

Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord



Statlig program for
forurensningsovervåkning

Rapport nr. 621/95

Overvåkning av forurensnings- situasjonen i indre Oslofjord

Effekter av forurensning og
dypvannsutsiftning på
faunaen langs bunnen av
Oslofjorden basert på materiale
samlet siden 1952

(Effects of pollution and
deepwater exchange on the
fauna along the bottom of
Oslofjorden, Norway, based on
material collected since 1952)

Del I
Tekst



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-71094	Undernr.:
Løpenr.: 3324	Begr. distrib.: Fri

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord. Effekter av forurensning og dypvannsutskiftning på faunaen langs bunnen av Oslofjorden basert på materiale samlet siden 1952. (Effects of pollution and deepwater exchange on the fauna along the bottom of Oslofjorden, Norway, based on material collected since 1952). Overvåkingsrapport nr. 621 /95). TA nr.1257 /1995	Dato: 1.10.1995	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Mø	
Forfatter(e): Fredrik Beyer, UiO Jane Indrehus, UiO	Geografisk område: Oslo, Akershus, Buskerud	
	Antall sider: 143+153 Opplag:	

Oppdragsgiver: Fagrådet for vann-og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord	Oppdragsg. ref.: A. Rosendahl
--	----------------------------------

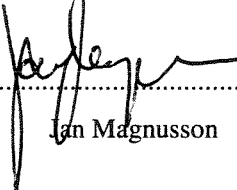
Ekstrakt: Til innsamling av dyr like over bunnen (hyperbenthos) er det i ca. 40 år benyttet en lukkbar, finmasket (0.5mm) hov montert i en slede. Litt av det øverste, løse bunnsedimentet og mange slags dyr som er knyttet til dette, havner også i håven. Redskapet har en distanse måler. Prøver tatt på forskjellige lokaliteter viser markante forskjeller, og det samme kan være tilfelle for prøver tatt til forskjellig tid på samme sted. Materialet viser en kraftig forringelse av faunaen innover fjorden, som hovedsakelig kan tilskrives oksygenmangel. Denne har hatt akkumulert effekt på sediment og fauna. Utslipp av kloakk fra VEAS hadde lokalt uheldig innflytelse på faunaen i 1982-85. Med tilsynelatende utgangspunkt i Gråøyrenna i 1984 har 3 rekearter senere vist bemerkelsesverdig øket antall. Overføringen av kloakk fra Bunnefjordområdet har ikke gitt tilstrekkelig avlastning av dette. Yngel av komersiell reke samt en mindre rekeart ble funnet i stort antall i Gråøyrennen fra 1984 og ble noe senere også funnet lengre innover. Muddereke ble etter mange år først funnet rikelig i 1992 i Gråøyrenna, men synes ikke å akseptere forholdene lengre inne. Bunnsledeprøver viser meget større utslag av miljøforskjeller og -forandringer enn tilsvarende prøver tatt med grabb eller skrape.

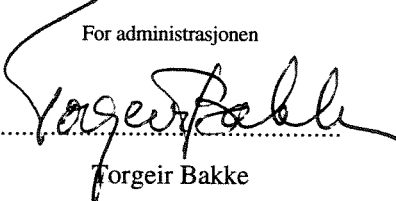
4 emneord, norske

1. Forurensningsovervåking
2. Oslofjorden
3. Hyperbenthos-benthos
4. Dypvannsutskiftning

4 emneord, engelske

1. Pollution monitoring
2. Oslofjorden
3. Hyperbenthos-benthos
4. Deepwater exchange

Prosjektleder

Jan Magnusson

For administrasjonen

Torgeir Bakke

SBN 82-577-2857-8

EFFEKTER AV FORURENSNING OG DYPVANNSSUTSKIFTNING PÅ
FAUNAEN LANGS BUNNEN AV OSLOFJORDEN
BASERT PÅ MATERIALE SAMLET SIDEN 1952

(EFFECTS OF POLLUTION AND DEEPWATER EXCHANGE ON THE FAUNA ALONG THE
BOTTOM OF OSLOFJORDEN, NORWAY, BASED ON MATERIAL COLLECTED SINCE 1952)

av

FREDRIK BEYER *

og

JANE INDREHUS *

DEL I

TEKST

* Adresse: Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, Avdeling for marin zoologi og marin kjemi, P.B. 1064, Blindern, 0316 Oslo 3.

FORORD

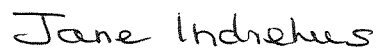
Da effekter av Oslofjordens forurensning antas å ha interesse for mange som ikke har faglig bakgrunn i marinbiologi og oseanografi, har vi prøvd å gi fremstillingen en slik form og et slikt omfang at den kan tjene som en innføring i problematikken. Tykkelsen av rapporten skulle således gjøre den lettere å lese og burde ikke skremme noen fra å forsøke.

Vi står i takknemlighetsgjeld til Universitetet i Oslo for å ha stilt bemannet fartøy og arbeidsplass til vår disposisjon samt til Det Videnskapelige Forskningsfond av 1919, Borgestad Legat I og A/S Norsk Varekrigsforsikringsfond for økonomisk støtte ved tidligere anledninger.

Vi er Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord særdeles takknemlig for tillit, finansiering, gode råd og tålmodighet under utarbeidelsen av denne rapporten. Videre er vi NIVA, ved Jan Magnusson, stor takk skyldig for blant annet å ha stilt data til vår rådighet.

Oslo 24.08.1995


Fredrik Beyer


Jane Indrehus

INNHOOLD

	Side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	6
1.1 TOPOGRAFI OG HYDROGRAFI	6
1.2 ORGANISK OMSETNING	7
1.3 BUNNENS BESKAFFENHET	8
1.4 METODIKK	9
1.5 MATERIALE	10
1.6 NOEN AV FAUNAENS HOVEDKOMPONENTER OG DERES FORHOLD TIL MILJØ OG REDSKAP	11
1.7 VARIASJONER I PRØVENES SAMMENSETNING OG STØRRELSE	13
1.8 ÅRSAKER TIL VARIASJONENE I FAUNAEN	15
1.9 RESULTATENES FORHOLD TIL ANDRE UNDERSØKELSER I OMRÅDET	17
1.10 ANBEFALINGER	17
2. TREKK AV OSLOFJORDENS TOPOGRAFI OG HYDROGRAFI	18
3. DEFINISJONER OG INNSAMLING AV BUNNFAUNA, SÆRLIG MED TILKNYTNING TIL BLØTBUNNEN	23
4. METODIKK BENYTTET I NÆRVÆRENDE STUDIER	26
4.1 BESKRIVELSE AV BEYERS BUNNSLEDE	26
4.2 FELTMETODIKK OG REDSKAPETS FANGSTEVNE	28
4.3 LABORATORIEARBEID	30
5. MATERIALE	32
5.1 MATERIALE INNSAMLET FOR NÆRVÆRENDE STUDIER I 1981 - 1993	32
5.2 MATERIALE INNSAMLET FOR FORSKJELLIGE FORMÅL I 1952 - 1976	33
6. BLOKJEMISKE OMSETNINGER. MILJØETS BETYDNING FOR BLØTBUNNSFAUNAEN OG DENNES BETYDNING FOR MILJØET	34
6.1 OPPBYGGING OG NEDBRYTNING AV ORGANISK MATERIALE	34
6.2 FORBRUK AV OG BEHOV FOR OKSYGEN. REAKSJONER VED OKSYGENMANGEL	38
6.3 KONSEKVENSER FOR FAUNAFORDELINGEN OG FOR PRØVENES KARAKTER	43
7. ELDRE FAUNAUNDERSØKELSER OG REKEFISKE	45
8. FAUNAUNDERSØKELSER MED BUNNSLEDE 1952 - 1993	50
8.1 KARAKTEREN AV BUNNSLEDEFANGSTER FRA FORSKJELLIGE PARTIER AV OSLOFJORDEN	50
8.2 VARIASJONER I ANTALL KREPSDYRARTER FRA ELLE OG INNOVER	52
8.3 VURDERING AV FAUNATILSTANDEN I INDRE FJORD DE ENKELTE ÅR 1961 - 1993	56
	Tabell 1
8.4 TILSTANDSINDIKATORER	63
8.4.1 <i>Crangon allmanni</i> og <i>Pontophilus norvegicus</i>	63

