

DET KGL. NORSKE VIDENSKABERS SELSKAB, MUSEET

rappport

ZOOLOGISK SERIE 1977-11

RESIPIENTUNDERSØKELSEN AV
TRONDHEIMSFJORDEN 1972-1975

Biologiske undersøkelser
Sammendrag og sluttrapper

Eirik Lande red./ed.

Torleif Holthe

Arnfinn Langeland

Egil Sakshaug

Tor Strømgren



Universitetet i Trondheim

K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1977-11

RESIPIENTUNDERSØKELSEN AV TRONDHEIMSFJORDEN 1972-1975

Biologiske undersøkelser
Sammendrag og sluttrapporter

av

Eirik Lande (red./ed.), Torleif Holthe, Arnfinn Langeland,
Egil Sakshaug og Tor Strømgren

Undersøkelsen er utført etter oppdrag
fra Trondheimsfjordutvalget

Universitetet i Trondheim
Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet
Trondheim, juni 1977

REFERAT

Lande, E. (red./ed.), T. Holthe, A. Langeland, E. Sakshaug & T. Strømngren.
1977. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden 1972-1975.
Biologiske undersøkelser. Sammendrag og sluttrapporter. *K. norske
Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1977-11.*

Denne del av resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden behandler bunnundersøkelser, tungmetallforurensninger og dens innvirkning på fauna og flora, innhold av plantenæringsstoffer i sjø- og elvevann, målinger av mengden klorofyll *a* i sjøvann, målinger av ledningsevne, pH, turbiditet og tungmetallinnhold i hovedvassdragene rundt Trondheimsfjorden og zooplanktonundersøkelser i Trondheimsfjorden.

Kvalitative og kvantitative undersøkelser som ble utført viser at hovedfjorden og flere av de undersøkte sidegrenene av hovedfjorden har en kvalitativt og kvantitativt rik fauna. I Orkdalsfjorden er det imidlertid en meget arts- og individfattig fauna som skyldes de høye konsentrasjonene av tungmetaller en har funnet i området. Faunaen i området utenfor Fiborgtangen synes også å være påvirket av menneskelig aktivitet og dette gjelder også områder i Borgenfjorden hvor det er påvist overgjødsling med følgende oksygenvikt og utryddelse av bunnfaunaen.

Tungmetallanalyser utført på blåskjell, albuskjell, grisetang, flere pelagiske og bunnlevende fiskeslag og fra lever, nyrer og brystmuskulatur hos ærfugl og sildemåke, viste høye verdier av kopper og sink i prøver som var samlet inn i Orkdalsfjorden og i Ilsvika. Innflytelsen av tungmetallutslippene kommer også tydelig til uttrykk i resultatene av bunnundersøkelsene og registreringer som viser at fauna og flora delvis er utryddet i områder hvor tungmetallkonsentrasjonen antas å være størst, dvs. nærmest utslippet.

Analyser av vannprøver innsamlet månedlig fra hovedvassdragene rundt Trondheimsfjorden viser at de registrerte nivåer og variasjoner av ledningsevne, pH og turbiditet er betinget av naturlige forhold som berggrunn, løsavsetninger fra isens aktivitet og marine løsavsetninger og hydrologiske forhold. De registrerte nivåer av tungmetaller synes å ligge betryggende omkring det som naturlig finnes i ferskvann og under antatte skadelige grenser for fisk og kvalitetskrav for drikkevann.

Undersøkelsene av mengden plantenæringsstoffer og klorofyll *a* viser at de horisontale gradienter i hovedfjorden er små. De registrerte verdier i hovedfjorden antas å representere normalverdier for uforurensede norske kystfarvann, ingen av de registrerte verdier er høye nok til å antyde "overgjødsling". Resultatene viser også at den fra elvene og kloakk tilførte mengde plantenæringsstoffer har beskjeden betydning for fjorden som helhet. Nitrogen var den sannsynlige minimumsfaktor fremfor fosfor ved de høye salt-holdigheter en registrerte på de undersøkte stasjonene. Det presiseres at forholdene nær land kan være ganske annerledes.

Zooplanktonundersøkelsene viser at det ikke har skjedd noen varig endring i hovedfjordens tilstand som har influert på zooplanktonbestanden i den undersøkte perioden. En del larver av den vårgytende bestand av zooplankton går hver vår tapt fordi de føres ut av fjorden i det utstrømmende, brakke overflatelaget hvor de befinner seg.

E. Lande, T. Holthe, A. Langeland, E. Sakshaug og T. Strømngren, Universitetet i Trondheim, Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Messet, Erling Skakkestgt. 47B, N-7000 Trondheim.

INNHOLD

Referat	
Sammendrag av undersøkelsene	5
Bunndyrundersøkelser	17
Tungmetallforurensningene av Trondheimsfjorden og den registrerte virkning på fauna og flora	97
Ledningsevne, pH, turbiditet og tungmetaller i hoved- vassdragene rundt Trondheimsfjorden	119
Plantenæringsstoffer og klorofyll <u>a</u>	133
Zooplanktonundersøkelser i Trondheimsfjorden 1972-1974 ..	153

SAMMENDRAG AV UNDERSØKELSENE

1. Bunndyrundersøkelser - Torleif Holthe

Undersøkelsen av bunnfaunaen i Trondheimsfjorden bygger på kvantitative innsamlinger av makrobenthos fra 30 lokaliteter ved maksimum to årlige innsamlinger i perioden juni 1972 til oktober 1974. Innsamlingsstasjonene har vært prøvd lagt som snitt i fjorden fra ca. 20 til maksimum 200 m i ulike deler av fjorden. De undersøkte områder er: Orkdalsfjorden (20-200 m), Buvika (20-100 m), Trondheimsområdet (50-100 m), Strindfjorden (100-200 m), Stjørdalsfjorden (20-50 m), Åsenfjorden (20-50 m), Ytterøya - Skogn (20-100 m), Verdalen (20-50 m), Beitstadfjorden (50-200 m), Steinkjer (20-50 m) og Verrabotn (20-50 m). Hver grabb består av 10 underprøver á 0.1 m^2 , tatt med Petersen grabb. Materialet har gitt mye informasjon om bunnorganismenes fordeling i Trondheimsfjorden, men trass i den intensive innsamlingen har det ikke latt seg gjøre å påvise sikre sesongvariasjoner eller noen tydelig tendens gjennom perioden. For hovedfjorden og de fleste bifjordene må det fastslås at der fremdeles er en meget rik fauna, såvel kvalitativt som kvantitativt. I to områder kan en imidlertid finne faunatyper som tyder på påvirkning fra menneskelig aktivitet. Dette gjelder Orkdalsfjorden og området utenfor Fiborgtangen. I Orkdalsfjorden finner vi en arts- og individfattig fauna som det virker mest naturlig å sammenholde med den høye tungmetallkonsentrasjonen i fjorden. Ved Fiborgtangen finner vi en fauna som nok er artsrik og uvanlig individrik, men tydelig dominert av arter som favoriseres i områder med mye dødt plantemateriale. Dertil kommer at det ved tidligere undersøkelser i Borgenfjorden er påvist overgjødsling med følgende oksygenvikt og virkninger på bunnfaunaen. Ut fra de tegn på "stress" som kan merkes på bunnfaunaen i Trondheimsfjorden må det konkluderes med at menneskelig aktivitet i dag bare påvirker mindre, adskilte bassenger av fjorden. Problemet i dag og i den overskuelige fremtid vil ligge i å unngå opphoping av avfallsstoffer inne i sidebassenger med liten utskiftningskapasitet.

2. Tungmetallforurensningene av Trondheimsfjorden og den registrerte virkning på fauna og flora - Eirik Lande

Innholdet av tungmetaller i marine planter og dyr i Trondheimsfjorden er ufullstendig kjent. Haug *et al.* (1974) undersøkte imidlertid i perioden 1970-1973 innholdet av kopper, sink, kadmium, bly og kvikksølv i grisetang (*Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol.) fra Trondheimsfjorden.

Materiale og metoder

Det ble innsamlet prøver fra fjæresonen på 27 lokaliteter i Trondheimsfjorden og én utenfor fjorden. Primært forsøkte en å samle inn prøver av blåskjell (*Mytilus edulis* L.), albuskjell (*Patella vulgata* L.) og grisetang (*Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jol.). Disse tre artene ble valgt fordi blåskjell er en "filter feeder" som vesentlig lever av planteplankton, albuskjellet lever av algefilmen som den rasper av berg og stein og grisetang absorberer oppløste næringsalter og andre stoffer fra vannmassene som omgir den.

På noen lokaliteter manglet imidlertid noen eller alle disse tre artene eller de var så fåtallige at det ikke var nok materiale til analyse. I slike tilfelle ble det innsamlet prøver av strandkrabbe (*Carcinus maenas* (L.)), tangloppe (*Gammarus locusta* L.), strandsnegl (*Littorina littorea* (L.)), blåretang (*Fucus vesiculosus* L.) eller sauetang (*Pelvetia canaliculata* (L.) Dec. et Thur.).

Det ble også samlet inn prøver av pelagiske og bunnlevende fisk fra fem lokaliteter i fjorden. Tungmetallanalyser ble utført på prøver av sild (*Clupea harengus* L.), vassild (*Argentina silus* (Ascanius)), torsk (*Gadus morhua* L.), hyse (*Gadus aeglefinus* L.), hvitting (*Gadus merlangus* L.), skolest (*Macrurus rupestris* Gunnerus), steinbit (*Anarhichas lupus* L.), smørflyndre (*Glyptocephalus cynoglossus* (L.)), havmus (*Chimaera monstrosa* L.), hågjel (*Galeus melastomus* Rafinesque) og svarthå (*Etmopterus spinax* (L.)).

For å få et mest mulig variert bilde av en eventuell tungmetallforurensning i Trondheimsfjorden var det viktig å foreta analyser på flere nivå i næringskjeden. I tillegg til fisk ble derfor også ærfugl (*Somateria mollissima* (L.)) som befinner seg nær toppen av næringspyramiden, utvalgt som analyseobjekt. Til analyse ble det tatt prøver av lever, nyrer og brystmuskulatur. Egg fra ærfugl ble også analysert og separate analyser av kvikksølvinnholdet i plomme og hvite ble utført. Ærfuglene ble innsamlet

på øya Tautra som ligger midt i Trondheimsfjorden og de ble innsamlet på en tid hvor bare fjordens egen ærfuglbestand var tilstede.

Det har i de senere år blitt registrert en meget markert nedgang i bestanden av sildemåke (*Larus fuscus fuscus* L.) på Trøndelagskysten. I tillegg har en registrert stor dødelighet hos mange av sildemåkene i stadiet like før de skal begynne å fly. Det var derfor av interesse å få undersøkt om dette kunne skyldes påvirkning av tungmetaller. Prøver av sildemåke ble derfor innsamlet på øya Tarva utenfor Trondheimsfjorden, og analyser av lever, nyer og brystmuskulatur ble utført.

Resultater og diskusjon

Resultatene av de gjennomførte analysene viser at prøvene fra Orkdalsfjordområdet (fra Geitastrand til Børsa) og Iilsvikområdet rundt Killingdal grubeselskab anleggs avløp hadde et markert høyere innhold av kopper og sink enn prøver fra de andre undersøkte lokalitetene. Dette skyldes tilførsel av kopper- og sinkholdig avløpsvann fra gruveindustri.

Resultatene fra analysene fra prøver av fisk gir ingen alarmerende indikasjoner og er av størrelsesorden på samme nivå som tidligere registreringer fra andre områder (Andersen *et al.* 1973, 1974, Ackefors *et al.* 1970, Havre *et al.* 1972, Peden 1973, Steele *et al.* 1973).

Dersom en sammenligner resultatene fra analysene av prøver fra fugl og egg med resultatene fra Borg (1970 fra lever av hønsehauk (*Accipiter gentilis* (L.)) og skogdue (*Columba palumba* L.)), og Peden's analyser av egg av gråmåke (*Larus argentatus* Pont.) og sildemåke (*Larus fuscus graellsii* Brehm) (Peden 1973) synes ikke de registrerte analyseverdiene å indikere alvorlig forurensning.

Under innsamling av prøver for analyse fra Iilsvikaområdet ble det observert at makrofauna og -flora totalt manglet i området umiddelbart rundt avløpet fra Killingdal grubeselskabs anlegg. Forøvrig fantes det bare enkelte spredte individer av blåskjell i hele området.

Blåskjellundersøkelser som ble utført ved Trondheim biologiske stasjon, ca. 500 m fra utløpet for avløpsvann fra Killingdal grubeselskabs anlegg, viste at en i løpet av de 15 månedene forsøkene pågikk hadde en dødelighet på 84%, mens blåskjell som vokste i "uforurenset" vann et annet sted i fjorden bare hadde en dødelighet på 11% i samme periode.

Det var også vanskelig å finne tilstrekkelig mengde blåskjell for analyse i Orkdalsfjorden. Innflytelsen av utslipp fra gruveindustrien kom imidlertid bedre til uttrykk i resultatene av bunndyrundersøkelsene.

Disse resultatene indikerer at bunnfaunaen i Orkdalsfjorden er "stresset" og påvirket av forurensning av tungmetaller. Undersøkelser om hvilke andre faktorer som muligens kunne ha ført til unormale forhold, viste at disse ikke kunne ha forårsaket de unormale tilstander.

Undersøkelsen av bunnsedimentene på 20, 50 og 100 m dyp i Buvika og i selve Orkdalsfjorden viste at innholdet av kopper og sink var relativt høyere i sedimentene fra Orkdalsfjorden (Fiskum *et al.* 1974). Videre går det fram at innholdet av tungmetaller i sedimentene fra Orkdalsfjorden øker med økende dyp.

3. Ledningsevne, pH, turbiditet og tungmetaller i hovedvassdragene rundt Trondheimsfjorden - Arnfinn Langeland

Rapporten bygger på vannprøver som er tatt månedlig fra august 1972 til juni 1974 fra følgende lokaliteter: Orkla (4 stasjoner), Gaula, Nidelva, Stjørdalselva, Levangerelva (4 stasjoner) med sideelva Leirabekken, Verdalselva, Steinkjerelva og fire tilløpsbekker til Borgenfjorden.

Ledningsevne, pH og turbiditet

Karakteristisk for både ledningsevne, pH og turbiditet er betydelige variasjoner gjennom året. Disse nivåer og variasjoner er primært betinget av berggrunnens beskaffenhet, løsavsetningene fra isens aktivitet og marine avsetninger og de hydrologiske forhold i vassdraget.

De laveste verdier for ledningsevne er funnet under flomperiodene og de høyeste gjennomgående under lav vintervannføring. Orkla som er en typisk flomelv synes å reagere spesielt sterkt med stor variasjon avhengig av vannføring, mens det motsatte er tilfellet med f.eks. Nidelva hvor ledningsevnen varierer lite. Reguleringen av Nidelva og Selbusjøen bidrar til å dempe variasjonene. Ekstremt høye verdier er observert på de nederstliggende stasjonene, spesielt i Levangerelva, sannsynligvis p.g.a. sjøvannsinnblanding. Dette forhold kan også gjelde for de høyeste observerte verdier i Verdalselva om enn i mindre grad. På grunn av lavere nitratverdier i Verdalselva 2.7.1973 (340 µg N/l) og ledningsevne 400) mot 11.1. 1973 (390 µg N/l og ledningsevne 170) er det lite sannsynlig med forurenningseffekter.

Lokalitetene kan naturlig grupperes i tre etter gjennomsnittsverdiene for ledningsevne:

Gruppe I: Bekker til Borgenfjorden og Leirabekken	134-218 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 427 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Gruppe II: Orkla, Verdalselva og Levangerelva	67-90 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Gruppe III: Gaula, Stjørdalselva, Steinkjerelva og Nidelva	37-52 $\mu\text{S}/\text{cm}$

En gruppering etter gjennomsnittsverdier for turbiditet deler lokalitetene naturlig i to grupper:

Gruppe A: Bekker til Borgenfjorden, Leirabekken og Verdalselva	28-47 J.T.U. 33-39 J.T.U.
Gruppe B: Orkla, Gaula, Nidelva, Steinkjerelva og Levangerelva	5-13 J.T.U.

Ledningsevnen er et mål for vannets totale innhold av salter. Forskjellen mellom gruppe II og III har sannsynligvis sammenheng med høyere innhold av først og fremst kalsiumbikarbonat i elvene i gruppe II.

Den høye ledningsevnen i bekkene til Borgenfjorden og Leirabekken er vanskelig å forklare årsaken til, da innholdet av salter er ukjent. Men flere momenter tyder på at vannkvaliteten i disse områdene i stor grad bestemmes av løsavsetningene, først og fremst fra marin leire, hvor saltene i varierende grad er vasket ut og erstattet med ferskvann, jfr. Holtedal (1960).

Den nøytrale til svakt basiske pH-reaksjon for alle lokaliteter tyder på god bufferkapasitet eller evne til å nøytralisere syre. De undersøkte vassdragene skulle således være lite utsatt for forsurening p.g.a. sur nedbør.

De høyeste turbiditetsverdier er som ventet registrert under flomperioder i elvene. Verdalselva, tilløpsbekkene til Borgenfjorden og Leirabekken ved Levangerelva skiller seg klart fra de andre lokalitetene ved betydelig høyere turbiditet (jfr. gruppe A, nevnt ovenfor). Dette er betinget av drenering gjennom områder med mektige løsavsetninger av leire og grus. De gjennomgående meget høye turbiditetsverdier målt i Verdalselva, må antas å ha negative virkninger på produksjonen av planter og dyr i forhold til de andre større elvene.

Tungmetaller

De foreliggende analyseserier av tungmetaller kan fortelle noe om basisnivået for de forskjellige stoffer, men ikke om variasjonene i tid som kan være store og endre seg mye over kort tid.

Når det tas forbehold om at enkelte sterkt avvikende analyser sannsynligvis skyldes analysefeil, blant annet at innholdet av løst stoff i flere tilfeller overstiger totalinnholdet og at den siste serien for kvikksølv vedkommende ligger systematisk høyere enn i foregående serie, synes resultatene for bly, kadmium, krom, kvikksølv, nikkel og kobolt å ligge betryggende på det nivå og innenfor de variasjoner som finnes i narutlig vann. For kopper og sink ligger alle analyseverdiene godt under de antatte grenser for skadelige effekter på fisk (Eifac technical paper No. 21, Snekvik 1966, 1969a, 1970, 1975) selv om de tidligere undersøkelser referert har vist at forurensninger av kopper og sink med betydelige skadevirkninger, eksisterer i Orkla og Gaula.

Den ene tilløpsbekken til Borgenfjorden og Verdalselva, i mindre grad også Levangerelva, hadde betydelig høyere innhold av jern og mangan enn de øvrige lokaliteter. Dette har sannsynligvis sammenheng med de naturlige forhold med høyt innhold av metaller i grunnen som vesentlig består av marine sedimenter (Holtedal 1960). De høye jernkonsentrasjonene registrert virker først og fremst mekanisk forstyrrende på levende organismer i elvene ved utfelling på åndedrettsorganer og nedslamming av bunnsubstrat o.l.

Som en konklusjon kan sies at de registrerte nivåer og variasjoner av ledningsevne, pH og turbiditet i de undersøkte vassdrag, er betinget av de naturlige forhold som berggrunn, løsavsetninger fra isens aktivitet og marine løsavsetninger og de hydrologiske forhold. I tidsrommet under søkelsen har pågått er det ikke funnet forurensninger p.g.a. menneskelig aktivitet som med sikkerhet kan påvises av pH, ledningsevne og turbiditet. Alle registrerte nivåer av tungmetaller synes å ligge betryggende omkring det som finnes naturlig i ferskvann og under antatte skadelige grenser for fisk og kvalitetskrav for drikkevann. Tidligere refererte undersøkelser i Orkla og Gaula har påvist betydelige forurensningsproblemer av kopper og sink.

4. Plantenæringsstoffer og klorofyll a - Egil Sakshaug

Horisontale gradienter i plantenæringsstoffer i fjorden er små - ofte ikke merkbare. I vintersituasjonen kan sees en økning i nitrat, fra 9 til 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ fra St. 18 til St. 1 i januar - for orthofosfat antydes den motsatte situasjon om vinteren - med de laveste verdier i indre fjord og de høyeste i ytre fjord. Denne situasjonen eksisterer også i vekstsesongen for orthofosfat. Da orthofosfat, spesielt om vinteren, utgjør praktisk talt alt løselig fosfor, er den samme gradienten tydelig også for total løst fosfor. For total løst nitrogen er ingen horisontal gradient tydelig - og av ammonium er det for få analyser til å slutte noe sikkert i så måte.

Som en konklusjon kan sies at de horisontale gradienter er så små at de er uten enhver interesse i forurensningssammenheng. Det presiseres at de undersøkte stasjoner ligger i åpne områder og IKKE nær land, og at slutningen gjelder fjorden som helhet. Nær kloakkutslipp og tettbebyggelse kan forholdene være sterkt avvikende fra de her beskrevne.

Det fremgår at til enhver tid er den totale løste nitrogenfraksjon langt større enn nitratfraksjonen. Differensen mellom den er 3-6 $\mu\text{g}/\text{l}$, uten noen tydelig årstidsvariasjon. Videre fremgår at ammonium utgjør kun en liten del av denne differansen. Det er ikke foretatt nærmere analyser av denne fraksjonen, den kan tenkes å inneholde alt fra enkle forbindelser som urea og aminosyrer opp til kompliserte, sykliske forbindelser.

En må anta at en stor del av denne fraksjonen er utilgjengelig for planktonalger og dessuten tungt nedbrytbar (ut fra mangelen på årstidsvariasjon, og det faktum at en tidligere har vist at planktonalger i Trondheimsfjorden av og til viser fysiologiske tegn på nitrogenmangel - til tross for tilstedeværelsen av denne fraksjonen).

Differansen mellom total løst fosfor og orthofosfat viser et minimum om vinteren og et maksimum i vekstsesongen - og må følgelig sees i forbindelse med planteplanktonets stoffomsetning. Årstidsvekslingen antyder at det meste av denne fraksjonen utgjøres av relativt lett nedbrytbare stoffer som er produsert av plante- og/eller dyreplankton.

Den relative betydning av plantenæringsstoffer
i sjøvann, ferskvann og kloakk

Sjøvannets kapasitet for vekst av planteplankton finner man ved å måle mengden av plantenæringsstoffer i vann hvor planteplankton enda ikke har forbrukt noe. Dette er her gjort ad to veier: (1) estimerer fra vinter- vannet i 0-20 m, og (2) estimat for vannmasser i 20 m dyp (med unntak av vanntyper som er tydelig blandet med det overliggende, utarmete vann). Disse to typene estimerer viser i prinsippet den samme tendens:

- a) Saltholdigheten avtar svakt innover i fjorden
- b) Nitratinnholdet øker svakt innover i fjorden
- c) Orthofosfatinnholdet viser ingen tydelig tendens

Den aktuelle plantevekst er avhengig av i hvilken grad disse rike vannmassene i dypet kan komme opp i de belyste lag, og den tilførsel som kommer fra land.

Den antydete økningen i nitrat innover i fjorden har sannsynligvis sammenheng med ferskvannspåvirkningen (som gjenspeiles i saltholdigheten).

De registrerte verdiene antas å representere normalverdier for uforurensete norske kystfarvann, ingen av de observerte verdier er høye nok til å antyde en "overgjødning" for de undersøkte stasjonene (igjen med et forbehold om forholdene nærmere land).

Karakteristisk for det uforurensete ellevannet i forhold til sjøvann, er de særdeles lave verdiene for orthofosfat og de høye verdiene for nitrat pluss ammonium - spesielt i vintersesongen. Dette gir ellevannet høye tallforhold mellom N og P for løste stoffer.

Ferskvannets betydning i forhold til sjøvannet er sesongbetont, og er selvfølgelig minst i perioder med lav vannføring (høy saltholdighet). Under første vårblomstring er den gjennomsnittlige saltholdigheten i de øverste 10 m høyere enn 27 ‰ - selv ved St. 1 - og hvis en antar at kystvannet har en saltholdighet på 32.8 ‰, kan en regne ut at fjordvannet er en blanding av ferskvann og kystvann med et blandingsforhold mindre enn 1:5. Under andre vårblomstring er det gjennomsnittlige blandingsforhold mellom ferskvann og saltvann 1:4 i de øverste 10 m ved St. 15, og kan av dataene sees aldri å gå under 1:3 - det vil si at selv i flomtiden vil bidraget fra ferskvannet m.h.p. næringsstoffer være underordnet bidraget fra sjøvannet i det laget hvor planteplanktonet vokser.

Videre kan en anslå at av de plantenæringsstoffer som forbrukes under første vårblomstring, i de øverste 10 m, må mindre enn 25% av nitrattet

og mindre enn 7% av orthofosfatet komme fra ellevannet. Tilsvarende tall for andre vårblomstring (flomtiden) må bli mindre enn henholdsvis 15 og 10%. Den enda mindre betydning av ellevannets nitrat i flomtiden enn under første vårblomstring skyldes det lave nitratinnholdet i ellevannet i vekstsesongen.

Disse tallene understreker at innholdet av plantenæringsstoffer i elvene vil ha beskjedne betydning for fjorden som helhet - og som allerede nevnt har kloakken enda mindre betydning (atter en gang sett bort fra lokale virkninger). Det meste av plantenæringsstoffene for algevekst kommer fra de dypereliggende vannmasser i fjorden - ved at disse bringes opp i de øverste 10 m via forskjellige hydrodynamiske prosesser.

Elvene har likevel en stor betydning for vekstforholdene i fjorden idet den utgående strøm av ferskvann vil rive med seg saltvann. Ved St. 15 skjer dette i forholdet 1:4 mellom ferskvann og saltvann i flomtiden (øverste 10 m). Betydelige mengder med saltvann vil dermed bli brakt opp fra dypere nivåer under flom - og dette kan ansees som den viktigste årsak til den andre vårblomstring.

Om minimumsfaktorer

Nitrogen og fosfor er de eneste undersøkte av potensielle minimumsfaktorer for algevekst i Trondheimsfjorden. Et studium av N/P -forholdet kan bidra til å belyse hvilket av disse elementene som er det mest sannsynlige av dem som minimumsfaktor for algevekst.

Tidligere målinger av planteplankton i fjorden har vist at algene har et N/P -forhold i området 13-19, med middel i området 15-16. Undersøkelser i kulturer av kiselalger fra fjorden har vist at fysiologiske tegn på fosformangel, f.eks. nedsatt veksthastighet, ikke er målbare før N/P -forholdet i algene når en verdi på 25 eller mer.

Til sammenligning har da det "ubrukte" kystvannet (St. 18) om vinteren eller fra 20 m dyp et N/P -forhold på under 15, ellevannet et forhold på over 40 (løst N og P), og kloakk et forhold på ca. 7.5. I hvilken grad det partikulære N og P fra elvene er tilgjengelig for algevekst, er ukjent. Inkluderes den partikulære fraksjonen i ellevannet, blir N/P -forholdet for elvene ca. 18.

Av dette sees følgende:

- Sjøvannet har et N/P -forhold som ligger nær inntil det forhold planktonet har - med verdier noe lavere enn i planteplanktonet.
- Kloakk har et N/P -forhold som er betydelig lavere enn planktonalgenes.

Av dette kan konkluderes at sjøvann fra naturens side har relativt mer fosfor enn nitrogen i forhold til planktonalgenes behov. Følgelig vil nitrogen være den sannsynlige minimumsfaktor fremfor fosfor. For kloakk kan det samme sies, men her er forskjellen i tallforhold lang mer uttalt. - Ellevann har betydelig høyere N/P -forhold enn sjøvann, i hvertfall for de løste stoffenes vedkommende.

Brakkvann vil derfor ha et mindre fosforoverskudd enn rent sjøvann, og fosfor som minimumsfaktor er derfor mulig ved lave saltholdigheter, iallfall hvis en kan anta at det partikulære fosfor fra elvene er i en utilgjengelig form. Hvis dette partikulære fosfor er tilgjengelig for algevekst, vil fosfor være usannsynlig som minimumsfaktor i det N/P -forholdet i brakkvannet neppe vil overstige de 25 som gir fysiologiske tegn på P-mangel i algene. Imidlertid er det mulig at dette partikulære P synker relativt hurtig ut av overflatelagene etter å ha kommet i fjorden.

5. Zooplanktonundersøkelser i Trondheimsfjorden 1972-1974 - Tor Strømgren

Zooplanktonet er små dyr som svever fritt i vannmassene. De fleste er planteetere og spiller en særdeles viktig rolle i havets husholdning i det de kan nyttiggjøre seg havets primærproduksjon, planteplanktonet, og videreføre denne næringsressursen til dyr som er høyere opp i næringskjeden. Den kjente rauåten er et typisk og meget viktig zooplankton.

Flere viktige arter og grupper av zooplankton viser betydelige variasjoner i mengde fra år til år i Trondheimsfjorden. Det er imidlertid ingen generell trend i variasjonene og det tyder på at det i løpet av perioden 1963-1974 ikke har skjedd en varig endring i fjordens tilstand på en slik måte at zooplanktonbestanden har blitt influert. De målinger denne konklusjonen bygger på refererer seg imidlertid til stasjoner i hovedfjorden og det kan ikke utelukkes at det i avgrensede områder med spesielle forhold kan ha intruffet varige endringer av zooplanktonet. I Borgenfjorden er mengden av visse typer zooplankton større enn i hovedfjorden, og i det indre basseng har de en klar tendens til å ha et forlenget maksimum utover høsten. En antar at dette har sammenheng med gode ernæringsforhold. Ingen ting tyder på at zooplanktonet er negativt influert av forholdene i Borgenfjorden.

Trondheimsfjorden viser generelt større mengde av zooplankton enn sammenlignbare områder langs norskekysten. Dette kan være betinget av gode ernæringsforhold også i hovedfjorden, men andre, ukjente, faktorer kan også spille inn.

Zooplankton har liten evne til egenbevegelse, og de lokale vannbevegelser er derfor av avgjørende betydning for zooplanktonbestanden. Flere faktorer påvirker fjordens sirkulasjon, tilførsel av elvevann, vind og horisontale forflytninger av vannmasser i forskjellige dyp, både mellom fjorden og kysten, og mellom de ulike bassenger i fjorden. Enkelte av disse vannbevegelser er store og kan være avgjørende for zooplanktonbestanden til ulike tider av året.

Det er viktig å skaffe seg oversikt over hvordan og i hvor høy grad slike vannbevegelser har betydning. Dette fordi fysiske inngrep i naturen kan tenkes å påvirke de normale vannbevegelser varig, og i en slik grad at zooplanktonet påvirkes. På den annen side vil en hyppig utveksling mellom fjordens og kystens zooplankton redusere virkningen på zooplankton av eventuelle skadelige forhold i fjorden.

Transporten av zooplankton er influert av både biologiske (forplantning, vertikal vandring) og hydrologiske/klimatiske forhold. Flere av disse faktorer varierer uavhengig og en beskrivelse av artenes dynamikk i fjorden er derfor nokså komplisert. Imidlertid kan visse hovedtrekk skisseres på grunnlag av de undersøkelser som er gjort.

For de artene som hører til i fjorden og som har vårmaksimum finner det sted en gyting i mars og april. Den viktigste av disse artene er rauåten, *Calanus finmarchicus*, som i visse perioder kan være ganske dominerende. Voksne individer vandrer opp mot overflaten i februar og mars og gyter i mars-april. De minste larvene oppholder seg i de aller øverste vannlagene i denne perioden og vil være utsatt for en utstrømning av brakkvann i overflaten. En del av bestanden vil dermed føres ut av fjorden. De store årlige variasjonene i antallet i vårgenerasjonen av *C. finmarchicus* kan sannsynligvis tilskrives variasjon i avrenning som følge av variasjon i vintervannføring. En rekke andre vårgytere med larver nært overflaten er også utsatt for denne påvirkningen.

I mai er elvevannstilførselen stor på grunn av snøsmelting. På denne tiden vil imidlertid larvene av *C. finmarchicus* normalt ha nådd et utviklingsstadium hvor de befinner seg dypere i sjøen og avrenningseffekten vil derfor være mindre. Flere andre arter må imidlertid antas å tape en del av bestanden også i vårflommen.

Vanninnstrømningen senere på året, om sommeren og høsten, kan til en viss grad kompensere for tapet om våren. Disse senere vanninnstrømmingene er imidlertid vesentlig mer påvirket av fysiske prosesser i havet og kystfarvannene, slik at de er langt mer upåvirkelige av inngrep i naturmiljøet. Dette medfører at et tap av vårplanktonet som skyldes en varig økning av vintervannføring, neppe kan ventes å bli erstattet i tilsvarende grad ved at vannføringen til andre tider av året reduseres.

BUNNDYRUNDERSØKELSER

AV

TORLEIF HOLTHE

Innledning

Denne rapporten inneholder en fremstilling av de kvalitative og kvantitative data som er fremkommet ved bunndyrsundersøkelser i Trondheimsfjorden i perioden juni 1972 til oktober 1974.

Ved en undersøkelse av miljøforholdene i et område er det ikke tilstrekkelig å beskrive de fysikalske faktorer. Vi må også vite hvordan disse virker på organismene i området. Det ville imidlertid være ugjørlig å undersøke alle biocoenoser i det marine miljø, og vi må derfor velge ut en gruppe organismer som vi kan definere og gjøre til gjenstand for systematiske undersøkelser. (Definisjonen kan ikke gjøres strengt økologisk, men må også referere til innsamlingsmetode, og det vil derfor ikke være riktig å snakke om biocoenoser eller samfunn, men heller om assosiasjoner.) Visse krav bør tilfredsstilles for at den gruppe organismer som velges skal være egnet til vårt formål, nemlig:

1. De naturlige bestandsvariasjoner bør ikke være for store
2. Organismene bør være stasjonære
3. Deres habitat bør være mest mulig uniformt
4. Organismene bør kunne innsamles kvantitativt
5. At det tidligere er utført grunnforskning som beskriver biocoenosens synøkologi og artenes biologi
6. At man har spesialister som kan identifisere organismene og tolke resultatet.

Den gruppe organismer som i vårt tilfelle kommer nærmest opp til å tilfredsstille disse krav er den jevne bunns makrofauna. Dette er forøvrig et valg som støttes av innstillingen fra den komitéen for utredning av "baseline studies" i norske farvann som ble oppnevnt av Norske Havforskernes Forening i 1972.

Bløtbunnsfaunaen (på de dyp vi har undersøkt finnes ingen flora) er en biocoenose, denne består av mikro-, meio- og makrobenthos. Med makrobenthos menes her den del av faunaen som holdes tilbake ved sikting gjennom en sikt med maskevidde på 1 mm, dog er éncellede organismer (foraminiferer) ikke tatt med, sjøl om enkelte arter kan være store nok. En videre begrensning ligger i at vi bare kan betrakte de arter som tilhører infaunaen (dvs. dyr som lever nedgravet i sedimentet) som kvantitativt innsamlet. Epibenthos (dvs. dyr som beveger seg oppe på sedimentoverflaten) vil på grunn av innsamlingsteknikken alltid være underrepresentert.

Materiale og metoder

Det foreliggende materiale ble innsamlet fra juni 1972 til oktober 1974. I alt 30 stasjoner ble undersøkt, disse er vist i Fig. 1, og av Tabell 1 fremgår når det ble samlet materiale.

Innsamlingen ble foretatt ved hjelp av en 0.1 m² Petersen grabb. Alle prøver består av 10 delprøver á 0.1 m². Ved dybder av 20 eller 50 m ble fartøyet forankret ved stasjonen, ved større dybde måtte fartøyet holdes i posisjon ved manøvrering. Materialet ble siktet gjennom en sikt med maskevidde 1 mm. Ombord ble materialet sortert i tre hovedgrupper og fiksert.

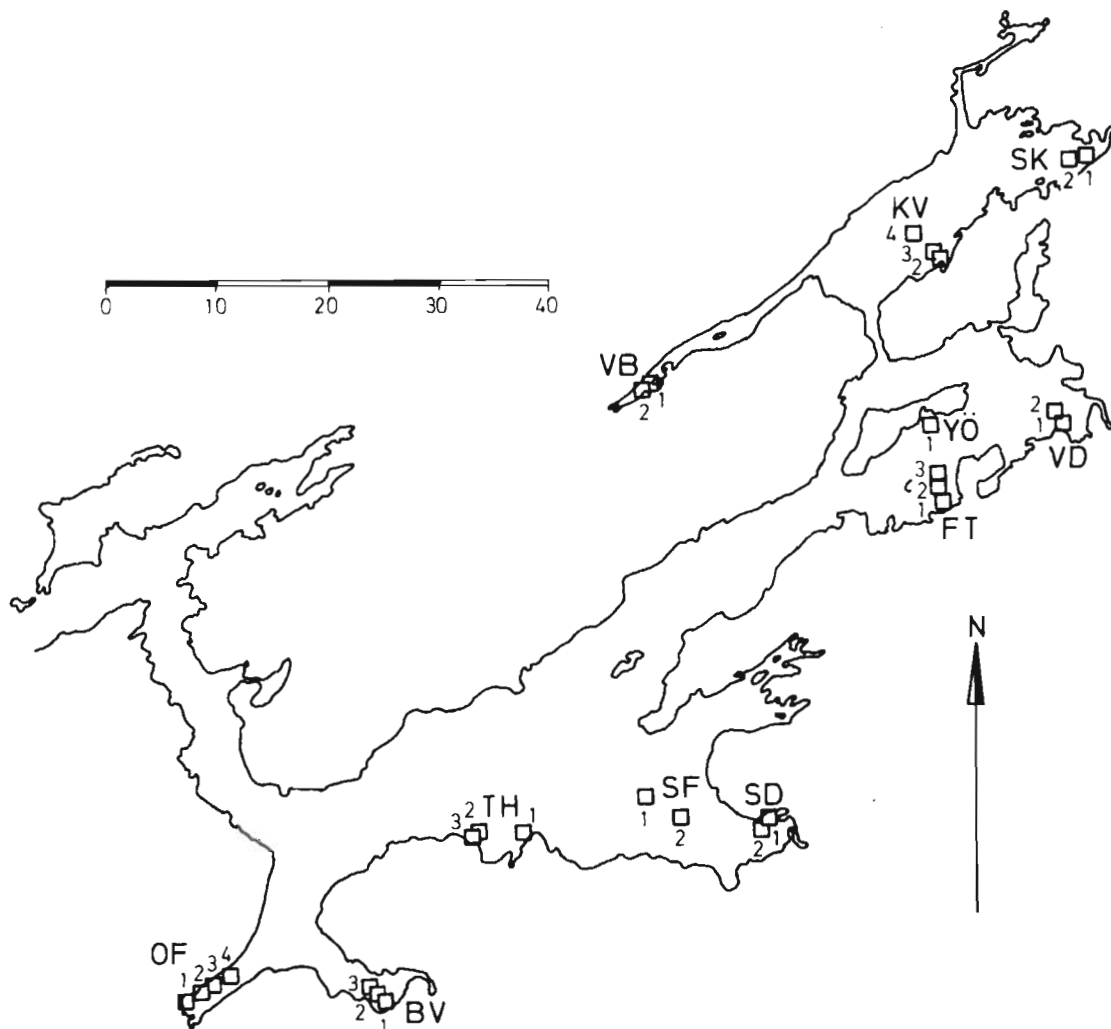


Fig. 1. Kart over Trondheimsfjorden med innsamlingslokaliteter angitt.

Bestemmelse av materialet ble så vidt mulig utført til artsnivå. Noen få høgre taxa er generelt ikke bestemt, dette gjelder Polycladia, Nemertini, Amphipoda, Cumacea og Holothuroidea. Pelecypoda er bestemt av vit.ass. Eirik Lande, Gastropoda av amanuensis Jon-Arne Sneli, Ascidiacea av vit.ass. Bjørn Gulliksen, og øvrige grupper av meg. Materialet oppbevares ved DKNVS, Museet.

Databehandling ble utført ved RUNIT (Univac 1108). Programserien "Benthos" ble laget for denne undersøkelsen av ingeniør Paul Lundquist etter mine spesifikasjoner. De beregninger som er presentert i denne rapporten er følgende: for hver taxon, stasjon og tokt i middel og standard avvik. For hver stasjon og tokt Simpsons (λ), Shannon-Wieners (H_s) og Margalefs (d) diversitetsindekser:

$$\lambda = \frac{N^2 - \sum x_i^2}{N(N-1)}$$

$$H_s \approx - \sum \frac{x_i}{N} \ln \frac{x_i}{N}$$

$$d = \frac{S - 1}{\ln N}$$

hvor N er det samlede antall individer, S er antall arter og x_i er antall individer av i-te art.

For hver stasjon og tokt er også beregnet "Sampling efficiency" (S_n) etter Engens metode (Strømgren et al. 1973, Engen s.a.):

$$1 - \frac{m}{N} < S_n < 1$$

hvor N er det samlede antall arter, og m er tatt fra Engens tabeller for et signifikansnivå på 0.05.

For alle par av stasjoner er kvalitativ (cc) og kvantitativ C_z similaritet beregnet:

$$cc = \frac{c}{a + b - c} 100$$

hvor a er antall arter fra stasjon A, b er antall arter fra stasjon B og c er antall arter felles for begge stasjoner.

$$C_z = \frac{2 \sum \min (a_i, b_i)}{\sum a_i + \sum b_i}$$

hvor a_i og b_i er antall individer av i-te art for henholdsvis A og B.

Resultater

De arter (og høyre ubestemte taxa) som er funnet i løpet av undersøkelsen er oppført i Tabell 2. Resultater fra de enkelte stasjoner er vist i Tabellene 3-32 og i søylediagrammene Fig. 2-31. Similaritetsverdier er vist i Tabell 33.

De enkelte områder

Orkdalsfjorden (Tabell 3-6, Fig. 2-5)

Dette området skiller seg tydelig ut fra alle andre undersøkte områder. I alle undersøkte dyp viser Orkdalsfjorden lav similaritet med Trondheimsfjorden forøvrig, såvel kvalitativt som kvantitativt. Dette skyldes ikke at vi her finner arter som ikke opptrer andre steder, men at artsantallet er lite, og at individmengden utgjøres av noen få arter. Disse er *Scoloplos armiger*, *Heteromastus filiformis*, *Chaetozone setosa* og *Thyasira* sp. Ned til et dyp mellom 100 og 200 m opptrer en god del arter, særlig polychaeter, i mindre antall, men over alt er diversiteten påfallende liten. Det totale antallet individer er svært lavt i de større dyp, i oktober 1972 ble det funnet bare fire individer på 1 m² på 200 m dyp. I Orkdalsfjorden ble også det hittil eneste eksemplar av *Capitella capitata* fra Trondheimsfjorden funnet. Allerede på de grunneste stasjoner (20-100 m) er det tydelige tegn på "stress", hvilket vil si at miljøet er kontrollert av fysiske faktorer, slik at faunaen blir fattigere enn den ville blitt ved en normal konkurranse mellom de organismer som finnes i tilgrensende deler av Trondheimsfjorden.

Årsaken til dette "stress" kan vi ikke finne i hydrografiske forhold, eller i sedimentets natur, da disse ikke skiller seg fra tilsvarende deler

av Trondheimsfjorden. Det er kjent at bunnmaterialet i Orkdalsfjorden er ustabil; at det forekommer underjordiske ras, men om dette forhold skulle ha innvirkning på faunaens sammensetning, måtte det skje store ras minst annenhvert år. Forholdet er nemlig at et fjordsystem er svært åpent for innvandring av organismer fra tilstøtende farvatn, og at en nykolonisering av et område skjer i løpet av et par år dersom de fysikalske forhold forbedres. Artslistene viser da også at det stadig opptrer mange bunndyrarter i Orkdalsfjorden, men at disse synes å ha vanskelig for å slå til i den utstrekning som er normal. Vi står da igjen med muligheten for at "stresset" på faunaen skyldes virkninger av tungmetaller. En undersøkelse over tungmetallinnholdet i littorale organismer (Lande 1974) viser nettopp at innholdet av visse tungmetaller (særlig kopper og sink) er langt høyere i Orkdalsfjorden enn i Trondheimsfjorden forøvrig.

Buvika (Tabell 7-9, Fig. 6-8)

I dette området finnes i alle undersøkte dyp (20-100 m) en arktisk fauna. Diversiteten er høy. Den variasjon som gjør seg gjeldende fra tokt til tokt på 20 m dyp, må tilskrives faunaens ujevne fordeling, og er ikke uttrykk for en sesongvariasjon.

Trondheim (Tabell 10-12, Fig. 9-11)

I området vest for byen viste det seg vanskelig å finne brukbare bunnforhold. Det lyktes således bare én gang å få prøver fra Brænebukta. Mye grov grus og stein i sedimentet resulterte i dårlig fylling av grabben. På 50 m dyp er faunaen sterk dominert av polychaeten *Melinna cristata*. Masseopptreden av denne arten ser imidlertid ut til å forekomme helt naturlig i våre farvatn. Øst for byen, ved Korsvika (50 m) er det likeledes mye *M. cristata*, men her finner vi også et artsantall som er det høyeste for noen bløtbunnslokalitet som er undersøkt i Trondheimsfjorden.

Strindfjorden (Tabell 13-14, Fig. 12-13)

Her finner vi en fauna som er typisk for litt dypere vatn (100-200 m). Særlig er slangestjernene, *Amphiura chiajei*, *A. filiformis* og *Amphilepis norvegica*, karakteristiske. At individtallet er lite ved de

siste innsamlingene (oktober 1973 og oktober 1974) kan skyldes både naturlig variasjon og at det er vanskelig å få gode prøver i såpass åpent farvatn i dårlig vær.

Stjørdalsfjorden (Tabell 15-16, Fig. 14-15)

Faunaen innenfor terskelen til Stjørdalsfjorden er artsrik, og diversiteten er høy. Karakterdyr her synes å være polychaeten *Maldane sarsi* og muslingene *Abra alba* og *A. nitida*.

Åsenfjorden (Tabell 17-19, Fig. 16-18)

Disse stasjonene, som ligger i Åsenfjorden og Lofjorden er undersøkt bare ved to tokt, har en fauna som er noe arts- og individfattig. Dette er ikke unormalt inne i fjordarmer. Diversiteten er ikke lav.

Ytterøya - Skogn (Tabell 20-23, Fig. 19-22)

Mens faunaen sør for Ytterøya på alle måter virker normal, så ser det ut som vi finner en kvantitativt avvikende fauna når vi nærmer oss Fiborgtangen. Faunaen her er mer enn vanlig artsrik, men individmengden utgjøres av noen få muslingarter, nemlig *Thyasira* spp. (særlig *T. sarsi*), *Abra alba* og *A. nitida*. *T. sarsi* synes ofte å opptre i stort antall i områder med mye dødt plantemateriale. Bunnen inneholder da også svært mye flis og trefiber, hvilket må skyldes treforedlingsindustriens nærhet. Sjøl om dette avfallet kjemisk er forholdsvis uvirksomt, synes det som om det bidrar til å forandre sedimentets mekaniske egenskaper slik at visse muslingarter favoriseres i konkurransen.

Verdalen (Tabell 24-25, Fig. 23-24)

På disse stasjonene er det bare samlet inn prøver to ganger. Karakterdyr her er polychaeten *Maldane sarsi* og muslingene *Abra alba*, *A. nitida* og *Corbula gibba*. Faunaen er forholdsvis arts- og individrik.

Beitstadfjorden (Tabell 26-29, Fig. 25-27)

I Beitstadfjorden er det tatt to snitt, ett fra Kirknesvågen og ut til 200 m dyp og ett som omfatter dybdene 20 og 50 m utenfor Steinkjer. Snittet ut fra Kirknesvågen kan sammenliknes med et tilsvarende snitt i hovedfjorden (TH, SF2, SF1), og disse to snittene viser da også stor overensstemmelse. Forskjellene er ikke større enn det man måtte vente av naturlige årsaker når man går innover i et fjordsystem. Utenfor Steinkjer er innsalget av visse muslinger (*Abra alba*, *A. nitida*, *Thyasira* spp.) forholdsvis stort, dette gjelder særlig på 20 m. Forholdet kan skyldes sedimentets mekaniske egenskaper. Bunnen her er nemlig uallminnelig seig, og den har en mørk farge.

Verrabotn (Tabell 31-32, Fig. 30-31)

Her er det gjort få innsamlinger, og det er vanskelig å finne egnet bløtbunn. Faunaen er forholdsvis individfattig, og heller ikke særlig artsrik, men diversiteten er høy. En slik fjordarm vil naturlig huse færre arter enn hovedfjorden, og den faunaen som er tilstede er egentlig overraskende rik.

Sammenfattende kan man si at Trondheimsfjorden, med unntak av noen få områder som viser virkninger av menneskelig aktivitet, har en svært rik fauna som de fleste steder synes å være kontrollert av naturlige betingelser. Det er ikke mulig å påvise noen signifikant forandring av fjordens bunnfauna gjennom de tre år undersøkelsen har pågått.

Sammendrag og drøfting

Denne undersøkelsen av bunndyrsfaunaen i Trondheimsfjorden bygger på kvantitative innsamlinger av makrobenthos fra 30 lokaliteter ved maksimum to årlige innsamlinger i perioden juni 1972 til oktober 1974. Innsamlingsstasjonene har vært prøvd lagt som snitt i fjorden fra ca. 20 til maksimum 200 m i ulike deler av fjorden. De undersøkte områder er: Orkdalsfjorden (20-200 m), Buvika (20-100 m), Trondheimsområdet (50-100 m), Strindfjorden (100-200 m), Stjørdalsfjorden (20-50 m), Åsenfjorden (20-50 m), Ytterøya - Skogn (20-100 m), Verdalen (20-50 m), Beitstadfjorden (50-200 m),

Steinkjer (20-50 m) og Verrabotn (20-50 m). Hver prøve består av 10 underprøver á 0.1 m², tatt med Petersen grabb. Materialet har gitt mye informasjon om bunnorganismenes fordeling i Trondheimsfjorden, men trass i den intensive innsamlingen har det ikke latt seg gjøre å påvise sikre sesongvariasjoner eller noen tydelig tendens gjennom perioden. For hovedfjorden og de fleste bifjordene må det fastslås at der fremdeles er en meget rik fauna, såvel kvalitativt som kvantitativt. I to områder kan en imidlertid finne faunatyper som tyder på påvirkning fra menneskelig aktivitet. Dette gjelder Orkdalsfjorden og området utenfor Fiborgtangen. I Orkdalsfjorden finner vi en arts- og individfattig fauna som det virker mest naturlig å sammenholde med den høye tungmetallkonsentrasjonen i fjorden. Ved Fiborgtangen finner vi en fauna som nok er artsrik og uvanlig individrik, men tydelig dominert av arter som favoriseres i områder med mye dødt plantemateriale. Dertil kommer at det ved tidligere undersøkelser i Borgenfjorden er påvist overgjødning med følgende oksygenvikt (McClimans 1973) og virkninger på bunnfaunaen (Holthe 1973). Ut fra de tegn på "stress" som kan merkes på bunnfaunaen i Trondheimsfjorden må det konkluderes med at menneskelig aktivitet i dag bare påvirker mindre, adskilte bassenger av fjorden. Problemet i dag og i den overskuelige fremtid vil ligge i å unngå opphoping av avfallsstoffer inne i sidebassenger med liten utskiftningskapasitet.

Litteratur

- Engen, S. s.a. *The sampling efficiency in multinomial sampling* (Manuskript).
- Holthe, T. 1973. *Borgenfjordens Polychaeta, Echiurida, Sipunculida, Priopulida, Phoronida og Enteropneusta*. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Trondheim. 190 pp.
- Lande, E. 1974. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1974-9*.
- Lundquist, P. & T. Holthe. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makrobenthosundersøkelser. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1974-8*.
- McClimans, T. 1973. Physical oceanography of Borgenfjorden. *K. norske Vidensk. Selsk. Skr. (2): 1-43*.
- Strømgren, T., R. Lande & S. Engen. 1973. Intertidal distribution of the fauna on muddy beaches in the Borgenfjorden area. *Sarsia 53: 49-70*.

Table 1. Stations and cruises

Depth in meters	OF				BV			TH			SF		SD			AF			FT			YØ	VD		KV				SK		VB		
	1	2	3	4	1	2	3	1	2	3	1	2	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	4	1	2	1	2	
20	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x				x	x	x	x						x	x	x	x	x	x	x
50	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x				x	x	x	x						x	x	x	x	x	x	x
100	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x				x	x	x	x						x	x	x	x	x	x	x
200	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x				x	x	x	x						x	x	x	x	x	x	x
20		x	x	x				x	x	x			x	x	x										x	x				x	x	x	x
50	x	x	x					x					x	x	x				x	x	x				x	x				x	x		x

table 2

List of taxa encountered:

	PORIFERA	
Porifera sp. indet.		
	ANTHOOZOA	
Anthozoa spp. indet.		<u>Pennatula phosphorea</u> Linnaeus
<u>Funiculina quadrangularis</u> (Pallas)		<u>Stylatula elegans</u> (Koren and Danielsen)
<u>Paraedwardsia arenaria</u> Carlgren		<u>Virgularia mirabilis</u> (Müller)
	TURBELLARIA	
Polycladia spp. indet.		
	NEMERTINI	
Nemertini spp. indet.		
	POLYCHAETA	
<u>Amage auricula</u> Malmgren, 1865		<u>Goniada norvegica</u> Ørsted, 1845
<u>Ampharete finmarchica</u> (Sars, 1856)		<u>Harmothoe</u> spp.
Ampharetidae spp. indet.		<u>Hauchiella tribullata</u> (McIntosh, 1869)
<u>Ampharete</u> sp.		Hesionidae sp. indet.
<u>Amphicteis gunneri</u> (Sars, 1835)		<u>Heteromastus filiformis</u> (Claparède, 1864)
<u>Amphitrite cirrata</u> Müller, 1771		<u>Heteroclymene robusta</u> Arwidson 1906
Amphitritinae spp. indet.		<u>Hyalinoecia tubicola</u> (Müller, 1776)
<u>Anobothrus gracilis</u> (Malmgren, 1867)		<u>Hydroides norvegica</u> Gunnerus, 1768
<u>Antinoella sarsi</u> (Kinberg in Malmgren, 1865)		<u>Laetmonice filicornis</u> Kinberg, 1855
<u>Aphrodita aculeata</u> Linnaeus, 1758		<u>Lanassa nordenskiöldi</u> Malmgren, 1866
Aphroditidae sp. indet.		<u>Lanassa venusta</u> (Malm, 1874)
<u>Artacama proboscidea</u> Malmgren, 1866		<u>Laonice cirrata</u> (Sars, 1851)
<u>Asychis biceps</u> (Sars, 1861)		<u>Laphania boeckii</u> Malmgren, 1866
<u>Brada villosa</u> (Rathke, 1843)		<u>Leanira tetragona</u> (Ørsted, 1845)
<u>Capitella capitata</u> (Fabricius, 1780)		<u>Leiochone borealis</u> Arwidson, 1906
Capitellidae sp. indet.		<u>Lumbrineris fragilis</u> (Müller, 1776)
<u>Ceratocephale loveni</u> Malmgren, 1867		<u>Lumbrineris</u> sp.
<u>Chaetozone setosa</u> Malmgren, 1867		<u>Lumbriclymene minor</u> Arwidson, 1906
<u>Cirratulus cirratus</u> (Müller, 1776)		<u>Lysilla loveni</u> Malmgren, 1866
Cirratulidae sp. indet.		Maldanidae spp. indet.
<u>Dasybranchus caducus</u> (Grube, 1846)		<u>Maldane sarsi</u> Malmgren, 1865
<u>Diplocirrus glaucus</u> (Malmgren, 1867)		(Sars, 1851)
<u>Diplocirrus longosetosa</u> (Marenzeller, 1890)		<u>Melinna cristata</u> Arwidson. 1906
<u>Ditrupa arietina</u> (Müller, 1776)		<u>Microclymene tricirrata</u>
<u>Driloneris filum</u> (Claparède, 1868)		<u>Myriochele</u> sp.
<u>Eclysippe vanelli</u> (Fauvel, 1936)		<u>Neoamphitrite affinis</u> (Malmgren, 1866
Eteoninae sp. indet.		<u>Neoamphitrite edwardsi</u> (Quatrefages, 1865
<u>Eteone</u> sp.		<u>Neoamphitrite figulus</u> (Dallyell, 1853)
<u>Euchone papillosa</u> (Sars, 1851)		<u>Neoamphitrite grayi</u> (Malmgren, 1865)
<u>Euchone rubrocincta</u> (Sars, 1861)		<u>Neoamphitrite</u> sp.
Euclymeninae spp. indet.		<u>Nephtys caeca</u> (Fabricius, 1780)
<u>Eulalia</u> sp.		<u>Nephtys ciliata</u> (Müller, 1776)
<u>Eumida</u> sp.		<u>Nephtys hombergi</u> Savigny, 1818
<u>Eunice pennata</u> (Müller, 1776)		<u>Nephtys incisa</u> Malmgren, 1865
Flabelligeridae sp. indet.		<u>Nephtys paradoxa</u> Malm, 1874
<u>Gattyana cirrosa</u> (Pallas, 1776)		<u>Nephtys</u> sp.
<u>Genetyllis lutea</u> (Malmgren, 1865)		<u>Nereimyra punctata</u> (Müller, 1776)
<u>Glycera alba</u> (Müller, 1788)		<u>Nereis virens</u> Sars, 1835
<u>Glycera capitata</u> Ørsted, 1843		<u>Nereis</u> sp.
<u>Glycera lapidum</u> Quatrefages, 1865		<u>Nicomache lumbricalis</u> (Fabricius, 1780)
<u>Glycera rouxii</u> Audouin and Milne-Edwards, 1833		<u>Nothria conchylega</u> (Sars, 1835)
<u>Glycera</u> sp.		<u>Notomastus latericeus</u> Sars, 1851
<u>Glyphanostomum pallescens</u> (Thel, 1879)		<u>Onuphis quadricuspis</u> Sars, 1872
<u>Goniada maculata</u> Ørsted, 1843		<u>Ophelina acuminata</u> Ørsted, 1843
		<u>Ophelina norvegica</u> Størp-Bowitz, 1946

<u>Ophelina</u> sp.			
<u>Ophiiodromus flexuosus</u>	(Delle Chiaje, 1825	<u>Prionospio malmgreni</u>	Claparède, 1870
<u>Owenia fusiformis</u>	Delle Chiaje, 1841	<u>Pygospio elegans</u>	Claparède, 1863
<u>Panthalis oerstedii</u>	Kinberg, 1855	<u>Rhodine gracilior</u>	Tauber, 1879
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	(McIntosh, 1868	<u>Rhodine loveni</u>	Malmgren, 1866
<u>Paraonis gracilis</u>	(Tauber, 1879	Rhodine sp.	
<u>Pectinaria auricomma</u>	(Müller, 1776)	<u>Sabellides borealis</u>	Sars, 1856
<u>Pectinaria belgica</u>	(Pallas, 1766)	<u>Sabellides octocirrata</u>	Sars, 1835
<u>Pectinaria koreni</u>	(Malmgren, 1866)	<u>Sabella penicillus</u>	Linnaeus, 1767
<u>Pherusa plumosa</u>	(Müller, 1776)	Sabellidae spp. indet.	
<u>Pholoe minuta</u>	(Fabricius, 1780)	<u>Samytha sexcirrata</u>	(Sars, 1856)
Phyllodoceidae spp. indet.		<u>Scalibregma inflatum</u>	Linnaeus, 1767
<u>Phyllodoce laminosa</u>	Savigny, 1818	<u>Scoloplos armiger</u>	(Müller, 1776)
<u>Phylo kupfferi</u>	(Ehlers, 1874	<u>Sphaerodorum gracilis</u>	(Rathke, 1843)
<u>Phylo norvegicus</u>	(Sars, 1872)	<u>Spio filicornis</u>	(Müller, 1776)
<u>Pista cristata</u>	(Müller, 1776)	<u>Spiochaetopterus typicus</u>	Sars, 1856
Polychaeta spp. indet.		Spionidae spp. indet.	
<u>Polycirrus medusa</u>	Grube, 1850	<u>Spiophanes krøyeri</u>	Grube, 1860
<u>Polycirrus</u> sp.		<u>Streblosoma bairdi</u>	(Malmgren, 1866)
<u>Polydora</u> sp.		<u>Streblosoma intestinalis</u>	Sars, 1872
<u>Polymnia nebulosa</u>	(Montagu, 1818)	Syllidae spp. indet.	
Polynoidae spp. indet.		Terebellidae spp. indet.	
<u>Polynoe kinbergi</u>	(Malmgren, 1865)	<u>Terebellides stroemi</u>	Sars, 1835
<u>Polyphysia crassa</u>	(Ørsted, 1843)	<u>Tharyx marioni</u>	(Saint-Joseph, 1894)
<u>Praxillella gracilis</u>	(Sars, 1861)	<u>Thelepus cincinnatus</u>	(Fabricius, 1780)
<u>Praxillella praetermissa</u>	(Malmgren, 1865)	Thelepiniae spp. indet.	
<u>Prionospio cirrifera</u>	Wirén, 1883	<u>Trichobranchus roseus</u>	(Malm, 1874)
		<u>Trochochaeta multisetosa</u>	(Ørsted, 1844)
		<u>Typosyllis cornuta</u>	(Rathke, 1843)

SIPUNCULIDA

<u>Onchnesoma squamatum</u>	(Koren and Danielsen, 1875)	<u>Phascolosoma</u> spp.
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	Koren and Danielsen, 1875	Sipunculida spp. indet.
<u>Phascolion strombi</u>	(Montagu, 1804	

CRUSTACEA

Amphipoda spp. indet.		<u>Geryon tridens</u>	Krøyer, 1837
<u>Balanus balanus</u>	(Linnaeus)	<u>Gnathia oxyraea</u>	(Lilljeborg)
<u>Calocharis macandreae</u>	Bell 1846	<u>Hyas coarctatus</u>	Leach, 1815
<u>Carcinus maenas</u>	(Linnaeus, 1758)	<u>Macropipus depurator</u>	(Linnaeus, 1758)
Cumacea spp. indet.		Paguridae spp. indet.	
<u>Galathea</u> sp.			

PYCNOGONIDA

<u>Nymphon</u> sp.		Pycnogonida spp. indet.
--------------------	--	-------------------------

CAUDOFOVEATA

Chaetoderma nitidulum Lovén

POLYPLACOPHORA

<u>Acanthochiton fascicularis</u>	(Linnaeus)	<u>Lepidopleurus alveolus</u>	(Sars)
-----------------------------------	------------	-------------------------------	--------

GASTROPODA

<u>Actaeon tornatilis</u>	(Linnaeus, 1766	<u>Cylichna cylindracea</u>	(Pennant, 1777)
<u>Aemete viridula</u>	(Fabricius, 1780)	<u>Eumila stenostoma</u>	Jeffreys, 1858
<u>Alvania abyssicola</u>	(Forbes, 1853)	<u>Eumilella scillae</u>	(Scacchi, 1836)
<u>Aporrhais pespeletani</u>	(Linnaeus, 1758)	<u>Iothia fulva</u>	(Müller, 1776)
<u>Balcis</u> sp.		<u>Clelandella miliaris</u>	(Brocchi, 1814)
<u>Buccinum humphreysianum</u>	Bennett, 1824	<u>Lepeta caeca</u>	(Müller, 1776)
<u>Buccinum undatum</u>	(Linnaeus, 1758)	<u>Lunatia intermedia</u>	(Philippi, 1836)
<u>Buccinum</u> sp.		<u>Lunatia pallida</u>	(Broderip & Sowerby, 1829)
<u>Cylichna alba</u>	(Brown, 1827)	<u>Menestho divisa</u>	(J.Adams, 1797)

Nassaricus reticulatus (Linnaeus, 1758)
Natica clausa Broderip & Sowerby, 1829
Natica sp.
Neptunea despecta (Linnaeus, 1758)
Odostomia unidentata (Montagu, 1803)
Oenopota elegans (Møller, 1842)
Okenia pulchella (Morlet, 1880)
Philine quadrata (Wood, 1839)
Philine scabra (Müller, 1776)
Philine sp.

Abra alba (Wood, 1802)
Abra nitida (Müller, 1776)
Acanthocardia echinata (Linnaeus, 1758)
Arctica islandica (Linnaeus, 1767)
Astarte elliptica (Brown, 1827)
Astarte montagui (Dillwyn, 1817)
Astarte sulcata (da Costa, 1778)
Astarte sp.
Batharca pectunculoides (Scacchi, 1834)
Cardiidae spp. indet.
Chlamys islandica (Müller, 1776)
Chlamys sulcata (Müller, 1776)
Corbula gibba (Olivieri, 1792)
Cuspidaria rostrata (Spengler, 1793)
Cuspidaria sp.
Dosina lupinus (Linnaeus)
Ennucula tenuis (Montagu, 1818)
Gari fervensis (Gmelin, 1791)
Heteranomia squamula (Linnaeus, 1758)
Hiatella arctica (Linnaeus, 1767)
Kellia suborbicularis (Montagu, 1803)
Kellia sp.
Kelliella miliaris (Philippi, 1844)
Limatula sp.
Limatula sulcata (Brown, 1827)
Lucinoma borealis (Linnaeus, 1767)
Macoma calcarea (Gmelin, 1790)
Malletia obtusa Sars, 1869
Modiolus modiolus (Linnaeus, 1758)
Modiolula phaseolina (Philippi, 1844)
Monia squama (Gmelin, 1791)

Dentalium entale Linnaeus
Dentalium occidentale Stimpson

Phoronis mülleri

Retusa umbilicata (Montagu, 1803)
Scaphander lignarius (Linnaeus, 1766)
Scaphander punctostriatus (Mighels, 1841)
Skenea basistriata (Jeffreys, 1877)
Taranis moerchi (Malm, 1863)
Trichotropis borealis Broderip & Sowerby, 1829
Trophonopsis barvicensis (Johnston, 1841)
Turritella communis Risso, 1826
Turridae sp. indet.
Velutina velutina (Müller, 1776)

PELECYPODA

Montacuta ferruginosa (Montagu, 1808)
Montacuta tenella Lovén, 1846
Montacuta sp.
Musculus niger (Gray, 1824)
Mya arenaria Linnaeus, 1758
Mya sp.
Mysella bidentata (Montagu, 1803)
Mysia undata (Pennant, 1777)
Mytilus edulis Linnaeus, 1758
Nuculana minuta (Müller, 1776)
Nuculana pernula (Müller, 1779)
Nucula nucleus (Linnaeus, 1758)
Nucula tumidula Malm, 1860
Nucula sp.
Palliolum furtivum (Lovén, 1846)
Palliolum vitreum (Gmelin, 1791)
Parvicardium minimum (Philippi, 1836)
Parvicardium ovale (Sowerby, 1840)
Pectinidae sp. indet.
Phaxas pellucidus (Pennant, 1777)
Pseudamussium septemradiatum (Müller, 1776)
Similipecten similis (Laskey, 1811)
Spisula elliptica (Brown, 1827)
Spisula sp.
Teredo sp.
Thracia myopsis (Beck) Møller, 1842
Thracia sp.
Thyasira spp.
Tropidomyra abbreviata (Forbes, 1843)
Venus casina Linnaeus, 1758
Yoldiella sp.

SCAPHOPODA

Dentalium sp.
Entalina quinquangularis (Forbes)

PHORONIDA

Phoronis sp.

Asteroidea spp. indet.
Astropecten irregularis (Pennant)

Amphilepis norvegica Ljungman
Amphiura borealis (G.O.Sars)
Amphiura chiajei Forbes
Amphiura filiformis (Müller)
Amphiura sp.
Ophiopholis aculeata (Müller)
Ophiura affinis Lütken

Brisaster fragilis (Düben and Koren)
Brissopsis lyrifera (Forbes)
Echinocardium cordatum (Pennant)
Echinocardium flavescens (Müller)

Cucumaria elongata Düben and Koren
Echinocucumis hispida (Barret)

Asidia conchilega Müller, 1776
Ascidia sp.

ASTEROIDEA

Ctenodiscus crispatus (Bruz)
Psilaster andromeda (Müller and Trosch.)

OPHIUROIDEA

Ophiura albida Forbes
Ophiura carnea Sars
Ophiura robusta Ayres
Ophiura sarsi Lütken
Ophiura texturata
Ophiura sp.
Ophiuroidea spp. indet.

ECHINOIDEA

Echinocyamus pusillus (Müller)
Regularia sp. indet.
Spatangus purpureus Müller

HOLOTHUROIDEA

Holothuroidea spp. indet.

TUNICATA

Molgula kiaeri Hartmeyer, 1901
Felonaia corrugata Forbes and Goodsir, 1841

Tabell 3-32. Resultater fra de enkelte stasjoner. For hvert taxon og tokt er angitt midlere antall individer pr. 0.1 m^2 (\bar{x}) og standard avvik (s). For hvert tokt er angitt diversitetsindekser (λ , H_s og d) og "sampling efficiency" (S)

Table 3. Station OF 1, 20 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Paraedwardsia arenaria</u>							0.4	0.70			0.3	0.67
<u>Chaetoderma nitidulum</u>			0.1	0.32	0.2	0.63	0.1	0.32				
Amphipoda indet.	2.3	5.17									0.2	0.42
<u>Lunatia intermedia</u>											0.5	0.71
<u>Nassarius reticulatus</u>	0.4	0.70									0.1	0.32
<u>Natica</u> sp.											0.1	0.32
Nemertini indet.			0.4	0.84	0.1	0.32	0.2	0.42			0.2	0.42
Ampharetidae indet											0.1	0.32
<u>Anaitides</u> sp.	0.1	0.32	0.6	0.52	0.3	0.48					0.7	0.82
Capitellidae indet.					0.1	0.32						
<u>Ceratocephale loveni</u>					0.1	0.32						
<u>Chaetozone setosa</u>			0.5	0.71	0.1	0.32					0.1	0.32
<u>Cirratulus cirratus</u>			7.9	8.12	1.6	3.50	5.3	7.36				
<u>Diplocirrus glaucus</u>			0.5	0.97								
<u>Eteone</u> sp.	0.5	0.71										
<u>Euclymeninae</u> indet.			0.1	0.32								
<u>Glycera alba</u>	0.5	0.71			0.2	0.42	0.2	0.63			0.3	0.48
<u>Glycera lapidum</u>			0.6	0.84	0.1	0.32						
<u>Goniada maculata</u>	2.7	3.20	0.3	0.48	0.5	0.71	0.5	0.71			0.5	0.71
<u>Heteromastus filiformis</u>			0.7	0.82	0.2	0.42	0.3	0.48			2.3	3.09
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42	0.2	0.42			0.5	0.71
<u>Maldane sarsi</u>			0.1	0.32	0.3	0.95						
<u>Myriochele</u> sp.	0.3	0.48			0.2	0.63						
<u>Nephtys caeca</u>	0.2	0.42										
<u>Nephtys ciliata</u>					0.2	0.63	0.9	0.99			2.3	2.11
<u>Nephtys hombergi</u>			0.3	0.48	0.6	0.84	0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Nephtys paradoxa</u>					0.1	0.32						
<u>Nereis</u> sp.							0.2	0.42				
<u>Owenia fusiformis</u>			0.1	0.32								
<u>Pectinaria auricoma</u>	0.4	0.52									0.2	0.42
<u>Pectinaria koreni</u>	0.3	0.67	2.0	2.05	0.2	0.42	0.4	0.70				
<u>Pholoe minuta</u>	3.1	3.87	1.2	1.23	1.7	1.42	1.0	0.94			1.6	1.26
Phyllodocidae indet.							0.1	0.32			0.1	0.32
Polynoidae indet.							0.1	0.32				
<u>Pygospio elegans</u>	0.2	0.63										
<u>Scoloplos armiger</u>	41.8	38.06	35.9	16.60	30.8	14.59	30.0	11.65			69.2	25.51
<u>Sphaerodorum gracilis</u>											0.1	0.32
<u>Spio filicornis</u>	0.1	0.32			0.2	0.63						
<u>Mytilus edulis</u>	0.3	0.48	0.3	0.95			0.1	0.32				
<u>Parvicardium ovale</u>											0.1	0.32
<u>Parvicardium scabrum</u>											0.1	0.32
<u>Thyasira</u> sp.			0.4	0.70	0.4	0.70	0.2	0.42			0.7	0.82
<u>Phoronis mülleri</u>	0.4	0.70										
Diversity:	λ	0.39	0.50		0.35		0.43				0.38	
	H	1.01	1.23		1.00		1.05				1.12	
	d	2.55	2.88		3.53		2.83				5.33	
Sampling efficiency:		0.985 <S <	0.979 <S <		0.96 <S <		0.973 <S <				0.983 <S <	

Not sampled.

