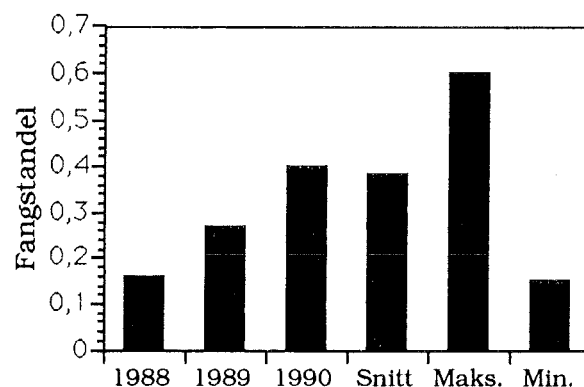


Fig. 15. Gjennomsnittsfangst av tangstikling i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

sten normal igjen.

Det ble ikke funnet døde tangstiklinger under algeoppblomstringen. Fisken er imidlertid vanskelig å observere blant tang og tare på grunn av sin nåleformete kroppsbygning. I tillegg var trolig en betydelig del av bestanden på larvestadiet på dette tidspunkt. Sett på bakgrunn av de lave strandnotfangstene av tangstikling om høsten, er det allikevel grunn til å anta at arten var betydelig redusert i mengde under algeoppblomstringen. Tangstiklingen er imidlertid forholdsvis vanlig i brakkvannsområder, der algene gjorde mindre skade. Dette kan ha bidratt til å redusere dødeligheten. Siden tangstiklingen har forholdsvis begrenset eggproduksjon, kan rekrutteringen i 1989 ha vært noe hemmet av liten foreldrebestand. I 1990 var imidlertid fangsten av tangstikling normal igjen.

#### Tangsnelle, liten- og stor kantnål

Disse tre artene som alle tilhører nålefiskfamilien, har mange likhetstrekk både når det gjelder utseende og biologi. I strandnotfangstene er de derfor blitt registrert samlet og med kodet antallsangivelse. Tangsnella gyter i april - august, mens liten og stor kantnål gyter i mai - juli. Alle tre arter blir minst 3-4 år gamle. Hos alle tre arter har hannfisken en gytepose på buken som en eller flere hunner legger eggene sine i. Antall egg varierer mellom 50 og 400. Eggene forsynes med næring fra hannens blodkar. Etter 3 - 5 uker klekkes eggene.

Under algeoppblomstringen ble det funnet en god del døde nålefisker. I 1988 var da også fangsten av de tre artene den laveste som er blitt registrert. I 1989 og 1990 var fangstene fremdeles lave (Fig. 16). Alle de tre artene var derfor trolig betydelig utsatt for algegiften. Dette kan ha sammenheng med

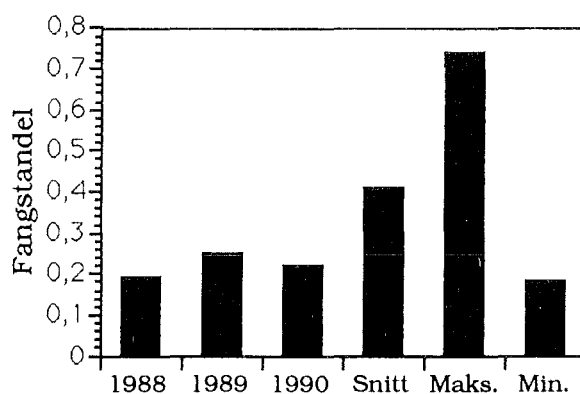


Fig. 16. Gjennomsnittsfangst av tangsnelle og liten og stor kantnål i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.



at de i stor grad baserer overlevingen på kamuflasje, og derved ikke har utviklet de samme "fluktmekanismer" som mange andre fiskeslag. Alle tre arter finnes imidlertid også i brakkvannsområder, noe som kan ha bidratt til å redusere dødeligheten. I motsetning til en rekke andre arter som gyttet like etter algeoppblomstringen, har ikke disse artene hatt noen betydelig nyrekuttering. Dette kan ha sammenheng med små foreldrebestander og beskjeden eggproduksjon.

### Knurr

I Skagerrak gyter knurren i april til august. Hver hunn kan gyte inntil 300.000 egg. Egg og larver er pelagiske. Knurren er ingen typisk strandsonefisk, og opptrer derfor i meget begrenset antall i strandnotfangstene. Fra og med 1988 har imidlertid arten opptrådt i uvanlig store mengder (Fig. 17). I 1988 bestod fangsten hovedsaklig av 0-gruppa, noe som indikerer at arten hadde vellykket gyting like etter algeoppblomstringen. I 1990 var derimot fangstene dominert av eldre individer (toktleder Aa. Sollie, pers. medd.). Økningen av knurr i 1988 er spesielt interessant sett i lys av at arten er mer typisk på større dyp og i åpne farvann i Skagerrak.

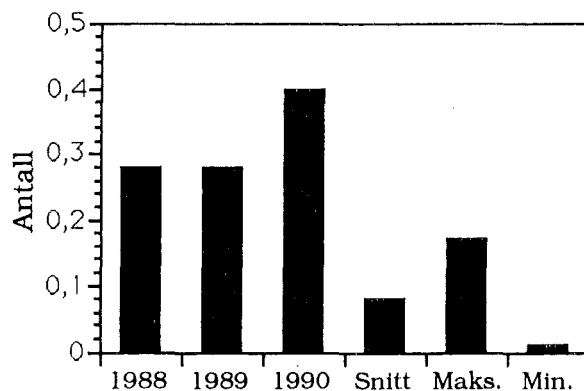


Fig. 17. Gjennomsnittsfangst av knurr i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

### Andre arter

I Fig. 18, 19 og 20 er det gitt en oversikt over tilstanden hos andre arter som blir fanget med strandnot. Av andre arter som forekom i sterkt reduserte mengder i 1988 kan nevnes sypike, stingsild, ulker, brennmanet, glassmanet og sjøpunger (Fig. 18, glassmanet er ikke inkludert i den statistiske

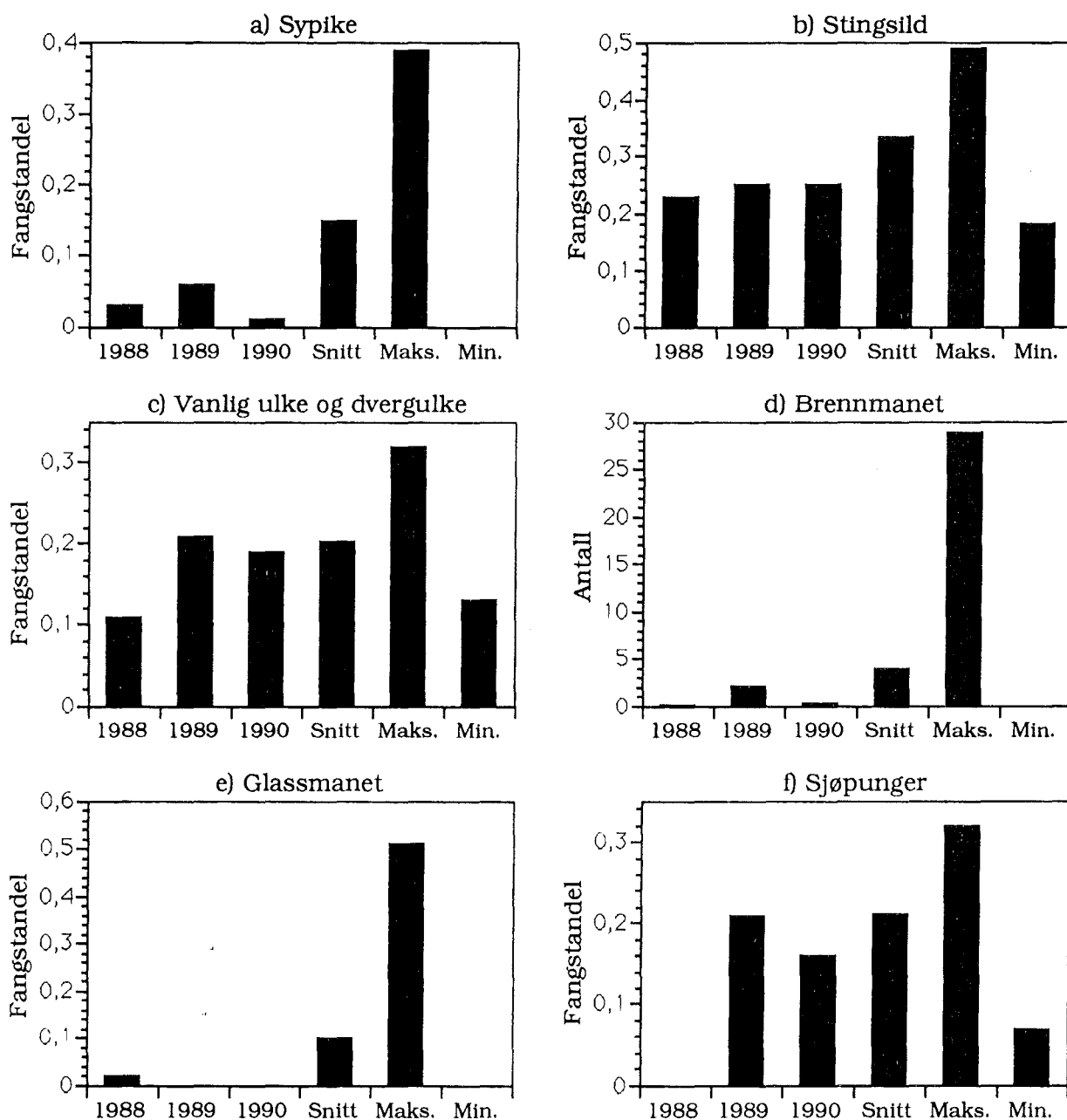


Fig. 18. Diverse arter/grupper som forekom i uvanlig små mengder i 1988. Figuren viser gjennomsnittsfangster i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

modellen). Fangstene av brennmanet og glassmanet har også tidligere vært beskjedne. Under algeoppblomstringen ble det imidlertid bare observert levende maneter på lokaliteter der det ikke var påviselige skader (Gjøsæter og Johannessen 1988). Det er derfor sannsynlig at også maneter ble påvirket av algene. Manetene har et stadium i livssyklusen der de er festet til bunnen, såkalte polypper. Polyppene gir opphav til nye meduser, som vokser til maneter slik vi observerer dem i sjøen. Siden polyppene er fastsit-

tende kan det tenkes at også rekrutteringen av maneter ble påvirket av algeoppblomstringen. Bortsett fra et visst innslag av brennmanet i fangstene i 1989, har forekomstene av både brennmanet og glassmanet vært meget beskjedne i strandnotfangstene etter 1988.

Nøyaktig hvilke arter av sjøpunger som tidligere har forekommet i strandnotfangstene, er usikkert, men i 1989 var fangstene dominert av *Ciona intestinalis*, *Corella parallelogramma* og *Ascidella* spp. Alle de tre

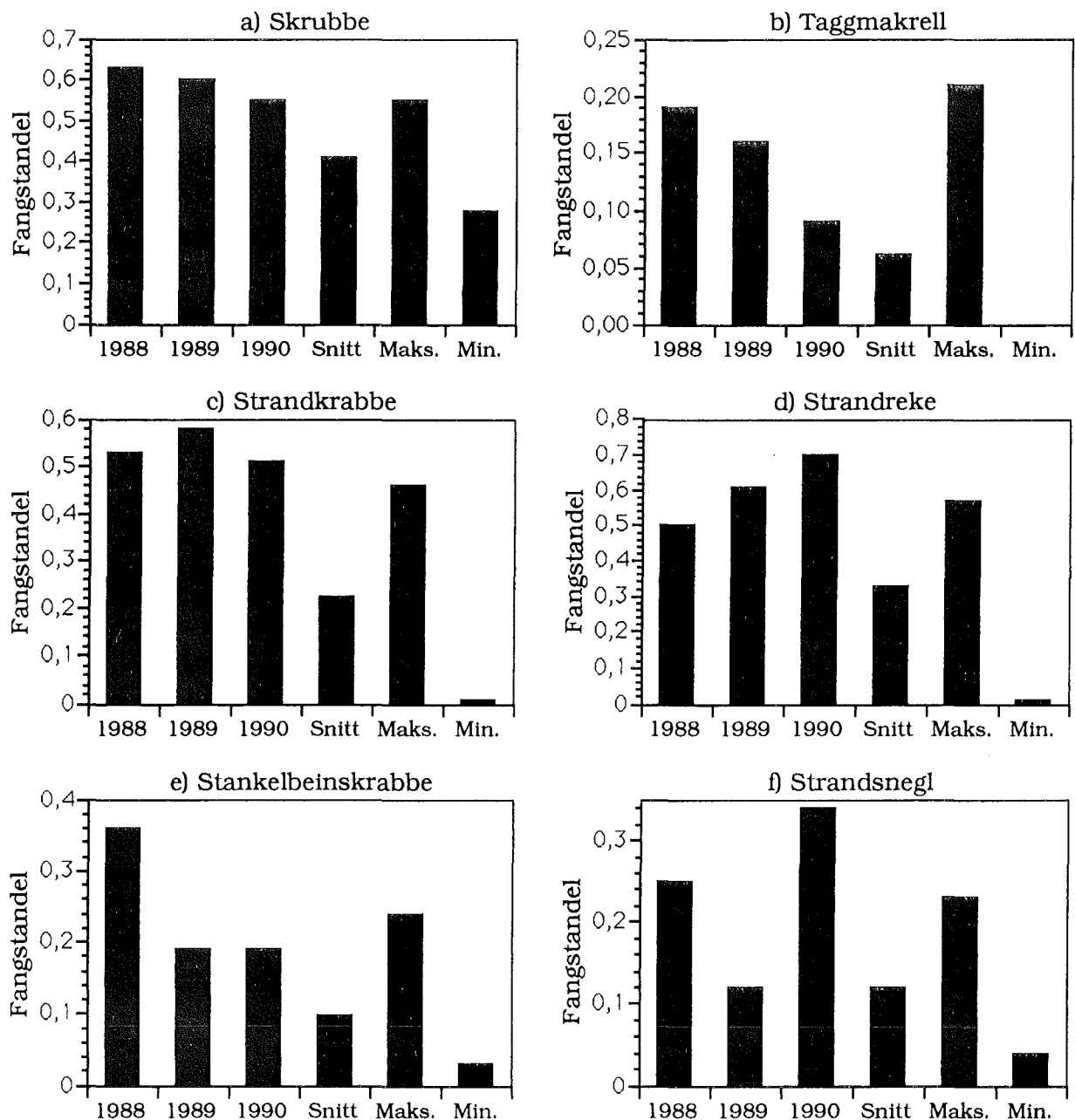


Fig. 19. Diverse arter som forekom i uvanlig store mengder i 1988. Figuren viser gjennomsnittsfangster i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

artene/slektene kan forekomme i store mengder på grunt vann. De er alle fastsittende, ett-årige dyr med pelagiske larver. Vanligvis fanges de i strandnot ved at underlaget de er festet til slites løs. Under algeoppblomstringen ble alle de aktuelle sjøpungene funnet skadet. I 1988 ble det ikke registrert sjøpunger i strandnotfangstene, noe som ikke har hendt tidligere. De tre artene av sjøpunger ser derfor ut til å ha vært betydelig utsatt for algene. Imidlertid overlevde deler av bestandene under algesjiktet, slik at allerede i 1989 var "fangstene" normale igjen.

Av arter som forekom i større mengder enn vanlig kan nevnes skrubbe, taggmakrell, strandkrabbe, strandreke, stankelbeinskrabbe og strandsnegl (Fig. 19). Skrubba gyter i mars - april i våre farvann. Fangstene domineres av 1-gruppe og eldre fisk. Årsaken til de gode forekomstene av skrubbe i 1988 henger derfor trolig sammen med god rekruttering i foregående år. Under algeoppblomstringen ble det observert mye levende skrubbe i djup som var angrepet av algene. Denne arten så derfor ut til å tåle algegiften godt. Bestanden av skrubbe har vist en avtagende tendens etter 1988, men også i 1990 var fangstandelen på høyde med maksimum i 30-årsperioden.

I 1988 var det også uvanlig gode fangster av 0-gruppe taggmakrell (arten er ikke inkludert i den statistiske modellen). Dette er en varmekjær fisk som blant annet gyter i de sentrale deler av Nordsjøen og Skagerrak om sommeren. Larvene kommer trolig drivende til våre kyster med havstrømmene, hvor arten år om annet dukker opp som 0-gruppe i strandnotfangstene (arten er ikke inkludert i den statistiske modellen). Taggmakrellen gyter om sommeren, og kan derved ha dratt nytte av algeoppblomstringen. Dette er spesielt interessant sett i lys av at arten gyter i åpne farvann.

Mange krepsdyr tålte algegiften godt. Siden en rekke krepsdyr, deriblant strandkrabbe og strandreke, er viktige byttedyr for fisk, har de trolig profittert på algeinvasjonen som følge av redusert predasjon (mindre utsatt for å bli spist). Strandkrabbe produserer inntil 185.000 egg, og strandreke fra 300-2500 egg (gjelder *Leander adspersus*). Begge arter har pelagiske larver om sommeren. I 1988 forekom strandkrabbe i større andel av trekene enn det tidligere observerte maksimum, og har derfor trolig hatt en meget god rekruttering like etter at algene hadde blomstret av. Mengden av strandkrabbe har siden holdt seg meget høyt. Også strandreke hadde etter alt å dømme god rekruttering i 1988 siden forekomstene var nesten like høye som det tidligere observerte maksimum. I tillegg har fangstene av strandreke fortsatt å øke, og i 1990 var fangstandelen betydelig høyere enn det tidligere observerte maksimum. I Flekkefjordområdet var det beskjedne innslag

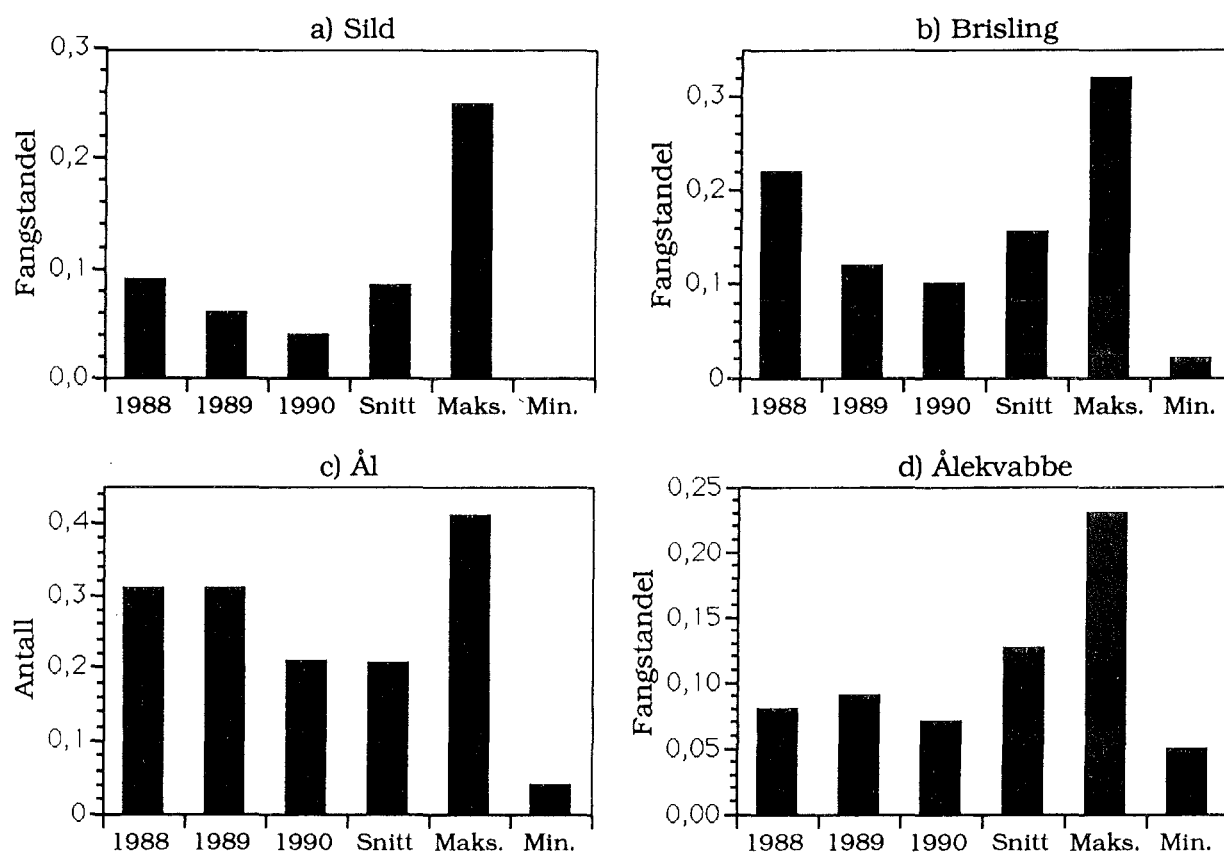


Fig. 20. Diverse arter som forekom i tilnærmet normale mengder i 1988. Figuren viser gjennomsnittsfangster i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987.

av både strandkrabbe og strandreke i strandnotfangstene i 1989 (Tabell 1). I 1990 ble det hverken fanget strandkrabbe eller strandreke i dette området.

En del arter forekom i tilnærmet normale mengder i 1988, deriblant sild, brisling, ål og ålekvabbe (Fig. 20, sild er ikke inkludert i den statistiske modellen).