	Side
	64
8.4.2 <i>Tesserogastria musculosa</i>	65
8.4.3 <i>Bradyidius bradyi</i>	67
	68
8.4.4 Nudibranchiata. <i>Coryphella verrucosa</i>	69
8.4.5 Amphipoder, mysidacéer og cumacéer	72
	73
	74
8.4.6 Dyrenes tilknytning til bunnen og betydningen av denne tilknytningen for fangsten	78
	80
8.4.7 Gruppering av faunakomponenter	81
8.4.8 Polychaeter	82
8.4.9 Sammenlikning av bunnfaunaen ved Steilene og ved Svartskog	85
	86
8.5 PRØVENES INNHOLD AV FORAMINIFERER SOM UTTRYKK FOR VARIASJON I SLEDEFRONTENS SKRAPENDE EFFEKT. ØVRIGE FAUNAKOMPONENTERS FANGSTMESSIGE KORRELASJON TIL FORAMINIFERENE OG TIL HVERANDRE SOM INDIKASJON PÅ DYRENE LEVEVIS OG SAMHØRIGHET SAMT PÅ PRØVENES ANVENDELIGHET	87
8.6 VARIASJONER I ANTALL IKKE-PLANKTONISKE TAXA I PRØVER FRA ELLE TIL STEILENE. VURDERING AV MATERIALETS DOKUMENTASJONSVERDI	94
8.7 VARIASJONER I FAUNAENS SAMMENSETNING	97
	100
	102
	103
	104
	106
	107
	108
	109
8.8 DIVERSITET	116
8.9 BESTANDER SOM HAR VIST PÅFALLENDE FORANDRINGER I UTBREDELSE OG/ELLER ANTALL	122
	125
9. DISKUSJON OG ANBEFALINGER	127
9.1 PETERSENS DYRESAMFUNN. KARAKTERDYR OG INNSAMLING	127
9.2 TOPOGRAFIENS BETYDNING FOR FORURENSNINGSEFFEKTER OG FOR VALG AV PRØVESTEDER	129
9.3 POLYCHAETER MED FORSKJELLIG FORHOLD TIL MILJØ OG INNSAMLINGSMETODIKK	131
9.4 TAP AV SEDIMENTETS LØSE TOPPLAG OG AV DYRENE I OG LANGS DETTE	133
9.5 BUNNSLEDENS FORTRINN OG MANGLER	133

	Side
9.6 DYRENE FORURENSNINGSTOLERANSE OG FANGBARHET	134
9.7 ØNSKELIGHETEN AV Å FØLGE OPP RESULTATENE OG MULIGHETENE FOR FORENKLET OPPLEGG	137
9.8 MILJØGIFTER	139
	Tabell 17 140
	Tabell 18 140
9.9 KLOAKKBEHANDLING	142
9.10 FAUNAENS GJENOPPBYGGING	143

DEL II INNEHOLDER:

REFERANSER
ARTSLISTER
TEKNISKE DATA
FIGURLISTE
FIGURER
ENGLISH SUMMARY
LIST OF TEXT TABLES
LIST OF FIGURES

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Temaet for rapporten er variasjoner med tid og sted i faunaen like over, på og i det øverste laget av bløtbunnen vurdert i forhold til dypvannsfornyelse og forurensningsbelastning i Indre Oslofjord.

1.1 TOPOGRAFI OG HYDROGRAFI

Oslofjorden er et komplisert system av **bassenger** (Fig. 1 & 2), atskilt fra hverandre av rygger, som i varierende grad er til **hinder for horisontale vannbevegelser**. Det alvorligste hinderet ligger ved innsnevringen av fjorden like nord for Drøbak, der den vestre halvdel av fjorden er blokkert opp til knapt et par meters dyp, mens der i terskelen på østsiden er et skar med et maksimaldyp på 19,5 m.

Verikal omrøring av vann fra overflatelaget mot dypet er **hemmet av forskjell i tetthet** (spesifikk vekt), som ofte er så markert at vi taler om et spranglag (Fig. 94). Overflatelagets vann er lettere p. g. a. sin lavere saltholdighet og i sommersesongen også p. g. a. sin høyere temperatur.

Siden det bare er små elver som har sitt utløp i indre fjord, forårsaker ikke ferskvannstilførselen noen stor sirkulasjon her. Tidevannsbevegelsen avstedkommer heller ikke noen stor vannutveksling da den midlere forskjell mellom høyvann og lavvann i vårt område bare er 24 cm.

Nordlig vind driver overflatevann ut av indre fjord og enda lettere videre ut fra midtre fjord, hvilket medfører en oppstrømning av tyngre vann nedenfra like utenfor Drøbakerskelen. Tross strupingen av den utgående overflatestrøm ved Drøbak vil trykkforholdene etter hvert gi opphav til en **inngående kompensasjonsstrøm** under overflatestrømmen. Oppstrømmende vann vil blande seg inn i kompensasjonsstrømmen. I perioden **november - mai**, og spesielt på sen vinteren, kan det innstrømmende vann etter turbulent blanding over terskelen fremdeles være **tungt nok** til å falle til bunns på innsiden.

Dypvannet i indre fjord har lettest for å bli skiftet ut etter at det har stått der så lenge at dets tetthet er blitt betydelig redusert ved gradvis påvirkning ovenfra. At en utskiftning har funnet sted, vises tydeligst ved en pukkel på den kurve som viser oksygeninnholdets variasjon med tiden (Fig. 66B). Hyppige oksygenmålinger viser at utskiftning - i motsetning til hva som har vært antatt - også ofte finner sted uten noe forutgående langvarig opphold.

Den videre **transport av nytt bunnvann styres av topografien**. Bunnvannet fornyes i tur og orden i indre fjords bassenger så lenge betingelsene vedvarer. Men det kan gå flere år på rad uten at bunnvannet i **B u n n e f j o r d e n** blir fornyet (Fig.

66D). Dette skyldes ikke bare den brede ryggen mellom Bygdøy og Nesodden (50-60 m dyp), men også i høy grad at fjordens akse her bøyer seg nesten 180°. Dette medfører at Bunnefjorden ved nordlig vind blir en felle for det ellers utstrømmende overflatevannet.

For å komme til *G r å ø y r e n n a* må det innstrømmende vann gå norden-om Håøy og så mot syd over en terskel med sadeldyp på vel 60 m. Denne terskel kan også beskytte mot uheldig påvirkning innenfra. Bassenger langt inne i fjorden får sitt bunnvann fornyet før, og får tilført mere oksygen, enn *G r å ø y r e n n a* (Fig. 2; Gk i Fig. 68, 69 og 70). Atkomsten for nytt bunnvann til *V e s t h u l l e t* (Ej), bassenget rett utenfor VEAS-anlegget, er ikke fullt så god som til omkringliggende bassenger.

Fig. 65, Fig. 66B, 66C, 66D og Fig. 67 - 70 viser betydelige variasjoner i oksygen-tilførselen ved bunnen fra år til annet. År med spesielt **liten** tilførsel var **1961, 1967, 1973, 1975, 1983 og 1989**. År med relativt **god** tilførsel av nytt dypvann til Indre Oslofjord var **1963, 1965, 1974, 1977, 1982, 1984, 1986, 1988 og 1991**. Den hyppige forekomst av relativt god utskiftning i 1980-årene ga en usedvanlig **langvarig** periode med betydelig oksygeninnhold i dypet av *B u n n e f j o r d e n*.

I og med at den **topografiske struktur** også i detalj styrer vannets bevegelser og mangel på bevegelser, får strukturen stor innflytelse på den **lokale** sedimentering og oksygenbalanse og dermed også på faunaen.

1.2 ORGANISK OMSETNING

Dersom vannet i overflaten er undermettet på **oksygen**, tar det til seg oksygen fra luften. Men for det meste produseres oksygen i overskudd ved plantenes (mikroskopiske alger, tang, tare og ålegress) **fotosyntese**. På grunn av **dårlig lysgjennomgang** i Oslofjordens uklare vann har fotosyntesen hovedsakelig vært **begrenset** til det øverste vannlag, og på grunn av den omtalte tetthetsfordeling har hverken oksygenet fra luften eller fra fotosyntesen kommet dypvannet til gode. Den intense algevekst i øvre lag som følge av de store tilførsler av plantenæringsstoffer fra land (eutrofiering) er som regel hovedansvarlig for den dårlige lysgjennomgang.