Table 4. Station OF 2, 50 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Chaetoderma nitidulum</u>			0.5	0.67								
Amphipoda indet.	0.3	0.67							0.8	2.20	0.1	0.32
<u>Carcinus maenas</u>			0.1	0.32								
<u>Macropipus depurator</u>			0.2	0.63								
Paguridae indet.			0.1	0.32								
<u>Buccinum</u> sp.			0.2	0.42								
<u>Lunatia intermedia</u>			0.2	0.42							0.2	0.42
<u>Lunatia montagui</u>			0.2	0.42					0.1	0.32		
Nemertini indet.							0.1	0.32	0.5	0.53	0.3	0.67
<u>Ophiura</u> sp.			0.4	0.97								
<u>Anaitides</u> sp.	0.1	0.32	0.4	0.97	0.4	0.70			0.7	0.67	0.5	0.53
<u>Capitella capitata</u>									0.1	0.32		
<u>Chaetozone setosa</u>	0.2	0.42	1.1	1.10	1.6	1.78	0.5	0.71	2.3	1.77	0.1	0.32
<u>Cirratulus cirratus</u>			1.3	2.98			11.9	13.30	0.1	0.32	1.1	0.99
<u>Eteone</u> sp.	4.5	4.40										
<u>Glycera alba</u>									2.2	1.69	1.7	0.82
<u>Glycera capitata</u>					0.4	0.70	0.6	0.84			0.1	0.32
<u>Glycera lapidum</u>	3.1	3.35	1.7	2.06								
<u>Goniada maculata</u>	0.3	0.48							0.1	0.32		
Hesionidae indet.									0.1	0.32		
<u>Heteromastus filiformis</u>	40.4	42.85	1.77	1.77	7.7	6.15	7.7	9.55	9.2	7.44	12.6	7.53
<u>Lumbrineris fragilis</u>			0.2	0.42	0.3	0.67			0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Melinna cristata</u>											0.1	0.32
<u>Myriochele</u> sp.	0.2	0.42	0.4	0.70	0.1	0.32	0.3	0.48	0.6	0.70	0.2	0.42
<u>Nephtys hombergi</u>	0.1	0.32	0.2	0.42			0.1	0.32				
<u>Nereis</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Ophelina acuminata</u>							0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Ophiodromus flexuosus</u>							0.6	0.70				
<u>Paramphinome jeffreysi</u>			0.1	0.32								
<u>Pectinaria auricoma</u>					0.1	0.32						
<u>Pectinaria koreni</u>			0.8	1.62	0.1	0.32			0.5	0.71	0.7	1.64
<u>Pholoe minuta</u>	0.8	1.03	0.9	0.88			1.4	0.84	0.8	1.14	1.3	1.34
Phyllodocidae indet.					0.2	0.42	0.3	0.67			0.7	0.82
<u>Prionospio malmgreni</u>			0.1	0.32								
<u>Scoloplos armiger</u>	60.1	30.76	24.7	14.92	10.7	3.53	36.5	9.98	23.5	7.60	51.4	12.45
<u>Macoma calcarea</u>									0.1	0.32		
<u>Mytilus edulis</u>			0.2	0.63					0.4	1.26		
<u>Thyasira</u> sp.	2.1	2.42	0.4	0.97	0.1	0.32	0.1	0.32			1.1	1.52
	λ	0.58	0.52	0.63	0.58	0.64	0.47					
Diversity:	H	1.10	1.47	1.26	1.20	1.53	1.08					
	d	1.57	3.91	1.86	1.88	3.14	2.58					
Sampling efficiency:		0.994 <S <1	0.969 <S <1	0.958 <S <1	0.985 <S <1	0.962 <S <1	0.985 <S <1					

Table 5. Station OF 3, 100 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Chaetoderma nitidulum</u>							0.1	0.32				
<u>Amphipoda indet.</u>	0.2	0.42	0.2	0.42	0.2	0.42	0.4	0.52	0.3	0.67		
<u>Carcinus maenas</u>			0.1	0.32								
<u>Brisaster fragilis</u>					0.1	0.32						
<u>Echinocardium cordatum</u>					0.2	0.42						
<u>Buccinum undatum</u>									0.1	0.32		
<u>Lunatia montagui</u>			0.3	0.67								
<u>Philine quadrata</u>			0.1	0.32								
<u>Nemertini indet.</u>			0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Ophiura sp.</u>			0.1	0.32								
<u>Anaitides sp.</u>			0.1	0.32			0.1	0.32	0.8	0.79	0.5	0.97
<u>Chaetozone setosa</u>	2.2	2.25	0.6	0.84			1.8	1.55	1.8	1.75	2.0	2.58
<u>Cirratulus cirratus</u>											0.1	0.32
<u>Eteone sp.</u>	0.5	0.53										
<u>Glycera alba</u>									1.1	1.10	0.5	0.53
<u>Glycera capitata</u>	0.2	0.63										
<u>Glycera lapidum</u>			0.2	0.63								
<u>Goniada maculata</u>			0.2	0.42			0.1	0.32				
<u>Goniada norvegica</u>									0.1	0.32		
<u>Mesionidae indet.</u>											0.1	0.32
<u>Heteromastus filiformis</u>	1.0	1.25	1.6	1.71	0.6	0.70	3.2	2.53	1.9	1.91	1.9	1.85
<u>Lumbrineris sp.</u>									0.1	0.32		
<u>Maldane sarsi</u>							0.6	1.26				
<u>Nephtys ciliata</u>	0.3	0.67	0.5	0.97	0.1	0.32	0.1	0.32	0.7	0.48	0.5	0.97
<u>Nephtys hombergi</u>	0.1	0.32			0.2	0.42	0.1	0.32	0.2	0.42		
<u>Nephtys incisa</u>			0.1	0.32					0.1	0.32		
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.4	0.70	0.2	0.42	0.1	0.32	0.3	0.48			0.2	0.63
<u>Nereimyra punctata</u>	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32					0.3	0.48
<u>Ophelina acuminata</u>									0.1	0.32		
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.1	0.32	0.1	0.32								
<u>Pectinaria auricomma</u>					0.1	0.32			0.1	0.32		
<u>Pectinaria koreni</u>	0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42					0.2	0.42
<u>Pholoe minuta</u>	6.4	5.17	0.5	0.85			0.8	1.03	1.8	1.03	0.7	1.06
<u>Phyllodocidae indet.</u>							0.2	0.63	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Polynoidae indet.</u>			0.1	0.32								
<u>Polyphysia crassa</u>							0.1	0.32				
<u>Praxillella praetermissa</u>	0.2	0.42	0.4	0.70								
<u>Scoloplos armiger</u>	5.5	5.04	9.2	5.07	11.9	9.63	15.2	6.37	31.7	11.20	9.9	6.28
<u>Spionidae indet.</u>			0.2	0.63					0.1	0.32		
<u>Montacuta tenella</u>					0.1	0.32						
<u>Thyasira sp.</u>	5.8	5.25	4.6	4.58	8.4	7.89	21.4	13.45	20.3	14.97	26.2	21.38
Diversity:	λ	0.80	0.72		0.58		0.65		0.62		0.58	
	H	1.83	1.83		1.14		1.36		1.34		1.29	
	d	2.57	4.16		2.40		2.46		2.65		2.30	
Sampling efficiency:		0.960 <S <1	0.914 <S <1	0.937 <S <1	0.969 <S <1	0.977 <S <1	0.982 <S <1					

Table 6. Station OF 4, 200 m

	1972				1973				1974				
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	
<u>Stylatula elegans</u>					0.1	0.32							
<u>Chaetoderma nitidulum</u>					0.1	0.32							
Amphipoda indet.	0.5	1.27	0.1	0.32									
Nemertini indet.									0.6	0.52			
<u>Anaitides</u> sp.	0.1	0.32					0.1	0.32					Not sampled.
<u>Chaetozone setosa</u>	1.3	1.95	0.2	0.63	1.7	3.33	0.4	0.70	2.4	2.17			
<u>Diplocirrus glaucus</u>					0.1	0.32							
<u>Goniada maculata</u>					0.1	0.32							
<u>Harmothoe</u> sp.							0.1	0.32					
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.4	0.84											
<u>Maldane sarsi</u>					0.1	0.32							
<u>Melinna cristata</u>					0.1	0.32			0.5	0.71			
<u>Nephtys ciliata</u>	0.3	0.67											
<u>Nephtys incisa</u>							0.1	0.32					
<u>Ophiogromus flexuosus</u>	0.1	0.32											
<u>Owenia fusiformis</u>					0.1	0.32							
Phyllodocidae indet.			0.1	0.32									
Polychaeta indet.					0.5	1.08							
<u>Scoloplos armiger</u>							0.1	0.32					
<u>Thyasira</u> sp.	0.4	1.26			0.4	0.97							
Diversity:	λ	0.78	0.83		0.71		0.79		0.49				
	H	1.64	1.04		1.63		1.39		0.84				
	d	1.75	1.44		2.57		1.92		0.56				
Sampling efficiency:		0.797 <S<1	0.575 <S<1		0.576 <S<1		0.150 <S<1		0.914 <S<1				

Table 7. Station BV 1, 20 m

	1972				1973			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Stylatula elegans</u>					0.2	0.63		
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.3	0.48	1.3	1.06	1.3	1.25	0.8	0.92
Amphipoda indet.	0.2	0.42					0.1	0.32
Cumacea indet.							0.1	0.32
<u>Brisaster fragilis</u>			0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Brissopsis lyrifera</u>			0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Echinocardium cordatum</u>					0.1	0.32		
<u>Spatangus purpureus</u>	0.1	0.32						
<u>Aporrhais pespellicani</u>					0.1	0.32		
<u>Cylchna cylindracea</u>					0.1	0.32		
<u>Lunatia inermia</u>	0.1	0.32						
<u>Lunatia montaquii</u>					0.1	0.32		
<u>Philine quadrata</u>	0.1	0.32						
<u>Philine scabra</u>			0.1	0.32				
Holothuroidea indet.	26.2	15.67			4.3	2.79	1.0	1.49
Nemertini indet.			0.1	0.32	0.4	0.52	0.3	0.48
<u>Amphiura chiajei</u>	5.0	3.23	7.6	4.09	16.8	3.19	2.9	2.23
<u>Amphiura filiformis</u>	0.8	1.40			1.6	1.43	0.3	0.48
<u>Amphiura</u> sp.			0.6	0.84			0.2	0.42
<u>Ophiura albida</u>	0.2	0.42	0.3	0.67				
Ampharetidae indet.					0.1	0.32		
<u>Artacama proboscidea</u>	0.1	0.32	0.3	0.48	0.7	0.67		
<u>Chaetozone setosa</u>	1.0	3.16						
<u>Cirratulus cirratus</u>	0.2	0.63						
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.3	0.48			0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Eteone</u> sp.	0.1	0.32						
<u>Euchone papillosa</u>			0.1	0.32				
<u>Glycera alba</u>	1.2	1.14	0.9	0.74	0.9	0.99	0.9	0.99
<u>Glycera lapidum</u>			0.4	0.70				
<u>Glycera rouxii</u>	0.1	0.32						
<u>Goniada maculata</u>	2.4	2.37	1.1	0.99	3.8	1.81	0.5	1.27
<u>Goniada norvegica</u>							0.3	0.67
<u>Hauchiella tribullata</u>					0.1	0.32		
<u>Lanassa venusta</u>			0.2	0.42			0.5	0.71
<u>Laonice cirrata</u>	0.8	1.23	0.6	0.70	1.2	0.92	0.8	0.92
<u>Lumbrineris fragilis</u>	3.7	2.54	1.2	1.23	2.6	1.65	1.4	1.07
<u>Lysilla loveni</u>	0.2	0.42	0.1	0.32			0.5	0.85
<u>Maldane sarsi</u>	0.1	0.32	7.0	8.82	1.4	1.71	0.9	1.10
<u>Melinna cristata</u>	0.4	0.84			0.6	1.58	0.1	0.32
<u>Myriochele</u> sp.	2.1	2.81	0.5	0.85	0.4	0.70	0.1	0.32
<u>Nephtys ciliata</u>	0.3	0.67	0.4	0.84	0.4	0.70	0.7	0.67
<u>Nephtys hombergi</u>	0.2	0.42			0.4	0.70	0.4	0.52
<u>Nephtys incisa</u>	0.2	0.63	0.1	0.32				
<u>Nereis</u> sp.							0.1	0.32

Table 7. cont.

	1972				1973			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Ophelina acuminata</u>							0.2	0.42
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.2	0.42	0.6	0.70	0.1	0.32	0.2	0.63
<u>Paraonis gracilis</u>	0.1	0.32						
<u>Pećtinaria auricoma</u>	0.1	0.32						
<u>Pholoe minuta</u>	7.6	4.48	1.5	1.35	2.4	1.43	0.9	0.88
<u>Polydora sp.</u>			0.1	0.32				
<u>Polynoidae indet.</u>	0.2	0.42			0.2	0.42		
<u>Polynoe kinbergi</u>	0.3	0.48						
<u>Polyphysia crassa</u>	0.7	2.21	0.1	0.32				
<u>Praxillella praetermissa</u>	0.1	0.32	8.5	4.86	0.4	1.26	6.9	3.60
<u>Prionospio cirrifera</u>			0.1	0.32				
<u>Scoloplos armiger</u>	12.6	10.18	0.2	0.42	7.9	4.53	0.1	0.32
<u>Sphaerodorum gracilis</u>	0.1	0.32						
<u>Spionidae indet.</u>					0.1	0.32		
<u>Spiophanes krøyeri</u>	0.2	0.42						
<u>Streblosoma bairdi</u>			0.5	0.71	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Syllidae indet.</u>	0.1	0.32	0.3	0.48	0.3	0.48	0.2	0.42
<u>Terebellidae indet.</u>					0.1	0.32		
<u>Terebellides stroemi</u>					0.2	0.63		
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.3	0.48	0.6	0.70	1.6	1.17	3.7	3.06
<u>Arctica islandica</u>	0.2	0.42			0.4	0.97		
<u>Corbula gibba</u>	0.1	0.32			1.8	3.68	0.4	0.70
<u>Limatula sulcata</u>					0.1	0.32		
<u>Macoma calcarea</u>	0.1	0.32						
<u>Montacuta ferruginosa</u>					0.1	0.32		
<u>Montacuta sp.</u>			0.2	0.63				
<u>Mya arenaria</u>					0.3	0.67		
<u>Mya sp.</u>	0.6	0.84			1.2	1.40		
<u>Mysella bidentata</u>	2.0	3.71			0.1	0.32		
<u>Mytilus edulis</u>			0.3	0.67				
<u>Parvicardium minimum</u>							0.1	0.32
<u>Thracia sp.</u>			0.1	0.32				
<u>Thyasira sp.</u>	7.6	13.23	29.5	10.36	14.4	7.35	22.6	8.59
<u>Yoldiella sp.</u>					0.3	0.48		
	λ	0.84	0.76		0.88		0.75	
Diversity:	H	2.40	2.04		2.62		2.15	
	d	6.59	5.24		6.41		5.49	
Sampling efficiency:		0.973 <S<1	0.973 <S<1		0.969 <S<1		0.965 <S<1	

Table 8. Station BV 2, 50 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Stylatula elegans</u>							0.2	0.63				
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	1.1	1.20	1.3	1.34	1.9	2.96	1.1	0.99				
Amphipoda indet.			0.3	0.48			1.3	1.77				
Cumacea indet.	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Geryon tridens</u>							0.1	0.32				
<u>Macropipus depurator</u>	0.1	0.32										
<u>Brisaster fragilis</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Brissopsis lyrifera</u>	0.1	0.32	0.1	0.32			0.2	0.42				
<u>Spatangus purpureus</u>	0.1	0.32										
<u>Buccinum</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Lunatia montagui</u>					0.2	0.42						
<u>Lunatia pallida</u>							0.1	0.32				
Holothuroidea indet.					0.1	0.32	0.1	0.32				
Nemertini indet.					0.2	0.42	0.8	0.92				
<u>Amphiura chiajei</u>	1.2	1.14	1.6	3.72	0.6	0.70	2.1	1.20				
<u>Amphiura filiiformis</u>			0.1	0.32	0.2	0.42	0.5	0.71				
<u>Amphiura</u> sp.			0.3	0.48								
<u>Ophiura albida</u>	0.6	0.70										
<u>Ophiura</u> sp.			0.2	0.42			0.1	0.32				
<u>Anaitides</u> sp.	0.4	0.70					0.1	0.32				
<u>Artacama proboscidea</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Ceratocephale loveni</u>			0.1	0.32								
<u>Chaetozone setosa</u>					0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Cirratulus cirratus</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
Cirratulidae indet.			0.1	0.32								
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.3	0.67	0.1	0.32	0.1	0.32	0.6	0.70				
<u>Glycera alba</u>	2.2	1.14	0.4	0.70	0.1	0.32	1.0	0.67				
<u>Glycera lapidum</u>			0.1	0.32								
<u>Goniada maculata</u>	1.5	1.84	1.1	0.74	1.8	1.62	0.8	1.32				
<u>Goniada norvegica</u>							0.1	0.32				
<u>Heteromastus filiiformis</u>							0.1	0.32				
<u>Lanassa venusta</u>	0.2	0.42										
<u>Laonice cirrata</u>	0.3	0.48					0.1	0.32				
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.8	0.63			0.3	0.67	2.0	0.94				
<u>Maldane sarsi</u>	6.2	10.17	14.3	13.76	2.3	2.21	26.1	24.27				
<u>Melinna cristata</u>			0.1	0.32								
<u>Myriochele</u> sp.	0.1	0.32	1.8	2.10	0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Neoamphitrite grayi</u>	0.1	0.32	0.1	0.32			0.5	1.27				
<u>Nephtys ciliata</u>	0.3	0.48	0.4	0.52			0.1	0.32				
<u>Nephtys hombergi</u>	0.1	0.32					0.3	0.48				

Table 8. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Nephtys incisa</u>					0.2	0.63						
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.1	0.32			0.4	0.70	0.5	0.85				
<u>Ophelina acuminata</u>	0.1	0.32					0.7	0.95				
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.5	0.53	0.4	0.52	0.2	0.42	0.3	0.48				
<u>Owenia fusiformis</u>			0.3	0.67	0.1	0.32						
<u>Pectinaria auricomma</u>					0.1	0.32						
<u>Pectinaria koreni</u>			0.1	0.32			0.2	0.42				
<u>Pherusa plumosa</u>					0.1	0.32						
<u>Pholoe minuta</u>	1.9	1.66	1.0	0.82	0.6	0.70	0.8	1.14				
<u>Phyllodoce laminosa</u>	0.1	0.32										
Polynoidae indet.							0.4	0.52				
<u>Polyphysia crassa</u>	0.2	0.42	0.2	0.42	0.5	0.53	0.8	0.92				
<u>Praxillella praetermissa</u>	8.1	2.64	9.9	3.96	4.2	2.97	3.9	1.45				
<u>Prionospio cirrifera</u>			0.1	0.32								
<u>Scoloplos armiger</u>	0.1	0.32	0.1	0.32			0.1	0.32				
<u>Sphaerodorum gracilis</u>	0.1	0.32										
<u>Spiophanes krøyeri</u>	0.1	0.32										
<u>Strehlosoma bairdi</u>	1.1	1.52	0.4	0.52	1.0	0.94	0.4	0.70				
Syllidae indet.	0.1	0.32	0.1	0.32								
<u>Terebellides stroemi</u>							0.1	0.32				
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.8	0.79			0.2	0.42	0.8	0.92				
<u>Abra alba</u>	0.8	2.53										
<u>Abra nitida</u>	1.8	5.69										
<u>Montacuta</u> sp.			0.3	0.67								
<u>Mya</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Parvicardium minimum</u>			0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.63				
<u>Thyasira</u> sp.	13.7	9.98	57.2	19.93	46.6	6.83	17.3	7.12				
<u>Yoldiella</u> sp.	0.1	0.32										
Diversity:	λ	0.85	0.58		0.44		0.76					
	H	2.49	1.43		1.20		2.13					
	d	6.36	4.54		4.04		6.32					
Sampling efficiency:		0.940 <S<1	0.971 <S<1		0.973 <S<1		0.963 <S<1					

Table 9. Station BV 3, 100 m

	1972				1973				\bar{X}	s	\bar{X}	s
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.					
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Stylatula elegans</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Ctenodiscus crispatus</u>					0.1	0.32						
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.7	0.82	0.9	1.29	0.8	0.63	0.7	0.82				
Amphipoda indet.	0.5	1.27	1.8	2.70	0.1	0.32	0.4	0.70				
<u>Calocharis macandreae</u>							0.1	0.32				
Cumacea indet.	0.1	0.32	0.3	0.48	0.2	0.42						
<u>Brisaster fragilis</u>	0.4	0.84			1.0	2.21	0.3	0.48				
<u>Brissopsis lyrifera</u>	0.7	1.06	0.2	0.42								
<u>Buccinum humphreysianum</u>			0.1	0.32								
<u>Philine</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Retusa umbilicata</u>			0.1	0.32								
Holothuroidea indet.					0.5	0.71						
Nemertini indet.			0.1	0.32	0.3	0.67	0.4	0.52				
<u>Amphilepis norvegica</u>	0.4	0.52	0.1	0.32	0.6	1.26	0.3	0.95				
<u>Amphiura chiajei</u>	0.9	2.51	0.3	0.67	0.4	0.97	0.2	0.42				
<u>Amphiura filiformis</u>					0.2	0.63	0.4	0.70				
<u>Amphiura</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Ophiura sarsi</u>	0.8	1.03	0.3	0.48	0.3	0.67						
<u>Ophiura</u> sp.	0.4	0.97	0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42				
<u>Anobothrus gracilis</u>					0.1	0.32						
<u>Chaetozone setosa</u>	1.0	1.70	1.9	1.85	0.3	0.67	3.3	4.16				
<u>Diplocirrus glaucus</u>	6.7	4.30	5.9	3.41	2.1	1.85	1.5	0.85				
<u>Diploneris filum</u>							0.2	0.42				
<u>Eumida</u> sp.					0.1	0.32						
<u>Glycera alba</u>	0.3	0.95										
<u>Glycera lapidum</u>			0.1	0.32								
<u>Glycera rouxii</u>	0.1	0.32										
<u>Glycera</u> sp.					0.1	0.32						
<u>Goniada maculata</u>	1.3	3.77	0.1	0.32	0.7	0.48	0.1	0.32				
<u>Heteromastus filiformis</u>			0.1	0.32								
<u>Lumbrineris fragilis</u>	1.3	1.95	0.5	0.53	0.2	0.42	0.7	1.34				
<u>Maldane sarsi</u>	0.4	0.84	4.5	12.15	2.1	4.72	0.6	1.07				
<u>Melinna cristata</u>	8.1	5.28	5.4	4.03	4.8	3.94	9.3	4.47				
<u>Myriochele</u> sp.	1.1	2.23	0.7	1.25	0.2	0.42	0.1	0.32				
<u>Neoamphitrite edwardsi</u>					0.3	0.48	0.1	0.32				
<u>Neoamphitrite</u> sp.			0.2	0.42								
<u>Nephtys ciliata</u>	0.5	0.97	0.1	0.32	0.9	0.74						
<u>Nephtys incisa</u>			0.8	0.79			0.9	0.74				
<u>Nephtys paradoxa</u>					0.2	0.63						
<u>Nephtys</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.1	0.32	0.7	1.06	0.7	0.82	0.3	0.48				

Table 9. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Owenia fusiformis</u>			0.5	1.58	0.1	0.32						
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.2	0.42	0.1	0.32								
<u>Pectinaria belgica</u>			0.1	0.32			0.1	0.32				
<u>Pholoe minuta</u>	3.4	9.05	0.2	0.63	0.1	0.32	0.3	0.48				
<u>Phyllodocidae indet.</u>							0.5	0.71				
<u>Pista cristata</u>			0.1	0.32								
<u>Polymnia nebulosa</u>							0.2	0.42				
<u>Polynoidae indet.</u>			0.2	0.42	0.1	0.32	0.3	0.67				
<u>Polyphysia crassa</u>	12.9	6.92	11.0	6.13	7.5	3.92	7.7	3.06				
<u>Praxillella praetermissa</u>			0.2	0.42	0.1	0.32						
<u>Scoloplos armiger</u>	1.5	2.84			0.2	0.42						
<u>Streblosoma bairdi</u>	3.2	1.62	2.9	3.25	2.6	1.51	2.5	2.22				
<u>Syllidae indet.</u>	0.1	0.32										
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.2	0.42										
<u>Cuspidaria sp.</u>	0.1	0.32										
<u>Kelliella miliaris</u>			0.9	1.91								
<u>Montacuta tenella</u>					0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Mya sp.</u>	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Mytilus edulis</u>			0.1	0.32								
<u>Parvicardium minimum</u>			0.3	0.48								
<u>Thyasira sp.</u>	10.4	9.61	27.1	13.60	23.4	13.36	20.9	8.63				
<u>Phoronis milleri</u>			0.2	0.42								
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>			0.2	0.42			0.1	0.32				
Diversity:	λ	0.88	0.80		0.76		0.79					
	H	2.51	2.24		2.13		2.09					
	d	5.03	5.96		5.60		4.78					
Sampling efficiency:		0.973 <S<1	0.971 <S<1		0.963 <S<1		0.972 <S<1					

Table 10. Station TH 1, 50 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Paraedwardsia arenaria</u>									0.1	0.32		
<u>Virgularia mirabilis</u>											0.1	0.32
<u>Ctenodiscus crispatus</u>											0.1	0.32
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	1.0	1.25	0.6	0.84	0.9	0.99	0.1	0.32			0.2	0.42
Amphipoda indet.	0.8	1.40	2.4	1.65	0.3	0.67	1.3	0.82			0.8	1.03
Cumacea indet.	0.4	0.70	7.0	7.57	1.2	1.14	6.4	4.20	0.3	0.48	2.1	2.28
<u>Galathea</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Gnathia oxyraea</u>					0.1	0.32						
<u>Hyas coarctatus</u>			0.2	0.42								
<u>Macropipus depurator</u>									0.1	0.32		
<u>Echinocardium cordatum</u>	0.2	0.42					0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Aporrhais pespelicani</u>	0.4	0.70					0.3	0.48	0.2	0.63		
<u>Cylichna cylindracea</u>					0.3	0.95	0.1	0.32				
<u>Lunatia montagui</u>					0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Philine quadrata</u>	0.3	0.95					0.2	0.63	0.1	0.32		
<u>Philine scabra</u>			0.8	1.32	0.2	0.63						
<u>Philine</u> sp.	0.4	0.97										
<u>Scaphander lignarius</u>			0.1	0.32			0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Scaphander punctostriatus</u>	0.1	0.32										
<u>Taranis moerchi</u>	0.2	0.63			0.1	0.32						
<u>Velutina velutina</u>									0.1	0.32		
<u>Echinocucumis hispida</u>					0.1	0.32						
<u>Holothuroidea</u> indet.			0.1	0.32	0.1	0.32	0.5	1.08	0.2	0.42	0.1	0.32
Nemertini indet.			1.3	0.82	0.9	0.57	1.4	0.84	0.4	0.70	1.0	0.67
<u>Amphilepis norvegica</u>					0.3	0.67			0.6	0.84		
<u>Amphiura chiajei</u>					0.2	0.42	0.2	0.42			0.2	0.42
<u>Amphiura filiformis</u>	0.1	0.32	0.3	0.48			0.1	0.32			0.4	0.52
<u>Amphiura</u> sp.			0.2	0.42	0.1	0.32						
<u>Ophiura albida</u>	0.7	0.67	0.3	0.48			1.2	0.79			0.1	0.32
<u>Ophiuroidea</u> indet.	0.5	0.85										
<u>Ophiura sarsi</u>			3.9	2.56	1.2	1.99					0.7	0.95
<u>Ophiura</u> sp.			0.9	1.10	1.5	1.96			0.2	0.42	0.5	0.53
<u>Ophiura texturata</u>			0.1	0.32								
<u>Ampharete finmarchica</u>			0.1	0.32			0.1	0.32				
<u>Ampharetidae</u> indet.	0.4	0.70	0.1	0.32			0.3	0.48			1.3	1.64
<u>Amphicteis gunneri</u>			0.1	0.32					0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Anaitides</u> sp.	0.1	0.32	0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.63
<u>Anobothrus gracilis</u>					0.4	0.70						
<u>Aphrodita aculeata</u>	0.2	0.42			0.1	0.32						
<u>Artacama proboscidea</u>							0.1	0.32	0.1	0.32		

Table 10. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Asychis biceps</u>					0.2	0.42						
<u>Brada villosa</u>	0.3	0.48										
<u>Chaetozone setosa</u>	0.1	0.32			0.1	0.32			0.1	0.32	0.3	0.67
<u>Cirratulus cirratus</u>	0.2	0.63	0.3	0.67			0.3	0.67				
<u>Dasybranchus caducus</u>							0.1	0.32				
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.1	0.32	0.8	0.79	0.4	0.70	1.3	1.06	1.0	1.63	1.4	1.26
<u>Eclysippe vanelli</u>	0.1	0.32										
<u>Euchone papillosa</u>					0.1	0.32						
<u>Euchone rubrocincta</u>			0.5	1.27	0.2	0.63	0.1	0.32				
<u>Euclymeninae indet.</u>	0.2	0.42							0.1	0.32		
<u>Eulalia sp.</u>			0.1	0.32								
<u>Eunice pennata</u>					0.1	0.32						
<u>Genethyllis lutea</u>	0.2	0.42									0.3	0.48
<u>Glycera alba</u>							0.1	0.32	0.1	0.32	0.6	0.84
<u>Glycera rouxii</u>	0.5	0.71	0.2	0.42	1.2	0.63	0.9	1.10	0.9	0.74		
<u>Glycera sp.</u>			0.6	0.84								
<u>Goniada maculata</u>	0.6	0.70	0.5	0.71	0.7	0.95	1.0	1.05	0.5	0.71	0.4	0.70
<u>Harmothoe sp.</u>			0.2	0.42								
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.7	0.82			0.7	1.49			0.2	0.42		
<u>Hyalinoecia tubicola</u>					0.1	0.32						
<u>Laetmonice filicornis</u>									0.1	0.32		
<u>Lanassa venusta</u>	0.1	0.32									0.1	0.32
<u>Laonice cirrata</u>	0.6	0.70	1.8	1.55			2.1	2.18	1.0	0.67	2.3	1.57
<u>Laphania boeckii</u>	0.4	0.97			0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Leanira tetragona</u>			0.1	0.32								
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.6	0.52	0.4	0.70	0.6	0.70	0.3	0.48	0.6	0.84	0.3	0.48
<u>Maldanidae indet.</u>			0.1	0.32			0.2	0.63				
<u>Maldane sarsi</u>			0.4	0.97	0.3	0.67	1.2	1.62	0.3	0.95	0.6	0.84
<u>Melinna cristata</u>	35.1	17.65	6.5	4.95	68.5	19.28	3.1	2.18	8.5	4.22	15.0	14.24
<u>Myriochele sp.</u>	0.3	0.67	0.3	0.48	0.3	0.67	0.6	0.97	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Nephtys ciliata</u>	0.1	0.32	0.3	0.48			0.9	1.20	0.3	0.67		
<u>Nephtys hombergi</u>	0.8	1.14	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32			0.3	0.48
<u>Nephtys paradoxa</u>			0.1	0.32							0.1	0.32
<u>Nereimyra punctata</u>			0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Nereis sp.</u>							0.1	0.32				
<u>Notomastus latericeus</u>	0.7	0.48	0.9	0.99	1.0	0.67	1.5	1.90	1.3	1.34	2.0	1.56
<u>Ophelina norvegica</u>			0.1	0.32								
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.4	0.70	0.3	0.67	0.2	0.42	0.1	0.32			0.6	0.70
<u>Owenia fusiformis</u>	1.0	1.33	0.1	0.32	0.2	0.42	0.3	0.48	0.2	0.42		
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.1	0.32										
<u>Paraonis gracilis</u>					0.1	0.32						
<u>Pectinaria auricoma</u>	1.3	2.11	0.6	1.26	0.4	0.70	0.3	0.48	0.4	0.52	0.2	0.42
<u>Pectinaria koreni</u>	0.9	1.60	0.9	0.88	0.5	1.08	0.6	0.84	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Pholoe minuta</u>	2.6	2.07	5.3	2.87	0.9	0.99	6.2	4.32	0.5	0.71	2.7	2.36
<u>Phyllodocidae indet.</u>					0.1	0.32	0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Pista cristata</u>	0.8	1.03	1.1	0.88	0.4	0.70	0.8	1.14	0.1	0.32	1.3	1.06
<u>Polycirrus medusa</u>			0.1	0.32								
<u>Polycirrus sp.</u>									0.3	0.95		
<u>Polynoidae indet.</u>	0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32	0.4	0.70	0.3	0.48
<u>Polyphysia crassa</u>	0.5	1.08	0.3	0.48	0.4	0.97	0.4	0.70			0.1	0.32
<u>Praxillella praetermissa</u>			0.2	0.42								
<u>Rhodine gracilior</u>											0.1	0.32
<u>Sabellides octocirrata</u>			0.3	0.48								
<u>Sabella penicillus</u>			0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Scalibregma inflatum</u>			0.1	0.32								
<u>Scoloplos armiger</u>					0.1	0.32	0.1	0.32				

Table 10. cont.

	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Sphaerodorum gracilis</u>			0.1	0.32	0.1	0.32	0.3	0.67	0.1	0.32		
<u>Spionidae indet.</u>			0.8	1.03	0.3	0.67	0.9	0.99			0.2	0.42
<u>Streblosoma bairdi</u>	0.5	0.85	0.9	0.74	0.2	0.63	1.0	1.70	0.4	0.70	1.0	0.94
<u>Syllidae indet.</u>	0.2	0.42	0.3	0.67	1.2	1.14	0.2	0.42	0.4	0.52	0.2	0.63
<u>Terebellidae indet.</u>	0.2	0.63										
<u>Terebellides stroemi</u>							0.2	0.63				
<u>Thalepus cincinnatus</u>	0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42	0.2	0.42	0.8	0.79
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.2	0.42	0.3	0.67	0.1	0.32	1.4	1.17	0.2	0.42	0.6	0.70
<u>Abra alba</u>	0.3	0.67	0.2	0.42	2.2	2.57	6.8	3.33	9.8	6.39	3.6	1.65
<u>Abra nitida</u>	0.8	1.03	0.5	0.53	0.1	0.32	1.9	2.69	5.8	3.52	2.5	1.90
<u>Arctica islandica</u>					0.3	0.48						
<u>Astarte sp.</u>					0.1	0.32						
<u>Astarte sulcata</u>					0.2	0.42						
<u>Bathyarca pectunculoides</u>			0.1	0.32								
<u>Cardiidae indet.</u>	1.4	1.65										
<u>Corbula gibba</u>											0.1	0.32
<u>Cuspidaria sp.</u>	0.1	0.32			0.2	0.42						
<u>Dosinia lupinus</u>									0.1	0.32		
<u>Ennucula tenuis</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Kellia sp.</u>	0.1	0.32										
<u>Kelliella miliaris</u>			0.6	0.97	0.2	0.42						
<u>Limatula sp.</u>	0.3	0.95										
<u>Limatula sulcata</u>			4.1	3.21	1.5	1.58	0.7	1.06			1.2	1.32
<u>Lucinoma borealis</u>									0.1	0.32		
<u>Macoma calcarea</u>	0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Modiolula phaseolinus</u>					0.2	0.42						
<u>Monia squama</u>									0.1	0.32		
<u>Mysella bidentata</u>			0.1	0.32								
<u>Nuculana minuta</u>					1.3	1.25	0.4	0.52	0.2	0.42		
<u>Nuculana pernula</u>									0.4	0.52		
<u>Parvicardium minimum</u>			1.7	1.25	0.2	0.42	1.2	1.32	0.3	0.67	0.7	0.67
<u>Pseudamussium septemradiatum</u>											0.2	0.63
<u>Thyasira sp.</u>	18.1	10.20	30.1	13.95	16.0	10.99	5.9	3.67	3.3	3.27	7.3	5.58
<u>Tropidomya abbreviata</u>					0.1	0.32						
<u>Yoldiella sp.</u>	0.7	0.95	2.2	2.15	6.1	5.15	0.5	0.85	0.6	0.97	1.1	1.52
<u>Phoronis mülleri</u>			0.1	0.32								
<u>Dentalium entale</u>			0.1	0.32								
<u>Dentalium occidentale</u>							0.1	0.32				
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	0.2	0.63	0.1	0.32	0.1	0.32					0.1	0.32
<u>Phascolion strombi</u>	0.8	0.92	0.1	0.32	0.3	0.48						
<u>Molgula kiaeri</u>							0.3	0.67				
Diversity:	λ	0.75	0.85	0.64	0.94	0.88	0.90					
	H	2.29	2.81	1.93	3.32	2.76	3.00					
	d	8.84	10.38	9.76	10.06	8.77	8.35					
Sampling efficiency:		0.973 <S<1	0.956 <S<1	0.969 <S<1	0.944 <S<1	0.929 <S<1	0.962 <S<1					

Table 11. Station TH 2, 120 m

	1974	
	JUNE	
	\bar{X}	s
<u>Paraedwardsia arenaria</u>	0.1	0.32
<u>Stylatula elegans</u>	0.1	0.32
<u>Virgularia mirabilis</u>	0.1	0.32
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.4	0.52
Amphipoda indet.	0.4	0.52
<u>Calocharis macandreae</u>	0.8	0.63
Nemertini indet.	0.3	0.48
<u>Amphilepis norvegica</u>	2.7	2.26
<u>Amphiura chiajei</u>	0.3	0.48
<u>Ophiura</u> sp.	0.6	0.70
<u>Asychis biceps</u>	0.1	0.32
<u>Chaetozone setosa</u>	0.5	0.85
Euclymeninae indet.	1.2	1.32
<u>Glycera alba</u>	0.1	0.32
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.3	0.48
<u>Melinna cristata</u>	0.3	0.48
<u>Nephtys incisa</u>	1.0	0.67
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.2	0.42
<u>Onuphis quadricuspis</u>	0.1	0.32
<u>Phylo norvegicus</u>	0.1	0.32
<u>Pista cristata</u>	0.1	0.32
Polychaeta indet.	0.2	0.63
<u>Polyphysia crassa</u>	0.4	0.70
<u>Rhodine gracilior</u>	0.1	0.32
<u>Streblosoma bairdi</u>	0.1	0.32
<u>Thelepus cincinnatus</u>	2.6	2.95
<u>Limatula sulcata</u>	0.2	0.63
<u>Thyasira</u> sp.	0.1	0.32
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	0.1	0.32
	λ	0.91
Diversity:	H	2.74
	d	5.70
Sampling efficiency:	0.859 <S<1	

Table 12. Station TH 3, 50 m

	1974 JUNE	
	\bar{X}	s
<u>Virgularia mirabilis</u>	0.1	0.32
Amphipoda indet.	0.2	0.63
<u>Calocharis macandreae</u>	0.1	0.32
<u>Brisaster fragilis</u>	0.1	0.32
Holothuroidea indet.	1.4	1.17
Nemertini indet.	0.3	0.67
<u>Amphilepis norvegica</u>	0.1	0.32
<u>Ophiura sp.</u>	0.3	0.48
<u>Asychis biceps</u>	0.6	1.07
<u>Dasybranchus caducus</u>	0.2	0.42
<u>Ditrupa arietina</u>	0.1	0.32
<u>Euchone rubrocincta</u>	0.1	0.32
Euclymeninae indet.	0.1	0.32
<u>Glycera rouxii</u>	0.3	0.48
<u>Leanira tetragona</u>	0.3	0.48
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.1	0.32
<u>Melinna cristata</u>	54.9	13.67
<u>Myriochele sp.</u>	0.4	0.52
<u>Nephtys incisa</u>	0.1	0.32
<u>Nothria conchylega</u>	0.1	0.32
<u>Pectinaria auricoma</u>	0.1	0.32
Syllidae indet.	0.2	0.42
<u>Thelepus cincinnatus</u>	0.1	0.32
<u>Astarte sulcata</u>	1.0	0.82
<u>Kelliella miliaris</u>	0.1	0.32
<u>Parvicardium minimum</u>	0.1	0.32
<u>Thyasira sp.</u>	1.5	3.41
Porifera indet.	0.1	0.32
Dentalium entale	0.1	0.32
	λ	0.24
Diversity:	H	0.76
	d	4.34
Sampling efficiency:	0.962 <S<1	

Table 13. Station SF 1, 200 m

	1972				1973			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
Asteroidea indet.					0.1	0.32		
<u>Psilaster andromeda</u>					0.1	0.32		
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.2	0.42			0.1	0.32	0.1	0.32
Amphipoda indet.	1.1	2.33	0.5	1.27	1.5	2.07		
<u>Calocharis macandreae</u>	0.7	0.67	0.6	0.70	0.6	0.52		
<u>Philine scabra</u>					0.1	0.32		
Nemertini indet.			0.4	0.52	0.6	0.84	0.3	0.48
<u>Amphilepis norvegica</u>	13.2	2.49	10.3	7.20	10.7	5.87		
<u>Amphiura chiajei</u>			0.1	0.32				
<u>Ophiura sp.</u>					0.1	0.32		
Ampharetidae indet.					0.1	0.32		
<u>Asychis biceps</u>	0.9	1.52	1.8	1.14	1.5	1.18	1.0	1.63
<u>Chaetozone setosa</u>			0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Dasybranchus caducus</u>	0.3	0.48	0.2	0.63	0.3	0.48	0.6	0.70
<u>Diplocirrus glaucus</u>			0.3	0.48	0.1	0.32		
<u>Diplocirrus longisetosa</u>			0.1	0.32				
Euclymeninae indet.							0.1	0.32
<u>Eunice pennata</u>	0.1	0.32						
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.7	1.57	0.1	0.32	0.1	0.32	0.3	0.48
<u>Laonice cirrata</u>	0.2	0.42						
<u>Lumbrineris fragilis</u>	3.1	2.51	1.2	1.23	1.9	2.28	1.8	1.23
<u>Melinna cristata</u>					1.7	3.50	0.1	0.32
<u>Nephtys ciliata</u>	0.1	0.32						
<u>Nephtys incisa</u>	0.2	0.42			0.4	0.70	0.4	0.52
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.1	0.32			0.1	0.32		
<u>Onuphis quadricuspis</u>			0.1	0.32				
<u>Ophelina norvegica</u>	0.3	0.48			0.3	0.48	0.1	0.32
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.2	0.42	0.1	0.32				
<u>Panthalis oerstedii</u>	0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Pholoe minuta</u>					0.1	0.32		
<u>Phylo norvegicus</u>	0.5	0.71	1.0	0.82	0.8	1.03	0.6	0.52
<u>Pista cristata</u>	0.1	0.32						
<u>Polycirrus sp.</u>	0.3	0.48						
Polynoidae indet.	0.1	0.32						
<u>Polyphysia crassa</u>	0.3	0.95	0.5	0.71	0.3	0.48	0.5	0.85
<u>Rhodine loveni</u>	1.4	1.78	0.6	0.70	0.7	0.67	0.5	0.53
Sabellidae indet.			0.3	0.67				
<u>Scoloplos armiger</u>	0.1	0.32	0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Terebellides stroemi</u>	0.2	0.42					0.1	0.32

Table 13. cont.

	1972				1973			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Abra alba</u>					0.1	0.32		
<u>Abra nitida</u>			0.2	0.42	0.1	0.32		
<u>Cuspidaria</u> sp.	0.1	0.32						
<u>Kelliella miliaris</u>			0.3	0.48	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Malletia obtusa</u>					0.1	0.32		
<u>Nucula</u> sp.	0.1	0.32						
<u>Nucula tumidula</u>			0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Thyasira</u> sp.	0.6	0.70	1.4	1.84	0.3	0.48		
<u>Tropidomya abbreviata</u>			0.2	0.42				
<u>Yoldiella</u> sp.	0.3	0.48	0.1	0.32	0.3	0.95		
<u>Dentalium occidentale</u>					0.1	0.32		
<u>Entalina quinquangularis</u>			0.2	0.42	0.6	0.97		
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	2.2	1.87	2.1	1.29	2.8	1.87	0.9	1.20
<u>Phascolosoma</u> sp.	2.0	2.21	0.1	0.32				
	λ	0.78	0.78		0.81		0.90	
Diversity:	H	2.24	2.25		2.41		2.47	
	d	5.09	5.14		5.89		3.91	
Sampling efficiency:		0.946 <S<1	0.922 <S<1		0.911 <S<1		0.805 <S<1	

Table 14. Station SF 2, 100 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Stylatula elegans</u>	0.1	0.32										
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.6	0.84	0.4	0.97	0.2	0.42	0.1	0.32			0.2	0.42
Amphipoda indet.	1.2	1.32	0.7	0.67	1.1	1.60	0.1	0.32			0.6	0.84
<u>Calocharis macandreae</u>	0.4	0.52	0.4	0.52	0.3	0.48	0.7	0.95			0.9	0.74
Cumacea indet.			0.3	0.67	0.3	0.67						
<u>Brisaster fragilis</u>							0.1	0.32				
<u>Echinocyamus pusillus</u>					0.1	0.32						
<u>Alvania abyssicola</u>					0.3	0.48						
<u>Philine scabra</u>							0.1	0.32				
<u>Philine sp.</u>	0.2	0.42										
Nemertini indet.			0.6	0.97	0.3	0.48	0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Amphilepis norvegica</u>	4.0	4.90	2.1	2.28	3.1	3.11	0.2	0.63			0.2	0.63
<u>Amphiura borealis</u>											3.3	6.45
<u>Amphiura chiajei</u>	3.9	3.98	2.9	1.79	0.2	0.42	2.8	2.35			2.8	1.99
<u>Amphiura filiformis</u>							0.5	1.08			0.3	0.67
<u>Amphiura sp.</u>			0.5	0.85	0.3	0.95						
<u>Ophiura albida</u>			0.4	0.97							0.1	0.32
<u>Ophiura sarsi</u>	0.2	0.42			0.8	1.03						
<u>Ophiura sp.</u>	1.2	1.87	1.3	1.95			0.3	0.67			0.4	0.52
Ampharetidae indet.					0.1	0.32	0.3	0.48				
<u>Amphicteis gunneri</u>					0.1	0.32					0.1	0.32
<u>Asychis biceps</u>	0.3	0.48	0.4	0.52	0.6	1.07	0.9	1.10			0.4	0.70
<u>Brada villosa</u>					0.1	0.32					0.1	0.32
<u>Ceratocephale loveni</u>							0.1	0.32				
<u>Chaetozone setosa</u>	0.7	0.82	0.5	0.97			0.1	0.32				
Cirratulidae indet.	0.1	0.32										
<u>Dasybranchus caducus</u>			0.3	0.48	0.6	0.52	0.3	0.48				
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.8	1.03	0.8	1.14	0.2	0.42						
<u>Eclysippe vanelli</u>	0.3	0.67	0.1	0.32								
Euclymeninae indet.			0.1	0.32	0.2	0.63	0.2	0.42				
<u>Eunice pennata</u>							0.1	0.32				
<u>Glycera alba</u>											0.1	0.32
<u>Glycera rouxii</u>	0.3	0.48	0.1	0.32			0.2	0.42			0.1	0.32
<u>Goniada maculata</u>	0.4	0.52	0.1	0.32			0.2	0.63				
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.6	0.84	0.1	0.32	0.2	0.63	0.1	0.32				
<u>Lacnise cirrata</u>	0.1	0.32									0.1	0.32
<u>Leiochone borealis</u>	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Lumbrineris fragilis</u>	1.3	0.95	1.2	0.92	0.8	0.63	0.1	0.32			0.4	0.70
<u>Lumbriclymene minor</u>	0.7	1.89										
Maldanidae indet.											0.1	0.32
<u>Maldane sarsi</u>	0.2	0.42	1.2	2.49								
<u>Melinna cristata</u>					0.1	0.32	0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Myriochele sp.</u>	1.7	2.87	0.8	1.32								

Not sampled.

Table 14. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Nephtys incisa</u>					0.7	0.67					0.1	0.32
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.3	0.48	0.7	0.95	0.4	0.52	0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Nephtys sp.</u>											0.1	0.32
<u>Nereis sp.</u>					0.1	0.32						
<u>Onuphis quadricuspis</u>					0.4	0.70						
<u>Ophelina acuminata</u>	0.2	0.63										
<u>Ophelina norvegica</u>					0.3	0.67					0.4	0.52
<u>Ophiidromus flexuosus</u>	0.1	0.32									0.1	0.32
<u>Panthalis oerstedii</u>											0.1	0.32
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Pectinaria auricoma</u>	0.2	0.42	0.1	0.32	0.2	0.42					0.1	0.32
<u>Pholoe minuta</u>	0.4	0.84			0.1	0.32						
<u>Phylo norvegicus</u>			0.3	0.67	0.3	0.67					0.6	0.97
Polynoidae indet.							0.3	0.48			0.2	0.42
<u>Polyphysia crassa</u>	0.1	0.32	0.5	0.85	0.3	0.48	0.3	0.48			0.3	0.67
<u>Rhodine loveni</u>					0.3	0.67					0.1	0.32
<u>Scoloplos armiger</u>	0.5	1.27										
Spionidae indet.					0.1	0.32						
<u>Spiophanes krøyeri</u>	0.3	0.67										
Thelepinidae indet.											0.1	0.32
<u>Abra alba</u>											0.5	0.97
<u>Abra nitida</u>	1.0	1.25	6.0	3.68	4.5	2.76	0.8	1.32			7.5	8.92
<u>Astarte sulcata</u>			0.1	0.32			0.2	0.42				
<u>Bathyarca pectunculoides</u>	0.9	0.88	0.5	0.71	0.3	0.48						
Cardiidae indet.	0.8	0.79										
<u>Cuspidaria sp.</u>	0.7	0.67	0.1	0.32								
<u>Ennucula tenuis</u>			0.1	0.32								
<u>Kellia sp.</u>	0.5	0.71										
<u>Kelliella miliaris</u>			3.5	3.81	0.6	0.97					0.1	0.32
<u>Limatula sp.</u>	0.1	0.32										
<u>Limatula sulcata</u>			0.1	0.32	0.4	0.52	0.2	0.42			0.2	0.63
<u>Parvicardium minimum</u>			0.4	0.52							0.2	0.42
<u>Pseudamussium septemradiatum</u>							0.1	0.32				
<u>Thyasira sp.</u>	4.5	2.92	11.5	11.00	6.5	5.15	0.2	0.42			2.2	3.68
<u>Tropidomyia abbreviata</u>			0.5	0.71								
<u>Yoldiella sp.</u>	1.6	1.65	2.8	1.81	1.9	1.73					0.3	0.48
<u>Phoronis sp.</u>	0.7	1.34										
<u>Dentalium entale</u>			0.1	0.32								
<u>Dentalium occidentale</u>					0.2	0.63						
<u>Entalina quinquangularis</u>					0.6	0.84						
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	17.1	11.68	37.0	14.41	18.2	9.81	0.5	0.97			0.2	0.42
Diversity:	λ	0.85	0.75		0.81		0.91				0.86	
	H	2.70	2.16		2.44		2.86				2.60	
	d	6.61	5.69		6.84		6.46				6.93	
Sampling efficiency:		0.970 <S<1	0.977 <S<1		0.964 <S<1		0.804 <S<1				0.895 <S<1	

Not sampled.

Table 15. Station SD 1. 20 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
Anthozoa indet.							0.1	0.32				
<u>Paraedwardsia arenaria</u>			0.1	0.32					0.1	0.32		
<u>Virgularia mirabilis</u>					0.1	0.32	0.3	0.48				
Asteroidea indet.			0.4	1.26	0.1	0.32						
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.4	0.52	0.3	0.48	0.6	0.52	0.3	0.67	0.7	0.67	0.6	0.84
<u>Chaetoderma nitidulum</u>			0.5	0.71	1.3	1.89	1.2	1.40	0.4	0.97	0.1	0.32
Amphipoda indet.	1.4	1.43			0.1	0.32	0.2	0.42			0.1	0.32
<u>Calocharis macandreae</u>	0.1	0.32										
Cumacea indet.	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Brisaster fragilis</u>	0.1	0.32	0.1	0.32								
<u>Brissopsis lyrifera</u>			0.1	0.32								
<u>Echinocardium cordatum</u>	0.2	0.42	0.1	0.32	0.9	0.74	0.1	0.32	0.3	0.67	0.3	0.48
<u>Echinocyamus pusillus</u>					0.1	0.32						
<u>Actaeon tornatilis</u>	0.1	0.32			0.2	0.42	0.1	0.32				
<u>Aporrhais pespelicani</u>	0.2	0.42	0.3	0.48					0.2	0.42		
<u>Cylichna alba</u>							0.1	0.32				
<u>Cylichna cylindracea</u>	0.2	0.42	0.2	0.42	1.0	0.82	0.2	0.42			0.2	0.42
<u>Lunatia intermedia</u>	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Philine scabra</u>					0.3	0.48	0.1	0.32				
<u>Turitella communis</u>	0.4	0.70			0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Cucumaria elongata</u>			0.1	0.32								
Holothuroidea indet.	0.9	1.45	0.4	0.70	1.2	1.14	2.9	2.85	1.3	0.95	0.3	0.48
Nemertini indet.			1.2	1.03	1.6	1.07	2.2	1.93	0.7	0.82	1.2	1.32
<u>Amphilepis norvegica</u>											0.3	0.48
<u>Amphiura chiajei</u>	3.2	1.99	6.4	2.37	4.0	3.02	3.3	2.26	2.9	1.73	5.9	2.60
<u>Amphiura filiformis</u>	3.0	2.21	1.6	0.97	4.5	2.32	3.2	2.15	1.4	1.17	2.6	1.96
<u>Ophiura affinis</u>									0.4	0.70		
<u>Ophiura albida</u>	3.0	1.63	1.6	1.07			0.3	0.95			0.2	0.42
<u>Ophiura robusta</u>					0.1	0.32						
<u>Ophiura sarsi</u>			0.1	0.32	0.3	0.67					0.1	0.32
<u>Ophiura sp.</u>					0.8	1.32	0.3	0.67	0.7	1.16		
<u>Ophiura texturata</u>			0.2	0.42					0.3	0.48		
Ampharetidae indet.	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Amphitrite cirrata</u>			0.1	0.32					0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Anaitides sp.</u>	0.6	0.70	0.2	0.42			0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Asychis biceps</u>									0.1	0.32		
Capitellidae indet.									0.1	0.32		
<u>Chaetozone setosa</u>							0.1	0.32				
<u>Diplocirrus glaucus</u>	3.2	2.39	0.1	0.32	3.6	2.91	2.2	1.40	1.3	2.16	0.5	0.71
<u>Eteone sp.</u>			0.1	0.32								
<u>Euchone papillosa</u>							0.1	0.32				

Table 15. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Gattyana cirrosa</u>			0.1	0.32								
<u>Glycera alba</u>	1.1	1.10	0.9	1.45	1.0	1.15	1.1	1.20	0.7	0.95	0.4	0.70
<u>Glycera rouxii</u>	0.3	0.95	0.8	1.03	1.2	1.40	1.7	1.77	0.7	0.67	1.4	0.97
<u>Goniada maculata</u>	2.3	2.31	0.7	0.48	3.3	2.71	2.9	1.10	1.5	1.72	0.7	0.82
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.1	0.32										
<u>Hydroides norvegica</u>	0.1	0.32										
<u>Lanassa nordenskiöldi</u>									0.1	0.32		
<u>Lanassa venusta</u>	0.1	0.32										
<u>Laonice cirrata</u>	1.3	1.06	0.3	0.67	1.3	1.06	1.2	1.03	1.6	1.07	0.7	0.67
<u>Lumbrineris fragilis</u>	1.3	1.25	0.9	0.57	1.4	1.07	1.3	1.16	1.3	2.00	1.1	1.29
<u>Lysilla loveni</u>									0.1	0.32		
<u>Maldane sarsi</u>	11.8	6.43	12.7	10.45	27.3	27.12	25.9	24.46	17.5	10.38	5.5	3.37
<u>Melinna cristata</u>									0.6	0.70		
<u>Myriochele</u> sp.	11.0	6.48	5.0	5.98	4.3	3.86	7.7	8.99	1.6	0.84	1.2	1.40
<u>Neoamphitrite grayi</u>											0.1	0.32
<u>Nephtys ciliata</u>					0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Nephtys hombergi</u>	0.4	0.52							0.1	0.32		
<u>Nephtys incisa</u>									0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Nephtys</u> sp.			0.3	0.48								
<u>Nereis virens</u>							0.1	0.32				
<u>Ophelina acuminata</u>	0.1	0.32					0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Ophelina</u> sp.					0.1	0.32						
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.2	0.42			0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32		
<u>Owenia fusiformis</u>	0.6	0.84			0.1	0.32	0.4	1.26				
<u>Pectinaria auricoma</u>	0.6	0.97			1.4	1.51	1.0	0.67	0.6	0.70	0.1	0.32
<u>Pectinaria koreni</u>	1.1	1.20	0.5	0.53	1.7	1.64	1.9	1.52	1.0	0.47		
<u>Pholoe minuta</u>												
<u>Pista cristata</u>							0.2	0.42	0.1	0.32		
<u>Polycirrus</u> sp.	0.1	0.32							0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Polymnia nebulosa</u>					0.1	0.32						
Polynoidae indet.	0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42	0.3	0.48	0.1	0.32		
<u>Polyphysia crassa</u>	0.1	0.32			0.5	0.53	0.6	0.97				
<u>Praxillella praetermissa</u>	0.2	0.63	1.0	1.05	0.6	0.70	1.8	3.68	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Sabella penincillus</u>							0.1	0.32				
<u>Scalibregma inflatum</u>	0.1	0.32					0.2	0.63				
<u>Scoloplos armiger</u>	0.2	0.42	0.1	0.32	0.2	0.63	0.1	0.32				
<u>Sphaerodorum gracilis</u>	0.1	0.32										
<u>Spio filicornis</u>	0.1	0.32										
Spionidae indet.			0.2	0.42	0.2	0.42	0.4	0.52	0.9	0.99	0.6	0.52
<u>Spiophanes krøyeri</u>	1.2	1.03										
<u>Streblosoma bairdi</u>	0.2	0.63			0.2	0.42					0.1	0.32
Terebellidae indet.									0.1	0.32		
<u>Terebellides stroemi</u>	0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32			0.8	0.92	0.1	0.32
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.3	0.67	0.1	0.32	0.7	0.82	1.0	0.82	1.4	1.51	0.8	1.23
<u>Trochochaeta multisetosa</u>					0.1	0.32						
<u>Abra alba</u>	0.1	0.32			39.9	27.22	24.3	30.83	2.7	4.06	1.0	1.49
<u>Abra nitida</u>	1.1	2.47	0.1	0.32	10.9	7.25	8.0	9.85	0.9	1.91	0.7	1.64
<u>Acanthocardia echinata</u>			0.1	0.32			0.3	0.48			0.3	0.67
<u>Arctica islandica</u>	1.3	0.82	1.0	0.82	2.3	1.16	0.7	0.67	0.1	0.32	0.6	0.70
Cardiidae indet.	0.9	1.10										
<u>Corbula gibba</u>	2.6	2.95	0.4	0.52	1.4	1.65	1.6	2.17	0.5	0.53	2.8	2.39
<u>Cuspidaria</u> sp.											0.1	0.32
<u>Ennucula tenuis</u>	0.1	0.32			0.2	0.63	0.3	0.67			0.2	0.42
<u>Hiatella arctica</u>	0.2	0.42	0.1	0.32								
<u>Macoma calcarea</u>	0.4	0.97							0.1	0.32		

Table 15. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Musculus niger</u>	0.4	0.70	0.4	0.70	0.2	0.42					0.2	0.42
<u>Mya arenaria</u>									0.2	0.42	0.6	0.70
<u>Mya sp.</u>	0.5	0.97	0.9	0.99								
<u>Mysella bidentata</u>	0.2	0.63			0.3	0.67	0.3	0.67				
<u>Mytilus edulis</u>									0.2	0.63		
<u>Nuculana pernula</u>							0.1	0.32				
<u>Parvicardium minimum</u>					2.1	1.66	0.8	0.79	0.5	0.71	0.2	0.42
<u>Parvicardium scabrum</u>			0.1	0.32								
<u>Phaxas pellucidus</u>					0.1	0.32						
<u>Pseudamussium septemradiatum</u>											0.1	0.32
<u>Spisula elliptica</u>											0.1	0.32
<u>Thracia myopsis</u>					0.4	0.70						
<u>Thracia sp.</u>	0.1	0.32			0.4	0.52	0.2	0.42	0.3	0.67	0.4	0.52
<u>Thyasira sp.</u>	2.6	3.06	1.0	1.25	14.1	8.09	6.7	7.29	4.6	7.38	3.3	6.29
<u>Venus casina</u>											0.1	0.32
<u>Phoronis mulleri</u>			0.2	0.42								
<u>Dentalium entale</u>			0.1	0.32					0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Phascolion strombi</u>	0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Ascidia sp.</u>	0.1	0.32										
<u>Pelonaia corrugata</u>	0.2	0.63										
Diversity:	λ	0.92		0.87		0.86		0.88		0.87		0.93
	H	3.15		2.77		2.62		2.79		2.91		3.07
	d	9.73		8.25		7.87		8.40		8.45		7.79
Sampling efficiency:		0.952 <S<1		0.933 <S<1		0.982 <S<1		0.977 <S<1		0.948 <S<1		0.935 <S<1

Table 16. Station SD 2, 50 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
Actinaria indet.			0.1	0.32								
<u>Virgularia mirabilis</u>	0.1	0.32			0.2	0.42						
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	1.3	0.95	2.4	1.78	1.5	1.78	1.9	1.29	1.7	1.42	1.6	1.26
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.4	0.52	0.1	0.32	0.2	0.42	0.9	1.29	0.1	0.32	0.2	0.42
Amphipoda indet.	0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32			0.1	0.32
Cumacea indet.	0.7	1.25	0.1	0.32	0.3	0.67	0.3	0.67				
<u>Brisaster fragilis</u>	0.1	0.32					0.3	0.48				
<u>Brissopsis lyrifera</u>	0.2	0.63	0.3	0.48	0.1	0.32						
<u>Buccinum sp.</u>			0.1	0.32								
<u>Buccinum undatum</u>	0.1	0.32										
<u>Cylichna cylindracea</u>	0.2	0.63	0.3	0.48								
<u>Lunatia intermedia</u>							0.1	0.32				
<u>Lunatia pallida</u>									0.6	0.70		
<u>Natica sp.</u>					0.1	0.32						
<u>Philine scabra</u>	0.2	0.63	0.2	0.63	0.1	0.32						
Holothuroidea indet.	0.5	1.27			0.5	0.85	0.4	0.70	0.2	0.42	0.5	0.71
Nemertini indet.			1.2	0.92	0.7	0.82	1.4	1.07	0.4	0.52	0.8	0.79
<u>Amphilepis norvegica</u>					0.5	1.27						
<u>Amphiura chiajei</u>	0.3	0.48	0.3	0.67	0.7	0.95	0.7	1.57	1.4	1.78	0.6	0.70
<u>Amphiura filiformis</u>	0.2	0.42	0.1	0.32			0.4	0.70	0.9	0.74	0.4	0.70
<u>Ophiura albida</u>							0.1	0.32				
<u>Ophiura sarsi</u>			0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Ophiura sp.</u>									0.1	0.32		
Ampharetidae indet.							0.1	0.32				
<u>Anaitides sp.</u>	0.5	1.27					0.1	0.32				
<u>Anobothrus gracilis</u>			0.1	0.32								
<u>Artacama proboscidea</u>									0.1	0.32		
Capitellidae indet.									0.1	0.32		
<u>Ceratocephale loveni</u>	0.3	0.95							0.2	0.42		
<u>Chaetozone setosa</u>							0.1	0.32				
Cirratulidae indet.							0.1	0.32				
<u>Diplocirrus glaucus</u>	9.0	6.78	6.2	3.05	3.1	2.08	3.3	3.27	1.2	1.23	0.7	1.06
<u>Euchone papillosa</u>							0.1	0.32				
Euclymeninae indet.											0.1	0.32
<u>Glycera alba</u>	0.2	0.63			0.4	0.84	1.6	1.35	1.4	1.43		
<u>Glycera rouxii</u>	2.1	1.52	4.0	1.94	2.3	1.57	1.1	1.20	2.0	1.05	1.9	1.79
<u>Goniada maculata</u>	2.7	2.00	3.5	1.72	4.4	1.58	3.5	2.51	2.2	1.69	0.6	1.35
<u>Heteromastus filiformis</u>	1.7	1.83			0.1	0.32	0.3	0.67	0.7	0.67		
<u>Lanassa venusta</u>							0.1	0.32				
<u>Laonice cirrata</u>	0.1	0.32	0.3	0.48	0.1	0.32	0.5	0.71	0.4	0.52		
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.4	0.70	0.1	0.32	0.2	0.42	0.8	1.03	0.3	0.48	0.2	0.42
<u>Maldane sarsi</u>	15.7	22.12	24.8	25.78	12.1	9.39	25.0	24.67	22.1	15.65	3.7	3.23

Table 16.cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Myriochele</u> sp.	12.2	7.21	14.5	14.33	10.7	6.85	5.4	4.53	2.5	1.90	0.9	1.60
<u>Neoamphitrite affinis</u>							0.5	1.58				
<u>Neoamphitrite grayi</u>							0.5	1.27				
<u>Nephtys ciliata</u>	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Nephtys</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Nereimyra punctata</u>									0.1	0.32		
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.1	0.32	0.3	0.67	0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Owenia fusiformis</u>	0.5	0.71	0.2	0.63	2.6	2.46	0.4	0.70	0.3	0.48	0.3	0.95
<u>Pectinaria auricoma</u>	0.1	0.32	0.1	0.32	0.4	0.52	0.6	0.70	1.2	0.92	0.3	0.67
<u>Pectinaria koreni</u>	1.0	1.56	0.3	0.48	0.1	0.32	0.3	0.48	0.2	0.63	0.1	0.32
<u>Pholoe minuta</u>	1.4	1.17	1.6	0.97	0.8	0.63	0.8	1.62			0.5	0.71
Phyllococidae indet.							0.1	0.32	0.1	0.32		
Polynoidae indet.	0.2	0.42	0.2	0.42			0.6	0.84			0.4	0.52
<u>Polyphysia crassa</u>	0.8	0.63	2.4	0.97	0.7	0.82	0.5	0.53	0.3	0.48	0.1	0.32
<u>Praxillella gracilis</u>	0.1	0.32	0.4	0.52			0.2	0.42	0.6	0.70		
<u>Praxillella praetermissa</u>	7.9	2.51	10.0	3.89	4.7	2.79	3.8	2.10	4.3	2.41	2.3	1.95
<u>Rhodine gracilior</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Scalibregma inflatum</u>											0.1	0.32
<u>Scoloplos armiger</u>									0.1	0.32		
Spionidae indet.							0.6	1.35	0.4	0.84	0.1	0.32
<u>Spiophanes krøyeri</u>	0.1	0.32	0.2	0.42								
<u>Streblosoma bairdi</u>									0.1	0.32		
Terebellidae indet.			0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Terebellides stroemi</u>							0.1	0.32				
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.1	0.32							0.1	0.32		
<u>Abra alba</u>	5.5	3.75	7.5	3.34	50.6	24.18	72.5	33.75	57.7	18.35	27.8	8.51
<u>Abra nitida</u>	16.0	6.00	5.2	4.57	8.0	3.43	8.8	5.22	10.7	6.48	4.6	5.87
<u>Arctica islandica</u>					0.3	0.67	0.2	0.63				
<u>Corbula gibba</u>	0.5	0.53			0.2	0.42	0.6	0.84	0.3	0.48		
<u>Ennucula tenuis</u>	1.2	1.55			2.4	1.78	1.6	1.35	2.2	1.23	1.3	2.06
<u>Macoma calcarea</u>			0.1	0.32								
<u>Montacuta</u> sp.			0.3	0.67								
<u>Montacuta tenella</u>					0.2	0.63						
<u>Mya arenaria</u>					0.1	0.32	0.2	0.63				
<u>Mysella bidentata</u>	0.1	0.32	0.2	0.63	0.2	0.63	0.1	0.32				
<u>Nuculana pernula</u>	1.0	1.33	0.3	0.48	0.5	0.53	0.4	0.52	0.8	0.63	0.6	0.97
<u>Parvicardium minimum</u>					0.2	0.42	0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Parvicardium ovale</u>			0.1	0.32								
<u>Thyasira</u> sp.	6.8	3.94	3.8	2.90	9.9	4.41	8.8	7.35	4.6	4.84	5.2	6.20
<u>Phoronis mülleri</u>	0.4	1.26	0.3	0.67								
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	0.6	0.52	0.1	0.32							0.2	0.42
<u>Polycladia</u> indet.			0.1	0.32								
Diversity:	λ	0.90		0.87		0.79		0.73		0.74		0.73
	H	2.69		2.50		2.23		2.09		2.02		2.08
	d	6.57		6.15		5.64		6.97		5.62		4.73
Sampling efficiency:		0.978 <S<1		0.975 <S<1		0.985 <S<1		0.985 <S<1		0.984 <S<1		0.975 <S<1

Table 17. Station AP 1,50 m

	1974			
	JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Stylatula elegans</u>			0.1	0.32
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.5	0.71	0.3	0.67
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.4	0.97	0.1	0.32
Amphipoda indet.	0.1	0.32	0.2	0.63
Cumacea indet.			1.5	2.27
<u>Brissopsis lyrifera</u>	0.2	0.42		
<u>Echinocardium cordatum</u>	0.2	0.63	0.2	0.63
Holothuridea indet.	0.3	0.48	0.2	0.63
Nemertini indet.	0.2	0.42	0.2	0.42
<u>Amphilepis norvegica</u>	0.6	1.07	0.1	0.32
<u>Amphiura chiajei</u>	1.6	1.84	3.3	4.90
<u>Amphiura filiformis</u>	1.5	2.01	8.5	5.48
<u>Amphiura sp.</u>	0.1	0.32		
<u>Ophiura albida</u>	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Ophiura robusta</u>			0.2	0.63
<u>Ophiura sarsi</u>	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Ophiura sp.</u>	1.9	2.38	0.1	0.32
<u>Amphitritinae indet.</u>	0.1	0.32		
<u>Anoborhynchus gracilis</u>	0.1	0.32		
<u>Artacama proboscidea</u>	0.4	0.52	1.0	0.94
<u>Chaetozona setosa</u>	0.1	0.32		
<u>Dasybranchus caudatus</u>			0.1	0.32
<u>Diplocirrus glaucus</u>	5.3	3.74	0.7	1.06
<u>Glycera alba</u>	0.1	0.32		
<u>Glycera rouxii</u>	1.6	0.97	1.7	1.06
<u>Goniada maculata</u>	1.1	1.37	0.5	0.71
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.4	0.70	0.1	0.32
<u>Lumbrineris fragilis</u>			0.1	0.32
<u>Maldane sarsi</u>			1.3	2.79
<u>Myriochele sp.</u>	18.4	12.04	17.7	15.56
<u>Nephtys incisa</u>			0.1	0.32
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.1	0.32	0.3	0.48
<u>Owenia fusiformis</u>	1.5	2.27	0.3	0.67
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.1	0.32		
<u>Pectinaria auricoma</u>	2.0	1.76	0.6	0.70
<u>Pectinaria belgica</u>			0.2	0.42
<u>Pectinaria koreni</u>	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Pholoe minuta</u>	0.5	0.85	0.1	0.32
<u>Rhodine loveni</u>	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Scalibregma inflatum</u>	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Streblosoma bairdi</u>	0.5	0.97	0.2	0.42
Terebellidae indet.	0.1	0.32		
<u>Terebellides stroemi</u>	1.2	1.32	0.4	0.70
<u>Trichobanchus roseus</u>	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Abra nitida</u>	0.8	0.79	1.2	1.48
<u>Arctica islandica</u>	0.2	0.42		
<u>Astarte montagui</u>	0.2	0.63	0.3	0.48
<u>Astarte sulcata</u>	0.1	0.32		
<u>Corbula gibba</u>	0.2	0.42	0.7	1.06
<u>Cuspidaria sp.</u>			0.1	0.32
<u>Ennucula tenuis</u>	0.8	1.14	0.1	0.32
<u>Kellia suborbicularis</u>			0.2	0.42
<u>Nuculana pernula</u>	0.2	0.42	0.3	0.48
<u>Parvicardium minimum</u>	1.1	0.99	1.3	0.95
<u>Thyasira sp.</u>	1.7	2.54	3.1	2.69
<u>Yoldiella sp.</u>	0.1	0.32		
<u>Dentalium entale</u>			0.5	0.71
Sipunculida indet.	0.1	0.32		
Polycladia indet.	0.1	0.32	0.2	0.42
Diversity:	λ	0.83	0.83	
	H	2.63	2.48	
	d	7.62	7.27	
Sampling efficiency:		0.950 <S<1	0.953 <S<1	

Table 18. Station AF 2, 20 m

	1974			
	JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Ctenodiscus crispatus</u>			0.2	0.42
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.4	0.70		
Amphipoda indet.			0.2	0.42
<u>Macropipus depurator</u>			0.2	0.42
<u>Lunatia intermedia</u>			0.1	0.32
<u>Cylichna cylindracea</u>			0.2	0.42
Nemertini indet.	0.3	0.67	0.1	0.32
<u>Amphiura chiajei</u>	0.4	0.97		
<u>Amphiura filiformis</u>	0.3	0.95	0.8	1.14
<u>Amphiura</u> sp.			0.4	0.70
<u>Ophiura affinis</u>			0.1	0.32
<u>Ophiura albida</u>			0.3	0.67
<u>Ophiura</u> sp.			0.3	0.67
<u>Ophiura texturata</u>	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Anaitides</u> sp.			0.1	0.32
<u>Aphrodita aculeata</u>	0.1	0.32		
<u>Chaetozone setosa</u>			0.1	0.32
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.2	0.42		
<u>Euchone papillosa</u>			0.5	1.08
<u>Glycera alba</u>	0.1	0.32	0.4	0.70
<u>Glycera capitata</u>	0.1	0.32		
<u>Glycera rouxii</u>	0.2	0.42		
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.2	0.63	0.3	0.95
<u>Lanassa venusta</u>			0.1	0.32
<u>Maldane sarsi</u>	11.9	21.96	25.6	57.10
<u>Myriochele</u> sp.	2.9	2.60	0.9	1.29
<u>Nephtys ciliata</u>			0.1	0.32
<u>Ophelina acuminata</u>			0.1	0.32
<u>Ophiodromus flexuosus</u>			0.2	0.42
<u>Owenia fusiformis</u>	0.4	0.97		
<u>Paramphinome jeffreysi</u>			0.3	0.95
<u>Pectinaria auricoma</u>	0.3	0.48		
<u>Pectinaria koreni</u>	0.2	0.42	0.2	0.42
<u>Pholoe minuta</u>	0.2	0.63	0.2	0.42
Polynoidae indet.			0.1	0.32
<u>Scalibregma inflatum</u>			0.2	0.63
<u>Streblosoma bairdi</u>	0.2	0.42		
Syllidae indet.	0.3	0.48		
<u>Terebellides stroemi</u>			0.1	0.32
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.1	0.32		
<u>Abra nitida</u>	0.2	0.42	0.3	0.67
<u>Arctica islandica</u>			0.1	0.32
<u>Astarte elliptica</u>	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Astarte montagui</u>	2.3	1.89	1.0	1.41
<u>Corbula gibba</u>	1.2	1.14	2.4	1.71
<u>Ennucula tenuis</u>	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Mya arenaria</u>			0.2	0.63
<u>Nuculana pernula</u>	0.4	0.84		
<u>Thyasira</u> sp.	1.5	2.17	3.2	4.80
<u>Phoronis mülleri</u>	0.1	0.32		
<u>Phascolion strombi</u>	0.1	0.32		
Sipunculida indet.	0.2	0.42		
	λ	0.75	0.57	
Diversity:	H	2.12	1.67	
	d	5.25	5.68	
Sampling efficiency:		0.936 <S<1	0.952 <S<1	

Table 19. Station AF 3, 50 m

	1974			
	JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	0.2	0.42		
Cumacea indet.	0.6	0.70	0.2	0.42
Nemertini indet.	0.2	0.42		
<i>Ophiura affinis</i>			0.2	0.63
<i>Ophiura sarsi</i>			0.1	0.32
<i>Ophiura texturata</i>	0.2	0.63		
Ampharetidae indet.			0.1	0.32
<i>Anaitides</i> sp.	0.6	0.52		
<i>Artacama proboscidea</i>			0.2	0.63
<i>Chaetozone setosa</i>	1.6	1.71	3.7	3.43
<i>Diplocirrus glaucus</i>	1.1	1.29	0.6	0.70
<i>Euchone papillosa</i>	3.7	2.50	1.9	3.11
<i>Glycera alba</i>	1.2	1.23		
<i>Glycora rouxii</i>	0.2	0.42	0.1	0.32
<i>Goniada maculata</i>	0.5	0.97	0.3	0.48
<i>Heteromastus filiformis</i>	9.2	8.78	8.2	8.46
<i>Lanassa venusta</i>	0.1	0.32		
<i>Laonice cirrata</i>	0.2	0.42		
<i>Lumbrineris fragilis</i>	0.1	0.32		
<i>Maldane sarsi</i>	0.1	0.32	0.8	1.32
<i>Melinna cristata</i>	0.1	0.32		
<i>Myriochele</i> sp.	2.0	1.56	0.9	1.29
<i>Neoamphitrite grayi</i>			0.1	0.32
<i>Neoamphitrite</i> sp.	0.1	0.32		
<i>Nephtys ciliata</i>			0.3	0.67
<i>Nephtys hombergi</i>	0.2	0.42		
<i>Nereimyra punctata</i>	0.1	0.32	0.1	0.32
<i>Nereis</i> sp.			0.1	0.32
<i>Ophelina acuminata</i>			0.4	1.26
<i>Ophelina norvegica</i>	0.2	0.42		
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	0.3	0.67	0.7	0.82
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	0.8	1.03	1.0	1.49
<i>Pectinaria koreni</i>	0.3	0.48		
<i>Pholoe minuta</i>	0.3	0.48	0.4	0.52
Phyllodocidae indet.	0.1	0.32		
<i>Polyphysia crassa</i>	0.1	0.32	0.3	0.67
<i>Sabellides octocirrata</i>	0.4	0.70		
<i>Scalibregma inflatum</i>	0.6	1.35	7.1	10.31
<i>Scoloplos armiger</i>	0.4	0.70	0.5	0.97
Spionidae indet.	0.1	0.32	0.1	0.32
Syllidae indet.	1.1	1.52	0.5	0.85
Terebellidae indet.	0.1	0.32		
<i>Terebellides stroemi</i>	0.4	0.70	0.5	0.97
<i>Trichobranchus roseus</i>	0.1	0.32		
<i>Abra alba</i>	0.8	1.23		
<i>Abra nitida</i>	1.8	1.23	1.2	0.92
<i>Astarte montagui</i>	0.2	0.42	0.6	0.70
<i>Corbula gibba</i>	1.5	1.90	2.5	2.27
<i>Lucinoma borealis</i>	0.1	0.32		
<i>Mya arenaria</i>	0.1	0.32		
<i>Palliolum furtivum</i>			0.1	0.32
<i>Palliolum vitreum</i>	0.2	0.63		
<i>Thyasira</i> sp.	10.4	9.12	6.0	6.13
	λ	0.88	0.89	
Diversity:	H	2.72	2.59	
	d	7.10	5.18	
Sampling efficiency:		0.952 <S<1	0.962 <S<1	

Table 20. Station FT 1, 20 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s
<u>Virgularia mirabilis</u>	0.6	0.70	0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42	0.3	0.48		
<u>Astropecten irregularis</u>			0.1	0.32					0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.2	0.42			0.1	0.32					0.3	0.48
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.2	0.42	0.3	0.48	1.0	1.15	0.6	1.07	0.9	1.10	1.7	1.49
Amphipoda inde.	1.2	1.75	0.6	0.84	0.4	0.97	0.3	0.48			1.1	2.18
<u>Balanus balanus</u>					0.1	0.32						
<u>Calocharis macandreae</u>											0.1	0.32
Cumacea indet.			0.1	0.32	0.4	0.52	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Brisaster fragilis</u>	0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Echinocardium cordatum</u>					0.2	0.63	0.3	0.48	0.1	0.32	0.4	0.70
<u>Aporrhais pespelicani</u>	0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32						
<u>Buccinum</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Okenia pulchella</u>			0.1	0.32								
<u>Philine quadrata</u>			0.1	0.32								
<u>Philine scabra</u>					0.9	0.88						
<u>Philine</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Turitella communis</u>	0.8	1.03	0.5	1.58	0.3	0.48	0.2	0.42	0.5	0.71		
<u>Cucumaria elongata</u>			0.9	0.74					0.9	1.29		
Holothuroidea indet.	0.4	0.70	0.2	0.63	3.1	2.02	3.3	1.77	4.1	4.20	4.5	3.03
Nemertini indet.			0.4	0.52	1.4	0.84	1.5	0.85	1.4	1.17	2.2	1.32
<u>Amphiura chiajei</u>	3.1	2.69	2.4	1.90	3.3	1.89	0.2	0.63	1.2	0.92	3.3	2.36
<u>Amphiura filiformis</u>	2.0	1.94			2.8	1.75	0.5	1.27	1.4	1.07	0.5	1.27
<u>Amphiura</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Ophiura affinis</u>							0.2	0.42			0.3	0.67
<u>Ophiura albida</u>	3.0	2.49	0.3	0.48	0.9	0.88	0.3	0.67	0.5	0.85	0.7	0.95
<u>Ophiura sarsi</u>					0.2	0.42	0.3	0.48			0.1	0.32
<u>Ophiura</u> sp.			0.4	0.70	0.5	0.53	0.7	0.67	0.1	0.32	0.5	0.71
<u>Ophiura texturata</u>			0.9	1.20	0.2	0.63	0.5	0.71	0.7	1.06	0.9	0.74
Ampharetidae indet.									0.1	0.32		
<u>Anaitides</u> sp.	0.3	0.67	2.9	1.45	1.6	1.07	1.9	1.37	0.9	0.99	1.8	1.40
<u>Asychis biceps</u>	4.1	2.08	2.6	3.31	3.8	2.10	4.1	4.20	3.1	1.60	3.3	1.34
<u>Ceratocephale loveni</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Chaetozone setosa</u>											0.2	0.42
<u>Cirratulus cirratus</u>			0.2	0.63			0.3	0.67			0.2	0.63
<u>Diplocirrus glaucus</u>	3.6	1.71	0.2	0.63	1.9	3.38	2.8	1.81	7.9	3.96	4.0	2.11
Eteoninae indet.							0.1	0.32				
<u>Eteone</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Euchone papillosa</u>							0.2	0.42	0.2	0.42	0.2	0.42
<u>Euchone rubrocincta</u>			0.1	0.32								
Euclymeninae indet.											0.1	0.32
<u>Eumida</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Glycera alba</u>	1.2	0.42	1.0	1.05	0.8	1.03	0.1	0.32	0.5	0.53	0.6	0.97
<u>Glycera rouxii</u>					0.1	0.32	0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Goniada maculata</u>	0.7	0.95	1.1	1.20	0.6	1.35	1.3	1.49	0.6	0.84	1.9	1.45