### Strandnotdata - indre Oslofjord

Til indre Oslofjord regnes området innenfor Drøbak (Fig. A15). I forbindelse med de årlige undersøkelsene med strandnot blir det tatt ni stasjoner i dette området. Under algeoppblomstringen ble det ikke rapportert om skader i indre Oslofjord. Området kan imidlertid ikke benyttes som referanse for vurdering av skadeomfanget på grunn av meget variable fangster. Vi har allikevel valgt å ta med resultater for noen kommersielle arter for å vise hvor forskjellig fangstene i 1990 var i dette området i forhold til områdene fra Tjøme og vestover. I Indre Oslofjord var fangstene av 0-gruppe torsk, eldre

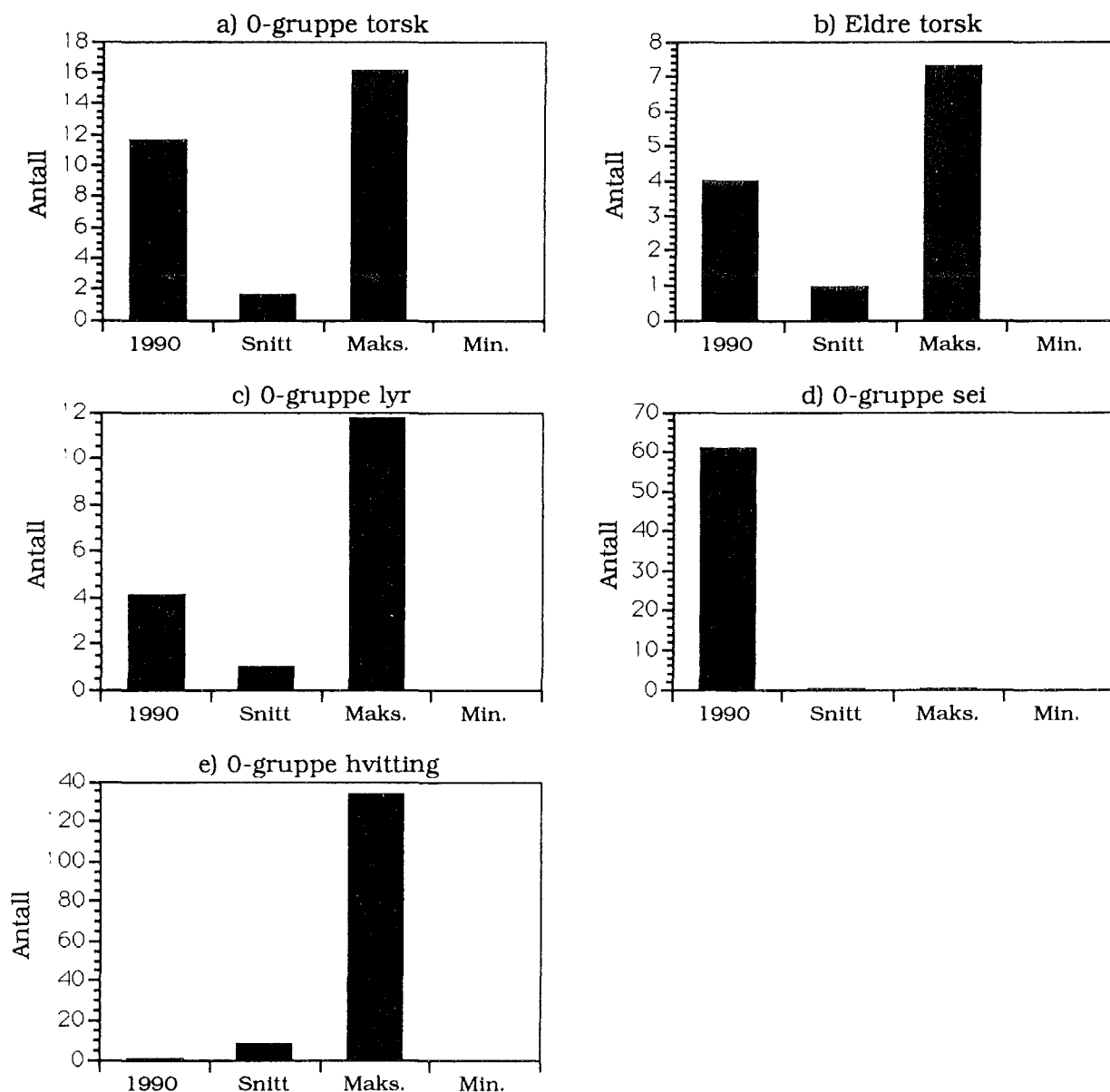


Fig. 21. Fangst av diverse kommersielle arter i indre Oslofjord. Figuren viser gjennomsnittsfangster i 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1960 - 1989.

torsk, lyr og sei uvanlig gode (Fig. 21). Forekomsten av sei har for øvrig tidligere vært meget beskjeden. Den eneste av de utvalgte artene som forekom i mindre antall enn vanlig, var 0-gruppe hvitting.

### Dykkeundersøkelser

I dette avsnittet er utviklingen hos en del forskjellige bunndyr beskrevet. Beskrivelsen omfatter både arter som var utsatt for algene og arter som tålte alggiftet godt. Resultatene er hovedsaklig basert på dykkeundersøkelsene.

Bare utdrag av resultatene er gjengitt i dette avsnittet. De konklusjoner som trekkes er imidlertid basert på hele materialet, som finnes i Appendiks.

Resultatene, som er presentert i Tabell 2 og 3, omfatter undersøkelser i henholdsvis 1x30 meters transekt på fem stasjoner i Risørområdet (Fig. A10) og to stasjoner ved Flekkefjord (Fig. A2), samt oversiktsdykk i de to områdene (Tabell 3). I Risørområdet var skadene begrenset ned til 12-15 meter, som var det vanligste skadedjupet langs Skagerrakkysten. Utviklingen blant bunndyr i Risørområdet er derfor i store trekk representativ for det meste av den aktuell kyststrekningen. Det er også tatt med en del resultater fra Arendalområdet, der det har vært tilsvarende utvikling som i Risør. I Flekkefjordområdet strakte skadene seg helt ned til omkring 30 meters djup. I Tabell 2 er det tatt gitt en oversikt over hvor utsatte de ulike artene var for algegiften, og skadeomfanget på de undersøkte stasjonene.

### Snegl

Dødeligheten blant snegl varierte fra art til art. Noen arter klarte seg forholdsvis godt, mens andre arter nesten ble totalt utryddet av algene. Siden biologien til snegl er forholdsvis godt kjent og mange av artene er forholdsvis lette å kvantifisere ved dykking, har vi valgt å beskrive denne gruppa forholdsvis detaljert.

### Strandsnegl

Strandsneglen er vanlig langs hele norskekysten. Den er mest tallrik i fjæra der den kan forekomme i store mengder, men arten kan også påtreffes i betydelige mengder ned til 10-12 meters djup. Som en kuriositet kan nevnes at ved Perleporten (stasjon D58) i Risørskjærgården var det 315 strandsnegl på et sukkertareblad på 9x60 cm, noe som tilsvarer over 5000 individer pr. m<sup>2</sup>. Strandsneglen lever av alger. Gytetidspunktet for strandsnegl varierer fra område til område (Fretter and Graham 1962). I enkelte områder er det påvist gyting året rundt, men det mest vanlige er i februar - mars. Både egg og larver er pelagiske.

Under algeoppblomstringen lå strandsneglen svimeslått på rygg med kroppen delvis ute av huset. Etter avblomstringen kviknet de fleste til igjen. På enkelte lokaliteter ble det imidlertid påvist en del dødelighet, spesielt blant snegl som befant seg noe djupere. Dette synes allikevel ikke å hatt nevneverdig innvirkning på bestanden siden fangstandelen i strandnot-

undersøkelsene i 1988 var på høyde med det tidligere observerte maksimum (Fig. 19f). I 1990 var fangstandelen enda høyere enn i 1988 (fangstandelen bør kun oppfattes som indikasjoner på bestandstørrelsen). Dykkeundersøkelsene i 1x30 meters transekt ble utført i djup og på bunntyper som er lite typiske for strandsnegl. Inntrykket fra de andre dykkeundersøkelsene og observasjoner fra land, er imidlertid at det i 1990 er mye strandsnegl. I samsvar med strandnotundersøkelsene er det på enkelte steder observert en markert økning i mengden av strandsnegl, slik som ved Perleporten ytterst i Risørskjærgården (Tabell 3, stasjon D58).

I Flekkefjordområdet er det kun blitt observert meget spredte forekomster av strandsnegl, bortsett fra på innerste stasjon i Fedafjorden (Tabell A3, stasjon S411). Den aktuelle stasjonen ligger for øvrig i nærheten av et elveutløp. Under algeoppblomstringen ble det ikke gjort observasjoner på typiske lokaliteter for strandsnegl i Flekkefjordområdet. Det er derfor usikkert om algene bidro til å redusere mengden av strandsnegl ved Flekkefjord.

### *Gibbula cineraria*

*Gibbula cineraria* (mangler norsk navn) er en vanlig snegl som lever fra nederst i fjæra og ned til ca. 20 m, der den beiter påvekstalger på overflata av tang og tare. Gytingen finner sted på forsommeren når temperaturen når opp i 11 - 12°C (Underwood 1972), noe som skulle tilsi like etter at algene hadde blomstret av. Til forskjell fra de fleste andre sneglearter har *Gibbula* ikke indre befruktning, men slipper egg og melke fritt ut i sjøen. Både egg og larver er pelagiske.

*Gibbula* var betydelig utsatt for algene. I områder med generelt store skader døde de fleste individene. Til tross for dette ble det allerede i slutten av juli 1988 observert mye *Gibbula* ved Furuholmene i Risørskjærgården (Tabell 2, stasjon D53). Størrelsen ble ikke målt på det tidspunkt, men det dreide seg nesten utelukkende om meget små individer som etter alt å dømme stammet fra gyting like etter algeoppblomstringen. Også på stasjonene lenger inne mot kysten og innover i fjordene var det en økning i mengden av *Gibbula*, men her var individtettheten betydelig lavere. Generelt var det da også markert høyere rekruttering av *Gibbula* i de ytre områder. På enkelte stasjoner ble det telt over 100 individer pr. m<sup>2</sup>.

Veksthastigheten hos *Gibbula* er lite kjent. Våre målinger tyder på at de fleste individene som ble gytt om sommeren 1988 hadde en skallhøyde på mellom 3 og 8 mm i november/desember (Fig. 22a), mens skallhøyden hadde



Tabell 2

Kvantitative dykk i 1x30 meters transekt i Risør- og Flekkefjordområdet. Antall organismer er telt eller reg. som E - enkeltfunn, S - spredt, V - vanlig, H - hyppig og D - dominerende. Tallrike arter kan være angitt med tilnærmet antall (≈). Dødeligheten hos enkeltarter: -) ukjent, 0) ikke påvist, \*) noen døde, \*\*\*) mange døde, †) begrenset, ††) middels og †††) stor dødelighet. Tabellen inneholder utvalgte arter (hele tabellen er gjengitt i Appendix, Tabell A6).

Art	Dødelighet	Risørområdet			Flekkefjordområdet		
		Ryggårdsøy - D51	Øymoen - D52	Store Varøy - D56	Furuholmene - D53	Varønes - D3	Rasvåg, vest - D5
		Beskyttet fjordlok., 3 - 9 m dyp, jevn bunn, sand, noe mudder, lite vegetasjon	Middels beskyttet fjordlok., 2-9m dyp, jevn bunn, sand og mudder, noe vegetasjon	Middels skjærgårdslok., 3 - 10 m dyp, jevn bunn, sand, litt stein, lite veg. Probl. obs. form 27.6.90	Middels eksponert skjærgårdslok., 4-6 m dyp, lett kupert bunn, fjell, noe skillelsand, mye vegetasjon	Eksponert fjordlok., 3 - 8 m dyp, jevn bunn, sand, noe vegetasjon	Middels eks. skjærg. lok., 3 - 9 m dyp, jevn bunn, skillelsand, lite vegetasjon.
		Middels skader	Middels skader	Middels skader (S)	Store skader	Middels til store skader	Store skader (S)
		1988 1989 1990	1988 1989 1990	1988 1989 1990	1988 1989 1990	1988 1989 1990	1988 1989 1990
Vanlig strandsnegl	†	11 9 15	18 4 11(2)	20 1 1	27-07 16-11 05-06 28-06 15-10 1988 1988 1989 1990	30-11 05-07 06-09 11-10 1988 1989 1989 1990	01-12 05-07 07-09 11-10 1988 1989 1989 1990
<i>Gibbula cineraria</i>	††	2 17 16	2 3 2	3 2 3	5 7 8 2 16 H(3) H(3) V H	≈45 ≈40 ≈25 1	8 2 9 1
Nettsnegl	††	17 77 ≈45	38 ≈50 ≈45	≈90 41	≈70 ≈40 ≈35 V 20 1 1 1		
Kongesnegl	†††	1 2	1 1 3	2 5 4 4 5	2 5 4 4 5		
Purpurnegle	†††				2		
Pelikanfotsnegl	**	2	13	2			
<i>Lacuna divaricata</i>	-						
Skallus	**	V H H H	V V V	S S S		8 (se 4)	6
Blåskjell	0	S S S	S S S	E E E	V H V S	S S S	S
Sadelskjell	**	S S S	S S S	S S S	V V V S	E E E	
Eremittkreps	0	26 17 21 24	38 ≈50 28 54	21 ≈75 ≈55 1 36 ≈110 10 4 46	≈30 ≈110 10		14 1 1
Strandkrabbe	0		6 1	3	1		1
Svømmekrabbe	-					3	2
Fjæremark	**		1 1 1(2) 1(2)	1			
Trekantmark	0	S S S	S S S	S S S	V V V S	S S S	
Vanlig korstroll	†††	3 3 7 10 9	7 2 13	7 11 5 8 2	14 ≈150 ≈50 H H H	5 3 2 5	5 8 2
Korstroll-yingel	†††	V(1)	S H	S H	H H V V	H H	S V
Kvitørket slangestjerne	†††	17 ≈100 ≈100 D(6)	≈40 ≈125 ≈100 21	17 ≈250 ≈150 H ≈250		19 2 1	2 3
Vanlig kråkebolle	†††						
<i>Psammochinus miliaris</i>	†††	1 26 11 54	1 20 5 11 4	≈70 4 1 32	1 4 2		
<i>Corella parvialelogramma</i>	†††		3	S			
<i>Ciona intestinalis</i>	†††		12 4	S			
<i>Dendrodoa grossularia</i>	0	S S V S	S S S	S S S	S S V		
Fjæresjøreose	†				2 2	(se 4)	1 1

- 1) Store mengder korstroll-larver ble observert på ålegras like ovenfor transektet. I november 88 ble det observert store mengder av sneglen *Rissoa membranacea* på ålegras
- 2) På omkring én meters dyp ble det observert store mengder vanlig strandsnegl og mye ekskrementhauger etter fjæremark
- 3) Sneglen *Gibbula cineraria* forekom i så store mengde at det ikke lot seg gjøre å telle den på aktuell lokalitet.
- 4) På grunt vann utenfor transektet ble det observert mange snegl av arten *Lacuna divaricata* og mange fjæresjøreoser.
- 5) Stasjonen ble ikke undersøkt under algoppblomstringen. Skadeomfang er vurdert på grunnlag av nærliggende stasjoner.
- 6) Antall slangesfjerner er høyere enn 300.



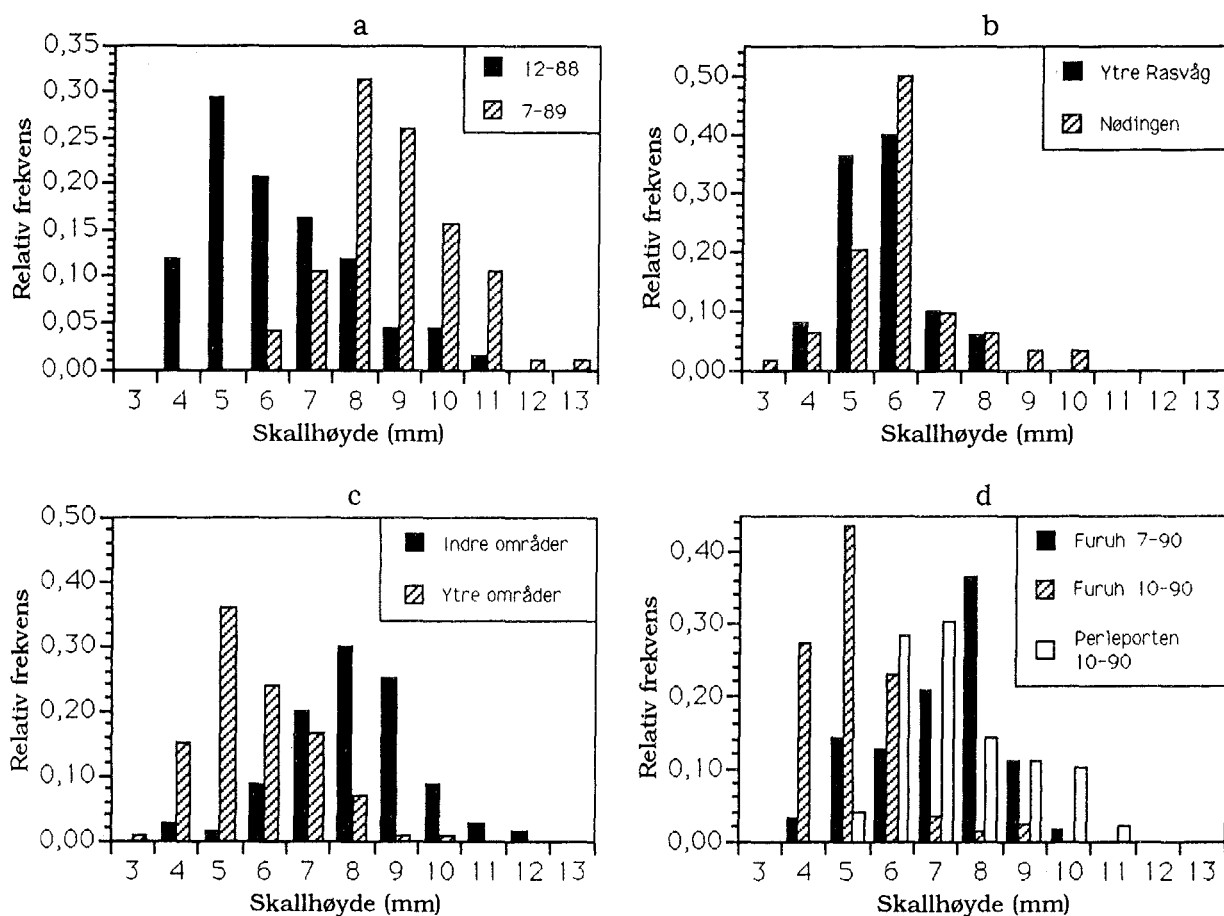


Fig. 22. Størrelsesfordelinger av *Gibbula cineraria* samlet inn på ulike stasjoner og tidspunkt. a) Forskjellige stasjoner, desember 1988 og juli 1989. b) Bølgeeksponerte stasjoner (D6 og D21), juli 1989. c) Indre og ytre stasjoner i Arendalområdet, desember 1988. d) Stasjoner i Risørområdet (D53 og D58), juli og oktober 1990.

økt til mellom 5 og 10 mm i juli 1989, et drøyt år etter at de var gytt. Veksthastigheten ser imidlertid ut til å variere betydelig fra lokalitet til lokalitet. På to sterkt bølgeeksponerte stasjoner, Nødingen ved Lillesand (D21) og Ytre Rasvåg ved Flekkefjord (D6), var de fleste sneglene mellom 5 og 7 mm i juli 1989 (Fig. 22b). Sett på bakgrunn av at *Gibbula* gyter på forsommeren, er det sannsynlig at de fleste sneglene på de to stasjonene tilhørte 1988-årsklassen. Det ble ikke påvist nevneverdig rekruttering av *Gibbula* i 1989. Også individene som ble målt i juli 1990 ved Furuholmene (stasjon D53) og i oktober 1990 ved Perleporten (stasjon D58, Fig. 22d), tilhørte derfor trolig i det vesentlige 1988-årsklassen. Individene ved Furuholmene ble studert i mer detalj. Bortsett fra de aller minste var alle sneglene sterkt begrodd av kalkalger og strukturene i skjellene var til dels betydelig nedslitt, noe som bekrefter at det dreide seg om "eldre" individer.

Av størrelsesfordelingene fra indre og ytre kystområder ved Arendal (Fig.

22c, målinger i november/desember 1988), framgår det at en vesentlig større del av sneglene i de ytre områder var mindre individer. Dette bekrefter at rekrutteringen var betydelig lavere i indre områder enn i de ytre. I 1989 var som nevnt rekrutteringen meget beskjeden. I 1990 ble det påvist rekruttering ved Furuholmene (stasjon D53, Tabell 2, Fig. 22d), mens det nesten utelukkende dreide seg om eldre individer ved Perleporten (stasjon D58, Tabell 3, Fig. 22d), som i likhet med Furuholmene ligger i ytre del av skjærgården ved Risør. Bortsett fra helt lokal rekruttering, var hovedinntrykket at rekrutteringen også i 1990 var beskjeden. Generelt er derfor mengden av *Gibbula* blitt markert redusert siden artens oppsving etter algeinvasjonen i 1988. Spesielt har nedgangen vært stor i Flekkefjordområdet (Tabell 2).

### Nettsnegl

Nettsneglen er en vanlig art som lever på sand- og mudderbunn der den beiter på døde dyr og fisk. Den gyter om våren og sommeren ved å feste eggkapsler til fjell eller annet fast bunns substrat. Etter klekking lever larvene pelagisk i ca. to måneder. Sammen med en nær slektning, *Nassarius incassatus*, er nettsneglen regnet for å være den raskeste og mest lettbevegelige av våre marine snegl.