I den grad det ikke føres ut av fjorden eller forbrennes i stoffskiftet hos dyr som har spist det, vil det **organiske stoff** som plantene representerer, etter hvert **synke** mot bunnen både direkte og gjennom et eller flere ledd som fekalier, kadavere og fragmenter av planter og dyr som kalles organisk detritus. Sammen med organisk stoff som er tilført fjorden direkte vil alt dette nedbrytes (mineraliseres) av bakterier, som til denne prosess **tar oksygen fra vannet** så lenge der er noe. Siden det er for-

holdsvis kort avstand til bunnen, vil denne i stor grad nåes innen mineraliseringen er gjennomført, og vi får et ekstra **stort oksygenforbruk på bunnen**.

Fordi tilførselen av oksygenrikt vann til bunnområdene i indre fjord er begrenset, får vi stedvis og periodevis situasjoner med **for lite oksygen** til at forskjellige dyr kan leve der. Dersom alt oppløst oksygen er forbrukt, fortsettes nedbrytningen av organisk materiale (forråtnelse) av bakterier som til dette tar oksygen fra sjøvannets rikelige innhold av sulfat. Ved denne prosessen frigjøres den meget **giftige** og lett oppløselige forbindelsen H_2S (Fig. 93).

Oksygenforbruket **på og i bunnen** og den mindre bevegelse av vannet der resulterer i en gradient med **avtakende oksygeninnhold** - eventuelt økende H_2S -innhold - **nedover**, spesielt i de nederste cm av vannsøylen og i sedimentets porevann. Vanlig hydrografisk feltmetodikk gir liten eller ingen informasjon om denne gradient.

Den her skisserte utvikling har fått et **økende omfang** i vårt århundre. I følge Fig. 66C var det årlige oksygenvinnet i løpet av stagnasjonstiden nær bunnen ved Steilene i perioden 1974-88 noe større enn det var i 1962-65 (Fig. 65).

Der og når en variert fauna er til stede, vil **dyrene** ved sin **oppdeling og konsumering** av organisk materiale i høy grad befordre mineraliseringsprosessene. Mange av dyrene vil også ved sine **aktiviteter** i vesentlig grad forøke bunnmaterialets kontakt med oksygenholdig vann. Ved mangelfullt dyreliv vil råtnende materiale **akkumuleres** (Fig. 9) og sammen med oksygenundermettete forbindelser (bl. a. H_2S) utgjøre en **oksygengjeld**, som øker med varigheten av oksygenmangelen. Utviklingen mot død og giftig bunn og mot bunn med rikholdig og produktiv fauna er således **selvforsterkende i begge retninger**. Dette kan forklare så vel den enorme **forskjell** som vi finner i mengden av levende dyr, henholdsvis dødt organisk materiale, på forskjellige lokaliteter (Fig. 4 -11, Fig. 12 & 105) som de dramatiske **forandringer** av tilstanden som kan finne sted på en og samme lokalitet (Fig. 12, Fig. 16, 104).

1.3 BUNNENS BESKAFFENHET

Bunnen i Oslofjordens bassenger kalles bløtbunn. I geoteknisk forstand består denne hovedsakelig av mikroskopiske partikler som etter sin størrelse kalles silt og leire (finest). Men uforstyrret av redskaper består sedimentet **ø v e r s t** av et særdeles **løst** lag med høyt vanninnhold og en stor andel **organiske** fragmenter og kadavere. Tykkelsen av dette lag avhenger av sedimenteringsraten og tiden som medgår innen materialet blir spist av dyr og bakterier. Den ble i 1960-årene oftest funnet å være 0,5 - 1 cm der bunnen var noenlunde frisk, enkelte steder bare 1 - 2 mm. Ved mangelfull oksygenbalanse kan den øke til 1 dm og enda mer.

Like under, til dels i, dette lag finner vi - der det er eller for ikke alt for lenge siden har vært dyreliv - **ekskrementpølser** fra dyrene, som sine steder kan være så tallrike at de fullstendig dominerer strukturen i et lag av en til tre tommers tykkelse. De fleste av disse pølsene har en lengde av størrelsesorden $\frac{1}{2}$ mm. I underkant går dette lag gradvis over i en langt mer tettpakket og ensartet substans som med hensyn til konsistens og utseende passer til betegnelsen leire.

Notater fra vårt feltarbeide viser at bunnen i hele Indre Oslofjord i 1980-årene var blitt meget **bløtere** enn den hadde vært tidligere. I Bunnefjorden var den blitt som en suppe som sleden druknet i og som var svart og anoksisk (uten oksygen).

1.4 METODIKK

Faunaprøver er blitt samlet med en hov montert i en slede (Fig. 3). Hovens maskevidde er **0,5 mm**. Hoven fanger ingen ting på nedtur og blir lukket før vi drar den opp fra bunnen. Slepeditansen langs bunnen blir målt. For at prøvene skal kunne sammenliknes med hverandre, har vi beregnet den vannmengde som ville ha gått gjennom hoven i løpet av draget dersom der ikke hadde vært noen som helst form for hindring av dette. Som enhetsreferanse benytter vi 100 m^3 av dette volum, selv om det for mange av dyrenes vedkommende hadde vært bedre om vi hadde kunnet angi deres antall pr. arealenhet av bunnen.

Alle konsentrasjoner som er presentert er **mindre** enn den reelle forekomst. Ulik atferd hos forskjellige dyr samt variasjoner i bunnens fasthet og form og i slepehastighet kan ha stor innflytelse på fangsten. Av de dyr som lever et stykke nede i sedimentet eller er godt forankret i dette, fanger bunnsleden en vesentlig mindre **andel** enn av de som har en løs eller ingen tilknytning til selve substratet.

Når vi likevel har valgt å benytte bunnsleder, er det fordi de fraksjoner av faunaen som bunnsleden fanger vesentlig **bedre** enn skrape og grabb, er av **spesiell interesse** både i tilknytning til fiskerier og i forurensningssammenheng. Omfattende erfaringer som både andre brukere og vi har gjort, levner ingen tvil om at **variasjoner og forskjeller i bunnsledefangster gjenspeiler tilsvarende variasjoner og forskjeller i naturen**.

Det er av umistelig verdi for nærværende undersøkelse at samme redskap har vært benyttet i Oslofjorden i **40 år** og at G. O. SARS i **forrige århundre** også i stor grad benyttet seg av en bunnsleder. Det samme har flere svenske forskere senere gjort både i Gullmarfjorden og i Skagerrak.

I en del tilfelle, særlig for ganske unge individer, er dyrene ikke blitt identifisert til art, men bare til slekt, familie eller større taksonomisk enhet. Det er ikke brukt tid

på artsidentifikasjon av Foraminifera og Copepoda Harpacticoida fordi maskevidden som vi har benyttet i hoven, er for grov for disse dyrene, som mer hensiktsmessig kan samles med annen redskap.

Siden det antall dyr som finnes i en prøve som regel er meget stort (mer enn tusen), og disse dyrene bare representerer et grovt bilde av det som var på bunnen, er det som regel ikke funnet forsvarlig å bruke all den tid som måtte til for å finne frem og undersøke hvert eneste individ. I stedet er det for de små dyrenes vedkommende gjort analyse på 1/10, 2 x 1/10 eller 3 x 1/10 av prøven. Ved testing er denne fremgangsmåten funnet tilfredsstillende.

1.5 MATERIALE

Innsamling av materiale for nærværende studie ble påbegynt i 1981 med tanke på de da nær forestående forandringer i kloakkeringsopplegget for Oslo-området. Med unntakelse av 1991 har vi fra og med 1981 til og med 1993 hvert år, til dels (1983, 1984, 1985, 1986) to ganger årlig, samlet materiale med bunnsleden på ca. et dusin (9 - 17) lokaliteter fordelt fra dypet utenfor Ferder til Bunnefjorden, kfr. Fig. 1 & Fig. 2. Åo, Un etc. angir kartkoordinatene. Lokalitetene er: Torbjørnsskjær (Åo, 4 prøver), Rauer (Un, 7 prøver), Bastødypet (Rl, 2), Møleflaten (Nk, 11), Elle (Im, 15), Gråøyrenna (Gk, 14), Langårrenna (Fk, 10), Sprodypet (Fl, 11), Ytre Støadyp (El₂, 8), Blåmagen (El₁, 10), Svartedypet (Ek, 14), Vesthullet (Ej, 16), Steilene (= Midtmédet, Dk, 16), Gåsøyrenna (Cl, 10), Lysakerfjorden (Bn, 15), Helviktangen (Cp, 13), Kirkevikbanken (Dp, 8), Svartskog (Ep, 14 prøver). Både Svartedypet og Vesthullet krysser grensen mellom koordinatene j og k. For lettest å holde dem fra hverandre har vi konsekvent benyttet Ek for Svartedypet og Ej for Vesthullet.