Table 20. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Goniada norvegica</u>					0.1	0.32						
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.3	0.48	0.3	0.67	0.8	1.23	2.7	2.16	0.9	1.20	0.5	0.71
<u>Lanassa nordenskiöldi</u>	0.1	0.32	0.1	0.32								
<u>Lanassa venusta</u>					0.1	0.32			0.4	0.70	0.2	0.63
<u>Laonice cirrata</u>	0.5	0.53	1.0	1.25	1.0	1.25	0.8	0.63	0.9	0.99	1.1	0.88
<u>Lumbrineris fragilis</u>	1.4	1.26	2.2	1.75	0.6	0.52	0.6	0.70	0.2	0.42	0.8	0.79
Maldanidae indet.	0.5	0.71										
<u>Maldane sarsi</u>	1.4	3.10	0.2	0.42	3.1	4.65	8.6	4.43	3.1	5.04	2.2	3.65
<u>Melinna cristata</u>			0.1	0.32					0.1	0.32		
<u>Myriochele</u> sp.			0.3	0.67	1.4	1.84	2.4	2.41	1.8	1.48	1.9	1.79
<u>Neoamphitrite affinis</u>					0.1	0.32						
<u>Neoamphitrite grayi</u>			0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Nephtys caeca</u>							0.2	0.42				
<u>Nephtys ciliata</u>	1.3	1.06	1.7	1.70	1.6	1.07	0.9	0.99	1.3	1.16	0.9	0.88
<u>Nephtys hombergi</u>							0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Nephtys paradoxa</u>			0.3	0.48	0.1	0.32			0.2	0.42		
<u>Nephtys</u> sp.					0.2	0.42						
<u>Nicomache lumbricalis</u>	1.6	2.22	2.3	2.36	0.4	0.70	0.4	0.70	0.9	1.20	1.5	1.58
<u>Ophelina acuminata</u>							0.1	0.32			0.4	0.70
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.4	0.84	0.6	0.52	0.5	0.71	0.9	0.88	1.2	1.03	0.7	0.67
<u>Owenia fusiformis</u>			0.1	0.32								
<u>Paraonis gracilis</u>	0.1	0.32			0.2	0.42	0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Pectinaria auricoma</u>					0.8	1.32	1.0	1.25			0.1	0.32
<u>Pectinaria koreni</u>	7.1	2.42	10.4	8.15	5.1	2.02	4.0	3.20	5.3	2.50	6.5	4.88
<u>Pholoe minuta</u>	2.0	1.76	4.2	2.30	6.0	4.45	3.8	2.25	3.1	1.29	8.8	3.16
Phyllococidae indet.									0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Polydora</u> sp.			0.1	0.32			0.1	0.32				
Polynoidae indet.	0.2	0.42			0.2	0.42	0.2	0.42	0.2	0.42	0.2	0.42
<u>Polyphysia crassa</u>									0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Praxillella gracilis</u>	0.1	0.32									0.1	0.32
<u>Rhodine gracilior</u>	1.0	0.67	0.8	0.63			0.1	0.32	0.1	0.32	0.4	0.70
<u>Scalibregma inflatum</u>									0.1	0.32	0.3	0.48
<u>Scoloplos armiger</u>	0.8	1.14	5.8	2.44	5.9	4.28	1.1	1.29	2.4	1.07	2.2	1.62
<u>Spio filiformis</u>											0.1	0.32
Spionidae indet.	2.6	3.06							0.1	0.32		
<u>Streblosoma bairdi</u>	0.2	0.42			0.2	0.42			0.1	0.32	0.1	0.32
Syllidae indet.	0.4	0.70	0.3	0.67	0.4	0.52	0.5	0.71	0.2	0.42	0.1	0.32
Terebellidae indet.					0.1	0.32						
<u>Terebellides stroemi</u>	0.1	0.32	0.2	0.42	0.2	0.42	0.2	0.42	2.6	1.65	5.7	2.11
<u>Tharyx marioni</u>			0.1	0.32								
<u>Thelepus cincinnatus</u>					0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.5	0.85	0.6	0.84	0.6	0.70	0.5	0.85	0.7	0.95	1.0	1.05
<u>Trochochaeta multisetosa</u>							0.1	0.32				
<u>Abra alba</u>	1.0	0.94	0.2	0.42	92.8	23.92	39.5	17.74	7.1	3.96	4.4	2.76
<u>Abra nitida</u>	1.3	1.16	1.1	1.10	141.6	62.64	78.8	29.34	9.4	5.76	21.5	11.58
<u>Acanthocardia echinata</u>			0.1	0.32	0.3	0.48			0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Arctica islandica</u>	0.6	0.84			0.4	0.70	0.1	0.32	0.2	0.42	0.3	0.48
<u>Corbula gibba</u>	1.2	1.32	0.2	0.42	9.4	6.43	3.0	3.02	5.0	3.74	55.0	20.39
<u>Ennucula tenuis</u>					0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42		
<u>Gari fervenis</u>											0.1	0.32
<u>Hiatella arctica</u>			0.2	0.63	0.2	0.63						
<u>Kellia suborbicularis</u>											0.2	0.42
<u>Kelliella miliaris</u>					0.1	0.32						
<u>Lucinoma borealis</u>							0.1	0.32				
<u>Macoma calcarea</u>	0.2	0.42			0.2	0.42	0.2	0.42	0.8	1.03	0.8	0.79

Table 20. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Montacuta ferruginosa</u>					0.1	0.32	0.2	0.42				
<u>Montacuta sp.</u>											0.4	0.52
<u>Musculus niger</u>	0.4	0.52										
<u>Mya arenaria</u>					0.2	0.42	0.1	0.32				
<u>Mya sp.</u>					0.4	0.70	0.1	0.32				
<u>Mysella bidentata</u>	0.2	0.42			1.7	1.77	0.2	0.42	0.1	0.32	0.7	0.95
<u>Mysia undata</u>											0.1	0.32
<u>Nucula sp.</u>	0.1	0.32										
<u>Thracia sp.</u>									0.3	0.48	1.4	0.84
<u>Thyasira sp.</u>	1.8	1.14	2.1	3.75	6.7	5.68	42.2	21.05	23.1	4.91	41.6	8.98
<u>Venus casina</u>											0.5	0.71
<u>Phoronis mülleri</u>	0.3	0.48	0.3	0.48	0.2	0.42	0.4	0.52	0.9	0.74	0.3	0.48
<u>Dentalium entale</u>			0.5	0.71			0.4	1.26	0.3	0.48	0.1	0.32
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Phascolion strombi</u>	0.9	1.37	0.2	0.42	0.2	0.42	0.1	0.32	0.2	0.42	0.4	0.52
Diversity:	λ	0.95	0.93		0.70		0.79		0.91		0.85	
	H	3.38	3.15		1.87		2.19		3.06		2.64	
	d	8.30	8.78		8.21		8.47		8.55		8.85	
Sampling efficiency:		0.964 <S<1	0.957 <S<1		0.996 <S<1		0.987 <S<1		0.976 <S<1		0.989 <S<1	

Table 21. Station FT 2, 50 m

	1972				1973				1973			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Stylatula elegans</u>							0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Virgularia mirabilis</u>	1.0	1.25	0.9	0.57	0.8	1.23	0.2	0.42	1.6	1.35	0.3	0.67
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.7	0.67	1.2	0.92	0.3	0.48	0.2	0.42	0.4	0.52		
<u>Chaetoderma nitidulum</u>			0.4	1.26	0.3	0.48	0.6	0.70	0.3	0.95	0.2	0.42
<u>Lepidopleurus alveolus</u>							0.6	1.35				
Amphipoda indet.	1.1	1.45	1.7	2.00	1.3	1.95	0.8	1.03	0.2	0.42	0.3	0.48
<u>Calocharis macandreae</u>									0.1	0.32		
Cumacea indet.	1.8	1.75	1.9	2.13	2.0	1.76	1.0	1.33	0.2	0.42	0.7	0.67
<u>Galathea sp.</u>					0.1	0.32						
<u>Gnathia oxyraea</u>			0.1	0.32					0.1	0.32		
<u>Brisaster fragilis</u>							0.1	0.32				
<u>Brissopsis lyrifera</u>									0.1	0.32		
<u>Echinocardium cordatum</u>							0.1	0.32				
<u>Echinocyanus pusillus</u>					0.1	0.32						
<u>Buccinum undatum</u>	0.1	0.32										
<u>Eulima stenostoma</u>					0.3	0.67						
<u>Iothia fulva</u>							0.1	0.32				
<u>Lepeta caeca</u>							0.1	0.32				
<u>Lunatia pallida</u>	0.2	0.42	0.3	0.48			0.2	0.42			0.3	0.48
<u>Neptunea despecta</u>			0.1	0.32								
<u>Philine scabra</u>					0.1	0.32						
<u>Turitella communis</u>			0.2	0.63								
Holothuridea indet.	0.2	0.63	0.3	0.48	0.3	0.67	1.1	1.45	0.8	0.92	0.9	1.60
Nemertini indet.			1.1	0.88	1.1	0.74	1.7	1.49	1.3	1.34	1.4	0.84
<u>Amphilepis norvegica</u>									0.2	0.42		
<u>Amphiura chiajei</u>	0.5	0.71	0.6	0.97	0.4	0.97	0.8	1.03	0.4	0.52		
<u>Amphiura filiformis</u>	0.1	0.32			0.3	0.48	0.5	0.85	0.3	0.48		
<u>Ophiopholis aculeata</u>							0.4	1.26				
<u>Ophiura affinis</u>							0.1	0.32				
<u>Ophiura albida</u>	0.3	0.67					0.6	0.70	0.7	0.95		
<u>Ophiura carnea</u>							0.8	1.48				
Ophiuroidea indet.	0.1	0.32										
<u>Ophiura robusta</u>							0.3	0.95				
<u>Ophiura sarsi</u>			0.3	0.48	0.1	0.32	0.6	0.52	0.2	0.42		
<u>Ophiura sp.</u>					1.3	1.34	0.5	0.53	0.1	0.32		
<u>Ophiura texturata</u>									0.2	0.63		
Ampharetidae indet.							0.1	0.32				
<u>Anaitides sp.</u>	0.6	0.70	0.6	1.07	0.1	0.32	0.2	0.42	0.3	0.67	1.9	1.66
<u>Asychis biceps</u>	0.1	0.32	2.0	2.16	0.6	0.70	0.8	1.23	0.4	0.70	0.1	0.32
<u>Chaetozone setosa</u>	0.1	0.32	0.4	0.52			0.1	0.32				
<u>Cirratulus cirratus</u>	1.4	1.90					0.1	0.32			0.2	0.63
Cirratulidae indet.					0.1	0.32						
<u>Dasybranchus caducus</u>	0.4	0.52	0.4	0.52							0.4	0.70

Table 21. cont.

	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Diplocirrus glaucus</u>			4.6	2.46	1.1	0.99	6.2	4.80	6.1	6.77	7.6	2.99
<u>Driloneris filum</u>			0.9	0.74			0.2	0.42	0.2	0.42	0.3	0.67
<u>Eteone</u> sp.			0.1	0.32								
Euclymeninae indet.					0.3	0.48					0.5	0.97
<u>Eunice pennata</u>							1.8	4.05				
<u>Glycera alba</u>	0.2	0.42	1.0	1.15	0.3	0.48	0.4	0.70	0.7	1.06	0.4	0.84
<u>Glycera rouxii</u>	0.1	0.32	0.2	0.42	0.4	0.70	0.2	0.42			0.6	0.52
<u>Goniada maculata</u>	0.7	0.67	0.6	0.52	0.1	0.32	0.4	0.52	0.4	0.52	1.4	1.43
Hesionidae indet.											0.1	0.32
<u>Heteromastus filiformis</u>	67.1	29.32	23.8	25.42	7.1	9.79	3.7	4.64	6.7	5.12	17.8	10.12
<u>Laonice cirrata</u>	0.2	0.42	0.2	0.42	0.1	0.32	0.4	0.52	0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.6	0.84	0.1	0.32	0.3	0.48	0.8	1.14	0.7	0.48	0.7	0.95
Maldanidae indet.							0.2	0.63				
<u>Maldane sarsi</u>	4.6	3.20	18.1	11.47	1.7	1.34	8.0	5.62	5.2	6.25	3.2	3.99
<u>Melinna cristata</u>	0.2	0.63			0.1	0.32	1.1	1.60				
<u>Microclymene tricirrata</u>			0.1	0.32								
<u>Myriochele</u> sp.	1.1	0.88	3.6	2.32	0.3	0.48	1.2	1.32	0.4	0.84	0.5	0.85
<u>Nephtys ciliata</u>	0.9	0.99	0.5	0.53	0.3	0.48	0.1	0.32	0.7	0.82	0.3	0.48
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Nereis virens</u>			0.1	0.32								
<u>Notomastus latericeus</u>									0.3	0.67		
<u>Ophelina acuminata</u>	0.2	0.63	0.1	0.32					0.1	0.32		
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.5	0.71	0.2	0.42	0.5	0.97	0.2	0.42	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Owenia fusiformis</u>	1.9	1.66	9.4	9.44	0.8	1.32	0.6	1.07	0.4	0.97	1.6	1.43
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.1	0.32					0.4	0.70				
<u>Paraonis gracilis</u>							0.1	0.32				
<u>Pectinaria auricoma</u>	0.4	0.70			1.1	0.99	1.1	1.10	0.8	0.79	1.1	1.29
<u>Pectinaria belgica</u>											0.1	0.32
<u>Pectinaria koreni</u>	2.9	1.52	6.0	3.80	4.4	2.37	2.2	2.66	2.3	1.89	0.4	0.52
<u>Pholoe minuta</u>	3.0	1.89	4.7	2.95	0.8	0.79	2.2	2.44	1.6	1.26	3.7	2.31
Phyllodocidae indet.							0.2	0.42	0.1	0.32		
Polynoidae indet.							0.4	0.52	0.2	0.42	0.5	0.71
<u>Polynoe kinbergi</u>	0.1	0.32										
<u>Polyphysia crassa</u>			0.1	0.32	0.1	0.32	0.6	1.07	0.6	0.70	0.3	0.67
<u>Praxillella gracilis</u>					0.3	0.67	0.1	0.32				
<u>Praxillella praetermissa</u>							0.4	0.70	0.5	0.71		
<u>Prionospio cirrifera</u>			1.0	1.33								
<u>Rhodine loveni</u>			0.1	0.32								
Sabellidae indet.											0.1	0.32
<u>Scalibregma inflatum</u>							0.2	0.42	0.7	0.82	0.6	0.84
<u>Scoloplos armiger</u>			0.3	0.48	0.1	0.32						
Spionidae indet.							0.1	0.32				
<u>Streblosoma intestinalis</u>							0.1	0.32				
Syllidae indet.	0.2	0.42	0.4	0.52	0.1	0.32	1.3	1.16	0.4	0.52	0.5	0.71
<u>Terebellides stroemi</u>	0.1	0.32					0.4	0.70	0.3	0.67	0.3	0.67
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.1	0.32			0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32		
<u>Trochochaeta multisetosa</u>					0.1	0.32						
<u>Abra alba</u>	36.9	8.56	21.1	9.47	404.2	80.21	201.6	94.87	131.9	20.11	66.5	13.83
<u>Abra nitida</u>	63.5	12.87	33.0	13.57	64.9	36.87	19.4	13.47	20.9	9.95	13.9	4.63
<u>Arctica islandica</u>	0.5	0.71			0.2	0.42					0.2	0.42
<u>Astarte sulcata</u>							0.2	0.63				
<u>Bathyarca pectunculoides</u>					0.1	0.32						
Cardiidae indet.	0.2	0.42										
<u>Corbula gibba</u>	0.3	0.67			0.4	0.70			0.1	0.32	0.5	0.71
<u>Ennucula tenuis</u>	0.4	0.70	2.1	1.60	1.6	1.07	0.4	0.70	0.5	0.71	0.7	1.25
<u>Kelliella miliaris</u>					0.7	1.06						
<u>Macoma calcarea</u>	0.1	0.32	0.2	0.63			0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Modiolus modiolus</u>			0.1	0.32								
<u>Montacuta ferruginosa</u>											0.1	0.32

Table 21. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Montacuta sp.</u>											0.2	0.42
<u>Musculus niger</u>	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Mya arenaria</u>					0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Mya sp.</u>	0.2	0.63	0.1	0.32								
<u>Mysella bidentata</u>	0.5	0.71	0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32				
<u>Nuculana minuta</u>							0.3	0.95			0.1	0.32
<u>Nuculana pernula</u>					0.1	0.32						
<u>Parvicardium minimum</u>					1.5	2.80	1.7	1.16	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Thracia sp.</u>					0.1	0.32						
<u>Thyasira sp.</u>	113.8	24.20	194.5	49.23	230.8	55.75	46.0	29.84	61.9	30.06	107.5	32.97
<u>Yoldiella sp.</u>					0.1	0.32	0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Phoronis mülleri</u>	0.3	0.67										
<u>Dentalium entale</u>							0.3	0.67	0.1	0.32		
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	0.4	0.70					0.3	0.48				
<u>Phascolion strombi</u>			0.1	0.32	0.1	0.32	0.5	0.85				
<u>Sipunculida indet.</u>	0.1	0.32										
Diversity:	λ	0.76		0.65		0.59		0.58		0.66		0.71
	H	1.81		1.77		1.21		1.61		1.65		1.78
	d	6.34		6.03		6.40		8.92		6.76		6.04
Sampling efficiency:		0.993 <S<1		0.994 <S<1		0.996 <S<1		0.992 <S<1		0.991 <S<1		0.993 <S<1

Table 22. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<i>Euclymeninae</i> indet.	0.1	0.32	0.4	0.52	0.1	0.32	0.1	0.32			0.1	0.32
<i>Flabelligeridae</i> indet.									0.7	1.06		
<i>Glycera rouxii</i>	0.5	1.08	0.1	0.32	0.2	0.42	0.2	0.42	0.3	0.48	0.2	0.42
<i>Goniada maculata</i>	0.1	0.32	0.2	0.42							0.2	0.42
<i>Harmothoe</i> sp.			0.2	0.42								
<i>Heteromastus filiformis</i>	0.1	0.32	0.2	0.42			0.3	0.67	4.0	2.58	0.8	0.92
<i>Heteroclymene robusta</i>									0.1	0.32		
<i>Laetmonice filicornis</i>							0.1	0.32				
<i>Laonice cirrata</i>	0.2	0.42	0.8	1.23							1.0	1.05
<i>Leanira tetragona</i>			0.2	0.42								
<i>Lumbrineris fragilis</i>	1.7	1.25	2.8	1.75	0.3	0.48	2.6	1.90	1.9	1.60	2.2	1.69
<i>Maldanidae</i> indet.	0.2	0.63							0.1	0.32		
<i>Maldane sarsi</i>			0.3	0.67					0.3	0.67	1.1	1.85
<i>Melinna cristata</i>	9.9	10.70	12.8	11.97	7.7	10.71	1.8	1.62	0.5	1.27	2.9	1.29
<i>Myriochele</i> sp.	0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42	0.4	0.70	0.2	0.42	0.4	0.52
<i>Nephtys ciliata</i>					0.3	0.48			0.1	0.32		
<i>Nephtys hombergi</i>											0.1	0.32
<i>Nephtys incisa</i>											0.5	0.53
<i>Nephtys paradoxa</i>	0.1	0.32			0.1	0.32	0.2	0.63	0.4	0.52	0.1	0.32
<i>Ophelina acuminata</i>	0.7	1.06										
<i>Ophelina norvegica</i>			0.3	0.48			0.1	0.32	0.1	0.32	0.3	0.67
<i>Ophiodromus flexuosus</i>							0.1	0.32	0.1	0.32	0.2	0.42
<i>Owenia fusiformis</i>					0.2	0.42			0.1	0.32		
<i>Panthalis oerstedii</i>									0.1	0.32	0.3	0.67
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	0.7	0.95	0.1	0.32			0.6	1.26	0.9	1.29	1.2	1.87
<i>Pectinaria auricoma</i>					0.1	0.32	0.1	0.32	0.8	0.79	0.3	0.67
<i>Pectinaria belgica</i>							0.1	0.32				
<i>Pectinaria koreni</i>	0.1	0.32			0.2	0.42						
<i>Pholoe minuta</i>	0.5	0.97	0.3	0.48	0.1	0.32	0.1	0.32	1.0	1.25	0.8	1.14
<i>Phylo norvegicus</i>			0.3	0.67	0.1	0.32	0.3	0.67	0.1	0.32	0.5	0.71
<i>Pista cristata</i>											0.1	0.32
<i>Polynoidae</i> indet.							0.1	0.32			0.2	0.42
<i>Polyphysia crassa</i>			0.1	0.32	0.3	0.67	0.3	0.48	0.4	0.52	0.1	0.32
<i>Rhodine loveni</i>	0.3	0.67			0.4	0.70	0.2	0.42	0.2	0.42	0.6	0.70
<i>Sabellidae</i> indet.	0.1	0.32										
<i>Sabella penicillus</i>					0.1	0.32						
<i>Scalibregma inflatum</i>	0.1	0.32							0.1	0.32		
<i>Scoloplos armiger</i>	0.5	0.97										
<i>Sphaerodorum gracilis</i>											0.1	0.32
<i>Spiochaetopterus typicus</i>											0.1	0.32
<i>Spionidae</i> indet.			0.1	0.32			0.2	0.42	0.6	0.84		
<i>Streblosoma intestinalis</i>			0.9	0.99			6.6	3.57	10.0	9.08		
<i>Syllidae</i> indet.	0.1	0.32					0.2	0.42	1.0	1.05	0.4	0.70
<i>Terebellidae</i> indet.	0.1	0.32			0.3	0.67						
<i>Terebellides stroemi</i>	0.3	0.95	0.4	0.84			0.4	0.70	0.8	0.79	0.2	0.42
<i>Tharyx marioni</i>			0.1	0.32								
<i>Thelepinidae</i> indet.			1.0	1.05							2.1	2.02
<i>Trichobranchus roseus</i>	0.1	0.32							0.1	0.32		
<i>Trochochaeta multisetosa</i>											0.1	0.32
<i>Abra alba</i>	1.5	2.51	0.5	0.85	5.1	4.18	2.9	2.81	4.6	5.64	0.7	1.06
<i>Abra nitida</i>	30.1	31.19	57.6	31.82	14.5	7.66	24.4	5.74	56.9	24.52	34.1	19.91
<i>Arctica islandica</i>	0.4	0.97										
<i>Astarte</i> sp.	0.8	1.32			0.1	0.32						
<i>Astarte sulcata</i>			0.8	1.23	0.9	1.37					0.1	0.32
<i>Bathyarca pectunculoides</i>	0.3	0.67	1.1	1.20	0.8	1.62	0.1	0.32				

Table 22. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
Cardiidae indet.	0.1	0.32										
<u>Chlamys islandica</u>			0.1	0.32								
<u>Corbula gibba</u>											0.1	0.32
<u>Cuspidaria rostrata</u>			0.1	0.32								
<u>Cuspidaria</u> sp.	0.1	0.32			0.1	0.32					0.1	0.32
<u>Ennucula tenuis</u>			0.2	0.42								
<u>Kelliella miliaris</u>			1.9	2.77	1.3	1.95	0.1	0.32	0.1	0.32	0.9	1.10
<u>Limatula</u> sp.	0.9	1.29										
<u>Limatula sulcata</u>			1.2	1.32	0.9	1.10	0.8	0.79	0.1	0.32	0.3	0.67
<u>Modiolula phaseolinus</u>	0.1	0.32			0.5	0.97						
<u>Montacuta tenella</u>					0.1	0.32						
<u>Mysella bidentata</u>			0.1	0.32								
<u>Nuculana pernula</u>			0.1	0.32								
<u>Nucula</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Nucula tumidula</u>			0.2	0.63								
<u>Palliolum vitreum</u>			0.1	0.32								
<u>Parvicardium minimum</u>			3.1	3.00	1.1	1.45	0.7	0.67	0.6	0.84	0.1	0.32
<u>Pseudamussium septemradiatum</u>			0.2	0.42					0.1	0.32		
<u>Thyasira</u> sp.	17.8	14.89	25.5	13.01	20.8	15.56	16.6	5.72	9.6	7.07	22.1	10.33
<u>Tropidomya abbreviata</u>					0.2	0.42			0.1	0.32		
<u>Yoldiella</u> sp.	3.8	4.08	9.2	6.48	8.2	6.84	4.1	2.02	1.5	1.18	0.6	0.70
<u>Phoronis mülleri</u>	0.2	0.42										
<u>Dentalium entale</u>			0.4	0.97			0.4	0.70	0.3	0.67		
<u>Dentalium occidentale</u>					0.2	0.63	0.2	0.63				
<u>Dentalium</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Onchnesoma squamatum</u>			0.1	0.32					0.1	0.32		
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	21.1	13.25	14.1	11.80	10.1	16.38	8.2	5.85	10.3	6.38	7.5	9.38
Polycladia indet.	0.1	0.32										
Diversity:	λ	0.86	0.84		0.88		0.89		0.83		0.84	
	H	2.54	2.55		2.65		2.73		2.36		2.34	
	d	8.07	8.89		7.96		7.54		7.62		6.96	
Sampling efficiency:		0.973 <S<1	0.982 <S<1		0.969 <S<1		0.976 <S<1		0.986 <S<1		0.993 <S<1	

Table 23. Station YØ 1, 50 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.2	0.42	0.3	0.48								
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	1.5	1.72	0.8	0.92	2.0	1.83	0.8	0.92				
Amphipoda indet.	1.6	1.35	2.9	1.85	0.5	0.97	1.3	1.57				
<u>Calocharis macandreae</u>					0.5	0.97						
Cumacea indet.	2.8	2.15	2.7	1.83	4.4	2.76	0.8	1.75				
<u>Gnathia oxyraea</u>					0.1	0.32						
<u>Brisaster fragilis</u>	0.1	0.32			0.1	0.32						
<u>Admete viridula</u>							0.1	0.32				
<u>Cylichna alba</u>	0.2	0.42										
<u>Philine quadrata</u>			0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Philine scabra</u>					0.2	0.42						
<u>Retusa umbilicata</u>					0.1	0.32						
<u>Taranis moerchi</u>	0.1	0.32										
<u>Trophonopsis barvicensis</u>	0.1	0.32										
Turridae indet.					0.1	0.32						
Holothuroidea indet.	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32	1.3	1.25				
Nemertini indet.			1.5	1.08	1.7	1.06	1.7	0.82				
<u>Amphiura chiajei</u>	6.6	1.65	6.4	3.31	6.9	2.38	2.3	1.42				
<u>Amphiura filiformis</u>	0.8	1.87	1.1	1.52			1.5	0.53				
<u>Amphiura</u> sp.			0.2	0.63	0.2	0.63						
<u>Ophiura affinis</u>							0.1	0.32				
<u>Ophiura albida</u>	0.7	0.82	0.1	0.32								
<u>Ophiura sarsi</u>	0.2	0.42	3.0	2.11			0.1	0.32				
<u>Ophiura</u> sp.			0.4	0.70	2.0	1.63	0.8	0.79				
Ampharetidae indet.	0.2	0.42					0.3	0.67				
<u>Ampharetidae</u> sp.					0.1	0.32						
<u>Amphicteis gunneri</u>	0.1	0.32										
<u>Anaitides</u> sp.			0.2	0.42								
<u>Anobothrus gracilis</u>							0.2	0.42				
<u>Aphrodita aculeata</u>					0.1	0.32						
<u>Asychis biceps</u>	0.3	0.67	1.1	1.45	0.8	0.63	0.5	0.71				
<u>Ceratocephale loveni</u>	0.1	0.32			0.2	0.63						
<u>Chaetozone setosa</u>	0.8	0.79	4.4	3.31	0.8	1.32	1.8	2.25				
<u>Cirratulus cirratus</u>	0.2	0.63	0.3	0.48	0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Dasybranchus caducus</u>	0.1	0.32	0.2	0.42	0.1	0.32						
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.2	0.42	0.9	0.74	0.3	0.67	0.2	0.42				
<u>Driloneris filum</u>			0.2	0.42	0.2	0.63	0.1	0.32				
<u>Euchone rubrocincta</u>	0.1	0.32										
Euclymeninae indet.			0.2	0.42								
<u>Glycera alba</u>			0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Glycera rouxii</u>	0.1	0.32			0.2	0.63	0.2	0.42				
<u>Glyphanostomum pallescens</u>			0.1	0.32								
<u>Goniada maculata</u>					0.2	0.42						
<u>Heteromastus filiformis</u>			0.2	0.63	0.1	0.32	0.2	0.42				
<u>Laonice cirrata</u>			1.2	1.03			0.4	0.70				

Table 23. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.9	0.88	1.1	1.37	0.6	0.70	1.1	1.37				
<u>Lumbriclymene minor</u>	0.1	0.32										
Maldanidae indet.							0.2	0.42				
<u>Maldane sarsi</u>	0.2	0.63			0.1	0.32						
<u>Melinna cristata</u>	0.8	1.03	0.5	0.85	0.1	0.32	4.4	5.93				
<u>Myriochele</u> sp.	0.1	0.32	0.6	0.70	0.3	0.67						
<u>Nephtys ciliata</u>	0.1	0.32					0.1	0.32				
<u>Nephtys paradoxa</u>					0.4	0.70						
<u>Notomastus latericeus</u>	0.1	0.32	0.3	0.48	0.4	1.26	0.2	0.63				
<u>Ophelina norvegica</u>							0.1	0.32				
<u>Ophelina</u> sp.					0.1	0.32						
<u>Ophiodromus flexuosus</u>			0.2	0.42	0.1	0.32	0.2	0.42				
<u>Owenia fusiformis</u>			0.2	0.42			1.8	3.16				
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	1.2	1.23	1.6	1.17	0.8	1.75	0.1	0.32				
<u>Pectinaria auricoma</u>							0.1	0.32				
<u>Pectinaria koreni</u>	0.1	0.32			0.3	0.48	0.6	1.26				
<u>Pholoe minuta</u>	3.2	2.10	2.0	2.36			2.2	1.87				
Phyllodocidae indet.							0.1	0.32				
Phyllodocinae indet.	0.1	0.32										
<u>Phylo kupfferi</u>							0.1	0.32				
<u>Phylo norvegicus</u>			0.3	0.67	0.3	0.67						
<u>Polycirrus</u> sp.							0.1	0.32				
Polynoidae indet.			0.1	0.32	0.5	0.71	0.2	0.42				
<u>Polyphysia crassa</u>	1.4	1.43	0.4	0.70								
<u>Rhodine loveni</u>					0.7	0.67						
<u>Sabellides borealis</u>			0.5	1.08								
Sabellidae indet.	0.4	0.97	0.1	0.32								
<u>Sabella penincillus</u>			0.2	0.63			0.7	1.57				
<u>Scoloplos armiger</u>	0.1	0.32										
<u>Sphaerodoron gracilis</u>	0.1	0.32					0.2	0.42				
<u>Streblosoma bairdi</u>			0.4	0.70			0.2	0.63				
Syllidae indet.	0.3	0.48	0.2	0.63	0.2	0.42	0.2	0.42				
Terebellidae indet.	0.2	0.42			0.4	0.70						
<u>Terebellides stroemi</u>	0.1	0.32	0.4	0.70			0.1	0.32				
<u>Thelepus cinctinatus</u>			0.1	0.32								
<u>Trichobranchus roseus</u>							0.2	0.42				
<u>Abra alba</u>	7.1	4.33	8.7	5.96	30.6	18.64	16.1	10.80				
<u>Abra nitida</u>	5.8	3.22			4.4	3.41	2.5	2.27				
<u>Astarte sulcata</u>							0.4	0.70				
Cardiidae indet.	0.1	0.32										
<u>Chlamys sulcata</u>	0.1	0.32										
<u>Cuspidaria</u> sp.					0.1	0.32						
<u>Ennucula tenuis</u>	0.1	0.32										
<u>Heteranomia squamula</u>					0.1	0.32						
<u>Hiatella arctica</u>	0.1	0.32	0.1	0.32								
<u>Kellicottia miliaris</u>			4.6	4.27	4.8	3.68						
<u>Limatula sulcata</u>			0.1	0.32	0.5	0.71	0.2	0.42				
<u>Macoma calbarea</u>			0.1	0.32								
<u>Modiolus modiolus</u>			0.1	0.32								
<u>Montacuta</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Myrella bidentata</u>	0.1	0.32	0.2	0.42	0.3	0.48						
<u>Palliolium vitreum</u>	0.1	0.32										
<u>Parvicardium minimum</u>			1.2	0.42	0.5	0.53	4.9	3.81				
<u>Thyasira</u> sp.	6.9	4.70	9.0	5.01	15.3	3.47	1.5	1.35				
<u>Yoldiella</u> sp.	0.1	0.32	1.2	1.03	1.9	1.45						
<u>Phoronis mülleri</u>							0.1	0.32				
<u>Nymphon</u> sp.			0.1	0.32								
Pycnogonidae indet.			0.1	0.32								
<u>Dentalium entale</u>							0.1	0.32				
<u>Dentalium occidentale</u>					0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Dentalium</u> sp.			0.1	0.32								
<u>Onchnesoma stoenstrupi</u>	6.9	4.91	7.0	5.58	16.6	5.82	0.5	0.97				
<u>Phascolion strombi</u>	0.5	0.71	0.3	0.48	0.1	0.32						
<u>Phascolosoma</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Ascidia conchilega</u>	0.1	0.32										
<u>Polycladia</u> indet.							0.1	0.32				
Diversity:	λ	0.92	0.94	0.85	0.89							
	H	2.90	3.15	2.50	2.92							
	d	8.72	8.69	7.93	8.57							
Sampling efficiency:		0.931 <S<1	0.968 <S<1	0.972 <S<1	0.952 <S<1							

Table 24. Station VD 1, 20 m

	1974			
	JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Virgularia mirabilis</u>	0.5	0.71	2.1	1.73
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.3	0.48	0.1	0.32
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.5	0.85	0.1	0.32
Amphipoda indet.	0.3	0.48	0.9	0.74
Cumacea indet.	0.1	0.32		
Holothuroidea indet.			0.1	0.32
Nemertini indet.	2.0	0.94	1.4	0.97
<u>Amphiura chiajei</u>	5.0	2.75	11.5	3.10
<u>Amphiura filiformis</u>	0.3	0.48	1.5	1.51
<u>Amphiura</u> sp.			1.1	2.51
<u>Ophiura albida</u>	2.3	1.64	4.3	2.79
<u>Ophiura sarsi</u>	0.3	0.67		
<u>Ophiura</u> sp.			1.0	1.56
<u>Ophiura texturata</u>	0.2	0.42		
<u>Amphitrite cirrata</u>	0.2	0.42	0.2	0.63
<u>Anaitides</u> sp.	0.1	0.32	0.6	0.70
<u>Anobothrus gracilis</u>			0.1	0.32
<u>Aphrodita aculeata</u>			0.1	0.32
<u>Artacama proboscidea</u>			0.2	0.42
<u>Chaetozone setosa</u>	0.3	0.67		
<u>Cirratulus cirratus</u>	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Dasybranchus caducus</u>			0.1	0.32
<u>Diplocirrus glaucus</u>	1.8	2.35	0.1	0.32
Euclymeninae indet.			0.7	0.95
<u>Gattyana cirrosa</u>			0.1	0.32
<u>Glycera alba</u>	0.9	0.88	0.4	0.52
<u>Glycera rouxii</u>	0.6	0.70	0.1	0.32
<u>Goniada maculata</u>	1.4	0.97	1.0	1.05
<u>Heteromastus filiformis</u>	1.2	0.92	0.1	0.32
<u>Lanassa nordenskiöldi</u>			0.5	0.71
<u>Lanassa venusta</u>			0.4	0.70
<u>Laonice cirrata</u>	0.8	1.03	0.7	0.67
<u>Lumbrineris fragilis</u>	3.5	2.22	2.5	1.51
<u>Maldane sarsi</u>	7.0	6.06	3.3	4.72
<u>Melinna cristata</u>			0.1	0.32
<u>Myriochele</u> sp.	0.9	0.88	0.6	0.84
<u>Neoamphitrite figulus</u>			0.4	0.97
<u>Nephtys ciliata</u>	0.6	1.07	0.6	1.07
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.2	0.42	0.2	0.42
<u>Nereis virens</u>			0.1	0.32
<u>Ophelina acuminata</u>	0.3	0.67	0.2	0.42
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.6	0.52	1.0	1.05
<u>Paraonis gracilis</u>	0.5	1.27		
<u>Pectinaria koreni</u>	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Pholoe minuta</u>	0.3	0.48	0.3	0.48
Polynoidae indet.			0.1	0.32

Table 25. Station VD 2, 50 m

	1974			
	JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Pennatula phosphorea</u>	0.3	0.67		
<u>Virgularia mirabilis</u>	0.9	0.88	0.4	0.84
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.5	0.53		
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	1.7	2.41	0.1	0.32
Amphipoda indet.	1.4	2.07	7.1	3.54
Cumacea indet.	0.2	0.42	0.7	0.67
Holothuroidea indet.	0.2	0.42		
Nemertini indet.	1.9	1.20	0.9	0.99
<u>Amphilepis norvegica</u>	0.4	0.84		
<u>Amphiura chiajei</u>	11.2	3.29	8.1	4.75
<u>Amphiura filiformis</u>			1.0	1.15
<u>Ophiura sarsi</u>	1.0	1.15	0.2	0.63
<u>Ophiura sp.</u>	0.7	0.95	0.2	0.42
Ampharetidae indet.			0.2	0.42
<u>Anaitides sp.</u>			0.1	0.32
<u>Anobothrus gracilis</u>	0.1	0.32		
<u>Aphrodita aculeata</u>	0.1	0.32		
<u>Asychis biceps</u>	0.1	0.32		
<u>Brada villosa</u>			0.1	0.32
Capitellidae indet.	0.5	0.71		
<u>Ceratocephale loveni</u>	0.5	0.71	0.5	0.71
<u>Chaetozone setosa</u>	0.3	0.48		
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.7	0.95	1.8	1.14
<u>Driloneris filum</u>	1.8	1.14	1.4	1.17
<u>Glycera rouxii</u>			0.6	0.84
<u>Glycera sp.</u>	0.1	0.32		
<u>Goniada maculata</u>	0.2	0.42		
<u>Harmothoe sp.</u>			0.4	0.52
<u>Heteromastus filiformis</u>	1.9	1.37	8.2	4.61
<u>Hydroides norvegica</u>			0.1	0.32
<u>Laonice cirrata</u>			0.1	0.32
<u>Lumbrineris fragilis</u>				
<u>Maldane sarsi</u>	81.7	31.77	90.8	26.89
<u>Myriochele sp.</u>	1.6	1.71	2.2	1.62
<u>Neoamphitrite grayi</u>	0.8	2.53	0.1	0.32
<u>Nephtys ciliata</u>	0.1	0.32		
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.4	0.70	0.3	0.48
<u>Ophelina norvegica</u>	0.2	0.42		
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.8	0.79	1.4	1.35
<u>Owenia fusiformis</u>	0.1	0.32	2.8	1.99
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.3	0.67	0.1	0.32
<u>Pectinaria auricoma</u>	0.1	0.32		
<u>Pectinaria koreni</u>	0.4	0.52	0.3	0.48
<u>Pholoe minuta</u>	1.2	1.40	3.0	2.26
Phyllococidae indet.	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Phylo norvegicus</u>	0.3	0.67		

Table 25. cont.

	1974				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Polyphysia crassa</u>	0.1	0.32										
<u>Praxillella gracilis</u>	0.2	0.42										
<u>Praxillella praetermissa</u>	0.1	0.32										
<u>Rhodine</u> sp.	0.1	0.32										
Sabellidae indet.	0.4	0.52										
<u>Scalibregma inflatum</u>			0.3	0.48								
<u>Sphaerodorum gracilis</u>	0.1	0.32										
<u>Streblosoma bairdi</u>	1.3	1.34										
Syllidae indet.	0.3	0.48										
<u>Terebellides stroemi</u>			0.1	0.32								
<u>Trochochaeta multisetosa</u>	0.2	0.42										
<u>Abra alba</u>	20.8	15.42	73.3	34.68								
<u>Abra nitida</u>	16.5	8.42	16.3	3.80								
<u>Corbula gibba</u>			0.1	0.32								
<u>Hiatella arctica</u>			0.1	0.32								
<u>Limatula sulcata</u>			0.1	0.32								
<u>Mya arenaria</u>			0.1	0.32								
<u>Mytilus edulis</u>	0.1	0.32										
<u>Parvicardium minimum</u>			0.3	0.48								
<u>Thyasira</u> sp.	1.8	1.87	0.4	0.52								
<u>Yoldiella</u> sp.			0.2	0.42								
<u>Dentalium entale</u>			0.1	0.32								
<u>Phascolion strombi</u>	0.1	0.32										
Diversity:	λ	0.70	0.72									
	H	1.94	1.77									
	d	6.93	5.31									
Sampling efficiency:		0.987	<S<1	0.991	<S<1							

Table 26. Station KV 2, 50 m

	1972				1973			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.5	0.71	0.3	0.67	0.2	0.42	0.9	1.20
<u>Acanthochiton fascicularis</u>							0.1	0.32
Amphipoda indet.	0.3	0.48	3.7	1.57	0.9	0.99	0.4	0.52
Cumacea indet.	0.7	1.25	3.5	1.35	0.2	0.42	0.5	0.53
Regularia indet.	0.1	0.32						
<u>Admete viridula</u>	0.1	0.32						
<u>Balcis</u> sp.							0.1	0.32
<u>Cylichna alba</u>	0.1	0.32						
<u>Eulimella scillae</u>					0.1	0.32		
<u>Clelandella miliaris</u>							0.2	0.63
<u>Lunatia pallida</u>	0.1	0.32						
<u>Philina quadrata</u>			0.1	0.32				
Holothuroidea indet.					0.2	0.42	0.1	0.32
Nemertini indet.			0.4	0.70	0.4	0.52	0.7	0.82
<u>Amphiura chiajei</u>	0.1	0.32	0.3	0.48	0.3	0.48	0.1	0.32
<u>Amphiura filiformis</u>	0.1	0.32	1.5	2.76			0.4	0.70
<u>Amphiura</u> sp.			0.5	0.71	0.1	0.32		
<u>Ophiura affinis</u>							0.3	0.67
<u>Ophiura albida</u>	0.2	0.42						
Ophiuroidea indet.	0.1	0.32						
<u>Ophiura sarsi</u>			0.4	0.70	0.3	0.67		
<u>Ophiura</u> sp.							0.1	0.32
Ampharetidae indet.					0.2	0.42	0.4	0.70
<u>Amphicteis gunneri</u>	0.2	0.63	0.2	0.42	0.1	0.32		
<u>Anaitides</u> sp.	0.1	0.32	0.1	0.32	0.4	0.70	0.1	0.32
<u>Aphrodita aculeata</u>			0.1	0.32				
<u>Asychis biceps</u>	23.2	10.84	25.9	11.31	32.0	7.51	11.4	9.67
<u>Brada villosa</u>	0.1	0.32						
<u>Chaetozone setosa</u>	0.3	0.67	2.8	1.81	0.3	0.48	0.3	0.48
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.4	0.52	1.4	0.84	0.5	0.71	0.6	0.70
<u>Driloneris filum</u>					0.1	0.32		
<u>Eclysippe vanelli</u>			0.1	0.32				
Euclymeninae indet.					0.3	0.67	0.4	0.52
<u>Glycera alba</u>							0.2	0.63
<u>Glycera lapidum</u>	0.1	0.32						
<u>Glycera rouxii</u>	0.1	0.32			0.3	0.67	0.1	0.32
<u>Glycera</u> sp.			0.6	0.70				
<u>Goniada maculata</u>	0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.2	0.63	1.3	1.34	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Laetmonice filicornis</u>			0.1	0.32				
<u>Laonica cirrata</u>	0.4	0.70	1.2	1.14			0.2	0.42
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.3	0.48	1.2	1.32	1.8	0.92	0.7	0.67
Maldamidae indet.							0.2	0.63
<u>Maldane sarsi</u>					0.2	0.63		

Table 26. cont.

	1972				1973			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Melinna cristata</u>	3.2	3.29	1.5	1.35	8.0	4.11	10.4	7.34
<u>Microclymene tricirrata</u>			0.2	0.42	0.1	0.32		
<u>Myriochele</u> sp.	0.5	1.58	0.4	0.70	0.3	0.48	0.9	0.99
<u>Nephtys ciliata</u>	0.1	0.32	0.1	0.32			0.1	0.32
<u>Nephtys paradoxa</u>			0.1	0.32				
<u>Nephtys</u> sp.					0.1	0.32		
<u>Nothria conchylega</u>			0.2	0.42			0.1	0.32
<u>Notomastus latericeus</u>	0.5	0.97	1.6	0.97	0.2	0.42	1.0	0.67
<u>Ophelina acuminata</u>							0.1	0.32
<u>Ophelina norvegica</u>			0.2	0.42				
<u>Ophiodromus flexuosus</u>					0.2	0.42	0.2	0.63
<u>Owenia fusiformis</u>							0.3	0.95
<u>Paramphinome jeffreysi</u>			2.1	2.73	0.1	0.32	0.2	0.63
<u>Paraonis gracilis</u>					0.1	0.32		
<u>Pectinaria koreni</u>	0.1	0.32	0.2	0.63	0.2	0.63	0.2	0.42
<u>Pholoe minuta</u>			0.4	0.84	0.1	0.32	0.4	0.84
Phyllodocidae indet.					0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Phylo norvegicus</u>			0.1	0.32				
Polynoidae indet.	0.2	0.42	0.2	0.42			0.3	0.67
<u>Praxillella praetermissa</u>	0.1	0.32	0.6	0.84				
<u>Rhodine gracilior</u>					0.2	0.42		
<u>Rhodine loveni</u>			0.3	0.67			0.1	0.32
Sabellidae indet.					0.1	0.32		
<u>Sabella penicillus</u>	0.6	1.07	0.4	0.52			0.2	0.42
<u>Samytha sexcirrata</u>			0.1	0.32				
<u>Sphaerodorum gracilis</u>			0.1	0.32				
<u>Spiophanes krøyeri</u>			0.1	0.32				
Syllidae indet.					0.2	0.42	0.2	0.42
<u>Terebellides stroemi</u>	0.2	0.42	0.4	0.52			0.4	0.52
<u>Thelepus cincinnatus</u>			0.2	0.42			0.3	0.67
<u>Trichobranchus roseus</u>							0.5	1.08
<u>Typosyllis cornuta</u>	0.2	0.42						
<u>Abra alba</u>	0.2	0.42	0.2	0.63	0.2	0.42	0.5	0.97
<u>Abra nitida</u>	6.7	4.32	10.0	5.75	14.4	4.03	3.7	4.55
<u>Bathycarca pectunculoides</u>	0.2	0.42	0.2	0.42	0.1	0.32		
Cardiidae indet.	0.8	0.79						
<u>Ennucula tenuis</u>					0.1	0.32		
<u>Hiatella arctica</u>	0.1	0.32						
<u>Kelliella miliaris</u>			2.8	2.57	0.9	1.60	0.1	0.32
<u>Limatula</u> sp.	2.7	1.70						
<u>Limatula sulcata</u>			1.0	0.82	1.2	1.14	1.8	2.39
<u>Modiolula phaseolinus</u>	0.2	0.42	0.7	1.25	0.8	0.92		
<u>Nuculana minuta</u>	0.1	0.32	0.1	0.32	0.1	0.32		
<u>Nucula tumidula</u>			0.1	0.32				
<u>Palliolium vitreum</u>	0.1	0.32						
<u>Parvicardium minimum</u>			2.1	1.10	0.7	1.06	0.9	1.37
<u>Similipecten similis</u>							0.1	0.32
<u>Thyasira</u> sp.	3.1	2.64	12.9	5.99	14.8	5.71	3.2	2.39
<u>Yoldiella</u> sp.	3.1	1.52	7.1	1.91	8.4	4.25	2.2	1.87
<u>Dentalium entale</u>							0.4	0.97
<u>Dentalium</u> sp.			0.2	0.63				
<u>Onchnesoma squamatum</u>						0.1	0.32	
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	0.1	0.32	3.7	2.06	1.3	1.16		
<u>Phascolion strombi</u>	0.2	0.42			0.1	0.32		
Diversity:	λ	0.76	0.89		0.81		0.88	
	H	2.22	2.81		2.20		2.80	
	d	7.21	8.01		7.03		8.27	
Sampling efficiency:		0.946 <S<1	0.978 <S<1		0.973 <S<1		0.955 <S<1	

Table 27. Station KV 3, 100 m

	1972				1973				\bar{X}	s	\bar{X}	s
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.					
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Stylatula elegans</u>					0.2	0.42						
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.5	0.71	0.3	0.67	0.8	0.92	0.4	0.52				
Amphipoda indet.	0.1	0.32	2.4	2.91	0.1	0.32						
<u>Calocharis macandreae</u>	0.3	0.67	0.2	0.63								
Cumacea indet.	0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Geryon tridens</u>			0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Iothia fulva</u>					0.1	0.32						
<u>Philine quadrata</u>			0.2	0.42								
<u>Retusa umbilicata</u>			0.1	0.32								
<u>Skenea basistriata</u>					0.1	0.32						
Nemertini indet.			0.8	1.03	0.5	0.53	0.6	0.84				
<u>Amphilepis norvegica</u>	3.0	2.05	4.1	3.00	5.5	3.75						
<u>Amphiura chiajei</u>			0.2	0.42								
<u>Amphiura filiformis</u>							0.6	1.26				
<u>Amphiura</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Ophiura</u> sp.					0.2	0.42						
Ampharetidae indet.							0.1	0.32				
<u>Amphicteis gunneri</u>	0.2	0.42			0.1	0.32						
<u>Asychis biceps</u>	0.6	0.84	0.6	0.84	1.2	1.23	0.6	0.52				
<u>Brada villosa</u>	0.4	0.70	0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Dasybranchus caducus</u>			0.2	0.42	0.5	0.53	0.5	0.71				
<u>Diplocirrus glaucus</u>					0.5	0.71	0.1	0.32				
<u>Driloneris filum</u>					0.1	0.32						
<u>Eclysippe vanelli</u>			0.1	0.32								
Euclymeninae indet.	1.3	1.16			2.2	2.39	0.4	0.52				
<u>Eunice pennata</u>	0.1	0.32	0.3	0.48	0.1	0.32						
<u>Goniada maculata</u>							0.2	0.42				
<u>Heteromastus filiformis</u>					0.2	0.63	0.1	0.32				
<u>Leiochone borealis</u>			2.8	3.16								
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.4	0.70	0.7	0.67	0.3	0.48	0.2	0.42				
<u>Maldane sarsi</u>	0.6	1.35			0.2	0.63	0.2	0.63				
<u>Melinna cristata</u>	0.3	0.67			0.9	1.66	0.1	0.32				
<u>Myriochele</u> sp.	0.3	0.48	3.6	7.35	0.8	2.20	0.2	0.42				
<u>Nephtys ciliata</u>			0.1	0.32								
<u>Nephtys incisa</u>	0.2	0.42					0.1	0.32				
<u>Nephtys paradoxa</u>							0.3	0.67				
<u>Nephtys</u> sp.					0.2	0.42						
<u>Ophelina norvegica</u>			0.1	0.32								
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.6	0.70	0.3	0.48	0.9	0.74	0.2	0.42				
<u>Pholoe minuta</u>	0.3	0.67	0.1	0.32	0.4	0.52						
Phyllodocidae indet.					0.1	0.32						
<u>Phylo norvegicus</u>			0.9	0.99	0.7	0.82	0.4	0.52				
Polynoidae indet.							0.1	0.32				
<u>Polyphysia crassa</u>					0.1	0.32						
<u>Rhodine loveni</u>	1.9	1.60	0.9	0.99			1.5	1.51				
<u>Rhodine</u> sp.					0.8	0.79						

Table 27. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
Sabellidae indet.							0.1	0.32				
<u>Scoloplos armiger</u>	0.7	0.67										
Spionidae indet.			0.1	0.32								
<u>Streblosoma bairdi</u>	0.1	0.32										
<u>Steblosoma intestinalis</u>			0.2	0.42			0.2	0.42				
<u>Terebellides stroemi</u>	0.1	0.32										
<u>Thelepus cincinnatus</u>			0.2	0.42								
Thelepinae indet.					0.4	0.70						
<u>Abra nitida</u>	1.8	1.99	3.9	2.81	1.8	1.62	0.7	0.95				
<u>Astarte sulcata</u>					0.3	0.48						
<u>Bathyarca pectunculoides</u>	0.2	0.42	0.1	0.32	0.7	0.95						
<u>Chlamys sulcata</u>					0.1	0.32						
<u>Cuspidaria</u> sp.			0.1	0.32			0.1	0.32				
<u>Kelliella miliaris</u>			1.1	2.42	1.0	1.33	0.1	0.32				
<u>Limatula</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Nucula nucleus</u>							0.5	0.71				
<u>Nucula</u> sp.	0.4	0.52										
<u>Nucula tumidula</u>			0.6	0.70	0.4	0.52						
<u>Palliolum vitreum</u>	0.1	0.32			0.7	1.25						
Pectinidae indet.					0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Pseudamussium septemradiatum</u>					0.1	0.32						
<u>Thyasira</u> sp.	0.4	0.84	1.9	1.60	1.4	2.07	0.5	0.71				
<u>Tropidomya abbreviata</u>							0.1	0.32				
<u>Yoldiella</u> sp.	2.1	2.23	2.2	2.53	3.9	3.38	0.5	1.27				
<u>Phoronis mülleri</u>			0.1	0.32								
<u>Entalina quinquangularis</u>					0.1	0.32						
<u>Onchnesoma squamatum</u>					0.2	0.42						
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	19.5	10.81	21.4	11.91	25.0	10.31	2.9	3.18				
Polycladia indet.					0.1	0.32						
Diversity:	λ	0.70	0.80		0.77		0.92					
	H	2.04	2.34		2.37		2.94					
	d	4.91	5.61		7.14		6.39					
Sampling efficiency:		0.962 <S<1	0.965 <S<1		0.956 <S<1		0.850 <S<1					

Table 28. Station KV 4, 208 m

	1972				1973				\bar{X}	s	\bar{X}	s
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.					
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Stylatula elegans</u>	0.1	0.32	0.2	0.42	0.4	0.97						
<u>Virgularia mirabilis</u>							0.1	0.32				
Amphipoda indet.	3.9	3.18	2.1	3.14	0.4	0.52	1.1	1.45				
<u>Calocharis macandreae</u>	0.2	0.42			0.1	0.32	0.1	0.32				
Cumacea indet.			0.1	0.32	0.2	0.63						
<u>Geryon tridens</u>	0.1	0.32	0.2	0.42								
Nemertini indet.			0.2	0.42	0.6	0.84	0.7	1.06				
<u>Amphilepis norvegica</u>	2.0	1.76	3.3	2.62	4.2	1.55						
<u>Amphiura filiformis</u>							0.4	0.70				
<u>Ophiura sarsi</u>	0.2	0.63										
<u>Ophiura sp.</u>	0.1	0.32	0.2	0.63								
<u>Amage auricula</u>			0.1	0.32								
<u>Amphicteis gunneri</u>	0.1	0.32										
<u>Asychis biceps</u>	0.4	0.70	0.7	0.95	0.9	0.74	0.8	0.92				
<u>Brada villosa</u>	0.2	0.42			0.3	0.48						
<u>Chaetozone setosa</u>					0.2	0.63	0.1	0.32				
<u>Dasybranchus caducus</u>					0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.1	0.32										
Euclymeninae indet.	0.1	0.32	0.2	0.42								
<u>Glycera sp.</u>					0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Goniada maculata</u>							0.1	0.32				
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.8	1.03	0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Leiochone borealis</u>					0.4	0.52						
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.6	0.52	1.8	1.03	1.0	0.82	0.6	0.84				
Maldanidae indet.			0.1	0.32								
<u>Myriochele sp.</u>	0.3	0.67	0.3	0.48	0.9	2.51	6.8	6.65				
<u>Nephtys incisa</u>	0.2	0.42			0.3	0.48	0.2	0.42				
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.1	0.32	0.4	0.70								
<u>Onuphis quadricuspis</u>			0.1	0.32								
<u>Ophelina norvegica</u>							0.1	0.32				
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Pectinaria auricoma</u>					0.1	0.32						
<u>Pholoe minuta</u>	0.3	0.67			0.1	0.32						
<u>Phylo norvegicus</u>			0.9	0.88	0.3	0.48	1.1	1.45				
<u>Pista cristata</u>					0.1	0.32						
Polynoidae indet.							0.2	0.63				
<u>Polyphysia crassa</u>	0.2	0.42	0.2	0.42	0.2	0.42	0.4	0.84				
<u>Rhodine loveni</u>	0.4	0.97	0.5	0.71	0.5	0.71	0.7	0.48				
<u>Scaloplos armiger</u>	1.6	0.84										
<u>Sphaerodorum gracilis</u>					0.1	0.32						
<u>Spiochaetopterus</u>			0.3	0.95								
Terebellidae indet.					0.1	0.32						
<u>Terebellides stroemi</u>			0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Abra nitida</u>	9.7	5.52	4.4	1.96	4.2	2.53	2.9	1.29				
Cardiidae indet.	0.3	0.48										
<u>Kellia sp.</u>	0.1	0.32										
<u>Kelliella miliaris</u>			0.2	0.42	0.5	0.71						
<u>Nucula nucleus</u>							0.5	0.53				
<u>Nucula sp.</u>	2.2	1.62										
<u>Nucula tumidula</u>			1.6	1.78	2.8	1.75						
<u>Palliolum vitreum</u>	0.1	0.32			0.2	0.63						
<u>Thyasira sp.</u>	3.5	2.46	1.3	1.42	2.3	2.00	1.2	0.92				
<u>Yoldiella sp.</u>	1.6	1.35	0.7	0.82	1.3	1.16	0.9	0.88				
<u>Phoronis mulleri</u>					0.1	0.32						
<u>Entalia quinquangularis</u>					0.3	0.67						
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	14.3	7.86	7.4	6.19	10.8	4.37	2.3	4.30				
Diversity:	λ	0.83		0.87		0.86		0.86				
	H	2.26		2.53		2.54		2.43				
	d	4.93		4.97		5.99		4.28				
Sampling efficiency:		0.964 <S<1		0.957 <S<1		0.944 <S<1		0.931 <S<1				

Table 29. Station SK 1, 20 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Virgularia mirabilis</u>									0.5	0.71		
Asteroidea indet.			0.1	0.32								
<u>Ctenodiscus crispatus</u>									0.1	0.32		
<u>Chaetoderma nitidulum</u>					0.4	0.52	0.3	0.67	0.7	1.06	0.8	0.92
Amphipoda indet.			1.1	1.10	0.5	1.27	0.9	1.10			0.5	1.27
Cumacea indet.			0.2	0.63							0.2	0.42
<u>Echinocardium cordatum</u>							0.1	0.32				
Echinocardium flavescens	0.1	0.32										
<u>Aporrhais pespellicani</u>	0.1	0.32			0.2	0.63						
<u>Buccinum</u> sp.			0.1	0.32					0.1	0.32		
<u>Buccinum undatum</u>	0.5	0.53			0.1	0.32						
<u>Menestho divisa</u>					0.1	0.32						
<u>Philine scabra</u>							0.2	0.42				
Holothuroidea indet.	0.1	0.32			0.8	1.32	1.0	1.89	1.5	1.18	0.3	0.48
Nemertini indet.			0.5	0.53	0.8	0.79	0.5	0.71	1.3	1.06	0.3	0.48
<u>Amphiura chlajei</u>			0.3	0.48	0.3	0.67	0.1	0.32	0.9	0.74	0.6	0.97
<u>Amphiura filiformis</u>	0.1	0.32	0.1	0.32	0.5	0.71	0.3	0.48	0.7	1.06	0.7	1.06
<u>Ophiura albida</u>							1.0	1.33	0.1	0.32	1.6	0.97
<u>Ophiura robusta</u>							0.2	0.42				
<u>Ophiura sarsi</u>			0.2	0.42	0.2	0.63						
<u>Ophiura</u> sp.			0.1	0.32	1.8	1.40	0.3	0.48	0.5	0.85	0.5	0.85
<u>Ophiura texturata</u>							0.1	0.32				
Ampharetidae indet.									0.2	0.42		
<u>Amphicteis gunneri</u>			0.1	0.32								
<u>Anaitides</u> sp.	0.6	0.52	0.8	0.79	0.2	0.42	0.5	0.71			0.1	0.32
<u>Anobothrus gracilis</u>									0.1	0.32		
<u>Aphrodita aculeata</u>					0.1	0.32						
<u>Asychis biceps</u>							0.1	0.32				
<u>Brada villosa</u>			0.2	0.63	0.3	0.67			0.3	0.67	0.2	0.63
<u>Chaetozone setosa</u>	0.1	0.32									0.2	0.63
<u>Cirratulus cirratus</u>			0.1	0.32					0.6	0.97		
<u>Diplocirrus glaucus</u>	0.3	0.48			0.2	0.42					1.5	3.47
<u>Euchone papillosa</u>									0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Glycera alba</u>	1.0	0.82	0.8	0.79	0.9	1.45	1.1	1.29	1.0	0.67	0.5	0.53
<u>Glycera rouxii</u>									0.1	0.32		
<u>Goniada maculata</u>	1.0	1.05	1.4	1.07	1.9	1.29	1.2	0.63	1.2	0.79	1.5	0.97
<u>Heteromastus filiformis</u>											0.7	1.89
<u>Lanassa venusta</u>									0.5	0.71	0.1	0.32
<u>Laonice cirrata</u>	0.4	0.97	1.7	1.25	0.2	0.63	0.8	0.92	2.2	1.55	1.7	0.95
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.6	0.70	0.8	0.79	0.8	1.03	0.9	1.37	2.1	2.02	0.9	0.88
Maldanidae indet.									0.4	0.52		
<u>Maldane sarsi</u>	0.2	0.42			1.6	2.22	0.2	0.63	9.1	4.86	1.1	1.52
<u>Myriochele</u> sp.	16.3	13.52			15.0	12.04	10.9	11.69	15.6	15.89	20.0	18.47
<u>Neomphitrite grayi</u>							0.1	0.32	0.1	0.32		

Table 29. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Nephtys ciliata</u>	0.1	0.32	0.1	0.32	0.3	0.48	0.4	0.52	0.3	0.48	0.6	0.84
<u>Nephtys hombergi</u>	0.1	0.32										
<u>Nephtys incisa</u>									0.1	0.32		
<u>Nephtys paradoxa</u>							0.1	0.32			0.3	0.67
<u>Nereimyra punctata</u>			0.1	0.32								
<u>Nereis sp.</u>					0.1	0.32						
<u>Nereis virens</u>	0.6	0.70	0.3	0.48								
<u>Ophelina acuminata</u>			0.2	0.42			0.5	0.97	0.3	0.48	0.1	0.32
<u>Ophiodromus flexuosus</u>			0.1	0.32			0.6	0.97	0.6	0.70	0.3	0.48
<u>Owenia fusiformis</u>			0.1	0.32					1.0	1.41	0.2	0.63
<u>Paramphinome jeffreysi</u>											0.4	1.26
<u>Paraonis gracilis</u>			0.1	0.32					0.1	0.32		
<u>Pectinaria auricomma</u>					0.3	0.67			0.7	0.95	0.1	0.32
<u>Pectinaria koreni</u>	0.9	1.45	0.9	1.29	1.7	1.42	1.3	1.06	1.6	0.97	11.7	8.92
<u>Pholoe minuta</u>	3.9	3.38	8.7	4.22	0.9	0.74	2.1	2.38	0.5	0.71	5.0	4.35
Phyllodocidae indet.											0.1	0.32
<u>Rhodine gracilior</u>			0.2	0.42					4.5	4.09	0.9	0.88
<u>Rhodine sp.</u>					0.5	0.71	0.1	0.32				
Sabellidae indet.							0.1	0.32				
<u>Scalibregma inflatum</u>											0.1	0.32
<u>Scoloplos armiger</u>	3.6	3.78	23.1	5.92	7.9	5.97	14.4	4.14	2.5	1.65	11.4	4.43
<u>Sphaerodoron gracilis</u>							0.1	0.32				
<u>Spio filicornis</u>			0.2	0.42								
Spionidae indet.									0.1	0.32		
Syllidae indet.	0.6	1.07	0.1	0.32	0.4	0.70	0.1	0.32	0.3	0.48		
<u>Terebellides stroemi</u>									2.5	2.32	0.8	1.32
<u>Trichobranchus roseus</u>									1.1	0.99	0.3	0.48
<u>Abra alba</u>	1.5	1.65	4.8	2.25	11.0	11.18	3.8	2.86	1.2	1.55	5.1	3.96
<u>Abra nitida</u>	15.9	7.49	8.5	6.29	11.0	7.21	14.3	9.07	29.5	18.73	27.2	14.34
<u>Acanthocardia echinata</u>							0.1	0.32				
<u>Astarte montagui</u>							0.1	0.32				
<u>Corbula gibba</u>			0.2	0.42	0.3	0.48	0.4	0.70	0.2	0.42	0.7	0.82
<u>Ennucula tenuis</u>					0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Hiatella arctica</u>											0.2	0.42
<u>Limatula sulcata</u>											0.5	1.58
<u>Macoma calcarea</u>	1.3	1.57	19.0	12.36	10.7	4.62	7.3	2.71	2.0	1.70	3.5	2.27
<u>Musculus niger</u>					0.1	0.32						
<u>Mya arenaria</u>							0.1	0.32				
<u>Mya sp.</u>	0.1	0.32	0.3	0.48			0.1	0.32				
<u>Mysella bidentata</u>			0.1	0.32	0.2	0.42	0.6	1.26	0.1	0.32		
<u>Spisula sp.</u>											0.1	0.32
<u>Thracia sp.</u>									0.1	0.32	0.4	0.52
<u>Thyasira sp.</u>	123.5	31.47	151.3	43.87	178.5	56.11	103.6	25.98	37.8	18.61	156.6	88.55
<u>Yoldiella sp.</u>					0.1	0.32			0.1	0.32	0.1	0.32
<u>Phoronis mülleri</u>	0.3	0.95										
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>					0.4	0.52					0.1	0.32
<u>Phascolion strombi</u>			0.1	0.32	0.2	0.42			0.3	0.48		
Sipunculida indet.											0.1	0.32
Polycladia indet.					0.1	0.32					0.2	0.42
	λ	0.48		0.54		0.49		0.61		0.84		0.62
Diversity:	H	1.19		1.35		1.33		1.65		2.42		1.70
	d	3.62		4.79		5.11		5.51		6.85		6.48
Sampling efficiency:		0.991 <S<1		0.990 <S<1		0.994 <S<1		0.987 <S<1		0.983 <S<1		0.993 <S<1

Table 30. Station SK 2, 50 m

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	X	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Funiculina quadrangularis</u>	0.1	0.32										
<u>Stylatula elegans</u>			0.1	0.32			0.1	0.32			0.2	0.42
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.6	0.97	0.2	0.42	0.9	0.88	0.5	0.53	2.1	1.45	0.6	0.84
Amphipoda indet.	1.5	2.32	1.3	0.82	0.3	0.67	1.2	1.03	1.4	1.51	4.8	2.53
<u>Calocharis macandreae</u>	0.1	0.32										
Cumacea indet.	0.9	1.29	1.0	1.05	4.3	4.19	0.3	0.67	2.5	2.01	2.8	3.61
<u>Geryon tridens</u>					0.1	0.32	0.1	0.32				
<u>Lunatia pallida</u>											0.1	0.32
<u>Philine quadrata</u>			0.4	0.70								
<u>Philine scabra</u>					0.1	0.32						
<u>Philine</u> sp.	0.1	0.32										
<u>Retusa umbilicata</u>			0.1	0.32								
Holothuroidea indet.									0.2	0.42		
Nemertini indet.			0.9	1.10	1.0	0.94	1.0	0.82	1.5	1.08	1.2	1.14
<u>Amphilepis norvegica</u>					0.2	0.42						
<u>Amphiura chiajei</u>			0.3	0.48	0.5	0.71	0.4	0.52	0.7	0.82	0.7	0.67
<u>Amphiura filiformis</u>	0.3	0.48			0.8	1.03	0.2	0.42			0.3	0.48
<u>Amphiura</u> sp.			0.1	0.32	0.1	0.32						
<u>Ophiura albida</u>	0.2	0.42					0.3	0.48			1.0	1.05
<u>Ophiura sarsi</u>			0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32			0.2	0.63
<u>Ophiura</u> sp.					0.5	0.97	0.1	0.32	0.3	0.67	0.7	0.95
Ampharetidae indet.	0.1	0.32										
<u>Antinoella sarsi</u>	0.3	0.48										
<u>Aphrodita aculeata</u>					0.1	0.32						
<u>Asychis biceps</u>	0.6	1.07	0.7	1.25			0.2	0.42			0.1	0.32
<u>Chaetozone setosa</u>	0.2	0.42	0.5	0.71					0.5	0.71	0.3	0.67
<u>Dasybranchus caducus</u>	0.2	0.42										
<u>Diplocirrus glaucus</u>	3.9	2.02	5.0	4.14	2.2	1.14	1.9	1.60	13.0	4.32	14.4	6.96
<u>Driloneris filum</u>			0.1	0.32			0.3	0.48	0.6	0.70	0.1	0.32
Euclymeninae indet.									1.2	1.14		
<u>Glycera alba</u>	0.1	0.32			0.3	0.48						
<u>Glycera rouxii</u>	0.9	0.88	0.2	0.42	0.1	0.32	0.4	0.70	0.3	0.48		
<u>Goniada maculata</u>	0.3	0.48	0.1	0.32	0.5	0.53	0.4	0.52	0.3	0.48	0.2	0.63
<u>Heteromastus filiformis</u>	0.5	0.71	0.5	0.85					4.8	3.29	3.0	2.40
<u>Laonice cirrata</u>	0.2	0.42	0.1	0.32	0.1	0.32					0.3	0.67
<u>Leiochone borealis</u>											0.4	0.70
<u>Lumbrineris fragilis</u>	1.1	1.45	0.1	0.32	0.2	0.63	0.2	0.42	0.5	0.71		
<u>Lumbriclymene minor</u>	0.1	0.32										
Maldanidae indet.					0.2	0.42			0.2	0.42		
<u>Maldane sarsi</u>	0.3	0.67	0.1	0.32	0.1	0.32			0.2	0.63	5.2	7.45
<u>Melinna cristata</u>	0.1	0.32					0.6	0.84				
<u>Myriochele</u> sp.	1.5	1.58	1.2	1.23	1.8	1.87	1.1	0.88	1.4	1.51	0.8	0.63
<u>Nephtys ciliata</u>	0.7	0.95	0.9	0.88	0.8	1.32	0.1	0.32				
<u>Nephtys incisa</u>									0.1	0.32		
<u>Nephtys paradoxa</u>	0.2	0.63	0.3	0.67	0.5	0.53	0.6	0.97	0.3	0.48	0.6	0.84
<u>Notomastus latericeus</u>							0.2	0.63				

Table 30. cont.