Det ble observert mye død nettsnegl under algeoppblomstringen, men allerede i slutten av juli 1988 var det betydelige mengder nettsnegl tilbake i de skadde områdene (Tabell 2, stasjon D52 og D56). Det dreide seg trolig i stor grad om individer som vandret opp fra større djup. Siden nettsneglen

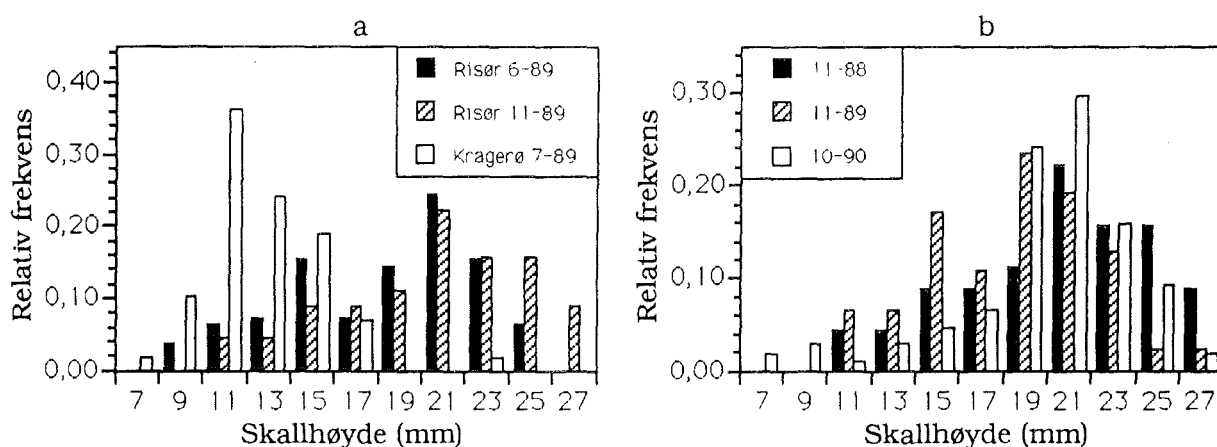


Fig. 23. Størrelsesfordelinger av nettsnegl samlet inn på ulike stasjoner og tidspunkt. a) Forskjellige stasjoner i områdene ved Risør og Kragerø, juni, juli og november 1989. b) Forskjellige stasjoner i Risørområdet i november 1988, november 1989, og oktober 1990.

lever av åtsler og kan ta seg forholdsvis fort fram, er det sannsynlig at den har vært raskt tilbake til de skadde områdene, lokket opp av utallige døde organismer som ble drept av algene.

Det er usikkert hvor fort nettsneglen vokser. Målinger fra Kilsfjorden ved Kragerø i juli 1989 og Risørområdet i juni samme år, viser at det var stor forskjell i størrelse på nettsneglene i de to områdene (Fig. 23a). I begge områder var det imidlertid størrelsesgrupper som var mindre enn 18 mm. Det er sannsynlig at disse sneglene var minst ett år gamle siden gytetidspunktet for nettsnegl faller om våren og sommeren. På bakgrunn av størrelsesfordelingene fra juni og november i Risørområdet i 1989, ser det ut til at tilveksten hos nettsnegl er meget beskjeden, også blant de minste individene (Fig. 23a). Etter algeoppblomstringen har bestanden av nettsnegl i Risørområdet vært dominert av eldre individer (>18 mm), spesielt i 1990, noe som indikerer at rekrutteringen har vært forholdsvis liten (Fig. 23b). Resultatene fra undersøkelsene i 1x30 meters transekter er noe variable (Tabell 2). Dette har trolig sammenheng med at arten kan være forholdsvis ujevnt fordelt, spesielt dersom det er åtsler til stede. Hovedinntrykket av disse undersøkelsene er imidlertid at bestanden av nettsnegl har holdt seg forholdsvis stabil etter 1988. Sett på bakgrunn av at rekrutteringen synes å ha vært beskjeden, indikerer den jevne bestandstørrelsen at arten har høy levealder, men at reproduksjonspotensialet kan være forholdsvis lite.

I Flekkefjordområdet er det ikke påvist nettsnegl etter algeoppblomstringen.

### Kongesnegl

Kongesneglen kan bli inntil 11 cm, og er dermed en av våre største marine snegl. Den finnes på alle typer bunnssubstrat i djup fra 2 til 400 meter. Arten lever av å spise både levende dyr og ferske åtsler. Gytetidspunktet varierer fra område til område, men er vanligst mellom oktober og mai. Eggene utvikles inne i eggkapsler som sneglen fester til bunnen i klaser. Kongesneglen har ikke noe frittsvømmende larvestadium.

Under algeoppblomstringen ble det ikke funnet noen levende kongesnegl i djup som var angrepet av algene, mens det derimot ble observert svært mange døde. Kongesneglen beveger seg forholdsvis raskt, og kan bli lokket til teiner med agn over betydelig avstander (Fretter and Graham 1962). En årsak til den store dødeligheten blant kongesnegl kan derfor være at sneglene ble lokket opp fra djupere vann av de døde organismene.

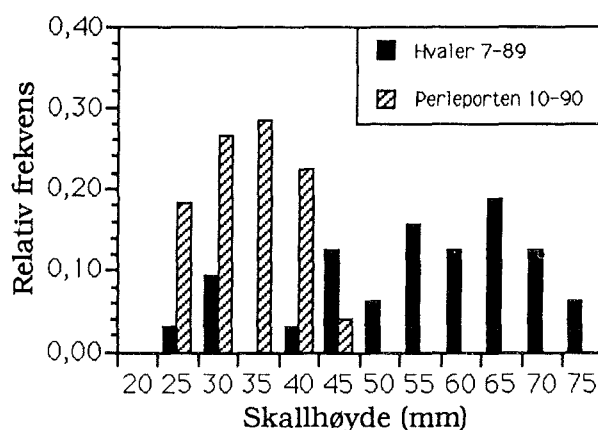


Fig. 24. Størrelsesfordelinger av kongesnegl samlet inn ved Hvaler i juli 1989 og ved Perleporten (D58) i Risørskjærgården i oktober 1990.

Det er påvist en del lokal nyrekruttering av kongesnegl etter 1988. Spesielt har det vært en markert økning ved Perleporten i Risørskjærgården (Tabell 3, stasjon D58). At det dreide seg om forholdsvis unge individer framgår av Fig. 24, der størrelsen på individene samlet inn ved Perleporten i oktober 1990 er sammenlignet med organismer samlet inn ved Hvaler i juli 1989. For øvrig er det ikke på noen andre steder langs Skagerrakkysten påvist så stor kongesnegl som ved Hvaler etter algeoppblomstringen. Sett på bakgrunn av den store mengden døde kongesnegl som ble funnet under algeoppblomstringen, og at kongesnegl har forholdsvis lav yngelproduksjon, er det grunn til å anta at bestanden er lavere enn før algeoppblomstringen. Hvor mye lavere er vanskelig å si siden vi mangler referansedata.

I Flekkefjordområdet er det ikke påvist kongesnegl etter algeoppblomstringen.

### Purpursnegl

Purpursneglen lever i fjæra, der den på enkelte lokaliteter kan påtreffes i meget tette konsentrasjoner. Navnet kommer av at sneglen tidligere ble brukt til farging av tøy. Purpursneglen lever av blåskjell og rur, som den fortærer ved først å raspe et hull i skjellet og deretter suge ut innmaten ved hjelp av en "sugesnabel". Det er påvist gyting hos purpursnegl året rundt, men det vanligste er om våren. Larvene utvikles inne i kornakslignende eggkapsler som sneglen fester til bunnen i strandkanten. Ved klekking er sneglen ferdig utviklet og har derfor ikke noe pelagisk stadium.

Purpursneglen var meget utsatt for algegiften. På en rekke lokaliteter

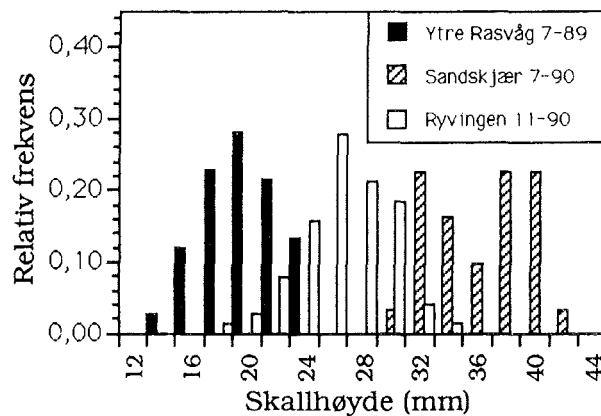


Fig. 25. Størrelsesfordelinger av purpursnegl samlet inn ved Flekkefjord i juli 1989 (D6), ved Tvedestrand i juli 1990 (D41) og ved Arendal i november 1990 (D31).

ble det observert tilnærmet total dødelighet. Vi har fulgt utviklingen i bestanden av purpursnegl på Ryvingen ytterst i skjærgården utenfor Arendal (Fig. A8, stasjon D31). Dødeligheten var som på de fleste steder meget stor. Et meget begrenset antall snegl så imidlertid ut til å tåle algegiften. En del individer overlevde også i små pytter som forsynes med sjøvann ved bølgeskvulp. Våren 1989 ble det observert klaser med eggkapsler, men i november 1990 var bestanden fremdels preget av eldre individer (Fig. 25). Ifølge tilvekstangivelser av Fretter and Graham (1962) dreide det seg etter alt å dømme om individer på minst tre år. Også ved Sandeskjærene utenfor Tvedestrand (Fig. A9, stasjon D41) hadde en del purpursnegl overlevd, men heller ikke der har det vært nyrekruttering etter 1988 (Fig. 25). Det eneste stedet vi har observert en tett koloni av purpursnegl var ved ytre Rasvåg utenfor Flekkefjord (Fig. A2, stasjon D6). Området de okkuperte var imidlertid bare på et par  $m^2$ . Gjennomsnittstørrelsen på individene var 19,9 mm, noe som ifølge Fretter and Graham (1962) skulle tilsi at de var nærmere to år gamle, og dermed født i 1987.

Det ser derfor ikke ut til at purpursneglen har hatt nevneverdig nyrekruttering etter algeoppblomstringen, slik at bestanden fremdeles er sterkt redusert. Funn av mange tomme skall, men ingen levende individer, tyder på at arten mange steder er helt utryddet. Sett på bakgrunn av at purpursneglen ikke har noe pelagisk larvestadium, og at yngelproduksjonen er forholdsvis liten, er det grunn til å anta at bestanden vil forbli sterkt redusert i mange år framover.

## Muslinger

Dødeligheten blant muslinger var variabel. Enkelte arter, deriblant oskjell og sadelskjell, var betydelig utsatt for algene, mens en økologisk viktig art som blåskjell ikke ble nevneverdig påvirket. Det er vanskelig å beskrive utviklingen hos muslinger siden mange arter lever helt eller delvis nedgravd i bunnsubstrat slik som for eksempel oskjell, mens sadelskjell ofte er svært begrodd og dermed vanskelig å få øye på. Vi har derfor valgt å følge utviklingen hos blåskjell, siden denne arten i kraft av sin tallrikhet og betydelige biomasse, er meget viktig i det kystnære økosystem. Utbredelse og mengde av blåskjell er nært knyttet til mengde av sjøstjerner. Vi har derfor omtalt de to artene samlet (se nedenfor).

## Krepsdyr

Krepsdyrene var ei av de gruppene som klarte seg best under algeoppblomstringen. Flere arter som strandkrabbe og strandreke, har da også hatt en markert oppsving etter algeoppblomstringen og forekommer i dag i uvanlig store mengder (se strandnotdata ovenfor). Mengden av de fleste krepsdyr lar seg ikke kvantifisere ved dykking. Ett unntak er eremittkrepsen.

### Eremittkreps

Eremittkreps tilhører de såkalte decapodene (tifotkreps), som også omfatter krabber, kreps, reker og hummer. Navnet eremittkreps kommer av at de lever som huleboere med bakkroppen skjult inne i sneglehus. Alle hunner av tifotkreps bærer eggene med seg, vanligvis under halen, helt til larvene klekkes. Eremittkreps gyter vanligvis 12.000 - 15.000 egg (gjelder *Eupagurus bernhardus*). Larvene lever den første tida pelagisk, og finnes i planktonet fra slutten av april til oktober.

Under algeoppblomstringen ble det kun funnet noen få døde eremittkreps. Etter algeoppblomstringen har mengden av eremittkreps holdt seg forholdsvis jevn i fjordene og i de indre kyststrøk (stasjon D51 og D52, Tabell 2). I de ytre kyststrøk har det derimot vært markerte svingninger. Fram mot årsskiftet 88/89 var det generelt en markert økning i mengden av eremittkreps, slik som ved Furuholmene (stasjon D53, Tabell 2) i Risørskjærgården, noe som indikerer at eremittkreps hadde god rekruttering i 1988. Men allerede sommeren 1989 var mengden de fleste steder betydelig redusert. Med



unntak av en stasjon ved Hvaler, ble det i de ytre strøk i 1989 kun observert noen få eremittkreps (stasjon D75, Tabell A1). I juni 1990 ble det ikke observert noen eremittkreps ved Furuholmene (Tabell 2), og bare noen få ved Perleporten (Tabell 3). I oktober 1990 var det derimot store mengder eremittkreps ved Perleporten, mens det bare var noen få ved Furuholmene. Rekrutteringen i 1990 synes derfor å ha vært langt mer lokal enn etter algeoppblomstringen i 1988.

I Flekkefjordområdet har utviklingen i bestanden av eremittkreps tatt en helt annen retning. I begynnelsen av desember 1988 ble det observert mye eremittkreps. Bestanden er imidlertid siden blitt sterkt redusert. I oktober 1990 ble det således ikke observert en eneste eremittkreps, til tross for at store områder ble undersøkt i tillegg til de rapporterte stasjonene.

### Flerbørstemark

Blant flerbørstemarkene finner vi en rekke tallrike arter som er viktig føde for fisk og andre marine dyr. Under algeoppblomstringen ble det funnet mye døde *Nereis* spp. og fjæremark. Hvor stor dødeligheten var blant de ulike artene, er vanskelig å avgjøre siden de fleste artene lever godt skjult. En tallrik art som trekantmarken så imidlertid ut til å tåle algegiften, og det er siden påvist en betydelig økning i mengden av arten (Pedersen et al. 1990).

### Fjæremark

Fjæremarken lever nedgravd i sand på grunt vann, der den finner fram til organisk materiale ved å spise den omliggende sanden. Den er lett å observere på grunn av en spaghettlignende ekskrementhaug av sand som finnes der marken lever. Gytingen foregår vanligvis om høsten. Arten har ikke pelagiske larver.

Under algeoppblomstringen ble det funnet mye død fjæremark. Før de døde hadde de krøpet ut av skjulestedet, slik at de var lette å observere der de lå blødende på bunnen. De døde individene råtnet imidlertid raskt, noe som gjorde det vanskelig å fastslå skadeomfanget. Undersøkelsene i ettertid indikerer allikevel at dødeligheten var omfattende. For eksempel fant vi ved Vardenes (Fig. A2, stasjon D3) i Flekkefjordområdet, på et tilfeldig utvalgt kvadrat på 5x5 meter, fire døde og ingen levende fjæremark under algeoppblomstringen. I oktober 1990 ble det på samme stasjon ikke observert en

eneste ekskrementhaug etter fjæremark (Tabell 2 og 3), til tross for at vi undersøkte et betydelige område. At dødeligheten sannsynligvis var stor bekreftes også av at det kun er påvist større tettheter av fjæremark på stasjoner eller i djup som ble lite påvirket av algeoppblomstringen, slik som i Risørområdet på stasjon S111 og S116 (Tabell A4) og på grunt vann på stasjon S121 og S122 (Tabell A4). Arten er utpreget euryhalin (dvs. at den tåler store variasjoner i saltholdighet), slik at det også synes å ha vært god overleving i nærheten av elveutløp, som på Feda (stasjon S411, Tabell A2) ved Flekkefjord. Men også på stasjoner med generelt stort skadeomfang, er det observert enkelte individer som har overlevd algeoppblomstringen.

Totalt sett synes dødeligheten av fjæremark å ha vært stor. På grunn av at fjæremarken ikke har pelagiske larver, er det grunn til å forvente at bestanden mange steder vil forbli betydelig redusert i lengre tid.

### Pigghuder

Pigghudene var meget utsatt for algene. En rekke arter ble nesten helt utryddet i de djup som giftalgene befant seg. Blant pigghudene finner vi noen av de mest tallrike marine bunndyr vi har, deriblant fjærekorstroll (vanlig sjøstjerne), kvitprikket slangestjerne (*Ophiura albida*) og kråkebollen *Psammechinus miliaris* (mangler norsk navn). På grunn av sin tallrikhet er de meget viktige i det marine økosystem. Nedenfor er utviklingen hos noen av de viktigste artene beskrevet. Fjærekorstrollet er omtalt sammen med blåskjell i eget avsnitt.

### Kvitprikket slangestjerne

Dette er den vanligste og mest tallrike av våre slangestjerner. Den finnes på ulike bunntyper, men er mest tallrik på sand og mudderbunn. Våre observasjoner tyder på at de største konsentrasjonene finnes på 3 - 15 meters djup, men i følge litteraturen kan arten påtreffes helt ned til 500 meter. Kvitprikket slangestjerne lever av alle slags små dyr som den kan få fatt på, men også i betydelig grad av detritus (rester av organiske partikler). Arten er viktig føde for en rekke arter av fisk. Gytingen foregår om sommeren. Både egg og larver er pelagiske.

Arten var meget utsatt for algene, og det var tilnærmet total dødelighet i de djup algene gjorde skader. Slangestjernene er imidlertid meget lettbevegelige og vandret raskt inn fra større djup. I juli 1988 ble det således obser-

vert en god del slangestjerner. På høsten samme år hadde mengden av slangestjerner økt betydelig, noe som etter alt å dømme hadde sammenheng med vellykket gyting like etter algeoppblomstringen. Mengden av slangestjerner har siden ikke variert så mye. Det var en viss nedgang i 1989, men i 1990 så det igjen ut til å ha vært meget god rekruttering (Tabell 2, Risørrområdet).

I Flekkefjordområdet har utviklingen også for denne arten vært annerledes enn i andre undersøkte områder. I månedsskiftet november/desember 1988 ble det registrert en gode del slangestjerner (Tabell 2). Men allerede i juli 1989 var bestanden sterkt redusert, og det ble kun observert noen få individer til tross for at betydelige områder ble undersøkt. I oktober 1990 ble det ikke observert noen slangestjerner i Flekkefjordområdet.

### *Psammechinus miliaris*

Dette er en liten, men meget tallrik kråkebolle. Den lever i djup fra overflata og ned til ca. 100 meter, og er mest tallrik i indre kyststrøk og i fjordene. Kråkebollen spiser nesten alt den kommer over av alger og små bunndyr. Arten gyter på forsommeren. Larvene er pelagiske. Våre observasjoner tyder på at en betydelig del av individene dør før de er ett år gamle. Om høsten kan arten således påtreffes i meget store mengder, mens antallet reduseres betraktelig fram mot sommeren (Tabell 2).

*Psammechinus* var svært utsatt for alg giften, noe som medførte at arten nesten ble totalt utryddet i de djup giftalgene befant seg. Men som det framgår av Fig. 26a, var fangstandelen i strandnotundersøkelsene tilnærmet normal allerede i slutten av september 1988. I 1989 var fangstandelen litt

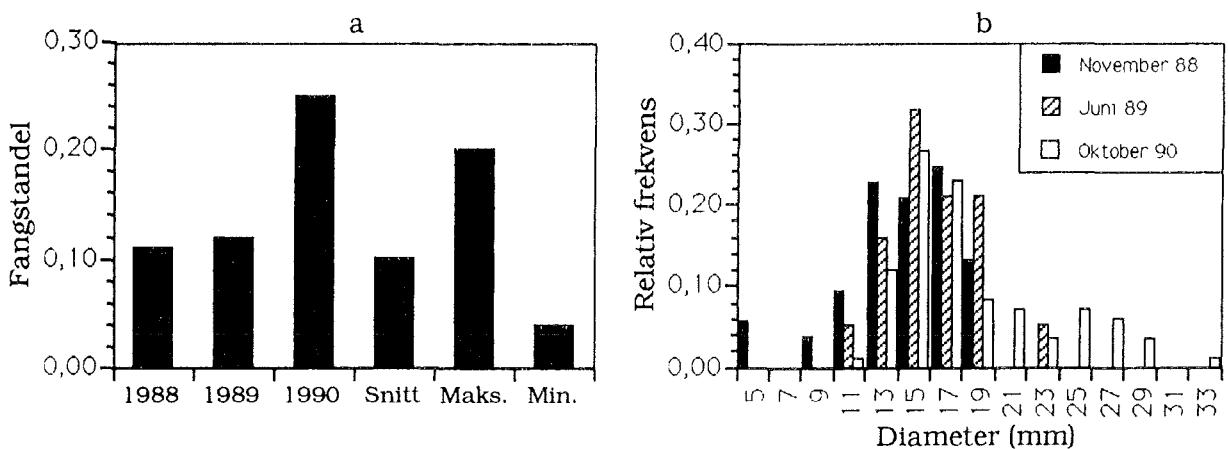


Fig. 26. a) Gjennomsnittsfangst i strandnot av *Psammechinus miliaris* i 1988, 1989, og 1990, samt gjennomsnitt, maks. og min. i perioden 1958 - 1987. b) Størrelsesfordelinger av *Psammechinus miliaris* fra Risørrområdet.

høyere enn i 1988, mens den i 1990 var betydelig høyere enn det tidligere observerte maksimum. Resultatene fra dykkeundersøkelsene er stort sett i samsvar med strandnoteresultatene (Tabell 2). De forskjeller som finnes, har trolig sammenheng med artens flekkvise fordeling. På grunn av det store antall stasjoner som inngår i strandnotundersøkelsene, gir dette materialet trolig det beste bildet av mengde og utbredelse av arten.

Av størrelsesfordelingene i Fig. 26b framgår det at alle individene i november 1988 var mindre enn 20 mm. På den aktuelle stasjonen ble det ikke funnet overlevende kråkeboller. Det er derfor sannsynlig at individene i sin helhet tilhørte 0-gruppa, noe som indikerer at den reduserte foreldrebestand som overlevde under algesjiktet, hadde vellykket gyting etter at algene hadde blomstret av. Av størrelsesfordelingene framgår det for øvrig at veksten fram til juni 1989 var beskjeden. Også i oktober 1990 tilhørte de fleste kråkebollene 0-gruppa, men det var det også et visst innslag av eldre individer.

I Flekkefjordområdet er det ikke funnet noen kråkeboller av denne arten etter algeoppblomstringen.

### Vanlig kråkebolle

Vanlige kråkebolle finnes utbredt fra overflata og helt ned til 1200 meter, men er mest tallrik fra 5 - 40 meters djup. Arten gyter på forsommeren. Larvene er pelagiske.