Alle lokalitetene er og/eller har vært benyttet til reketraling.

Bearbeidelsen er i denne omgang for det meste begrenset til prøver en gang i året fra lokalitetene Elle, Gråøyrenna, Svartedypet, Vesthullet, Steilene og Svartskog. Innholdet av bare delvis bearbejdede prøver er ikke oppført i appendikstabellene.

I tillegg til dette materialet har vi i høy grad også benyttet oss av observasjoner som er gjort på bunnsledeprøver fra de samme lokalitetene tidligere både av andre og av oss.

På lokalitetene i indre fjord er det blitt tatt prøver av vannets oksygeninnhold 1 m og 6 m over bunnen.

På 8 - 10 av lokalitetene er det ved de samme anledninger også tatt trinnvise vertikaltrekk fra bunnen til overflaten med lukkehov for zooplankton. Materialet fra disse trekk er under bearbeidelse.

1.6 NOEN AV FAUNAENS HOVEDKOMPONENTER OG DERES FORHOLD TIL MILJØ OG REDSKAP

Foraminiferene, som er éncellede dyr (skallamøber), lever både øverst og - de fleste - et stykke nede i sedimentet. Siden de er helt ute av stand til å løfte seg over dette, og fordi de er så tallrikt forekommende overalt hvor det er en bløtbunnsfauna, har vi benyttet deres forekomst i prøvene som en kontroll på sledefrontens bunnkontakt.

Bittesmå **muslinger** (Fig. 6, særlig i nederste felt av fotografiet) forekommer også i stort antall på bløtbunnen. Da de er avhengige av at ånderøret kan nå opp til sedimentoverflaten, kan de ikke befinne seg langt under denne og fanges relativt lett i sleden. Men avstanden fra sedimentoverflaten øker med størrelsen (alderen). Både atferd og ånderørets relative lengde varierer fra art til art. Det potet-store kuskjellet (*Arctica islandica*) er med sitt tykke skall så **tungt** at vi ikke får det skummet opp i bunnsledehoven, selv om det med sitt korte ånderør ligger høyt i sedimentet. Den særdeles tynnskallede *Delectopecten vitreus* (Fig. 7, under reken (*Crangon*) nede til høyre), som er utpekt som et av karakterdyrene for bløtbunnen i de dypeste partiene av vårt område, fester seg til et eller annet med fine tråder.

Flyskjellet (*Pseudamussium septemradiatum*, til venstre for og over *Delectopecten*) ligger helt oppå bunnen og skiller seg fra de andre muslingene ved sin imponerende svømmedyktighet. I overensstemmelse med dette viser det i våre prøver liten fangstmessig korrelasjon til foraminiferene.

Av manglebørstemakk (**Polychaeta**) er det noen som - der forholdene er akseptable for dem - befinner seg gravende så dypt nede i sedimentet at vi knapt får dem i våre prøver. Men blir forholdene der nede for ille selv for dem, **kommer de opp** og forteller sin historie (Fig. 12, 1970). Mange polychaeter bor i selvlagete rør. Noen av disse er kraftige (Fig. 7, sentralt; Fig. 101). Andre er små og skrøpeligere (Fig. 8, på begge sider; Fig. 102). Ved at rørene stikker opp fra bunnen, får dyrene fatt i vann som er litt friskere enn det som er i kontakt med sedimentet. En slik monoton **masseforekomst** av *Polydora* som Fig. 102 viser, er et tegn på fremskreden **forurensning**. Den kan delvis skyldes rikelig tilgang på føde i form av synkende mikroalger og organisk detritus og få konkurrenter i "matfatet" og delvis skyldes fravær av predatorer (rovdyr, som f. eks. fisk og reker) som kunne spise dem.

Noen polychaeter (*Antinoëlla sarsi*, de fleste av de store dyrene i Fig. 8) er tilbøyelige til å holde seg svømmende over den dårlige bunnen og kan derved kanskje også unngå å bli fanget i grabb.

Av **krepsdyr** er det mange, særlig innen klassen Copepoda, som ikke har noe med bunnen å gjøre i det hele tatt, men lever helt og holdent **planktonisk**. Siden deres vertikalfordeling i vesentlig grad dirigeres av lys og temperatur, er flere av dem ofte å

finne - vel å merke med **bunnslede** - i vesentlig **større konsentrasjon like over bunnen** på moderat dyp (slik som vi har i Oslofjorden) enn de har i vannmassene over, fordi dyrene egentlig ønsker seg lenger vekk fra overflaten. Men er der H₂S i bunnvannet, holder de seg på god avstand fra dette. En typisk eksponent for slik atferd er rødåten (*Calanus finmarchicus* + *C. helgolandicus*), som er langt den mest betydningsfulle zooplankton-komponent i vårt geografiske område.

En nær slektning av rødåten, *Calanus hyperboreus*, er så sterkt avhengig av lav temperatur og betydelig dyp at den bare unntakelsesvis kommer inn over Drøbakterskelen. Sammen med et par andre plankton-arter blir den da en utmerket **indikator på vannets transport** samt på **overlevelsesmuligheten** forskjellige steder i indre fjord.

Noen andre copepoder er bare å finne ved bunnen og bare når de finner forholdene der tilfredsstillende. Dette er f. eks. tilfelle for *Bradyidius bradyi*, som derfor er en god **indikator på toppsedimentets kvalitet**.

Den store krillen (*Meganyctiphanes norvegica*, øverst til høyre i Fig. 7) har i prinsippet samme fordelingsatferd som rødåten, men utfolder større fysisk aktivitet.

Av krepsdyrgruppene Mysidacea, Isopoda og Amphipoda som vi finner i våre bunnsledeprøver (Fig. 5, nedre parti; nest nederste felt i Fig. 6), har de aller fleste en eller annen grad av tilknytning til bunnen. Men denne er ofte **ikke** sterk nok til at de fanges i grabb; og de er for **små** til å fanges med skrape og trål. Noen av dem er ved ekstra lange ekstremiteter spesielt tilpasset til å leve på et løst substrat.

Enda noe **mindre** er muslingkrepsene (Ostracoda) og Cumacea. Med unntak av noen få arter har ostracodene **nøye tilknytning** til substratet, og dette gjelder for alle cumacéene, som normalt ligger horisontalt i det aller øverste sedimentlag, hvorfra de dog kan spasere opp for å søke føde. De kan også utføre raske fluktreaksjoner over bunnen; men dette ser ikke ut til å være noen effektiv måte å unngå å bli fanget av bunnsleden, som får fyldige prøver av dem der bunnen er frisk nok for dem.

På samme måte lever de vesentlig større mudderrekene *Crangon allmanni* (til høyre for flyskjellene i Fig. 7) og *Pontophilus norvegicus* (Fig. 104).

Den kommersielt så viktige dypvannsreken *Pandalus borealis* derimot står ofte på sine lange ben oppå bunnen og legger seg aldri ned i denne. Den kan foreta anseelige svømmeturer både horisontalt og vertikalt og kan også finnes langs hard bunn.

En planktonart som vi ofte finner i spesielt stort antall **like over bunnen**, på samme måte som rødåten, er pilormen *Sagitta elegans* (**Chaetognatha**).

Av spesiell interesse er den klokkeformete **muddermedusen**, *Tesserogastria musculosa*, som bare blir opptil 2,5 mm høy. Den står, og spaserer av og til, på sine tentakler oppå detrituslaget, som den **nødig forlater**, men klamrer seg til når den blir skremt. Den **har vært** blant de aller **vanligste** artene på Oslofjordens bløtbunn og er også rapportert i stort antall fra bunnsledefangster fra Fensfjorden og Fanafjorden.

Men til tross for alt dette har den, så vidt vi vet, **ikke** vært rapportert fra noen grabbefangst. Dette er, i tillegg til tekniske eksperimenter som er utført av flere forskere, en indikasjon på at grabben ikke får med seg det øverste, løse laget av bunnsedimentet.