	1972				1973				1974			
	JUNE		OCT.		JUNE		OCT.		JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Ophelina norvegica</u>							0.1	0.32				
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.4	0.70	0.2	0.42	0.4	0.52	0.3	0.48	0.8	0.79	0.1	0.32
Owenia fusiformis							0.3	0.67			0.2	0.42
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	2.6	2.50	5.6	4.84	1.9	1.37	1.4	0.97	3.1	2.60	2.6	3.20
<u>Pectinaria koreni</u>							0.1	0.32				
<u>Pholoe minuta</u>	0.6	1.58	0.2	0.63	0.3	0.67	0.1	0.32	0.2	0.63	0.5	0.71
<u>Phylo norvegicus</u>					0.3	0.48	0.3	0.67	0.1	0.32	0.2	0.42
<u>Polycirrus</u> sp.	0.1	0.32										
Polynoidae indet.			0.4	0.70			0.4	0.52			0.5	0.85
<u>Praxillella gracilis</u>	0.1	0.32	0.3	0.48	0.8	0.79	0.2	0.42			0.4	0.52
<u>Praxillella praetermissa</u>	2.8	2.53	2.9	1.52	0.5	0.85	1.6	0.97			1.1	0.99
<u>Sabella penicillus</u>	0.1	0.32										
<u>Samytha sexcirrata</u>			0.1	0.32								
<u>Scoloplos armiger</u>	0.3	0.48										
Spionidae indet.											0.1	0.32
<u>Spiophanes krøyeri</u>	0.3	0.48										
Syllidae indet.	0.1	0.32							0.6	1.07		
<u>Terebellides stroemi</u>	0.1	0.32	0.5	0.71	0.3	0.48	0.2	0.63	0.1	0.32	0.9	1.10
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.2	0.42			0.2	0.42	0.1	0.32	0.3	0.67	0.1	0.32
<u>Abra alba</u>	7.9	7.48	12.2	3.05	10.6	4.40	20.3	10.46	6.5	2.84	13.4	5.52
<u>Abra nitida</u>	12.9	7.87	19.3	6.99	13.1	4.18	10.1	6.98	36.6	12.41	29.6	14.37
<u>Arctica islandica</u>					0.1	0.32					0.1	0.32
Cardiidae indet.	0.1	0.32										
<u>Corbula gibba</u>					0.1	0.32						
<u>Ennucula tenuis</u>	0.1	0.32					0.2	0.42				
<u>Kelliella miliaris</u>			0.2	0.42	0.2	0.63						
<u>Limatula</u> sp.	0.2	0.63									0.1	0.32
<u>Limatula sulcata</u>			0.1	0.32			0.7	0.82	0.9	0.88	3.5	2.46
<u>Modiolus modiolus</u>			0.1	0.32								
<u>Mytilus edulis</u>					0.1	0.32						
<u>Parvicardium minimum</u>			0.4	0.70	0.2	0.42	0.5	0.71	0.6	1.07	2.0	1.94
<u>Thyasira</u> sp.	14.1	8.12	30.3	12.04	21.6	7.07	15.5	4.65	8.0	3.77	6.8	4.42
<u>Tropidomya abbreviata</u>											0.2	0.42
<u>Yoldiella</u> sp.	1.2	1.03	4.0	2.91	1.3	1.16	1.3	1.64	1.4	0.52	1.9	1.37
<u>Phoronis mülleri</u>			0.1	0.32								
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>			0.4	0.97								
<u>Phascolion strombi</u>	0.2	0.42			0.3	0.48	0.2	0.42				
Polycladia indet.							0.1	0.32	0.1	0.32		
Diversity:	λ	0.87	0.82		0.83		0.82		0.80		0.87	
	H	2.59	2.24		2.36		2.31		2.27		2.57	
	d	7.04	5.86		6.13		6.65		4.84		5.92	
Sampling efficiency:		0.964 <S<1	0.979 <S<1		0.975 <S<1		0.972 <S<1		0.990 <S<1		0.985 <S<1	

Table 31. Station VB 1, 20 m

	1974 JUNE	
	\bar{X}	s
<u>Funiculina quadrangularis</u>	0.1	0.32
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.3	0.48
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.4	0.52
Amphipoda indet.	0.3	0.95
Cumacea indet.	1.3	1.25
<u>Brissopsis lyrifera</u>	0.1	0.32
<u>Oenopota cancellata</u>	0.1	0.32
Holothuroidea indet.	0.1	0.32
Nemertini indet.	1.1	0.74
<u>Amphiura chiajei</u>	0.1	0.32
<u>Amphiura filiformis</u>	0.1	0.32
<u>Amphiura</u> sp.	0.1	0.32
<u>Ophiura</u> sp.	0.1	0.32
Ampharetidae indet.	0.1	0.32
<u>Asychis biceps</u>	0.9	1.37
<u>Chaetozone setosa</u>	1.0	1.15
Cirratulidae indet.	0.1	0.32
<u>Diplocirrus glaucus</u>	4.8	3.36
Euclymninae indet.	0.3	0.48
<u>Clycera alba</u>	0.1	0.32
<u>Goniada maculata</u>	0.6	0.70
<u>Heteromastus filiformis</u>	1.4	1.07
Maldanidae indet.	0.1	0.32
<u>Maldane sarsi</u>	1.2	1.14
<u>Myriochele</u> sp.	4.8	3.94
<u>Nephtys incisa</u>	0.1	0.32
Ophiodromus flexuosus	0.7	0.82
<u>Owenia fusiformis</u>	15.4	22.11
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.1	0.32
<u>Scoloplos armiger</u>	0.1	0.32
<u>Spiochaetopterus typicus</u>	0.1	0.32
Spionidae indet.	0.1	0.32
Syllidae indet.	0.1	0.32
<u>Terebellides stroemi</u>	1.7	0.95
<u>Thelepus cincinnatus</u>	0.1	0.32
<u>Trichobranchus roseus</u>	0.1	0.32
<u>Abra nitida</u>	4.3	2.45
<u>Astarte sulcata</u>	0.1	0.32
<u>Parvicardium minimum</u>	0.1	0.32
<u>Teredo</u> sp.	0.2	0.63
<u>Thyasira</u> sp.	4.2	2.15
<u>Yoldiella</u> sp.	0.2	0.42
<u>Phoronis mülleri</u>	0.1	0.32
<u>Onchnesoma steenstrupi</u>	0.2	0.42
<u>Phascalion strombi</u>	0.2	0.42
	λ	0.86
Diversity:	H	2.55
	d	7.13
Sampling efficiency:		0.932 <S<1

Table 32. Station VB 2, 50 m

	1974			
	JUNE		OCT.	
	\bar{X}	s	\bar{X}	s
<u>Virgularia mirabilis</u>	0.1	0.32		
<u>Ctenodiscus crispatus</u>	0.1	0.32	0.4	0.52
<u>Chaetoderma nitidulum</u>	0.1	0.32	0.2	0.42
Amphipoda indet.	2.2	2.44	3.7	2.83
<u>Calocharis macandreae</u>			0.1	0.32
Cumacea indet.	0.2	0.42	0.5	0.71
<u>Brisaster fragilis</u>	0.1	0.32		
<u>Brissopsis lyrifera</u>	0.4	0.52		
Nemertini indet.	0.7	1.06	0.9	0.74
<u>Amphilepis norvegica</u>	0.3	0.67		
<u>Amphiura chiajei</u>	0.1	0.32		
<u>Amphiura filiformis</u>			0.1	0.32
<u>Asychis biceps</u>	0.3	0.48	0.1	0.32
<u>Chaetozone setosa</u>	2.3	1.70	10.6	6.40
<u>Diplocirrus glaucus</u>	1.2	1.14	0.3	0.48
<u>Driloneris filum</u>	0.1	0.32		
Euclymeninae indet.			0.1	0.32
<u>Heteromastus filiformis</u>	2.2	1.62	8.7	4.27
<u>Laonice cirrata</u>	0.2	0.42		
<u>Lumbrineris fragilis</u>	0.4	0.52		
Maldanidae indet.	0.1	0.32		
<u>Maldane sarsi</u>	1.1	1.60	0.1	0.32
<u>Myriochele</u> sp.	1.1	1.91	0.5	0.97
<u>Nephtys paradoxa</u>			0.1	0.32
<u>Ophiodromus flexuosus</u>	0.2	0.42	0.1	0.32
<u>Owenia fusiformis</u>	0.1	0.32		
<u>Panthalis oerstedii</u>	0.1	0.32		
<u>Paramphinome jeffreysi</u>	0.1	0.32	0.4	0.70
<u>Pectinaria auricoma</u>			0.2	0.42
<u>Pectinaria belgica</u>	0.1	0.32		
<u>Pectinaria koreni</u>			0.2	0.42
<u>Phylo norvegicus</u>	0.1	0.32	1.6	1.07
<u>Praxillella gracilis</u>			0.4	0.70
<u>Praxillella praetermissa</u>			0.1	0.32
<u>Rhodine gracilior</u>	0.1	0.32		
<u>Scoioplos armiger</u>			0.1	0.32
<u>Streblosoma hairdi</u>	0.1	0.32		
<u>Terebellides stroemi</u>	1.2	1.48	0.1	0.32
<u>Abra alba</u>	0.2	0.42		
<u>Abra nitida</u>	1.8	1.32	0.5	0.71
<u>Thyasira</u> sp.	0.6	0.70	2.4	1.90
<u>Phascolion strombi</u>	0.1	0.32		
	λ	0.93	0.80	
Diversity:	H	2.88	2.08	
	d	6.16	4.32	
Sampling efficiency:		0.874 <S<1	0.948 <S<1	

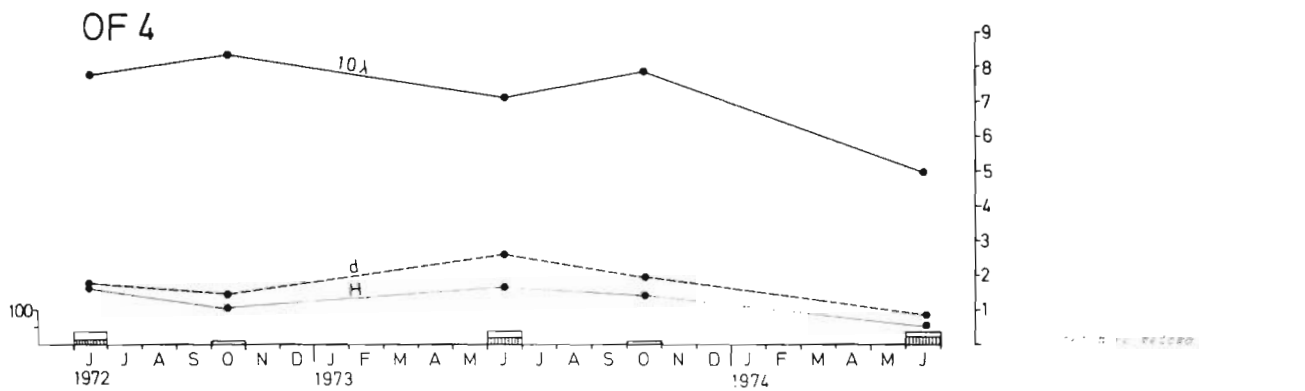
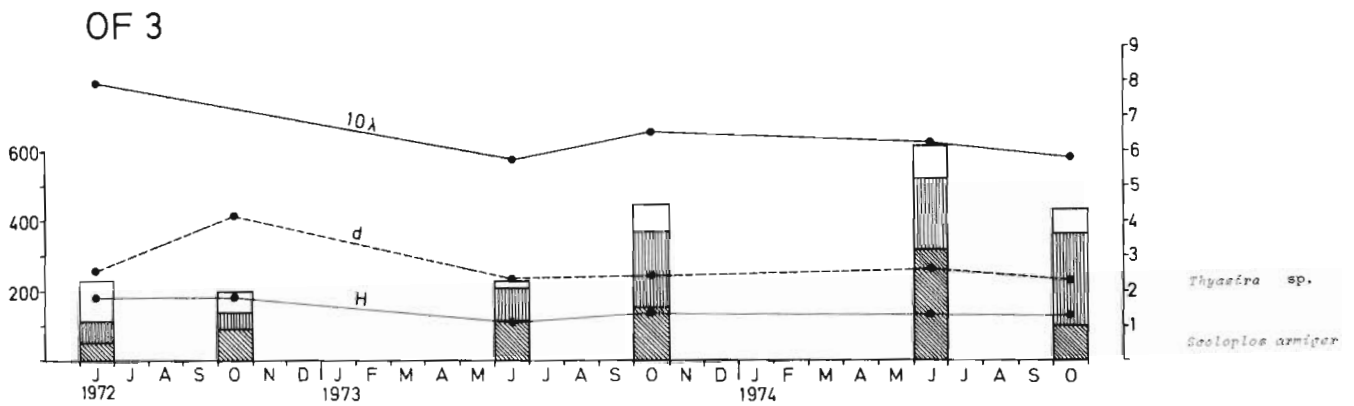
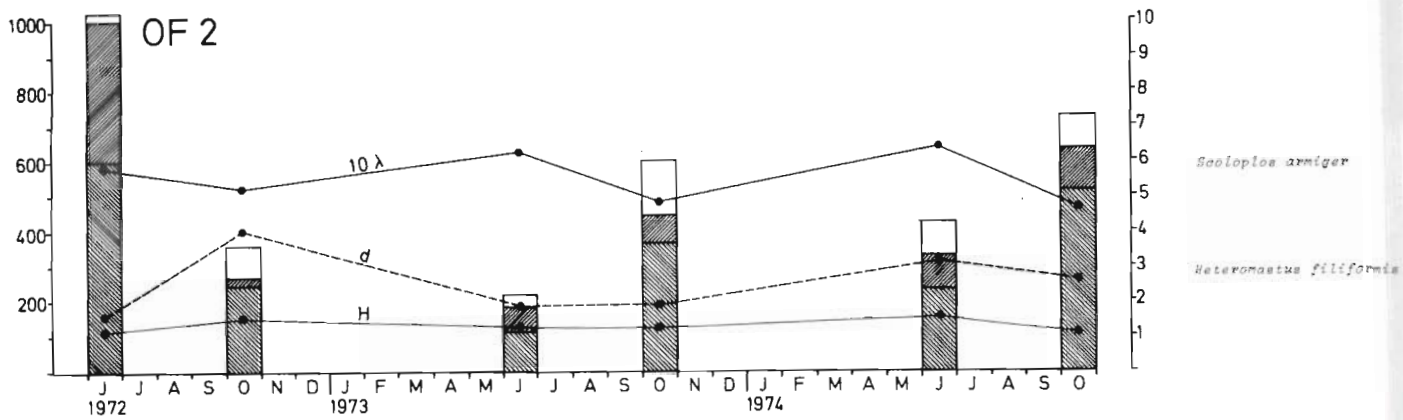
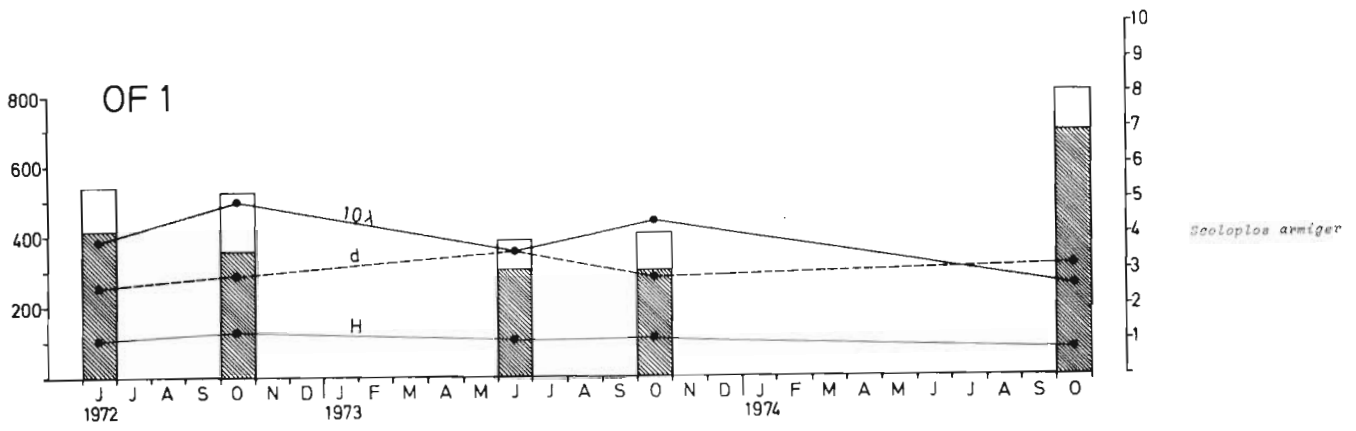
Tabell 33.

Kvalitativ similitet (cc)

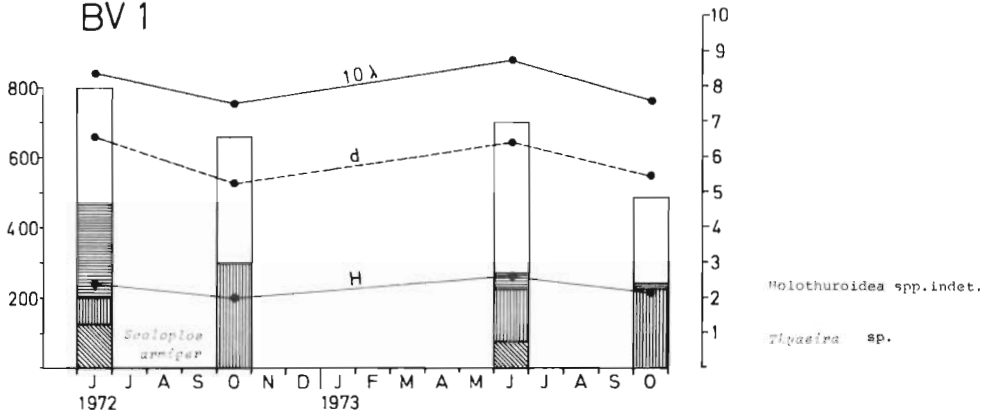
	BV1	BV2	BV3	FT1	FT2	FT3	KV2	KV3	KV4	OF1	OF2	OF3	OF4	SD1	SD2	SF1	SF2	SK1	SK2	TH1	TH2	TH3	VB1	VB2	VD1	VD2	YØ1	AF1	AF2	AF3	
BV1	54	34	42	38	30	28	21	19	26	27	29	17	42	42	18	30	40	35	35	15	13	26	21	37	28	31	33	28	32		
BV2	53	40	37	36	30	34	25	26	31	32	35	24	34	45	23	33	37	30	18	14	33	33	40	36	34	37	34	33			
BV3	45	49	32	34	32	32	35	32	26	24	28	25	33	37	27	35	29	42	29	26	19	35	34	35	36	35	40	28	26		
FT1	33	31	24	49	38	34	25	23	24	20	23	13	52	47	21	31	51	37	43	16	16	27	28	50	35	41	28	34	34		
FT2	11	17	12	40	44	40	30	27	20	20	23	14	46	44	26	38	47	44	44	15	17	30	31	47	37	44	35	31	28		
FT3	21	27	31	50	29	45	40	35	20	14	18	13	40	39	32	45	39	45	50	16	18	28	28	35	39	47	34	27	27		
KV2	21	21	32	21	10	34	36	30	21	18	19	15	30	31	26	40	38	48	43	17	14	29	27	36	40	49	27	28	27		
KV3	09	10	12	07	04	28	23	48	19	15	20	17	22	24	44	49	25	42	31	24	18	30	26	26	30	38	28	19	22		
KV4	11	12	15	11	05	23	30	62	22	17	20	17	23	24	45	44	26	37	27	30	21	31	32	25	32	32	29	19	22		
OF1	17	08	08	09	03	04	05	05	06	41	35	29	24	30	19	20	25	22	20	16	11	22	23	23	28	22	19	24	26		
OF2	14	07	08	08	08	04	05	04	05	81	48	28	19	22	16	18	24	18	18	15	13	18	19	21	22	18	20	27	30		
OF3	48	42	45	23	10	21	18	05	09	45	42	27	20	25	19	20	25	20	19	17	11	19	20	23	21	19	19	25	27		
OF4	03	03	08	01	00	02	05	05	05	03	05	08	13	17	18	16	16	18	12	23	11	25	22	17	21	15	20	21	24		
SD1	37	36	24	40	19	22	24	10	18	07	06	14	02	48	22	31	47	36	40	16	14	25	25	43	36	36	33	33	31		
SD2	24	34	21	43	32	24	21	08	13	05	05	13	01	61	21	32	47	39	40	16	14	32	34	49	43	37	42	38	38		
SF1	09	07	11	05	02	15	16	37	40	05	04	05	08	07	04	41	22	36	25	32	19	24	28	24	27	31	22	17	22		
SF2	24	22	24	16	07	36	37	68	60	05	04	16	04	26	17	30	32	50	40	24	22	32	30	30	31	42	33	22	26		
SK1	22	25	17	38	58	28	14	05	08	13	11	24	01	24	24	03	11	40	45	15	13	33	28	50	47	40	38	39	40		
SK2	32	38	38	53	30	55	34	16	21	05	06	31	02	41	43	07	26	34	43	22	19	40	35	39	42	51	38	33	29		
TH1	35	35	46	30	16	35	37	14	16	09	06	31	02	32	24	08	25	23	44	16	16	26	23	39	36	46	32	30	31		
TH2	03	02	06	01	00	02	03	09	11	02	01	02	17	02	01	16	08	01	02	03	29	21	29	20	20	18	18	13	11		
TH3	03	02	21	01	01	10	16	05	04	02	01	02	05	02	01	07	04	01	02	24	05	21	20	17	17	18	19	11	09		
VB1	09	10	14	06	04	06	14	20	22	05	05	07	13	11	09	13	17	04	12	11	08	07	38	33	31	30	39	34	26		
VB2	07	09	15	05	03	10	16	17	23	08	12	19	29	07	06	20	17	03	13	10	10	06	36	31	43	28	33	30	23		
VD1	23	18	14	36	11	14	17	13	18	06	05	06	03	47	29	10	24	14	34	23	04	03	13	12	44	39	36	42	39		
VD2	15	25	12	31	17	16	19	11	17	06	06	07	02	58	53	06	19	14	37	19	02	02	11	15	43	38	37	36	36		
YØ1	32	25	29	29	14	33	40	33	39	07	07	21	07	48	32	18	50	16	46	41	04	07	14	18	47	39	34	28	26		
AF1	15	14	16	10	04	09	13	15	18	05	04	06	05	30	21	07	19	10	15	15	06	05	36	21	17	12	18	46	31		
AF2	16	31	13	08	05	04	08	12	13	04	04	06	07	23	16	07	11	05	08	07	05	05	24	17	18	23	08	24	39		
AF3	18	18	21	09	05	10	21	14	18	08	15	26	17	15	11	09	22	06	16	14	04	04	29	44	16	12	20	22	25		

Kvantitativ similitet (C₂)

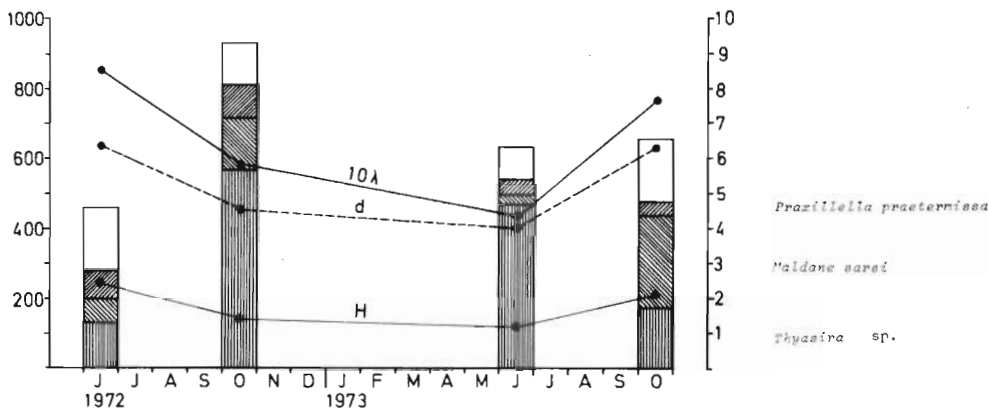
Fig. 2-31. Søylediagram over antall individer pr. m² delt i de numerisk viktigste taxa (navngitt på de enkelte figurer) og andre (hvitt). Antall individer er angitt ved venstre skala, verdien for diversitetsindekser (10λ , H_s og d) ved høyre skala.



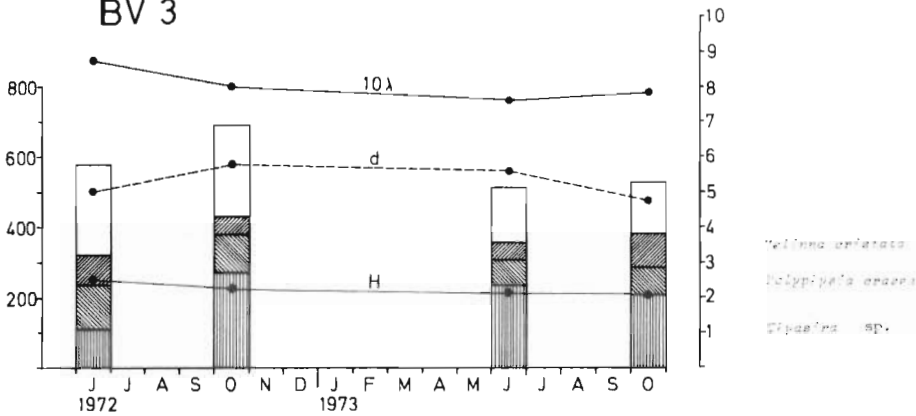
BV 1



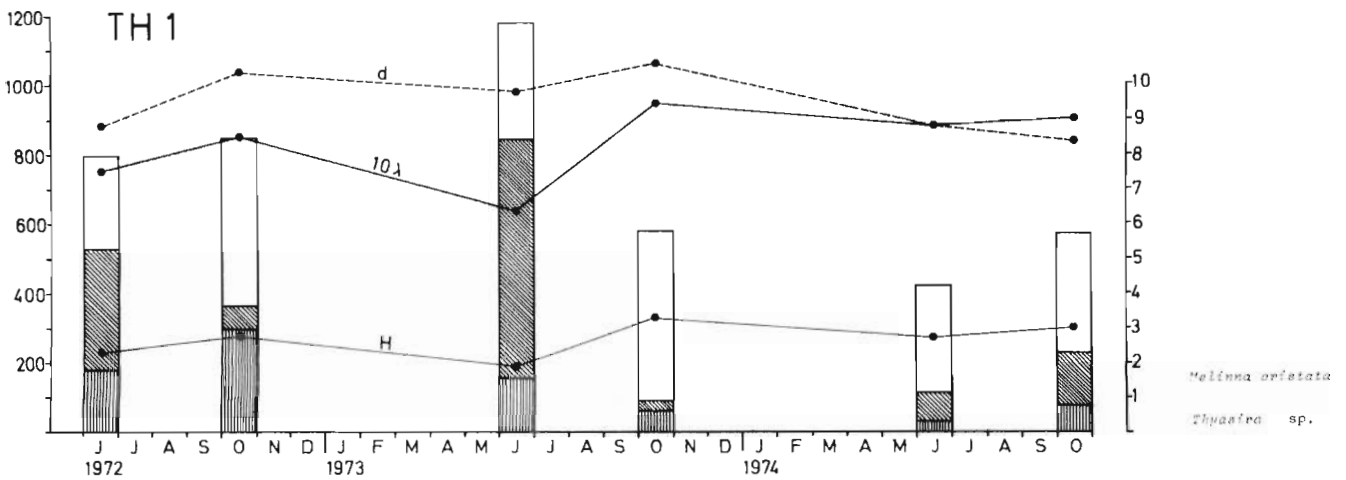
BV 2



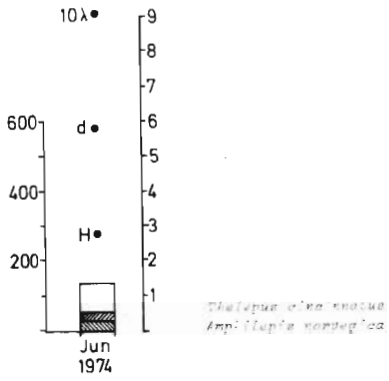
BV 3



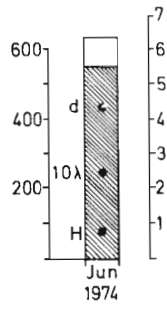
TH 1



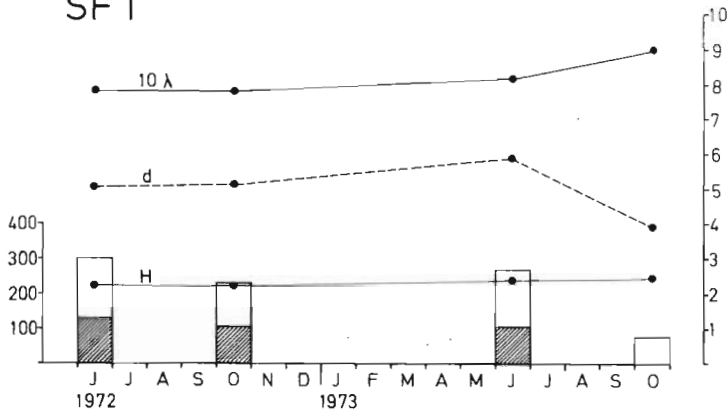
TH 2



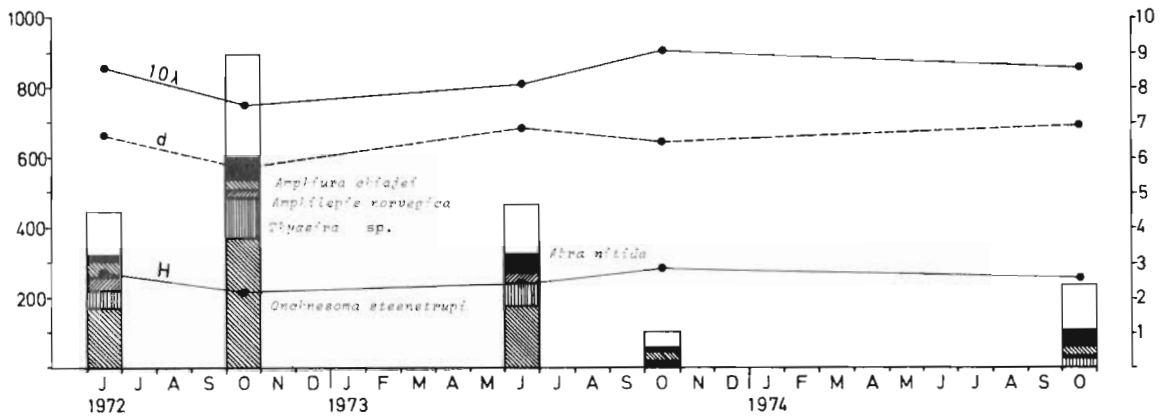
TH 3



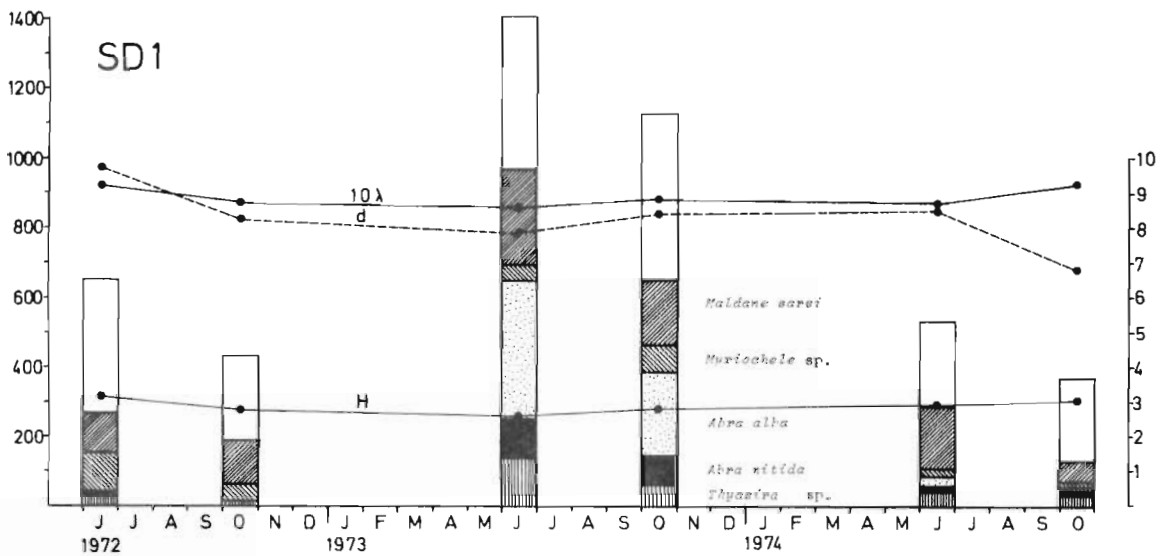
SF 1

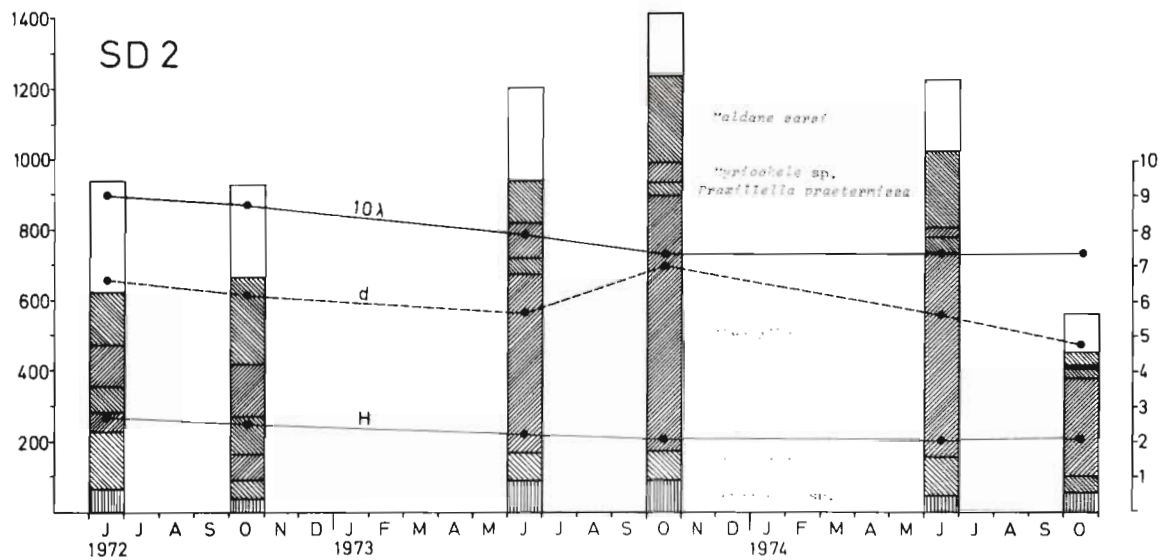


SF 2

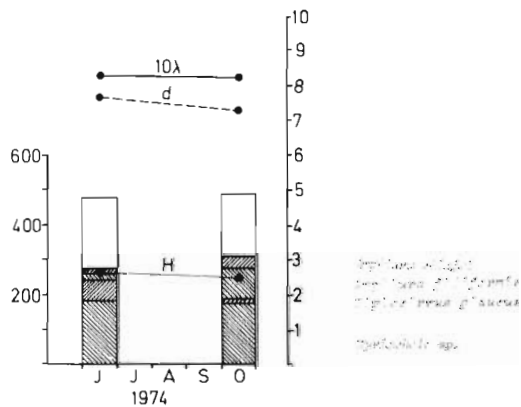


SD 1

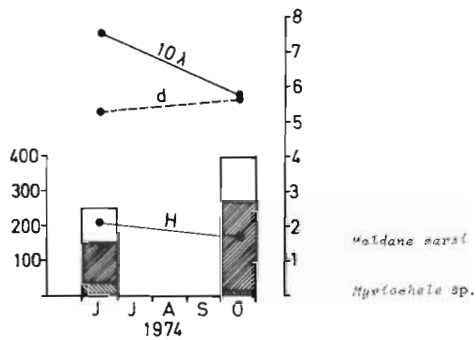




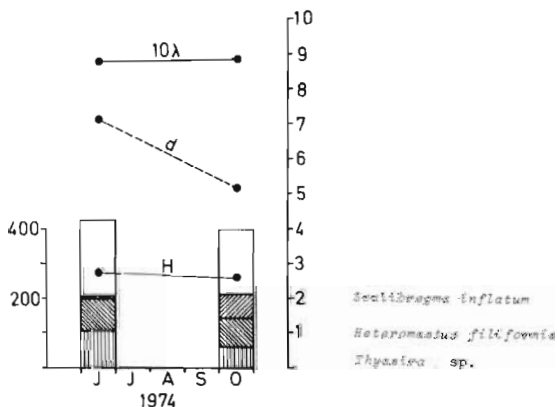
ÅF 1

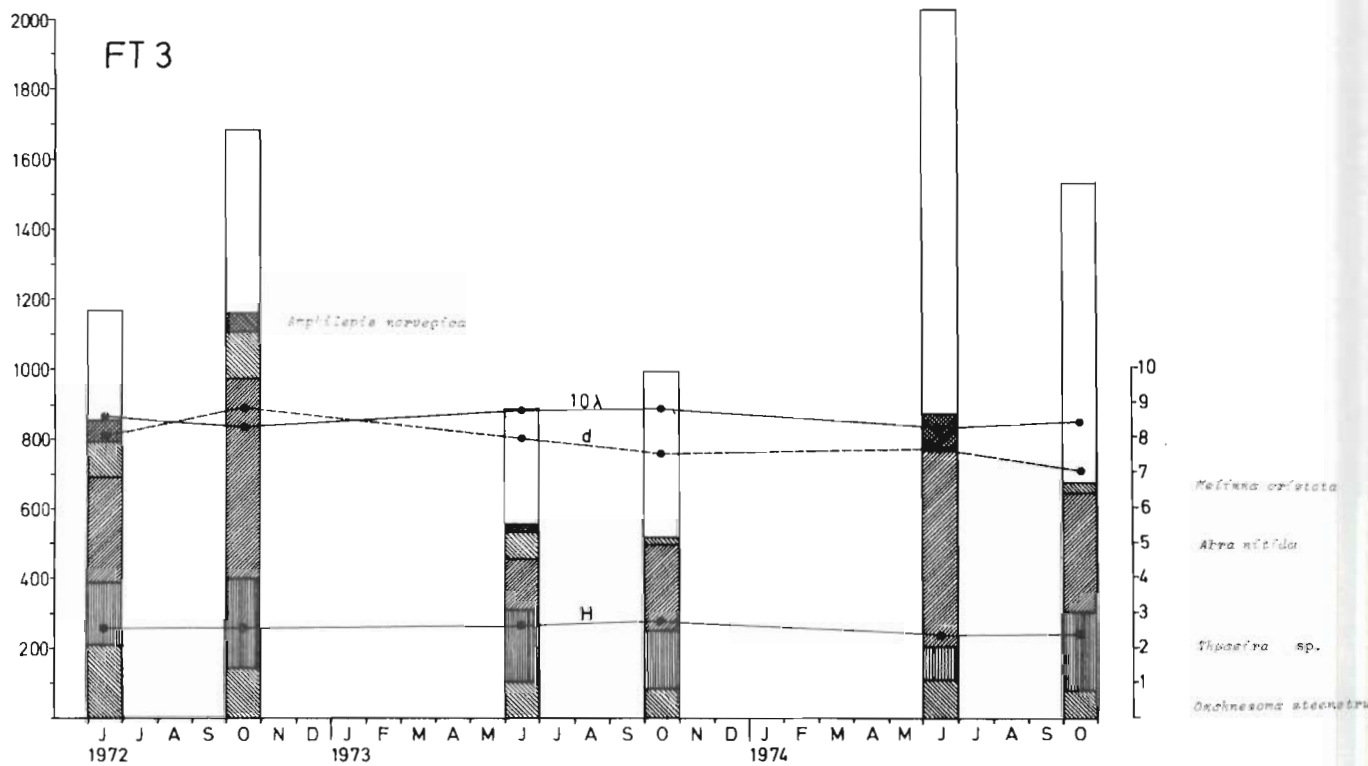
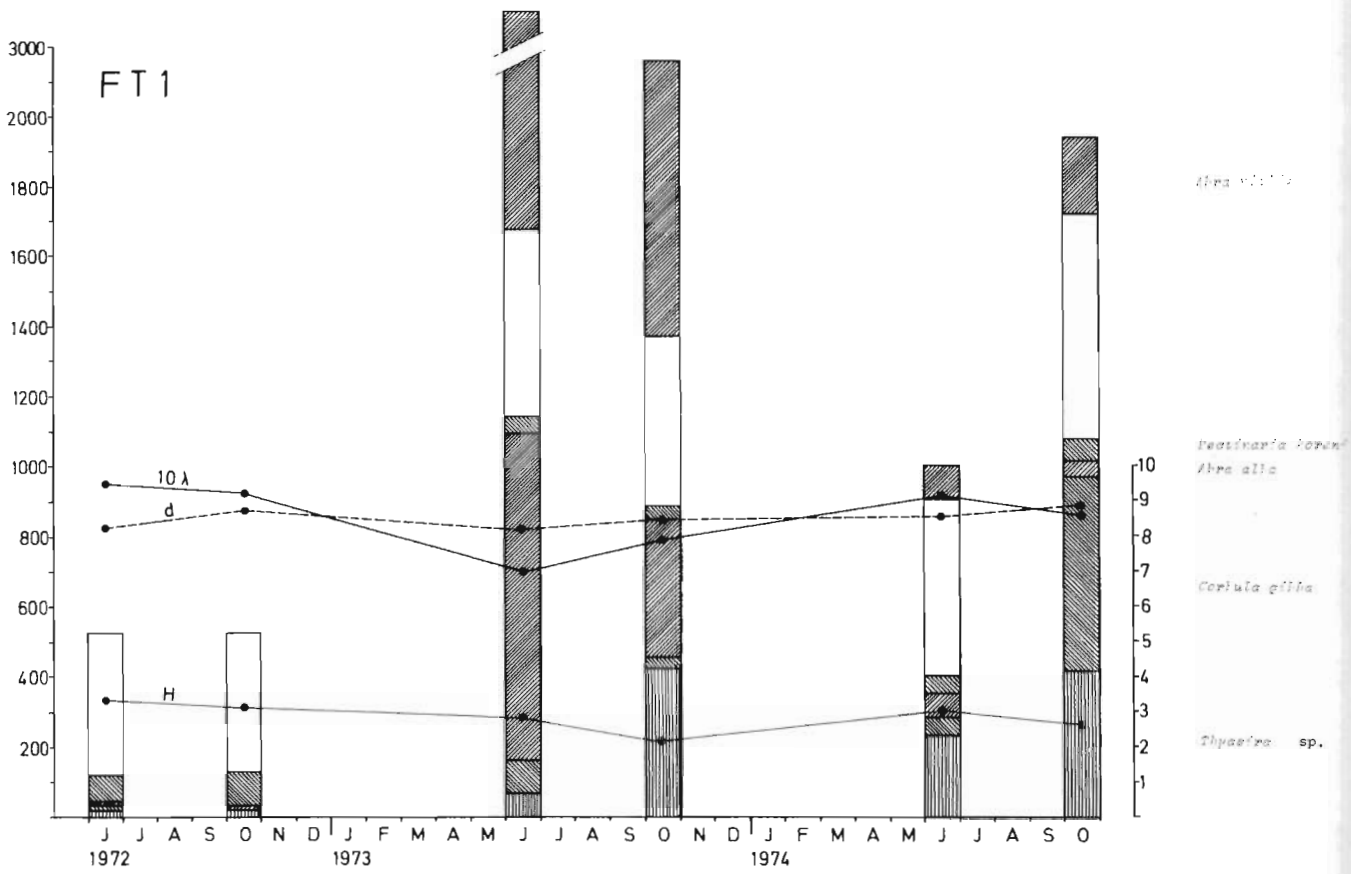


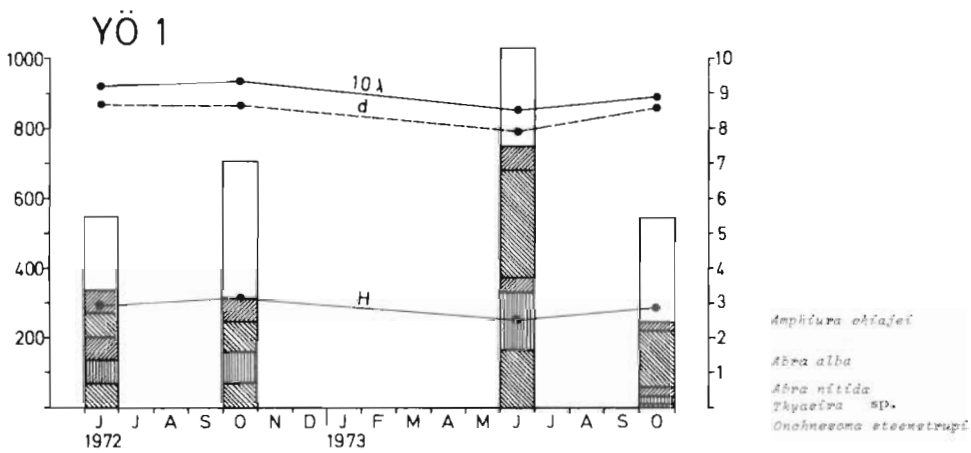
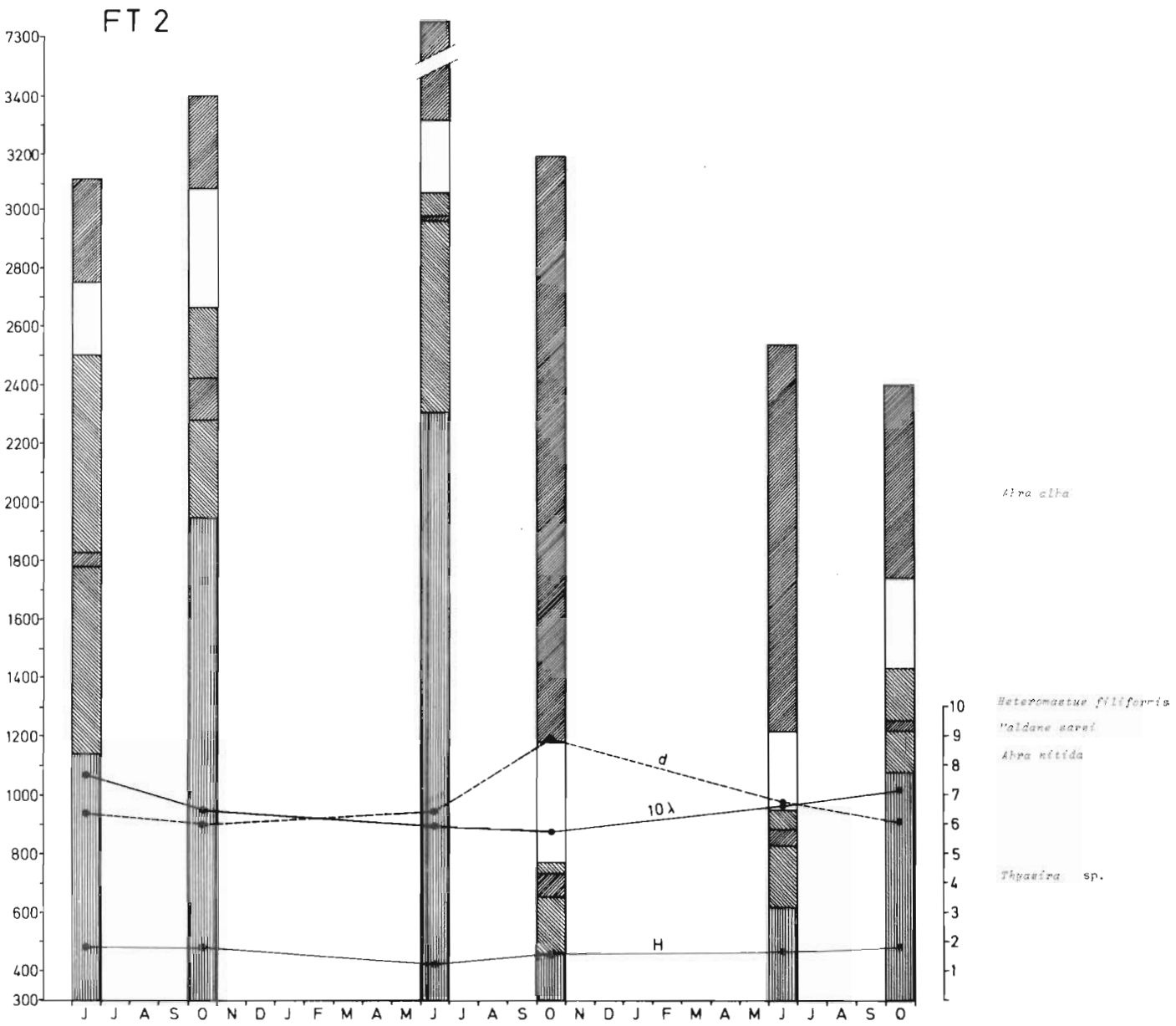
ÅF 2

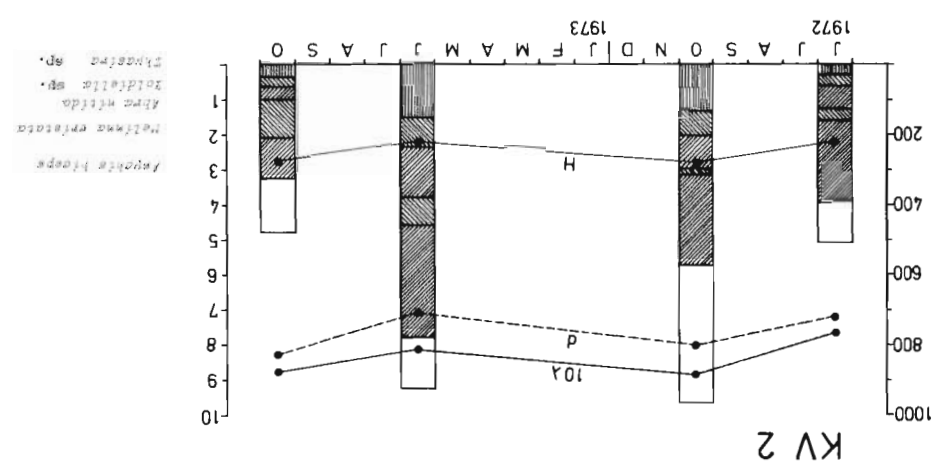
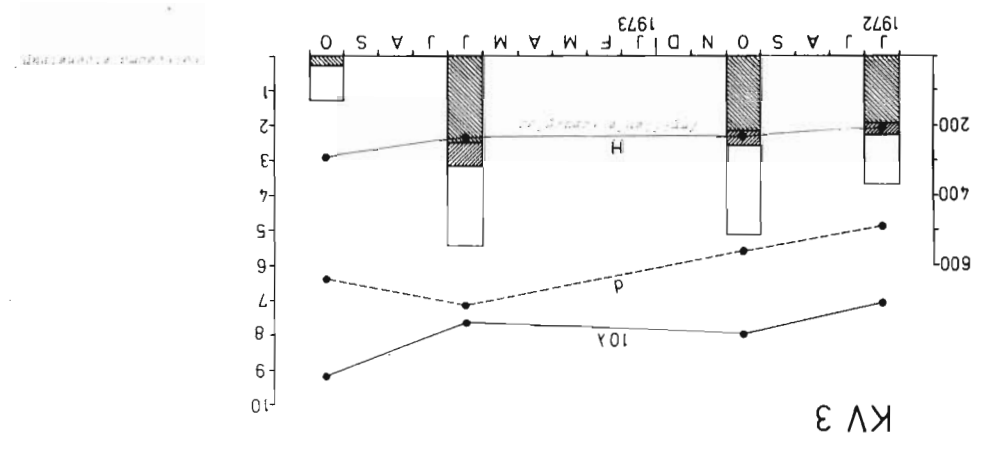
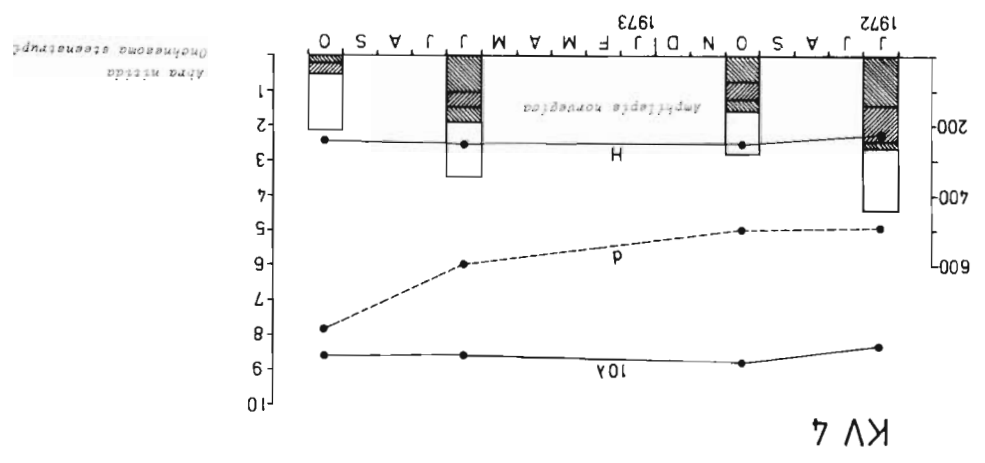
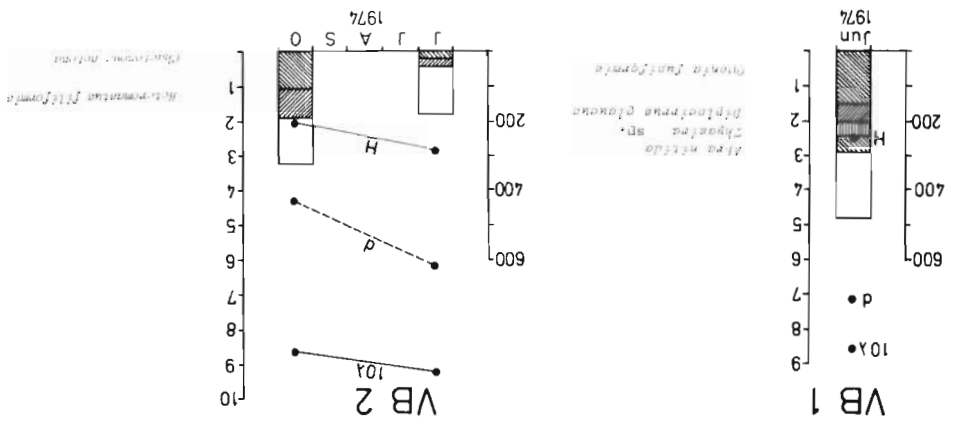


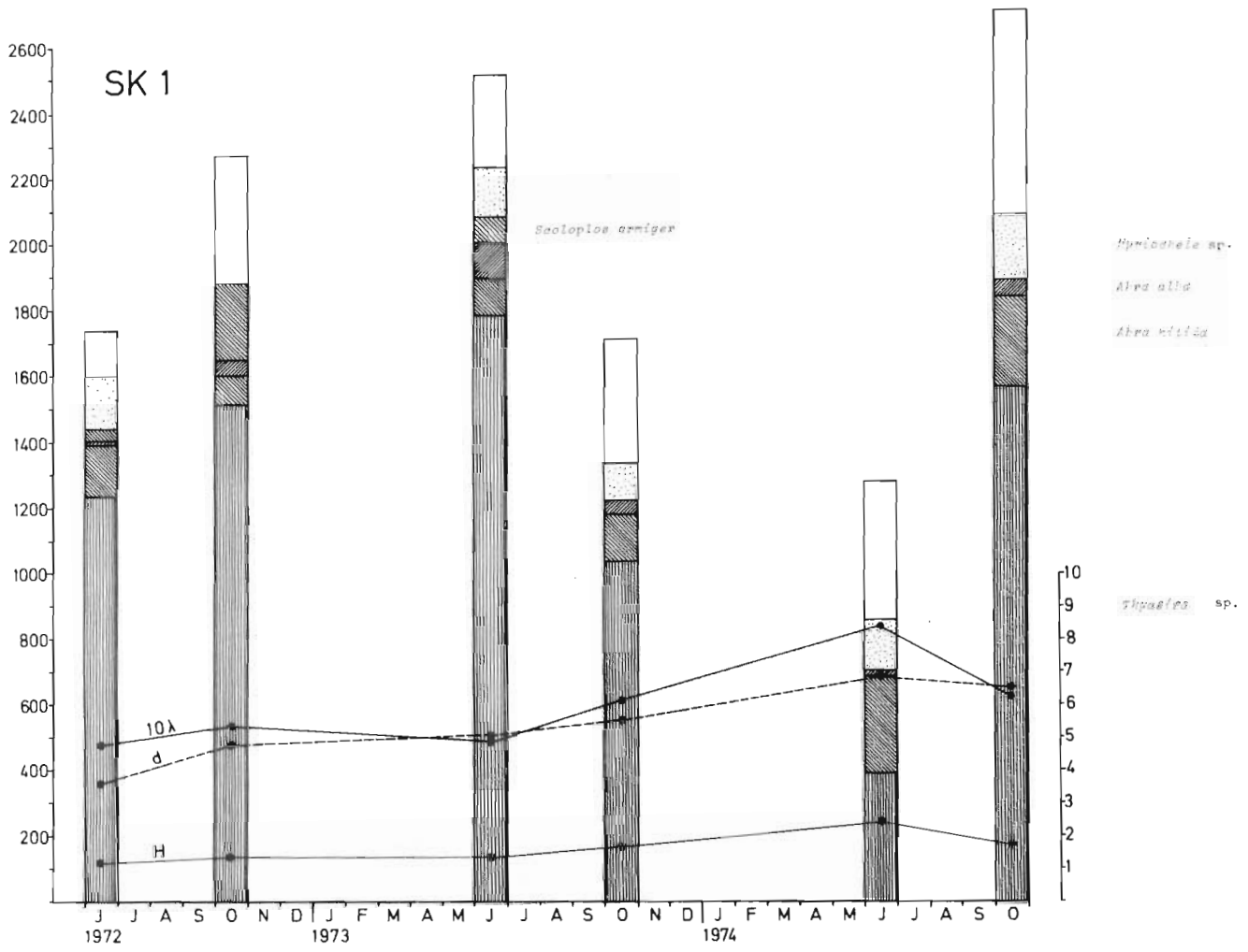
ÅF 3



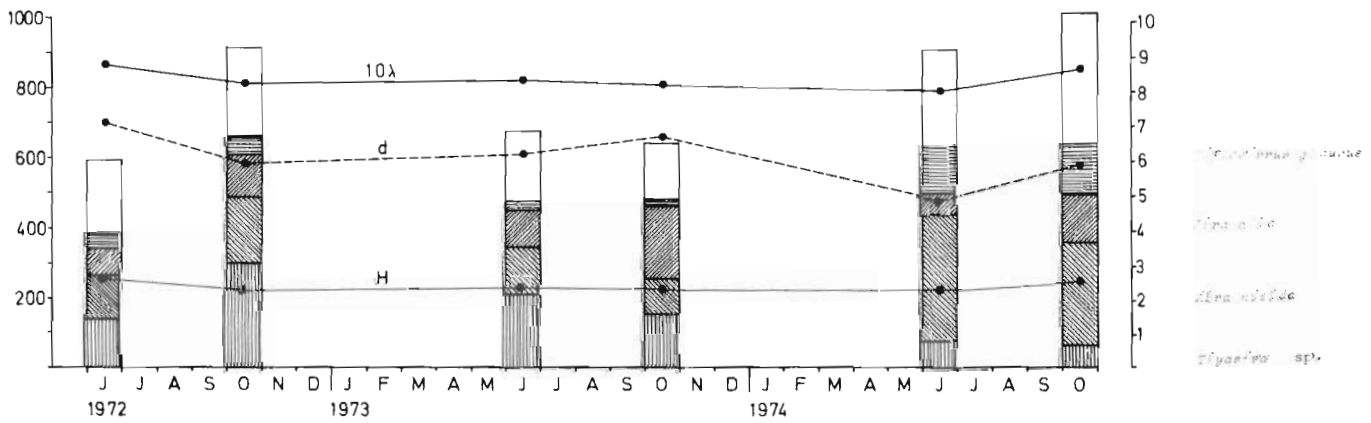




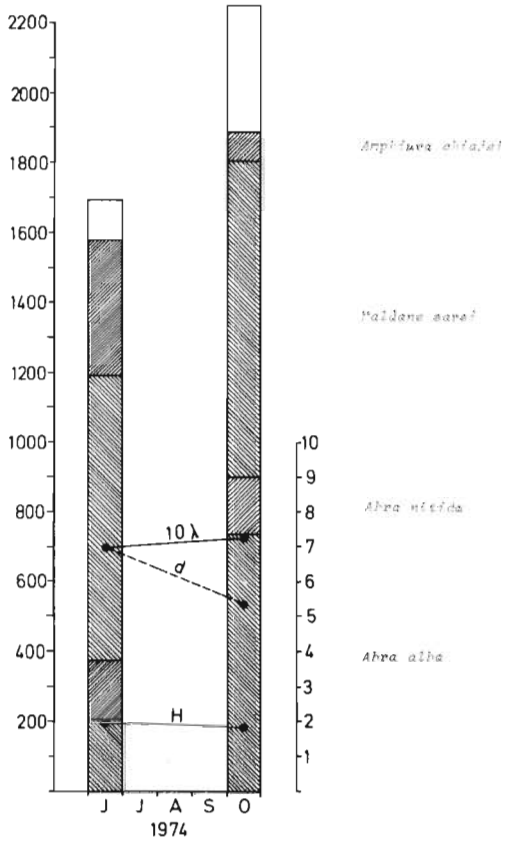




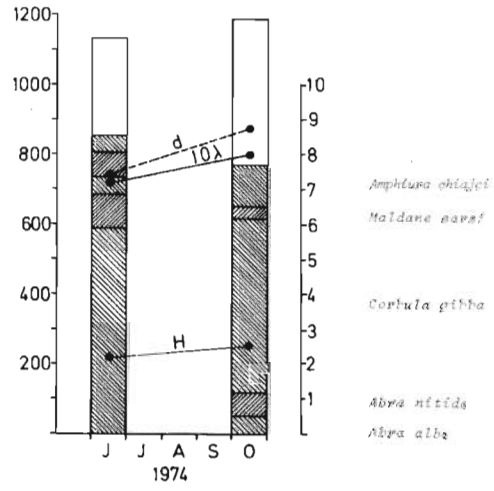
SK 2



VD 2



VD 1



TUNGMETALLFORURENSNINGENE AV
TRONDHEIMSFJORDEN OG DEN REGISTRERTE
VIRKNING PÅ FAUNA OG FLORA

AV

EIRIK LANDE

Innledning

De norske fjorder og kystfarvann er viktige områder når det gjelder utnyttelsen av våre marine ressurser. I disse områder finner den største overføring fra solenergi til planktonalger sted. Planktonalgene danner næringsgrunnlaget for store dyreplanktonbestander som igjen benyttes til mat for fisk og dyr som lever på bunnen. Områdene oppfattes ofte som "barneværelser" fordi så mange fiskearter og andre dyr har sine gyte- og oppvekstområder her. Ved siden av disse områdenes rent økonomiske betydning har de også en annen verdi, blant annet som rekreasjonsområder. Ved bruk av våre fjorder og kystfarvann bl.a. som resipienter, er det derfor av største betydning å forsøke å opprettholde balansen i de eksisterende dyre- og plantesamfunn.

Unormal høy tilførsel av tungmetaller er en av de faktorer som kan forrykke balansen i naturen, og analyser av innholdet av tungmetaller i utvalgte dyr og alger kan derfor være til god hjelp for å holde denne tilførselen under kontroll. En må imidlertid være oppmerksom på at alle marine organismer normalt inneholder tungmetaller i små mengder.

Noen av tungmetallene, f.eks. sink, kopper og kobolt, er endatil absolutt nødvendige for normal vekst og utvikling. I våre fjorder og kystfarvann tilføres disse metallene normalt til sjøen fra elvene og i mindre grad med vinden. I den senere tid har det imidlertid i tillegg blitt sluppet ut betydelige mengder av enkelte tungmetaller til avgrensede områder. Dersom konsentrasjonene blir høye nok vil de være giftige for levende organismer og det er derfor viktig å vite hvor høye konsentrasjonene kan være over det normale uten at det har negativ innflytelse på dyre- og plantesamfunnene.

Et annet problem er at det i dag er vanskelig å fastslå hva som er en "normal konsentrasjon" av de forskjellige tungmetaller i planter og dyr. En vet ikke engang om det finnes områder hvor en har "normale", ikke kunstig påvirkede, konsentrasjoner.

Det bør også påpekes at det er umulig å angi de konsentrasjoner som er nødvendig for å dekke de forskjellige dyr og

planters behov og heller ikke de generelle grenser for giftige doser. Dette skyldes blant annet at de forskjellige arter kan ha svært forskjellige krav. I tillegg kommer at den fysiologiske virkning kan være meget forskjellig for ulike kjemiske forbindelser av det samme grunnstoff. Interferensvirkningen med andre stoffer kan føre til at virkningen av en bestemt dose av et tungmetall både som næringsstoff og gift, kan svekkes eller forsterkes ved tilgang på andre stoffer.

I denne undersøkelsen har en målt innholdet av de forskjellige tungmetaller i planter og dyr for å bestemme graden av forurensning. I den senere tid har en imidlertid forsøkt, og trolig også klart, å utvikle metoder hvor en direkte kan bestemme sjøvannets innhold av enkelte tungmetaller. Disse metoder var imidlertid ikke ferdigutviklet eller for lite utprøvd til å benyttes da denne undersøkelsen startet.

Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden ble gjennomført fra august 1972 til august 1975. Foruten tungmetallundersøkelsene omfattet resipientundersøkelsen hydrografiske målinger, nitrogen- og fosforanalyser av filtrerte og ufiltrerte sjøvannsprøver, nitrogen- og fosforanalyser av vann fra de sju største elvene som munner ut i fjorden, plante- og dyreplanktonundersøkelser og kvalitative og kvantitative bunnfaunaundersøkelser.

Hensikten med den gjennomførte undersøkelsen av Trondheimsfjorden var å beskrive den nåværende forurensningstilstand, videre å gi grunnlag for vurdering av fjorden som resipient i fremtiden slik at en ikke forskyver den naturlige balanse innen fauna og flora.

Tidligere undersøkelser

Innholdet av tungmetaller i dyr og alger fra Trondheimsfjorden er ufullstendig kjent. Haug et al. (1974) undersøkte imidlertid i perioden 1970 til 1973 innhold av kopper, sink, kadmium, bly og kvikksølv i grisetang (Ascophyllum nodosum (L.) Le Jol.) fra Trondheimsfjorden. Utenom dette finnes det bare

enkelte spredte informasjoner om kvikksølvinnholdet i enkelte fiskearter, vesentlig torsk.

I Norge forøvrig er det heller ikke gjennomført mange tungmetallundersøkelser. De få som er utført er gjerne fra sterkt forurensede områder, f.eks. Sørfjorden i Hardanger (Havre et al. 1972) eller Oslofjorden (Andersen et al. 1973 og 1974).

Topografi

Trondheimsfjorden har en total lengde på 145 km og den største bredde er ca. 16 km. Fjorden er vesentlig omgitt av dyrket mark og de fleste industribedrifter (gruve- og treforedlingsindustri) ligger på fjordens sydside. På denne siden av fjorden er også befolkningstettheten størst. Dette er meget ugunstig rent forurensningsmessig fordi strømmålinger har vist at vannmassene går innover på fjordens sydside og ut på nord-siden.

Materiale og metoder

Det ble innsamlet prøver fra fjæresonen på 27 lokaliteter i Trondheimsfjorden og én utenfor fjorden (Fig. 1). Primært forsøkte en å samle inn prøver av blåskjell (Mytilus edulis L.), albuskjell (Patella vulgata L.) og grisetang (Ascophyllum nodosum (L.) Le Jol.). Disse tre artene ble valgt fordi blåskjell er en "filter feeder" som vesentlig lever av planteplankton, albuskjellet lever av algefilmen som den rasper av berg og stein, og grisetang absorberer oppløste næringssalter og andre stoffer fra vannmassene som omgir den.

På noen lokaliteter manglet imidlertid noen eller alle disse tre artene eller de var så fåtallig at det ikke var nok

TRONDHEIMSFJORDEN

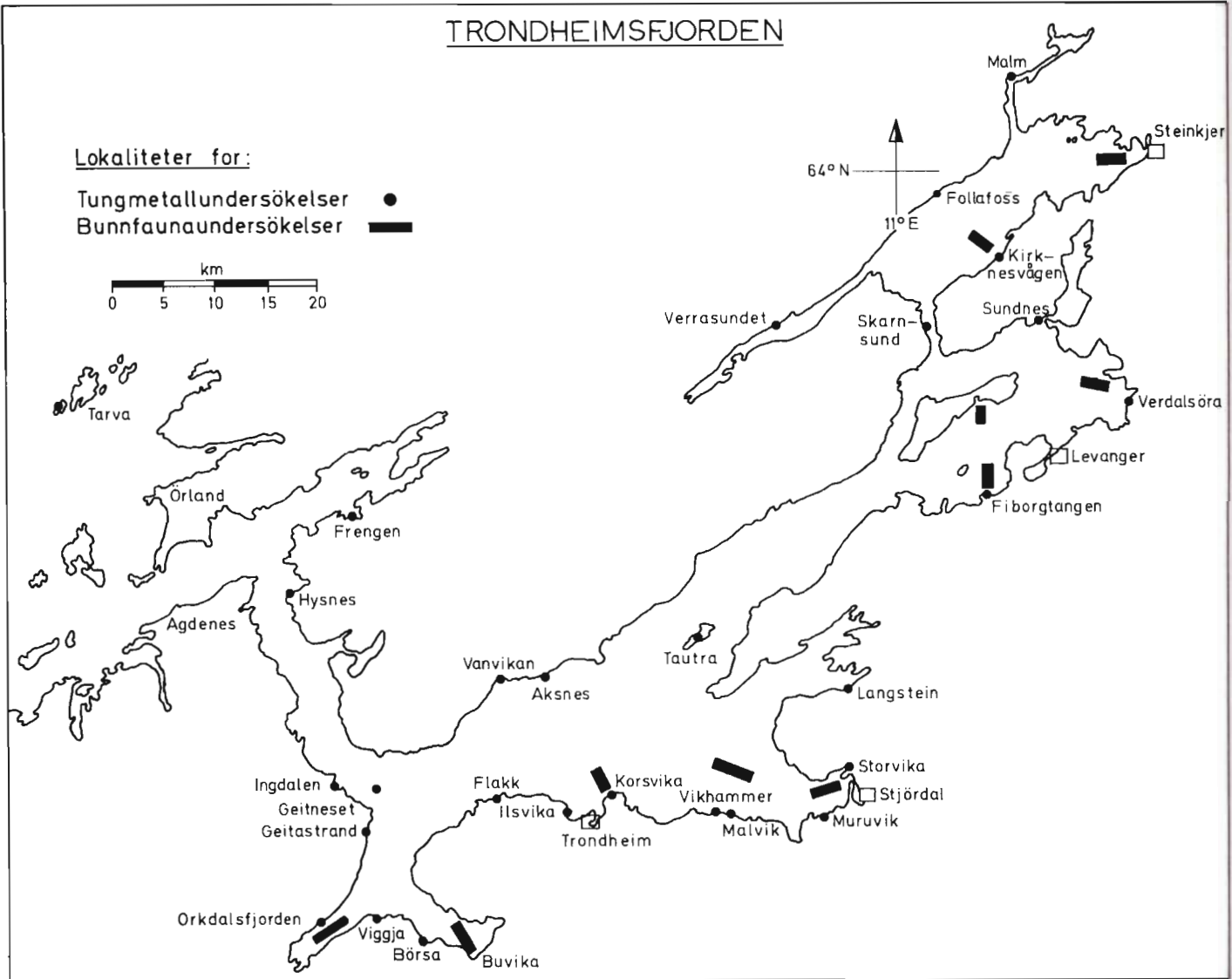


Fig. 1. Kart over Trondheimsfjorden hvor lokalitetene der tungmetallprøver og prøver av bunnfaunaen ble innsamlet er angitt.

materiale til analyse. I slike tilfelle ble det innsamlet prøver av strandkrabbe (Carcinus maenas (L.)), tangloppe (Gammarus locusta L.), strandsnegl (Littorina littorea (L.)), blæretang (Fucus vesiculosus L.) eller sauetang (Pelvetia canaliculata (L.) Dec. et Thur.).

Det ble også samlet inn prøver av pelagiske og bunnlevende fisk fra fem lokaliteter i fjorden (Fig. 1, Tabell 1). Tungmetallanalyser ble utført på prøver av sild (Clupea harengus L.), vassild (Argentina silus (Ascanius)), torsk (Gadus morhua L.), hyse (Gadus aeglefinus L.), hvitting (Gadus merlangus L.), skolest (Macrurus rupestris Gunnerus), steinbit (Anarhichas lupus L.), smørflyndre (Glyptocephalus cynoglossus (L.)), havmus (Chimaera monstrosa L.), hågjel (Galeus melastomus Rafinesque) og svarthå (Etmopterus spinax (L.)).

For å få et mest mulig variert bilde av en eventuell tungmetallforurensning i Trondheimsfjorden var det viktig å foreta analyser på flere nivå i næringskjeden. I tillegg til fisk ble derfor også ærfugl (Somateria mollissima (L.)) som befinner seg nær toppen av næringspyramiden, utvalgt som analyseobjekt. Til analyse ble det tatt prøver av lever, nyrer og brystmuskulatur. Egg fra ærfugl ble også analysert og separate analyser av kvikksølvinnholdet i plomme og hvite ble utført. Ærfuglene ble innsamlet på øya Tautra (Fig. 1) som ligger midt i Trondheimsfjorden og de ble innsamlet på en tid hvor bare fjordens egen ærfuglbestand var tilstede.

Det har i de senere år blitt registrert en meget markert nedgang i bestanden av sildemåke (Larus fuscus fuscus L.) på Trøndelagskysten. I tillegg har en registrert stor dødelighet hos mange av sildemåkene i stadiet like før de skal begynne å fly. Det var derfor av interesse å få undersøkt om dette kunne skyldes påvirkning av tungmetaller. Prøver av sildemåke ble derfor innsamlet på øya Tarva utenfor Trondheimsfjorden (Fig. 1), og analyser av lever, nyrer og brystmuskulatur ble utført.

De første prøvene som ble innsamlet i Trondheimsfjorden i september 1972 besto for det meste av hvirvelløse dyr og alger, mens prøvene som ble innsamlet i 1973 for det meste besto av fisk og fugl. Etter at prøvene var innsamlet ble de lagret på

fryserom i plastikkposer inntil de ble analysert. Prøvene ble tørket ved 105°C inntil konstant vekt var oppnådd, minimalt i 3 døgn. Deretter ble innholdet av kadmium, bly, kopper, jern, nikkel, krom, sølv, sink og kvikksølv bestemt. Alle elementene unntatt kvikksølv ble bestemt ved atomabsorpsjon spektrofotometri (acetylen/luft flamme, Perkin-Elmer 303) etter behandling med perklor- og salpetersyre. Kvikksølv ble bestemt ved hjelp av en flammeløs teknikk etter behandling med salpeter- og svovelsyre i et lukket kar. Kadmiumanalysene ble i 1973 gjennomført ved anodisk stripping voltametri (Princeton Applied Research, model 174) med en hengende kvikksølvdråpe-elektrode.

Resultatene er presentert som innhold i mg/kg (ppm) tørrvekt unntatt for kvikksølv, hvor resultatene er gitt i mg/kg (ppm) våtvekt.

Analysene ble utført av Selskapet for industriell og teknisk forskning ved Universitetet i Trondheim (SINTEF). De fleste analyseresultatene er nær påvisningsgrensen for den anvendte teknikk og må derfor vurderes med forsiktighet. Nøyaktigheten i prøver med de høyeste registrerte tungmetallkonsentrasjonene ble angitt å være $\pm 25\%$. To analyser ble utført for hver prøve og "blindprøver" (kontroll) ble også innlevert og analysert.

Resultater og diskusjon

Resultatene av de gjennomførte analysene er gjengitt i Tabell 1. Tabellen viser at prøvene fra Orkdalsfjordområdet (fra Geitastrand til Børsa) og Ilsvikområdet (Fig. 1) rundt Killingdal grubeselskab anleggs avløp hadde et markert høyere innhold av kopper og sink enn prøver fra de andre undersøkte lokalitetene. Dette skyldes tilførsel av kopper- og sinkholdig avløpsvann fra gruveindustri.

Det ble funnet relativt høye verdier i prøver fra Viggja og Børsa (Fig. 1, Tabell 1). Merkelig nok var verdiene høyere i prøver fra Børsa enn fra Viggja, enda Viggja ligger nærmest

utslippet. Dette fenomenet kan muligens skyldes strømforholdene. Strømmålinger som Vassdrags- og havnelaboratoriet ved NTH har utført i området viser at det utenfor Børsa er en permanent bakevje som antas å bevirke akkumulering av tungmetaller i området. Utenfor Viggja ble det imidlertid også funnet en bakevje, men denne var av mer temporær karakter, avhengig av tidevann, lufttrykk o.l. Det ble derfor i mindre grad akkumulert tungmetaller i dette området.

I tillegg til de registrerte høye verdier av kopper og sink, ble det også funnet enkelte høye verdier av andre tungmetaller (bly, sølv og jern). Disse registreringene var imidlertid spredte og nye undersøkelser er nødvendige før resultatene kan tas som indikasjon på forurensning.

Tendensen i resultatene for tungmetallinnholdet i prøvene av grisetang, var den samme som funnet av Haug et al. (1974). Resultatene fra analysene av prøver av de andre algene og hvirvelløse dyr bekrefter også denne tendensen.

Resultatene fra analysene fra prøver av fisk (Tabell 1) gir ingen alarmerende indikasjoner og er av størrelsesorden på samme nivå som tidligere registreringer fra andre områder (Andersen et al. 1973, 1974, Ackefors et al. 1970, Havre et al. 1972, Peden 1973, Steele et al. 1973).

Det var vanskelig å vurdere resultatene fra analysene av prøver fra fugl og egg. Dette skyldes både problemer med å finne ut hva som var normalverdier og at lite er kjent når det gjelder innholdet av alle de undersøkte tungmetallene hos de undersøkte artene. Spesielt kan nevnes at ved sammenlikning av tungmetallinnholdet i sildemåke fra Tarva (Fig. 1) med tungmetallinnholdet i sildemåke fra England (Peden 1973) må en være oppmerksom på at de tilhører to forskjellige raser. Dersom en imidlertid sammenlikner med resultatene fra Borg (1970) fra lever hos hønsehauk (Accipiter gentilis (L.)) og skogdue (Columba palumba L.), og Peden's analyser av egg av gråmåke (Larus argentatus Pont.) og sildemåke (Larus fuscus graellsii Brehm) (Peden 1973) synes ikke de registrerte analyseverdiene å indikere alvorlig forurensning.

Effekten av tungmetallforurensningene i Trondheimsfjorden har i lengre tid blitt observert av biologer. Tidligere undersøkelser og undersøkelser utført i forbindelse med recipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden har vist at dyre- og plantelivet i områder som ligger nær utslippene fra gruveindustri var betydelig redusert.

Under innsamling av prøver for analyser fra Iilsvikområdet ble det observert at makrofauna og -flora totalt manglet i området umiddelbart rundt avløpet fra Killingdal grubeselskaps anlegg. Forøvrig fantes det bare enkelte spredte individer av blåskjell i hele området. Selv i fjæresonen ca. 500 m fra utløpet, ved Trondheim biologiske stasjon, var blåskjellet sjelden å finne. På den samme lokalitet, på 10-15 m dyp, syntes imidlertid ikke faunaen å være så influert av forurensningen og en god del blåskjell ble funnet på en ankerkjetting. Dette skyldes trolig at de forurensede vannmasser vesentlig finnes i overflaten på denne lokaliteten fordi de bunnfelles relativt langsomt. Videre medfører strømforholdene at de forurensede vannmassene føres bort fra lokaliteten, trolig i større grad på 10-15 m dyp enn i overflaten. Grisetang synes å være mer tolerant for forurensningen enn blåskjell og ble funnet nærmere utløpet, og blæretang ble funnet enda nærmere.