Under algeoppblomstringen ble det ikke funnet levende individer av vanlig kråkebolle i djup med alger, men mange individer overlevde på større djup. Blant annet ble det på stasjon D11 ved Farsund (Fig. A3) observert et markert skille på omkring 15 meters djup, der alle individene var døde på grunnere vann, mens en rekke individer hadde overlevd like under sjiktet. Ved besøk på stasjonen i begynnelsen av desember 1988, ble det imidlertid ikke observert noen levende individer. Det er derfor mulig at det har funnet sted sekundær dødelighet, for eksempel som følge av økt predasjon fra gråsteinbit. Bortsett fra på noen få lokaliteter er det kun observert meget spredte forekomster av vanlig kråkebolle etter algeoppblomstringen. Blant de steder der det er observert en del kråkeboller kan nevnes ved Tviskjærene i Kragerøskjærgården (stasjon D71, Tabell A1). Det er også observert spredt nyrekruttering andre steder, blant annet ved Perleporten i Risørskjærgården (stasjon D58, utenfor transektet). Størrelsen på individene ved Perleporten varierte mellom 4 og 7,5 cm (målt i oktober 1990), noe som skulle tilsi at de

var ett til to år gamle (Mortensen 1924).

I Flekkefjordområdet er det kun observert to individer (stasjon D2, Tabell 3). Begge var eldre eksemplarer med diameter på 11 og 14 cm. De to individene er for øvrig de eneste kråkebollene som er observert i Flekkefjordområdet, uansett art.

Oppbygging av bestanden av vanlig kråkebolle ser ut til å gå langsomt, til tross for at arten har pelagiske larver og i tillegg gytte like etter at algeoppblomstringen var over.

### Skjærgårdskorstroll

Skjærgårdskorstroll (*Marthasterias glacialis*) er ei sjøstjerne som finnes de fleste steder langs kysten, men vanligvis i forholdsvis begrensede mengder. Arten gyter om sommeren. Larvene er pelagiske. Skjærgårdskorstrollet var en av de få pigghuder som tålte algegiften godt. Noen døde individer ble funnet, men en betydelig del av bestanden overlevde. Inntrykket fra dykkeundersøkelsene er at arten har økt noe i antall siden 1988, spesielt var det forholdsvis mange på enkelte stasjoner i Flekkefjordområdet (Tabell 3).

### Blåskjell og fjærekorstroll

Blåskjell og fjærekorstroll, som er vår vanligste sjøstjerne, er behandlet samlet siden de har stor innvirkning på hverandre. Begge arter er meget viktige i det marine økosystem i kraft av sin tallrikhet. Blåskjellet er en herbivor (plante-eter). Plantene er mikroskopiske alger som blåskjellet filtrerer fra sjøvannet. På grunn av sin tallrikhet er blåskjell et meget viktig ledd i næringskjeden mellom plante- og dyreverden. Hovedutbredelsen for blåskjell er fra 0 - 10 meters djup.

Korstrollet er en av de artene som i stor grad lever av å spise blåskjell. Arten er imidlertid nesten altetende og spiser det den måtte komme over av levende og døde dyr. Etter yngelstadiet er korstroll derimot selv lite utsatt for predasjon.

Et karakteristisk trekk både ved blåskjell og korstroll er at de har veldig stor yngelproduksjon. Et blåskjell kan gyte 5 - 10 millioner egg i sesongen. Korstroll gyter flere ganger i løpet av gyttesesongen, og gjerne flere millioner egg hver gang. Både blåskjell og korstroll har pelagiske egg og larver. I våre farvann dukker blåskjellarvene opp i slutten av mai, og er ofte til stede i betydelige mengder fram til september/oktober. Korstroll gyter hovedsaklig i

sommermånedene.

Under algeoppblomstringen ble det påvist mye blåskjell i de ytre kyststrøk. Blåskjellene ble ikke nevneverdig påvirket av algegiften, og hadde i tillegg meget vellykket gyting like etter at algene hadde blomstret av. Ved undersøkelser i november 1988 og i juli 1989 ble det således påvist store områder i de ytre kyststrøk der blåskjell dekket store deler av bunnen fra overflata og ned mot 10 meters djup (se Tabell 3 og A1). Tilsvarende god rekruttering av blåskjell ble påvist i de ytre områder ved Flekkefjord, for eksempel ved ytre Rasvåg (Fig. A2, stasjon D6). To stasjoner i Arendal-skjærgården ble undersøkt spesielt med hensyn til blåskjellutbredelse (Fig. A8, stasjon D32 og D33). Også på disse stasjonene dekket blåskjell store deler av bunnen ned til 8 - 10 meters djup. Den sammenslåtte størrelsesfordelingen for de to stasjonene (Fig. 27a) antyder at populasjonen var sammensatt av fire størrelsesgrupper med middellengder på ca. 10, 18, 28 og 38 mm (totalt 391 målte individer). Blåskjellene kan under gunstige forhold vokse 30 - 40 mm den første sommeren, men tilveksten kan også være betydelig lavere. I Østersjøen er for eksempel tilveksten hos blåskjell kun 0,5 - 3 mm pr. år (Rosenberg 1982). Det er derfor vanskelig å fastslå med sikkerhet hvilken årsklasse de ulike størrelsesgruppene tilhører. Men sett på bakgrunn av at det var mye blåskjell fra før, og at det ble påvist betydelig nyrekruttering i 1988 (Pedersen et al. 1989, samt egne observasjoner), er det mulig at individene som tilhører de to største størrelsesgruppene er eldre individer, mens de to minste stammer fra gyting i 1988. At det forekommer to størrelsesgrupper i 1988 kan ha sammenheng med vellykket nedslag av

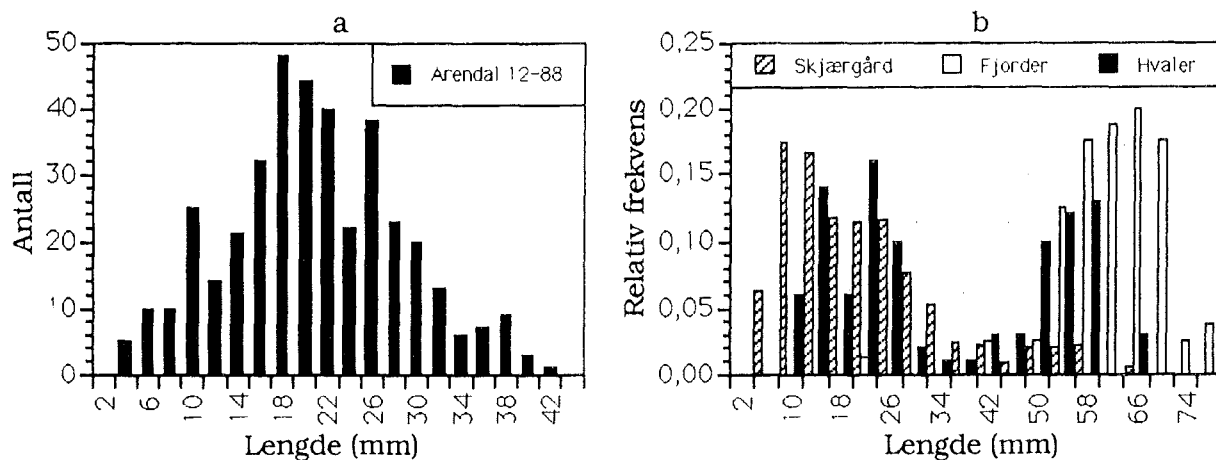


Fig. 27. Størrelsesfordelinger av blåskjell samlet inn på ulike stasjoner og tidspunkt. a) Stasjoner i skjærgården ved Arendal (D32 og D33), desember 1988. b) Målinger i juli 1989 på forskjellige stasjoner i skjærgården og i fjorder langs Sørlandskysten og ved Hvaler (D75).

larver i to separate perioder. Selv om de to minste størrelsesgruppene er forholdsvis mange, er de to største gruppene fullstendig dominerende med hensyn til biomasse.

Av størrelsesmålinger fra ulike stasjoner i juli 1989 (Fig. 27b), framgår det at størrelsen på blåskjell i de ytre strøk var forholdsvis lik målingene fra Arendalområdet. Blåskjellene inne i fjordene bestod utelukkende av eldre individer. I fjordområdene var forekomsten av blåskjell meget beskjeden med kun noen spredte flekker. På stasjon D75 (Lyngholmen) ytterst i Hvalerskjærgården, forekom det både store og små blåskjell. De store blåskjellene utgjorde imidlertid det alt vesentlige av biomassen. Tettheten av yngre individer var derfor mye lavere på denne stasjonen enn det som ellers var tilfelle i de ytre strøk.

I motsetning til blåskjellene var korstrollene svært utsatt for algegiften.

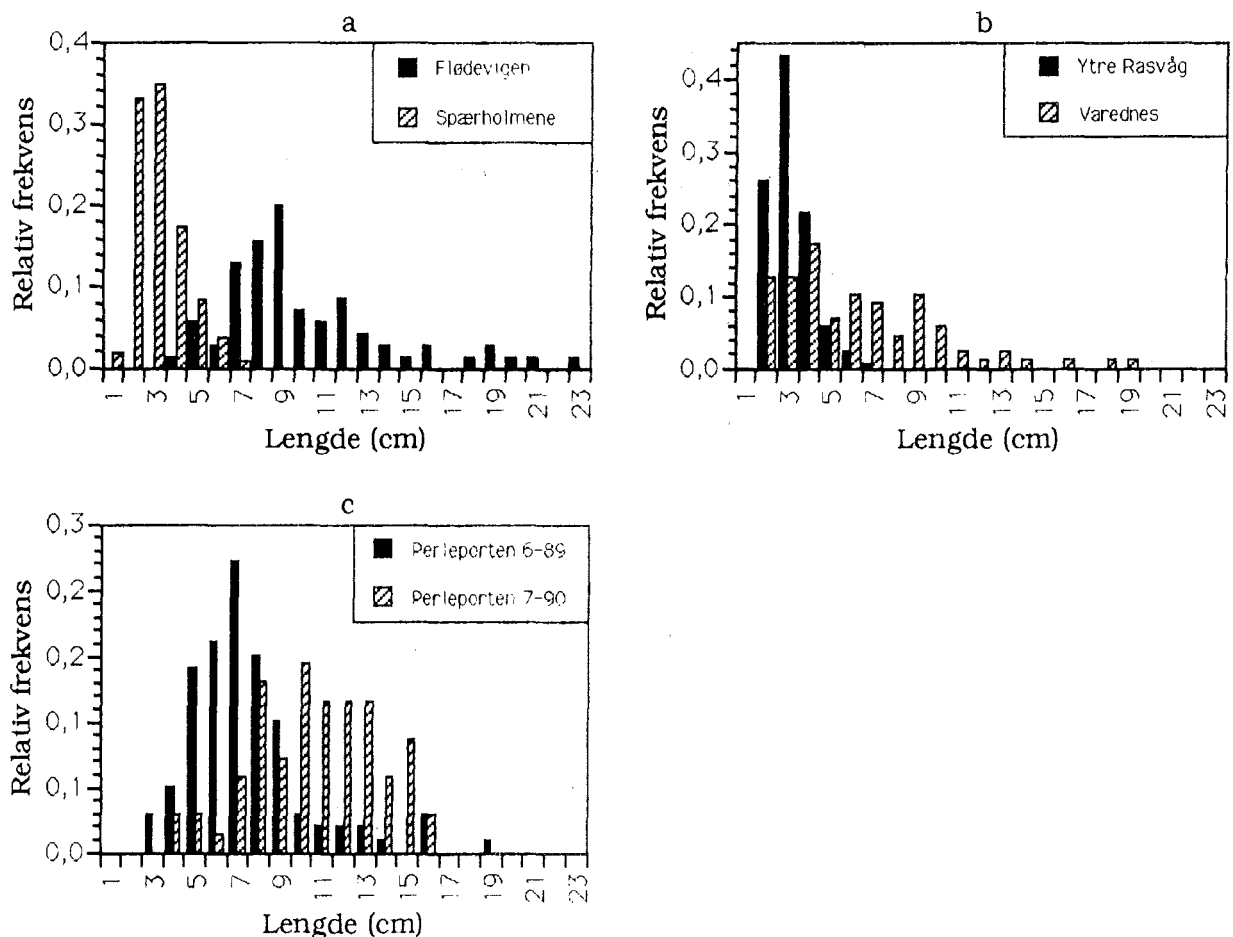


Fig. 28. Størrelsesfordelinger av fjærekorstroll samlet inn på ulike stasjoner og tidspunkt. a) Stasjoner ved Arendal(D32 og D34), desember 1988. b) Stasjoner ved Flekkefjord (D3 og D6), desember 1988. c) Målinger i juni 1989 og juli 1990, Perleporten (D58) i Risørskjærgården.

På mange lokaliteter var det total dødelighet blant korstroll i de djup som ble angrepet av algene. Korstroll lever imidlertid også på større djup, og de kan bevege seg forholdsvis fort. Arten kom derfor raskt tilbake til de skadde områdene (Tabell 2), trolig lokket opp av døde og råtnende organismer. I likhet med blåskjell gyttte korstroll like etter at algeoppblomstringen var over, noe som førte til en veldig nyrekruttering på blåskjellfeltene i de ytre kyststrøk. På et tidlig stadium ble det også observert mye korstroll yngel utenfor blåskjellene, men kun noen få av disse vokste opp. Ved registrering av korstroll ble det derfor skilt mellom eldre individer og yngel (korstroll som fanges med strandnot er hovedsaklig yngel, slik at disse resultatene gir liten informasjon om mengden av eldre individer). Forskjellen i rekruttering mellom blåskjellfeltene og andre steder avspeiles i størrelsesfordelingene i Fig. 28a, som omfatter korstroll som ble samlet inn på to stasjoner i Arendalområdet i desember 1988. I Flødevigen (Fig. A8, stasjon D34) var de fleste individene større enn 7 cm, mens sjøstjernene på blåskjellfeltet ved Spærholmene (Fig. A8, stasjon D32) var mindre enn 7 cm. Korstrollene i Flødevigen bestod etter alt å dømme av eldre individer som trolig hadde vandret inn fra større djup, mens korstrollene ved Spærholmene nesten utelukkende var nyrekruttede individer. Fordelingen i Flødevigen er basert på 70 individer som ble samlet inn på et nesten 500 meter langt transekt. På blåskjellfeltet ved Spærholmene var det ca. 220 individer pr. m<sup>2</sup> (på grunn av ujevn fordeling må individtettheten av korstroll bare oppfattes som en indikasjon). Også ved Spærholmene var det eldre individer til stede, men som i Flødevigen var det meget begrensede forekomster. Tilsvarende forskjeller i rekruttering på og utenfor blåskjellfelter ble påvist i Flekkefjordområdet (Fig. 28b) og på de fleste andre steder som ble undersøkt.

På blåskjellfeltene inne i fjordene var det derimot nesten ingen nyrekruttering av korstroll. At nyrekrutteringen av korstroll var knyttet til den gode nyrekruttering av blåskjell, understøttes av observasjoner ved Lyngholmen i Hvalerområdet (Fig. A16, stasjon D75). Som nevnt var det en viss nyrekruttering av blåskjell på denne stasjonen i 1988 (Fig. 27b), men langt mer beskjeden enn det som var vanlig i de ytre kyststrøk lenger vest. Ved Lyngholmen ble det da heller ikke påvist nevneverdig nyrekruttering av korstroll (Tabell A1).

Utviklingen i bestandene av blåskjell og korstroll har vært temmelig ensartet de fleste steder, og kan derfor illustreres ved stasjon D58, Perleporten, ytterst i Risørskjærgården. I juni 1989 var store deler av bunnen dekket av et inntil 10 cm tykt lag med blåskjell (Tabell 3). Det fantes imidlertid



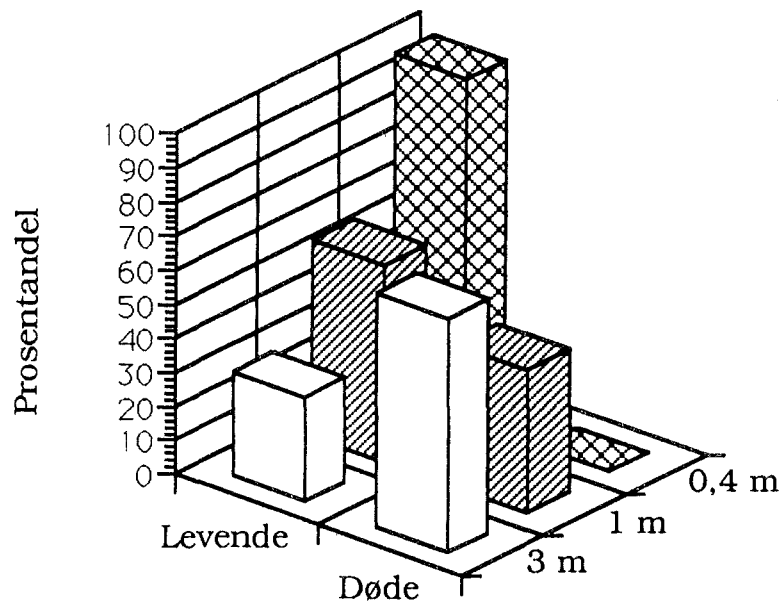


Fig. 29. Prosentandel av levende og døde blåskjell i 0,4, 1 og 3 meters djup ved Perleporten (D58) i Risørskjærgården, juni 1989.

store mengder korstroll som beitet på blåskjellene. På et "gjennomsnittsområde" var det ca. 380 sjøstjerner med en total våtvekt på 3.9 kg pr. m<sup>2</sup>. Som en kuriositet kan det nevnes at på et utvalgt sted ble det én m<sup>2</sup> telt 632 individer som hadde ei samlet vekt på 7,2 kg. Nedbeitingen av blåskjell hadde allerede kommet langt i juni 1989. På tre meters djup var over 2/3 av skjellene spist opp (Fig. 29), på én meter var 1/3 spist opp, mens alle var i live på 0,4 meter. Korstrollene var imidlertid i ferd med å beite seg oppover, for på 0,5 meters djup var det meget tette konsentrasjoner av korstroll. Ved undersøkelser ett år senere, i juli 1990, observerte vi ikke et eneste blåskjell, mens det fremdeles var store mengder korstroll (individtettheten var vanskelig å estimere fordi korstrollene hadde klumpet seg sammen i sprekker og andre fordjupninger i bunnen). Veksten av korstrollene fra juni 1989 til juli 1990 er illustrert i Fig. 28c. I oktober 1990 var det fremdeles svært mye korstroll, men derimot ingen tegn til nyrekruttering av blåskjell. Årsaken til dette kan være at korstrollene har spist opp alt som måtte ha slått seg ned på bunnen. Vi observerte flere tilfeller av at korstroll spiste på glassmaneter, som består av ca. 98% vann.

Utviklingen på blåskjellfeltene har i hovedtrekkene vært den samme på alle lokaliteter vi har undersøkt. Blant annet har vi foretatt inspeksjoner over store områder i Arendalskjærgården, Nødingen ved Lillesand (stasjon D21, Tabell A1) og i Flekkefjordområdet. Nedbeitingen har gjennomgående vært meget omfattende, og på mange steder var det i 1990 kun ei smal stripe

med blåskjell igjen i strandkanten. Dersom det skulle bli en kald vinter i 1991, vil isskuring kunne føre til en ytterligere reduksjon i mengden av blåskjell. På de nedbeitete blåskjellfeltene var det fremdeles mye fjærekorstroll i slutten av 1990. Det er usikkert hvor lenge fjærekorstrollene kan holde seg i live med så begrenset tilgang på mat.

## **DISKUSJON**

Diskusjonskapittelet er delt i fem. I første del vurderes omfanget av skadene etter algeoppblomstringen. I andre del ser vi nærmere på ettervirkninger og hvilke biologiske mekanismer som ligger til grunn for utviklingen. Deretter blir mulige langtidseffekter diskutert. Til slutt ser vi nærmere på hvilke kunnskaper om kystøkosystemet som vi har høstet av algeoppblomstringen, spesielt med henblikk på reproduksjonsmekanismer, og hvilke spørsmål som kan belyses i det videre arbeidet.

### **Skadeomfang**

I forbindelse med oppblomstringen av algen *Chrysochromulina polylepis* i mai 1988 ble det publisert flere rapporter som dokumenterte massedøden blant fisk og bunndyr langs kysten fra Gøteborg til Boknafjorden i Rogaland (Berge et al. 1988, Edvardsen et al. 1988, Gjørseter og Johannessen 1988, Hop et al. 1988). I de ulike rapportene forekommer det imidlertid en del sprik i vurderingene av skadeomfanget hos enkeltarter. Dette har trolig sammenheng med at det ikke var mulig å gi en fullt dekkende kvantitativ beskrivelse av skadene, slik at skadeomfanget i stor grad ble subjektivt vurdert. Et annet forhold som trolig har bidratt til spriket, er at flere av undersøkelsene først kom i gang etter at algene hadde blomstret av. Våre erfaringer var at en rekke arter relativt fort gikk i forråtnelse, mens andre lettbevegelige arter var tilbake i de skadde områdene kort tid etter avblomstringen. Vi vil spesielt framheve fire arter som vi observerte omfattende dødelighet blant, men som i andre arbeider er blitt vurdert som forholdsvis lite utsatt for algene. Dette gjelder kvitprikket slangestjerne, vanlig kråkebolle, kråkebollen *Psammechinus miliaris* og fjæremark.

I hovedtrekkene er det imidlertid god overensstemmelse mellom de ulike rapportene, spesielt når det gjelder bunndyr. Vi skal ikke gjenta resultatene her, men henviser til beskrivelsene av enkeltarter i resultatkapittelet og rapporter av Pedersen et al. (1989, 1990). Kort oppsummert kan en si at det var

store skader ned til 10 - 15 m langs størsteparten av Skagerrakkysten, mens skadene gikk ned til 30 m i Flekkefjordområdet.

Under algeoppblomstringen ble det funnet mye død fisk, og på grunnlag av det historiske strandnotmaterialet, kan vi slå fast at en rekke typiske strandsonefisk ble betydelig redusert, mens en del arter klarte seg godt, trolig ved å svømme ned på djupere vann. Størst dødelighet var det etter alt å dømme blant larver og yngel av typiske vårgytere som torsk, hvitting, lyr og muligens sei. På det tidspunkt av året da algene var tilstede har disse artene normalt pelagiske (frittsvevende) larver. Larvene har begrenset bevegelsesevne og har derved trolig hatt små muligheter til å unngå algegiften. Større pelagiske organismer ble sannsynligvis også rammet av algene, deriblant maneter som er viktige predatorer i det pelagiske økosystem. Det synes derfor å være klart at algene forårsaket omfattende skader både blant benthiske (bunnlevende) og pelagiske organismer.