Når det gjelder dyrenes **forhold til oksygen**, er det generelt slik at store dyr (mega- og makrofauna) krever bedre oksygenforhold i miljøet enn små dyr (meio- og mikrofauna). En annen regel som er av minst like stor interesse i forurensningssammenheng, er at dyr som har en slik bygning og levevis at de **ikke kan forlate bunnen** og komme seg bort ved lavt oksygeninnhold i miljøet, er **fysiologisk tilpasset** til å kunne leve med dette i vesentlig større grad enn de lettbevegelige dyr. Dette gjelder også selv om de stedbundne dyrene har en anseelig størrelse, slik som f. eks. kuskjelle, og vi må se på dette som en helt naturlig og hensiktsmessig tilpasning. I praksis betyr dette i overveiende grad også at dyr som er lette å fange med **grabb**, er **mindre følsomme for organisk overbelastning** av miljøet enn de som fortrinnsvis må samles med slede eller trål.

Med noen unntakelser betyr dette at **krepsdyr** er meget mer vare for forurensningspåvirkning enn **muslinger** og **polychaeter**. Eksperimentelt er det også vist at krepsdyr tåler langt mindre **kloakkslam** i vannet enn både fisk, muslinger og polychaeter.

1.7 VARIASJONER I PRØVENES SAMMENSETNING OG STØRRELSE

Analysene viser to typer av variasjoner i faunaens mengde og sammensetning: variasjoner med hensyn på **lokalitet** og variasjoner med hensyn på **tid**. I begge tilfelle er de utslag som vi har funnet så store og konsekvente at de unøyaktigheter og uregelmessigheter som skyldes metodikkens ufullkommenhet, med sikkerhet ikke kan holdes ansvarlige for hovedtrekkene i variasjonene.

En prøve tatt med bunnslede på en **frisk bløtbunnslokalitet** vil være dominert av **krepsdyr**, som f. eks. vist i Fig. 4 og Fig. 5 fra **fjordmunningen**. Denne dominansen gjelder så vel individer og biomasse som antall arter og grupper. En prøve tatt på en lokalitet som er sterkt belastet med organisk **forurensning**, vil, hvis der er dyr i det hele tatt, være dominert av **polychaeter**, som f. eks. vist i Fig. 8 fra **Lysakerfjorden**. Her kan man finne et stort antall individer av et relativt lite antall arter. I ekstreme tilfelle er både individtall og artstall lite, og i det dypeste parti av **Bunnefjorden** er der for tiden som regel ikke noe dyreliv i det hele tatt (Fig. 9).

Mellom disse ytterligheter finner vi en gradvis overgang som kan demonstreres ved henvisning til Fig. 14 & 15 samt Fig. 34. Fig. 14 & 15 viser en konsekvent **reduksjon av krepsdyr-arter innover** i fjorden, unntatt i **1984, 1985 og 1986**, da

faunaen i Vesthullet (Ej) ikke var noe bedre enn den var ved Steilene (Dk). Den observerte artsreduksjon innover skyldes ikke (tilfeldige) forskjeller i trekk lengde.

Mange av de bløtbunnsarter av krepsdyr som vi bare har funnet **utenfor Drøbak-terskelen** eller ikke har funnet i det hele tatt, ble av G. O. SARS funnet på 30 - 50 favners dyp i **nærheten av Christiania** for hundre år siden og/eller mer. Vi ser dette som en dokumentasjon på en meget sterkt økende forurensningseffekt på faunaen i mellomtiden.

Når det gjelder **individer** av de forskjellige rekeartene, viser Fig. 16, Fig. 17 og Fig. 18 sparsom eller ingen fangst på Vestfjord-lokalitetene **Svartedypet (Ek)**, **Vesthullet (Ej)** og **Steilene (Dk)** i **1971** og **1973** samt i hele perioden **1981 - 1986/87**. I **Gråøyrenna (Gk)** var rekefaunaen fremdeles god i 1971, men dårlig i 1973 og i perioden **1981 - januar 1984**. I de **senere år** har der vært en bemerkelsesverdige **økning**, som hadde sitt utspring i Gråøyrenna. Økningen gjaldt først og fremst den lille *Pandalina* samt årsyngel av *Pandalus borealis*. I **1992** og **1993** fant vi også *Crangon allmanni* i stort antall i Gråøyrenna. Med sin sterkere tilknytning til sedimentet ser det ikke ut til at den fant dette akseptabelt lenger inne.

Fig. 22 - 33 viser en **avtakende mengde innover** i fjorden av noen andre krepsdyr samt muddermedusen *Tesserogastria*. Sammenlikning med Fig. 19, Fig. 21 og Fig. 100 viser en dramatisk **reduksjon siden 1960-årene** fra **Steilene (Dk)** og **innover**, til tross for at dypvannsutsiftningen var vel så god i 1980-årene.

Nudibranchiata (Fig. 34) er nakensnegl og er en sak for seg. De har hovedsakelig sitt tilhold høyt oppe i skråningen. At de hadde sin maksimale forekomst i **Gråøyrenna (Cl)**, kan forklares ved at dette er vår grunneste og trangeste lokalitet. De øvrige komponentene i Fig. 34 er polychaeter, og figuren viser at i motsetning til krepsdyrene viste **polychaetene** generelt en **økning innover** i indre fjord til et maksimum langt inne. Men dette gjaldt ikke for *Pholoë minuta*, som åpenbart ikke tåler så sterk forurensning.

I tilknytning til den gjentatte fornyelse av dypvannet i **Bunnefjorden** (Fig. 66D) var det noen polychaeter som hadde slått seg ned i dypet ved Svartskog (Ep) i **1985** og **1986** (Fig. 40 og Fig. 41). Men ellers var det ikke stort å finne der (Fig. 22 - 38 og Fig. 42 - 45). Prøver så vel som undervannsvideo-opptak fra dypet ved **Helviktangen (Cp)** vitner om elendige tilstander også der. **Overføringen av kloakk** fra Bekkelaget til Bjerkås i 1983 har **ikke** representert en tilstrekkelig avlastning av Bunnefjorden.

De taksonomiske enheter (arter og mer omfattende grupper) som var blant de tallmessig dominerende komponentene på de forskjellige lokalitetene i forskjellige år, er vist i Tab. 8 - 13 i Kap. 8.7. I underkant av tabellene ser vi en trinnvis overgang fra sterk dominans av **krepsdyr (Crustacea)** ved **Elle** til en total dominans av

polychaeter ved **Steilene**. Vi ser også at polychaet-andelen viste en markant økning i det oksygenfattige året **1973** (Tab. 8 og Tab. 9) samt i **1984** i **Svartedypet** og **Vesthullet** (Tab. 10 og Tab. 11), mens den allerede var mer enn stor fra før ved **Steilene** (Tab. 12).

Forholdet mellom antall **arter** og antall **individer** i en prøve blir betegnet som **diversitet** eller artsmangfold. Med utgangspunkt i foreliggende prøver går det an å regne seg frem til hvor mange arter der sannsynligvis ville ha vært i forskjellige prøver ved like store individtall og tegne kurver for dette. Bratt stigning til å begynne med (nær Y-aksen) i en slik kurve viser at der er mange arter som er vanlig forekommende, og vi sier at diversiteten er høy. Fortsatt stigning i kurvens høyre del viser tilstedeværelsen av sjeldnere arter. Det går også an å benytte slekter og større taksonomiske enheter på samme måten.

Fig. 48 og Fig. 51 viser stor forskjell på utsiden og innsiden av **Drøbakerstorskelen**, og Fig. 58 og Fig. 60 viser stor forskjell mellom **Steilene** og **Svartskog**. I Fig. 50 utpeker **1973** seg ved sin laveste diversitet for lokaliteten. Den lave profil for **1983** i Fig. 52 skyldes teknisk feil ved innsamlingen. For øvrig var det **1984** som hadde den laveste diversitet i **Svartedypet** (Fig. 52) og i **Vesthullet** (Fig. 54), mens det var **1981** ved **Steilene** (Fig. 57). I **1984**, **1985** og **1986** hadde faunaen **lavere diversitet i Vesthullet enn ved Steilene**.

I følge en annen undersøkelse med samme redskap var faunaen ved **Elle** og i **Gråøyrenna** et år senere **restaurert** etter de dårlige tilstander som vi fant der i desember **1973**.