I perioden fra juni 1966 til oktober 1967 ble det gjennomført undersøkelser av bl.a. vekst og dødelighet hos blåskjell på to lokaliteter i Trondheimsfjorden. Den ene lokaliteten var ved Trondheim biologiske stasjon, ca. 500 m fra utløpet for avløpsvann fra Killingdal grubeselskaps anlegg (Fig. 1). Den andre lokaliteten var lagt til et "uforurensset" område innerst i Verrasundet (Fig. 1). Det viste seg etter kort tid at blåskjellene som vokste i sjøen utenfor Trondheim biologiske stasjon hadde en langt større dødelighet enn skjellene som ble dyrket i det "uforurensede" området. Skjellene som vokste i det kopper- og sinkholdige vannet hadde ved undersøkelsens slutt etter 15 måneder en gjennomsnittlig dødelighet på 84%, mens skjellene som vokste i "uforurensset" vann hadde en gjennomsnittlig dødelighet på 11% (Fig. 2). Ved Trondheim biologiske stasjon ble den største dødelighet registrert hos de minste og

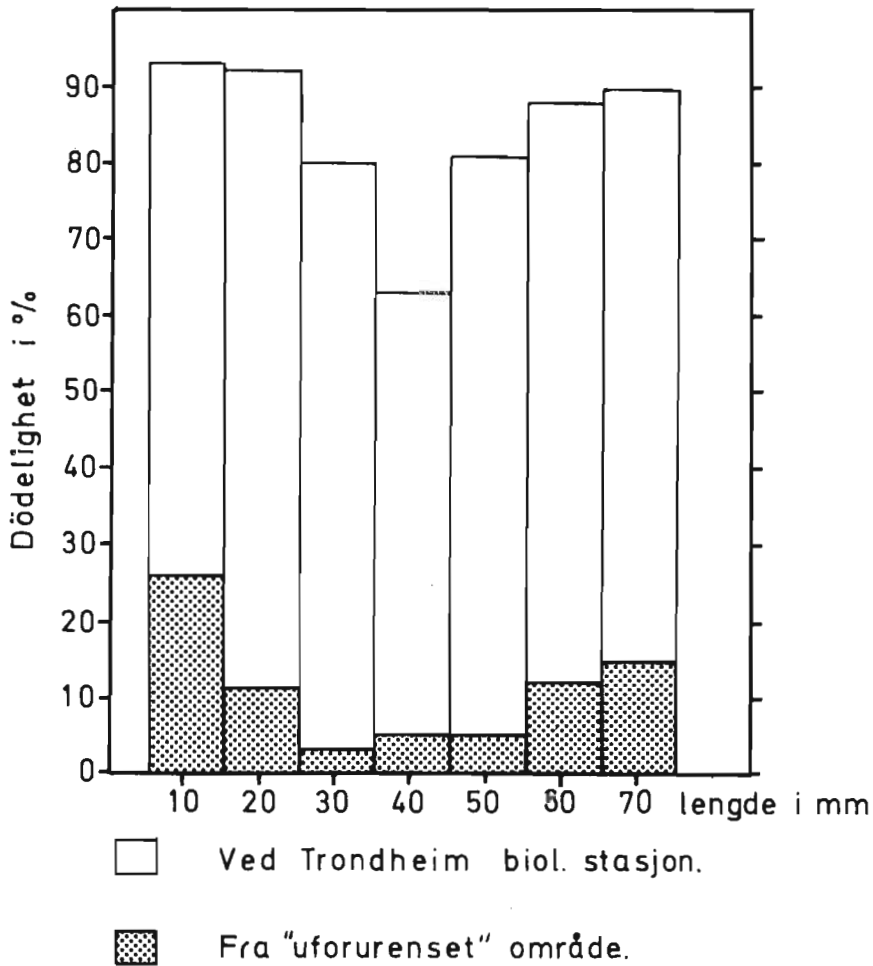


Fig. 2. Gjennomsnittsdødelighet innen forskjellige lengdegrupper av blåskjell utenfor Trondheim biologiske stasjon og fra en "uforurenset" lokalitet innerst i Verrasundet.

de største skjellene, henholdsvis 93 og 90% og lavest dødelighet, 65%, ble funnet hos skjell av ca. 40 mm lengde. Redusert vekst ble funnet hos blåskjellene som vokste utenfor Trondheim biologiske stasjon (Fig. 3) og de hadde også delvis mistet evnen til å feste seg til hverandre ved hjelp av byssustrådene.

Det var også vanskelig å finne tilstrekkelig mengde blåskjell for analyse i Orkdalsfjorden (Fig. 1). Innflytelsen av utslipp fra gruvedriften kom imidlertid bedre til uttrykk i resultatene av bunndyrundersøkelsene.

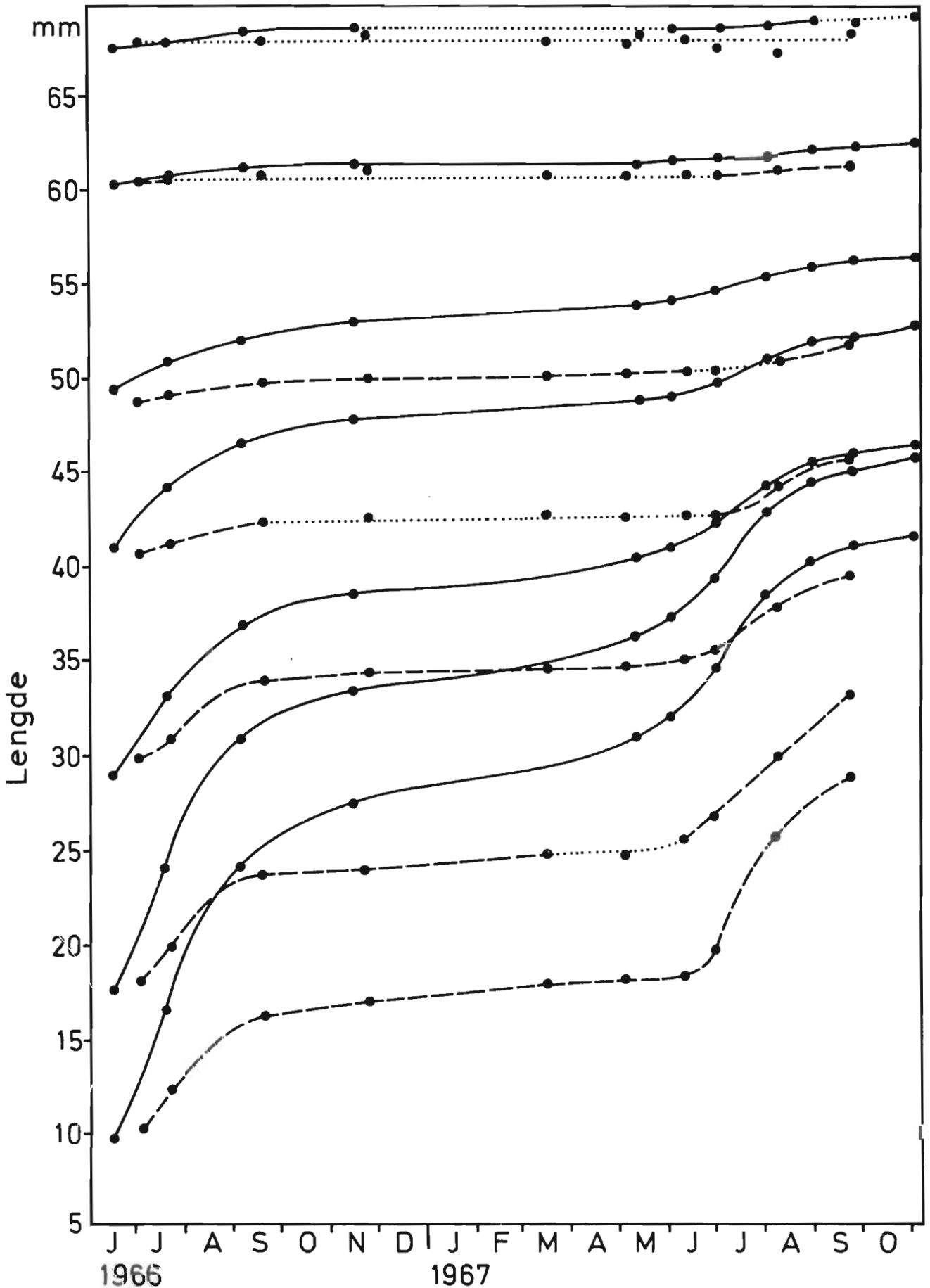


Fig. 3. Gjennomsnittsvækst hos forskjellige lengdegrupper av blåskjell utenfor Trondheim biologiske stasjon (—) og fra en "uforurenset" lokalitet innerst i Verrasundet (- - - -). indikerer usikre målinger.

To ganger pr. år ble det innsamlet 10 bunnprøver med Petersens grabb (0.1 m^2) fra hvert av dypene 20, 50, 100 og 200 m i selve Orkdalsfjordne og på ni lokaliteter andre steder i Trondheimsfjorden (Fig. 1).

Resultatene av bunnfaunaundersøkelsene viser at dyrelivet i selve Orkdalsfjorden kvantitativt og kvalitativt er forskjellig fra faunaen på samme dyp andre steder i Trondheimsfjorden (Tabell 2). Antall arter som ble funnet på 20 og 50 m dyp i selve Orkdalsfjorden var lavt, og de to hyppigst opptredende artene utgjorde 82% av individmengden. På 100 og 200 m dyp var det totale antall arter enda lavere og så også individmengden (Tabell 2). På 200 m dyp var det totale antall arter og det gjennomsnittlige antall individer henholdsvis 20 og 22 individer/ m^2 . Av tabellen går det fram at verdiene for diversitet fra Orkdalsfjorden var meget lave i forhold til verdiene for diversitet fra de andre lokalitetene i Trondheimsfjorden.

Disse resultatene indikerer at bunnfaunaen i Orkdalsfjorden er "stresset" og påvirket av forurensning av tungmetaller. Undersøkelser om hvilke andre faktorer som muligens kunne ha ført til unormale forhold innen bunnfaunaen, f.eks. spesielle hydrografiske forhold, viste at disse ikke kunne ha forårsaket de unormale tilstander.

Undersøkelsen av bunnsedimentene på 20, 50 og 100 m dyp i Buvika og i selve Orkdalsfjorden viste at innholdet av kopper og sink var relativt høyere i sedimentene fra Orkdalsfjorden (Tabell 3, Fig. 1) (Fiskum et al. 1974). Videre går det fram av tabellen at innholdet av tungmetaller i sedimentene fra Orkdalsfjorden øker med økende dyp.

Litteratur

- Ackefors, G.L., Löfroth, G. & Rosén, C.G. 1970. A survey of the mercury pollution problem in Sweden with special reference to fish. Oceanogr. & Mar. Biol. 8, 203-244.
- Andersen, A.T., Dommasnes, A. & Hesthagen, I.H. 1973. Some heavy metals in sprat (Sprattus sprattus) and herring (Clupea harengus) from the inner Oslofjord. Aquaculture 2, 17-22.
- Andersen, A.T. & Neelakantan, B.B. 1974. Mercury in some marine organisms from the Oslofjord. Norw. J. Zool. 22, 231-235.
- Borg, K. 1970. Rädna naturen. Pp. 152-168 in Holst, H.A. (ed.) Naturvårdens problem och möjligheter. Stockholm. 301 pp.
- Fiskum, A., Aakhus, B., Borchsenius, H., Schelderup, A., Jörgensen, L., Hegset, E. & Os, B. 1974. Orkdalsfjorden - forurensningskilder - skadevirkninger - mulige forbedringer. The university of Trondheim. The committee for environmental studies. Trondheim. 42 pp.
- Haug, A., Melsom, S. & Omang, S. 1974. Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjord areas by analysis of the brown alga (Ascophyllum nodosum). Environ. Pollut. 7, 179-192.
- Havre, G.N., Underdal, B. & Christiansen, C. 1972. The content of lead and some other heavy elements in different fish species from a fjord in western Norway. Proceedings of the International Symposium "Environmental health Aspects of lead", 99-111. Amsterdam.
- Lande, E. 1973. Growth, spawning and mortality of the mussel (Mytilus edulis L.) in Prestvaagen, Trondheimsfjorden. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Miscnea 11, 1-26.
- Margalef, R. 1957. La teoria de la informacion en ecologia. Mems. R. Acad. Cienc. Artes Barcelona 33, 373-449.

- Peden, J.D., Crothers, J.H., Waterfall, C.E. & Beasley, J.
1973. Heavy metals in Sommerset marine organisms.
Mar. Pollut. Bull. 4, 7-10.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. Nature, Lond.
163, 688.
- Steele, J.H., McIntyre, A.D., Johnston, R., Baxter, I.G.,
Topping, G. & Dooley, H.D. 1973. Pollution studies
in the Clyde Sea Area. Mar. Pollut. Bull. 4, 153-157.

Tabell 1. Tungmetallinnholdet i de analyserte prøver fra det undersøkte området. Resultatene er gitt som innhold i mg/kg (ppm) tørrvekt unntatt for kvikksølv, hvor resultatene er gitt i mg/kg (ppm) våtvekt

Analyseobjekt og innsamlingslokalitet	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Ag	Cd	Pb	Hg
1972									
<u>Blåskjell (Mytilus edulis)</u>									
Geitastrand	49	1088	12	18	178	3	1	31	
Orkdalsfjorden	18	899	43	88	359	6	<1	146	
Børsa	10	729	6	38	255		3	43	
Flakk	31	1623	14	13	136	2	5	24	
Storvika	15	1036	15	12	99	1	4	20	
Langstein	24	1431	14	7	119	1	2	11	
Verdalsøra	8	789	9	5	85	1	1	19	
Vanvikan	4	112	8	13	122	3	3	28	
Skall av blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>)									
Geitastrand	2	52	6	4	7	4	<1	27	
Børsa	2	17	7	8	6	4	2	29	
Flakk	1	44	6	4	4	2	3	22	
Storvika	2	55	8	5	6		2	17	
Vanvikan	2	55	6	6	12	4	2	24	
<u>Albuskjell (Patella vulgata), innmat</u>									
Ingdalen	9	1649	4	22	170	<1	8	26	
Geitastrand	8	1499	6	30	238	1	22	17	
Vikhammer	11	2360	11	13	207	4	2	37	
Fiborgtangen	17	2505	11	17	127	2	7	25	
Aksnes	7	1330	8	12	154	1	8	14	

forts.

Tabell 1, forts.

Analyseobjekt og innsamlingslokalitet	Cr.	Fe	Ni	Cu	Zn	Ag	Cd	Pb	Hg
Albuskjell (<u>Patella vulgata</u>), innmat, forts.									
Vanvikan	13	2089	4	18	188	<1	8	35	
Hysnes	7	1289	7	13	184	3	15	25	
Skall av albuskjell (<u>Patella vulgata</u>)									
Ingdalen	2	60	7	5	5	5	2	22	
Geitastrand	2	64	4	4	10	4	2	27	
Vikhammer	2	43	7	6	18	4	2	22	
Fiborgtangen	2	39	3	2	18	4	<1	26	
Aksnes	2	48	5	4	3	4	2	22	
Vanvikan	1	43	3	2	7	4	<1	29	
Hysnes	1	42	5	1	4	4	<1	27	
Strandkrabbe (<u>Carcinus maenas</u>)									
Orkdalsfjorden	8	666	11	175	121	5	<1	40	
Grisetang (<u>Ascophyllum nodosum</u>)									
Ingdalen	2	51	4	28	123	2	<1	7	
Geitastrand	2	54	9	47	255	<1	<1	13	
Viggja	2	214	2	81	294	1	<1	12	
Børsa	2	123	7	123	446	<1	1	12	
Flakk	3	93	6	28	206	1	<1	12	
Vikhammer	3	84	22	22	159	2	<1	18	
Muruvik	6	140	5	19	255	1	1	11	
Storvika	3	146	14	16	166	2	<1	15	
Langstein	2	109	3	19	149	2	<1	7	

forts.

Tabell 1, forts.

Analyseobjekt og innsamlingslokalitet	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Ag	Cd	Pb	Hg
Grisetang (<u>Ascophyllum nodosum</u>), forts.									
Fiborgtangen	13	467	10	18	164	<1	<1	19	
Verdalsøra	3	236	5	12	143	<1	<1	17	
Sundnes	1	215	4	6	147	2	<1	1	
Follafoss	1	164	1	13	221	<1	<1	14	
Verrasundet	3	95	4	7	59	2	<1	16	
Aksnes	2	52	3	20	118	2	<1	26	
Hysnes	3	291	4	24	160	<1	<1	23	
Frengen	2	186	13	22	160	1	<1	23	
Blåretang (<u>Fucus vesiculosus</u>)									
Malm	4	140	7	35	55	2	1	15	
Sauetang (<u>Pelvetia canaliculata</u>)									
Malm	2	554	1	55	38	1	<1	14	
1973									
Torsk (<u>Gadus morhua</u>)									
Kirknesvågen (2 prøver)	1	30	4	4	38	1	0.01	12	0.2
Malvik (4 prøver)	2	28	5	3	48	1	0.02	10	0.2
Hyse (<u>Gadus aeglefinus</u>)									
Skarnsund (2 prøver)	2	32	3	3	48	2	0.03	9	0.1
Malvik (1 prøve)	1	23	6	1	30	1	0.02	6	0.1

forts.

Tabell 1, forts.

Analyseobjekt og innsamlingslokalitet	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Ag	Cd	Pb	Hg
Steinbit (<u>Anarhichas lupus</u>)									
Tautra (4 prøver)	1	29	4	2	20	1	0.02	5	0.2
Hvitting (<u>Gadus merlangus</u>)									
Malvik (2 prøver)	1	20	5	2	29	<1	0.02	8	<0.1
Sild (<u>Clupea harengus</u>)									
Malvik (2 individer)	1	72	4	4	80	<1	0.01	6	0.1
Skolest (<u>Macrurus rupestris</u>)									
Geitneset (4 individer)	1	51	4	2	55	<1	0.02	6	0.1
Havmus (<u>Chimaera monstrosa</u>)									
Geitneset (1 individ)	1	32	5	1	36	<1	0.01	4	<0.1
Smørflyndre (<u>Glyptocephalus cynoglossus</u>)									
Geitneset (2 individer)	1	23	4	1	44	<1	<0.01	6	0.2
Håggjel (<u>Galeus melastomus</u>)									
Geitneset (2 individer)	1	89	4	3	48	<1	0.03	6	0.7
Svarthå (<u>Etmopterus spinax</u>)									
Geitneset (2 individer)	1	88	6	6	63	<1	0.02	7	0.4
Vassild (<u>Argentina silus</u>)									
Geitneset (2 individer)	1	30	3	<1	31	<1	0.02	4	0.2

forts.

Tabell 1, forts.

Analyseobjekt og innsamlingslokalitet	Cr	Fe	Ni	Cu	Zn	Ag	Cd	Pb	Hg
Grisetang (<u>Ascophyllum nodosum</u>)									
Korsvika (1 prøve)	1	302	3	38	185	1		3	0.1
Blåskjell (<u>Mytilus edulis</u>)									
Korsvika (1 prøve)	2	307	9	7	22	7		35	< 0.1
Blæretang (<u>Fucus vesiculosus</u>)									
Ilsvika (1 prøve)	1	1168	2	85	666	20		105	0.5
Ærfugl (<u>Somateria mollissima</u>)									
Tautra (6 hunner)									
Brystmuskulatur	1	262	2	13	33	2	2	2	0.2
Lever	1	2904	1	367	204	44	13	2	0.6
Nyrer	1		2	43	117	7	25	3	
Egg (10 prøver)	1	128	1	4	56	< 1	1	3	0.2
Plomme									0.3
Hvite									0.2
Sildemåke (<u>Larus fuscus fuscus</u>)									
Tarva (6 voksne)									
Brystmuskulatur	1	229	1	14	55	3	1	4	0.3
Lever	1	1367	2	17	89	2	4	3	
Nyrer	1	476	5	14	116	1	10	12	

Tabell 2. Resultater fra bunnfaunaundersøkelser på ni lokaliteter i Trondheimsfjorden og én i Orkdalsfjorden. Variasjonen i diversitet er gitt ved Simpsons diversitetsindeks (Simpson 1949) og Margalefs diversitetsindeks (Margalef 1957)

	20 m	50 m	100 m	200 m
Totalt antall arter				
Trondheimsfjorden	96	96	88	55
Orkdalsfjorden	43	39	41	20
Reduksjon	55%	59%	53%	64%
Gjennomsnittlig antall individer/m ²				
Trondheimsfjorden	1227	1283	692	270
Orkdalsfjorden	529	575	358	22
Reduksjon	57%	55%	48%	92%
Simpsons diversitetsindeks				
Trondheimsfjorden	0.80	0.77	0.85	0.85
Orkdalsfjorden	0.38	0.59	0.68	0.70
Margalefs diversitetsindeks				
Trondheimsfjorden	10.04	9.76	8.63	7.75
Orkdalsfjorden	5.33	4.67	5.21	4.03

Tabell 3. Tungmetallinnholdet i sedimentprøver fra Orkdalsfjorden og Buvika (etter Fiskum et al. 1974)

Lokalitet	Dybde	Cu ppm	Zn ppm	Ag ppm	Cd ppm
Orkdalsfjorden	20 m	129	167	7	0.5
	50 m	276	227	14	0.3
	100 m	334	227	15	0.5
Buvika	20 m	69	125	5	<0.2
	50 m	89	172	6	<0.2
	100 m	82	176	5	0.2

LEDNINGSEVNE, pH, TURBIDITET
OG TUNGMETALLER I HOVEDVASSDRAGENE
RUNDT TRONDHEIMSFJORDEN

AV

ARNFINN LANGELAND

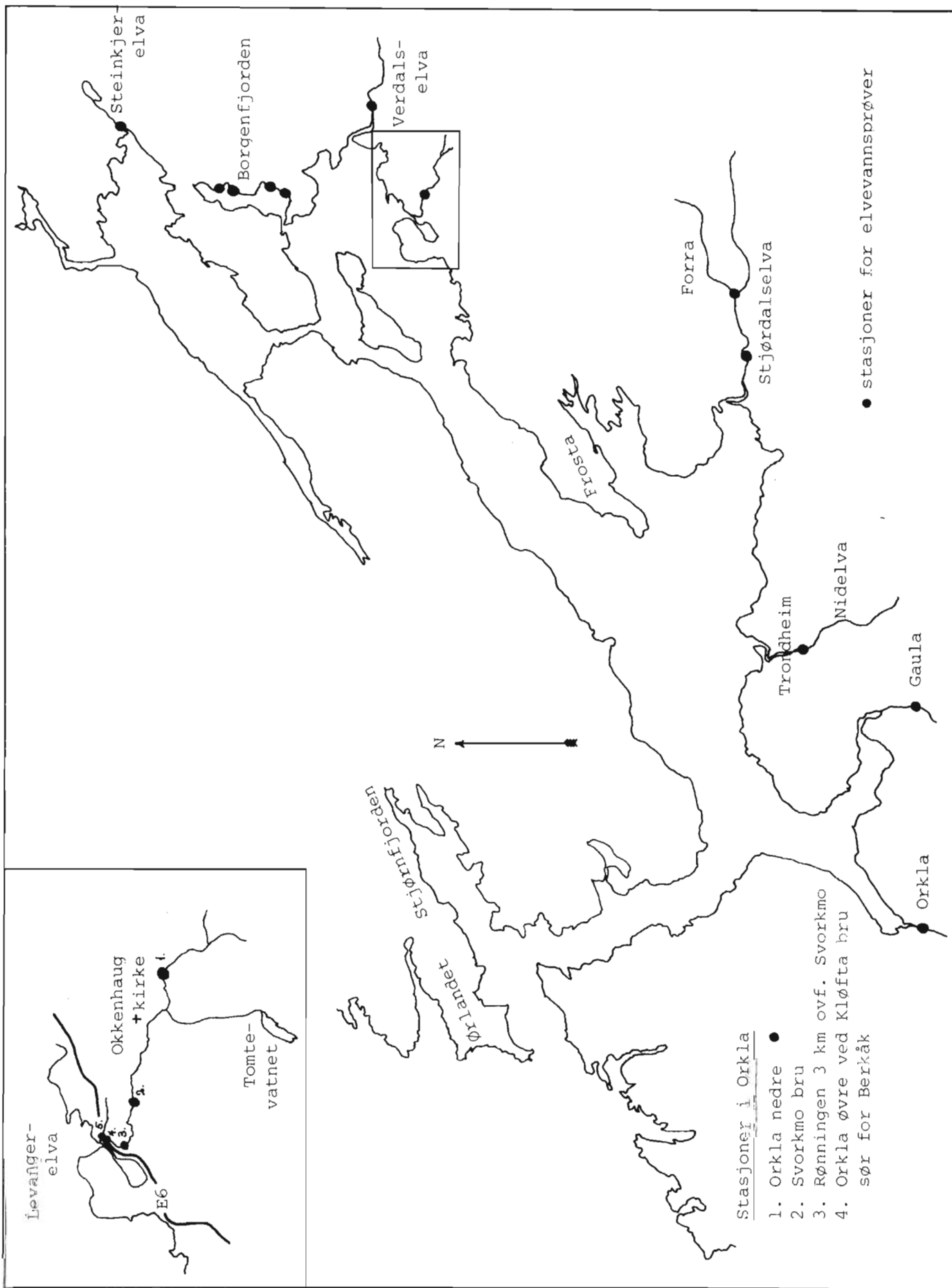
Innledning

Rapporten bygger på vannprøver som er tatt månedlig fra august 1972 til juni 1974 fra følgende lokaliteter: Orkla (4 stasjoner), Gaula, Nidelva, Stjørdalselva, Levangerelva (4 stasjoner) med sideelva Leirabekken, Verdalselva, Steinkjernelva og 4 tilløpsbekker til Borgenfjorden. Prøvetakingsstasjonene framgår av figur 1.

Viktor Olsen og Yngvar Korsen (I Eirik Lande, K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1974-9) har tidligere vurdert ledningsevne, pH og turbiditet fram til januar 1974. Her ble det også gitt en oversikt over de fiskeribiologiske forhold i de lakseførende vassdrag og forurensningsvirkninger av tungmetaller, spesielt i Orkla og Gaula, på grunnlag av undersøkelser utført av Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. I denne rapport er bare analyser av ledningsevne, pH, turbiditet og to analyseserier av tungmetaller fra 26.-30. mai 1975 og 4.-8. august 1975 vurdert. Enkeltanalysene blir presentert i egen rapport fra Norsk Institutt for Vannforskning. Denne rapport presenterer gjennomsnittsverdier for hele prøveperioden samt maksimal- og minimalverdiene og antall observasjoner (n). Nivå og variasjoner gjennom året er vist i figurene 2, 3 og 4.

Metoder

pH- og ledningsevne målingene er utført på følgende apparatur: Radiometer "pH-meter 29" og Radiometer "Conductivity meter CDM 3 m/manuell temp. compensator CDA 100". Dette gjelder alle målinger unntatt følgende datoer: 1972: 14.8., 14.9., 13.-14.10. 1973: 7.-8.6., 28.-29.6., 13.-14.9.



Figur 1. Beliggenhet av innsamlingsstasjoner for prøver til elvevannsanalyser.

Ved ovennevnte datoer ble følgende pH- og ledningsevne-meter brukt: Metrohn "Batteri-pH-meter E 280 A" og "Normameter R 1 m/målecelle PW 9510". Enheter for ledningsevne er mikrosiemens pr. cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ved 20° .

Turbiditetsmålingene er utført på et "Hach laboratory turbidimeter modell 1860 A" og enheten er J.T.U. (Jackson Turbidity Units).

Tungmetaller er analysert ved atomabsorpsjon-spektrofotometer (Perkin Elmer 503), eventuelt ved bruk av anodisk tripping voltammetri (Prinston applied research modell 174). For kvikksølv er det benyttet en flammeløs atomabsorpsjonsteknikk. For filtrerte prøver er det benyttet et Whatman GFC-glassfiberfilter.

Ledningsevne, pH og turbiditet

Karakteristisk for både ledningsevne, pH og turbiditet er betydelige variasjoner gjennom året (tabell 1, figur 2, 3 og 4). Disse nivåer og variasjoner er primært naturlig betinget av berggrunnens beskaffenhet, løsavsetningene fra isens aktivitet og marine avsetninger og de hydrologiske forhold i vassdraget.

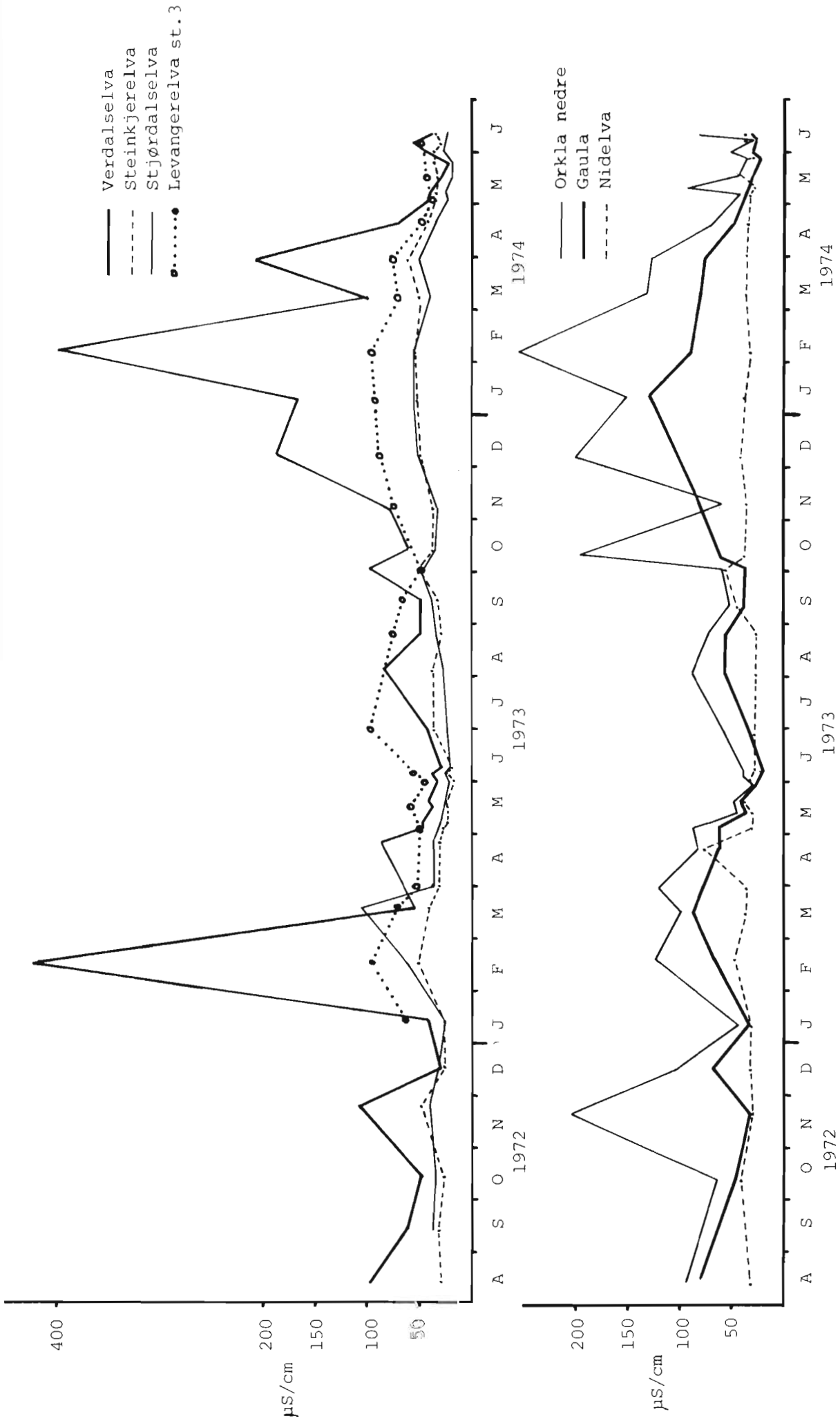
De laveste verdier for ledningsevne er funnet under flomperiodene (figur 2) og de høyeste gjennomgående under lav vintervannføring. Orkla som er ei typisk flomelv synes å reagere spesielt sterkt med stor variasjon avhengig av vannføringen, mens det motsatte er tilfellet med eks. Nidelva hvor ledningsevnen varierer lite. Reguleringen av Nidelva og Selbusjøen bidrar til å dempe variasjonene. Ekstremt høge verdier er observert på de nederstliggende stasjoner spesielt i Levangerelva, sannsynligvis pga. sjøvannsinnblanding. Dette forhold kan også gjelde for de høyeste observerte verdier i Verdalselva om enn i mindre grad (figur 2). Pga. lavere nitratverdier i Verdalselva 7.2.1973 ($340 \mu\text{g N/l}$ og ledningsevne 400) mot 11.1.1973 ($390 \mu\text{g N/l}$ og ledningsevne 170) er det lite sannsynlig med forurensningseffekter.

Lokalitetene kan naturlig grupperes i 3 etter gjennomsnittsverdiene for ledningsevne:

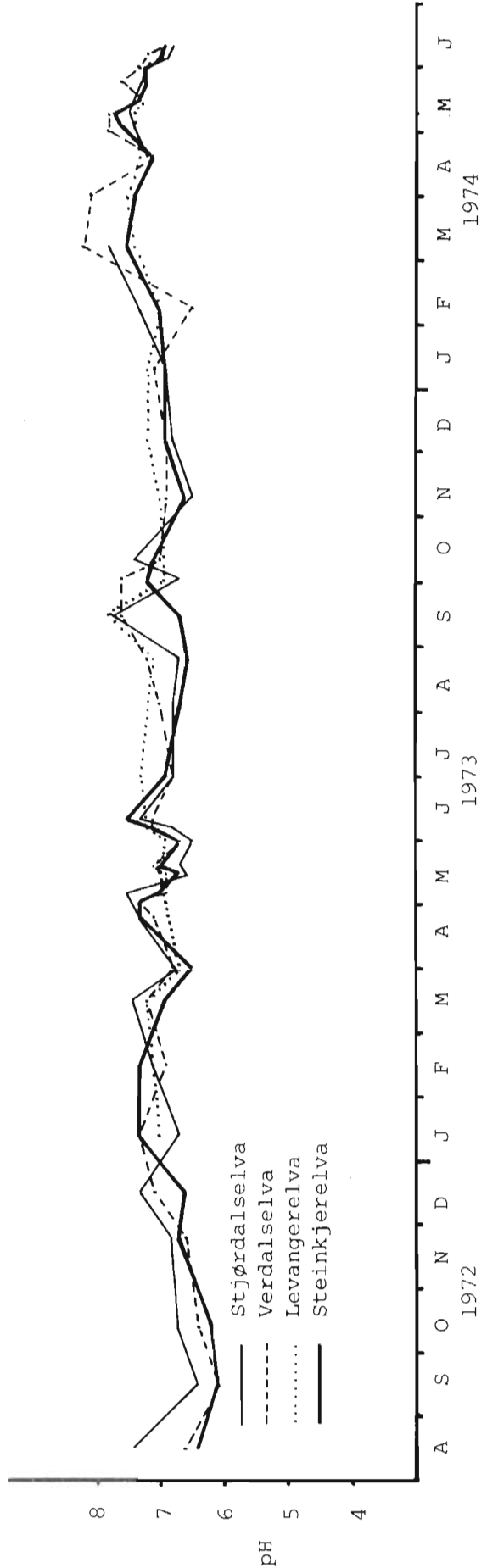
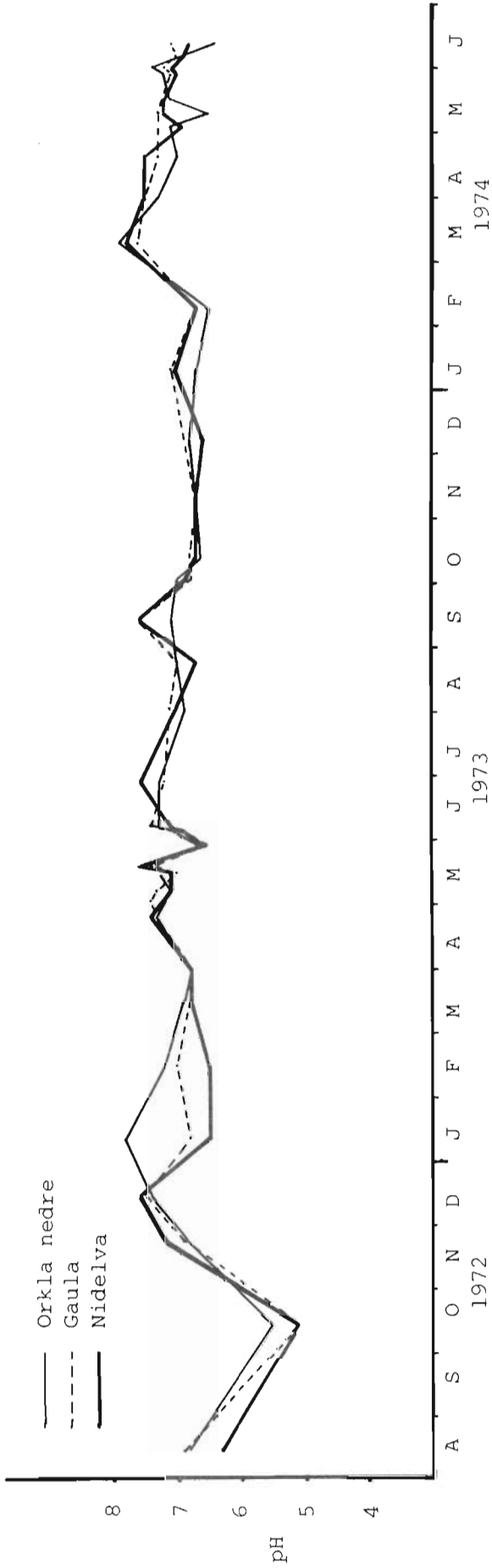
Gruppe I: Bekker til Borgenfjorden	134-218 $\mu\text{S}/\text{cm}$
og Leirabekken	427 "
Gruppe II: Orkla, Verdalselva og Levangerelva	67-90 "
Gruppe III: Gaula, Stjørdalselva, Steinkjerelva og Nidelva	37-52 "

Tabell 1. Middell-, minimal- og maksimalverdier av pH, ledningsevne og turbiditet i en del Trøndelagselver 1972-1974. n = antall observasjoner

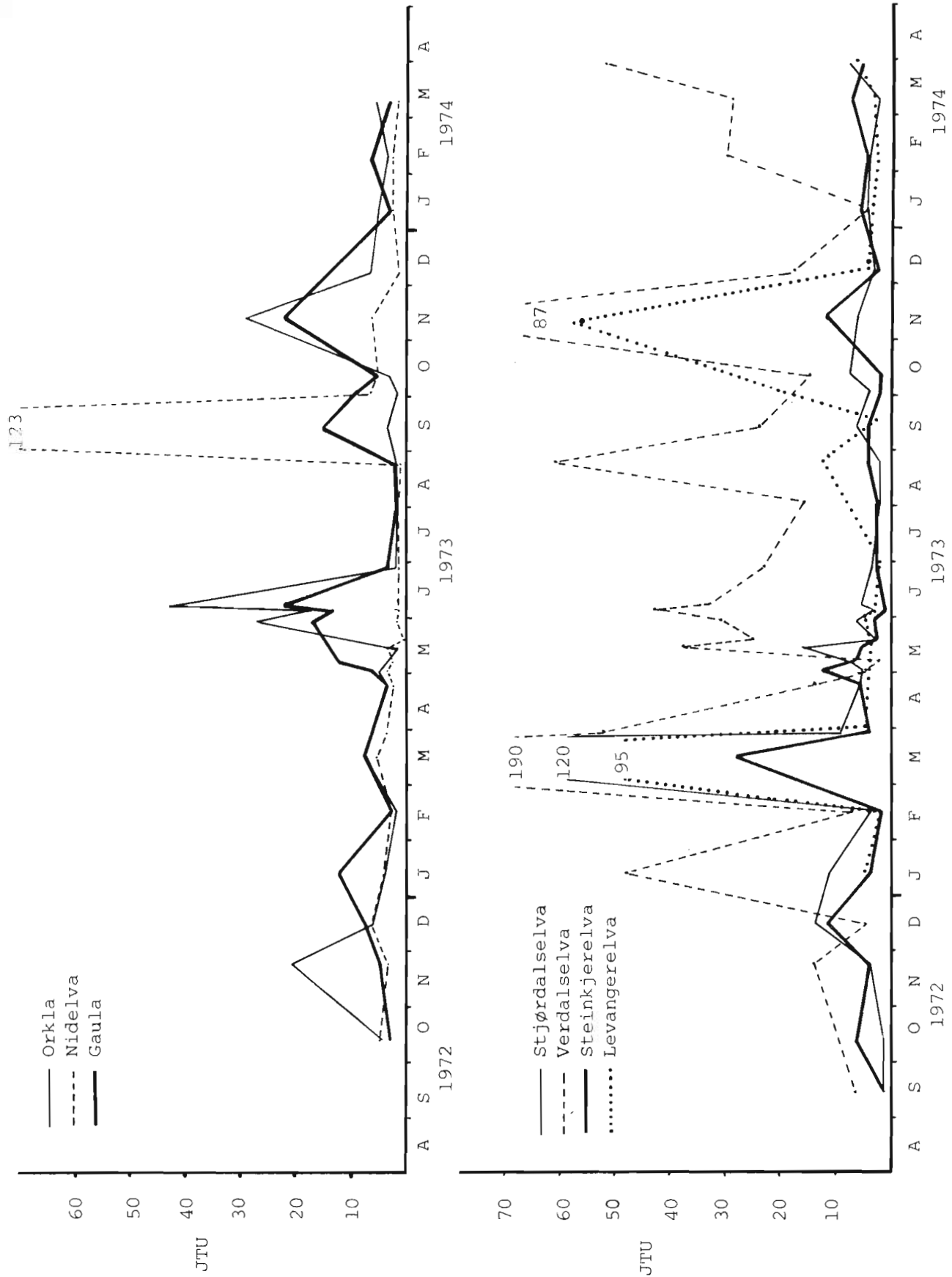
	pH		$\mu\text{S}/\text{cm}$		JTU		
	n min.	\bar{x} max.	n min.	\bar{x} max.	n min.	\bar{x} max.	
Orkla							
Orkla øvre	36	6,3 7,14	36	27,3 64,1	25	0,77 2,59	5,2
Rønningen	29	6,6 7,21	29	25,7 58,3	20	0,80 4,32	28,0
Svorkmo bru	30	6,5 7,09	30	26,7 67,0	21	1,30 7,05	29,0
Orkla nedre	36	5,5 7,00	36	28,5 89,3	25	1,60 8,55	43,0
Gaula	35	5,2 7,03	35	21,9 51,9	24	0,85 8,32	22,0
Nidelva	36	5,1 6,97	36	28,5 37,3	26	0,70 7,61	123,0
Stjørdalselva							
Forras utløp	36	6,3 7,12	36	18,8 36,6	28	0,80 2,39	7,7
Stjørdalselva nedre	36	6,4 6,93	35	19,5 37,4	28	1,50 10,09	120,0
Levangerelva							
Fjellveien st.1	21	6,7 7,06	21	27,0 43,3	17	0,35 1,17	3,7
" 2	22	6,8 7,13	22	29,8 58,3	17	1,30 9,29	57,0
Trafostasjonen " 3	21	6,7 7,18	22	36,0 67,1	17	1,40 13,42	95,0
E 6 " 4	22	6,3 7,19	22	65,0 838,6	16	2,00 13,96	100,0
Leirabekken " 5	19	6,3 7,29	19	350,0 427,1	15	9,20 38,55	210,0
Verdalselva	37	6,1 7,12	36	25,0 78,5	27	2,10 32,83	190,0
Steinkjerelva	37	6,1 7,00	37	22,7 38,6	28	1,20 5,56	28,0
Borgenfjordområdet							
Rødfoss	37	6,7 7,46	37	105,0 214,0	28	7,20 46,80	205,0
Lorvik	36	6,3 7,38	37	103,0 210,0	28	5,80 31,0	195,0
Nord for Tønne	37	6,2 7,17	37	7,9 218,0	28	5,2 28,8	140,0
Sør for Tønne	37	6,4 7,08	37	24,0 134,0	28	5,6 40,4	295,0



Figur 2. Ledningsevnen i en del tilløpselver til Trondheimsfjorden fra august 1972 til juni 1974.



Figur 3. pH i endel tilløpselver til Trondheimsfjorden fra august 1972 til juni 1974.



Figur 4. Turbiditet i en del tilløpselver til Trondheimsfjorden fra september 1972 til mars 1974.

En gruppering etter gjennomsnittsverdier for turbiditet deler lokalitetene naturlig i 2 grupper:

Gruppe A.	Bekker til Borgenfjorden,	28-47 J.T.U.
	Leirabekken og Verdalselva	33-39 "
Gruppe B.	Orkla, Gaula, Nidelva, Steinkjer- elva og Levangerelva	5-13 "

Ledningsevnen er et mål for vannets totale innhold av salter. Forskjellen mellom gruppe II og III har sannsynligvis sammenheng med høyere innhold av først og fremst kalsiumbikarbonat i elvene i gruppe II. Dette bekreftes av tidligere undersøkelser i Orkla (Snekvik 1969), som hadde et kalsiuminnhold på 8-13 mg Ca/l (11,8-18,2 mg CaO/l). Her utgjorde Ca mellom 70 og 80% av den totale hardhet. Nyere analyser utført av SINTEF etter oppdrag fra Sør-Trøndelag Fylke viste at Nea og Gaula hadde et kalsiuminnhold på henholdsvis 1,9-2,9 mg Ca/l og 2,2-3,1 mg Ca/l (jfr. gruppe III).

Den høye ledningsevne i bekkene til Borgenfjorden og Leirabekken er vanskelig å forklare årsaken til, da innholdet av salter er ukjent. Men flere momenter tyder på at vannkvaliteten i disse områder i stor grad bestemmes av løsavsetningene først og fremst fra marin leire, hvor saltene i varierende grad er vasket ut og erstattet med ferskvann, jfr. Holtedal (1960). En sammenligning mellom analysene av fosfater og nitrater med ledningsevnen i de ovennevnte bekker, gir at ledningsevnen oftest varierer motsatt av konsentrasjonene av fosfater og nitrater. Som eksempel kan nevnes at mens konsentrasjon av nitrater i Leirabekken fra 17.9.1973 til 4.6.1974 var svært konstant, ca. 3 mg N/l, varierte ledningsevnen fra 354 til 540. I bekken ved Lorvik var ledningsevnen den 14.9. og 1.10.1973 195 og 240 som var nær middelveiden, mens konsentrasjonene av nitrater var så lave som henholdsvis 49 og 47 μg N/l. I samme bekk sank ledningsevnen på 349 6.12.1973 til 201 den 11.1.1974 mens konsentrasjonen av nitrater økte og var henholdsvis 1550 og 1900 μg N/l. Turbiditetsmålingene som viste meget høye verdier under flomperioder i ovennevnte bekker og i Verdalselva, tyder på betydelig graving i løsavsetninger. Analysene av jern og mangan viste også høye verdier i Verdalselva og i en av tilløpsbekkene til Borgenfjorden med et jerninnhold på henholdsvis 4230 og 7240 μg Fe/l 26.-30. mai 1975. Dette kan ikke betraktes som forurensning fra landbruket. Ledningsevnen i tilløpsbekkene til Borgenfjordområdet, Leirabekken og Verdalselva antas derfor primært å være betinget av marine løsavsetninger hvor kalsium,

magnesium, natrium, jern, klorider, sulfater og bikarbonater er de viktigste parametre mens forurensningene fra landbruket, først og fremst fosfater og nitrater, i mindre grad bidrar til ledningsevnen.

Den nøytrale til svak basiske pH-reaksjon for alle lokaliteter (figur 3), tyder på god bufferkapasitet eller evne til å nøytralisere syre. De undersøkte vassdrag skulle således være lite utsatt for for-surning pga. sur nedbør.

De høyeste turbiditetsverdier er som ventet registrert under flomperioder i elvene (figur 4). Verdalselva, tilløpsbekkene til Borgenfjorden og Leirabekken ved Levangerelva skiller seg klart fra de andre lokaliteter ved betydelig høyere turbiditet (jfr. gruppe A nevnt ovenfor). Dette er betinget av drenering gjennom områder med mektige løsavsetninger av leire og grus. De gjennomgående meget høye turbiditetsverdier målt i Verdalselva, må antas å ha negative virkninger på produksjonen av planter og dyr i forhold til de andre større elvene.

Tungmetaller

De to foreliggende analyseserier av tungmetaller kan fortelle noe om basisnivået for de forskjellige stoffer, men ikke om variasjonene i tid som kan være store og endre seg mye over kort tid. For Orkla og Gaula har Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk tidligere kartlagt forurensningene fra gruvedrift i området, se bl.a. Snekvik 1969 a og b, 1966, 1970, 1975.

Ifølge Ødelien og Vigerust (1972) og Myhrstad (1975) kan følgende nivåer betraktes å være naturlige basisnivåer i ferskvann i Norge for endel metaller.

Bly	< 1-5 µg Pb/l
Kadmium	< 1 µg Cd/l
Krom	< 10 µg Cr/l
Kvikksølv	< 0,05 µg Hg/l
Nikkel	< 20 µg Ni/l
Kobolt	< 20 µg Co/l

Forøvrig presiseres at variasjonene kan være store. Kvalitetskrav til drikkevann ligger gjerne betydelig over disse nivåer (Myhrstad 1975). Når det tas forbehold om at enkelte sterkt avvikende analyser sannsynligvis skyldes analysefeil, blant annet at innholdet av løst stoff i flere tilfeller overstiger totalinnholdet og at den siste serien for

kvikksølvs vedkommende ligger systematisk høyere enn i foregående serie, synes resultatene for ovennevnte parametre å ligge betryggende på det nivå og innenfor de variasjoner som finnes i naturlig vann. For kobber og sink ligger alle analyseverdiene godt under de antatte grenser for skadelige effekter på fisk (Eifac technical paper No. 21, Snekvik 1966, 1969 a, 1970, 1975) selv om de tidligere undersøkelser referert har vist at forurensninger av kobber og sink med betydelige skadevirkninger, eksisterer i Orkla og Gaula.

Som tidligere bemerket har den ene tilløpsbekken til Borgenfjorden og Verdalselva, i mindre grad også Levangerelva, betydelig høyere innhold av jern og mangan enn de øvrige lokaliteter. Dette har sannsynligvis sammenheng med de naturlige forhold med høyt innhold av metaller i grunnen som vesentlig består av marine sedimenter (Holtedal 1960). Jernet er sannsynligvis tilstede hovedsaklig som tungtløselige jernhydroksyder ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ved de målte pH-verdier og antatt rikelig tilgang på oksygen. De høye jernkonsentrasjoner registrert, skulle således først og fremst virke mekanisk forstyrrende på levende organismer i elvene ved utfelling på åndedrettsorganer og nedslamming av bunnssubstrat o.l. (Harnisch 1951).

Konklusjon

De registrerte nivåer og variasjoner av ledningsevne, pH og turbiditet i de undersøkte vassdrag, er betinget av de naturlige forhold som berggrunn, løsavsetninger fra isens aktivitet og marine løsavsetninger og de hydrologiske forhold. I tidsrommet undersøkelsen har pågått er det ikke funnet forurensninger pga. menneskelig aktivitet som med sikkerhet kan påvises av pH, ledningsevne og turbiditet. Alle registrerte nivåer av tungmetaller synes å ligge betryggende omkring det som finnes naturlig i ferskvann og under antatte skadelige grenser for fisk og kvalitetskrav for drikkevann. Tidligere refererte undersøkelser i Orkla og Gaula har påvise betydelige forurensningsproblemer av kobber og sink.

Litteratur

- Eifac Technical Paper No. 21. Water quality criteria for european freshwater fish. Rome 1973.
- Harnisch, Otto. 1951. Hydrologie der Tiere. *Die Binnengewässer*, XIX. Stuttgart 1951.
- Holtedahl, Olaf. 1960. Geology of Norway. *Norges Geologiske Undersøkelse*, nr. 208. Oslo 1960.
- Lande, Eirik. 1974. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1974-9.
- Myhrstad, Jan A. 1975. Kvalitetskrav til vann. *Vann*, 2:82-99.
- Snekvik, Einar. 1966. Killingdal Gruber - slipping av grubevann til Gaula. *Dir. jakt, viltstell og ferskvannsfiske*.
- 1969a. Orklavassdraget - prøvetaking og analyser av månedlige prøver fra 8 lokaliteter i 1968/69. *Inspektøren for ferskvannsfisket 1969*.
 - 1969b. Kadmium i Orkla-serien 7.2.1969. *Dir. jakt, viltstell og ferskvannsfiske*.
 - 1970. Kjøli og Killingdal gruber - Forurensning av Gaula. Rapport nr. 4. Virkningene på lave vannføringer sommerene 1968 og 1969. *Inspektøren for ferskvannsfisket 1970*.
 - 1975. Kraftutbyggingens virkninger på den lakseførende del av Orklavassdraget. Foreløpig vurdering av utbyggingens følger for forurensningen i Orkla fra virksomheten ved Løkken gruber. *Dir. vilt og ferskvannsfisk*.
- Ødelien, M. og E. Vigerust. 1972. *Bly, kadmium, krom, kvikksølv, nikkel og sink - forekomst i naturen og biologisk betydning. Plukk fra litteraturen*. Norges Landbrukshøgskole, Ås 1972.

PLANTENÆRINGSSTOFFER OG KLOROFYLL A

AV

EGIL SAKSHAUG

Plantenæringsstoffer og klorofyll a

Data for stasjonene 1, 6, 7d, 9, 10, 15 og 18 er gitt i samletabellene 1-7. Ved stasjonene 1, 6, 15 og 18 er målinger foretatt i hele undersøkelsesperioden - ved stasjonene 7d, 9 og 10 ble undersøkelsene avsluttet i juli 1974. På dette tidspunkt ble klorofyllmålinger avsluttet ved alle stasjoner. Ammonium er kun målt i perioden august 1974 - juli 1975, og data fins derfor bare for stasjonene 1, 6, 15 og 18.

Klorofylldata er gitt som $\mu\text{g/l}$, alle andre data som $\mu\text{gat/l}$.

Metodene for fosfat, nitrat, ammonium og klorofyll a følger Strickland & Parsons (1968). Metodene for total løst nitrogen og fosfor følger Henriksen (1970).

Tabell 1-6 viser årstidsvekslingen i plantenæringsstoffer og klorofyll på hver stasjon - nitrat: Tabell 1, ammonium: Tabell 2, total løst nitrogen: Tabell 3, orthofosfat: Tabell 4, total løst fosfor: Tabell 5 og klorofyll a: Tabell 6.

Verdiene er integraler over 0-5 m dyp (plantenæringsstoffer) og 0-10 m dyp (klorofyll a).

Tabell 7 viser årstidsvekslingen for de samme parametre som et gjennomsnitt for alle stasjoner.

En gjør oppmerksom på at målinger på visse tider av året er foretatt på flere stasjoner enn de forannevnte. Disse data er ikke inkludert i samletabellene 1-7. Disse stasjonene skiller seg ikke på noe tidspunkt ut fra de her presenterte med hensyn på plantenæringsstoffer.

Horisontale gradienter i plantenæringsstoffer i fjorden er små - ofte ikke merkbare. I vintersituasjonen kan sees en økning i nitrat, fra 9 til 10 $\mu\text{gat/l}$ fra St. 18 til St. 1 i januar - for orthofosfat antydes den motsatte situasjon om vinteren - med de laveste verdier i indre fjord og de høyeste verdier i ytre fjord. Denne situasjonen eksisterer også i vekstsesongen for orthofosfat. Da orthofosfat, spesielt om vinteren, utgjør praktisk talt alt løselig fosfor,

Tabell 1. Årstidsveksling i nitrat, $\mu\text{gat}/\text{l}$, i 0-5 m dyp.
x er verdier under følsomhetsgrensen for analysen, dvs. under $0.36 \mu\text{gat}/\text{l}$

Stasjon	1	6	7d	9	10	15	18
jan	10.0	10.1	9.7	9.5	9.4	0.6	9.0
febr	9.9	9.0	9.6	9.6	9.6	9.3	8.5
mars	8.5	8.0	7.2	3.8	6.8	8.2	7.4
april	0.6	x	2.0	1.1	1.6	2.3	1.8
mai	0.5	x	0.5	x	0.7	0.5	0.5
juni	0.4	x	x	x	x	x	0.8
juli	x	x	x	x	x	x	0.4
aug	x	x	0.7	x	x	x	0.7
sept	x	x	x	0.9	0.5	x	0.4
okt	2.1	2.5	3.1	2.9	2.4	3.1	3.1
nov	5.7	6.2	7.1	6.9	7.0	6.4	5.4
des	7.7	7.9	7.9	7.9	7.9	7.8	7.1

Tabell 2. Årstidsveksling i total løst nitrogen, $\mu\text{gat}/\text{l}$, i 0-5 m dyp

Stasjon	1	6	7d	9	10	15	18
jan	14.1	15.2	13.4	13.4	13.8	14.0	15.3
febr	14.6	14.0	14.0	14.4	12.6	12.7	10.7
mars	11.0	10.4	9.4	6.5	9.6	10.4	11.4
april	5.6	4.2	7.6	6.7	6.1	7.2	5.6
mai	6.0	4.9	4.8	5.6	7.1	6.0	6.4
juni	7.0	6.1	3.0	6.3	6.3	4.6	5.0
juli	5.4	6.8	6.8	7.8	5.5	6.0	5.9
aug	6.2	3.6	7.4	7.5	7.7	5.6	6.6
sept	6.8	6.4	6.5	6.4	7.8	6.2	6.3
okt	6.2	6.3	7.6	8.5	9.0	8.5	6.8
nov	10.4	11.4	9.9	12.5	12.8	11.9	11.5
des	13.0	10.8	12.9	12.3	12.6	12.6	12.4

Tabell 3. Årstidsveksling i ammonium, $\mu\text{g}/\text{l}$,
i 0-5 m dyp

Stasjon	1	6	15	18
febr	1.1	1.1	0.7	0.6
mars	0.7	0.7	0.7	0.7
april	0.9	0.8	0.6	0.8
mai	1.5	0.4	0.5	0.4
juni	2.8	2.2	0.6	0.4

Tabell 4. Årstidsveksling i orthofosfat, $\mu\text{g}/\text{l}$,
i 0-5 m dyp

Stasjon	1	6	7d	9	10	15	18
jan	0.54	0.60	0.64	0.71	0.69	0.72	0.67
febr	0.66	0.71	0.71	0.71	0.73	0.72	0.75
mars	0.57	0.59	0.59	0.54	0.54	0.60	0.65
april	0.17	0.20	0.33	0.22	0.26	0.28	0.38
mai	0.18	0.20	0.20	0.22	0.21	0.25	0.28
juni	0.17	0.20	0.19	0.15	0.20	0.36	0.25
juli	0.18	0.21	0.21	0.20	0.14	0.22	0.25
aug	0.17	0.19	0.19	0.14	0.22	0.29	0.28
sept	0.15	0.18	0.13	0.25	0.16	0.14	0.19
okt	0.31	0.40	0.28	0.25	0.39	0.40	0.49
nov	0.34	0.46	0.45	0.41	0.43	0.45	0.52
des	0.47	0.53	0.56	0.53	0.63	0.51	0.45

Tabell 5. Årstidsveksling i total løst fosfor, $\mu\text{g}/\text{l}$,
i 0-5 m dyp

Stasjon	1	6	7d	9	10	15	18
jan	0.57	0.70	0.72	0.75	0.75	0.81	0.75
febr	0.65	0.75	0.76	0.76	0.79	0.80	0.86
mars	0.62	0.81	0.70	0.69	0.72	0.74	0.78
april	0.22	0.42	0.43	0.34	0.39	0.49	0.48
mai	0.25	0.38	0.45	0.47	0.37	0.44	0.54
juni	0.14	0.19	0.28	0.28	0.25	0.73	0.80
juli	0.26	0.39	0.33	0.30	0.39	0.33	0.34
aug	0.21	0.47	0.32	0.30	0.36	0.50	0.47
sept	0.26	0.29	0.24	0.28	0.25	0.27	0.42
okt	0.36	0.62	0.36	0.33	0.37	0.50	0.63
nov	0.38	0.60	0.55	0.49	0.51	0.59	0.63
des	0.48	0.55	0.59	0.61	0.77	0.57	0.50

Tabell 6. Årstidsveksling i klorofyll, $\mu\text{g}/\text{l}$, i 0-10 m dyp.
x er verdier under $0.1 \mu\text{g}/\text{l}$

Stasjon	1	6	7d	9	10	15	18
jan	x	x	0.1	x	x	0.2	x
febr	x	x	0.1	0.1	x	0.1	0.1
mars	1.3	1.1	1.3	2.5	1.9	1.5	1.0
april	2.4	2.0	0.9	1.7	1.9	1.2	2.1
mai	1.0	1.6	1.1	1.1	0.8	1.0	1.3
juni	0.7	1.0	1.1	0.9	0.6	0.7	0.9
juli	1.2	0.6	0.7	0.7	0.5	0.4	0.7
aug	2.2	1.6	0.8	0.7	0.5	1.3	1.2
sept	1.0	1.3	1.3	0.3	0.7	0.7	1.1
okt	0.4	0.2	0.2	x	0.3	x	0.1
nov	x	0.1	0.1	x	0.1	x	x
des	x	x	x	x	x	x	x

Tabell 7. Årstidsveksling i løste plantenæringsstoffer i 0-5 m ($\mu\text{g}/\text{l}$) og klorofyll i 0-10 m ($\mu\text{g}/\text{l}$), gjennomsnittsverdier for alle stasjoner

	nitrat	ammonium	tot.løst N	differanse total-N og nitrat	ortho-P	total-P	differanse total-P og ortho-P	klorofyll a ₁
jan	9.6	-	14.2	4.6	0.65	0.72	0.07	xx)
febr	9.4	0.9	13.3	3.9	0.71	0.77	0.06	xx)
mars	7.1	0.7	9.8	2.7	0.58	0.72	0.14	1.5
april	1.3	0.8	6.1	4.8	0.26	0.40	0.14	1.7
mai	0.4	0.7	5.8	5.4	0.22	0.41	0.19	1.1
juni	x)	1.5	5.5	5.2	0.22	0.38	0.16	0.8
juli	x)	-	6.3	6.0	0.20	0.33	0.13	0.7
aug	x)	-	6.4	6.1	0.21	0.38	0.17	1.2
sept	0.4	-	6.6	6.2	0.17	0.29	0.12	0.9
okt	2.7	-	7.6	4.9	0.36	0.45	0.09	0.3
nov	6.4	-	11.5	5.1	0.44	0.54	0.10	xx)
des	7.7	-	12.4	4.7	0.53	0.58	0.05	xx)

x) 0.36 $\mu\text{g}/\text{l}$

xx) 0.1 $\mu\text{g}/\text{l}$

er den samme gradienten tydelig også for total løst fosfor. For total løst nitrogen er ingen horisontal gradient tydelig - og av ammonium er det for få analyser til å slutte noe sikkert i så måte.

Som en konklusjon kan sies at de horisontale gradienter er så små at de er uten enhver interesse i forurensnings-sammenheng. Det presiseres at de undersøkte stasjonene ligger i åpne områder og IKKE nær land, og at slutningen gjelder fjorden som helhet. Nær kloakkutslipp og tettbebyggelse kan forholdene være sterkt avvikende fra de her beskrevne.

I og med at de horisontale gradienter er små eller manglende, kan årstidsvekslingen på en hensiktsmessig måte presenteres som et gjennomsnitt for alle stasjoner - slik som gjort i Tabell 7.

Tabell 7 viser en årstidsveksling som er karakteristisk for norske fjorder. Alle plantenæringsstoffer med unntak av ammonium viser et maksimum om vinteren samtidig med et minimum i klorofyll a (dvs. planteplankton). I det lysforholdene bedres utover våren, begynner planteplanktonets vekstsesong, som vist her av klorofyllverdiene. Ved denne veksten forbrukes plantenæringsstoffene - som tydelig vist ved den sterke nedgangen i nitrat og orthofosfat fra mars til april. Så lenge lyset er tilstrekkelig, vil planteplankton vokse, og vekstsesongen slutter i tiden september-november, avhengig av lysforhold og hydrografi i hvert enkelt år. Da vil mengden av plantenæringsstoffer i overflatelagene igjen øke mot et nytt vintermaksimum.

Tabell 7 viser at planteplanktonet har et maksimum i mars-mai, et minimum midtsommers og et lite høstmaksimum. Fra tidligere undersøkelser er detaljene i planktonblomstringene godt kjent. Det jevne, enkle, klorofyllbildet i Tabell 7 er i virkeligheten komplisert. Da planteplanktonet godt kan ha en veksthastighet som tilsvarer 1-2 fordoblinger i døgnet, kan variasjonene fra dag til dag bli enorme. Tap av planteplankton skjer ved at bestander synker, føres ut av fjorden med det øvre brakkvannslaget eller spises av dyreplankton. Sistnevnte er uten betydning før midten av april, men er senere den viktigste kilde til reduksjon av bestanden av planteplankton.

Da alle disse årsaker til variasjon i planteplanktonbestanden selv varierer som følge av en rekke varierende miljøfaktorer, må det endelige bildet bli komplisert, og ethvert generaliserende utsagn om planktonblomstringer må gjelde gjennomsnittsegenskaper over lengre perioder (14 dager til én måned). Med disse forbehold kan følgende sies å være generelt gyldig:

Trondheimsfjorden har to vårblomstringer, og begge domineres av kiselalger (diatomeer). Den første skjer i 2. halvdel av mars med en rask eksponensiell økning i kiselalgebestanden. Den kulminerer i løpet av 1. uke av april. Da synker det meste av planteplanktonbestanden mot bunnen, oftest i form av tunge, sterkt forkislede hvilesporer. Denne blomstringen startes av den økende lysintensitet utover våren. Erfaringsmessig begynner den i Trondheimsfjorden når globalstrålingen ved havflaten passerer 130-150 gcal/cm²/dag. Bestanden øker inntil plantenæringsstoffene i vintervannet er oppbrukt - deretter synker bestanden (beiting av betydning forekommer ikke så tidlig på året) ut av overflatelaget. Lys nok for vekst finnes ned til ca. 10-15 m dyp.

Denne blomstringen er i en enestående situasjon idet den starter i vann med høyt innhold av plantenæringsstoffer. Senere planktonblomstringer må greie seg med den øyeblikkelige tilførsel - enten næringsstoffene kommer fra dypere vannmasser ved blanding, fra ellevann eller fra kloakk. Denne tilførselen kan ikke underholde bestander av en slik størrelse som de som forekommer ved kulminasjonen av den første vårblomstringen - derfor må det meste av denne bestanden gå til grunne. Ved maksimum av første vårblomstring er målt klorofyllinnhold på opptil 10-15 µg/l.

Den andre vårblomstringen er korrelert med vårflommen og begynner i slutten av april og slutter i slutten av mai eller i første halvdel av juni. Denne blomstringen er således av betydelig varighet. Maksimumsverdier for klorofyll a for denne blomstringen ligger gjerne noe lavere enn for den første vårblomstringen, i området 5-10 µg/l. Forløpet av denne blomstringen er i høy grad avhengig av ferskvannstilførselen og det beitingstrykk dyreplanktonet representerer. Da

flomvannet fører atskillig humus og partikulært materiale, er sikten i vannet så liten at fotosyntese ikke skjer dypere enn 5-10 m, selv om overflatelyst er over dobbelt så intenst som for første vårblomstring.

Planktonbestandene utover sommeren og høsten er høyst variable fra uke til uke og synes i høy grad å være prisgitt meteorologiske faktorer gjennom ferskvannstilførsel og vindens vertikalblandende effekt. I august - oktober kan man ofte finne kortvarige blomstringer som skyldes plutselig flomvannstilførsel. En slik situasjon kan sees som en "miniutgave" av 2. vårblomstring med henblikk på de dynamiske forhold. Når slike situasjoner ikke inntreffer, observeres som regel et fattig diatomesamfunn, oftest med et sterkt, tildels dominerende innslag av dinoflagellater.

Blomstringer etter den 2. vårblomstring er uforutsigbare - i samme betydning som de klimatiske forhold er det.

Tabell 7 viser at plantenæringsstoffene har et minimum i vekstsesongen for planteplankton med ammonium som mulig unntak. Spesielt interessant er det å merke seg at nitratverdiene i store deler av vekstsesongen ligger under følsomhetsgrensen for analysen, dvs. under $0.36 \mu\text{g}/\text{l}$.

Ammonium stammer først og fremst fra organisk materiale. I sjøvannet er kildene først og fremst døende planteplanktonbestander samt ekskresjon fra dyreplankton. Derfor må et vinterminimum forventes. Det er forøvrig ikke umulig at et ammoniummaksimum kan stamme fra en planteplanktonbestand som dør p.g.a. nitrogenmangel! Imidlertid er alt ammonium lett tilgjengelig for plantevekst - og en ny bestand har dermed nitrogen nok til å vokse opp.

Av Tabell 7 fremgår det at til enhver tid er den totale løste nitrogenfraksjon langt større enn nitratfraksjonen. Differensen mellom dem er $3-6 \mu\text{g}/\text{l}$, uten noen tydelig årstidsvariasjon. Av tabellen sees at ammonium utgjør kun en liten del av denne differensen. Det er ikke foretatt nærmere analyser av denne fraksjonen, den kan tenkes å inneholde alt fra enkle forbindelser som urea og aminosyrer opp til kompliserte, sykliske forbindelser.

En må anta at en stor del av denne fraksjonen er utilgjengelig for planktonalger og dessuten tungt nedbrytbar (ut fra mangelen på årstidsvariasjon, og det faktum at en tidligere har vist at planktonalger i Trondheimsfjorden av og til viser fysiologiske tegn på nitrogenmangel - til tross for tilstedeværelsen av denne fraksjonen).

Differensen mellom total løst fosfor og orthofosfat viser et minimum om vinteren og et maksimum i vekstsesongen - og må følgelig sees i forbindelse med planteplanktonets stoffomsetning. Årstidsvekslingen antyder at det meste av denne fraksjonen utgjøres av relativt lett nedbrytbare stoffer som er produsert av plante- og/eller dyreplankton.

Den relative betydning av plantenæringsstoffer i sjøvann, ferskvann og kloakk

Planteplanktonets vekst krever tilførsel av tilgjengelige nitrogen- og fosforforbindelser (samt mange andre forbindelser). Disse fins naturlig i sjøvann og ferskvann (inkludert nedbør som inneholder ammonium og nitrat) og tilføres dessuten via menneskers aktivitet gjennom kloakk.

Etter at vekstsesongen har startet, er sjøvannet fattig på næringsstoffer i de dyp hvor veksten av planteplankton foregår; for nitratets vedkommende er mengden knapt målbar. Dette kan ikke a priori tolkes som dårlige vekstbetingelser. Det impliserer at næringsstoffer tas opp med samme hastighet som de tilføres. Tilførselen skjer for sjøvannets vedkommende alltid ved at dypere liggende vann kommer opp til de belyste lag, ved vertikalblanding eller ved blottlegging i det de øvre, utarmede, lag føres bort, f.eks. med fralandsvind.

Sjøvannets kapasitet for vekst av planteplankton finner man ved å måle mengden plantenæringsstoffer i vann hvor planteplankton enda ikke har forbrukt noe. Dette er her gjort ad to veier: (i) estimerer fra vintervannet i 0-20 m, og (ii) estimat for vannmasser i 20 m dyp (med unntak av

Tabell 8. Vintersituasjonen januar-februar 1973 og 1974, februar-mars 1975. Gjennomsnittsverdier for løste plantenæringsstoffer ($\mu\text{g}/\text{l}$) i 0-20 m dyp, alle år

St.	S ⁰ /oo	nitrat	ammonium	total-N	ortho-P	total-P
1	29.49	9.9	0.9	13.9	0.66	0.77
6	30.17	9.7	0.9	13.6	0.68	0.75
7d	30.49	9.2	-	12.9	0.69	0.73
9	31.50	9.2	-	12.8	0.68	0.74
10	31.70	9.2	-	12.8	0.68	0.78
15	31.56	9.1	0.7	12.6	0.68	0.77
18	32.79	8.7	0.7	12.2	0.72	0.81
snitt	31.10	9.3	0.8	13.0	0.68	0.76
	1.8	1.0	0.2	0.6	0.12	0.13

St.	<u>nitrat</u> fosfat	<u>nitrat+ammonium</u> fosfat	<u>total-N</u> total-P	<u>total-N</u> nitrat	<u>total-P</u> fosfat
1	15	16	18	1.4	1.2
18	12	13	15	1.4	1.1

Tabell 9. Løste plantenæringsstoffer i 20 m dyp, $\mu\text{g}/\text{l}$, gjennomsnitt for alle år (stasjoner hvor vannet er blandet med overflatevann unntatt)

St.	S ⁰ /oo	nitrat	ammonium	total-N	ortho-P	total-P
1-6	32.81	9.5	1.1	12.2	0.80	1.00
7d-15	32.92	8.0	0.6	11.5	0.68	0.83
16-18	33.24	6.8	0.7	10.1	0.65	0.86

St.	<u>nitrat</u> ortho-P	<u>nitrat+ammonium</u> ortho-P	<u>total-N</u> total-P	<u>total-N</u> nitrat	<u>total-P</u> ortho-P
1-6	12	13	12	1.2	1.3
7d-15	12	13	14	1.3	1.2
16-18	10	11	12	1.4	1.3

vanntyper som er tydelig blandet med det overliggende, utarmede vann). Disse to typene estimerer er gitt i Tabellene 8 og 9, og de viser i prinsippet den samme tendens:

- a) saltholdigheten avtar svakt innover i fjorden
- b) nitratinnholdet øker svakt innover i fjorden
- c) orthofosfatinnholdet viser ingen tydelig tendens.

Den aktuelle plantevekst er avhengig av i hvilken grad disse rike vannmassene i dypet kan komme opp i de belyste lag, og den tilførsel som kommer fra land.

Den antydde økningen i nitrat innover i fjorden har sannsynligvis sammenheng med ferskvannspåvirkningen (som gjenspeiles i saltholdigheten).

Tallene i Tabell 8 og 9 antas å representere normalverdier for uforurensede norske kystfarvann, ingen av de observerte verdier er høye nok til å antyde en "overgjødning" for de undersøkte stasjoner (igjen med et forbehold om forholdene nærmere land).

Til sammenligning er gitt konsentrasjonen av løste plantenæringsstoffer i elvevann i Tabell 10. Tabellen viser at det er en årstidsveksling i nitrat med lave verdier i vekstsesongen (medio april - medio september) og høye verdier i vintersesongen. For de andre plantenæringsstoffene har man ikke funnet en tilsvarende syklus. Derfor er gitt gjennomsnitt for hele året.

Nidelva skiller seg ut fra de andre elvene som tilhører ytre fjord med sin lille forskjell i nitrat sommer og vinter - det gjøres her oppmerksom på at denne elva er praktisk talt fullregulert.

Levangerelva og Verdalselva viser konsentrasjoner som er høyere enn for de andre. Målestedene ligger her så langt nede at kloakk inkluderes - noe som særlig gjør seg utslag i en økning i fosfor og ammonium. I de andre elvene er prøvene med hensikt tatt så langt ovenfor utløpet at kloakk fra tettbebyggelse ikke inkluderes. Tallene for elvene som munner ut i ytre fjord gir derfor de "normale" konsentrasjoner for uforurenset elvevann, og må antas også å representere elvene som går ut i indre fjord når de er upåvirket av gjødselende virksomhet. For et regnskap over tilførselen av plantenæringsstoffer med elvene kan det være hensiktsmessig å bruke

Tabell 10. Konsentrasjon av løste plantenæringsstoffer i elvene (ved utløpene) ($\mu\text{g}/\text{l}$). vk = vekstsesong, vt = vintersesong. (Total-N og total-P representerer verdier for ufiltrerte prøver)

	nitrat				total-N	ortho-P	total-P
	vk	vt	sn	ammonium			
Orkla	6.8	22.4	14.3	2.0	26.3	0.20	0.43
Gaula	3.5	17.3	10.0	2.3	19.2	0.22	0.52
Nidelva	5.6	8.4	7.0	2.4	16.7	0.28	0.54
Stjørdalselva	3.6	10.3	6.1	1.8	15.9	0.20	0.47
Levangerelva	11.3	30.5	20.4	11.7	48.0	1.92	3.08
Verdalselva	7.2	29.6	18.4	8.3	34.9	0.72	1.34
Steinkjerelva	4.5	10.9	7.6	3.0	17.4	0.31	0.56
Snitt ytre fjord	4.9	14.6	9.4	2.1	19.5	0.23	0.49

	<u>nitrat</u>	<u>nitrat+ammonium</u>	<u>tot.løst N</u>	<u>tot.løst N</u>
	ortho-P	ortho-P	nitrat	tot.løst P
Ytre fjord	41	50	4.0	40

	<u>tot.løst P</u>	<u>total-N</u>	<u>total-P</u>	<u>total-N</u>
	ortho-P	tot.løst N	tot.løst P	total-P
Ytre fjord	2.1	1.3	2.9	18

konsentrasjonene i det "uforurensede" elvevann og addere kloakken separat ifølge de antall personekvivalenter den representerer. Imidlertid må estimerer basert på det "uforurensede" elvevann bli systematisk litt for små, selv når kloakktallene legges til, da tilført overvann fra de tildels intensivt dyrkede områdene i fjordens umiddelbare nærhet kan ha meget høye konsentrasjoner av plantenæringsstoffer - og dette kan gi et målbart utslag til tross for liten vannføring. Tabell 11 som viser konsentrasjonene i en del småbekker, understreker dette. Slike bekker må imidlertid antas å utgjøre mindre enn 5% av den totale vanntilførsel.

Tabell 11. Løste plantenæringsstoffer i bekker, gjennom-
snitt for hele undersøkelsesperioden, $\mu\text{g}/\text{l}$

	nitrat	total-N	ortho- fosfat	total-P
Bekk sør for Tønne	50	100	4.3	5.1
Bekk nord for Tønne	105	170	4.9	5.7
Bekk v/Rødfoss	125	190	3.4	4.9
Bekk v/Lorvik	115	160	1.5	2.1
Snitt	100	155	3.5	4.5

nitrat/orthofosfat = 28

total-N/total-P = 35

Karakteristisk for det uforurensede ellevann i forhold til sjøvann, er de særdeles lave verdier for orthofosfat og de høye verdiene for nitrat pluss ammonium - spesielt i vintersesongen. Dette gir ellevannet høye tallforhold mellom N og P som vist i Tabell 10 for løste stoffer. Imidlertid er det partikulære fosfor tilstede i rikt monn i ellevannet. Inkluderes de partikulære N- og P-fraksjonene, blir N/P forholdet betraktelig lavere - det går fra 40-50 ned til 18.