Våre undersøkelser av skadevirkningene etter algeinvasjonen omfatter bare de kystnære områder. Algene ble imidlertid påvist i hele Skagerrak (Lindahl og Dahl 1990). Siden skadene var store i det pelagiske samfunnet i kystnære farvann, er det sannsynlig at algene også gjorde skader i de frie havområdene. Hvor omfattende disse skadene var, er det kun mulig å få svar på i den framtidige fiskeristatistikken.

Sett på bakgrunn av omfanget av skadene og det store området som ble rammet, overgår *Chrysochromulina*-oppblomstringen de fleste kjente økologiske "katastrofer" i det marine miljø. Mange oljeutslipp fra grunnstøtte skip har muligens skapt større skader lokalt, men er allikevel helt ubetydelige i forhold til de skader *Chrysochromulina* forårsaket. Også de fleste kjente giftige algeoppblomstringer har hatt langt mer begrenset utbredelse. I våre områder er det trolig bare overfisket av en del fiskebestander som har hatt like stor eller større økologisk betydning. I andre deler av verden har det imidlertid forekommet hendelser som har ført til massedød i minst like store områder og like stort omfang som *Chrysochromulina*-oppblomstringen. Noen av de mest omfattende skadene som er dokumentert ble forårsaket av El Nino på Sør-Amerikas vestkyst i 1982-83 (Arntz 1986). El Nino er et stadig tilbakevendende naturfenomen som skyldes at varmt vann fra ekvatorområdet strømmer sørover langs kysten av Peru og Chile, og kan enkelte ganger føre til massedød blant organismer som er tilpasset lavere sjøtemperatur.

Et spørsmål som naturlig dukker opp, er om det tidligere har forekommet algeoppblomstringer i våre farvann som har medført like store skader. Etter som vi ikke har direkte observasjoner som kan bekrefte eller avkrefte

dette, har vil kun det historiske strandnotmaterialet å holde oss til. Strandnotundersøkelsene er, som tidligere nevnt, blitt utført årlig helt siden 1919. På grunn av endringer i artssammensetningen bakover i tida, valgte vi å benytte data fra 30-årsperioden før algeoppblomstringen som referanse. I den perioden er det ingen tegn til at lignende hendelser har inntruffet, og foreløpige analyser av materialet bakover i tid gir heller ingen holdepunkter for at det har skjedd i perioden mellom 1919 og 1958.

### **Ettervirkninger**

Mange arter av fisk og bunndyr kom fort tilbake etter algeoppblomstringen, i hvert fall om vi ser bort fra Flekkefjordområdet. På grunnlag av det historiske strandnotmaterialet kan det allikevel slås fast at det i 1990 fremdeles var markerte ettervirkninger. Sett på bakgrunn av at strandnotundersøkelsene nesten utelukkende foregår inne i fjorder og i indre del av skjærgården der skadene gjennomgående var mindre, er det sannsynlig at ettervirkningene heller er under- enn overestimert. Vi mangler referansedata for å fastslå størrelsen av ettervirkningene på bunnfauna. Det er imidlertid mulig å antyde omfanget ved å se nærmere på hvilke biologiske mekanismer som ligger til grunn for ettervirkningene blant de organismer der vi har referansedata.

Hovedårsaken til de observerte ettervirkningene er å finne i de ulike artenes reproduksjonsbiologi. På den ene sida har vi arter som får ett eller noen få avkom som foreldrene passer på til avkommet kan ta vare på seg selv. På den andre sida har vi for eksempel enkelte arter av sjøstjerner som i løpet av en sesong kan gyte inntil 500 millioner egg som slippes fritt ut i vannmassene. Den sistnevnte reproduksjonsstrategi er generelt forbundet med stor dødelighet på egg- og larvestadiet, og betydelige variasjoner i rekrutteringen fra sesong til sesong, mens den motsatte strategien normalt fører til mer stabile bestander. De fleste marine arter har en strategi som ligger mellom disse ytterpunktene.

Det er i stor grad konkurranse om plass og mat som kontrollerer mengden av de ulike artene. I områder med stabilt fysisk miljø og stor artsrikhet er det en fin balanse mellom artene, slik som i de tropiske korallrevene. I våre farvann fører derimot store variasjoner i temperatur og saltholdighet til betydelige svingninger i artssammensetningen. Men også innenfor økosystem med naturlig store svingninger er det en balanse mellom artene. Ved store skader i et økosystem kan konkurransen mellom artene bli forskjøvet,

noe som gjerne fører til at de organismer som formerer seg først og som har høyt reproduksjonspotensial, vil bli særlig tallrike. Ved at de øker til unormalt store mengder vil disse såkalte pionerene enten gjøre ende på sitt eget "matfat", eller gi grunnlag for oppvekst av andre organismer som beiter på de aktuelle artene. Dette vil vanligvis føre til en betydelig nedgang i mengden av pionerer, og en tilsvarende økning i mengden av arter som beiter på disse. Det kan derved oppstå unormalt store svingninger som etter hvert vil avta i intensitet og til slutt falle innenfor de normale variasjonene. Hvor lang tid det tar før normal balanse er opprettet, er avhengig av skadeomfang og biologien til organismene i økosystemet, og hvor store naturlige svingninger økosystemet er tilpasset.

Utviklingen etter algeoppblomstringen blant fisk og evertebrater som fanges i strandnot, er helt i tråd med det man skulle forvente etter så store skader i et økosystem. De artene som gyttte kort tid etter at algene hadde blomstret av og som har høyt reproduksjonspotensial, fikk en kraftig økning, for eksempel svartkutling, bergnebb og strandkrabbe. Andre arter som gyttte like etter algeoppblomstringen hadde derimot ikke tilsvarende økning, slik som nålefiskene. Disse artene har yngelpleie og lav yngelproduksjon, slik at rekrutteringen i stor grad er avhengig av en størrelsen på foreldrebestanden. Til sammenligning hadde en art som bergnebb med sine tallrike, pelagiske egg, svært god rekruttering i kjølvannet av algeoppblomstringen, til tross for at foreldrebestanden ble sterkt redusert.

Blant bunndyr som ble undersøkt ved dykking, fant vi samme type utvikling som blant fisk og evertebrater som fanges i strandnot. Spesielt var det stor økning i mengden av blåskjell og fjærekorstroll. Begge disse artene gyttte like etter algeoppblomstringen og begge har en veldig stor yngelproduksjon. Korstrollene spiste etter hvert opp det aller meste av blåskjellene og gjorde derved ende på sitt eget "matfat". Dette illustrerer et typisk trekk i utviklingen etter omfattende skader i et økosystem, spesielt i en tidlig fase. Et annet tegn på at reetableringen av en normal balanse stadig pågår i 1990, er at mange av de arter av fisk og evertebrater som umiddelbart fikk en kraftig oppblomstring etter algeinvasjonen, fremdeles forekommer i uvanlig store mengder. Et interessant trekk ved utviklingen er at en del arter har hatt en gradvis økning opp mot uvanlig store mengder. Dette gjelder blant annet grønngylt, tangkutling, strandreke, og kråkebollen *Psammechinus miliaris*. Årsaken til den gradvise økningen er trolig at disse artene ikke har like stort reproduksjonspotensial som de artene som økte i antall umiddelbart etter at algeoppblomstringen var over. En rekke bunndyr er fremdeles redusert,

deriblant purpursnegl, fjæremark, kongesnegl og vanlig kråkebolle. De tre førstnevnte artene har ikke pelagiske larver, noe som generelt er forbundet med lav yngelproduksjon og langsom spredning av arten. Den forholdsvis svake rekrutteringen hos vanlig kråkebolle kan ha sammenheng med at arten har lavt reproduksjonspotensial som kompenseres med lang levetid. Tilsvarende rekrutteringsstrategi kjenner vi fra Drøbak-kråkebolle, som også har lang rekoloniseringstid (Rosenberg 1982).

I Flekkefjordområdet, der algene forårsaket skader helt ned til ca. 30 meters djup, har utviklingen blant bunndyr vært annerledes enn der skadene var begrenset ned til 12-15 meter. Ved undersøkelser i slutten av 1988 var det meget sparsomt med bunndyr. Etter den tid har flere arter blitt ytterligere redusert. Mest markert har reduksjonen vært blant eremittkreps og kvitprikket slangestjerne, som fra å ha vært forholdsvis tallrike i slutten av 1988, ikke ble påvist i det hele tatt ved undersøkelser i oktober 1990. Det var også klare tegn på reduksjon i mengden av strandkrabbe og strandreke fra 1989 til 1990. Årsaken til dette kan være at den begrensede mengde organismer som overlevde algeoppblomstringen, ble utsatt for betydelig økt predasjon. Flekkefjordområdet var i 1990 for øvrig preget av lav diversitet.

Også blant fisk har utviklingen i Flekkefjordområdet vært forskjellig fra andre steder. Mens svartkutling og til dels sandkutling har vært meget tallrike i strandnotfangstene langs Skagerrakkysten for øvrig, var det i Flekkefjordområdet meget beskjedent med både sand- og svartkutling i 1989, noe som tyder på at rekrutteringen var meget svak i 1988. Siden 1989 har mengden av både sand- og svartkutling avtatt, slik at det i oktober 1990 ikke forekom svartkutling i strandnotfangstene, mens det kun ble fanget én sandkutling. Også fangsten av tangkutling var meget lav i 1990. Alle de tre kultlingartene er viktige mat for en rekke arter av fisk, slik at også disse artene kan ha blitt utsatt for økt predasjon.

### **Langtidsvirkninger**

Trolig representerer fjærekorstrollets nedbeiting av blåskjell den største endring i biomassen som har funnet sted etter algeoppblomstringen. Blåskjell er en meget viktig matressurs i kystøkosystemet. Et stort antall arter lever direkte av blåskjell, deriblant en rekke arter av fisk, krabber, snegl og pigghuder. Mange av disse artene spises av andre organismer høyere opp i næringskjeden, og da spesielt av fisk. Det er derfor mulig at det kan oppstå betydelige forskyvninger i artssammensetning både blant fisk og bunndyr

som følge av nedbeitingen av blåskjell. Hvor store og hvor langvarige disse svingningene vil bli, er avhengig av flere faktorer. Et viktig moment er hvilke organismer som vil overta den ledige plassen etter blåskjellene. En mulighet er at tang og tare slår seg ned på de ledige områder, noe som i så fall vil gi grunnlag for en helt annen artssammensetning i bunnfauna. På mange stasjoner er det imidlertid svært mye standsnegl som kan hindre oppvekst av makroalger (Fretter and Graham 1962), slik at det er mulig at blåskjell på nytt kan komme til å øke i antall. I så fall er det grunn til å forvente mindre endringer i artssammensetningen, i hvert fall i første omgang. Det må også understrekes at både blåskjell og korstroll viser store naturlige svingninger, slik at det uvanlige ved situasjonen er at nedbeitingen av blåskjellene trolig har skjedd unormalt fort og over så store områder samtidig.

Av strandnotundersøkelsene framgår det at de fleste arter av fisk og evertebrater som økte i antall umiddelbart eller gradvis etter algeoppblomstringen, fremdeles forekommer i uvanlig store antall. En medvirkende årsak til dette kan være at de har hatt en økning i næringstilbudet, for eksempel direkte eller indirekte som følge av økningen i mengden av blåskjell. I så fall er det grunn til å regne med en snarlig reduksjon blant mange av disse organismene.

Et typisk trekk ved de tallrike artene, er at de er forholdsvis små og har kort levetid, slik som kutlinger, bergnebb, grønngylt, strandkrabbe og standreker. En viktig årsak til de uvanlig store forekomstene av disse artene kan derfor være at det er få større predatorer til stede i økosystemet. Interessant i denne sammenheng er at den markerte nedgangen i rekrutteringen av lyr og i noen grad av torsk i 30-årsperioden før algeoppblomstringen, har vært ledsaget av en tilsvarende økning i mengden av en rekke av de artene som for tida er meget tallrike. Forekomstene av lyr har vært meget beskjedne de siste 10-15 åra. Trolig har derfor torsk og periodevis sei vært noen av de viktigste større predatorene i det kystnære økosystemet langs Sørlandskysten. Bortsett fra i 1985 og 1989, har rekrutteringen av torsk de siste åra vært forholdsvis dårlig.

Analyse av rekrutteringen av torsk på Sørlandskysten har vist at 70% av variasjonen i årsklassestyrken målt på 0-gruppe stadiet, kan føres tilbake til fysiske forhold i forbindelse med gyting og de første larvestadier hos torsken (Johannessen og Tveite 1989). Tilgang på mat til larvene antas å være viktig. 1988-årsklassen av torsk ble nesten helt utslått av algene, 1989-årsklassen var noe over middels, mens 1990-årsklassen igjen var meget svak. Det er grunn til å anta at fysiske forhold under torskens første leve-

måneder var av stor betydning for rekrutteringen også i 1989 og 1990. Det er imidlertid mulig at de uvanlig store forekomstene av andre organismer, spesielt kutlinger, kan ha bidratt til å redusere mengden av torsk, både som følge av predasjon på egg, larver og yngel av torsk, og konkurranse om maten. Et interessant resultat i denne sammenheng er at rekrutteringen av både torsk og lyr var svært god i Flekkefjordområdet i 1989, noe som falt sammen med meget beskjedne mengder av kutlinger. Parallelt med den gode rekrutteringen av torsk og lyr i 1989, og sei i 1990, har det funnet sted en betydelig reduksjon i mengden av småfisk og evertebrater, mange av de samme artene som er uvanlig tallrike lenger øst.

De tre siste vintrene har vært uvanlig milde. I januar - mars 1989 var for eksempel gjennomsnittstemperaturen på én meters djup i Flødevigen nesten 4°C høyere enn normalt (Anon. 1990). For enkelte arter kan dette ha vært en medvirkende årsak til økningen eller nedgangen i bestandene. Imidlertid synes de største avvikene å kunne knyttes direkte til algeoppblomstringen. Et forhold som også taler i mot at den høye vintertemperaturen har vært av stor betydning, er at vårgytere som torsk og hvitting hadde forholdsvis god rekruttering i 1989, og at det var usedvanlig gode forhold for torsk, lyr og sei i indre Oslofjord i 1990.

Ettervirkningene på fisk og bunnfauna har fram til slutten av 1990 vært mindre enn man kunne frykte etter så omfattende skader. Dette har etter alt å dømme sammenheng med at skadene stort sett var begrenset ned til 12 - 15 meters djup. Tidligere erfaringer har vist at reetableringen av bunnfauna ned til 15 meters djup foregår raskere enn på større djup (Rosenberg 1982). I Flekkefjordområdet gjorde algene skader også djupere enn 15 meter. Det er derfor grunn til å regne med større og mer langvarige ettervirkninger i Flekkefjordområdet enn andre steder.

Kort oppsummert er det grunn til å forvente fortsatte ettervirkninger etter algeoppblomstringen i 1988 både blant fisk og bunnfauna langs kysten av Skagerrak. Hvor langvarige og omfattende ettervirkningene vil bli avhenger av en rekke vanskelig forutsigbare faktorer. Enkelte arter vil etter alt å dømme forbli betydelig redusert i en god del år framover, deriblant rødnebb/blåstål, purpursnegl og fjæremark. I den framtidige fiskeristatistikk for Skagerrak bør man være spesielt oppmerksomme på om enkelte vårgytere har hatt dårlig rekruttering i 1988, og om sommergytere har hatt tilsvarende god rekruttering. Til slutt er det grunn til å presisere at selv om det er rimelig at de påviste endringene i artssammensetning skyldes algeoppblomstringen i 1988, kan andre faktorer som for eksempel høy temperatur og isfrie vintre



også ha virket inn.

### **Rekrutteringsmekanismer**

Ettervirkningene etter algeoppblomstringen i 1988 er helt i tråd med hva man skulle forvente etter så omfattende skader i et økosystem. Fra et faglig synspunkt er ikke interessen i så stor grad knyttet til selve omfanget av skadene, men derimot til de kunnskaper om kystøkosystemet som studier av ettervirkningene kan gi.

Et fundamentalt spørsmål for forståelsen av marine økosystemer er hvordan rekruttering hos de ulike organismene finner sted. Normalt kan dette bare studeres i småskala forsøk i laboratorium eller felt. Men ved store skader i et økosystem kan dette studeres i full skala i naturen. I vårt oppfølgingsarbeid har vi derfor lagt vekt på å studere utviklingen hos en del enkeltarter med sikte på å kartlegge artenes reproduksjonsstrategi og potensial (se omtalen av enkeltartene for mer detaljert informasjon).

Algeoppblomstringen har også gitt oss muligheter til å studere mer grunnleggende rekrutteringsmekanismer. Et dominerende trekk ved det marine økosystemet langs hele Norges kyst er en forholdsvis stabil strøm nær land. Det har vært mye diskutert hvilken betydning dette har for rekrutteringen av organismer som har pelagiske larver. Er for eksempel rekrutteringen dominert av lokale foreldre, eller bidrar kyststrømmen til å frakte larvene av sted slik at de kan rekruttere til bestander utenfor foreldrenes oppvekstområde. Genetiske studier av fisk og evertebrater har vist at arter med pelagiske larver generelt har langt større utveksling av genetisk materiale mellom populasjoner enn arter med bentiske larver (Crisp 1978). Dette har sammenheng med at larvene kan bli transportert med havstrømmene over store avstander.

Kyststrømmen langs Sørlandskysten er relativt stabil i vestlig retning. Eventuell drift av larver kunne dermed ha medvirket til rekruttering blant de utarmede bestandene i Flekkefjordområdet. Det er imidlertid ingen tegn til at så har vært tilfelle. Tvert imot har det etter algeoppblomstringen kun vært påvist god rekruttering blant organismer som har lokale foreldrebestander, slik som torsk, lyr, bergnebb, fjærekorstroll, blåskjell og sneglen *Gibbula cineraria* (eldre lyr og torsk ble påvist i et begrenset forsøksfiske med trollgarn). Hos arter med sterkt reduserte eller helt uten lokale foreldrebestander, er det derimot ikke påvist nevneverdig rekruttering, til tross for at mange av artene har hatt svært god rekruttering lenger øst. Dette gjelder for

eksempel svartkutling, sandkutling, nettsnegl, kråkebollen *Psammechinus miliaris*, eremittkreps og kvitprikket slangestjerne. Alle de nevnte artene har pelagiske larver. Nettsneglen har for eksempel et meget langt pelagisk larvestadium som strekker seg over ca. 2 måneder. Det er ikke påvist nettsnegl ved Flekkefjord, mens det derimot er påvist nettsnegl i Farsundområdet som ligger like øst.

Det kan derfor se ut til at hos mange arter av fisk og evertebrater som lever i vårt kystnære økosystem, domineres rekrutteringen av lokale foreldre, selv om de har pelagiske larver. De kan derfor ha utviklet en reproduksjonsstrategi som tar sikte på å bevare larvene lokalt. Ut fra evolusjonsmessige betraktninger synes det også rimelig at det finnes et seleksjonspress mot utvikling av en slik strategi. For eksempel ville en annen strategi ha ført til en stadig drift av larver medstrøms og rekruttering utenfor foreldrenes oppvekstområder. Arter som kan bevege seg over større strekninger, kunne ha kompensert dette ved at de gjennom livssyklusen hadde svømt motstrøms, slik som en rekke av våre viktigste fiskebestander som lever i åpne havområder. Imidlertid viser merkeforsøk, blant annet med torsk, at vandringen hos kystbestander er beskjedne og i tillegg synes å være tilfeldig (Moksness 1990, Danielsen og Gjørseter under arbeid). Det er også påvist at fysiske forhold som kan skape avdrift av egg og larver fra kysten og ut i kyststrømmen, synes å ha en markert negativ innvirkning på rekrutteringen av torsk (Johannessen og Tveite 1989).

### **Videre undersøkelser**

De aller fleste arbeider som omhandler økologisk suksesjon (utvikling) i det marine miljø, har dreid seg om utviklingen i hardbunn- eller bløtbunn-samfunn. Nesten uten unntak er fisk og pelagiske organismer holdt utenfor undersøkelsene. Det kan være flere årsaker til det. For det første er mange av undersøkelsene blitt utført etter meget lokale skader i økosystemet som i liten grad har influert fisk og andre mer lettbevegelige organismer. Dernest har man i stor grad manglet tilfredsstillende prøvetagingsmetoder, samt referansedata som beskriver normaltstanden.

Sett på bakgrunn av det omfattende strandnotmaterialet vi har fra Sørlandskysten, har vi en enestående mulighet til å beskrive suksesjon i det marine økosystemet som omfatter både bunnlevende organismer og fisk. Dette kan gi oss muligheter til å belyse grunnleggende spørsmål i tilknytning til det marine økosystem, blant annet hvilke predatorer som er viktigst, hvor

fort større predatorer kan gjenvinne plassen i økosystemet etter å ha blitt sterkt redusert, hvilken betydning bunnsamfunnet har for artssammensetningen av fisk og omvendt hvilken innflytelse fisk har på bunnsamfunnet. Disse spørsmålene er grunnleggende for flerbstandsmodellering i den framtidige forvaltning av havets ressurser, og for utviklingen av fjord- og havbeite som ei ny næringsgrein.

## LITTERATUR

I det følgende er det gitt en oversikt over litteratur som beskriver biologien til en del av de omtalte arter av fisk og bunndyr:

Fisk: Pethon (1985), Rollefson et al. (1960), Wheeler (1969).

Generell biologi - evertebrater: Barnes (1963), Bushsbaum and Milne (1960).

Larvebiologi - evertebrater: Thorson and Barker Jørgensen (1946).

Sjøpunger: Lützen (1967).

Pigghuder: Mortensen (1924).

Krepsdyr: Christiansen (1969), Stephensen (1910).

Snegl: Fretter and Graham (1962).

Muslinger: Christensen et al. (1978).