Både ved **Elle** og i **Gråøyrenna** har vi observert betydelige forandringer og forskyvninger i faunaens sammensetning (Fig. 61 - 64), som delvis ser ut til å ha sammenheng med at bunnen er blitt bløtere.

Variasjoner i faunaen ved **Elle** kan ha sammenheng med denne lokalitetens åpne natur, gode forbindelse utover og strømforhold.

Zooplankton-arter som ble transportert til indre fjord, viste best **overlevelse** i **Gråøyrenna**.

1.8 ÅRSAKER TIL VARIASJONENE I FAUNAEN

I overveiende grad lar de forskjeller og forandringer som vi har observert i faunaen, seg forklare ved hjelp av tilgjengelige data om bunnvannets oksygeninnhold, og det er slik at **lavt oksygeninnhold** resulterer i en **reduksjon** av faunaens artsmangfold, særlig for krepsdyrenes vedkommende, og en forskyvning i faunaens sammensetning i retning av dominans av polychaeter og til slutt en desimering også av disse.

Men dette er ikke hele historien. I følge Fig. 68 - 70 ser ikke oksygenforholdene ut til å ha vært så meget dårligere i Svartedypet enn i Gråøyrenna. Men i følge Fig. 14, 15, 17 & 18 samt Fig. 22 - 33 har alle observasjonsserier fra 1971 til 1993 vist en klart bedre fauna på sistnevnte felt. Dette tyder på at Svartedypet er utsatt for en uheldig påvirkning **innenfra** - som også gjorde seg gjeldende **før** VEAS-anlegget kom i drift - og som Gråøyrenna er bedre beskyttet mot ved større avstand og en terskel i nord. VEAS-anlegget kom i full drift i løpet av **mai 1983** etter et års prøvedrift.

Fattig fauna ble i **1984** også funnet på Vestfjordens østside og må sees i sammenheng med de dårlige **oksygenforholdene** høsten **1983** (Fig. 68). Men at faunaen i Vesthullet (Ej), som i følge Fig. 14, 24, 25, 54 og 57 var tydelig **bedre** enn den var ved Steilene (Dk) i **1981** og **1982**, ikke lenger var det i **1984** og i de følgende **par år** (Fig. 15, 54, 55 og 58), ansees som en **lokal negativ effekt av utslippet fra VEAS**, som også rammet Svartedypet (Ek). En kraftig opp"blomstring" av visse polychaeter (den verdenskjente **forurensningsindikator** *Capitella capitata* og Scalibregmiidae, Fig. 36 - 39), ansees også å ha tilknytning til utslippet fra kloakkrenseanlegget.

Det er rimelig å se dette i forbindelse med den ekstra store mengde **partikler** i vannet som ble observert utenfor VEAS med undervannsvideo, som også viste tette ansamlinger av partikkelpisende dyr (sjønellikken *Metridium senile* og sjøpungen *Ciona intestinalis*) på utslippskonstruksjonene.

En påfallende forringelse av faunaen i **1973** gjorde seg også gjeldende ved Elle (Im), selv om det ikke der ble registrert noe faretruende lavt oksygeninnhold. Ikke bare krepsdyr (Fig. 14), men også den planktoniske pilormen *Eukrohnia hamata*, som ellers ble funnet der bestandig, var blitt borte. En hypotetisk forklaring er at synkende partikler med frastøtende lukt fra utstrømmende dårlig vann var årsaken.

Etter at det meget dårlige vann fra 1961 ble skiftet ut i **1962** (Fig. 65), fulgte en **gjenoppbygging av faunaen** ved Steilene i løpet av noen måneder (Fig. 16, Fig. 104) og senere også langt innover (Fig. 100). Men til tross for at det i følge Fig. 66B i perioden **1976 - 1981** ikke var noe år med spesielt liten dypvannsfornyelse og lavt oksygeninnhold, hadde faunaen i **1981** **ikke** tatt seg opp igjen, og de ekstra gode dypvannsfornyelsene i **1982** og **1984** ga heller **ikke** noen slik respons i faunaen som vi så i 1960-årene. Vi forklarer dette for det første ved at øket forurensningsbelastning av fjorden og gjentatte episoder med kritisk oksygenmangel (1971, 1973, 1975) hadde gitt akkumulert effekt i **sedimentet** i form av øket oksygen gjeld og løsere konsistens. Vi har flere grunner til å anta at det til dette også er knyttet frastøtende lukt.

For det andre har det etter hvert blitt større avstand for dyrene å vandre tilbake, og faunareservene i tilstøtende områder har blitt mindre.

Miljøgifter ser ikke ut til å kunne gjøres ansvarlige for de faunaforringelser som vi har observert.

1.9 RESULTATENES FORHOLD TIL ANDRE UNDERSØKELSER I OMRÅDET

Andre forurensningsrelaterte faunaundersøkelser i Indre Oslofjord i den senere tid er blitt utført ved hjelp av skrape og grabb. Forskjellen i metodikk gir prøver av meget forskjellig karakter.

En grabb gir mer kvantitativt eksakt informasjon om **den del av faunaen** som er forankret i sedimentet og/eller ligger et godt stykke nede i dette. Når meio- og mikrofauna holdes utenom, er disse dyr i overveiende grad muslinger og polychaeter. Til gjengjeld får grabben særdeles lite med av lette dyr som lever i og/eller på det aller øverste, løse sedimentlag samt av dyr som holder til like over dette. Med den bunnsleden som vi har benyttet, får vi bare et grovt bilde av fordelingen av dyr av de to førstnevnte typene. Til gjengjeld får vi et vesentlig bedre bilde av forekomsten av de sistnevnte typer. Blant disse er **krepsdyr dominerende - når miljøet er godt nok**.

Da de dyr som fanges best i sleden er meget mer følsomme for forurensning og oksygenmangel, viser **bunnsledeprøvene vesentlig større utslag** ved variasjoner i miljøets kvalitet.

Et annet moment som også har gitt stor forskjell i resultatene, er at vi har holdt oss til de dypeste partier av bunnen, der vannet er roligst og forurensningseffekter først viser seg, mens andre også har inkludert prøver fra skråninger og kupler.

1.10 ANBEFALINGER

Forurensningen av Indre Oslofjord har medført skader på faunaen som til dels er uopprettelige; men meget kan fremdeles reddes. De seneste års utvikling tyder på at de omfattende tiltak for bedret kloakkbehandling som har funnet sted i 1980-årene, er i ferd med å få en positiv effekt også i dypet. Men tilstandene i **B u n n e f j o r d e n** og i **L y s a k e r f j o r d e n** er fremdeles alarmerende, og i **V e s t f j o r d e n** er de fremdeles langt fra tilfredsstillende. Variasjonene i utslagsgivende meteorologiske faktorer er store og uforutsigbare. Det anbefales derfor at man fortsetter bestrebelsene på å redusere forurensningsbelastningen av Indre Oslofjord.

Siden forholdet mellom miljø og fauna på langt nær har stabilisert seg, anbefales det å følge utviklingen langs bløtbunnen. Prøver tatt med bunnslede og trål er best egnet til å orientere oss om faunakomponenter som ikke har stor forurensningstoleranse. På bakgrunn av den oversikt som vi nå har, kan man komme meget langt med et sterkt forenklet og tidsbesparende opplegg for bearbeidelsen av materialet.

Interessante forsøk kan og bør gjøres angående noen av dyrenes relative preferanse og toleranse samt avsky for ulike miljøfaktorer.

2. TREKK AV OSLOFJORDENS TOPOGRAFI OG HYDROGRAFI

Et karakteristisk trekk ved Oslofjorden er den topografiske inndeling i en rekke **bassenger**, som er atskilt fra hverandre med undersjøiske rygger, se Fig. 1 og Fig. 2. Disse ryggene representerer mer og mindre alvorlige hindringer for horisontale vannbevegelser. Det alvorligste og langt det mest omtalte av disse hindere er Drøbaker-skelen, med et sadeldyp på bare 19,5 m, mens det aller meste av dette parti - som også er innsnevret - er vesentlig grunnere. Den brede ryggen mellom Nesodden og Bygdøy, som skiller fjordens innerste hovedbasseng - Bunnefjorden - fra Vestfjorden, har, selv om den er 50-60 m dyp, avgjørende betydning for forholdene i Bunnefjorden. At fjordens akse her bøyer seg nesten 180°, er et ytterligere ugunstig moment for utskiftningen av dypvannet innenfor fordi Bunnefjorden ved nordlig vind blir en felle for det ellers utstrømmende overflatevannet. Nærværende studie tyder på at ryggen som strekker seg mot vest-sydvest fra Ildjernet (Cn), kan ha en meget uheldig effekt på forholdene i de innenforliggende bassenger Gåsøyrenna (Cl) og Lysakerfjorden (Bn).