Men uansett hvordan beregningene gjøres, så er N/P-forholdet i ellevann høyere enn i sjøvann.

Transporten av plantenæringsstoffer i de forskjellige elver er gitt for forskjellige vannføringer i Tabell 12. For nitrat er her ikke årstidsvekslingen særlig synlig, da vannføring og nitratkonsentrasjon er omvendt korrelerte til en viss grad.

Tallene representerer den anslåtte daglige tilførsel ved lavvannføring, flomvannføring og middelvannføring (middel for de dager kjemiske observasjoner er gjort). En vil se at elvene er forbausende Like med hensyn på transportert mengde næringsstoffer.

Tabell 12. Transport av løst nitrogen og fosfor i kg/døgn ved elveutløpene (ovenfor kloakkutslipp fra bymessig bebyggelse). Tallene representerer transport ved liten vannføring (<), flomvannføring (>) og gjennomsnitt for årene 1963-1964 (20 observasjoner for hvert år). Vannføringen er gitt som mill. m³/døgn

	Orkla			Gaula		
vannføring	<4	>14	9.5	<6	>23	16
nitrat-N	470	1100	880	420	1400	990
total-N	790	4000	2000	790	4850	2500
ortho-P	11	104	46	11	180	120
total-P	24	270	120	28	460	270

	Nidelva			Stjørdalselva		
vannføring	<7	>15	12	<4	>14	9.4
nitrat-N	590	2300	1200	310	850	620
total-N	1630	5300	2700	660	2400	1500
ortho-P	42	160	86	18	77	47
total-P	76	350	190	41	220	130

	Verdalselva			Steinkjerelva		
vannføring	<3	>11	7.2	<4	>14	10
nitrat-N	370	1400	1000	370	1700	820
total-N	790	2700	1800	795	5200	2200
ortho-P	37	170	99	25	100	70
total-P	73	240	190	40	240	150

	Sum, elver			pr. mill. m ³		
vannføring	<28	>91	64	-		
nitrat-N	2500	8800	5500	86		
total-N	5500	25000	13000	200		
ortho-P	140	790	470	7.3		
total-P	280	1800	1100	16		

Middelvannføringen pr. døgn gjennom året varierer fra år til år, fra 40 til 85 mill. m³/døgn. Hvis man bruker tall fra tabell 12, skulle dette tilsi en gjennomsnittlig daglig transport for hele året på 3.4-7.3 tonn nitrat-N, 8-17 tonn total løst nitrogen, 0.29-0.62 tonn orthofosfat og 0.64-1.40 tonn total løst fosfor. Inkluderes den partikulære fraksjon, blir tallene 10-22 tonn nitrogen samt 1.9-4.1 tonn fosfor. Av dette vil ca. 1/3 havne i indre fjord. Da indre og ytre fjords overflate er praktisk talt like store, vil næringsstoffbelastningen pr. flateenhet i indre fjord faktisk bli mindre enn i ytre fjord.

N og P fra kloakk som føres til fjorden nedenfor innsamlingsstedene for elvevannsprøver tilsvarende ca. 2.5 tonn N og 0.75 tonn P. for ytre fjord og under halvparten av dette for indre fjord. Sammenlignet med den totale tilførsel av nitrogen og fosfor fra elvene, synes det klart at kloakkens betydning for fjorden som helhet er beskjeden. Følgelig må kloakkens betydning være sterkt lokal og neppe målbar overhodet ved de stasjoner som er undersøkt i hovedfjorden.

Ferskvannets betydning i forhold til sjøvannet er sesongbetont, og er selvfølgelig minst i perioder med lav vannføring (høy saltholdighet). Under første vårblomstring er den gjennomsnittlige saltholdigheten i de øverste 10 m høyere enn 27 ‰ - selv ved St. 1 - og hvis en antar at kystvannet har en saltholdighet på 32,8 ‰ (Tabell 8, St. 18) kan en regne ut at fjordvannet er en blanding av ferskvann og kystvann med et blandingsforhold mindre enn 1:5. Under 2. vårblomstring er det gjennomsnittlige blandingsforhold mellom ferskvann og saltvann 1:4 i de øverste 10 m ved St. 15, og kan av dataene sees aldri å gå under 1:3 - det vil si at selv i flomtiden vil bidraget fra ferskvannet m.h.p. næringsstoffer være underordnet bidraget fra sjøvannet i det laget hvor planteplanktonet vokser.

Ut fra tallene i Tabellene 8-10 kan en anslå at av de plantenæringsstoffer som forbrukes under 1. vårblomstring, i de øverste 10 m, må mindre enn 25% av nitraten og mindre enn 7% av orthofosfaten komme fra elvevannet. Tilsvarende tall for 2. vårblomstring (flomtiden) må bli mindre enn henholdsvis 15% og 10%. Der enda mindre betydning av elvevannets

nitrat i flomtiden enn under 1. vårblomstring skyldes det lave nitratinnholdet i elvevannet i vekstsesongen.

Disse tallene understreker at innholdet av plantenæringsstoffer i elvene vil ha beskjeden betydning for fjorden som helhet - og som allerede nevnt har kloakken enda mindre betydning (atter en gang sett bort fra lokale virkninger). Det meste av plantenæringsstoffene for algevekst kommer fra de dypereliggende vannmasser i fjorden - ved at disse bringes opp i de øverste 10 m via forskjellige hydrografiske prosesser.

Elvene har likevel en stor betydning for vekstforholdene i fjorden idet den utgående strøm av ferskvann vil rive med seg saltvann. Ved St. 15 skjer dette i forholdet 1:4 mellom fersk- og saltvann i flomtiden (øverste 10 m). Betydelige mengder med saltvann vil dermed bli brakt opp fra dypere nivåer under flom - og dette kan ansees som den viktigste årsak til den 2. vårblomstring.

Om minimumsfaktorer

Nitrogen og fosfor er de eneste undersøkte av potensielle minimumsfaktorer for algevekst i Trondheimsfjorden. Et studium av N/P-forholdet kan bidra til å belyse hvilket av disse elementene som er det mest sannsynlige av dem som minimumsfaktor for algevekst.

Tidligere målinger av planteplankton i fjorden har vist at algene har et N/P-forhold i området 13-19, med middel i området 15-16. Undersøkelser i kulturer av kiselalger fra fjorden har vist at fysiologiske tegn på fosformangel, f.eks. nedsatt veksthastighet, ikke er målbare før N/P-forholdet i algene når en verdi på 25 eller mer.

Til sammenligning har da det "ubrukte" kystvannet (St. 18) om vinteren eller fra 20 m dyp et N/P-forhold på under 15, elvevannet et forhold på over 40 (løst N og P), og kloakk et forhold på ca. 7.5. I hvilken grad det partikulære N og P fra elvene er tilgjengelig for algevekst, er ukjent.

Inkluderes den partikulære fraksjonen i elvevannet, blir N/P-forholdet for elvene ca. 18.

Av dette sees følgende:

- Sjøvannet har et N/P-forhold som ligger nær inntil det forhold planktonet har - med verdier noe lavere enn i planteplanktonet.
- Kloakk har et N/P-forhold som er betydelig lavere enn planktonalgenes.

Av dette kan konkluderes at sjøvann fra naturens side har relativt mer fosfor enn nitrogen i forhold til planktonalgenes behov. Følgelig vil nitrogen være den sannsynlige minimumsfaktor fremfor fosfor. For kloakk kan det samme sies - men her er forskjellen i tallforhold langt mer uttalt.

- Elvevann har betydelig høyere N/P-forhold enn sjøvann - ihvertfall for de løste stoffenes vedkommende.

Brakkvann vil derfor har et mindre fosforoverskudd enn rent sjøvann - og fosfor som minimumsfaktor er derfor mulig ved lave saltholdigheter, iallfall hvis en kan anta at det partikulære fosfor fra elvene er i en utilgjengelig form. Hvis dette partikulære fosfor er tilgjengelig for algevekst, vil fosfor være usannsynlig som minimumsfaktor idet N/P-forholdet i brakkvannet neppe vil overstige de 25 som gir fysiologiske tegn på P-mangel i algene. Imidlertid er det mulig at dette partikulære P synker relativt hurtig ut av overflatelagene etter å ha kommet i fjorden.

ZOOPLANKTONUNDERSØKELSER
I TRONDHEIMSFJORDEN 1972-1974

AV

TOR STRØMGREN

Generell innføring med noen få definisjoner

Zooplanktonet er små dyr som lever fritt i vannmassene. De har en viss egne til egenbevegelse, men er likevel meget avhengige av vannmassenes bevegelser. Zooplanktonet kan inndeles på forskjellige måter. Det alt vesentlige av zooplanktonet lever av planteplankton som de filtrerer ut av vannet. Disse arter av zooplanktonet kalles herbivore i motsetning til de som lever av dyr mindre enn seg selv - karnivore. De herbivore artene spiller en overordentlig viktig rolle i naturens husholdning, idet de er istand til å nyttiggjøre seg havets primærproduksjon, planteplanktonet, og videreføre denne næringsressursen til ledd som er høyere i næringskjeden, f.eks. fisk.

En del av zooplanktonet lever hele sitt liv i de fri vannmassene og kalles holoplankton, mens andre er larver av bunndyr og opptre ofte i kortere perioder, helst om våren, og kalles meroplankton. Meroplanktonet er gjerne små former som ofte opptre i enorme antall, men fordi forekomsten er så tidsbegrenset og dessuten kan variere sterkt i mengde, må de betraktes som et usikkert tilskudd til næringskjeden. Det er derfor det herbivore holoplanktonet som bærer tyngden av energioverføringen. Denne gruppen består av en lang rekke forskjellige organismer, men de langt viktigste er krepsdyrene, særlig hoppekrepsene, eller copepoder som de også kalles. Copepodene utgjør i gjennomsnitt mellom 70-100 % av zooplanktonets vekt avhengig av årstid. Den kjente rauåten, Calanus finmarchicus, er den viktigste representanten for copepodene og er i perioder helt dominerende. For å kunne vurdere copepodenes opptreden i forhold til årstider og miljø er det nødvendig å ha litt kjennskap til deres livsløp. I det følgende gis derfor en kort beskrivelse av copepodenes biologi, med rauåten som eksempel.

Om vinteren overvintrer rauåten på dypt vann, men tidlig på våren vandrer modne individ opp til overflaten og gyter. De har da en størrelse på 2-3 mm. De yngste larvene er omtrent 0.6 mm og kalles nauplier, og de eldre copepoditer. Larvene gjennomfører en serie skallskifter, i alt seks naupliusstadier og fem copepoditstadier, før de selv blir voksne.

Hovedgytingen foregår i april og det går ca. 2-3 måneder før larvene blir voksne. Om våren er antallet nauplier gjerne meget stort, mens senere generasjoner har et mindre tallrikt avkom. Til gjengjeld har man da rikelig av andre mer varmekjære arter slik at et næringstilbud for f.eks. fisk og andre organismer som lever av zooplankton er tilstede helt frem til senhøstes. Mengden av zooplankton man finner er til enhver tid forskjellen mellom det som produseres og det som blir konsumert. Ut over høsten avtar produksjonen av planteplankton, næringsgrunnlaget for zooplanktonet blir borte, og bestanden av copepoder blir kraftig tynnet ut. Noen arter blir nesten helt borte, mens andre, som f.eks. rauåten, søker ned til dypt vann for å overvintre.

Den undersøkelsen som her er utført beskriver de forskjellige arters mengdevariasjoner gjennom året og fra år til år. Med hjelp av disse og tidligere undersøkelser i Trondheimsfjorden, i alt tilsvarende en periode på ca. 7 år, blir det vurdert om variasjonene følger en trend og om eventuelle variasjoner skyldes naturlige fluktuasjoner eller om de kan føres tilbake på endringer i fjordmiljøet.

Tidligere undersøkelser

Zooplanktonets forekomst og variasjoner i norske kystfarvann er relativt godt kjent etter en undersøkelse av Wiborg (1954). Trondheimsfjordens zooplankton har vært gjenstand for undersøkelse i perioden 1963-1972, mens zooplanktonet i sidearmen, Borgenfjorden, ble undersøkt i perioden 1967-1969 (Strømgren 1973a, 1973b, 1974). I tillegg til dette har man kortere undersøkelser fra Hardangerfjorden (Gundersen 1953, Lie 1967), i Nordåsvatnet ved Bergen (Wiborg 1944), Skjomen (Strømgren 1975). Tilsammen gir disse arbeidene et godt bakgrunnsmateriale for den undersøkelsen som her blir presentert. Ved de tidligere zooplanktonundersøkelser i Trondheimsfjorden har det vært innsamlet prøver fra i alt 12 stasjoner, 9 i hovedfjorden og 3 i Borgenfjorden.

Materiale og metoder

Prøvene i Trondheimsfjorden er tatt i tiden august 1972 til august 1974 på fire stasjoner i hovedfjorden, representative for hvert sitt fjordbasseng, St. 1 Beitstadfjorden, St. 6 Ytterøydypet, St. 15 Røberg, St. 18 Smellingen (Fig. 1). Dybdeforholdene langs fjordens midtakse og på innsamlingsstasjonene fremgår av Fig. 2. Ved disse stasjonene ble det tatt prøver ved vertikale håvtrekk fra bunnen til overflaten og fra 100 m til overflaten én gang i måneden, i vårmånedene hver 14. dag. I Borgenfjorden ble det tatt prøver hver 14. dag på én fast stasjon, St. 2B, fra mars til oktober begge år, med håvtrekk fra bunn til overflate og med planktonpumpe fra forskjellige dyp. Innsamlingsdatoene fremgår av Tabell 1.

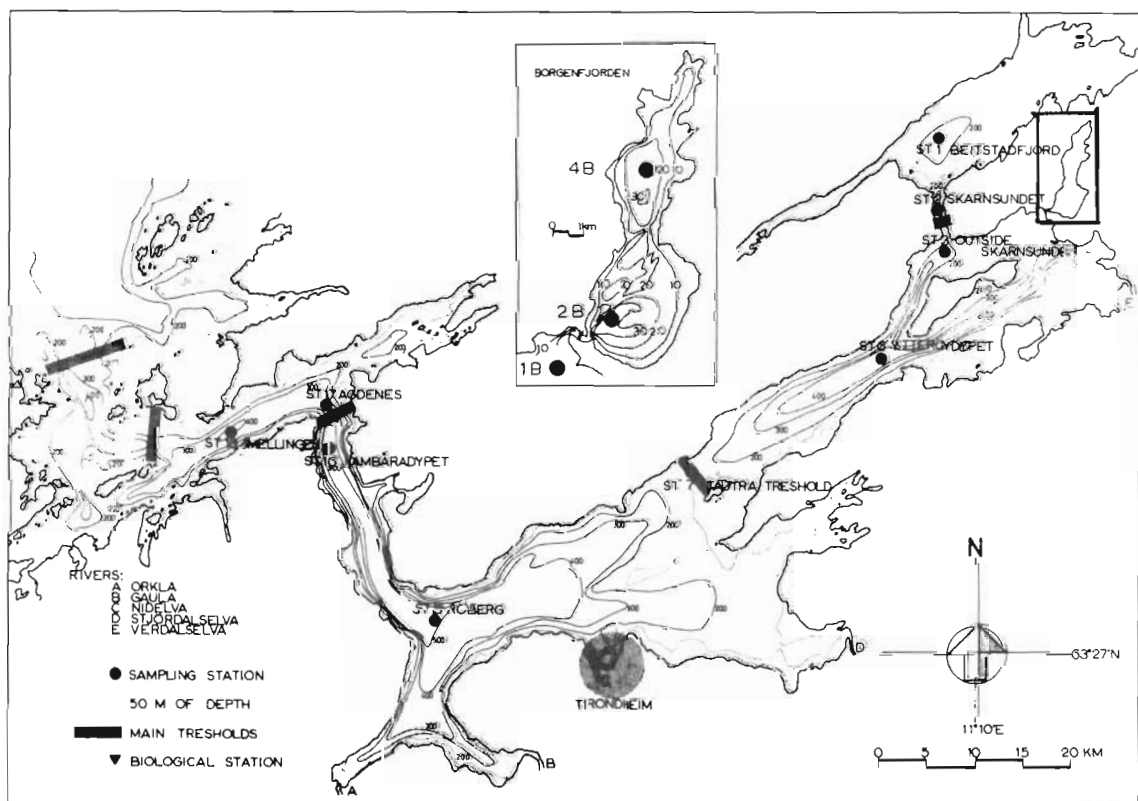


Fig. 1. Kart over Trondheimsfjorden og Borgenfjorden med prøvestasjonene inntegnet.

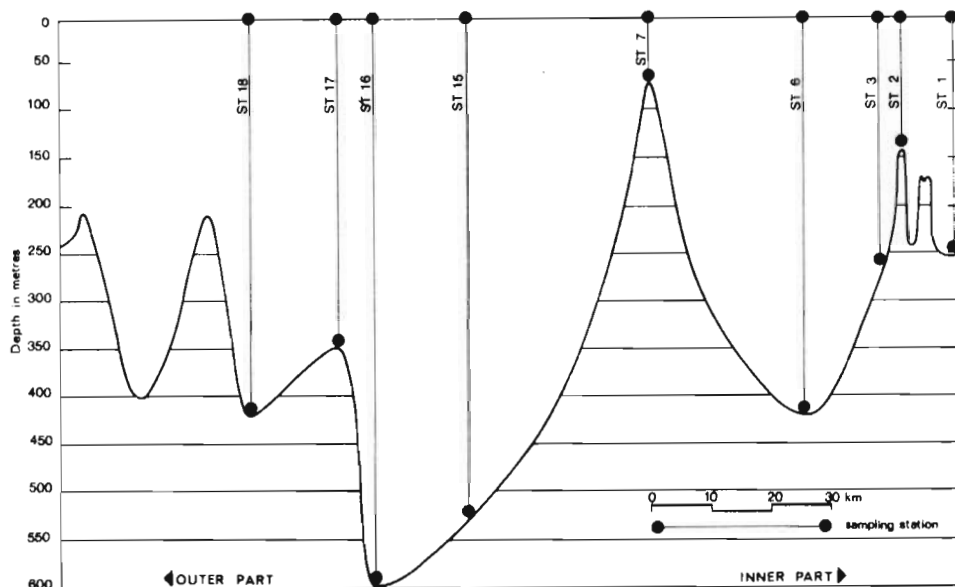


Fig. 2. Lengdesnitt av Trondheimsfjorden med prøvestasjonene inntegnet.

Tabell 1. Innsamlingsdatoer

1972					
St.	A	S	O	N	D
1	17	21		30	20
6	2, 17	20		30	20
15	1, 15	19	17	28	18
18	15	18		28	18

1973													
St.	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
1	17	21	23	4, 26	10, 23	14	6	10, 31	20	18	14	12	
6	17	21	23	4, 26	9, 23	15	(5)	10, 30	21		14	11	
15	15	19	20	2, 27	7, 21	12	4	8, 29	25	16	16	10	
18	15	19	20	27	7, 21		3	8, 29	24	16	12		

1974								
St.	J	F	M	A	M	J	J	A
1	16	13	14	4, 24	9, 22	(14)	(4)	(9, 28)
6	15	12	13	3, 23	8, 21	(13)	(3)	(8, 27)
15	14	11	11	2, 25	7, 27	12	1	7, 26

Alle prøver ble tatt med en planktonhåv, et Juday-nett, med en diameter på 38 cm, tilsvarende en filtrerende åpning på 0.1 m^2 . Maskevidden i nettet var ca. $190 \mu\text{m}$. Zooplanktonstasjonene ble tatt samtidig med hydrografiske stasjoner og det er derfor tilgjengelig data vedrørende temperatur, salinitet og oksygen. Det ble utelukkende tatt enkle trekk og slutninger som trekkes på grunnlag av slik innsamling må bli vurdert med forsiktighet, idet statistiske analyser har vist at avviket fra middel utgjør minst 30-40%. Dessuten vil tallene bli influert av at enkelte arter har en tendens til å opptre i ujevne konsentrasjoner.

Det er kjent at en rekke arter av zooplankton foretar døgnvise vertikalvandring, avhengig av lysforholdene. Alle trekkene er tatt om dagen og er derfor sammenlignbare.

Alle prøver ble fiksert i 5% formalin og senere overført til 70% ethylalkohol.

Volummålingene ble gjort etter en metode benyttet av Wiborg (1954), hvor man presser ut interstitielt vann. Hvis man fjerner gelatinøst materiale som f.eks. fra Coelenterater, gir denne metoden et relativt brukbart bilde av volumvariasjonene. Den prosentvise feil øker imidlertid når prøvene er små, og lave verdier for volum må derfor vurderes forsiktig.

Prøvene inneholder gjerne et stort antall individer og prøvene må derfor deles før de telles. Dette er gjort i en Wiborg-Lea planktondeler (Wiborg 1951). Statistiske analyser foretatt av Wiborg antyder at resultatene er pålitelige. Det er sannsynlig at den feilen som skyldes slik form for sub-sampling er liten, sammenlignet med de feil som er beheftet med selve innsamlingsmetoden (Ackefors 1969). Underprøver med færre enn 300 individer ble kontrollert ved å telle enda en underprøve. Dessuten ble hele den innsamlede prøve undersøkt for større arter som opptre i mindre antall.

Zooplanktonets sammensetning

Sammensetningen av zooplanktonet i perioden 1972-1974 viste i stor utstrekning den samme tendens som i perioden 1964-1966. Jeg har derfor benyttet figurene fra denne tidligere undersøkelsen for å illustrere zooplanktonets sammensetning (Fig. 3 og 4). Mengdene av de forskjellige artene er i disse

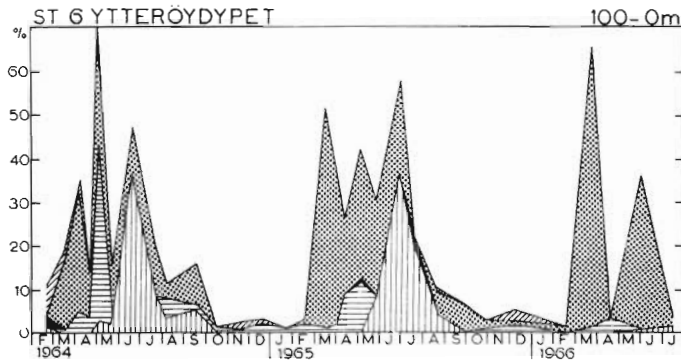


Fig. 3. Zooplanktonets sammensetning i 0-100 m på St. 6 i 1964-1966. Verdiene er angitt i % av antall. Symboler som i Fig. 4.

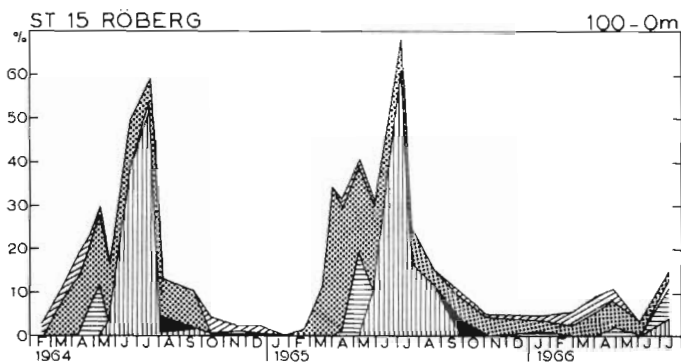


Fig. 4. Zooplanktonets sammensetning i 0-100 m på St. 15 i 1964-1966. Verdiene er angitt i % av antall.

figurene gjengitt i prosent av totalt antall organismer. St. 15 er representativ for ytre fjord, St. 6 for den indre. Copepodene utgjør den vesentlige del av zooplanktonet i perioden oktober - februar mer enn 95% av antall organismer. Den resterende 5% besto i alt vesentlig av larver av bunninvertebrater, særlig cirripedlarver. Om våren øker invertebratlarvene i antall, og dette sammen med en økning av antallet av Copelata reduserer copepodenes andel til 60-70%. Om sommeren går denne andelen ytterligere ned, vesentlig på grunn av store antall av Cladocera. På sensommeren opptrer gastropoden Limacina retroversa relativt rikelig.

I området under 100 m er variasjonene gjennom året mindre (Fig. 5 og 6), men også her er copepodene den viktigste komponenten og utgjør 90-95% av det totale antall organismer i perioden juli til februar. Resten av zooplanktonet består av ostracoder, chaetognater, euphausider og andre ikke-copepoder. Om våren vandrer copepodene opp mot overflaten. Samtidig øker antallet ostracoder og chaetognater og dette medfører at om våren representerer copepodene bare 50-70% av antallet organismer under 100 m.

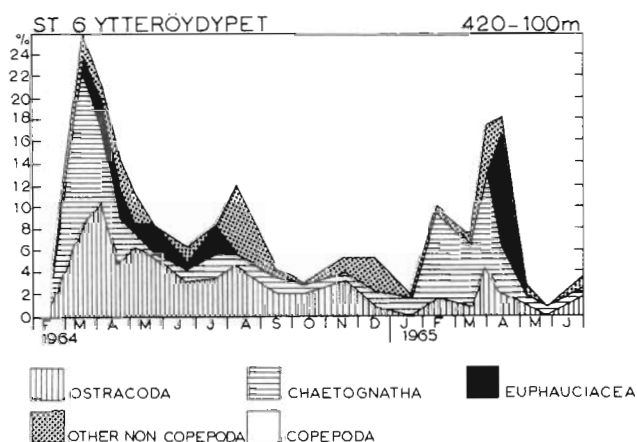


Fig. 5. Zooplanktonets sammensetning i vannsøylen under 100 m på St. 6 i 1964-1965. Verdier angitt i % av antall.

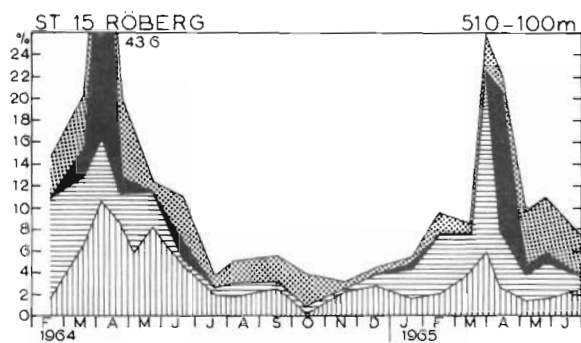


Fig. 6. Zooplanktonets sammensetning i vannsøylen under 100 m på St. 15 i 1964-1965. Verdiene er angitt i % av antall. Symboler som i Fig. 5.

I Borgenfjorden er vannmassene stort sett avledet av overflatevannet i Trondheimsfjorden og utskiftningen i ytre basseng hvor St. 2B ligger er meget hyppig. Zooplanktonet i Borgenfjorden viser derfor stort sett det samme bilde som overflatelagene i hovedfjorden. Variasjonene fra år til år synes også her å være relativt ubetydelige og situasjonen i

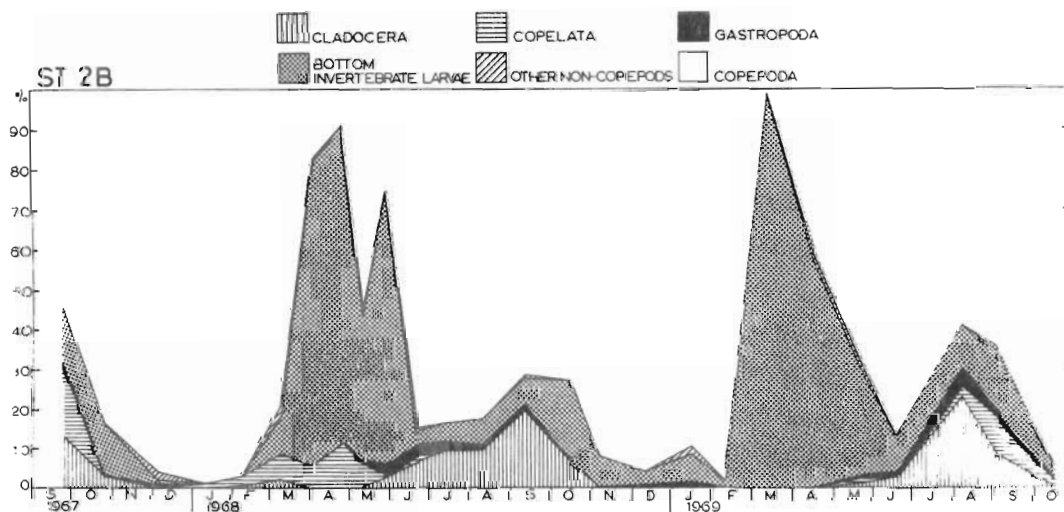


Fig. 7. Zooplanktonets sammensetning i 0-40 m på St. 2B i Borgenfjorden 1967-1969. Verdiene er angitt i % av antall. Symboler som i Fig. 4.

perioden 1972-1974 kan derfor illustreres ved resultatene fra undersøkelsene i 1967-1969 (Fig. 7). Også i dette grunne farvannet dominerer copepodene mesteparten av året, mens de om våren er nesten fullstendig erstattet med larver av bunninvertebrater.

Sammenligner man vannmassene over og under 100 m i hovedfjorden, finner man i begge vannlag store og karakteristiske sesongvariasjoner på alle stasjoner. I de øverste 100 m skyldes variasjonene særlig ikke-copepoder som har en suksesjon av arter, mens i de dypere lagene er det variasjoner innen bestanden av de permanente medlemmer av planktonsamfunnet som er den viktigste årsaken til svingningene.

Den biologiske våren med store antall larver av både holo- og meroplankton opptrer temmelig samtidig i hele vannsøylen. Ingen signifikant forskjell er funnet hverken i tid for maksimum eller i relativ betydning av hovedgruppene fra den ytre til den indre fjord. Den eneste viktige unntaket er gastropoden Limacina retroversa som får gradvis mindre betydning innover i fjorden.

Hvis man sammenligner med andre fjorder av tilsvarende topografi i Norge, finner man en relativt tilsvarende sammensetning av planktonet, både når det gjelder de forskjellige vannlag og når det gjelder årstidene, men de relative mengder av de forskjellige arter varierer.

Konklusjonen på dette avsnittet er at det fra perioden 1963-1966 til 1972-1974 ikke kan påvises vesentlige endringer i zooplanktonets sammensetning fordelt på hovedgrupper.

Sammensetning av copepodene

Sammensetningen av copepodene er også gitt som prosent av antall. I likhet med zooplanktonets sammensetning viser copepodenes sammensetning i 1972-1974 en nokså nøye overensstemmelse med 1964-1966, og diagrammene fra denne tidligere undersøkelsen er anvendt også her (Fig. 8 og 9). I perioden oktober-april er det autochtone arter som dominerer i 0-100 m,

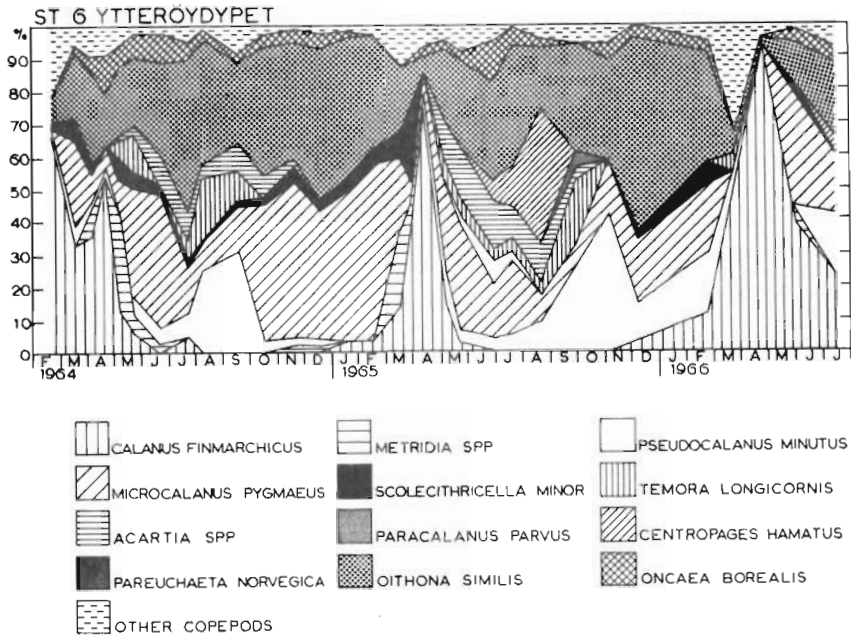


Fig. 8. Copepodenes sammensetning i 0-100 m på St. 6, 1964-1966. Verdiene er angitt i % av antall.

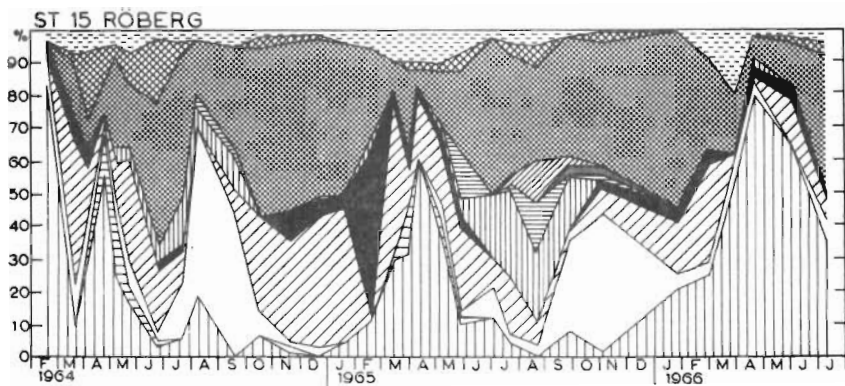


Fig. 9. Copepodenes sammensetning i 0-100 m på St. 15, 1964-1966. Verdiene er angitt i % av antall. Symboler som i Fig. 8.

dvs. arter som oppholder seg i fjorden hele året, og konsentrasjonen av zooplankton er relativt lav. I den mørkeste årstid, i oktober til februar, er det Microcalanus som i antall er den viktigste copepoden. Denne arten er imidlertid liten, som voksen har den en lengde på ca. 0.6 mm, og selv om den utgjør opptil 50% av copepodene, er biomassen av mindre betydning. En annen copepode, Scolecithricella minor, synes å vise det samme mønster som Microcalanus. Disse to copepodene sammen med Oncaea borealis utgjør nesten den samlede mengde av copepoder om vinteren. Om våren øker betydningen av Calanus finmarchicus vesentlig og den utgjør opptil 90% av antallet copepoder. Denne endringen faller sammen med vandringer av modnede C. finmarchicus opp til overflaten. Når temperaturen øker i vannmassene opptrer en serie nye copepoder, og Temora longicornis, Acartia spp., Paracalanus parvus og Centropages hamatus utgjør nå opptil 50% av copepodene. Betydningen av disse artene ser ut til å være større i ytre enn i indre fjord. Oncaea borealis er fortsatt tallrik, og utgjør sammen med en nærstående art, Oithona similis, 30-40% av copepodene. Utover høsten øker antallet av Pseudocalanus elongatus slik at de utgjør mellom 30 og 40% av det samlede antall copepoder. Det fremgår av figurene at 11 arter av copepoder utgjør nesten 95% av bestanden i de øverste 100 m. Variasjonene av copepoder i 0-100 m skyldes delvis bestandsvariasjoner hos enkelte arter, men delvis også at nye arter opptrer.

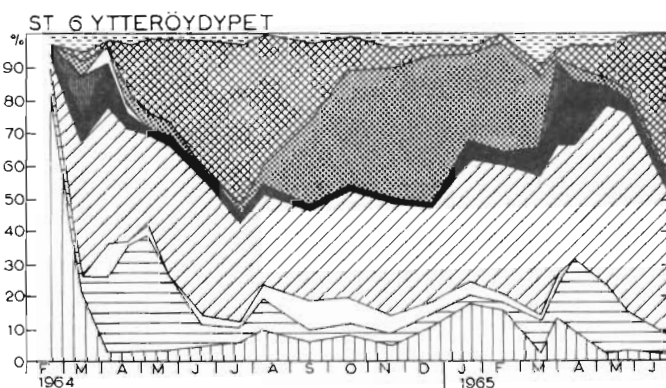


Fig. 10. Copepodenes sammensetning i vannsøylen under 100 m på St. 6, 1964-1965. Verdier i % av antall. Symboler som i Fig. 8.

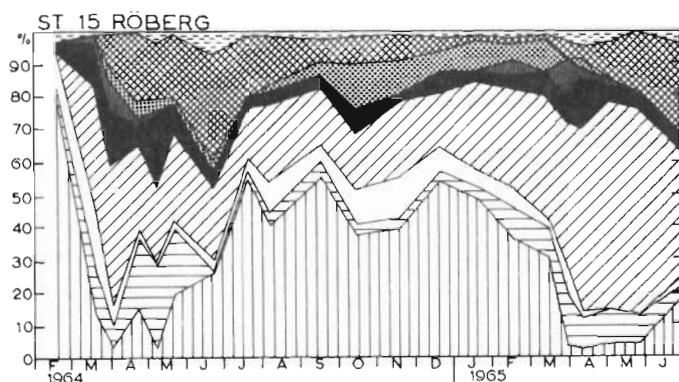


Fig. 11. Copepodenes sammensetning i vannsøylen under 100 m på St. 15, 1964-1965. Verdier i % av antall. Symboler som i Fig. 8.

I vannmassene under 100 m er antallet viktige arter redusert til åtte, men disse åtte artene utgjør til gjengjeld mer enn 95% av antallet copepoder (Fig. 10 og 11). Det er liten likhet mellom zooplanktonsamfunnene i de to lagene og mesteparten av de sommer- og høstartene som opptrådte i 0-100 m mangler under 100 m. Til gjengjeld er to andre arter av en viss betydning i dyplagene, nemlig Metridia longa og Pareuchaeta norvegica. De sesongmessige variasjoner er mindre under 100 m enn over og sammensetningen av zooplanktonet mer stabil.

Calanus finmarchicus dominerer over hele fjorden, men betydningen av denne arten blir likevel merkbart redusert på de innerste stasjonene. I april - mai finner man på alle stasjoner en kraftig reduksjon av antallet C. finmarchicus og dette skyldes vesentlig vandringsen av modne individer opp til vannlagene over. Når den relative mengde av C. finmarchicus reduseres, øker prosenten av Microcalanus pusillus, Oithona similis, Oncaea borealis og Metridia longa. Dessuten finner vi en del Pareuchaeta norvegica. Dette er en relativt stor art, med størrelse på ca. 5-6 mm, og selv om den opptrer i lite antall gir den et ikke uvesentlig bidrag til biomassen.

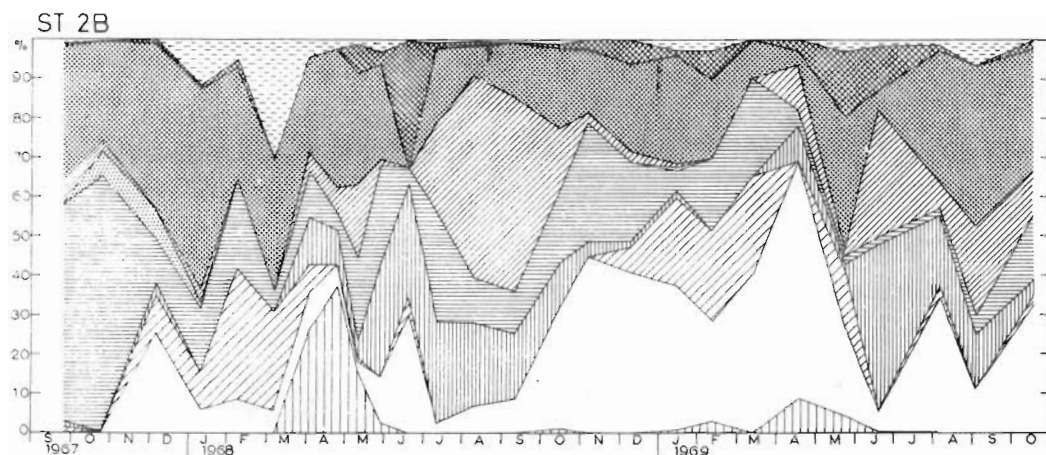


Fig. 12. Copepodenes sammensetning i 0-40 m på St. 2B, 1967-1969. Verdier i % av antall. Symboler som i Fig. 8.

I Borgenfjorden opptrer de samme arter av copepoder som i de øverste vannlagene i hovedfjorden, men den relative sammensetning er merkbart forskjellig (Fig. 12). Arter som vanligvis har en stor vertikal spredning i vannmassene, slik som C. finmarchicus, M. pusillus og Scolecithricella minor er stort sett begrenset til hovedfjorden, mens Borgenfjorden til gjengjeld har et prosentvis større innslag av enkelte arter med utpreget sommermaksimum (Temora longicornis, Acartia spp., Centropages hamatus).

Heller ikke når det gjelder copepodenes sammensetning kan det påvises merkbare endringer fra perioden 1967-1969 til perioden 1972-1974.

Variasjon i volum (Fig. 13)

I 0-100 m er volumet av zooplankton lite i vintermånedene. I april endrer situasjonen seg fullstendig med langt større volum i de øverste vannlagene. Dette har sammenheng med vårgytingen av C. finmarchicus nær overflaten. Utover sommeren

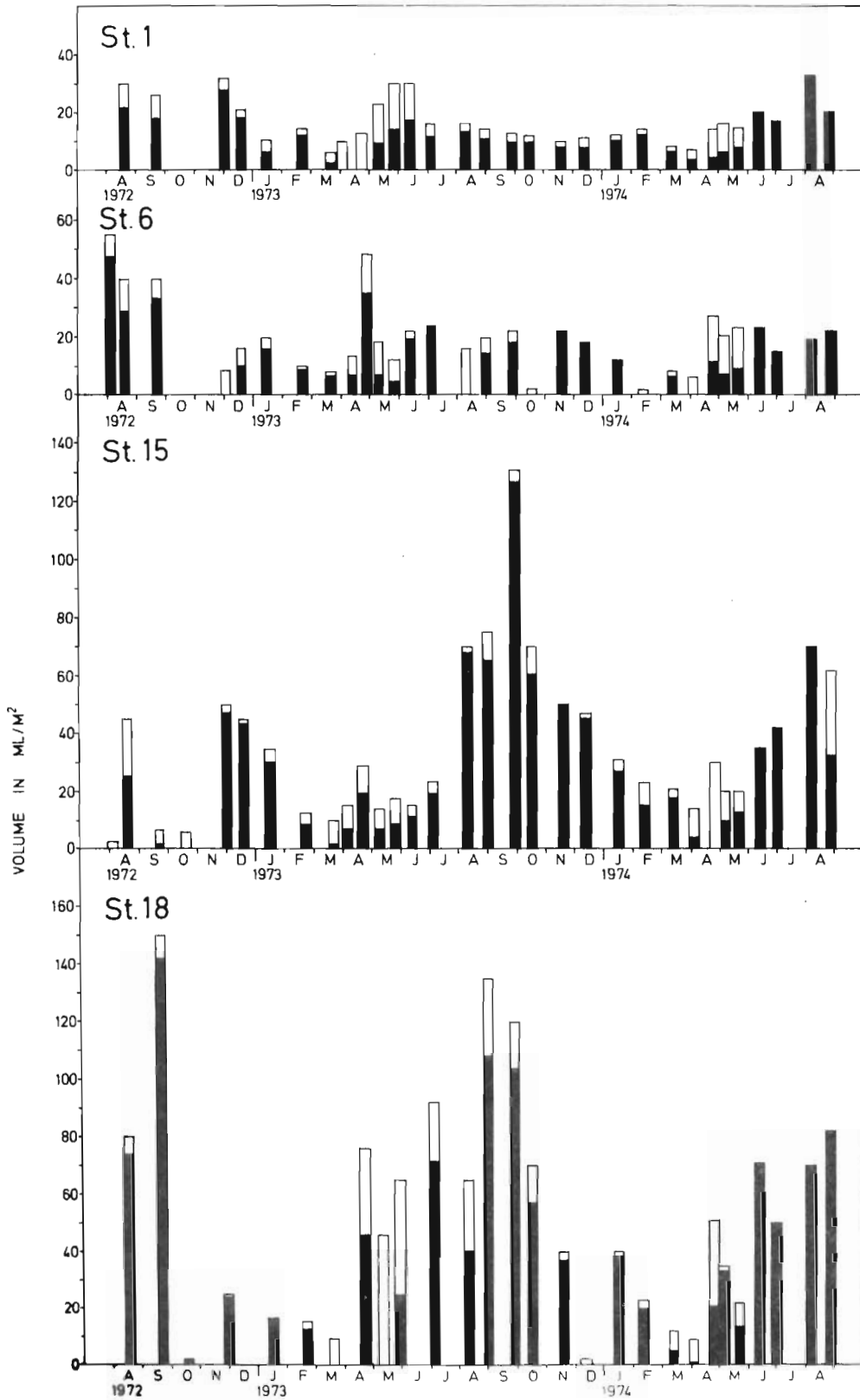


Fig. 13. Volumvariasjoner i 0-100 m (hvitt felt) og i 0 m - bunn (hvitt + svart felt) på St. 1, 6, 15 og 18 i 1972-1974. Volumene er angitt som antall ml plankton i vannsøylen under 1 m² havoverflate.

er bildet langt mer variabelt. I 1972 og 1973 finner en på alle stasjonene et stort zooplanktonvolum i de øverste 100 m, mens man i 1974 praktisk talt ikke finner zooplankton i dette vannlaget.

Under 100 m har man relativt små mengder og små variasjoner gjennom året på de to innerste stasjonene. På de to ytterste stasjonene, St. 18 og 15, er variasjonene derimot betydelige, med til dels store mengder i august og særlig i september alle år.

Zooplanktonvolumet som er registrert i perioden 1972 - 1974 viser god overensstemmelse med det som er funnet i 1963 - 1972. Imidlertid har man ikke noe tidligere år registrert så lite plankton i overflatelagene som sommeren 1974.

I den grunne Borgenfjorden er totalvolumene mindre enn i hovedfjorden, men konsentrasjonen kan være minst like stor. Årsmaksima opptrer i perioden juni - september.

De enkelte artenes opptreden

Calanus finmarchicus

C. finmarchicus er en boreal art som i sin tid ble beskrevet av selveste biskop Gunnerus. Den opptrer periodevis i enorme mengder og er av meget stor betydning for kystens produksjon. De yngste larvene er ca. 0.6 mm, de voksne 2-3 mm. C. finmarchicus er også det viktigste zooplankton i Trondheimsfjorden.

I de øvre 100 m finner en maksimum antall i april med markert høyeste tall for de ytre stasjonene, høyere i 1974 enn i 1973 (Fig. 14). I 1973 er det særlig nauplier og de yngste copepoditstadier som bidrar til de store tallene på alle stasjonene, mens de indre stasjonene i 1974 viser meget markert færre nauplier og unge copepoditer. Denne tendensen blir mindre utpreget på St. 15, og på St. 18 er det ingen markert forskjell mellom de to årene.

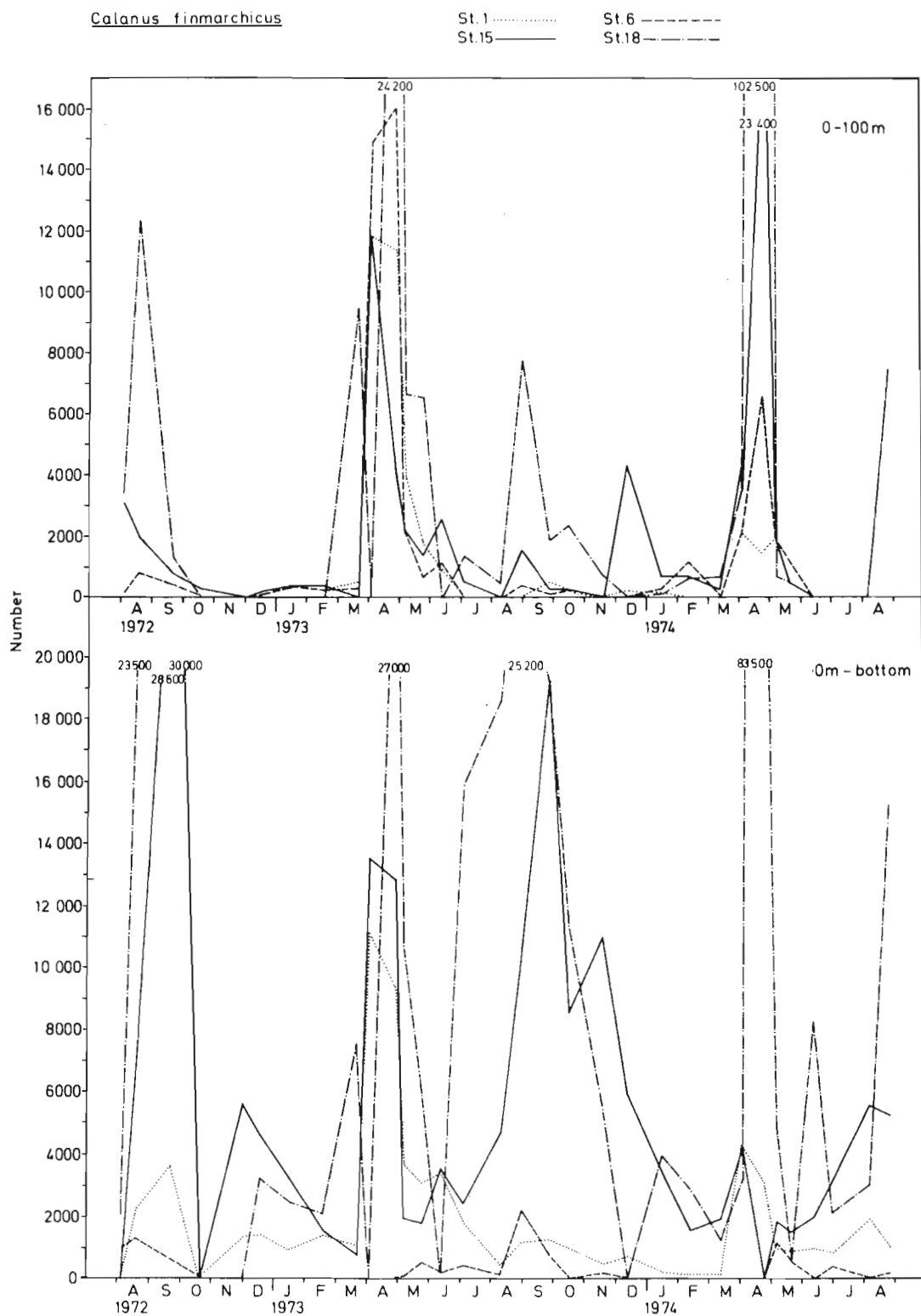


Fig. 14. Calanus finmarchicus, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m og 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18 i 1972-1974.

I august-september inntreffer også et nytt, men langt svakere, maksimum i 0-100 m på de to ytre stasjonene, med sterkt innslag av eldre stadier (Fig. 15-18).

Under 100 m finner en karakteristiske maksima i august-september. Også disse maksimalverdiene viser langt høyere tall på de ytre stasjonene (St. 15 og 18) enn på de indre (St. 6 og 1), og skyldes nesten utelukkende copepodit-stadium V.

Store årsvariasjoner i antall, sammen med en gradient i fjordens lengderetning var et karakteristisk trekk for C. finmarchicus også i perioden 1963-1972. Antallet på St. 18 i april 1974 er langt høyere enn noen tidligere registrering, og det samme gjelder antallet under 100 m på St. 15 både i 1972 og 1973. I rike år er bestanden av C. finmarchicus i Trondheimsfjorden høyere enn det som er vanlig i andre norske fjorder og ligger på et nivå med de store forekomstene man finner i Lofotområdet.

Gyting og utvikling

Gyting hos C. finmarchicus og generasjonenes videre skjebne kan leses ut av stadiefordelingsgrammene (Fig. 15-18). Opptreden av nauplier indikerer en hovedgyting i mars 1973 på St. 18, i mars/april det samme år på de øvrige stasjonene. På stasjon 1 ble det registrert relativt stort antall nauplier, på St. 6 og 15 meget store antall, mens på St. 18 var mengden av disse stadiene moderate. Svake og sporadiske gytinger opptrer også utover sommeren. Vårgenerasjonen 1973 synes å ha fått en relativt gunstig utvikling og antallet av eldre copepoditer er høyt.

I 1974 finner en også gyting i mars-april, men antallet nauplier er imidlertid langt færre, særlig på St. 1, 6 og 15. På de to innerste stasjonene, 1 og 6, er også mengden av copepoditer tilsvarende lavt. Gyting har altså funnet sted, men med mindre gunstig resultat enn året før. Det ser derfor ut til at de variasjoner en finner i vårgenerasjonen har sammenheng

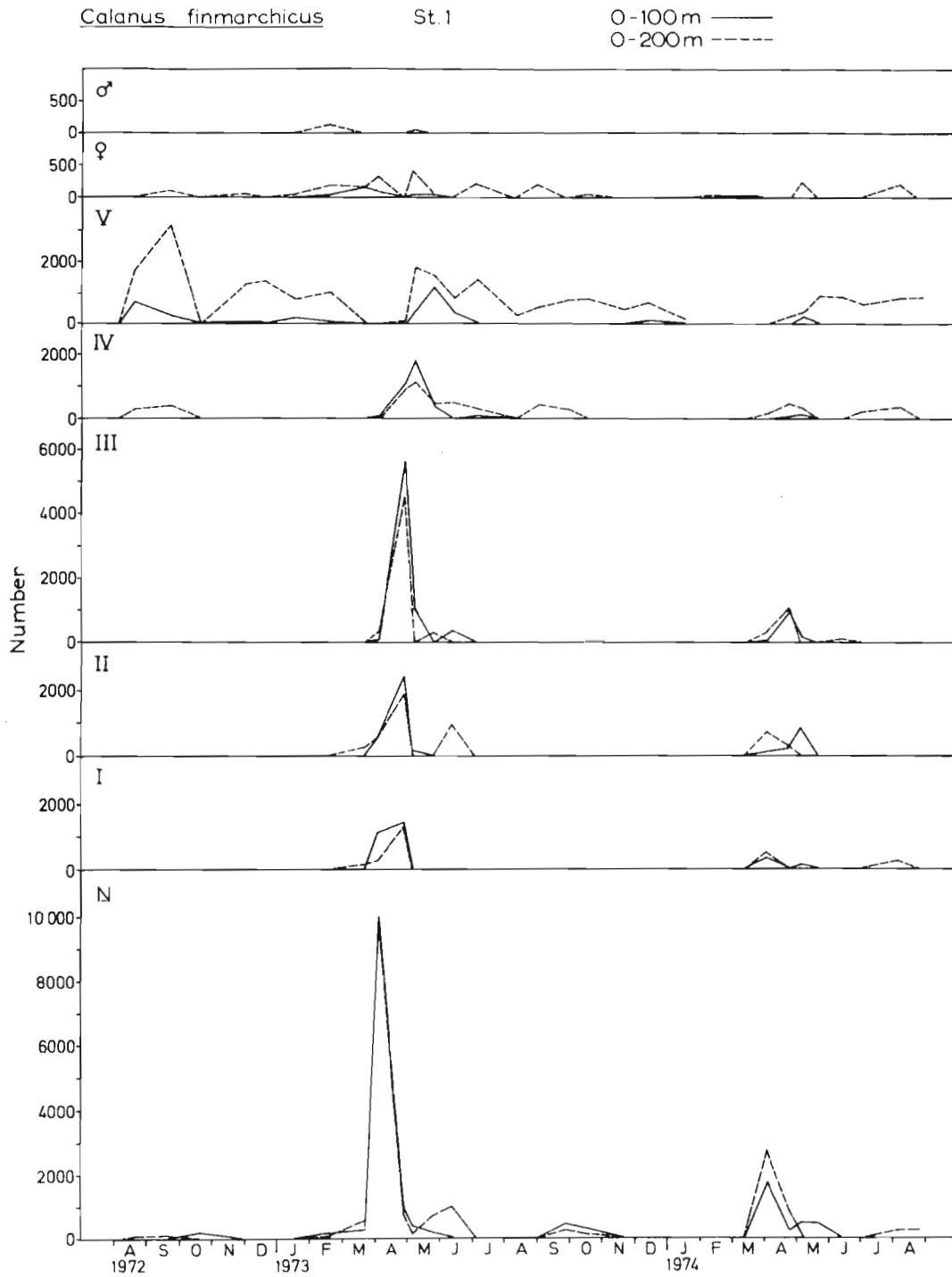


Fig. 15. *Calanus finmarchicus*, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-200 m på St. 1 i 1972-1974.

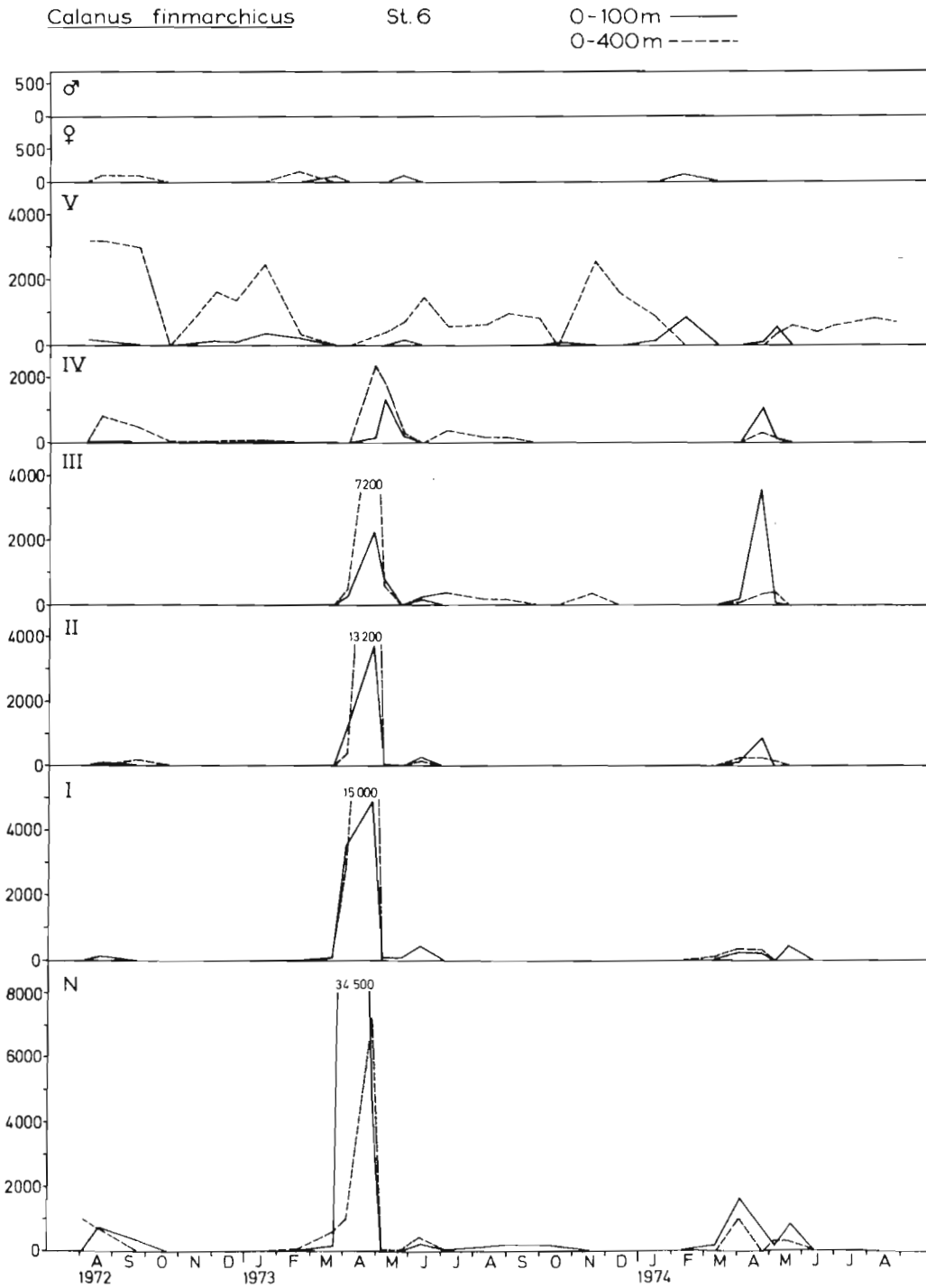


Fig. 16. Calanus finmarchicus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-400 m på St. 6 i 1972-1974.

Calanus finmarchicus

St. 15

0-100m ———
0-500m - - - - -

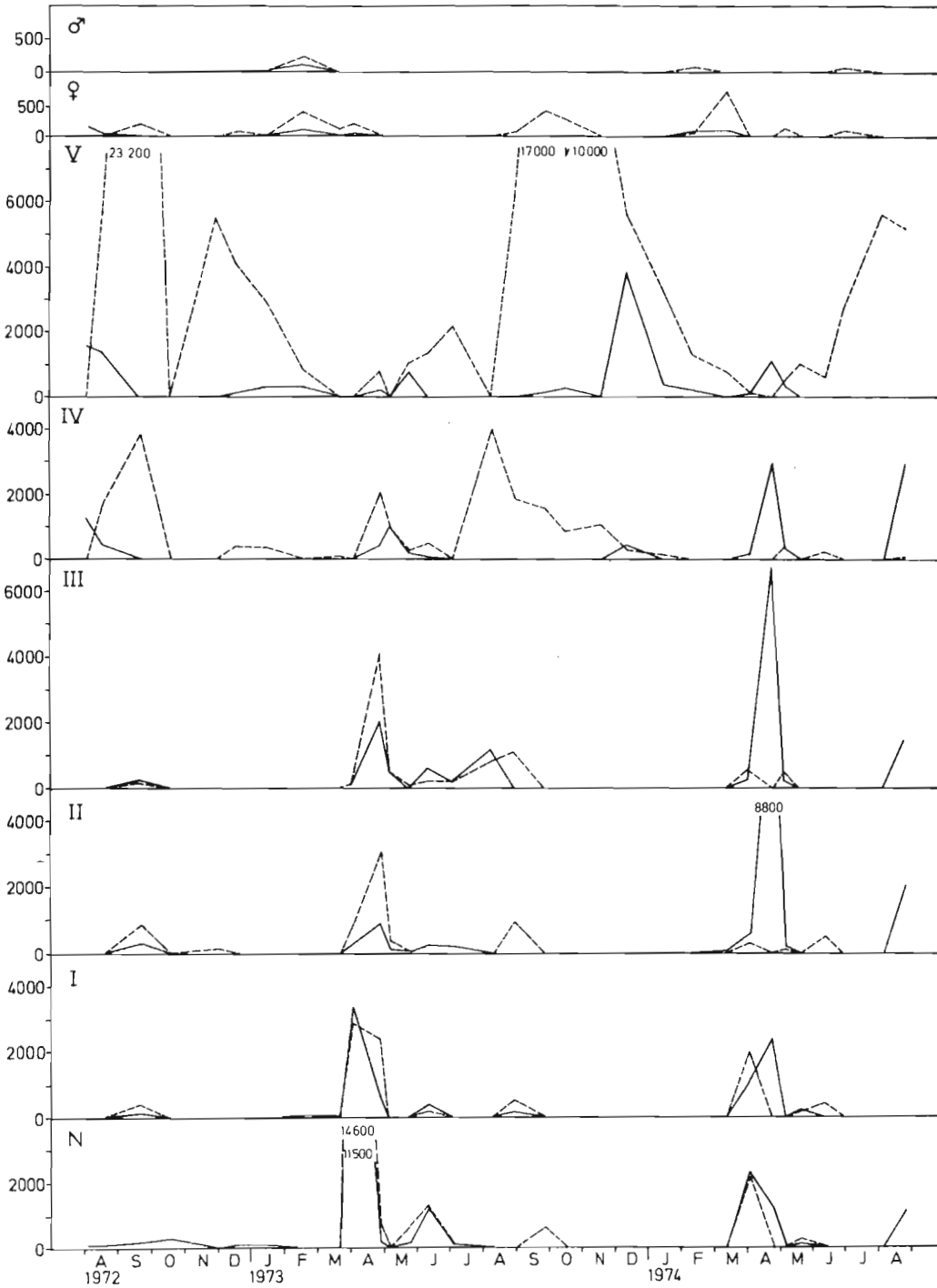


Fig. 17. Calanus finmarchicus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-500 m på St. 15 i 1972-1974.

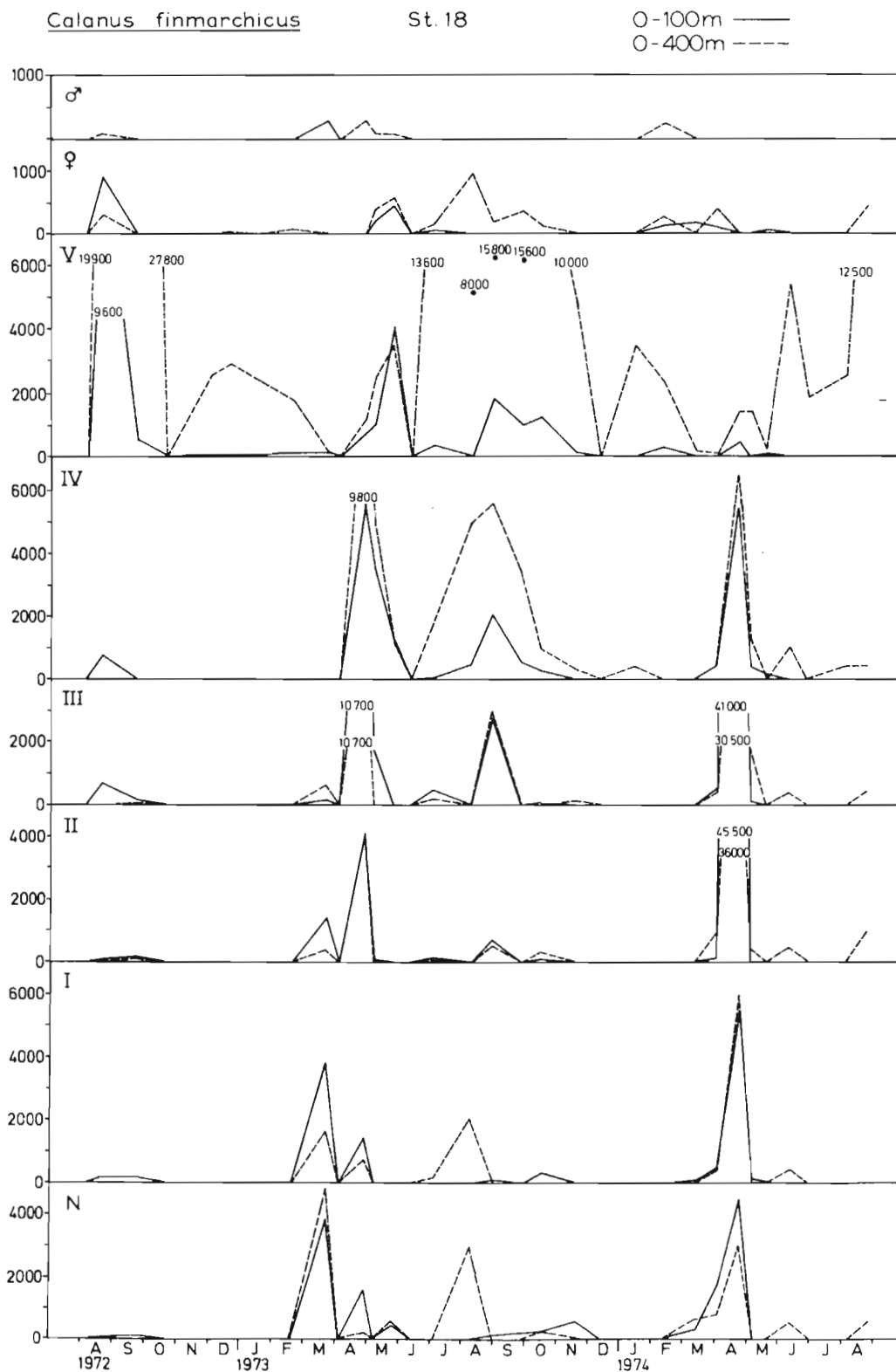


Fig. 18. Calanus finmarchicus, antall pr håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-400 m på St. 18 i 1972-1974.

med gyting og vekstforhold, og dette samstemmer med de konklusjoner som er trukket på grunnlag av de tidligere undersøkelsene.

De markerte økninger av antallet copepoditer stadium V som finner sted i august-september, kan ikke føres tilbake til yngre stadier som har utviklet seg inne i fjorden og dette faktum, sammen med den tydelige reduksjon i antall innover i fjorden, gjør det sannsynlig at disse bestander er tilført fjorden utenfra. Også dette stemmer overens med tidligere konklusjoner.

I Borgenfjorden opptrer C. finmarchicus nesten bare om våren og blir da ført inn fra hovedfjorden. Borgenfjorden er for grunn til at C. finmarchicus kan overvintre og en lokal bestand kan derfor ikke etableres.

Calanus hyperboreus

C. hyperboreus ligner meget på C. finmarchicus, men er langt større, ca. 5-7 mm for voksne individ. I norske farvann kan C. hyperboreus være tallrik, særlig på kysten. I Trondheimsfjorden er bestanden liten, og til tross for sin størrelse er den av mindre betydning for biomassen. Den oppholder seg fortrinnsvis på dypt vann hele året.

I løpet av perioden 1972-1974 er det funnet C. hyperboreus i seks håvtrekk til forskjellige tider på året. Større antall er funnet på St. 15, den dypeste stasjonen, enn på de øvrige. C. hyperboreus er ikke observert i Borgenfjorden.

Paracalanus parvus

P. parvus er en liten art og de voksne individer er mindre enn 1 mm. Den er en varmekjær art som lever i de øvre vannlag og synes ikke å kunne etablere en lokal bestand i Trondheimsfjorden. Alle registreringer hittil faller sammen med innstrømninger av varmt vann og de største antall opptrer

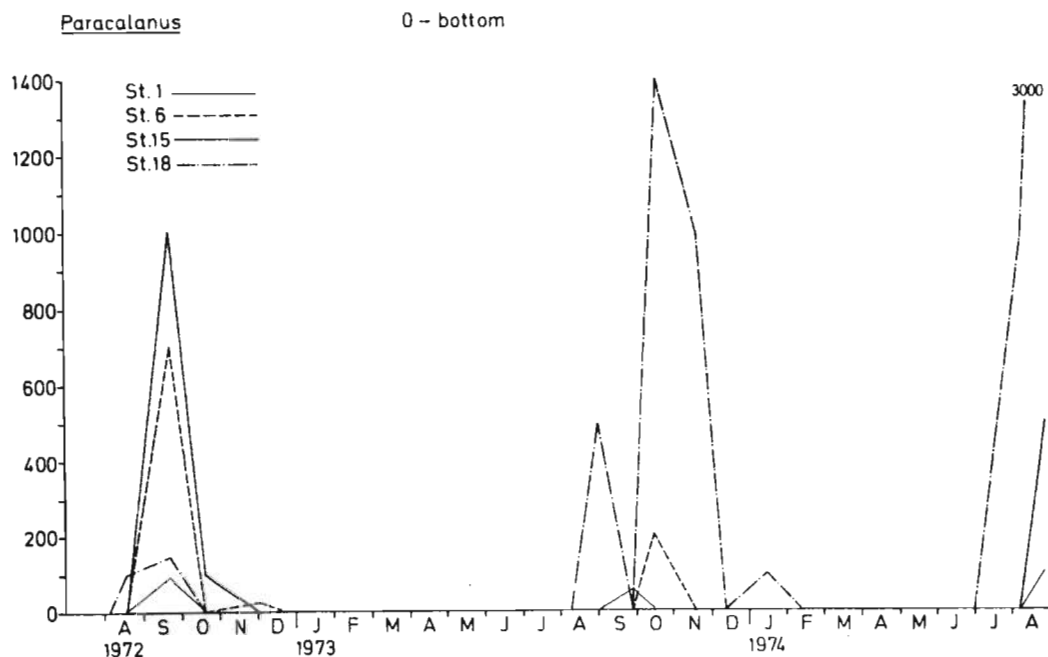


Fig. 19. Paracalanus parvus, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18 i 1972-1974.

da også ytterst i fjorden. Opptredenen og mengdene av P. parvus kan derfor benyttes som en indikator for sommer- og høstinnstrømninger av varmt vann. I perioden 1972-1974 viser P. parvus den karakteristiske utbredelse i fjorden (Fig. 19). Den opptrer i august eller senere både i 1972, 1973 og 1974 og indikerer at varmt kystvann har strømmet inn i fjorden alle disse tre årene.

I Borgenfjorden er den funnet i september 1973 og 1974, i hvert tilfelle ble bare ett individ registrert.

Pseudocalanus elongatus

P. elongatus er også en liten art, voksen lengde ca. 0.8-1.1 mm, men til tross for sin størrelse er den viktig i kystens zooplankton, særlig i sommer- og høstmånedene.

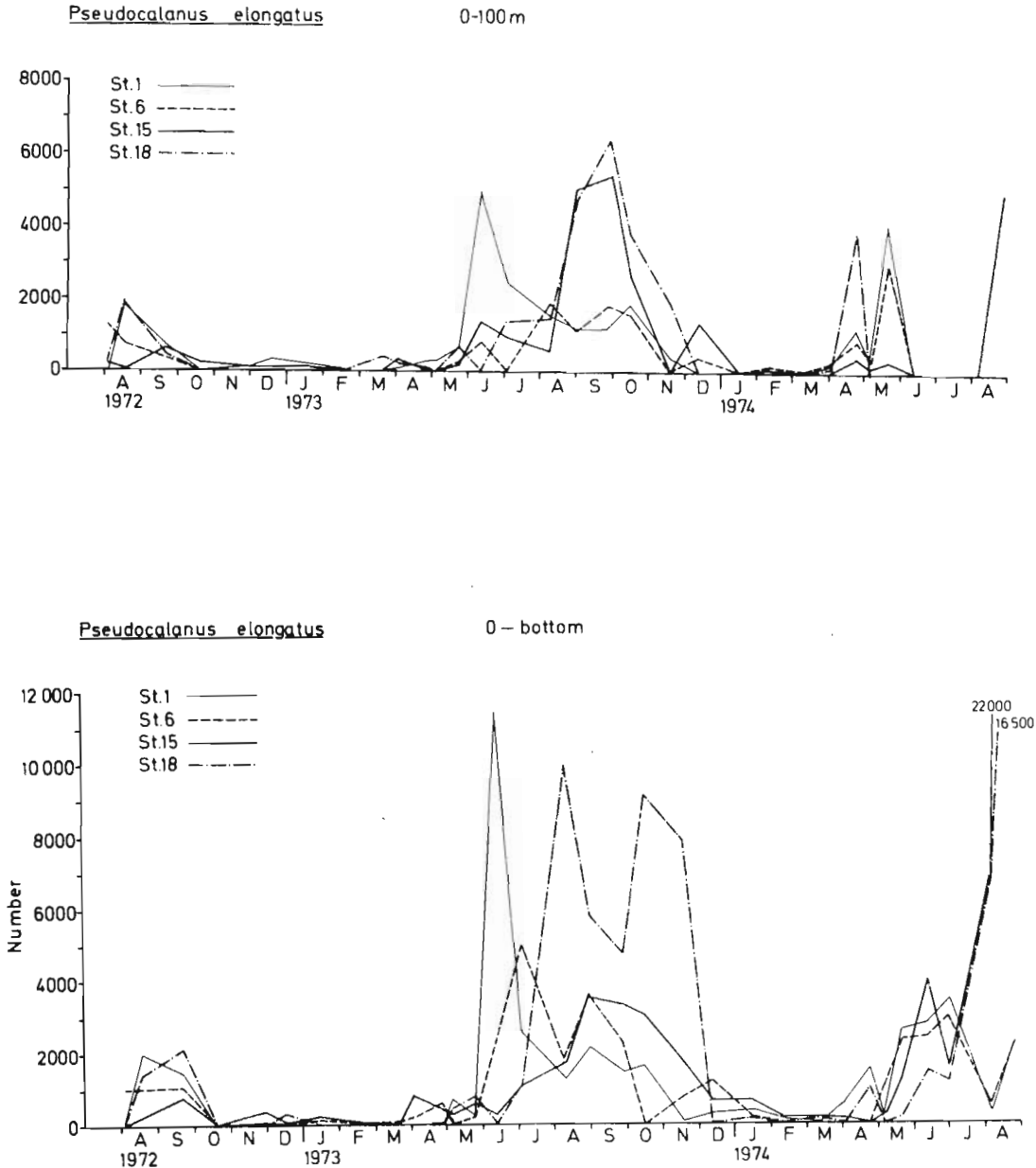


Fig. 20. Pseudocalanus elongatus, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m og 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18 i 1972-1974.

I 0-100 m finner en de mest utpregete maksima i månedene august og september, vanligvis med de høyeste verdiene ytterst i fjorden (Fig. 20). Disse maksima er sammensatt av alle stadier (Fig. 21-24). Ser man på verdiene for hele vannsøylen (Fig. 20) finner man det samme generelle bildet, men med høyere verdier.