## Referanser

- Aksnes, D. L., Aure, J., Furnes, G. K., Skjoldal, H. R. and Sætre, R. 1989. Analysis of the *Chrysochromulina polylepis* Bloom in the Skagerrak, May 1988. Bergen Scientific Center 89/1: 1-38 + appendiks
- Anon. 1990. Miljø rapport 1990. Fisken og Havet, 2: 1-43
- Arntz, W. E. 1966. The two faces of El Niño 1982-83. Meeresforsch., 31 (1): 1-46
- Barnes, R. D. 1963. Invertebrate Zoology. W. B. Saunder: 632 p.
- Berge, J. A., Green, N., Rygg, B. og Skulberg, O. 1988. Invasjon av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis* langs Sør-Norge i mai - juni 1988. Akutte virkninger på organismesamfunn langs kysten. NIVA-rapport, 328A/88: 1-44
- Buchsbaum, R. and Milne, L. J. 1960. Living Invertebrates of the World. Hamish Hamilton: 303 p.
- Christensen, J., Larsen, S. and Nyström, B. O. 1978. Muslinger. J. W. Cappelen: 125
- Christiansen, M. E. 1969. Decapoda Brachyura. Universitetsforlaget: 143 p.
- Crisp, D. J. 1978. Genetic Consequences of Different Reproductive Strategies in Marine Invertebrates. In: Battaglia, B. and Beardmore, J. A. (eds.): Marine Organisms. Genetics, Ecology and Evolution. Plenum Press: 257-273
- Dahl, E. 1988. Masseoppblomstring av *Chrysochromulina polylepis* i Skagerrak i mai 1988. Vann, 3B: 512-523

- Edvardsen, B. et al. 1988. Rapport fra undersøkelse om effekter på bunnlevende organismer og strandlevende fisk på kyststrekningen Langesund - Tvedestrand etter oppblomstringen av *Chrysochromulina polylepis*. Rapport fra Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo: 1-44 + appendiks
- Edvardsen, B., Moy, F. and Paasche, E. 1990. Hemolytic Activity in Extracts of *Chrysochromulina polylepis* Grown at Different Levels of Selenite and Phosphate. In: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L. and Anderson, D. M. (eds.): Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier: 285-289
- Fretter, V. and Graham, A. 1962. British Prosobranch Molluscs. Ray Society: 755 p.
- Gjøsæter, J. og Johannessen, T. 1988. Algeoppblomstringen i Skagerrak i mai 1988, effekter på bunnfauna på Sørlandskysten. Flødevigen meldinger, 3 1988: 1-26 + appendiks
- Hop, H., Danielssen, D. S., Gjøsæter, J. og Paulsen, Ø. 1988. Dykkeobservasjoner ved Arendal og Risør under algeoppblomstringen i mai 1988. Flødevigen meldinger, 2 1988: 1-17
- Johannessen, T. 1989. Undersøker ved algeoppblomstringen i Ryfylkefjordene i august 1989, og gjennomgang av lignende oppblomstringer andre steder. Flødevigen meldinger, 8 1989: 1-26
- Johannessen, T. and Tveite, S. 1989. Influence of various physical environmental factors on 0-group cod recruitment as modelled by partial least-squares regression. In: Blaxter, J. H. S., Gamble, J. C. and Westernhagen, H. v. (eds.): The early life history of fish. P.-v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer., 191: 311-318
- Kvalheim, O.M. and Karstan, T. V. 1987. A general purpose program for multivariate data analysis. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 2: 235-238
- Lindahl, O. and Dahl, E. 1990. On the Development of the *Chrysochromulina polylepis* Bloom in the Skagerrak in May - June 1988. In: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L. and Anderson, D. M. (eds.): Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier: 189-194
- Lützen, J. G. 1967. Sækdyr. Danmarks fauna nr. 75. G. E. C. Gad: 267 s.
- Moksness, E. 1990. A tagging and release experiment of 2-group artificially reared coastal cod (*Gadus morhua*). Flødevigen rapportser., 1: 33-41
- Mortensen, T. 1924. Pighude (echinodermer). Danmarks fauna nr. 27. G. E. C. Gad: 274 s.
- Pedersen, A., Oug, E. og Green, N. 1990. Oppblomstringen av Planktonalgen *Chrysochromulina polysepsis*. Gjenvekst av organismesamfunn langs kysten. NIVA-rapport, 403A/90: 1-92
- Pedersen, A., Wikander, P. B., Oug, E. og Green, N. 1989. Invasjon av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Virkninger på organismesamfunn langs kysten. NIVA-rapport, 355/89: 1-182
- Pethon, P. 1985. Aschehougs store fiskebok. H. Aschehoug: 447 s.
- Rollefsen, G., Dannevig, G., Mosby, H., Sunnanå, K. og Tambs-Lyche, H. 1960. Havet og våre fisker 2. J. W. Eide: 111 s.
- Rosenberg, R. 1982. Havets liv och miljö. Liber: 193 s.
- Stephensen, K. 1910. Storkrebs 1. Skjoldkrebs. Danmarks fauna nr. 9. G. E. C. Gad: 193 s.
- Thorson, G. and Jørgensen, C. B. 1946. Reproduction and Larval Development of Danish Marine Bottom Invertebrates. Medd. Komm. Havundersøg., Kbh., 4 (1): 1-523
- Underdal, B., Skulberg, O. M., Dahl, E. and Aune, T. 1989. Disastorous Bloom of *Chrysochromulina polylepis* (Prymnesiophyceae) in Norwegian Coastal Water 1988 - Mortality in Marine Biota. AMBIO, 18 (5): 265-270
- Underwood, A. J. 1972. Spawning, Larval Development and Settlement Behaviour of *Gibbula cineraria* (Gastropoda: Prosobranchia) with a Reappraisal of Torsion in Gastropods. Mar. biol., 17 (4): 341-349

- Wheeler, A. 1969. The Fishes of the British Isles and North-West Europe. Macmillan: 613 p.
- Wold, S., Albano, C. Dunn, W., Ebensen, K., Hellberg, S., Johansson, E. and Sjöström, M. 1983. Pattern recognition: finding regularities in multivariate data. In: Martens, H. and Russwurm, H. (Eds.). Food Research and Data Analysis, Applied Science Publishers: 147-188
- Åsen, P. A. 1988. Registrering av marin fastsittende algevegetasjon og skadevirkninger forårsaket av *Chrysochromulina polylepis* på utvalgte lokaliteter i Vest-Agder. Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen. Rapport 9, 1988: 1-49

## APPENDIKS

### INNHold

ARTSLISTE.....	A1
TABELLER .....	A5
KART .....	A11

### ARTSLISTE

I det følgende er det gitt en oversikt over norske og vitenskaplige navn på de omtalte artene.

<b>Fisk</b>	<b>- Teleostei</b>
Laks	- <i>Salmon salar</i>
Sjøaure	- <i>Salmon trutta</i>
Sild	- <i>Clupea harengus</i>
Brisling	- <i>Sprattus sprattus</i>
Ål	- <i>Anguilla anguilla</i>
Sypike	- <i>Trisopterus minutus</i>
Hvitting	- <i>Merlangius merlangus</i>
Lyr	- <i>Pollachius pollachius</i>
Sei	- <i>Pollachius virens</i>
Torsk	- <i>Gadus morhua</i>
Ålekvabbe	- <i>Zoarces viviparus</i>
Tangsnelle	- <i>Syngnathys typhle</i>
Stor kantnål	- <i>Syngnathus acus</i>
Liten kantnål	- <i>Syngnathus rostellatus</i>
Tangstikling	- <i>Spinachia spinachia</i>
Trepigget stingsild	- <i>Gasterosteus aculeatus</i>
Knurr	- <i>Eutrigla gurnardus</i>
Vanlig ulke	- <i>Myoxocephalus scorpius</i>
Dvergulke	- <i>Taurulus bubalis</i>
Taggmakrell	- <i>Trachurus trachurus</i>
Grønngylt	- <i>Symphodus melops</i>
Grasgylt	- <i>Centrolabrus exoletus</i>
Rødnebb/blåstål	- <i>Labrus bimaculatus</i>
Bergnebb	- <i>Ctenolabrus rupestris</i>
Berggylt	- <i>Labrus bergylta</i>
Tangsprell	- <i>Pholis gunnellus</i>

Gråsteinbit	- <i>Anarhichas lupus</i>
Storsil	- <i>Hyperoplus lanceolatus</i>
Sandkutling	- <i>Pomatoschistus minutus</i>
Svartlutling	- <i>Gobius niger</i>
Tangkutling	- <i>Gobiusculus flavescens</i>
Skrubbe	- <i>Platichthys flesus</i>
<b>Sjøpunger</b>	- <b>Asciacea</b>
Køllesjøpung	- <i>Clavelina lepadiformis</i>
	- <i>Corella parallelogramma</i>
	- <i>Ciona intestinalis</i>
	- <i>Ascidia mentuata</i>
	- <i>Ascidia virginea</i>
	- <i>Ascidiella</i> spp.
Stjernesjøpung	- <i>Botryllis schlosseri</i>
	- <i>Styela rustica</i>
	- <i>Dendrodoa grossularia</i>
<b>Sjøstjerner</b>	- <b>Asteroidea</b>
Kamstjerne	- <i>Asteropecten irregularis</i>
Sypute	- <i>Porania pulvillus</i>
	- <i>Luidia sarsi</i>
	- <i>Henricia sanguinolenta</i>
Vanlig korstroll	- <i>Asterias rubens</i>
Skjærgårdskorstroll	- <i>Marthasterias glacialis</i>
Solstjerne	- <i>Crossaster papposus</i>
	- <i>Solaster endeca</i>
<b>Slangestjerner</b>	- <b>Ophiuroidea</b>
Kvitprikket slangestjerne	- <i>Ophiura albida</i>
	- <i>Ophiura texturata</i>
	- <i>Ophiotrix fragilis</i>
<b>Sjøpiggsvin/kråkeboller</b>	- <b>Echinoidea</b>
Vanlig kråkebolle	- <i>Echinus esculentus</i>
	- <i>Echinus acutus</i>
	- <i>Psammechinus miliaris</i>
Drøbak-kråkebolle	- <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>
<b>Sjøpølser</b>	- <b>Holothurioidea</b>
Rødpølse	- <i>Stichopus tremulus</i>

**Krepsdyr**

Taskekrabbe  
 Strandkrabbe  
 Svømmekrabbe  
 Pynstekrabbe  
 Stankelbeinskrabbe  
 Trollhummer  
 Eremittkreps  
 Strandreke

- **Decapoda**
- *Cancer pagurus*
- *Carcinus maenas*
- *Potrunus depurator*
- *Hyas araneus*
- *Macropodia rostrata*
- *Galathea* spp.
- *Eupagurus* spp.
- *Leander* spp.

**Rur**

Rur

- **Balanomorpha**
- *Balanus* spp.

**Flerbørstemark**

Fjæremark  
 Trekantmark

- **Polychaeta**
- *Nereis* spp.
- *Arenicola marina*
- *Pomatoceros triqueter*

**Snegl**

Strandsnegl  
 Butt strandsnegl  
 Pelikanfotsnegl

- **Gastropoda**
- *Acmaea* spp.
- *Helicon pellucidum*
- *Gibbula cineraria*
- *Rissoa membranacea*
- *Lacuna divaricata*
- *Littorina littorea*
- *Littorina obtusata*
- *Aporrhais pespelecani*
- *Natica* sp.
- *Clathrus* sp.
- *Buccinum undatum*
- *Nucella lapillus*
- *Nassarius reticulatus*
- *Aplysia punctata*

Kongesnegl  
 Purpursnegl  
 Nettsnegl  
 Sjøhare

**Skallus**

- **Polyplacophora**

**Muslinger**

Blåskjell  
 Oskjell  
 Østers  
 Sadelkjell  
 Urskjell

- **Bivalvia**
- *Mytilus edulis*
- *Modiola modiolus*
- *Ostrea edulis*
- *Anomia* spp.
- *Chlamys varius*



Kuskjell	- <i>Cyprina islandica</i>
<b>Ribbemaneter</b>	- <b><i>Ctenophora</i></b>
<b>Koralldyr</b>	- <b><i>Anthozoa</i></b>
Sjonellik	- <i>Metridium senile</i>
Fjæresjørøse	- <i>Tealia felina</i>
Dødningehånd	- <i>Alcyonium digitatum</i>
<b>Maneter</b>	- <b><i>Schyphozoa</i></b>
Glassmanet	- <i>Aurelia aurita</i>
Brennmanet	- <i>Cyanea capillata</i>
<b>Svamper</b>	- <b><i>Spongiaria</i></b>
Brødsvamp	- <i>Halichondria panicea</i>

Tabell A1

Oversiktsdykk ved Hvaler, ytre Oslofjord, Kragerø og Lillesand. Individtetheten i ulike dybdeintervall er anslått til E - enkelthunn, S - spredt, V - vanlig, H - hyppig og D - dominerende. Ved større forekomster av blåskjell og rur er mengden angitt med hvor stor del av bunnen de dekket.

Dybdeintervall (m)	12. juli 1989										13. juli 1989										10. juli 1989										9. juli 1989									
	Lyngholmen - D75, Hvaler					Misingen - D74, ytre Oslofjord					Store Ferder - D73, ytre Oslofjord					Tvissk jærrholmene - D71, Kragerø					Nedlingen - D21, Lillesand																			
	Eksp. sk. jærgårdslokalitet, lett-kupert, skrånende bunn, mest fjell, noe skjellsand, noe vegetasjon.					Eksp. sk. jærgårdslokalitet, lett-kupert, skrånende bunn, mest fjell, noe skjellsand, noe vegetasjon.					Eksp. sk. jærgårdslokalitet, lett-kupert, skrånende bunn, mest fjell og stein, noe sand, mye vegetasjon.					Eksp. sk. jærgårdslokalitet, lett-kupert, skrånende bunn, mest fjell, noe sand, noe vegetasjon.					Eksp. sk. jærgårdslokalitet, lett-kupert, skrånende bunn, fjell og stein, mye vegetasjon.																			
	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-20	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-20	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-20	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-15	15-20												
Vanlig strandsnegl	H	H	V																																					
<i>Gibbula cineraria</i>				V	H	H	V				S	S																												
Purpursnegl				V	H	H	V				S	S																												
Blåskjell	80%	40%						95%	70%	20%					70%	30%	30%	30%				70%	80%	95%	50%	20%			70%	20%	95%	80%								
Østers	E																																							
Søtidskjell			H	H	H	H																																		
Urskjell																																								
Eremittkreps					V	H	V				E																													
Taskerabbe					E						S	V																												
Pyntekrabbe																																								
Rur																																								
Fjæremark																																								
Trekantmark																																								
Vanlig korstroll	S	V	V	S	S	S	S	V	D	H	V	V	S	V	D	H	H	H	V	S	S	D	D	D	H	V	S	H	D	H	V	V								
Skjærgårdskorstroll																																								
Søstjerne																																								
<i>Henricia saxuilonenta</i>																																								
Kvitorket slangesterne					V	S					E	H	H	V																										
Vanlig kråkebolle																																								
<i>Echinus acutus</i>																																								
<i>Psammochinus militaris</i>																																								
Køllsløping																																								
<i>Corallia parviallogamma</i>																																								
<i>Ciona intestinalis</i>																																								
<i>Dendrodoa grossularia</i>																																								
<i>Ascidia sp.</i>																																								
<i>Ascidia mentulata</i>																																								
Sjernesløping					V	V	S																																	
Fjæresløpse					V	V																																		
Sjønellik																																								
Dødningsland					V	V	V																																	
Brødsvamp																																								

Tabell A2

Kvantitative dykk 1 lx50 meters transekt på strandnotstasjoner ved Kristiansand og Flekkefjord. Antall organismer er telt eller registrert som E - enkeltfunn, S - spredt, V - vanlig, H - hyppig og D - dominerende. Tallrike arter kan være angitt med tilnærmet antall (≈). Stasjonsnumrene er de samme som for strandnotstasjonene, bortsett fra at det er satt en S foran.

	Kristiansandområdet												Flekkfjordområdet										
	Børresholmen - S15				Justvik - S12				Søm I - S18				Søm II - S19				Feda - S411						
	Beskyttet fjordlokallitet, jevn bunn, mudder, noe fjell, litt vegetasjon, 7. juli 1989				Middels eksponert fjordlokallitet, bratt fjell 3-8,5 m, ellers jevn bunn av sand og mudder, lite vegetasjon, 7. juli 1989				Middels eksponert fjordlok., bratt fjell 0-3 m, ellers jevn mudderbunn, lite vegetasjon, 7. juli 1989				Middels eksponert fjordlok., jevn bunn, sand og stein 0-3m, ellers mudder, noe vegetasjon, 7. juli 1989				Beskyttet fjordlokallitet, jevn bunn, mest sand, noe mudder, noe vegetasjon, 8. september 1989						
Dybdeintervall (m)	0-1	1-3	3-6	6-9	0-1	1-3	3-6	6-9	9-10	0-1	1-3	3-6	6-9	0-1	1-3	3-6	6-8	0-1	1-3	3-6	6-8		
Transektilengde (m)	1,5	3,5	17	28	3	8	4	5	30	1	4	8	37	5	12	23	10	5	13	22	10		
Vannig strandsneq	D									V	V	E	E	V	H	S	E	H	S				
<i>Gibbula cineraria</i>													11			6	2						
Nettsneq				3									6			1	4						
Pelikanfotsneq				3																			
<i>Clathrus</i> sp.									1														
Blåskjell												E		H	S	S							
Oskjell																							
Østers																							
Eremitkreps																							
Strandkrabbe	3	1	1	1			2	2	1	11													
Pyntekrabbe							7							2	2	2							
Stankebeinkrabbe							1																
Svømmekrabbe																							
Rur														V	V	S	S						
Fjæremark																							
Trekantmark																							
Vanlig korstroll												H	D	S									
Korstroll-vngel														4									
Skjærgårdskorstroll												S	S	S	S								
Kamstjerne																							
Kvitrikket slangestjerne																							
Køllies løpung																							
<i>Corella parallelogramma</i>																							
<i>Denadoba grossularia</i>																							
<i>Ascidia</i> sp.																							
Fjæres lørose																							
Dønningehånd																							
Brødsvamp																							





Tabell A5

Kvantitative dykk i 1x50 meters transekt på strandnotstasjoner ved Hvaler, Tjøme og Kragerø. Antall organismer er telt eller registrert som E - enkeltfunn, S - spredt, V - vanlig, H - hyppig og D - dominerende. Tallrike arter kan være angitt med tilnærmet antall (≈). Stasjonsnumrene er de samme som for strandnotstasjonene, bortsett fra at det er satt en S foran.

	Hvaler										Tjøme										Kragerø																													
	Papperhavn - S347										Årøysund II - S237										Breivik II - S235										Snekkevik - S162										Blankenberg - S164									
	Beskyttet skjærgårdslokallitet, jevn bunn, fjell 0 - 10 m, mudder djupere, noe vegetasjon.										Beskyttet skjærgårdslokallitet, jevn bunn, sand 0-2 m, mudder djupere, noe vegetasjon.										Middels eksponert skjærgårdslok., jevn bunn, sand, mye veg.										Middels eksponert fjordlokallitet, jevn bunn, vekslende mellom mudder, sand og fjell, noe vegetasjon.										Middels eksponert fjordlokallitet, jevn bunn, mest sand, noe mudder, mye vegetasjon.									
Dybdeintervall (m)	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	12-13	0-1	1-3	3-6	6-9	6-9	0-1	1-3	3-5	3-5	0-1	1-3	3-6	6-9	9-12	0-1	1-3	3-6	3-6	3-6	3-6	6-8																							
Transektlengde (m)	2,5	5,5	9	7	11	15	7	10	11	22		7	13	30		3	15	12	9	11	10	7	16				17																							
Vanlig strandsnegl	S						V					V	H	H		V	H				V	V																												
Butt strandsnegl												V																																						
Nettsnegl		1					2	≈50	≈100	≈40						3	10									23	31	49																						
Kongesnegl				15	1	7																																												
Pelikanfotsnegl						1																																												
Blåskjell																																																		
Østers																																																		
Eremittkreps																																																		
Strandkrabbe	1																																																	
Stærkebeinkrabbe																																																		
Rur																																																		
Fjæremark																																																		
Trekantmark																																																		
Vanlig korstroll		4	4	1	1		2	2	6	5	S	2	9	21																																				
Korstroll-yngel							D	V	S				V	V																																				
Skjærgårdskorstroll																																																		
Kamstjerne																																																		
Kvitprykket silangest jerne																																																		
<i>Psammechinus miliaris</i>			5	1		1																																												
Køllsløppung																																																		
<i>Corella parallelogramma</i>																																																		
<i>Ciona intestinalis</i>																																																		
<i>Dendrobia grossularia</i>																																																		
<i>Ascidella sp.</i>																																																		
Fjæresjøreose																																																		
Bredsvamp	V	V	S	S																																														

Tabell A6

Kvantitative dykk i 1x30 meters transekt i Risør- og Flekkefjordområdet. Antall organismer er telt eller reg. som E - enkeltfunn, S - spredt, V - vanlig, H - hyppig og D - dominerende. Tallrike arter kan være angitt med tilnærmet antall (≈). Deler av tabellen er gjengitt i Tabell 2.