Vertikal transport av vann med oksygen fra øvre lag er hemmet av en i hovedsaken saltholdighetsbestemt, **tetthetsgradient** (et 'sprangskikt', FØYN 1958; Fig. 94), som ligger høyest og er minst markert når ferskvannstilførselen og overflatetemperaturen har sitt minimum på senvinteren. Sterke vinder er sjeldne i området, og i indre fjord er der ikke plass til oppbygging av store bølger med derav følgende omrøring.

Strømskapende krefter er små, i særdeleshet i Indre Oslofjord. Siden bare en relativt liten del av ferskvannet tilføres fjorden innenfor Filtvet, er en såkalt 'estuarin sirkulasjon' lite utviklet her, og den midlere tidevannsforskjell er bare 24 cm.

Men det forekommer uregelmessige vannstandsforandringer med langt større utslag. Ved sydlige vinder stues vann opp i fjorden med følgende høy vannstand ved Oslo, mens nordlige vinder feier vann ut av fjorden med følgende lav vannstand ved Oslo. BRAARUD & RUUD (1937) demonstrerte en god overensstemmelse mellom høy og lav vannstand i Oslo Havn og sydlige, henholdsvis nordlige vindkomponenter registrert på Ås. Slike vannstandssvingninger er imidlertid slett ikke bare en lokal effekt, men gjelder også for et meget større område. SUNDENE (1953) fant en vel så god overensstemmelse mellom høy og lav vannstand ved Ferder og sydlige, henholdsvis nordlige vindkomponenter på Ås.

I tillegg kommer effekt av lufttrykket. Høyt lufttrykk gir lav vannstand og omvendt. En svingning i barometerstanden på 49 mm Hg, som er stor, men ikke ekstrem, svarer til en vannstandsvariasjon på 65 cm.

Over en periode på mange år har det vært registrert en total forskjell på 2,6 m ved Oslo (NORGES GEOGRAFISKE OPPMÅLING (1951)). I Indre Oslofjord er imidlertid vannbevegelsene i alminnelighet langsomme, og store mengder av v a n n k a n

forbli i samme område i lang tid. Dette gjør fjorden spesielt velegnet for studier av organismenes forhold til miljøet og til hverandre. Men det betyr også at oksygeninnholdet kan bli tæret ned til kritisk lave verdier. Hvert eneste av de mange bassenger får sin individuelle karakter både med hensyn til vannutskiftning, kjemi og faunaens sammensetning, i særdeleshet i, på og nær bunnen.

Fornyelsen av dypvannet i indre fjords forskjellige bassenger er et hovedpunkt i nærværende sammenheng. Den er ikke fullt så regelmessig som GADE (1967; 1970; GADE & EDWARDS 1980) ble forledet til å tro av observasjonene fra 1962-1966. Som grunnlag for sine beregninger benyttet GADE saltholdigheten fordi denne er en såkalt konservativ egenskap, det vil si at den ikke kan forandre seg i en vannmasse uten at der tilføres vann eller salt fra annet hold eller vann tapes ved fordampning (som ikke kan finne sted i dypet). Imidlertid **b e h ø v e r i k k e** saltholdigheten å vise nevneverdig forandring ved tilførsel av nytt vann.

Oksygen (O₂) kan være en vesentlig mer følsom parameter. Som eksempel kan citeres hva GADE (1970, p. 84) skrev om bunnvannsfornyelsen i 1962: "Partial increases of the salinity of the deep and bottom water throughout the spring suggest an influx of a new bottom water." Oksygenverdiene som er fremstilt i herværende Fig. 65 viser at det som fant sted var en dramatisk og total fornyelse av bunnvannet i hele Vestfjord-området. Om forholdene i Bunnefjorden skrev GADE & EDWARDS (1980, p. 462): "In Fig. 7 the Bonnefjord basin of the Oslofjord exhibits an example of stagnation from 1962 to 1966, ". ("1962" er antakelig trykkfeil for 1963.) Figuren som det henvises til, viser temmelig jevnt avtakende saltholdighetsverdier både i 80, 120 og 140 meters nivå. Herværende Fig. 65 viser imidlertid en radikal vannfornyelse i 80 meters nivå i 1965 (Cp), og i 145 m nivå viste oksygeninnholdet en økning fra ca. 0,20 ml/l i februar, mars og april 1965 til ca. 0,63 ml/l i mai, juni og juli.

I dypet kan intet oksygen produseres; det forbrukes derimot overalt til enhver tid, slik at selv en konstant oksygenverdi er indikasjon på en viss vanntilførsel.

I 1967 (s. 94) skrev GADE at en bunnvannsfornyelse ikke bare er avhengig av "en vedvarende og kraftig nordavind, men forutsetter også at dypvannet i fjorden i en forutgående periode ved vertikalutveksling har fått en tilstrekkelig lav saltholdighet." En forutgående reduksjon av dypvannets tetthet begunstiger selvfølgelig i høyeste grad en utskiftning. Det foreligger imidlertid atskillige oksygenobservasjoner som viser tilførsel av nytt bunnvann kort tid etter en fornyelse, altså uten noen slik periode. Som særdeles tydelige eksempler på dette kan henvises til oksygenkurvene for 1974 og 1981 i Fig. 66B og for 1988-89 i Fig. 66C. Fenomenet gjorde seg også gjedende, om enn i mindre grad, bl. a. i 1976, 1977, 1978, 1979 og 1982. MAGNUSSON & JOHNSEN (1993) nevner fire dypvannsfornyelser i Vestfjorden fra oktober 1991 til mai 1992. BEYER (1971) viste eksempler på særdeles kraftig økning i bunnvannets oksygen-

innhold for ut tetthetsøkning ved bunnen i Lysakerfjorden og uten noen økning av bunnvannets tetthet ved Helvik. Samtidig med oksygentilførselen fant der imidlertid på begge lokaliteter sted en betydelig økning av tettheten i alle ovenforliggende nivåer, som gjør det lettere å forstå transporten mot dypet.

Det "middelår" som GADE (1967) opererte med, var meget langt fra å være representativt for en lengere periode. Dette ble dokumentert både for overflatevannets og for dypvannets vedkommende av BEYER (1967 b).

Nøkkelen til forståelse av dypvannsutsiftningen i Indre Oslofjord ble gitt i 1918 av GRAN & GAARDER. Langvarig nordenvind fører til en fenomenal oppstrømming av dypvann like utenfor Drøbakerskelen. Denne oppstrømmingen skyldes lokal vannmangel fordi - som det fremgår av Fig. 2 - de topografiske forholdene ligger betydelig bedre til rette for vindtransport av overflatevann sydover fra Drøbakerskelen (rutene Im - Jmn o. s. v.) enn til dette området innenfra. Strupingseffekten av Drøbaksundet både ved sydlig og nordlig vind fremgår også av GADEs (1968) lengdesnitt for saltholdighet. Men under vedvarende nordenvind blir tross alt store vannmengder ført ut av indre fjord, med ekstra lav vannstand der som resultat. Trykkforholdene i vannet bevirker da at de utstrømmende vannmengder etter hvert blir erstattet ved en nordgående kompensasjonsstrøm, som finner sted under det lag som vinden har i sin makt ved friksjon og turbulens. Noe av det tunge vannet som er dradd opp fra dypet like utenfor Drøbakerskelen, vil da føres inn over denne. Dersom det etter turbulent blanding over terskelen fremdeles er tungt nok (har tilstrekkelig stor tetthet), vil det innstrømmende vannet falle ned på innsiden. Dette system ble demonstrert av BEYER (1956).