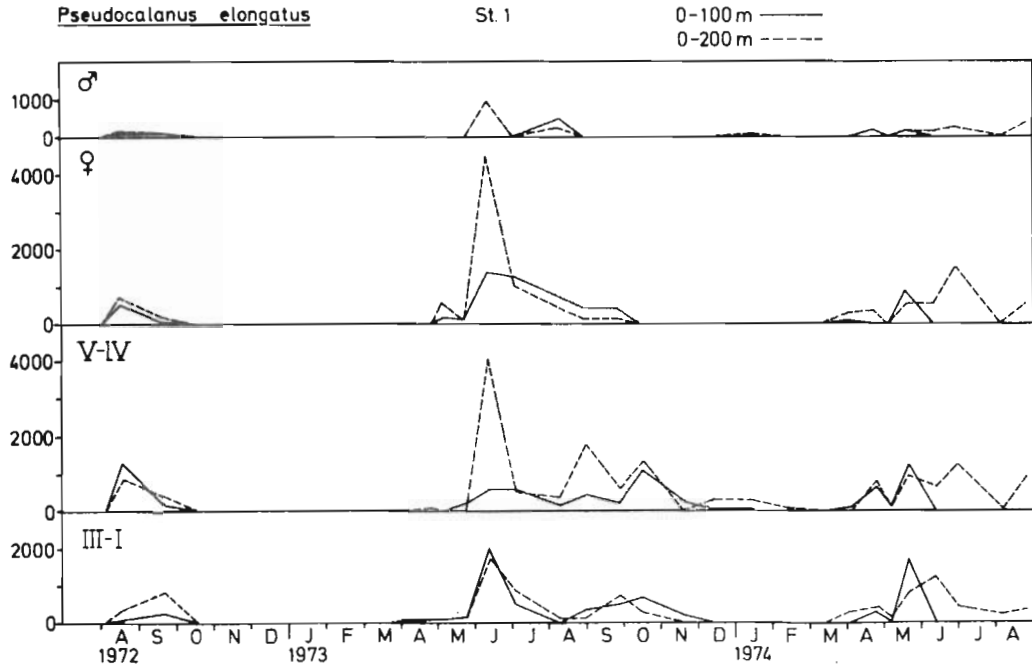


Fig. 21. Pseudocalanus elongatus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-200 m på St. 1, 1972-1974.

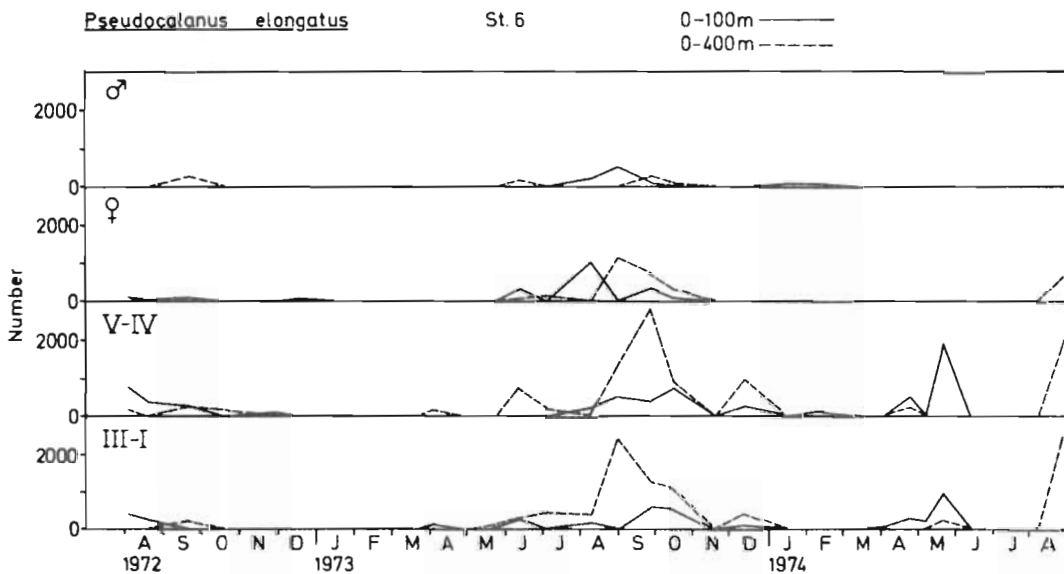


Fig. 22. Pseudocalanus elongatus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-400 m på St. 6, 1972-1974.

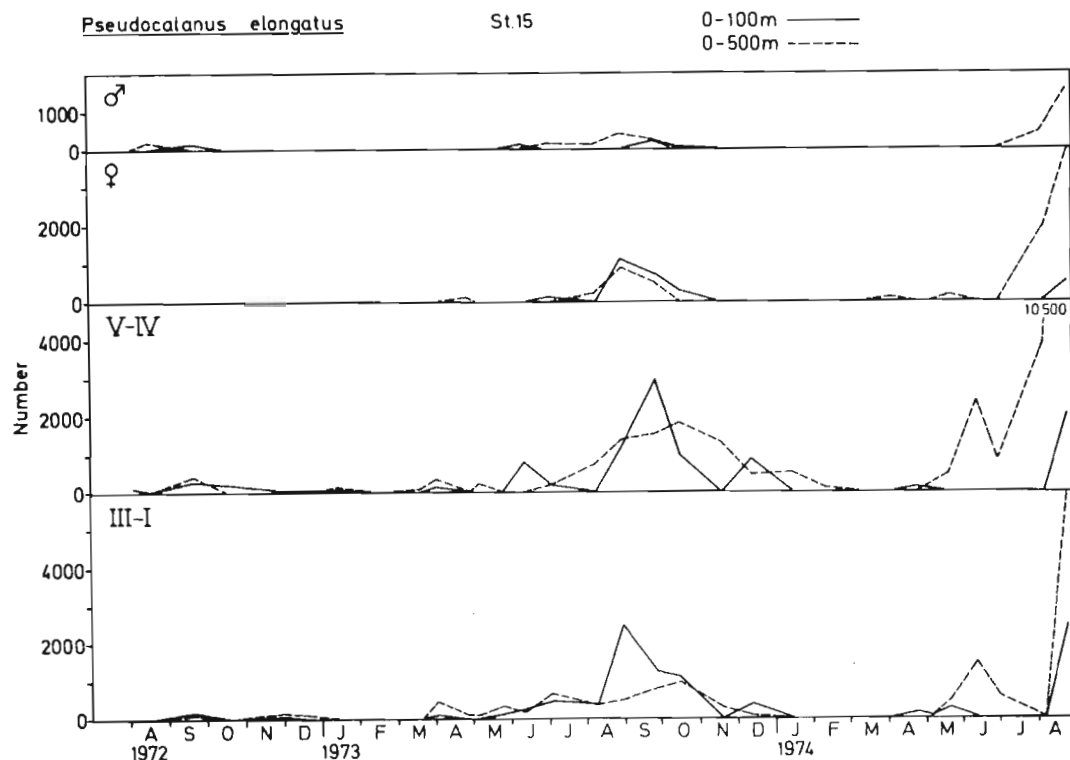


Fig. 23. Pseudocalanus elongatus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-500 m på St. 15, 1972-1974.

Dette indikerer at en del av bestanden opptrer også under 100 m. I tillegg til sommer- og høstmaksima finner en også mindre maksima om våren og forsommeren. Disse har et større innslag av yngre stadier.

På grunnlag av stadiefordelingsdiagrammet (Fig. 21-24) kan en anta at P. elongatus gyter første gang i fjorden i april, noenlunde samtidig med C. finmarchicus, og med nye gytinger allerede i mai og juni. I denne perioden er alle stadier relativt jevnt fordelt på alle stasjonene og dette antyder at disse små maksima skyldes en lokal bestand. Den viktigste gytingen finner imidlertid sted fra august på alle stasjonene unntatt den innerste. På de tre ytre stasjonene opptrer alle stadier omtrent samtidig, men med de største antall ytterst i fjorden. Dette indikerer at lokal gyting finner sted, men at det sannsynligvis finner sted en betydelig innvandring

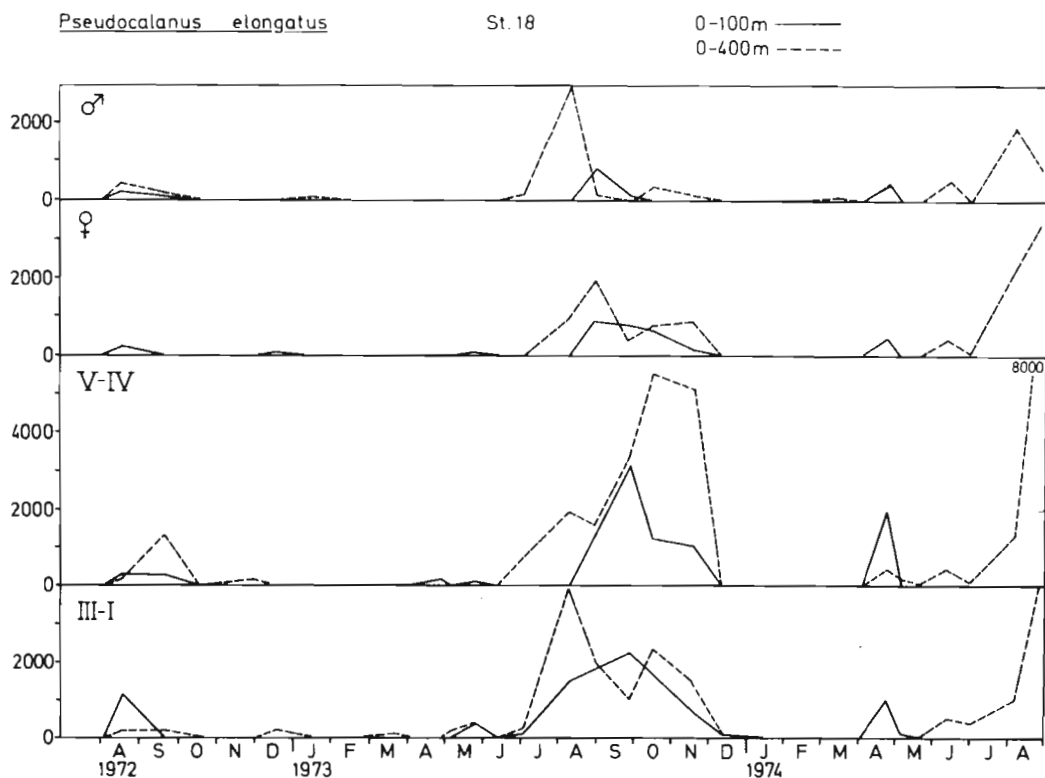


Fig. 24. Pseudocalanus elongatus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-400 m på St. 18, 1972-1974.

til fjorden fra kystområdene. De innvandrende bestandene har gytt og er fortsatt i gyting og blander seg med den lokale be-standen. P. elongatus opptrer til alle årstider, men vinter-bestandene er meget små.

Microcalanus pusillus

M. pusillus er en boreal art med utbredelse tilsvarende C. finmarchicus. Arten er meget liten og de voksne måler ikke mer enn 0.4-0.6 mm.

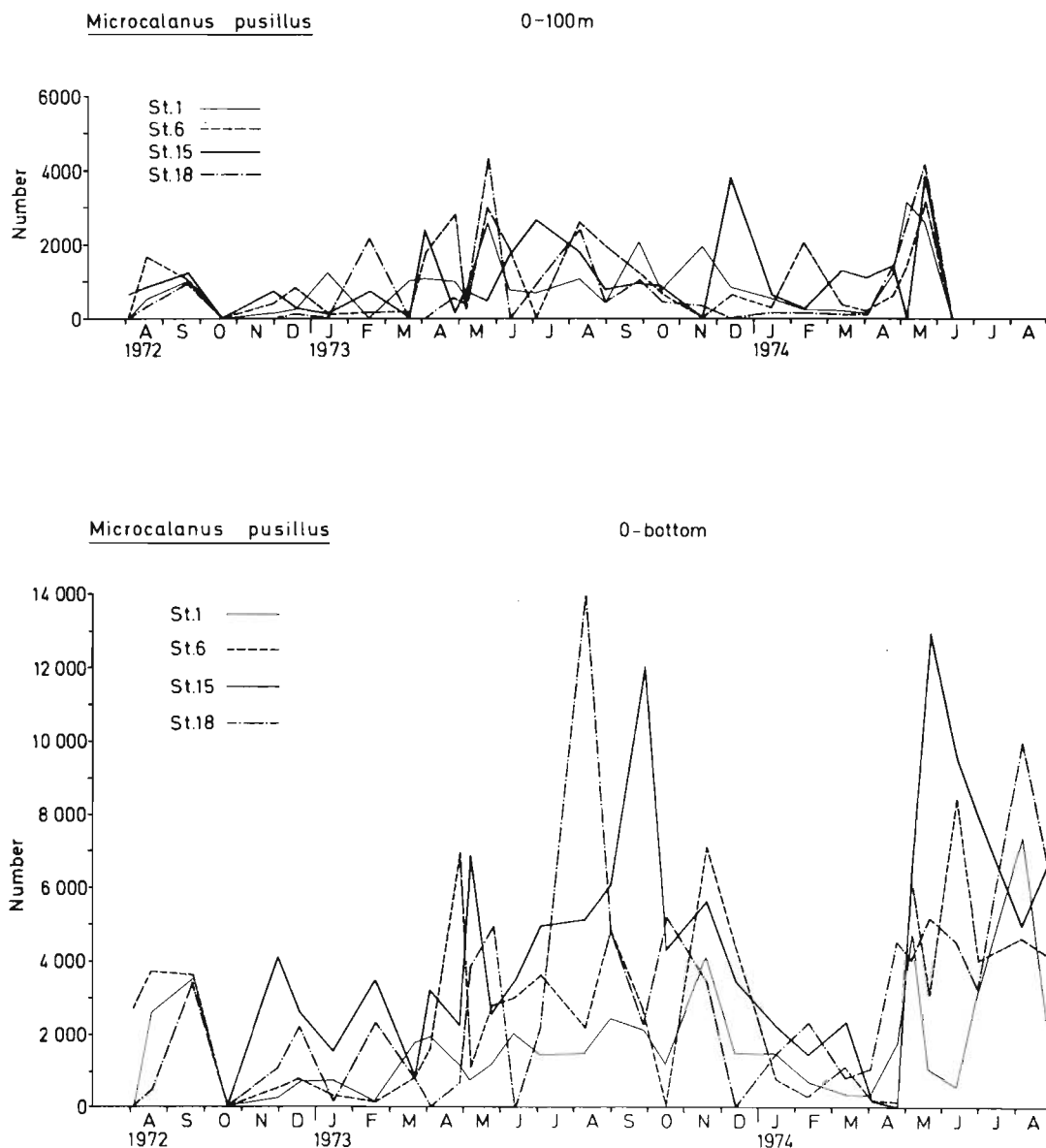


Fig. 25. Microcalanus pusillus, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m og 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18 i 1972-1974.

Variasjonene i antall gjennom året gir et temmelig uryddig bilde både i 0-100 m og i hele vannsøylen (Fig. 25). På figuren antydes imidlertid svakt et felles maksimum for alle stasjoner i mai i 0-100 m. Dette etterfølges av et ganske markert maksimum under 100 m. Arten er så liten at de aller minste larvestadiene går gjennom maskene i håven og stadiefordelingsdiagrammene (Fig. 26-29) gir derfor få holdepunkter for

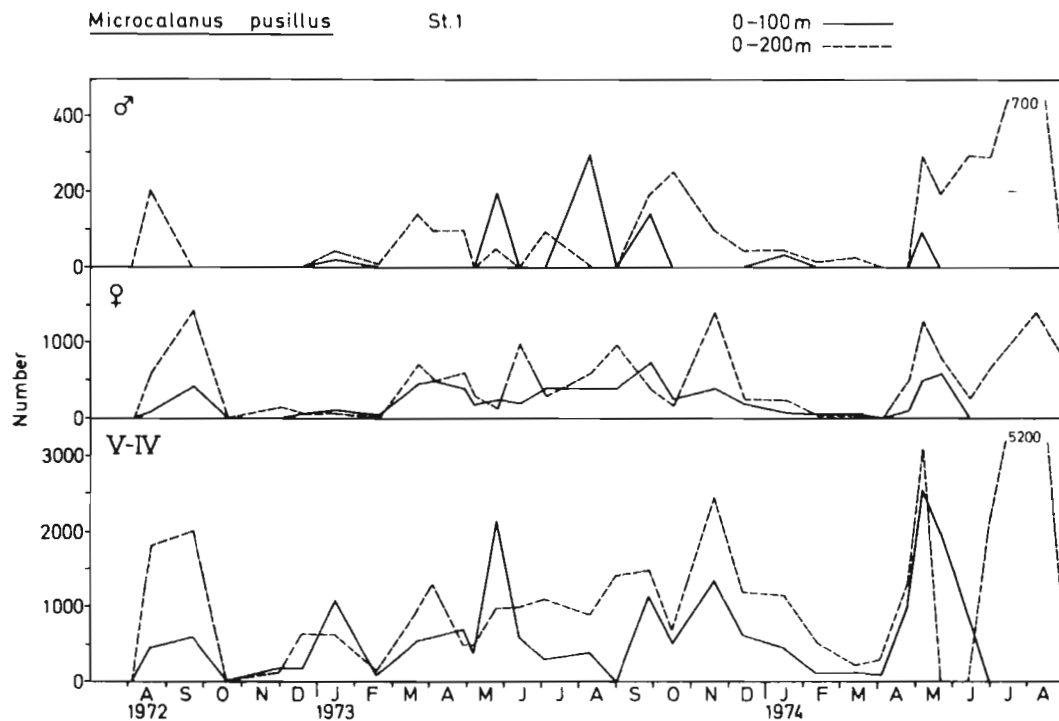


Fig. 26. Microcalanus pusillus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-200 m på St. 1, 1972-1974.

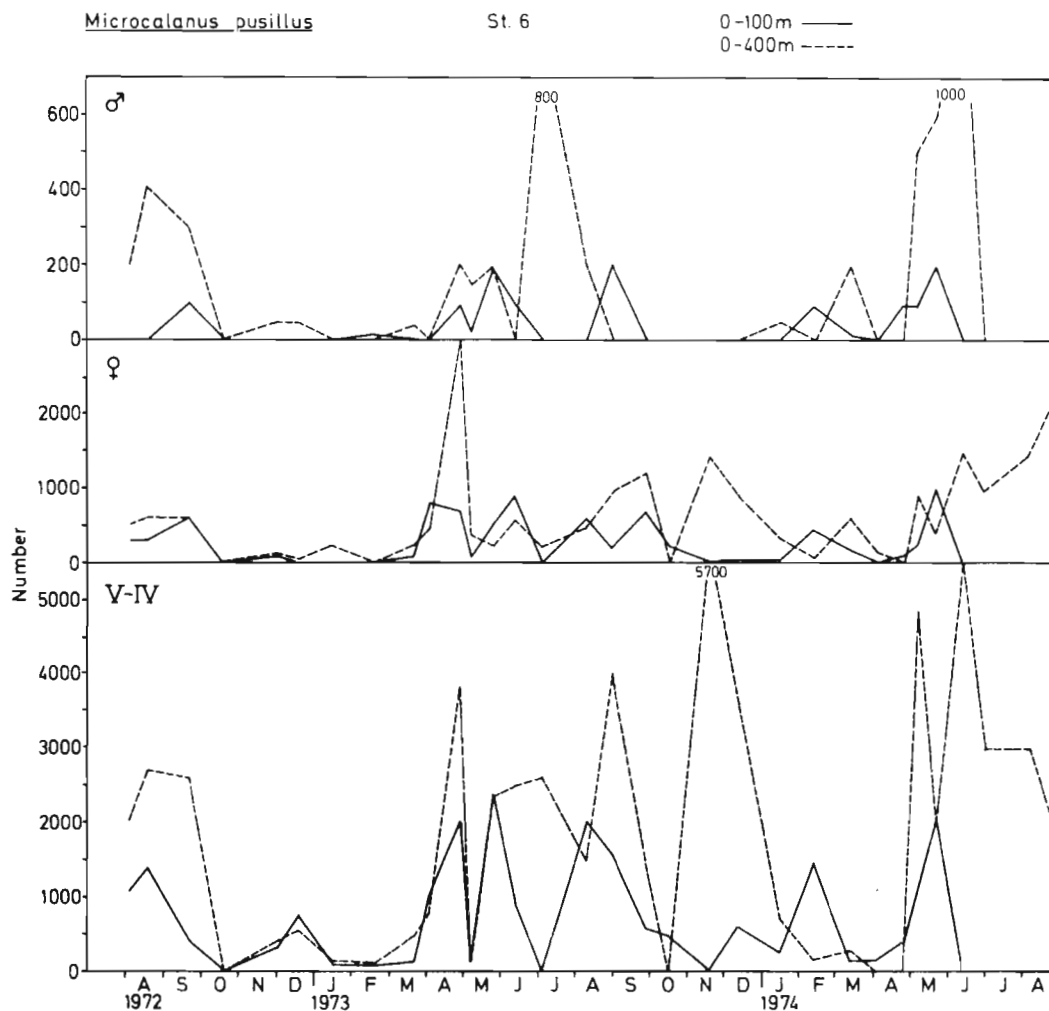


Fig. 27. Microcalanus pusillus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-400 m på

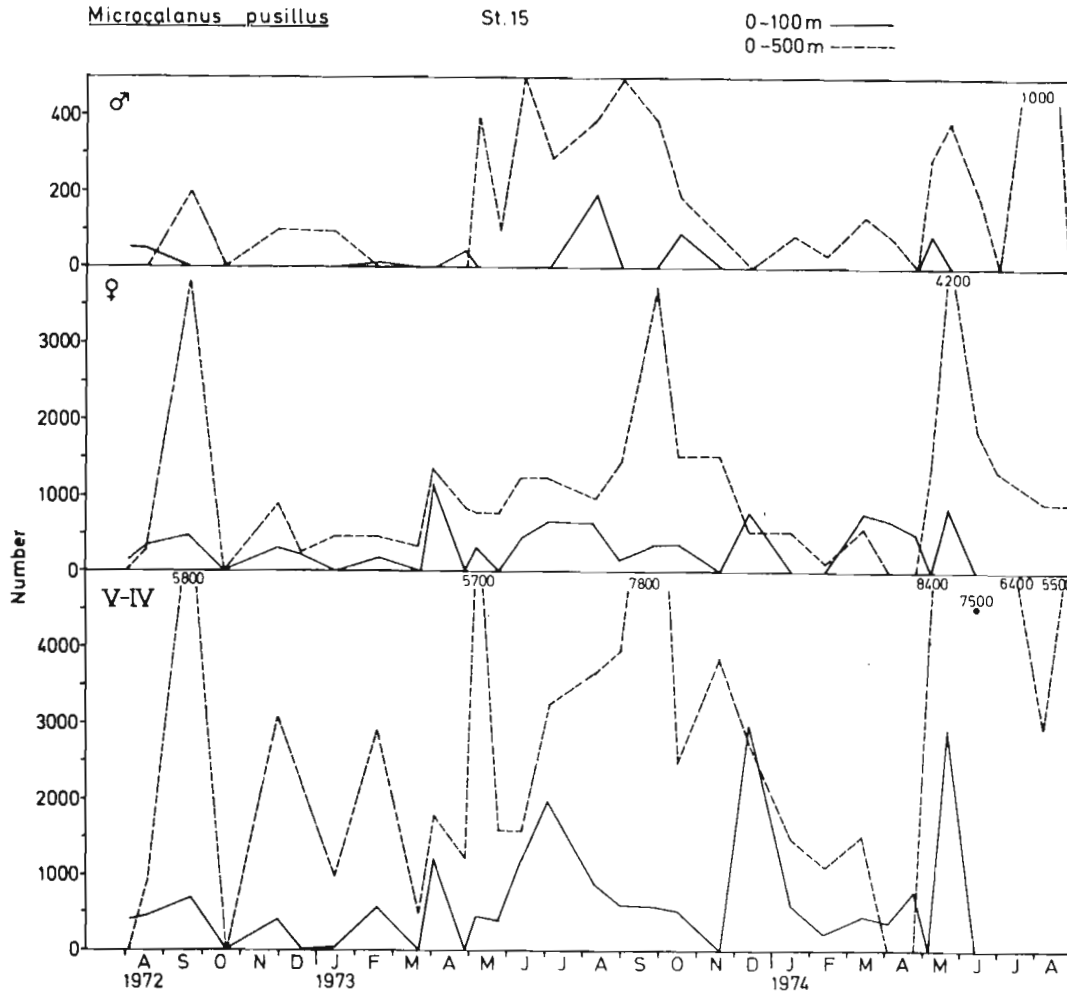


Fig. 28. Microcalanus pusillus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-500 m på St. 15, 1972-1974.

å bestemme gyting. Det er imidlertid grunn til anta at gyting finner sted når modne hunner og hanner opptrer samtidig og ut fra dette er det sannsynlig at gyting forekommer nesten til alle årstider, men minst i vintermånedene. Mengdefordelingen innover i fjorden gir ikke noe entydig bilde og M. pusillus er trolig ganske stasjonær. Så liten som arten er gjør den lite av seg i biomasse, men om den som antatt har mange generasjoner, vil den samlede produksjon gjennom året likevel bli ganske

Chiridius armatus

C. armatus er klassifisert som en arktisk art, men i likhet med en del andre tilsvarende arter opptrer den i dypvannet i norske fjorder. Den er nokså stor, med voksne individer ca. 3 mm. Det er sannsynlig at denne arten lever svært nær bunnen og at vertikale håvtrekk ikke gir et korrekt bilde av antallet.

Variasjonene gjennom året viser ingen utpreget tendens (Fig. 30). De dypeste stasjonene, 6, 15 og 18, er best representert og et noenlunde felles maksimum opptrer muligens fra august til oktober-november. Det er ingen lengdegradient i antall, og arten er tydeligvis temmelig stasjonær i Trondheimsfjorden. Ut fra det antall som er registrert er C. armatus av liten betydning for den samlede zooplanktonproduksjon, men kan muligens være av større betydning i vannlag som ligger umiddelbart nær bunnen.

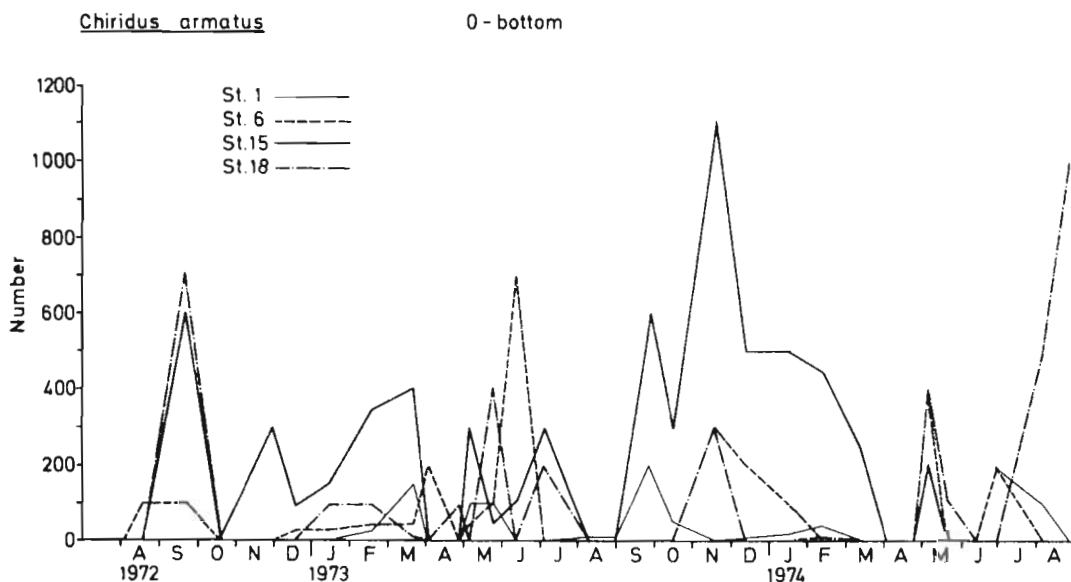


Fig. 30. Chiridius armatus, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Pareuchaeta norvegica

P. norvegica har en forekomst i Trondheimsfjorden som minner om foregående art. Den er av de største artene i våre farvann, og voksne kan bli ca. 6-7 mm. De høyeste verdiene er funnet i mai-juni (Fig. 31), og dette faller sammen med opp-treden av nauplier og yngre copepoditstadier. Arten opptrer helst på de dypeste stasjonene og utbredelsen tyder på at den er relativt stasjonær i fjorden. Til tross for sin størrelse er den av begrenset betydning for energiomsetningen, selv om den muligens i nærheten av bunnen har større betydning enn høyere oppe i vannsøylen.

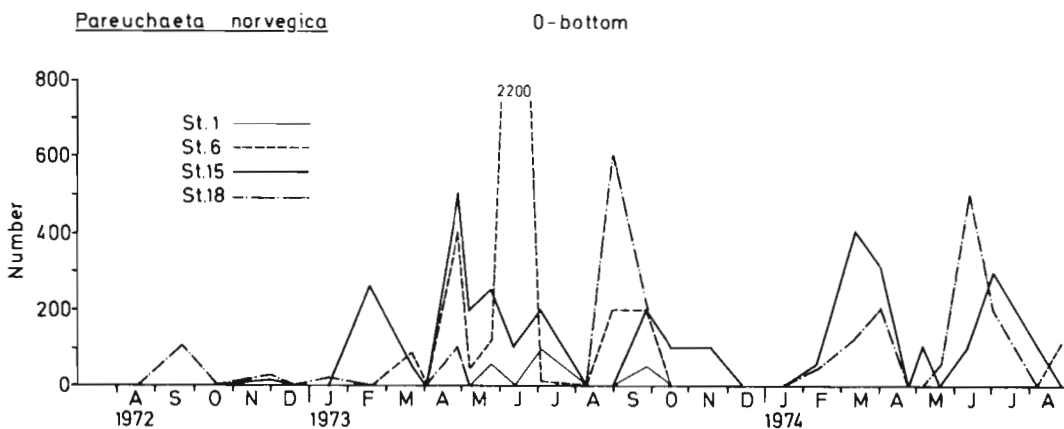


Fig. 31. Pareuchaeta norvegica, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Scolecithricella minor

S. minor er en kosmopolitisk art som vanligvis opptrer i ubetydelige mengder i norske farvann. I Trondheimsfjorden forekommer den imidlertid i større mengde enn man kunne vente og i perioder har den en viss betydning for biomassen. Lengden av voksne individ er ca. 1 mm.

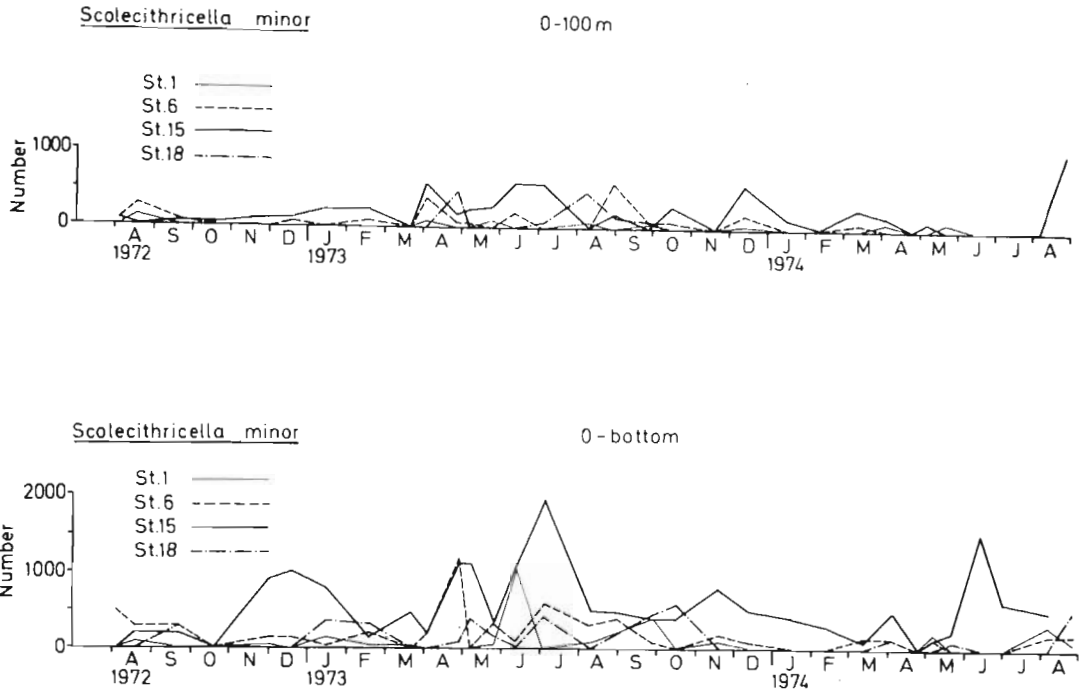


Fig. 32. Scolecithricella minor, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m og 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

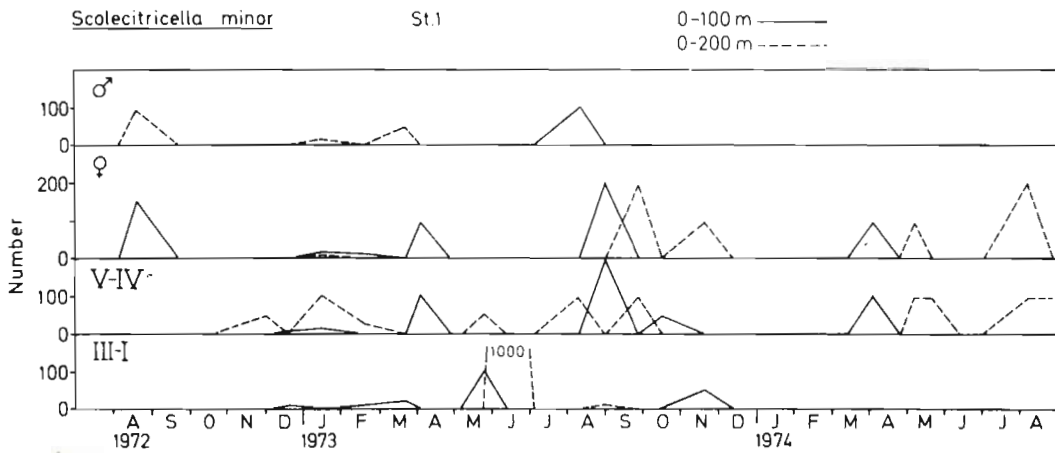


Fig. 33. Scolecithricella minor, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-100 m og 0-200 m på St. 1, 1972-1974.

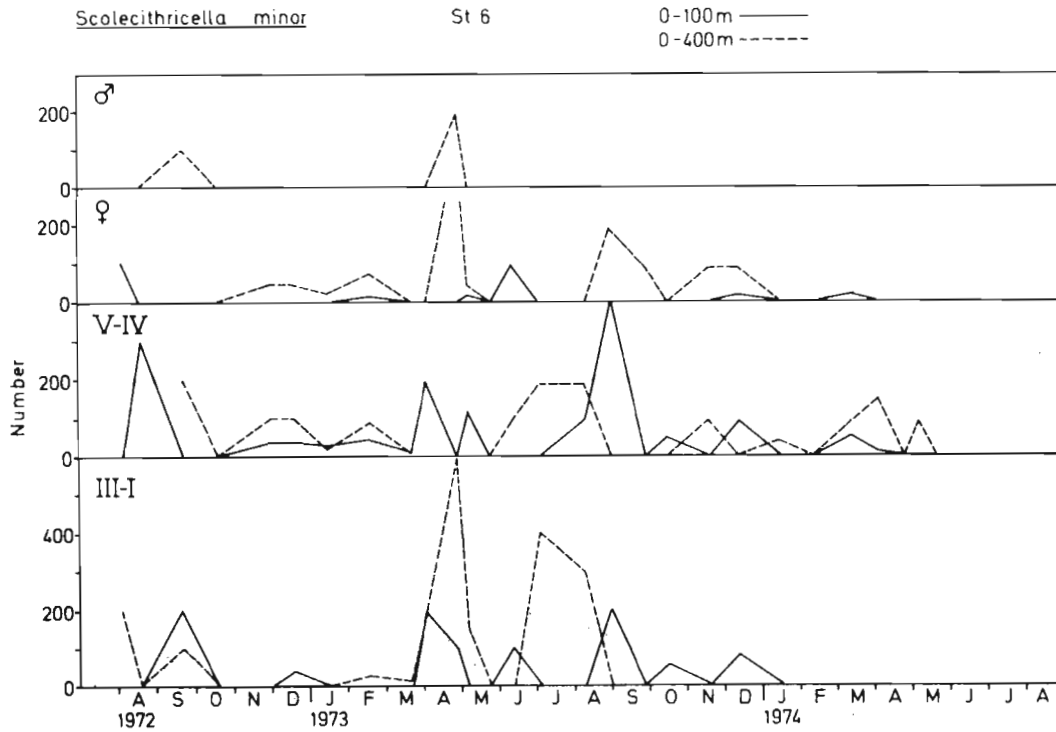


Fig. 34. *Scolecithricella minor*, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-400 m på St. 6, 1972-1974.

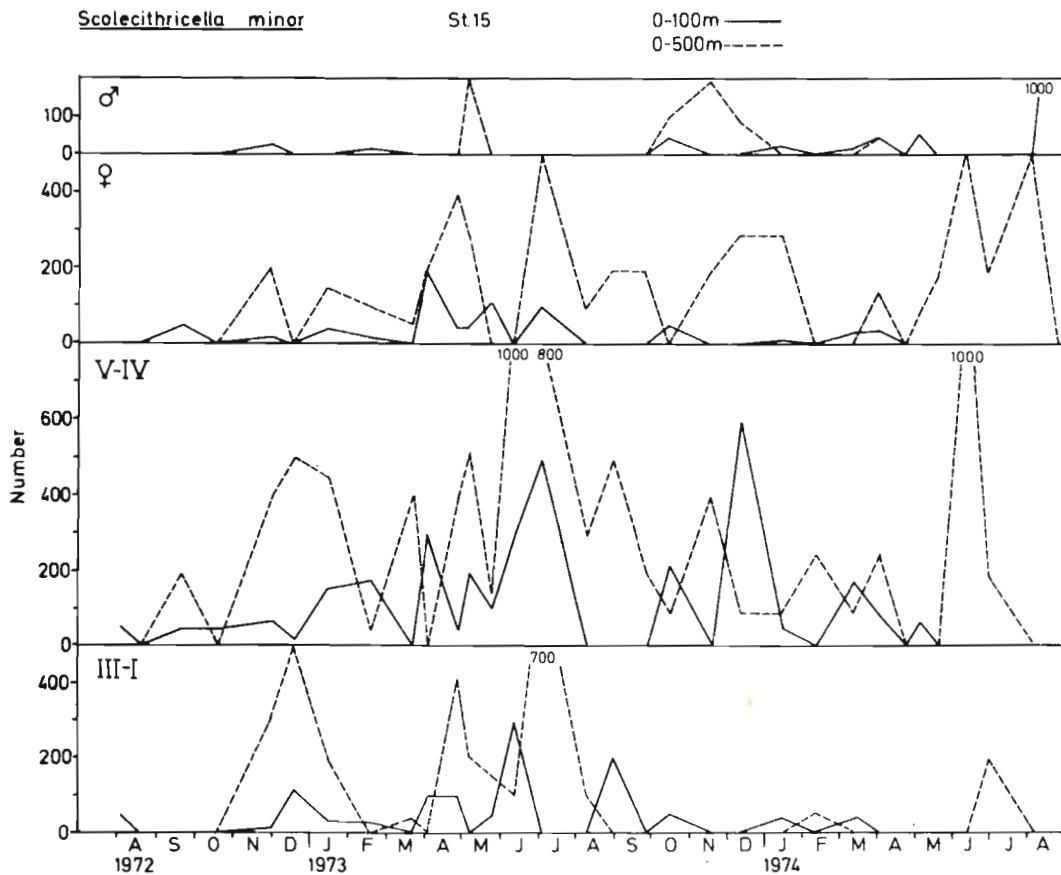


Fig. 35. *Scolecithricella minor*, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-500 m på St. 15, 1972-1974.

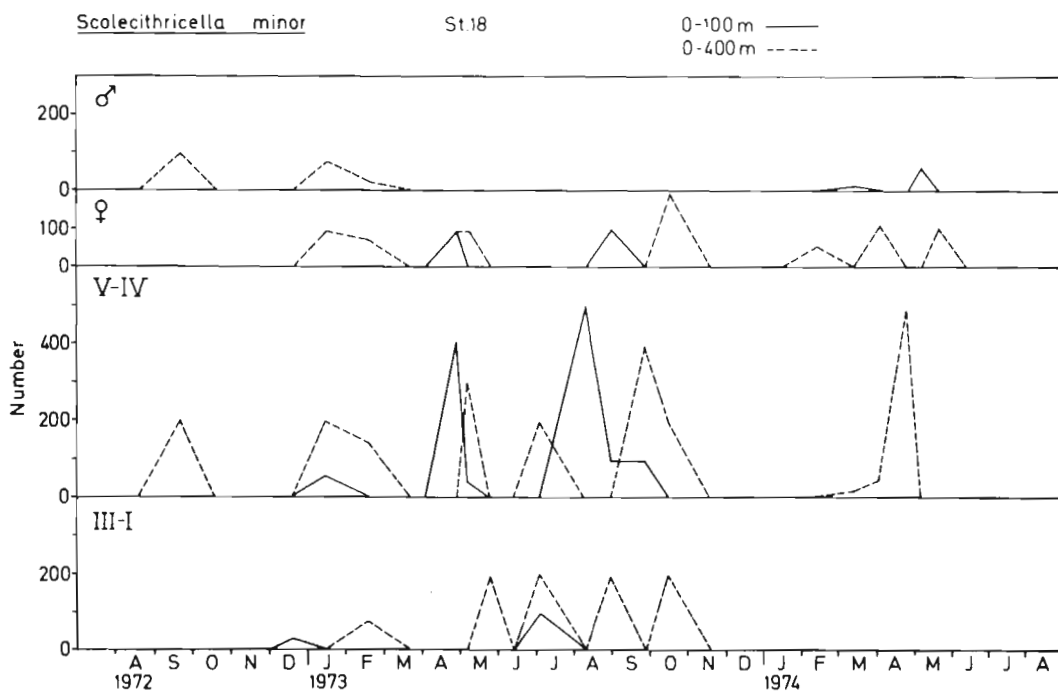


Fig. 36. Scolecithricella minor, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-400 m på St. 18, 1972-1974.

Utpregete sesongvariasjoner i antall opptreter hverken i 0-100 m eller dypere, og selv om vinteren er det en viss bestand (Fig. 32). Et påfallende trekk er det at St. 15 generelt ser ut til å ha større antall enn de øvrige stasjonene, men den horisontale fordeling tyder på at fjorden har en lokal bestand.

Stadiefordelingsdiagrammene (Fig. 33-36) indikerer at gyting finner sted over hele året, selv om hovedgytingen trolig inntreffer om våren. Også de yngre individene ser ut til å preferere vannsøylen under 100 m. Selv om denne arten ikke er stor, og antallet er relativt beskjedent, synes den i likhet med M. pusillus å gyte en større del av året. Det er derfor tydelig at denne arten er av en viss betydning i næringskjeden, særlig i de månedene det øvrige zooplanktonet er sparsomt.

Temora longicornis

T. longicornis er særlig knyttet til kystfarvann og på norskekysten kan den periodevis opptre i store masser nær overflaten. Arten er liten, omtrent 0.6-0.9 mm for voksne individer.

Variasjonene i Trondheimsfjorden er meget utpregete (Fig. 37). Om vinteren opptre bare enkelte individer, etterfulgt av et svakt vårmaksimum i april på de tre innerste stasjonene. I perioden juni-august opptre to meget store maksima. I 1973 er juni-maksimum størst i de indre deler av fjorden, mens det omvendte er tilfelle i 1974. I august begge disse årene viser arten et enda større maksimum og det er en klar

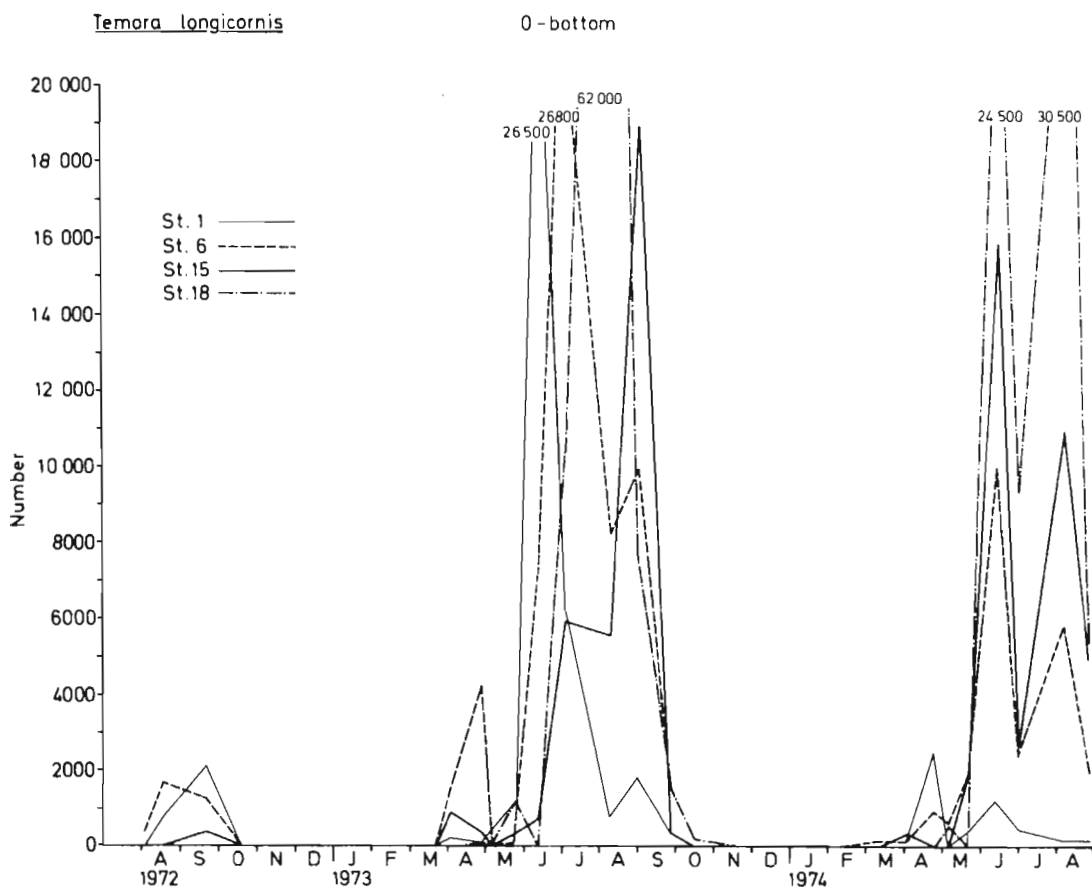


Fig. 37. Temora longicornis, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

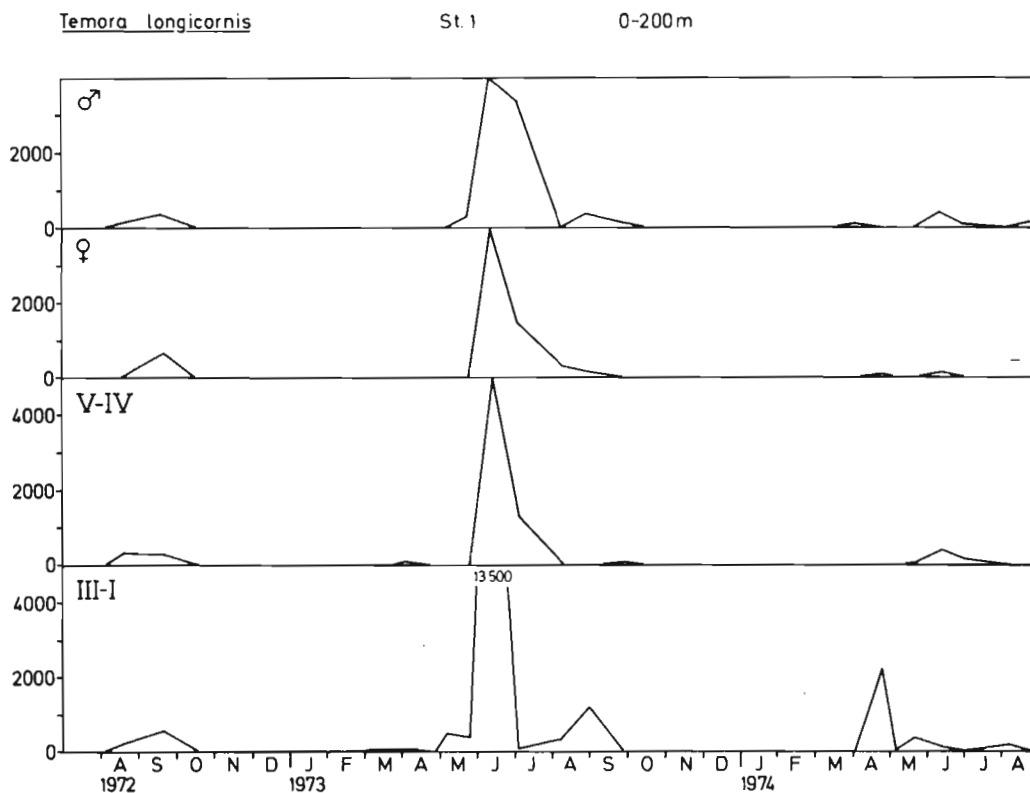


Fig. 38. Temora longicornis, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-200 m på St. 1, 1972-1974.

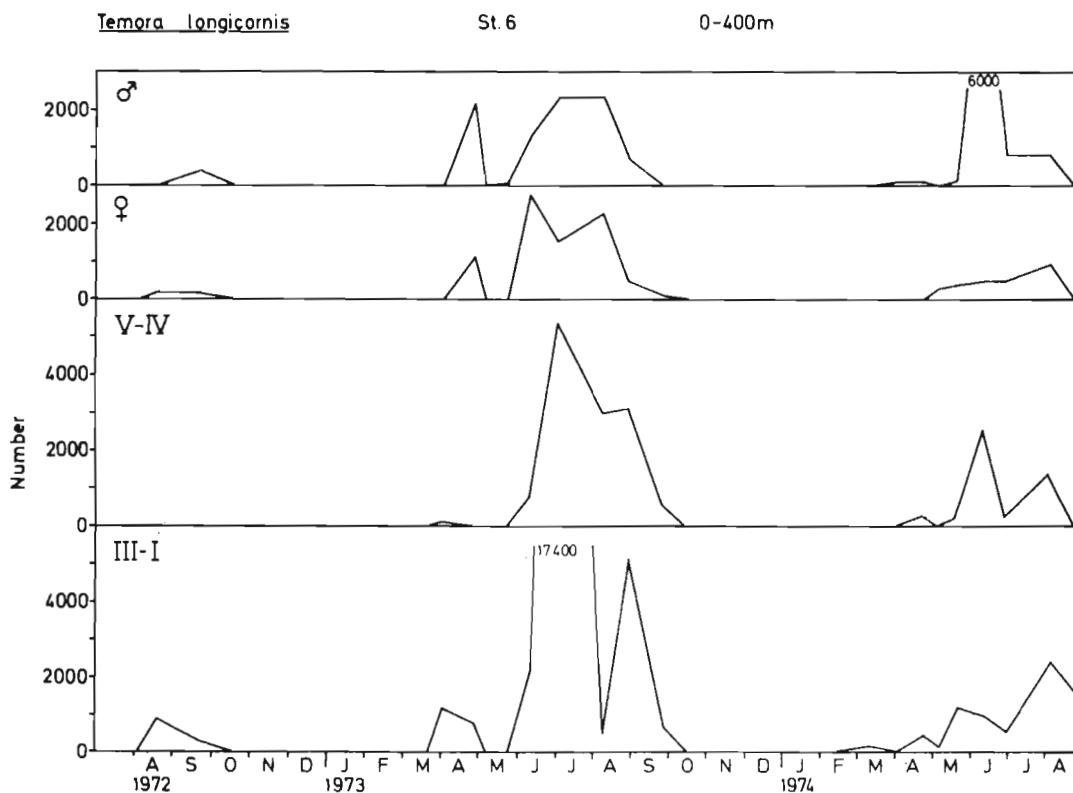


Fig. 39. Temora longicornis, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadier i 0-400 m på St. 6, 1972-1974.

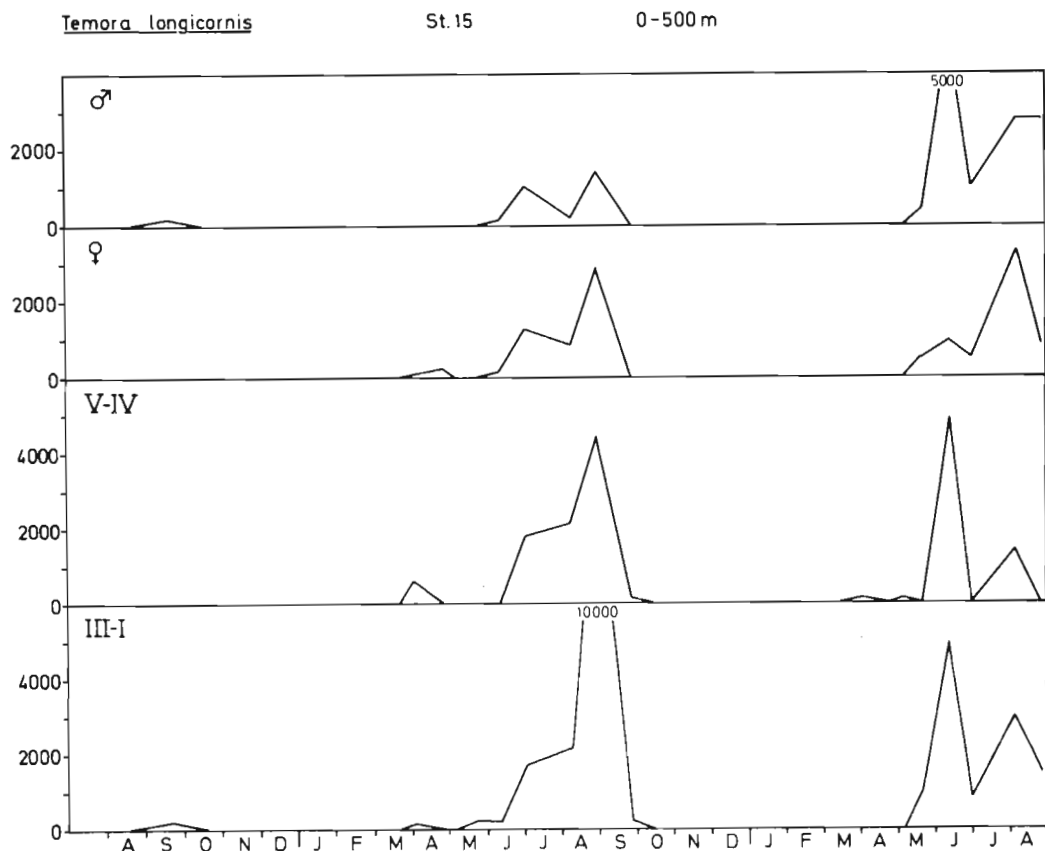


Fig. 40. Temora longicornis, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-500 m på St. 15, 1972-1974.

gradient innover i fjorden. Både i 1973 og 1974 er maksima 4-10 ganger større enn det som er registrert ved tidligere undersøkelser. I 1973 uteblir imidlertid augustmaksimum nesten og særlig er det de to ytterste stasjonene som skiller seg ut.

Når T. longicornis opptrer, finner en alle stadier sammen (Fig. 38-41), og det er trolig at gyting foregår i sammenheng med alle maksima. Den horisontale fordeling tyder på at det svake vårmaksimum skyldes en lokal bestand. Det samme gjelder i mindre grad juni-maksimum, mens en ved august-maksima

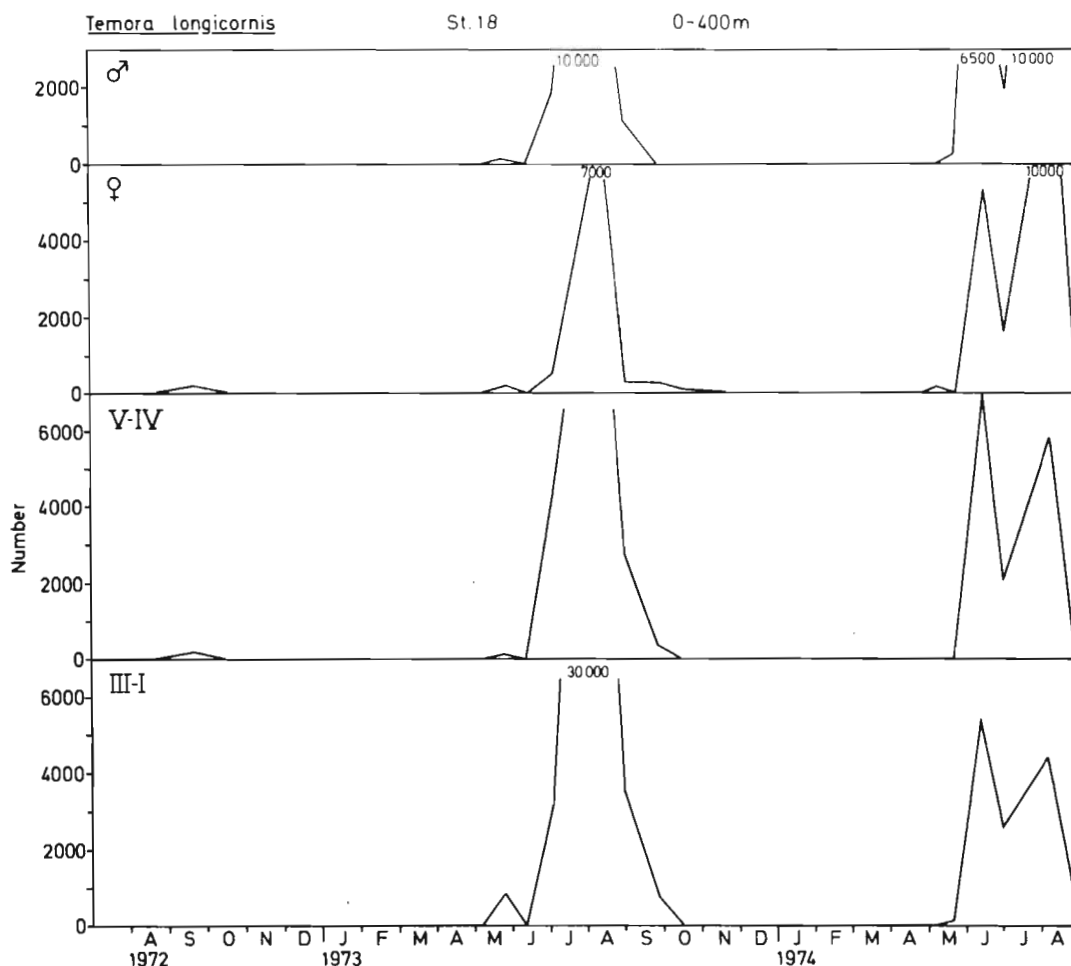


Fig. 41. Temora longicornis, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-400 m på St. 18, 1972-1974.

i 1973 og 1974 utvilsomt har fått et vesentlig tilskudd fra områder utenfor fjorden. I august 1972 har ingen innvandring funnet sted og dette kan være en årsak til at bestanden er så liten.

I Borgenfjorden opptrer T. longicornis til samme tid som i hovedfjorden, men i enda større antall. Borgenfjorden er grunn og konsentrasjonene særdeles høye, i størrelsesorden 1000 ind./liter.

Med så store bestander på T. longicornis ha stor betydning som næring for zooplanktonspisende dyr i den varme årstiden.

Centropages hamatus og Centropages sp.

C. hamatus er av samme størrelse som T. longicornis, og har samme utbredelse. To nærstående arter av Centropages forekommer i fjorden, C. hamatus og C. typicus. De yngste stadiene av disse to artene er vanskelige å skille og alle copepoditstadier I-III av Centropages er derfor klassifisert som Centropages sp. C. typicus har imidlertid en mer tidsbegrenset og senere utbredelse enn C. hamatus og det er derfor overveiende sannsynlig at nesten alle Centropages sp. er C. hamatus.

Variasjonen i antall (Fig. 42) viser en parallell til T. longicornis med bare enkelte individer om sommeren, et lite maksimum i april, særlig på de indre stasjonene. Dette etterfølges av mer markerte maksima i juni og august. Juni-maksima

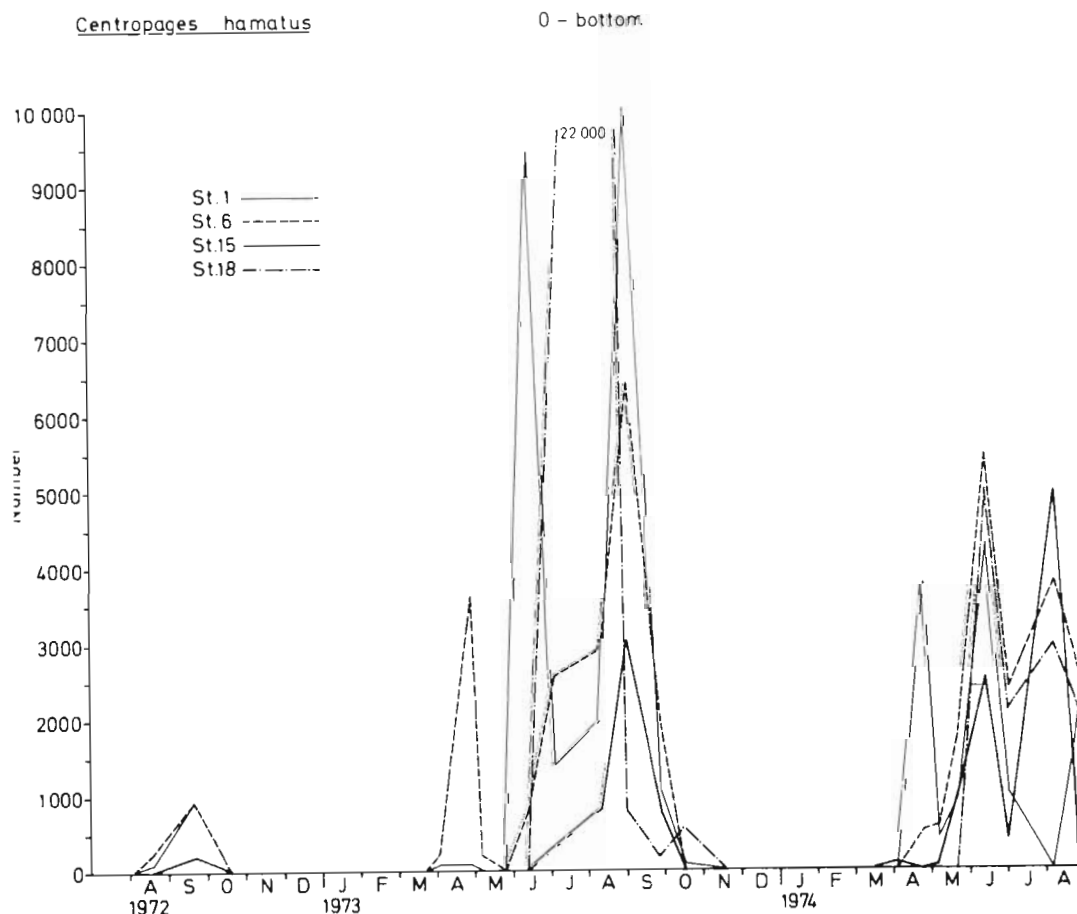


Fig. 42. Centropages hamatus, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

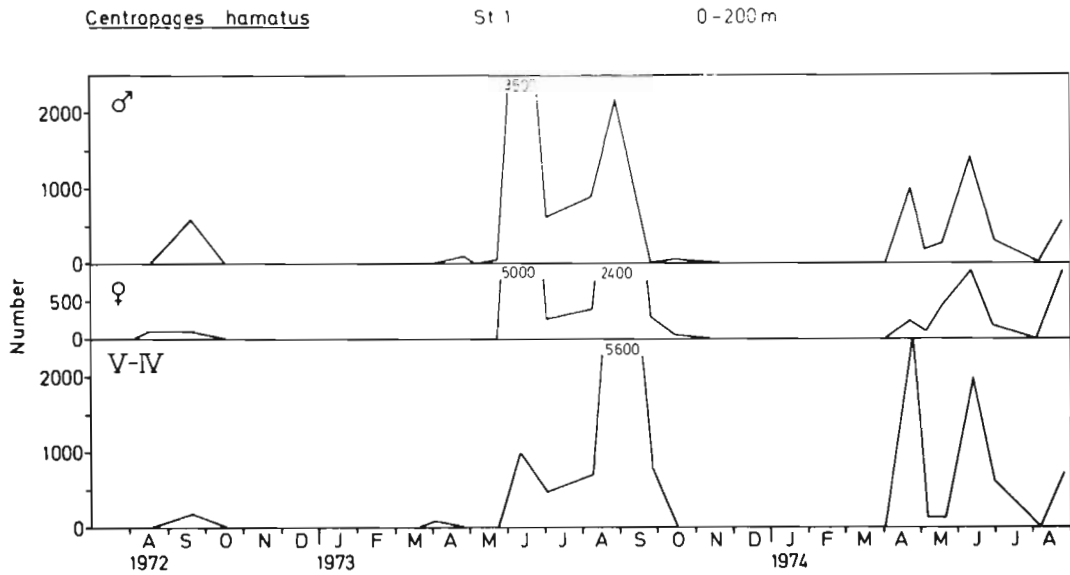


Fig. 43. Centropages hamatus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-200 m på St. 1, 1972-1974.

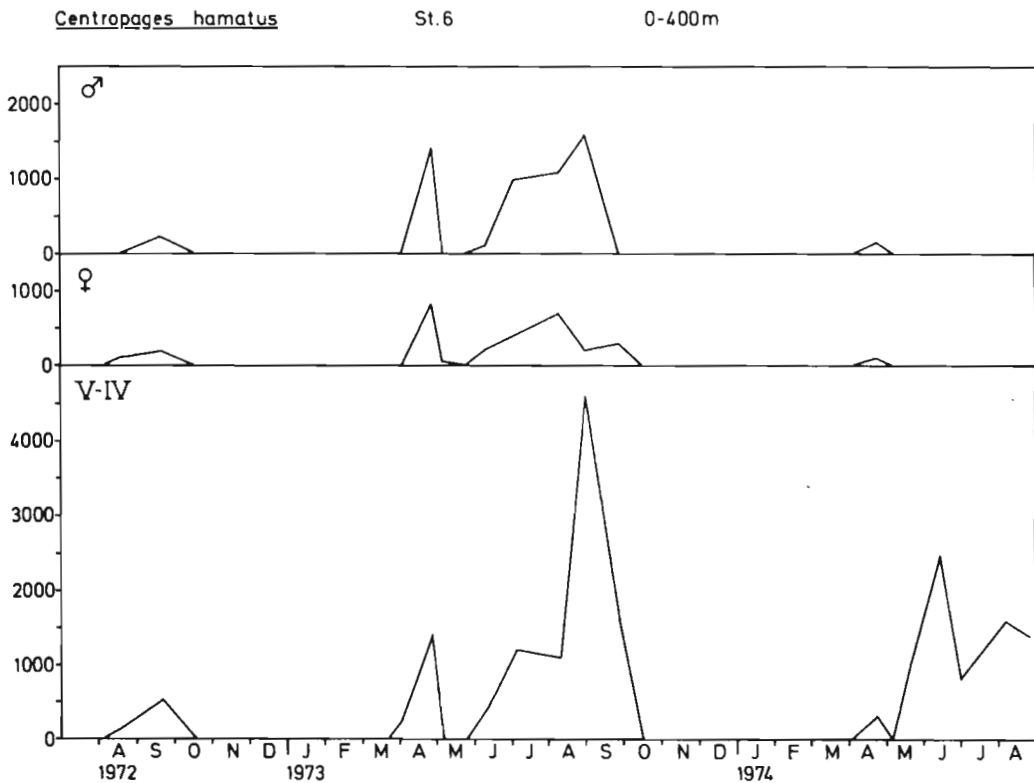


Fig. 44. Centropages hamatus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-400 m på St. 6, 1972-1974.

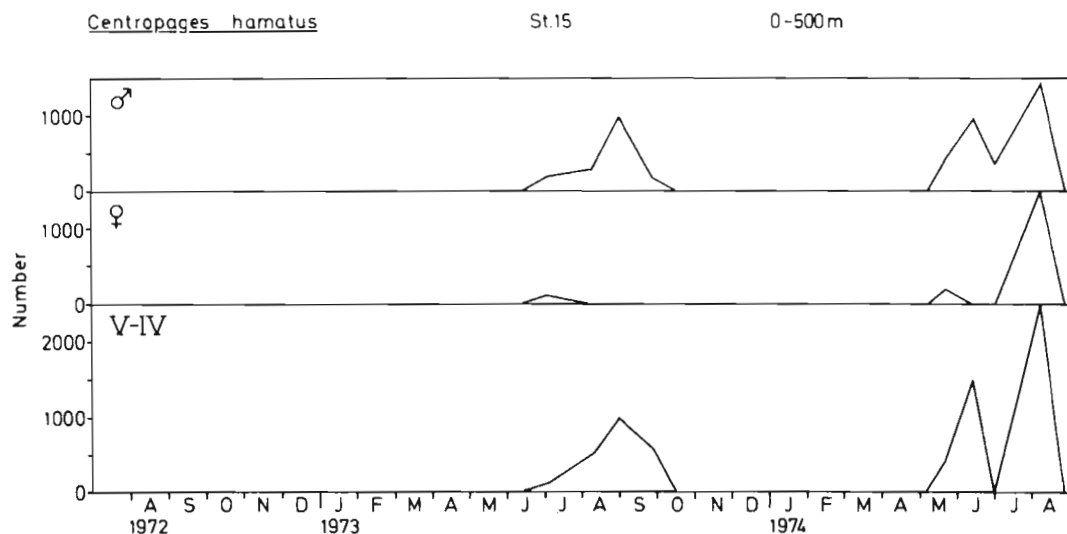


Fig. 45. Centropages hamatus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-500 m på St. 15, 1972-1974.

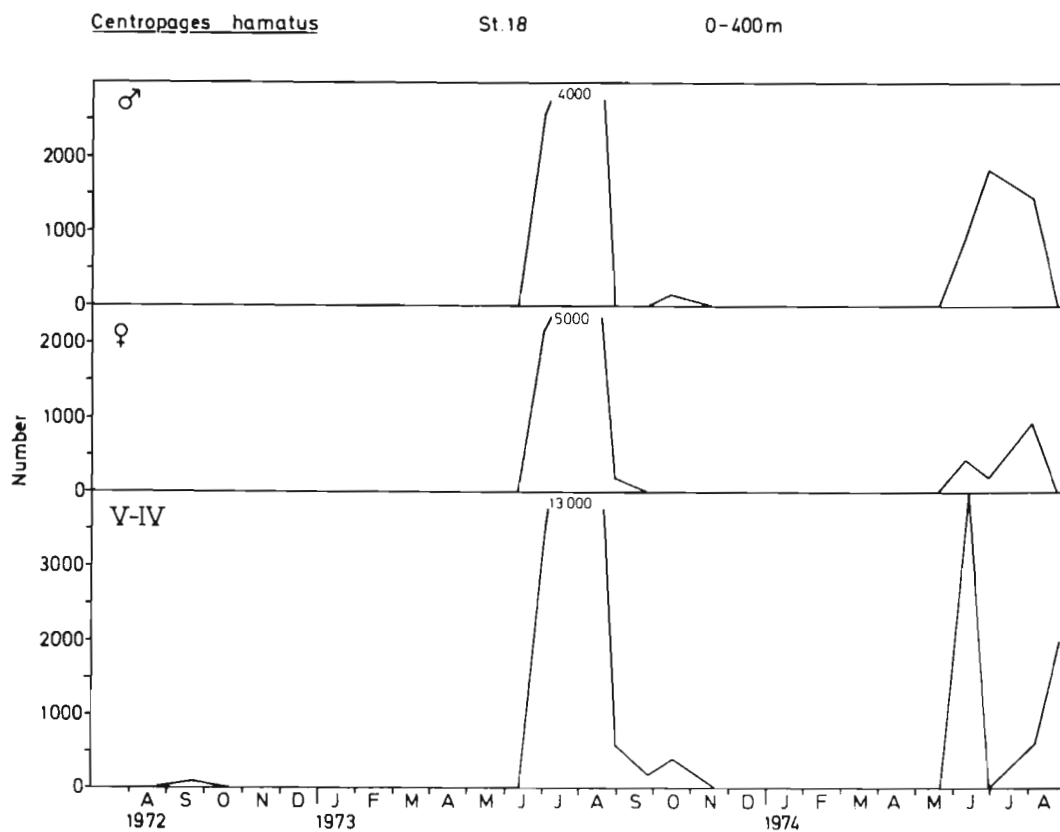


Fig. 46. Centropages hamatus, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-400 m på St. 18, 1972-1974.

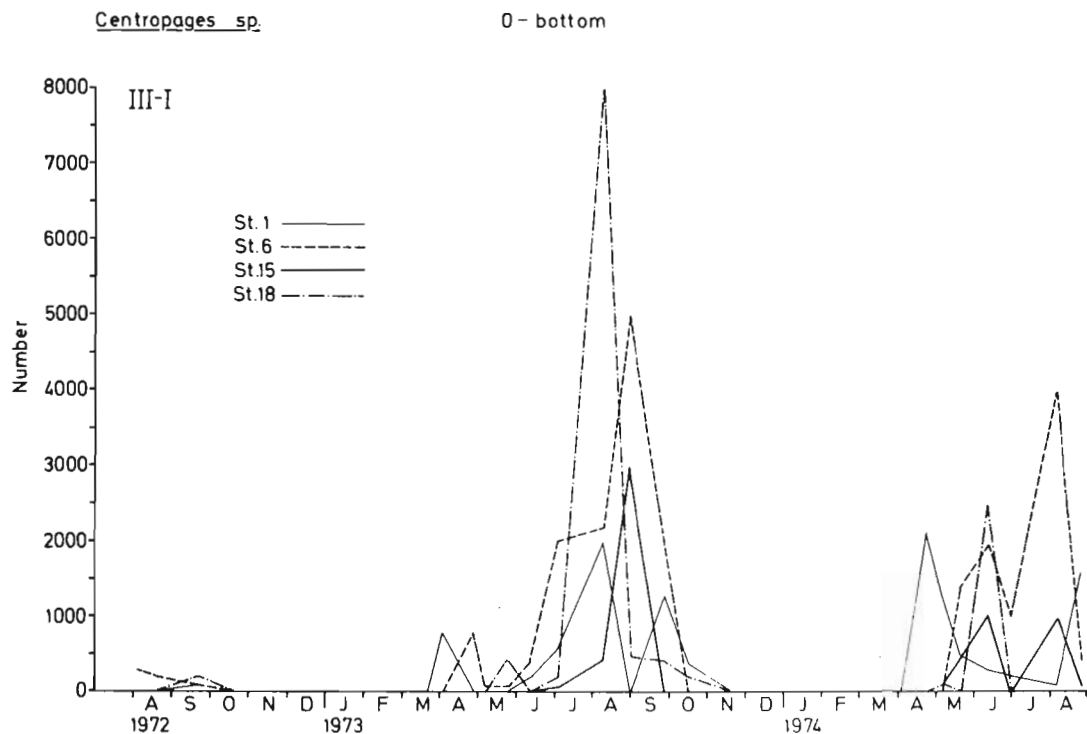


Fig. 47. Centropages spp., antall pr. håvtrekk av copepoditstadium I-III i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

i 1973 finner en vesentlig på de to innerste stasjonene, men i juni 1974 og august 1973 og 1974 har en ingen entydig horisontal gradient. St. 18 viser svært høye tall i juli og begynnelsen av august 1973. I 1973 og 1974 var bestanden meget høyere enn i tidligere år.

Stadiefordelingsdiagrammene for C. hamatus og Centropages spp. antyder at også denne arten har en svak gyting i april etterfulgt av en serie senere gytinger frem til august-september. I maksimalperioder opptrer alle stadier. Aprilmaksimum gjenspeiler sannsynligvis gyting av en lokal bestand og ved de senere maksima er den horisontale gradienten innover i fjorden mindre enn for T. longicornis, og det synes derfor som om immigrasjon spiller en noe mindre rolle for C. hamatus enn for T. longicornis.

I Borgenfjorden er antallet også av C. hamatus større enn i hovedfjorden. Det er funnet at C. hamatus trives best i poller og innelukkede farvann og denne tendensen kan forklare det store antallet på St. 1 og i Borgenfjorden. Masseforekomst av C. hamatus bidrar ikke uvesentlig til zooplanktonets biomasse i sommer- og høstmånedene.

Centropages typicus

C. typicus er en atlantisk art som blir ført inn til norskekysten ved tilførsel av atlantisk vann. I Trondheimsfjorden er den tidligere registrert vare to ganger, i oktober 1963 og i juli 1964. Den ble ved denne undersøkelsen funnet i september og oktober 1973 og en antar at en dette året hadde en særlig kraftig innstrømning av varmt vann inn i Trondheimsfjorden.