Art	Risørområdet		Store Vårøy - D56		Furuholmene - D53		Vardnes - D3		Flekkefjordområdet	
	Rydderåsv - D51	Øynoen - D52	Beskyttet skjærgårdslok, 3 - 10 m dyp, jevn bunn, sand og mudder, noe vegetasjon	Middels beskyttet skjærgårdslok, 3 - 10 m dyp, jevn bunn, sand, litt stein, lite veg. Probl. obs. forh. 27.6.90	Middels eksponert skjærgårdslok, 4-6 m dyp, lett kupert bunn, fjell, noe skjell/sand, mye vegetasjon	Eksp. eksponert fjordlok, 3 - 8 m dyp, jevn bunn, sand, noe vegetasjon	Middelell. store skader	Middelell. store skader	Rasvåg, vest - D5	
Vanlig strandsnegl	26-07/17-11/05-06/05-10	15-11/103-06/05-10	2	2	27-07/16-11/04-06/27-06/15-10	27-07/16-11/05-06/28-06/15-10	30-11/05-07/06-09/11-10	01-12/05-07/07-09/11-10	1988 1989 1989 1990 1988 1989 1989 1990	1988 1989 1989 1990
<i>Gibbula cineraria</i>	11 9 15 1	18 4 11(2) 20	1	2	2	≈40 16 ≈25	2			
Nettsnegl	2 17 16	3 2 3	5	7	8	H(3) H(3) V	4	8	2 9 1	
Kongesnegl	17 77 ≈45	≈50 ≈90 ≈41	≈70	≈40 ≈35	20	1	≈45			
Purpursnegl	1	1	2	5	4	3				
Pelikantotsnegl	2	19	2	11	4			8	(se 4)	
<i>Lacuna divaricata</i>									6	
<i>Natica</i> sp.										
<i>Acmaea testudinella</i>										
Stønhare	V H H H	V V V S	S S S S	S S S S	S S	1 3				
Skallus	S S S	S S S	E	E	S	V H V S				
Blåskjell	V V V S	V V V V	V	S	S					
Oskjell	V V V	2 2 2	2	2	2					
Bæsters	V V V	S S S	S S S	S S S	V V V	V V V S				
Sødskjell	S S S	3	2	1	2					
Kuskjell										
Urskjell	25 17 21 24	≈38 ≈50 28 54	21	≈75 ≈55	1 36	≈30 ≈110 10	1	46	14 1 1	
Ernemittkreps		6	1	3					1	
Strandkrabbe										
Taskekrabbe										
Pyntekrabbe										
Stamkelbeinkrabbe										
Svømmekrabbe										
Trollkreps										
Fjæremark										
Trekantmark	S S S	V S S	V	S	S	V V V S	S S S	S S S	S S S	
Vanlig korstrol	3 3 7 10	9 7 2 13	7	11	5 8	14 ≈150 ≈50	2 5	2 5	2 5 8 2	
Korstrol - vangel	V(1)	S H	S	H		H	H V V	H		
Skjærgårdskorstrol	2	1								
Kantstjerne	≈100	≈100 0(6)	≈40	≈250 ≈150	H ≈250			19 2	1 2 3	
Kvitprykket slangestjerne										
Vanlig kråkebolle										
Dråbak-kråkebolle										
<i>Psammochinus miliaris</i>	1 25 11 54	1 20 5 11	4	≈70	4	1 4 2				
Køll esløpung										
<i>Corolla parvillaeogramma</i>										
<i>Ciona intestinalis</i>	12 4	6 3								
<i>Dendrodoa grossularia</i>	S S V S	S S S	S	S	S	S S V	S			
<i>Syvalanustica</i>										
<i>Ascidella</i> sp.	S S S	S V S	S	S	S					
<i>Ascidella mentulata</i>										
Fjæres lørose						2 2				

- 1) Store mengder korstroll-larver ble observert på ålegras like ovenfor transektet. I nov. 88 ble det observert store mengder av sneglen *Rissoa membranacea* på ålegraset.
- 2) På omkring én meters djup ble det observert store mengder vanlig strandsnegl, og mye ekskrementhauger etter fjæremark.
- 3) Sneglen *Gibbula cineraria* forekom i så store mengde at det ikke lot seg gjøre å telle den på aktuell lokalitet.
- 4) På grunt vann utenfor transektet ble det observert mange snegl av arten *Lacuna divaricata* og mange fjæresjøroser.
- 5) Stasjonen ble ikke undersøkt under algeoppblomstringen. Skadeomfang er vurdert på grunnlag av nærliggende stasjoner.
- 6) Antall slange stjerner er høyere enn 300.

## KART

I kartene nedenfor er dykke- og strandnotstasjonene plottet inn. Dykkestasjonene er de markert med en fylt D. De ulike dykktypene er markert med en bokstav i tilknytning til D-en:  $D_k$  - 1x30 meters transekt,  $D_o$  - oversiktsdykk,  $D_r$  - rekognoseringsdykk. Strandnotstasjonene er markert med en fylt O. Dykk i 1x50 meters transekt ble utført på strandnotstasjoner, og har derfor samme stasjonsmarkering og nummer som disse. Disse stasjonene er markert med  $O_D$ . I de tilfelle det er blitt dykket på er strandnotstasjoner (1x50 meters transekt) som ikke er tatt med i strandnotmaterialet, er stasjonene markert med  $D_S$ .

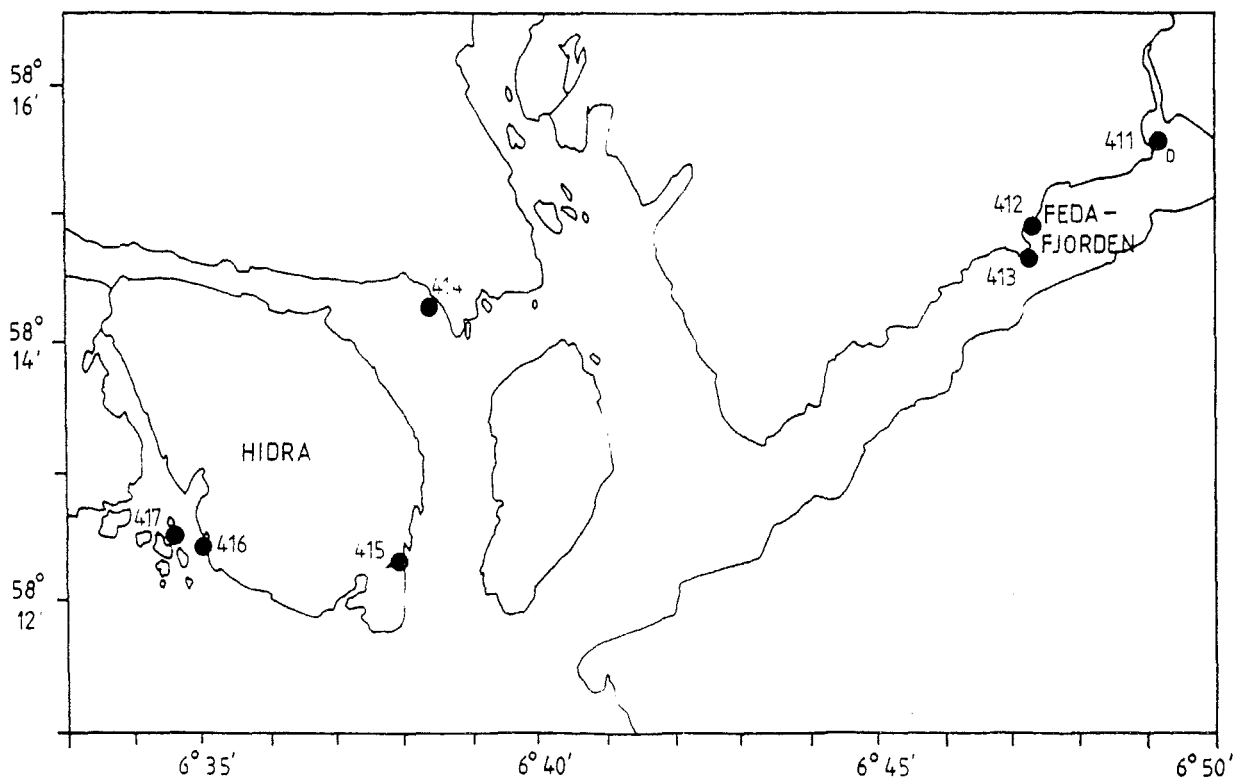


Fig. A1. Strandnotstasjoner og dykk i 1x50 m transekt i Flekkefjordområdet.



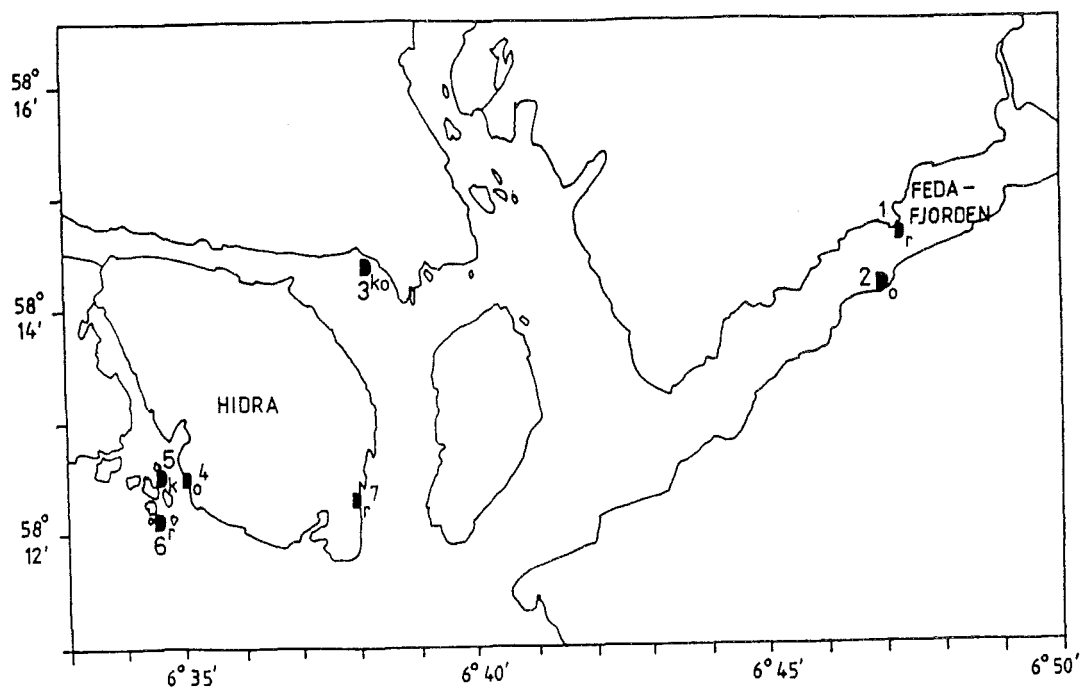


Fig. A2. Dykkestasjoner i Flekkefjordområdet (ikke 1x50 m transekt).

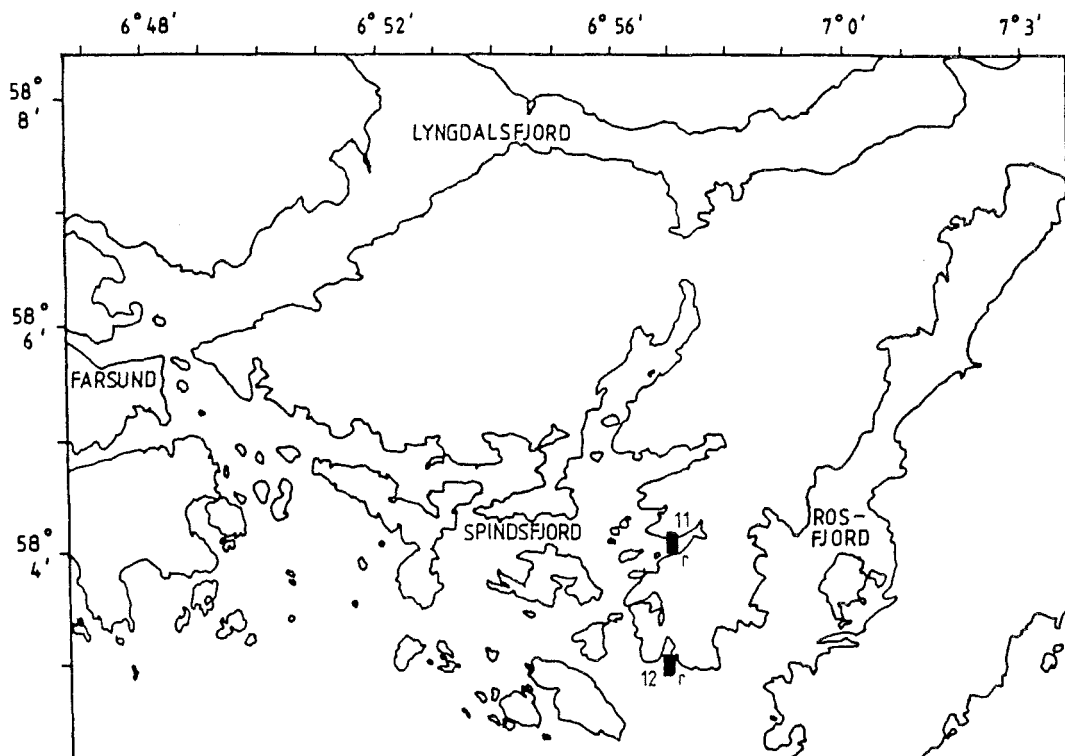


Fig. A3. Dykkestasjoner i Farsundområdet.

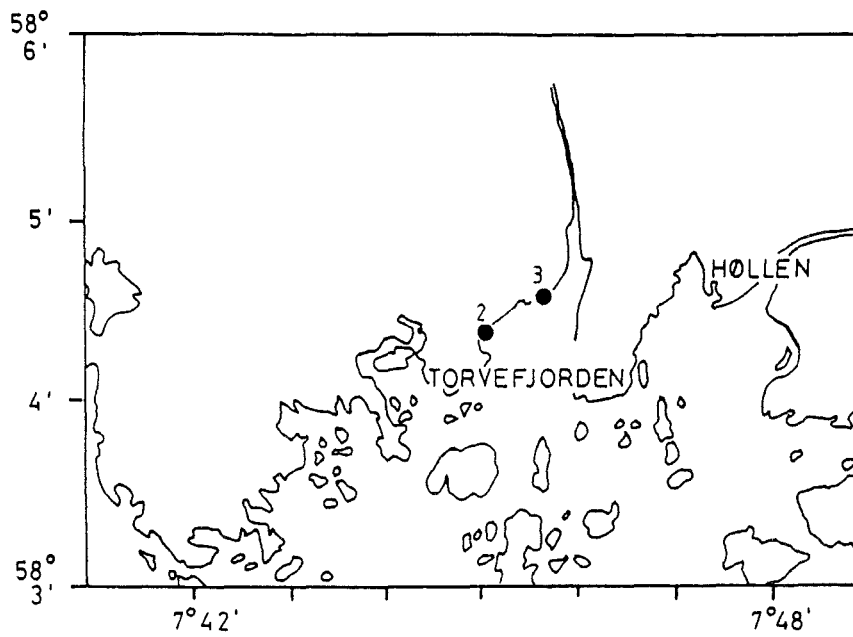


Fig. A4. Strandnotstasjoner i Torvefjorden ved Kristiansand.

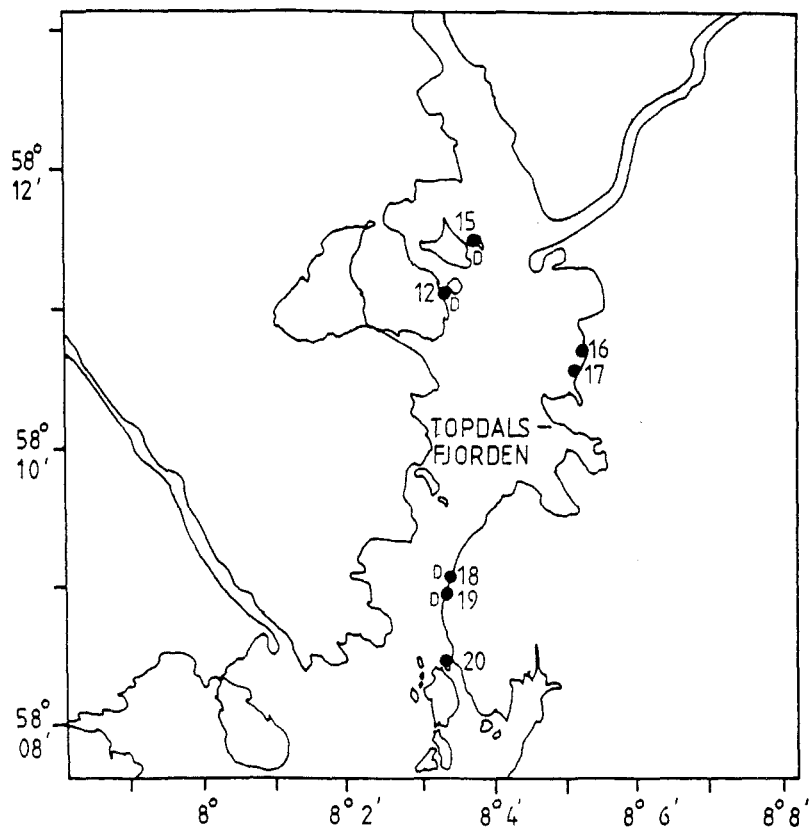


Fig. A5. Dykke- og strandnotstasjoner i Topdalsfjorden ved Kristiansand.

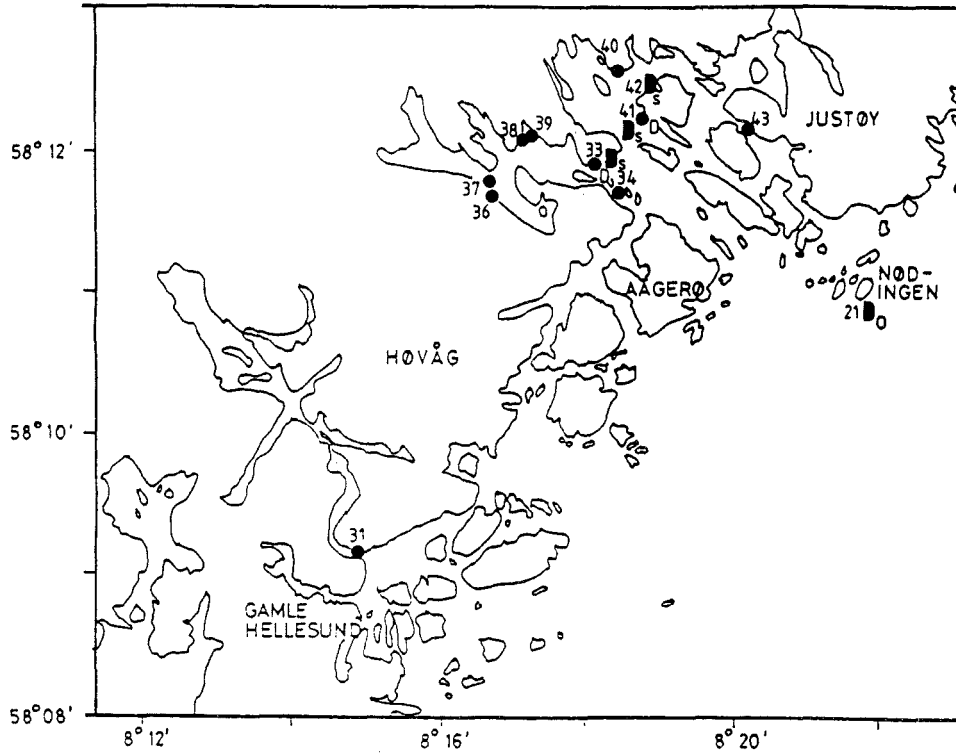


Fig. A6. Dykke- og strandnotstasjoner i Høvågområdet ved Lillesand.

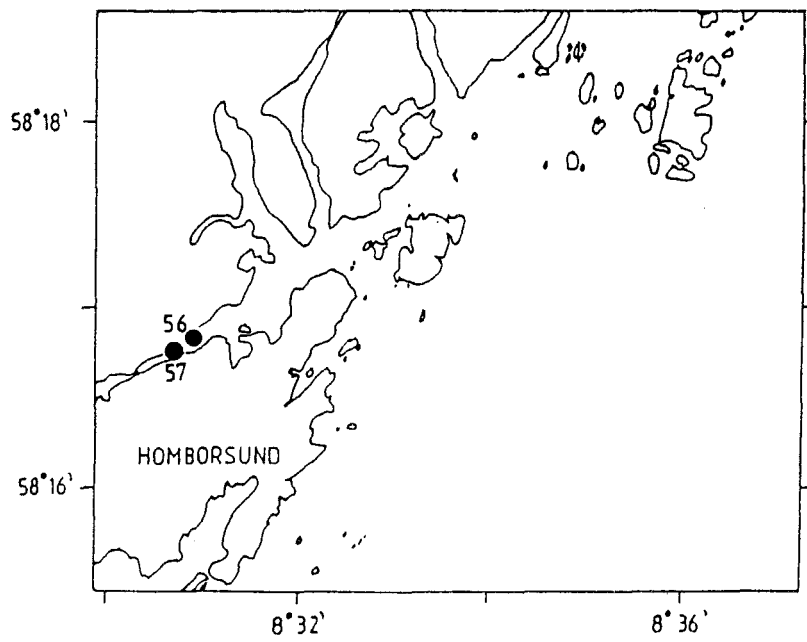


Fig. A7. Strandnotstasjoner i Bufjorden ved Grimstad.

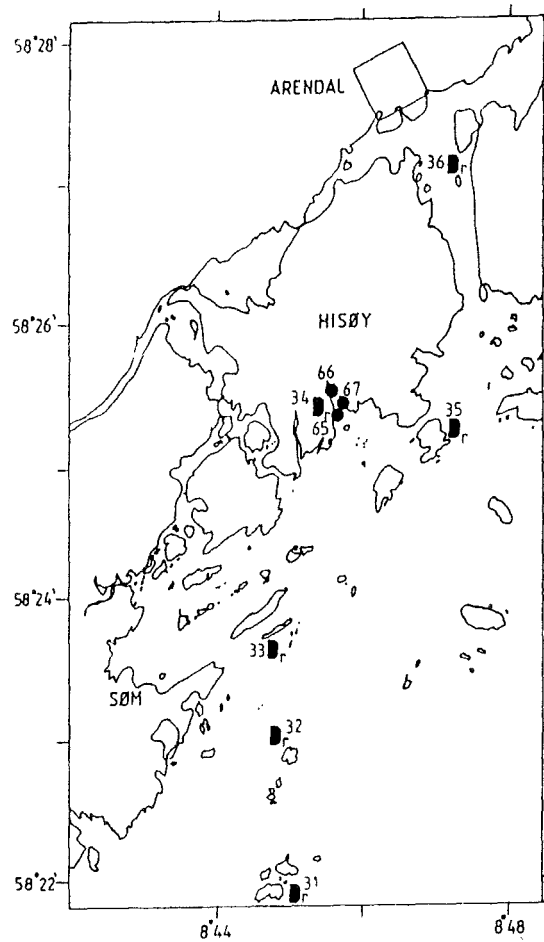


Fig. A8. Dykke- og strandnotstasjoner i Arendalområdet.