Metridia longa

M. longa er en nordlig form og er vanlig i dype norske fjorder. Den har samme størrelse som C. finmarchicus, men opptrer i langt mindre antall. I perioden 1972-1974 ble M. longa registrert på St. 1, 6, 15 og 18 i ialt 13, 10, 6 og 10 prøver, henholdsvis, vanligvis mellom 100 og 200 individ i hver prøve. Artens utbredelse og de små variasjoner i antall tyder på at M. longa har en stabil lokal bestand i fjorden som er lite påvirket av områder utenfor. Mengden av M. longa i 1972-1974 er klart mindre enn i perioden 1963-1965.

Metridia lucens

M. lucens er en atlantisk art og den indikerer relativt dype innstrømninger av atlantisk vann. Den er årvisst i de ytre deler av Trondheimsfjorden i september-oktober og enkeltindivider kan overleve i dypet til januar-mars neste år. M. lucens ble registrert i noen få eksemplarer på St. 15 i januar og oktober 1973, på St. 18 i november 1972 og januar og februar 1974.

Heterohabdus norvegicus

H. norvegicus opptrer sparsomt i de aller dypeste områdene i fjorden. I perioden 1972-1974 er den registrert tre ganger, på St. 15 i mars 1973, april 1974 og på St. 6 i januar 1973.

Candacia armata

C. armata er en atlantisk art og i likhet med C. typicus er den en indikator på kraftig innstrømning av varmt kystvann. Den er registrert på St. 15 i oktober 1973 og på St. 6 i november 1973.

Acartia longiremis

To arter av Acartia forekommer i fjorden, A. longiremis og A. clausi. De yngste stadiene er vanskelige å skille og copepoditstadiene I-III er angitt som Acartia spp (Fig. 53). Om våren finner en bare A. longiremis i fjorden og i den tiden er Acartia spp. lik A. longiremis, men senere på året opptrer begge artene samtidig, og Acartia spp. kan da ikke henføres til art.

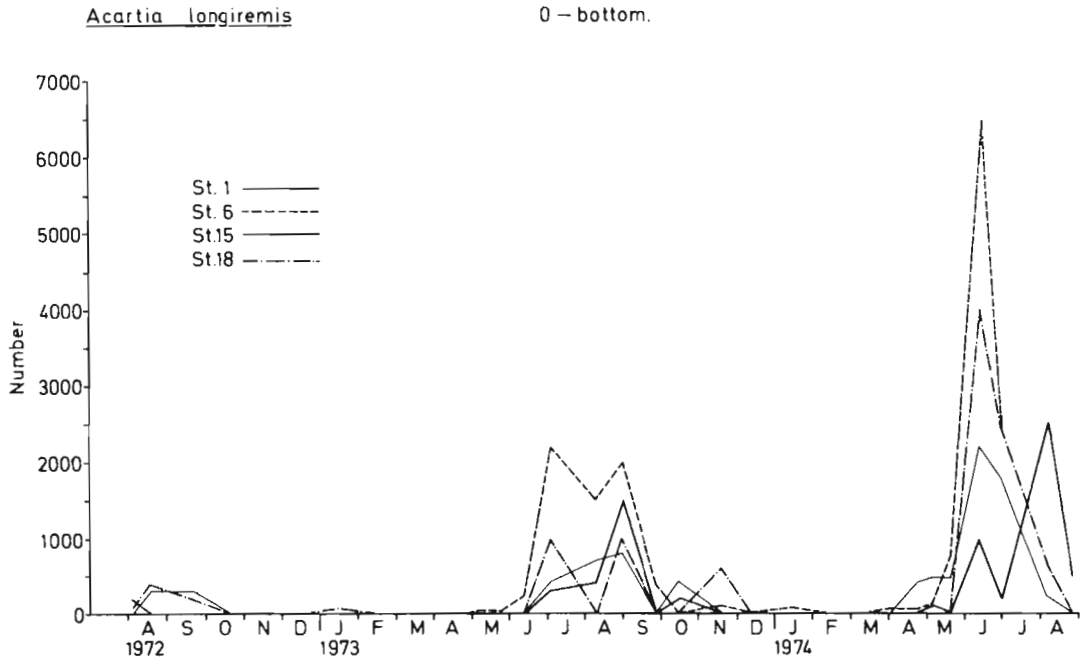


Fig. 48. Acartia longiremis, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

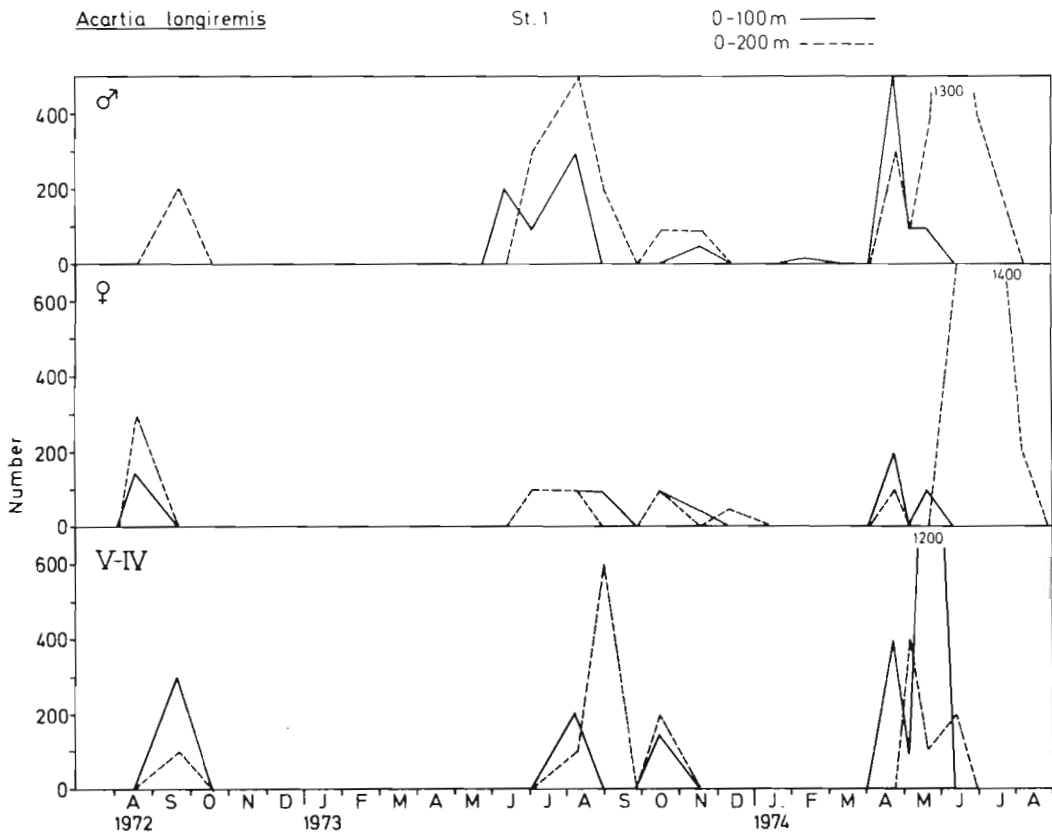


Fig. 49. Acartia longiremis, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-200 m på St. 1, 1972-1974.

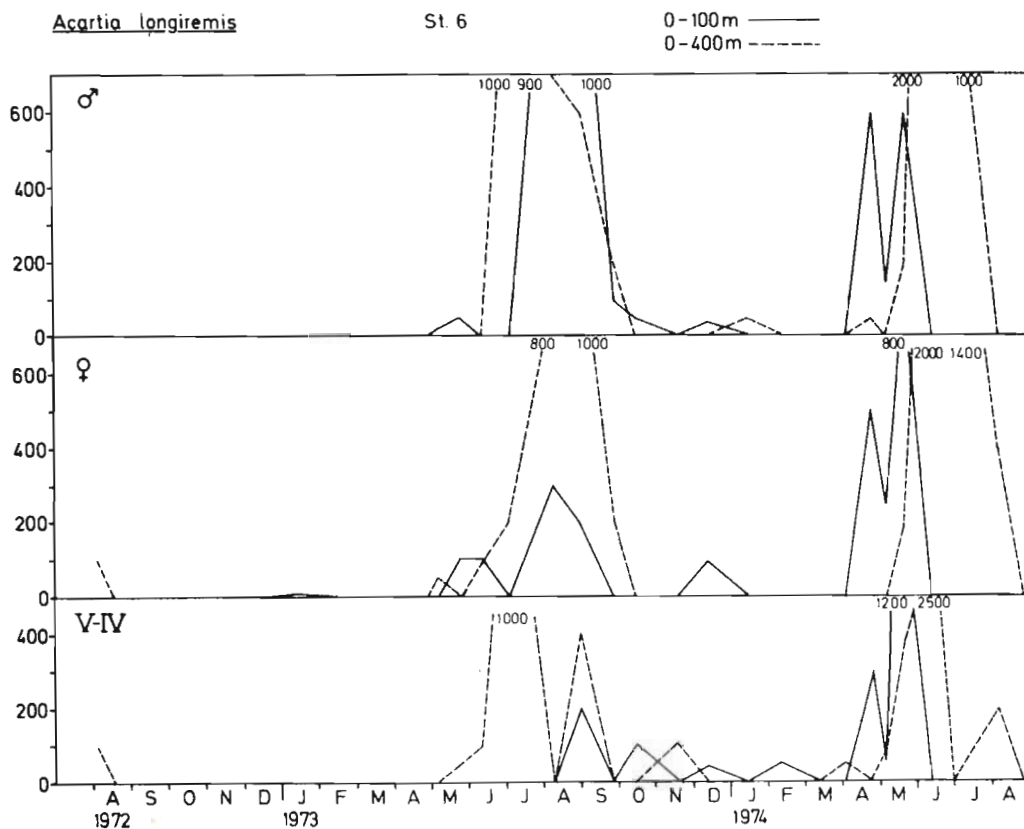


Fig. 50. Acartia longiremis, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-200 m på St. 6, 1972-1974.

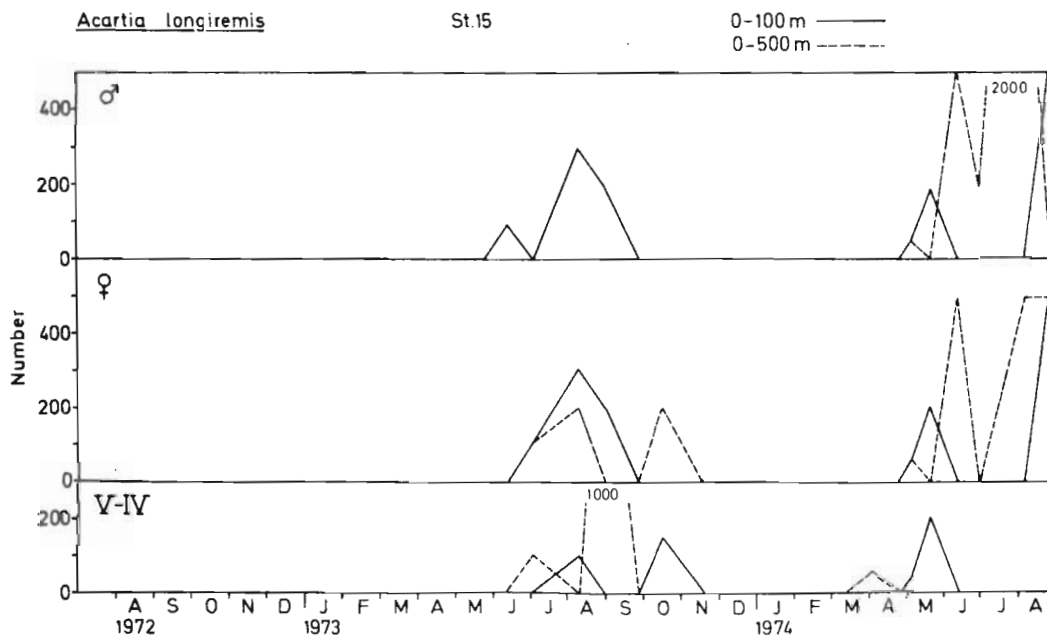


Fig. 51. Acartia longiremis, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-500 m på St. 15, 1972-1974.

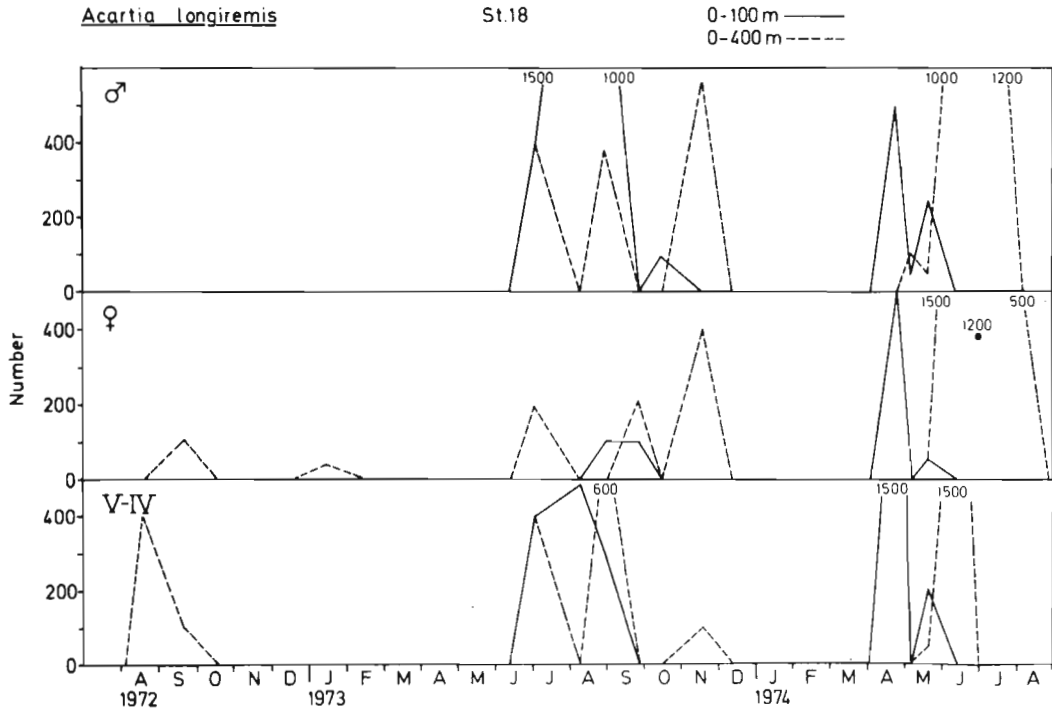


Fig. 52. Acartia longiremis, antall pr. håvtrekk av de forskjellige stadiene i 0-100 m og 0-400 m på St. 18, 1972-1974.

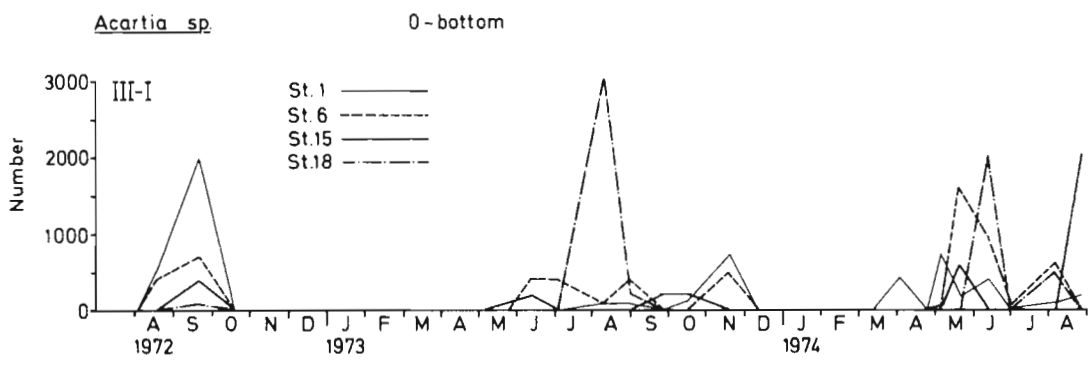


Fig. 53. Acartia spp., antall pr. håvtrekk av copepoditstadium I-III i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

A. longiremis er knyttet til kystfarvann og er relativt tallrik i Trondheimsfjorden.

Som for en rekke andre arter øker bestanden av A. longiremis svakt i april og viser en masseopptreden i juni-august (Fig. 48). Juni-maksimum i 1974 var markert større enn i 1973. Det synes ikke å være noen utpreget horisontal gradient innover i fjorden. I maksimalperioder opptrer både voksne og copepoditstadier V-IV samtidig (Fig. 49-52). A. longiremis gyter om våren (Fig. 53) og nærvær av hunner og hanner indikerer at gyting fortsetter utover hele sommeren. Det maksimum som ble registrert i 1973 er det normale for Trondheimsfjorden.

I Borgenfjorden har A. longiremis en opptreden som stemmer overens med opptreden i hovedfjorden.

Acartia clausi

A. clausi er mindre neritisk enn A. longiremis og arten synes ikke å ha etablert en fast bestand i Trondheimsfjorden. A. clausi dukker vanligvis opp i august og forsvinner i desember (Fig. 54). I 1972 ble det registrert flest individer på

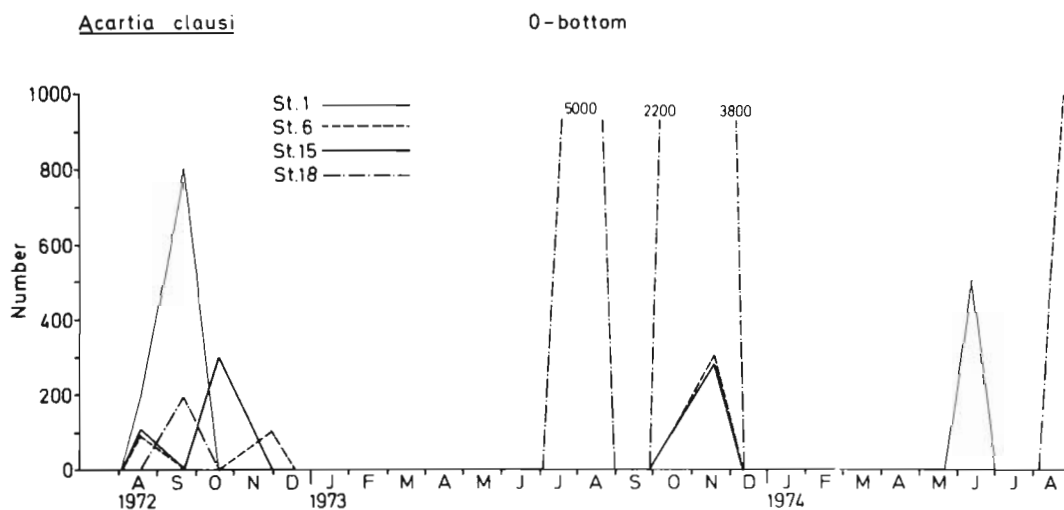


Fig. 54. Acartia clausi, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

St. 1, mens det i de to andre årene var tydelig at den ytterste stasjonen, St. 18, ga de største verdiene. Også for denne arten var bestanden i 1973 uvanlig stor. I Trondheimsfjorden er A. clausi en indikator på innstrømning.

A. clausi er ikke funnet i Borgenfjorden.

Copepoda Cyclopoida

Oithona similis

O. similis er en liten og spe art som helst opptrer i de øverste 100 m. Den kan forekomme i så store antall at den til tross for sin størrelse har en viss betydning for biomassen.

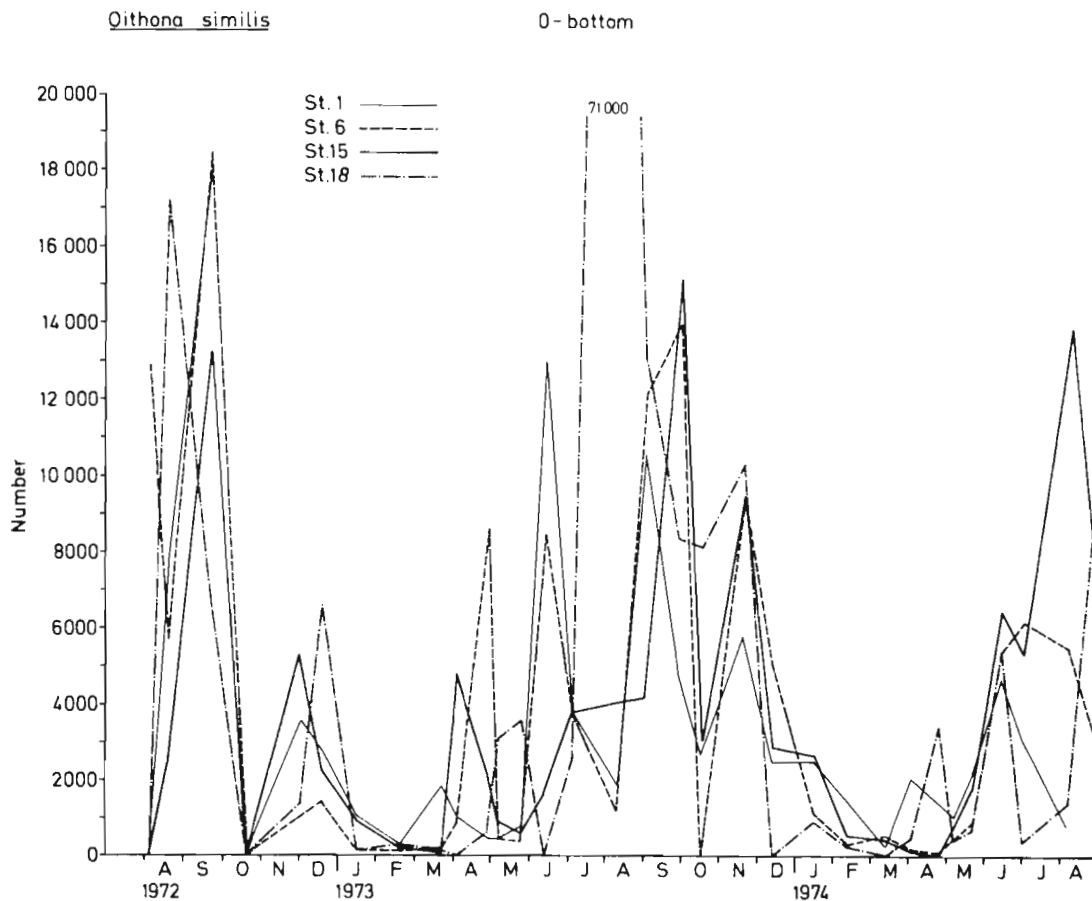


Fig. 55. Oithona similis, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Variasjonene i antall (Fig. 55) viser et uryddig bilde, men visse hovedmaksima kan skille ut. Det største maksimum forekommer i august-september og dette skjer i 1972 og 1973 tidligere på St. 18 ell på de øvrige stasjonene. St. 18 har i 1973 et uvanlig høyt maksimum. Mindre maksima kan opptre til alle tider av året unntatt i januar - mars.

Det meste av produksjonen av O. similis er tydelig lokal, men i august er det mulig at fjorden mottar et tilskudd utenfra.

O. similis er vanlig i Borgenfjorden med en opptreden som tilsvarer den i hovedfjorden.

Oithona spirostris

O. spirostris er større enn O. similis, men er langt mindre tallrik og holder til på dypere vann. Det er vanskelig å oppdage felles maksima for samtlige stasjoner, og ingen horisontale gradienter kan påvises (Fig. 56). Forekomstene i 1972-1974 tilsvarer de som er funnet ved tidligere undersøkelser.

O. spirostris er ikke funnet i Borgenfjorden.

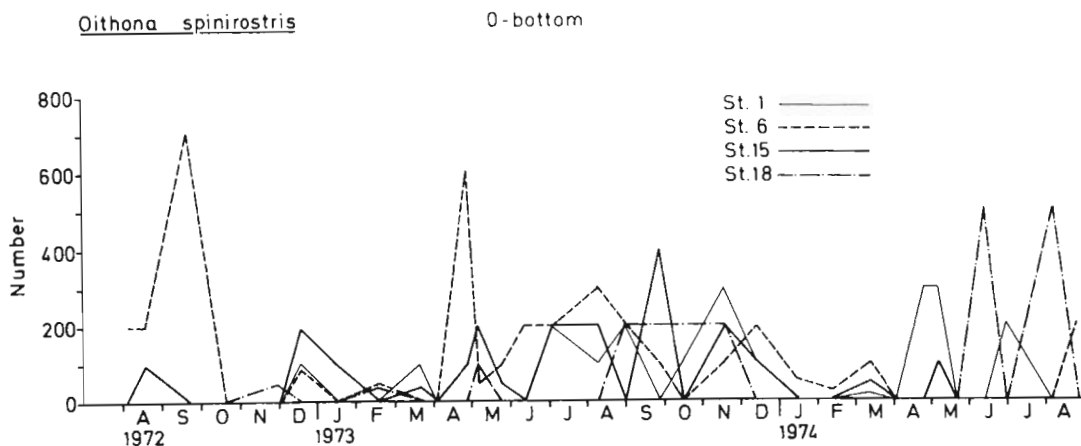


Fig. 56. Oithona spirostris, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Oncaea borealis

O. borealis er en meget liten art som har en permanent bestand i fjorden. Årsmaksimum opptrer om våren og forsommeren og de største verdier er funnet på de to innerste stasjonene (Fig. 57). Dette stemmer også overens med tidligere undersøkelser. Også for O. borealis er det en parallell opptreden i Trondheimsfjorden og i Borgenfjorden.

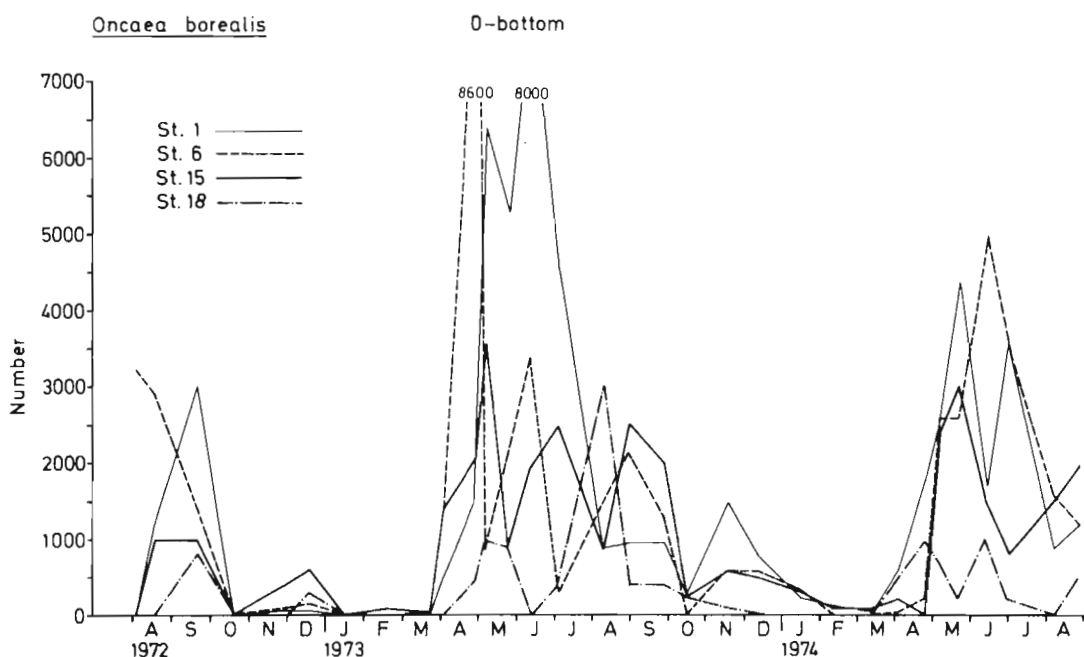


Fig. 57. Oncaea borealis, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Andre organismer i zooplanktonet (ikkecopepoder)

Tomopteris helgolandica

T. helgolandica er en polychaet som har vid utbredelse i Atlanterhavet. Den er vanlig i begrenset antall på dypt vann i Trondheimsfjorden. I perioden 1972-1974 ble den registrert 14, 18, 17 og 13 ganger på St. 1, 6, 15 og 18, henholdsvis.

T. helgolandica er ikke funnet i Borgenfjorden.

Limacina retroversa

L. retroversa er en planktonisk snegl som vanligvis har en begrenset opptreden i Trondheimsfjorden. Meget få individer er registrert under 100 m. Både i 1973 og 1974 finner en maksima i april, men de største antall opptrer i august-september, vesentlig på de ytterste stasjonene (Fig. 58). Enkeltindivider kan observeres også i vintermånedene.

Mønsteret for august-september maksima antyder at en del av bestanden av L. retroversa kan komme inn fra områder utenfor fjorden.

L. retroversa opptrer også i Borgenfjorden til de samme tider som i hovedfjorden og i tilsvarende konsentrasjoner.

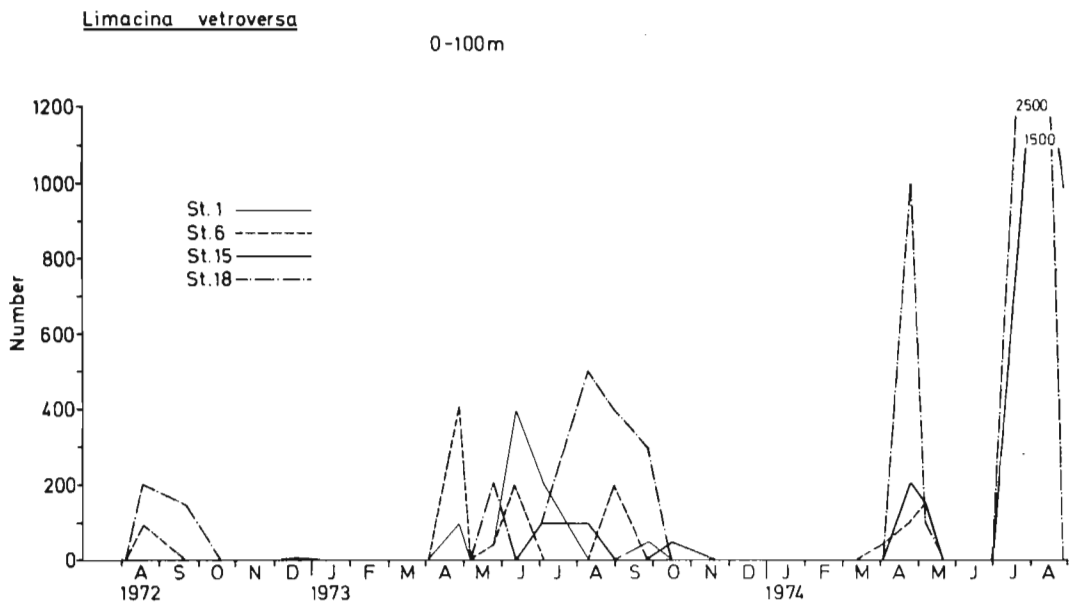


Fig. 58. Limacina retroversa, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Sagitta elegans og Eukrohnia spp.

Chaetognatene S. elegans og Eukrohnia spp. er relativt store organismer, gjerne opptil 3-4 cm. De lever bl.a. av

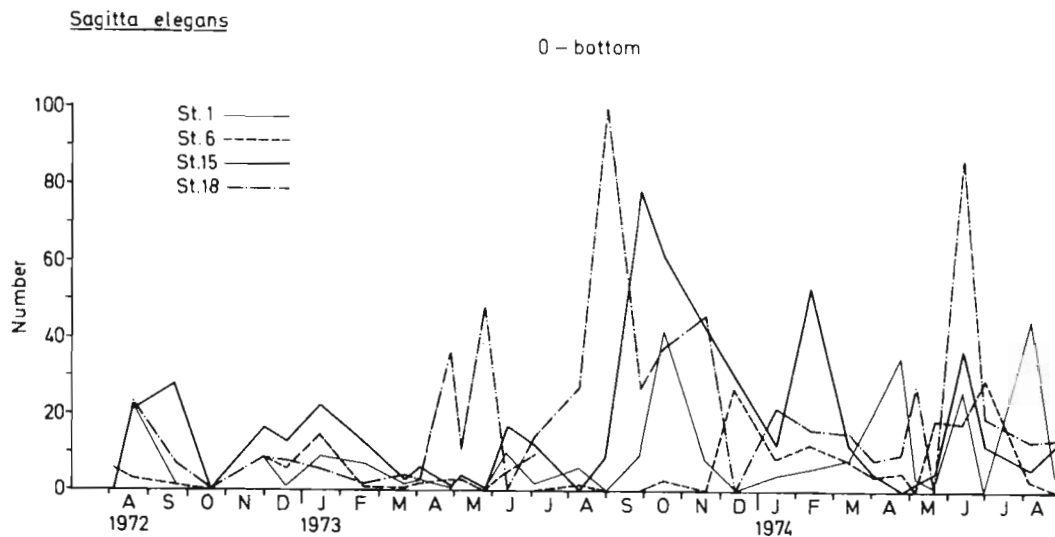


Fig. 59. Sagitta elegans, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

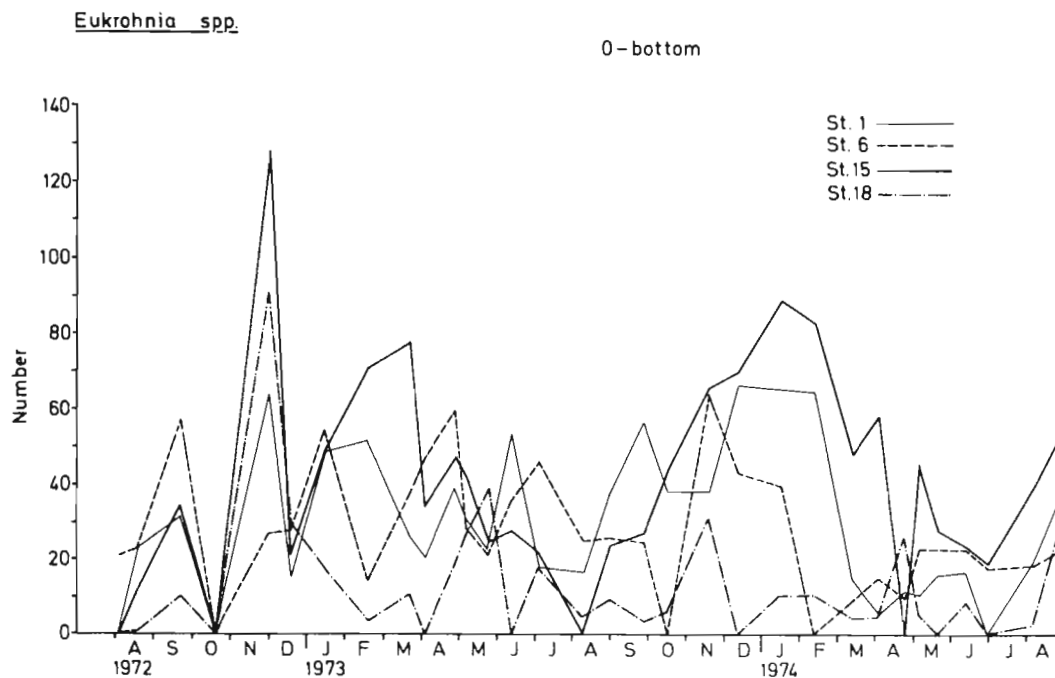


Fig. 60. Eukrohnia spp., totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

copepoder og har en viss betydning som predatorer på C. finmarchicus. Antallet pr. håvtrekk er lite, og variasjonene gjennom året viser ingen klar trend (Fig. 59-60).

Artene opptrer nesten utelukkende i de dypeste trekkenene, særlig Eukrohnia spp., og tidligere undersøkelser antyder at de sannsynligvis holder seg like over bunnen. De unnslipper derfor lett vertikale håvtrekk og det innsamlede materialet er neppe representativt for bestanden. For S. elegans er antallet størst på de to ytterste stasjonene, for Eukrohnia spp. synes fordelingen å være mer jevn.

Ingen chaetognater er observert i Borgenfjorden.

Podon polyphemoides

P. polyphemoides er et lite krepsdyr som tilhører gruppen cladocerer. Den er ansett for å være en neritisk og temperert art.

I Trondheimsfjorden er forekomsten av P. polyphemoides begrenset i tid, og bare enkelte individer opptrer før mai (Fig. 61). Maksima finner en vanligst i juni-august og i 1973

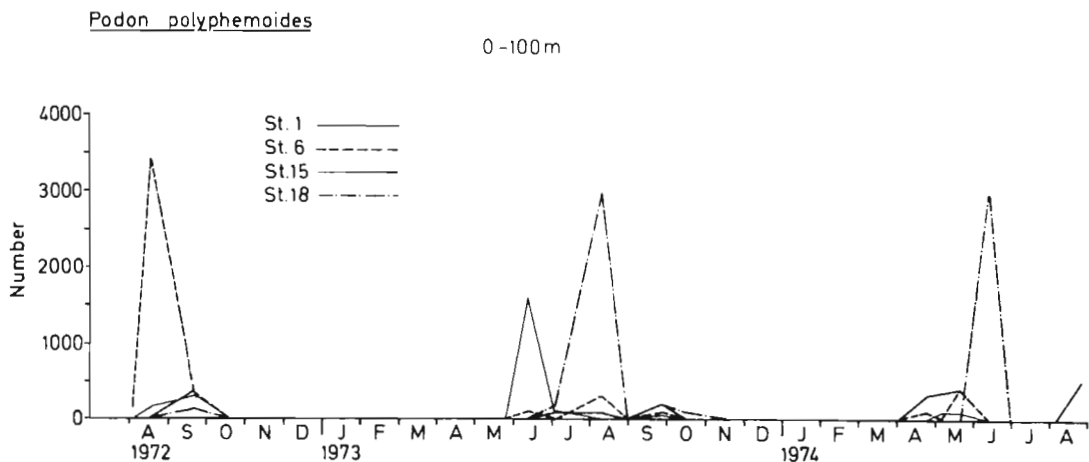


Fig. 61. Podon polyphemoides, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

og 1974 ble den vesentlige del av denne arten registrert på den ytterste stasjonen. P. polyphemoides er varmekjær, og i Borgenfjorden hvor vannet oppvarmes hurtigere enn i hovedfjorden, er den av større relativ betydning enn i Trondheimsfjorden selv. I Borgenfjorden har den også en forlenget opptreden utover høsten.

Evadne nordmanni

E. nordmanni tilhører samme gruppe som P. polyphemoides og er av omtrent samme størrelse. Enkeltindivid av denne arten finner en gjerne i alle håvtrekk, også om vinteren, men maksimalopptreden finner en bare over et begrenset ridsrom (Fig. 62). Maksima opptrer helst i mai-juni, men bestanden er sterkt redusert senere enn august. Forholdene i Borgenfjorden er gunstige også for denne arten, og i likhet med P. polyphemoides er den her av en viss betydning også utover høsten.

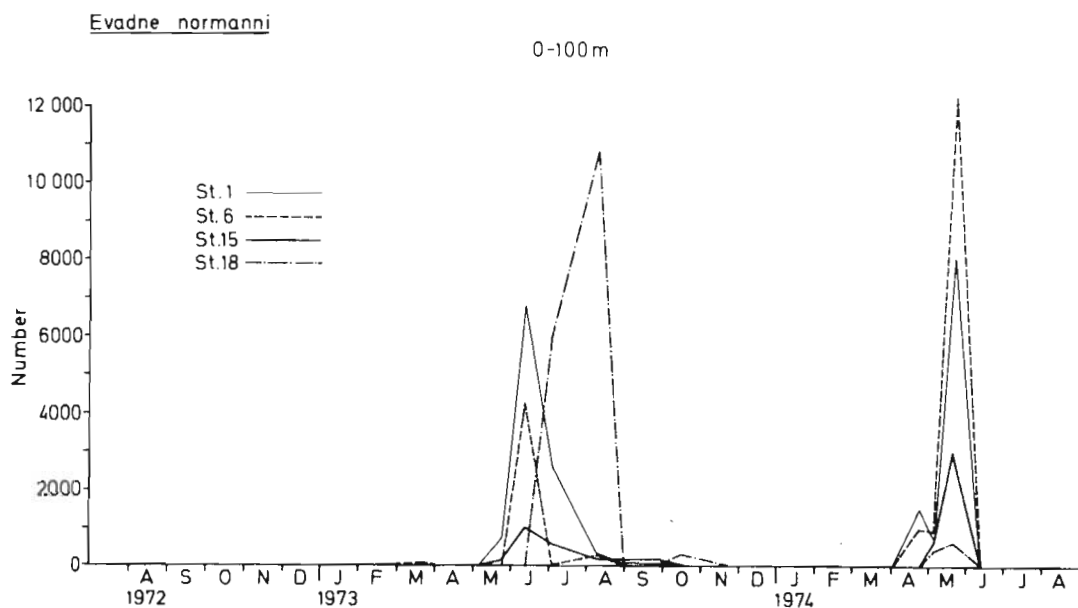


Fig. 62. Evadne nordmanni, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Ostracoda

Ostracoder, alle av genus Conchoecia er nokså vanlige i de dypeste håvtrekkene. Ingen tydelige sesongvariasjoner i antall kan påvises, men de fleste individene som ble tatt på St. 15 i april-mai var små (Fig. 63). Gjennomsnittlig er det tatt flest individer på den dypeste stasjonen (St. 15). Ostracoder går ikke inn i Borgenfjorden.

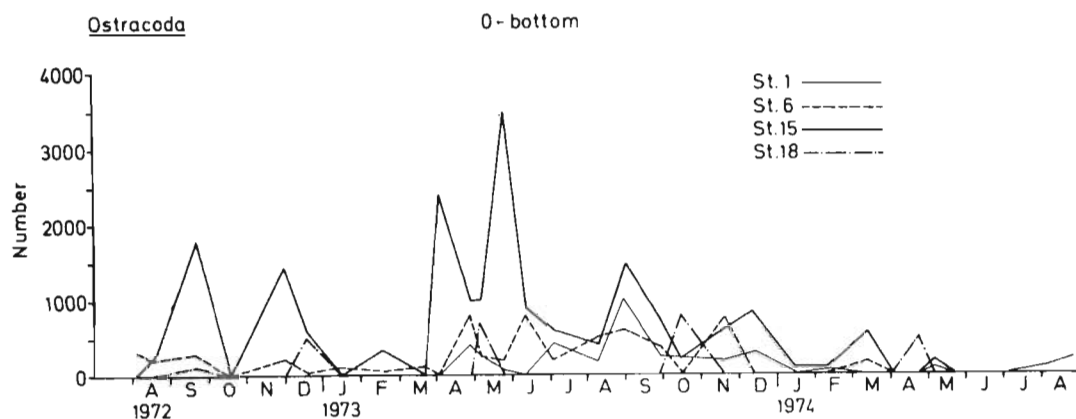


Fig. 63. Ostracoda, totalt antall pr. håvtrekk i 0 m-bunn på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Fritillaria borealis

F. borealis er en av de få artene i zooplanktonet som viser største maksimum om våren, men mindre maksima forekommer også senere utover sommeren (Fig. 64). Arten er liten. Utbredelsen viser ingen horisontal gradient. I Borgenfjorden er forekomsten omtrent som i hovedfjorden.

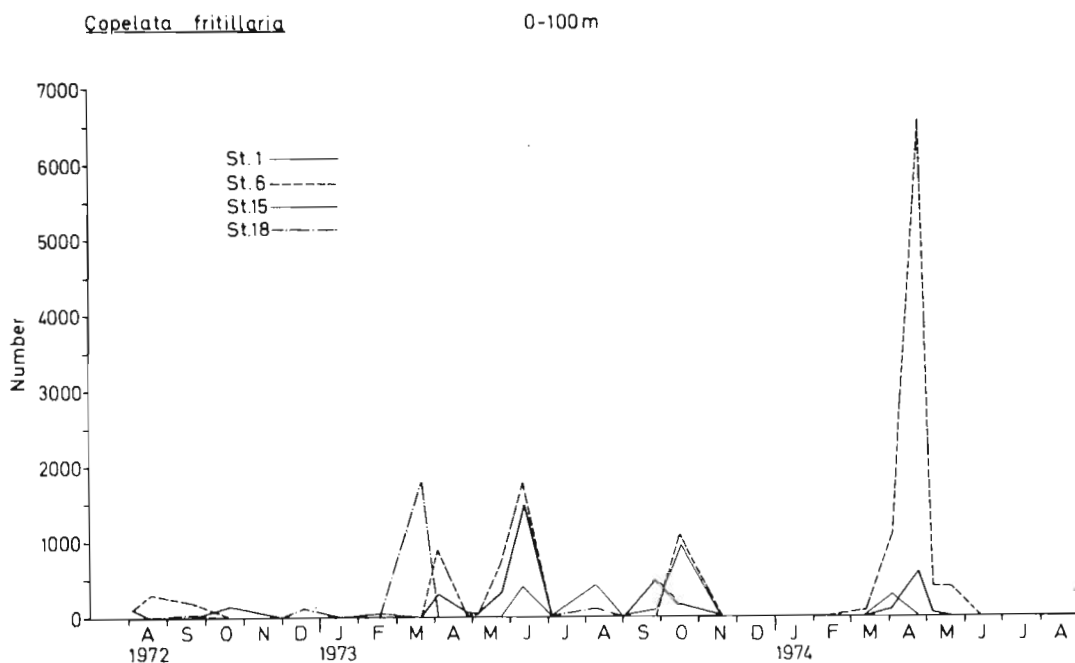


Fig. 64. Fritillaria borealis, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Oikopleura spp.

Oikopleura spp. omfatter trolig to arter som tilhører samme gruppe organismer som F. borealis og er av samme størrelse. Utbredelsen av Oikopleura spp. viser ingen klar trend (Fig. 65). Den finnes også i begrenset antall i Borgenfjorden, særlig om høsten.

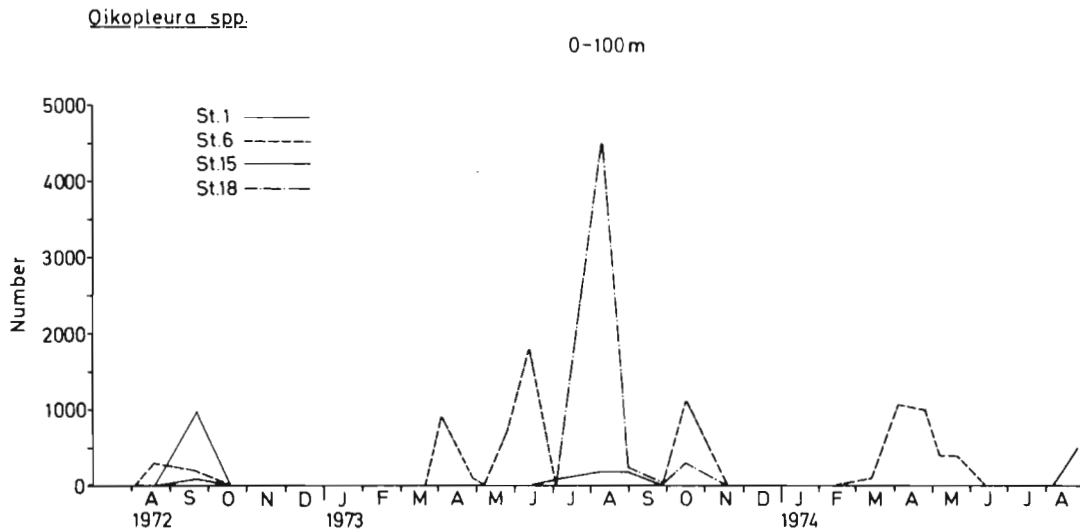


Fig. 65. Oikopleura spp. totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Larver av invertebrater

Larver av fem grupper bunninvertebrater (Cirripedia, Polychaeta, Bryozoa, Bivalvia og Echinodermata) kan i visse perioder opptre i store antall (Fig. 66-70). Mange arter opptrer innenfor hver gruppe. I mange tilfeller må en anta at de gyter til forskjellige tider. Generelt viser de imidlertid de største antall i vårmånedene. I Borgenfjorden opptrer en spesiell, lett identifiserbar gruppe av polychaetlarver, spionidelarver. De voksne individene, som er bunnlevende, er indikatorer på sterk organisk forurensning.

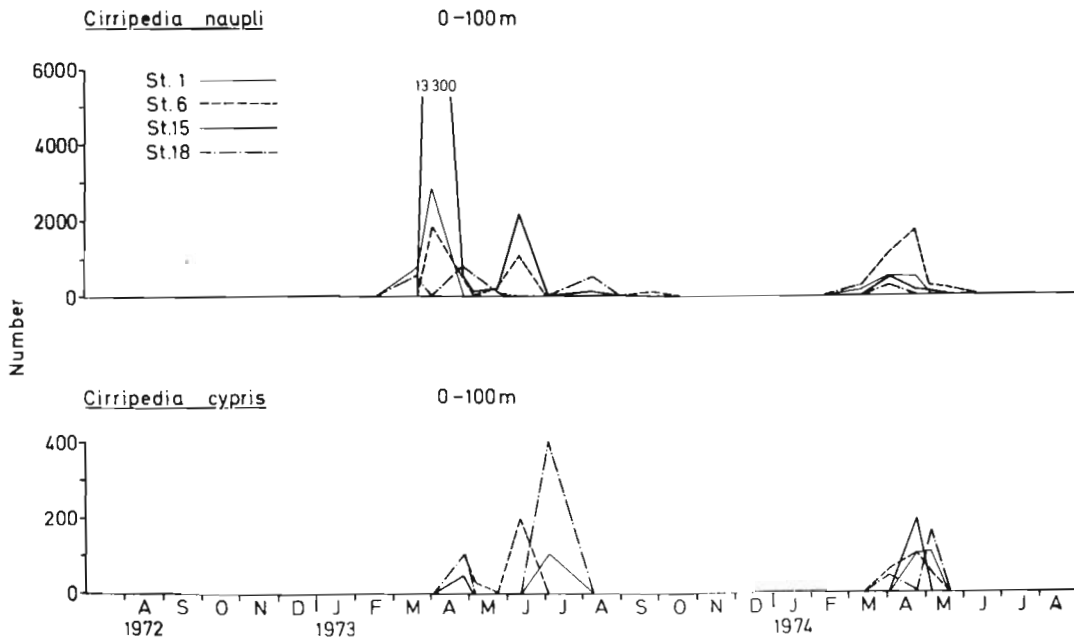


Fig. 66. Cirriped nauplii og cirriped cypris, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

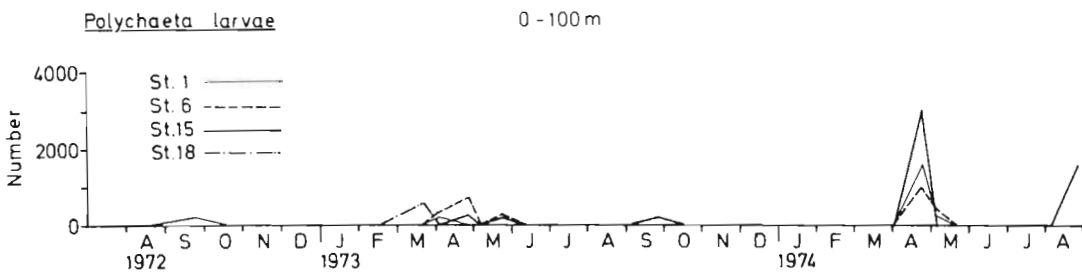


Fig. 67. Polychaet larvae, totalt antall pr. håvtrekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

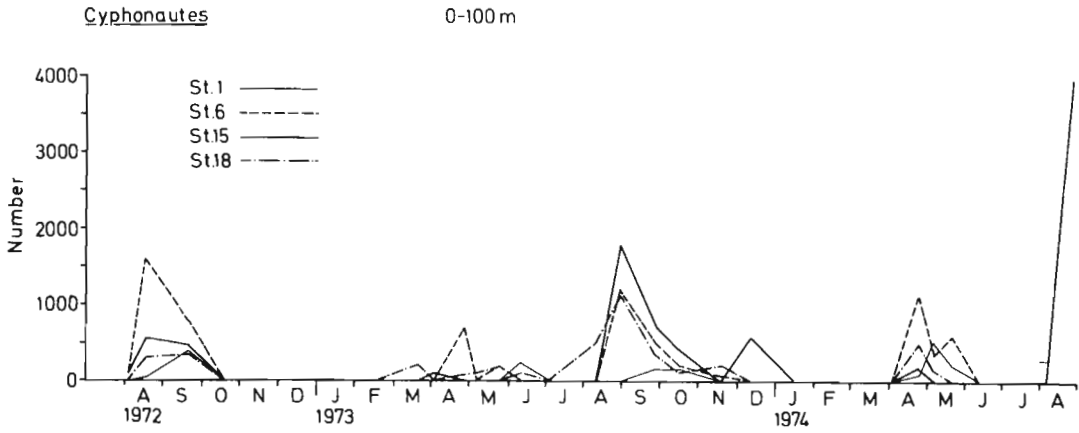


Fig. 68. *Cyphonautes* (bryozolarver), totalt antall pr. håv-
trekk i 0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

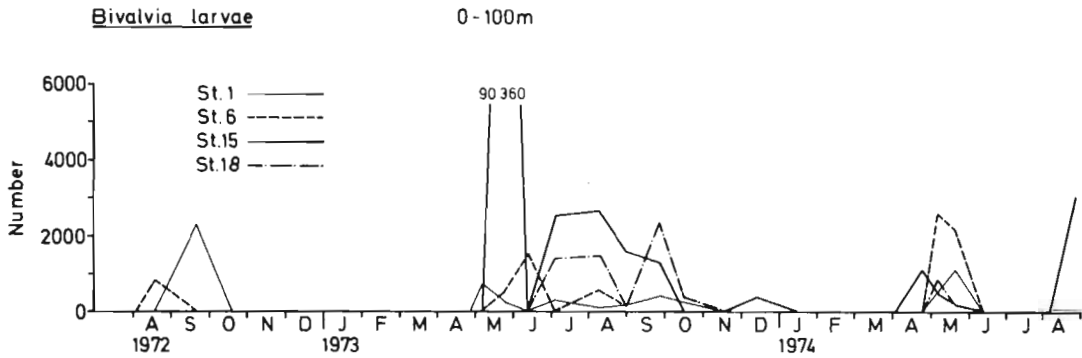


Fig. 69. *Bivalvia* larver, totalt antall pr. håvtrekk i
0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972, 1974.

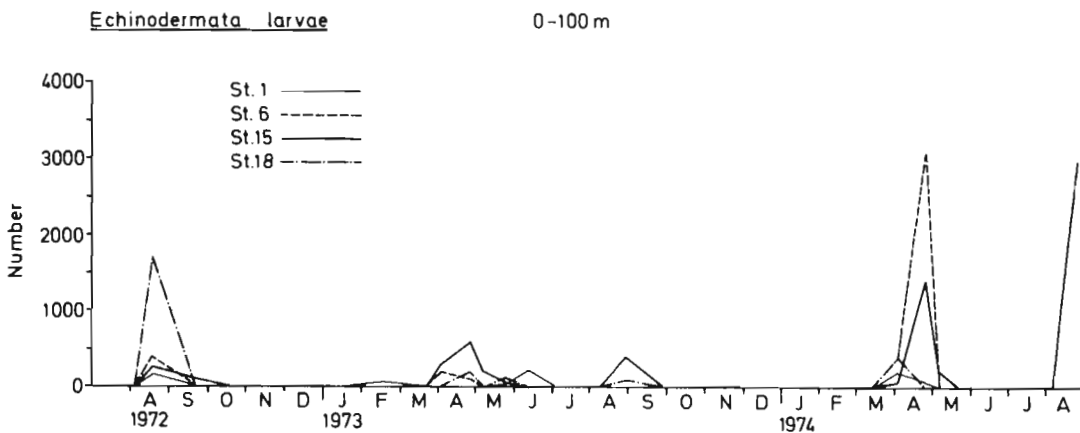


Fig. 70. Echinodermalarver, totalt antall pr. håvtrekk i
0-100 m på St. 1, 6, 15 og 18, 1972-1974.

Diskusjon

Flere viktige arter og grupper av zooplankton viser betydelige variasjoner i mengde fra år til år i Trondheimsfjorden. Det er imidlertid ingen generell trend i variasjonene og det tyder på at det i løpet av perioden 1963-1974 ikke har skjedd en varig endring i fjordens tilstand på en slik måte at zooplanktonbestanden har blitt influert. De målinger denne konklusjonen bygger på refererer seg imidlertid til stasjoner i hovedfjorden og det kan ikke utelukkes at det i avgrensede områder med spesielle forhold kan ha inntruffet varige endringer av zooplanktonet. I Borgenfjorden er mengden av visse typer zooplankton større enn i hovedfjorden, og i det indre basseng har de en klar tendens til å ha et forlenget maksimum utover høsten. En antar at dette har sammenheng med gode ernæringsforhold. Ingen ting tyder på at zooplanktonet er negativt influert av forholdene i Borgenfjorden.

Trondheimsfjorden viser generelt større mengde av zooplankton enn sammenlignbare områder langs norskekysten. Dette kan være betinget av gode ernæringsforhold også i hovedfjorden, men andre, ukjente, faktorer kan også spille inn.

Zooplankton har liten evne til egenbevegelse, og de lokale vannbevegelser er derfor av avgjørende betydning for zooplanktonbestanden. Flere faktorer påvirker fjordens sirkulasjon, tilførsel av ellevann, vind og horisontale forflytninger av vannmasser i forskjellige dyp, både mellom fjorden og kysten, og mellom de ulike bassenger i fjorden. Enkelte av disse vannbevegelser er store og kan være avgjørende for zooplanktonbestanden til ulike tider av året.

Det er viktig å skaffe seg oversikt over hvordan og i hvor høy grad slike vannbevegelser har betydning. Dette fordi fysiske inngrep i naturen kan tenkes å påvirke de normale vannbevegelser varig, og i en slik grad at zooplanktonet påvirkes. På den annen side vil en hyppig utveksling mellom fjordens og kystens zooplankton redusere virkningen på zooplankton av eventuelle skadelige forhold i fjorden.

Det er tre hovedtyper av vannbevegelser som er funnet å være spesielt viktige: 1) vintervannføring i elvene i mars og

april, 2) dypvannsinstrømninger om sommeren og høsten og 3) varmtvannsinstrømninger i de øverste 100 m utover sommeren og høsten.

1) Vintervannføring i elvene i mars og april

I Trondheimsfjorden utgjør copepoden Calanus finmarchicus mellom 60 og 80% av zooplanktonets biomasse. Hovedgytingen for denne arten skjer i Trondheimsfjorden i april, og utviklingen fra de yngste larvene frem til et mellomstadium tar omtrent to uker og foregår i de øverste vannlagene. Den videre utvikling foregår i dypere vannlag.

I perioden mars - første halvdel av mai i 1963 til 1974 viser variasjonene i antall av vårgenerasjonen av C. finmarchicus to alternative hovedmønstre på alle de undersøkte stasjoner i hovedfjorden. I 1963, 1966, 1972, 1973 og 1974 etterfølges vårgytingen av relativt store bestander av eldre larvestadier, mens i årene 1964, 1965, 1968 og 1970 er det vesentlig mindre bestander av disse stadiene, mens data for 1970 og 1971 ikke er tilstrekkelige for å gi grunnlag for en slik klassifisering.

En rekke faktorer kan tenkes å påvirke utviklingen av C. finmarchicus fra larve til voksen. Slike faktorer er saltholdighet, sjøtemperatur, bølgevirkning, beskatning og næringsforhold.

Næringsforholdene synes ikke å kunne forklare de årlige forskjellene. Sakshaug (1972) har vist at det alltid er rikelig med diatomeer i Trondheimsfjorden om våren og det synes ikke å være noen fysiske barrierer som kan hindre C. finmarchicus i å oppsøke denne næringskilden. Andre mulige faktorer, slik som sjøtemperatur, bølgevirkning eller beskatning, er ikke funnet å være korrelert med variasjonene i antall. I Tabell 2 er det gjennomsnittlige antall av copepoditstadier og nauplier for vårgenerasjonen av C. finmarchicus i de forskjellige årene sammenlignet med den relative mengde av ferskvann som elvene fører ut i fjorden i mars og april de samme årene, dvs. før vårflommen, men i den perioden da vårgenerasjonen av C. finmarchicus er i en kritisk fase. Zooplanktonprøver fra begynnelsen av mars frem til den første tredjedel av mai er inkludert. Forholdene på

Tabell 2. Gjennomsnittlig antall copepoditer I-V og nauplier av Calanus finmarchicus i 0-100 m i perioden mars - første tredjedel av mai (\bar{nC}), sammenlignet med den samlede ferskvannstilførsel (F) i 10^6 m^3 fra elvene i indre fjord (St. 1 og 6) og hele fjorden (St. 15 og 18) i månedene mars og april

St. 18	F	2675	3510	3560					
	\bar{nC}	>4665	3605	4824					
	Year	1963	1964	1965					
St. 15	F	1984	2353	2675	2740	3510	3560	3589	
	\bar{nC}	3865	10387	>2825	3496	1353	1519	1150	
	Year	1966	1969	1963	1972	1964	1965	1968	
St. 6	F	609	680	740	1067	1101	1154	1272	1461
	\bar{nC}	780	8880	1350	>5318	730	1990	574	1241
	Year	1970	1966	1971	1963	1969	1972	1964	1965
St. 1	F	1067	1273	1461					
	\bar{nC}	>3164	705	2198					
	Year	1963	1964	1965					

St. 1 og 6 er sammenlignet med vanntilførselen til det indre fjordbasseng, for St. 15 og 18 har en tatt hensyn til den samlede tilførsel til fjorden. Beregningen av ferskvannstilførselen er basert delvis på direkte målinger av elvevannstand, delvis på nedbørsdata (Wendelbo 1970). En rangkorrelasjon mellom gjennomsnittlig antall C. finmarchicus og ferskvannstilførselen fra elvene viser for alle stasjonene kombinert en negativ korrelasjon med meget høyt signifikansnivå ($p < 0.003$).

Denne ferskvannstilførselen til fjorden medfører et brakt topplag, og saliniteten i de øverste 10 m om våren er nært korrelert med ferskvannstilførselen (positiv korrelasjon signifikant på 0.005 nivå). Dybden av brakklaget øker mot fjordmunningen hvor det kan få en tykkelse på 15 m (Wendelbo 1970). Fordi de yngste stadiene av C. finmarchicus har en tendens til å holde seg i de øverste lagene kan nedsatt salinitet påvirke utviklingen. Dette synspunkt kan støttes av en meget signifikant korrelasjon som en finner mellom antall C. finmarchicus og saliniteten i 5 m dyp i månedskiftet mars/april og månedskiftet april/mai (se Tabell 3). Saliniteten i 5 m dyp er signifikant korrelert med saliniteten både i 0 m og 10 m ($p < 0.001$) og kan indikere forholdene i hele brakkvannslaget.

Imidlertid er de observerte saltholdigheter godt innenfor de grenser som man vet er brukbare for en normal utvikling av C. finmarchicus og saltholdigheten i seg selv er derfor ikke ansett å være avgjørende for om vårgenerasjonen av C. finmarchicus i Trondheimsfjorden kan bli vellykket eller ikke.

Tilførselen av ferskvann med elvene medfører en estuarin sirkulasjon i fjorden og det er antatt at størrelsen av elvevannstilførselen kan virke som en indikator på størrelsen av brakkvannsavrenningen. Hastigheten til brakkvannet når det går ut fjorden har ikke blitt målt direkte, men under vårflommen kan hastigheten sannsynligvis overstige 50 cm/sekund. I mars og april er det sannsynlig at en kan nå en hastighet på 10 cm/sekund når avrenningen er stor. I dette tilfellet så kan overflatevann fra det innerste bassenget rent teoretisk bli transportert ut av fjorden i løpet av 16 dager.

De yngste larvene av C. finmarchicus lever helst i de øverste lagene. Denne vertikale fordelingen gjør at disse kan

Tabell 3. Salinitet i 5 m dyp sammenlignet med totalt antall Calanus finmarchicus i 0-100 m i Månedskiftene mars/april og april/mai

<u>Mars/april</u>												
St. 15	Salinitet 5 m	31.46	31.69	31.83	31.92	32.54	32.66	32.72	32.99			
	<u>Calanus finmarchicus</u>	320	493	15650	490	805	1000 ^x	4450	2140			
	Year	1968	1964	1973	1971	1965	1963	1974	1966			
St. 6	Salinitet 5 m	29.69	31.17	31.36	31.69	31.98	32.95	33.10	33.21			
	<u>Calanus finmarchicus</u>	360	150	530	1771	70	2140	3160	3000 ^x			
	Year	1973	1968	1964	1965	1971	1974	1966	1963			
<u>April/mai</u>												
St. 18	Salinitet 5 m	31.87	32.01	32.09	32.50	32.92						
	<u>Calanus finmarchicus</u>	24200	5620	325	7175	102500						
	Year	1973	1963	1965	1964	1974						
St. 15	Salinitet 5 m	27.75	29.99	30.86	31.18	31.76	31.98	32.00 ^{xx}	32.79			
	<u>Calanus finmarchicus</u>	2610	910	1990	4600	23400	5301	13200	5790			
	Year	1965	1964	1968	1973	1974	1963	1969	1966			
St. 6	Salinitet 5 m	29.22	29.45	30.82	31.11	31.20	31.67	32.30	32.54	33.17		
	<u>Calanus finmarchicus</u>	420	900	16000	720	6600	2000	10476	400	14600		
	Year	1964	1965	1973	1968	1974	1971	1963	1969	1966		
St. 1	Salinitet 5 m	30.07	30.10	30.57	31.11	31.33						
	<u>Calanus finmarchicus</u>	1500	1372	4040	6423	11400						
	Year	1974	1964	1965	1963	1973						

x Estimert verdi

xx Interpolert verdi

bli utsatt for en utgående overflatestrøm og en transport av yngre stadier ut av fjorden er sannsynlig, og denne mekanismen antas å være avgjørende for utviklingen av en vårgenerasjon av C. finmarchicus.

Den estuarine sirkulasjonen er karakterisert ved at mens overflatestrømmen går ut finner man en inngående strøm under dette laget. Det ser ikke ut til at den inngående strømmen på noen måte kompensere for tapet av C. finmarchicus i overflaten.

Vassdragsreguleringer er ofte karakterisert ved at de reduserer vårflommen, men til gjengjeld gir en høyere vintervannføring og dette kan de tenkes å ha betydning for bestanden av C. finmarchicus.

Av de større elvene som munner ut i Trondheimsfjorden er én nesten fullstendig regulert med store vannreservoarer (Neavassdraget) mens fire andre større elver er planlagt regulert. Det vassdraget som er regulert bidrar til omtrent 12-20% av den samlede tilførsel av ferskvann til fjorden i løpet av mars og april. Regulering av de andre fire elvene kan anslås i snitt å gi en fordobling av deres nåværende vannføring i mars og april. Den samlede tilførsel til fjorden vil i så fall øke med 8-10% i perioden før vårflommen. Legger man til vintervannføringen for Neavassdraget kan man anta at nåværende og planlagt regulering av vassdragene vil medføre en økning på omtrent 20% av bakgrunnsverdien. En gjennomsnittlig økning av denne størrelsesorden kan være nok til å medføre en merkbar reduksjon av vårgenerasjonen av C. finmarchicus.

Flere andre arter som hører hjemme i fjorden og som også gyter om våren viser en langt større stabilitet fra år til år (Metridia longa, Pareuchaeta norvegica, Chiridius armatus, Scolecithricella minor, Microcalanus pusillus, Heterohabdus norvegicus, Oncaea borealis, Oithona spinirostris, Sagitta elegans, Tomopteris helgolandica). Disse artene gyter imidlertid på noe dypere vann og de yngre stadiene har en tendens til å ligge under brakkvannslaget. Denne vertikale fordelingen hindrer til en viss grad et tap av larver med brakkvannsavrenningen. Tilsvarende vil enhver tendens i retning av å ha en forlenget gyteperiode også redusere den årlige variasjonen i antall.

I Trondheimsfjorden opptrer også et antall mindre arter av copepoder som har sitt hovedmaksimum om sommeren og høsten, men også vanligvis har et lite maksimum om våren. Det gjelder Pseudocalanus elongatus, Temora longicornis, Centropages hamatus, Limacina retroversa, Podon polyphemoides og Evadne nordmanni. De små bestandene man finner om våren har sannsynligvis sammenheng med lav vanntemperatur, men fordi de gjerne oppholder seg nært overflaten er det mulig at de i likhet med larvestadiene av C. finmarchicus kan bli utsatt for den samme overflatetransport. Dette vil også bidra til å redusere bestanden.

2) Dypinnstrømninger om sommeren og høsten

Sommer- og høstmaksima av C. finmarchicus i området under 100 m domineres av de eldste larvestadiene. Disse dyp-lagene ble undersøkt i 1963, 1964, 1969, 1970, 1972, 1973 og 1974. Antallet av C. finmarchicus varierte sterkt i løpet av disse årene, og det er nokså markerte forskjeller mellom stasjonene med de største antallene i de ytre områder av fjorden (St. 18 og 15). I Tabell 4 er gjennomsnittlig antall av stadium V av C. finmarchicus under 100 m dyp i august-oktober korrelert med gjennomsnittlig saltholdighet i bunnvannet. En rangkorrelasjon hvor testene for alle stasjonene kombineres viser en signifikant korrelasjon mellom de to variable ($p < 0.02$). Saliniteten i dypvannet om høsten kan benyttes som en indikator på størrelsen og forløpet av de dype innstrømmingene. Den korrelasjonen som er gjengitt i Tabell 4 indikerer at mye av høstbestanden av C. finmarchicus, stadium V, tydeligvis stammer fra kystområdene og fraktes inn med de dype innstrømmingene. Denne tilførselen kan kompensere for det tapet av yngre stadier av C. finmarchicus som skyldes ferskvannstilførsel før vårflommen.

Mekanismen som regulerer bestanden av C. finmarchicus i fjorden er derfor avhengig av flere faktorer innbefattet artenes biologi, fjordens fysiske egenskaper og kystvannets

Tabell 4. Gjennomsnittlig saltholdighet (\bar{S}) i dypvannet i perioden august-oktober i de forskjellige år, sammenlignet med gjennomsnittlig antall copepoditstadium V av Calanus finmarchicus under 100 m (\bar{N})

St. 18	\bar{S}_{400}	35120 ^x	34950	34930	34893	34880
	\bar{N}	7750 ^x	23850	6120	12350	6100
	Year	1974	1972	1964	1973	1963
St. 15	\bar{S}_{400}	35010	34955 ^x	34918	34913	34907
	\bar{N}	5130	5500 ^x	7700	14425	2300
	Year	1963	1974	1973	1972	1969
St. 6	\bar{S}_{300}	34625 ^x	34573	34493	34435	34387
	\bar{N}	870 ^x	5230	3200	270	680
	Year	1974	1963	1972	1969	1970
St. 1	\bar{S}_{200}	34305 ^x	34283	34270	34146	34137
	\bar{N}	1467 ^x	3470	2425	663	470
	Year	1974	1963	1972	1973	1964

x Gjennomsnitt for august

34860^x
600^x
1970

34338
500
1964
1973

forhistorie. Kombinasjonen av disse varierende faktorene vil nødvendigvis bidra til store årlige variasjoner i fjorden.

3) Innstrømning av varmt vann i de øverste 100 m om sommeren og høsten

En del tempererte arter (Pseudocalanus elongatus, Temora longicornis, Centropages hamatus, Acartia longiremis, Acartia clausi, Oithona similis, Limacina retroversa, Podon polyphemoides og Evadne nordmanni) har hovedmaksima i Trondheimsfjorden om sommeren og høsten. Disse artene forekommer stort sett i de øverste 100 m og den største andelen holder trolig til enda nærmere overflaten. Også disse artene viser en betydelig årlig variasjon i forekomst og det er dessuten merkbare forskjeller i antall mellom den ytre og den indre del av fjorden. Mange arter viser en klar reduksjon i antall innover i fjorden, og i Tabell 5 er gjennomsnittlig antall av de forskjellige artene i løpet av perioden juni-oktober korrelert med stasjonenes posisjon i fjordens lengdesnitt. Korrelasjonen mellom antall individer og horisontal fordeling av stasjonene er signifikant for artene E. nordmanni, T. longicornis, L. retroversa, O. similis. Også middeltemperaturen i 0-100 m viser en tilsvarende fordeling, mens gjennomsnittstemperaturen i 0-5 m ikke viser en signifikant korrelasjon. Dette indikerer at temperaturnivået i seg selv ikke er det avgjørende for den horisontale fordelingen av antall individ av de forskjellige artene.

Utover høsten finner man i Trondheimsfjorden en relativ kraftig økning i middeltemperaturen i 0-100 m. I samme tidsrom avtar tilførselen av solenergi og temperaturøkningen i vannmassene kan ikke skyldes lokal oppvarming. Det må derfor antas at det kommer en tilførsel av varmt vann fra områder utenfor fjorden. Disse varmtvannsinnstrømmingene forekommer hver år, men varierer i styrke. Det er trolig at den horisontale fordeling man finner for de tempererte artene har sammenheng med denne varmtvannsinnstrømmingen.

Tabell 5. Gjennomsnittlig antall i perioden juni-oktober av en del tempererte arter på forskjellige stasjoner i fjorden

	1963			1964			1965		
	18	15	6	18	15	6	18	15	6
<u>E. nordmanni</u>	685	102	0.8	6400	1204	312	6400	1204	312
<u>T. longicornis</u>	874	1530	48	1664	1373	937	1664	1373	937
<u>L. retroversa</u>	370	112	20	360	580	15	360	580	15
<u>O. similis</u>	740	314	354	7808	4756	2518	7808	4756	2518
<u>C. hamatus</u>	255	202	7	300	102	23	300	102	23
<u>P. elongatus</u>	702	694	130	7018	7888	1653	7018	7888	1653
<u>A. clausi</u>	78	28	12	177	261	45	177	261	45
<u>P. polyphemoides</u>	85	25	0.2	1784	2916	7150	1784	2916	7150
<u>A. longiremis</u>	189	26	13	64	39	216	64	39	216
	1968			1969			1973		
	15	6	6	15	6	6	18	15	6
<u>E. nordmanni</u>	2470	1020	400	2940	2940	910	3380	367	1667
<u>T. longicornis</u>	3760	3040	8364	11840	11840	4380	9900	5333	3025
<u>L. retroversa</u>	20	120	268	460	460	90	260	42	108
<u>O. similis</u>	3230	2670	10416	10650	10650	5170	7440	4567	3117
<u>C. hamatus</u>	770	1480	760	4280	4280	2310	1560	633	2100
<u>P. elongatus</u>	3590	1250	1702	2670	2670	1470	3580	2280	2242
<u>A. clausi</u>	0	20	60	0	0	10	640	23	0
<u>P. polyphemoides</u>	910	1740	772	1180	1180	100	700	67	292
<u>A. longiremis</u>	1110	1450	500	1830	1830	630	880	258	225

Noen få arter som ikke tilhører Trondheimsfjordens stasjonære plankton kan opptre i små mengder om høsten og er indikatorer på høstinnstrømninger av varmt vann. Artene Centropages typicus, Candacia armata, Anomalocera patersoni og Salpa fusiformis krever helt spesielle hydrografiske forhold for å gå inn i Trondheimsfjorden. En annen art, Paracalanus parvus, opptreer noe oftere, men er også en indikator på relativt kraftig innstrømning når den forekommer i noen mengde. To andre arter, Metridia lucens og Rhincalanus nasutus, indikerer sene høstinnstrømninger i noe dypere vannlag.

Litteratur

- Ackefors, H. 1969. Ecological Zooplankton Investigation in the Baltic Proper 1963-65. Inst. Mar. Res. Lysekil, Ser. Biol. Rep. (18): 1-137.
- Gundersen, K.R. 1953. Zooplankton Investigations in some Fjords in Western Norway during 1950-1951. Rep. Norw. Fishery mar. Invest. 10 (6): 1-54.
- Lie, U. 1967. The natural history of the Hardangerfjord. 8. Quantity and composition of the zooplankton, September 1955 - September 1956. Sarsia 30: 49-74.
- Strømngren, T. 1973 a. Zooplankton investigations in Trondheimsfjorden 1963-1966. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Miscnea (13): 1-148.
- Strømngren, T. 1973 b. Zooplankton investigations in Borgefjorden 1967-1969. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Miscnea (9): 1-37.
- Strømngren, T. 1974. Zooplankton and hydrography in Trondheimsfjorden on the west coast of Norway. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Miscnea (17): 1-35.
- Strømngren, T. 1974. Zooplankton investigations in Skjomen 1969-1973. Astarte 7: 1-15.
- Wendelbo, P.S. 1970. Hydrografiske forhold i Trondheimsfjorden 1963-1966. Unpublished thesis, Oslo University.
- Wiborg, Kr. Fr. 1944. The Production of Zooplankton in a Landlocked Fjord, The Nordåsvatn near Bergen, in 1941-42. Fiskeridir. Skr. Havundersøk. 7 (7): 1-83.
- Wiborg, Kr. Fr. 1951. The whirling vessel, an apparatus for the fractioning of plankton samples. Fiskeridir. Skr. Havundersøk. 9 (13): 1-16.
- Wiborg, Kr. Fr. 1954. Investigation on Zooplankton in Coastal and Offshore Waters of Western and Northwestern Norway. Fiskeridir. Skr. Havundersøk. 11 (1): 1-246.
- Sakshaug, E. 1972. Phytoplankton investigations in Trondheimsfjorden, 1963-66. K. norske Vidensk. Selsk. Skr. 1: 1-56.