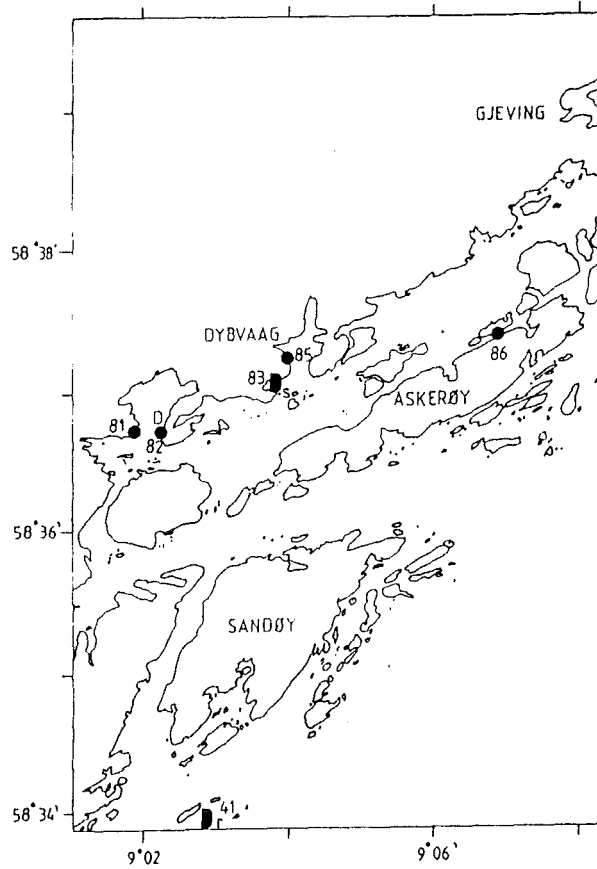


Fig. A9. Dykke- og strandnotstasjoner i Dypvågområdet ved Tvedestrand.

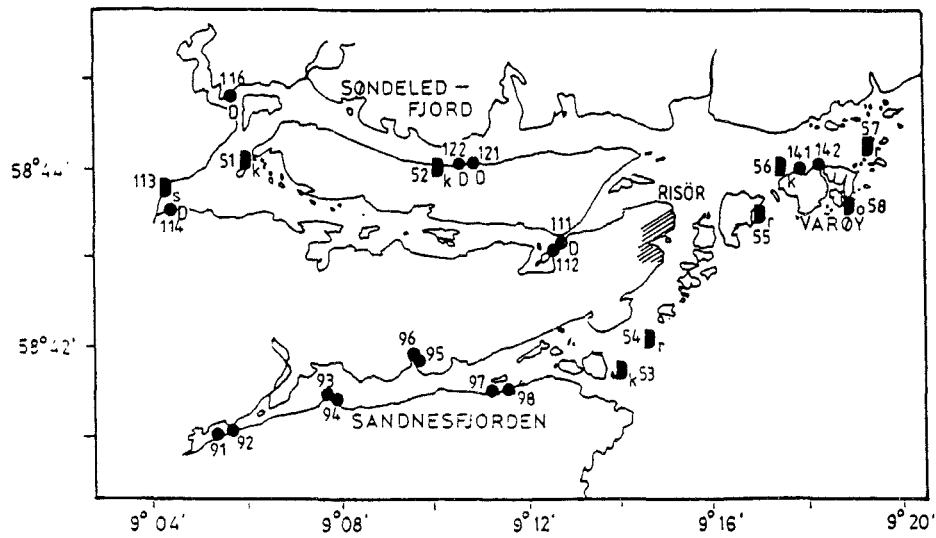


Fig. A10. Dykke- og strandnotstasjoner i Risørområdet.

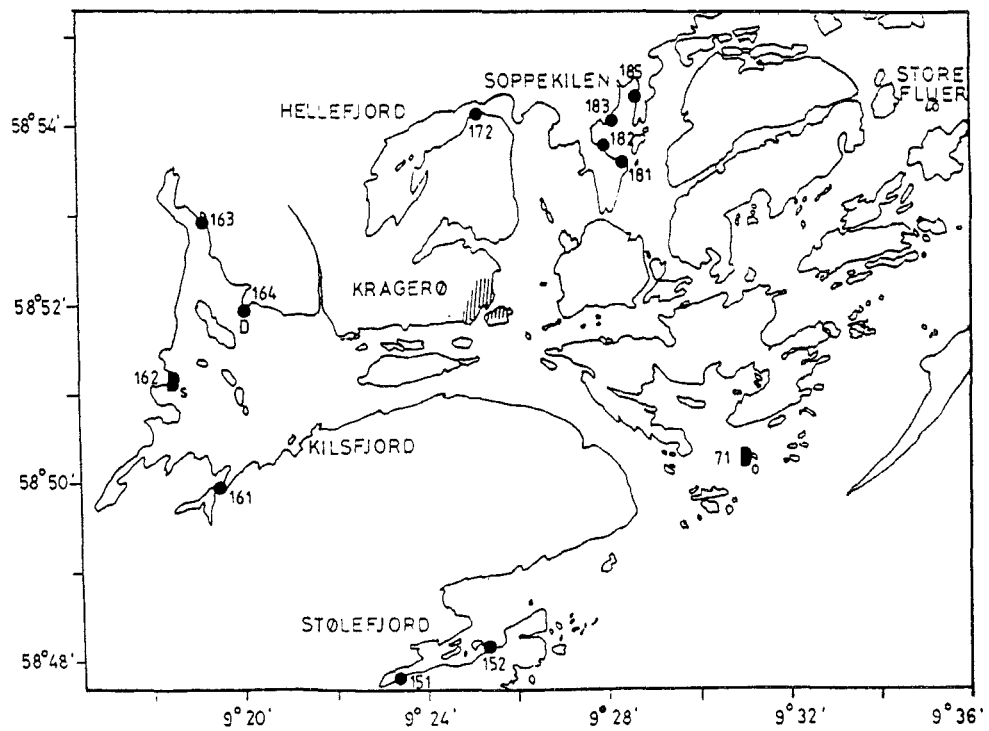


Fig. A11. Dykke- og strandnotstasjoner i Kragerøområdet.

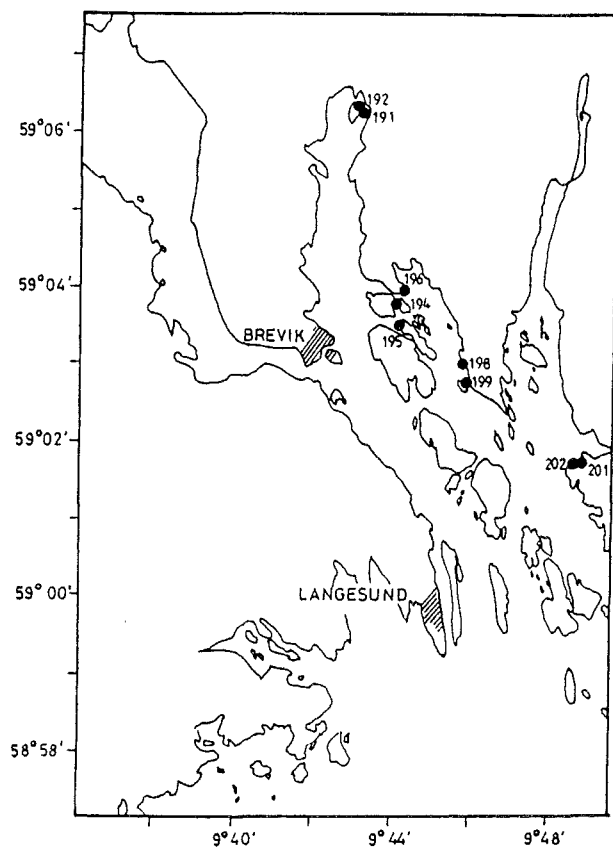


Fig. A12. Strandnotstasjoner i Langesundområdet.

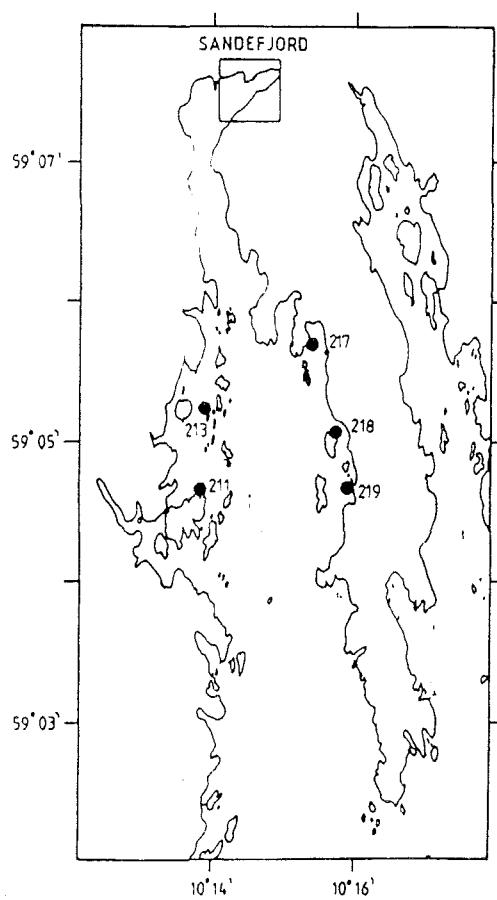


Fig. A13. Strandnotstasjoner i Sandefjordområdet.

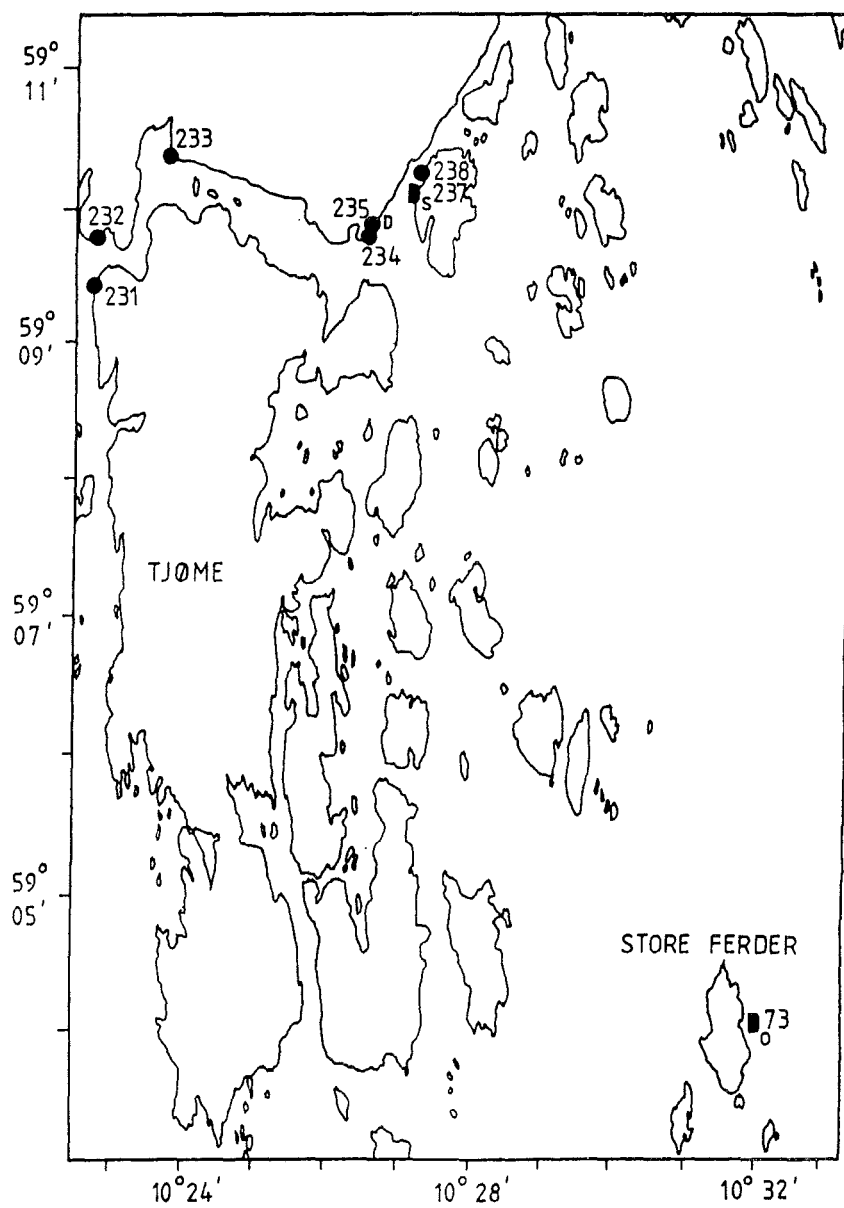


Fig. A14. Dykke- og strandnotstasjoner i Tjømeområdet ved Tønsberg og i ytre Oslofjord.

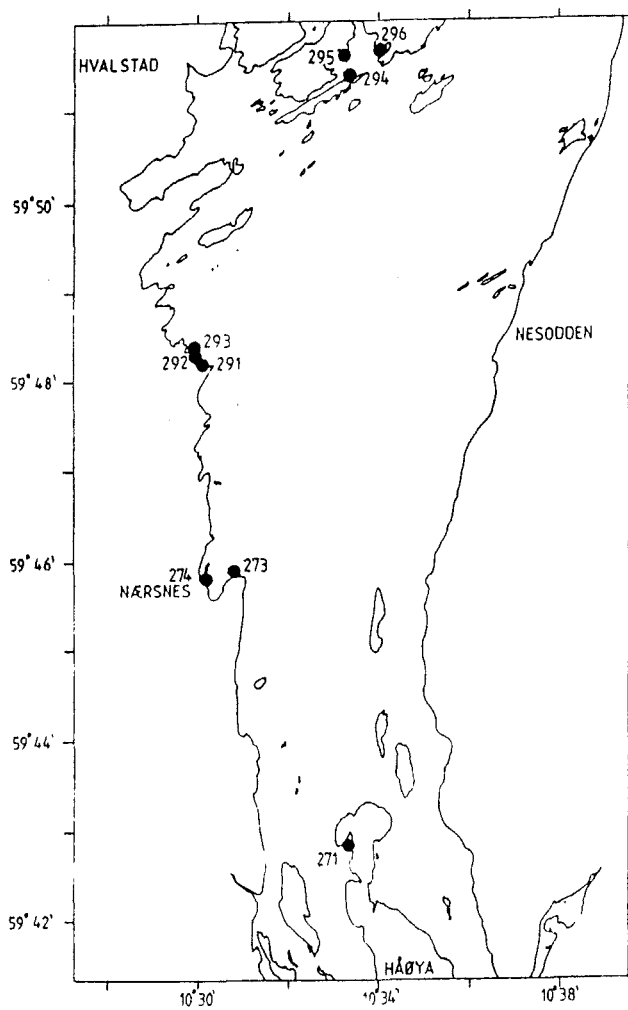


Fig. A15. Strandnotstasjoner i indre Oslofjord.

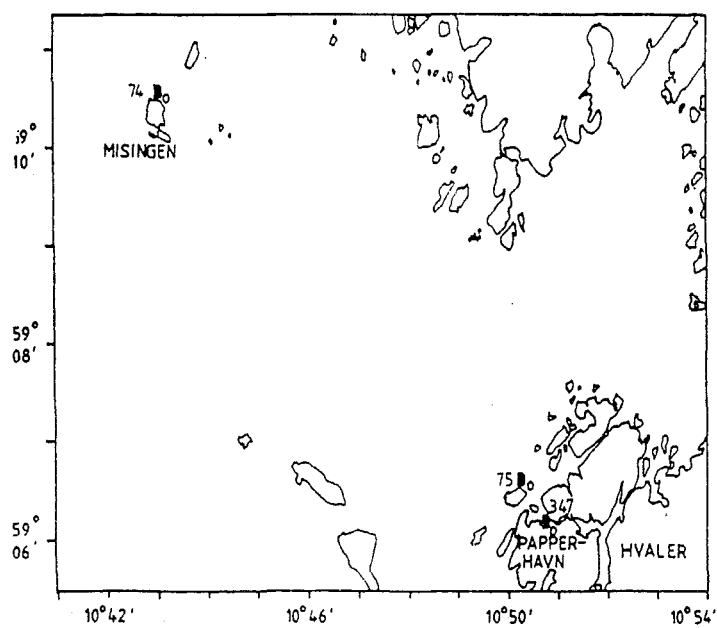


Fig. A16. Dykke- og strandnotstasjoner i Hvalerområdet og i ytre Oslofjord.



## FLØDEVIGEN MELDINGER

### Oversikt over tidligere artikler

- 1984 Nr. 1 Anon: Hydrografisk snitt Torungen-Hirtshals 1983.
- 1984 Nr. 2 Anon: Årsmelding 1983.
- 1984 Nr. 3 Anon: Stasjonsoversikt 1983 fra tokter med "G.M. Dannevig".
- 1984 Nr. 4 B. Bøhle: Beregning av mulig produksjon av blåskjell i Oslofjorden og på Skagerrakkysten.
- 1984 Nr. 5 E. Dahl, F.-E. Dahl og D.S. Danielssen: Resipientundersøkelser i Tvedestrandsfjorden 1983.
- 1984 Nr. 6 B. Bøhle: Østers og østerskultur i Norge.
- 1985 Nr. 1 Anon: Hydrografisk snitt Torungen-Hirtshals 1984.
- 1985 Nr. 2 Anon: Stasjonsoversikt 1984 fra tokter med "G.M. Dannevig".
- 1985 Nr. 3 E. Dahl, D.S. Danielssen og K. Tangen (red.): Forekomster av *Gyrodinium aureolum* til og med 1981 med spesiell vekt på sør-norske farvann, og effekter av masseforekomster - Samlerapport.
- 1985 Nr. 4 E. Dahl, F.-E. Dahl og D.S. Danielssen: Resipientundersøkelser i Tvedestrandsfjorden 1984.
- 1986 Nr. 1 E. Dahl, D.S. Danielssen og P.T. Hognestad: Hydrografisk snitt Torungen - Hirtshals 1985.
- 1986 Nr. 2 P.T. Hognestad: Stasjonsoversikt 1985 fra tokter med "G.M. Dannevig".
- 1986 Nr. 3 J. Gjørseter: Utsetting av torskeyngel. Naturgrunnlag og mulige virkninger.
- 1986 Nr. 4 B. Bøhle: Østerspoller på Skagerrakkysten. Egnethetsundersøkelser sommeren 1985.
- 1986 Nr. 5 F.-E. Dahl og D.S. Danielssen: Resipientundersøkelser i Arendalsområdet i perioden 1975-1979.
- 1986 Nr. 6 E. Moksness, O. Johansen og S. Johansen: Forsøk med overvintring av regnbueørret (*Salmo irredeus*) på Sørlandet.
- 1987 Nr. 1 E. Dahl, F.-E. Dahl og D.S. Danielssen: Resipientundersøkelser i Tvedestrandsfjorden 1985.

- 1987 Nr. 2 B. Bøhle, E. Dahl, M. Yndestad og G. Langeland: Nedsenkning av dyrkningsanlegg for å unngå algegift i blåskjell. (Avoiding shellfish toxicity by lowering mussel plant below the pycnocline.)
- 1987 Nr. 3 E. Moksness: Forsøk med overvintring av regnbueørret (*Salmo irredeus*) og laks (*Salmo salar*) på Sørlandet.
- 1987 Nr. 4 B. Bøhle: Hydrografi i 4 poller på Skagerrakkysten 1986-1987. (Hydrography of four sea water basins at the Skagerrak coast 1986-1987.)
- 1987 Nr. 5 E. Dahl, D.S. Danielssen og P.T. Hognestad: Hydrografisk snitt Torungen-Hirtshals 1986.
- 1987 Nr. 6 E. Dahl og D.S. Danielssen: Egnethetsundersøkelser for fiskeoppdrett på Skagerrakkysten.
- 1987 Nr. 7 P.T. Hognestad: Stasjonsoversikt 1986 fra tokter med "G.M. Dannevig".
- 1988 Nr. 1 P.T. Hognestad: Stasjonsoversikt 1987 fra tokter med "G.M. Dannevig"
- 1988 Nr. 2 H. Hop, D.S. Danielssen, J. Gjøsæter og Ø. Paulsen: Dykkerobservasjoner ved Arendal og Risør under algeoppblomstringen på Skagerrakkysten i mai 1988.
- 1988 Nr. 3 J. Gjøsæter og T. Johannessen: Algeoppblomstringen i Skagerrak i mai 1988, effekter på bunnfauna på Sørlandskysten.
- 1988 Nr. 4 T. Andersen og E. Moksness: Manual for dagsonesing ved bruk av datamaskin (Manual for reading daily increments by use of computer programme. Available in English). (Begrenset distribusjon)
- 1989 Nr. 1 J. Gjøsæter, K. Hansen, K. Lønnhaug og Aa. Sollie: Variasjoner i fiskefaunaen i strandsonen i Arendalsområdet 1985-1987.
- 1989 Nr. 2 P.T. Hognestad: Stasjonsoversikt 1988 fra tokter med "G.M. Dannevig".
- 1989 Nr. 3 B. Bøhle: Ressurser av fisk, krepsdyr og sel i Skagerrak.
- 1989 Nr. 4 B. Bøhle, T. Jåvold og K. Kristiansen: Hydrografiske forhold i noen fjorder og poller på Sørlandet vinteren 1989.

- 1989 Nr. 5 B. Bøhle og J. Gjørseter: Vekst av juvenile reker (*Pandalus borealis* Krøyer) ved forskjellig temperatur i laboratoriet. [Growth of juvenile shrimps (*Pandalus borealis* Krøyer) at different temperatures in laboratory experiments]
- 1989 Nr. 6 B. Bøhle og A.L. Halvorsen: Avsetting av blåskjellyngel (*Mytilus edulis*) på Skagerrakkysten sommeren 1984. (Settlement of mussels on the Skagerrak coast summer 1984).
- 1989 Nr. 7 E. Dahl, D.S. Danielssen og P.T. Hognestad: Hydrografisk snitt Torungen-Hirtshals 1988 "G.M. Dannevig".
- 1989 Nr. 8 T. Johannessen: Undersøkelser ved algeoppblomstringen i Ryfylke-fjordene august 1989, og gjennomgang av lignende oppblomstringer andre steder.
- 1990 Nr. 1 E. Dahl, D.S. Danielssen og P.T. Hognestad: Hydrografisk snitt Torungen-Hirtshals 1989 "G.M. Dannevig".
- 1990 Nr. 2 P.T. Hognestad: Stasjonsoversikt 1989 fra tokter med "G.M. Dannevig".
- 1990 Nr. 3 B. Bøhle, T. Jåvold, K. Kristiansen: Utskiftning av bunnvann og hydrografiske forhold i fjorder og poller på Skagerrakkysten i 1989.
- 1990 Nr. 4 B. Bøhle, K. Kristiansen og B. Lundin: Vekst og overleving av østers (*Ostrea edulis*) på Skagerrakkysten 1985-89.
- 1990 Nr. 5 E. Moksness: Manual for OPS (Otolith Population Statistics) (Begrenset distribusjon)