Hvorvidt tettheten av vannet i kompensasjonsstrømmen er stor nok, vil blant annet avhenge av intensiteten og varigheten av utfeiningen av overflatevann og den derav følgende oppstrømming utenfor terskelen samt av årstiden. For tiårsperioden 1941-50 viste BEYER (1971) en meget tydelig dominans av nordlige og nordøstlige vinder i årets tre første og to siste måneder, mens sydlige vinder dominerte fra juni til og med september. Fig. 96 viser en dominans av nord-nordøstlige vinder som var spesielt sterk i november og februar i perioden 1960-69. I 1970-79 var der en jevnere fordeling, men med tydelig overvekt av samme vindretning fra og med oktober til og med april (Fig. 97). Fig. 98 viser at dominansen av nordlig vind var sterkere i januar, men ellers svakere i perioden 1980-89. I 1990-93 gikk hele vinteren uten dominans av nordlige vinder (Fig. 99)! Men den kalde vintersesongen 1993-94 har påvirket vinddiagrammene for oktober og november. At en kraftig fornyelse av dypvannet fant sted mot slutten av 1990 (Fig. 66C), kan ha hatt sammenheng med at det gamle vannet da i følge MAGNUSSON & JOHNSEN (1993) hadde usedvanlig lav tetthet, hvilket kan ha hatt sammenheng med at utsiftningen var relativt liten de to foregående sesonger.

Under påvirkning av den betydelig lavere saltholdighet og høyere temperatur som vanligvis gjør seg gjeldende i det øvre vannlag fra midten av mai til slutten av oktober, vil kompensasjonsinnstrømningen da vesentlig finne sted i et mellomdyp.

Den videre transport av det innstrømmende dypvann er i detalj knyttet til topografien. Av oksygenverdiene i Fig. 2, som viser en innstrømningssituasjon, ser vi at nytt vann var kommet meget langt inn i fjorden før det kom til Gråøyrenna (Gk). Dette er fordi terskelen hindrer slik innstrømning til Gråøyrenna fra syd. Vannet må følge bunnen nesten 1 km nordenom Håøy før det kan tilflyte Gråøyrenna fra nord via en renne med ca. 60 meters dyp. Den ugunstige beliggenhet av Gråøyrenna sees også av Fig. 68 (Jan.-Feb. 1984). Nytt bunnvann til Vesthullet (Ej) (der det i Fig. 2 står 1.28) kommer likeledes indirekte, via rute Dk. Også ved utskiftningen i begynnelsen av 1985 var det tydelig at bunnvannet i Vesthullet ble liggende etter (Fig. 69).

Siden alt oksygenrikt dypvann kommer utenfra, vil **oksygeninnholdet** ved bunnen i et basseng i første omgang bli preget av transportavstanden fra ytre fjord og forhindringer på veien derfra, som medfører både **forsinkelse** og **forringelse** av oksygentilførselen. Dernest vil det bli preget av blanding med gammelt vann, kontakt med bunnen og av det lokale oksygenforbruk, som i vesentlig grad er en **forurensnings-effekt**. Disse forhold illustreres godt av oksygenmålingene fra 1984. Under dypvannsfornyelsen (Fig. 68, Jan.-Feb. 1984, kfr. Fig. 66B og Fig. 66C) var oksygeninnholdet selv helt inne i Lysakerfjorden (Bn) betydelig større enn i Gråøyrenna (Gk), dit atkomsten for nytt bunnvann er tungvint, skjønt veien ikke er så lang. Et halvt år senere (Fig. 68, Aug. 84) var forholdet omvendt fordi den lokale belastning med kloakkvann i Gråøyrenna er ganske liten og oksygenvinnet derfor ikke er så raskt der som det er lenger inne. På det tidspunkt var vannutskiftningen rykket like inn i Bunnefjorden (Cp og Ep). Men det skjer ikke hvert år (Fig. 66D).

For øvrig viser bunnvannets oksygeninnhold stort sett en markert **gradient** med avtakende verdier innover hele veien til Bunnefjorden (Fig. 65, Fig. 68, Fig. 69, Fig. 70). Gradienten er tydeligst når det er gått lang tid siden siste fornyelse, som i oktober-november 1971 (Fig. 68). Til tross for den markerte fjellryggen som strekker seg fra rute Cn til rute Dk (Fig. 2), kan vann med riktig høyt oksygeninnhold nå dypet av Lysakerfjorden i år med ekstra god dypvannsfornyelse (Fig. 65, Fig. 68). Men det er rimelig å anta at denne ryggen begrenser volumet av dypvannsfornyelsen, og at dette, i tillegg til den sterke forurensningsbelastning, er en medvirkende årsak til det meget raskere oksygenvinn i Lysakerfjorden og til at bunnvannets oksygeninnhold der generelt er så meget lavere enn det er ved Steilene (Dk), (Fig. 65, Fig. 68, Fig. 69, Fig. 70).

Et svært karakteristisk trekk ved oksygenkurvene fra Vestfjord-området er de **periodiske fluktasjoner**, som viser årlige bunnvannsfornyelser (Fig. 65, Fig. 66B, Fig.

66C). Kurvene fra Bunnefjorden (Fig. 65, Dp og Fig. 66D) viser langt mindre regularitet. Arealet under kurvene kan i noen grad betraktes som et mål for mengden av oksygen som er tilført. Ved vurdering av søylediagrammenes (Fig. 67, Fig. 68, Fig. 69, Fig. 70) utsagnskraft i så henseende må man i høy grad ta årstiden i betraktning. I følge beregninger presentert av MAGNUSSON & al. (1991) og MAGNUSSON & al. (1992) utmerket følgende år seg ved spesielt god fornyelse av vannet **under 20 meters** nivå i Indre Oslofjord: **1974, 1977, 1984, 1988 og 1991**. I følge Fig. 66B, Fig. 66C, og ikke minst Fig. 69 må også **1982 og 1986** regnes som år med godt oksygentilbud for bunnfaunaen i *Vestfjorden*. For 1986 bekreftes utskiftingen av en rekordmessig stor tilførsel utenfra av kaldtvannscopepoden *Calanus hyperboreus* både til Gråøyrenna og til Vestfjordlokalitetene (Kapittel 8.7).

I *Bunnefjorden* skiller **pedrioden 1984 - 1986** seg tydelig ut (Fig. 66D).

I følge beregningene til MAGNUSSON & al. (1991) var **1973, 1975, 1983 og 1989** år med spesielt liten dypvannsfornyelse. For de to førstnevnte årene stemmer dette meget godt med kurvene. Elendigheten i 1983 bekreftes av oktobermålingene som er vist i Fig. 68. I 1989 ble lavt oksygeninnhold forhindret av ny utskiftning om høsten.

Hva angår **temperaturen** i Oslofjordens forskjellige partier, medfører tetthetslagdelingen, i kombinasjon med relativt rolige vindforhold og topografisk skjerming av vannmassene, at de store sesongmessige temperaturfluktuasjoner som vi har i det øverste vannlag, bare i liten grad og langsomt forplanter seg til dypet. Dette fenomen er mest utpreget i indre fjord (GADE 1963; 1967) og kan også sees av Fig. 94. Den samme figuren viser dertil at temperaturen er temmelig ensartet under et visst dybdenivå. Dette er typisk for Indre Oslofjord (og for andre terskelfjorder).

Temperaturen i dypet av bassengene i indre fjord bestemmes i vesentlig grad av temperaturen i det innstrømmende vann ved ankomsten under dypvannsutskiftning. Dette betyr at temperaturen i dypet av et basseng er sterkt influert av årstiden for dypvannsfornyelse og av den temperaturen som under utskiftningen gjorde seg gjeldende ved sadeldypet i den utenforliggende terskel. Den langsomme forplantning av temperaturekstremere fra overflaten mot dypet og den derav følgende, med dypet tiltakende, forsinkelse av årstidsmaksimum og -minimum medfører for det første at bunnvannet i et basseng har høyest temperatur hvis det er ankommet om høsten og lavest temperatur hvis det er ankommet om våren. For det andre påvirkes innstrømningstemperaturen av terskelens sadeldyp således at jo høyere dette ligger, dess større forskjell kan det være på den årstidsavhengige temperatur i innstrømningsnivået.

En konsekvens av disse forhold er at temperaturen i dypet viser meget større forskjeller over tid i *Vestfjorden* enn i *Bunnefjorden*. I perioden 1946-51 ble det i *Vestfjorden* målt dypvannstemperaturer fra 4,5° til 10,2° C, mens det i dypet

av *Bunnefjorden* i samme periode bare ble målt en temperaturvariasjon fra 5,2° til 6,9° C (BEYER 1967 b). I følge MAGNUSSON & JOHNSEN (1993; herværende Fig. 66A) har dypvannstemperaturen ved *Steilene* i perioden 1973 til 1993 ikke vært lavere enn 5,5° C. Dypvannstemperaturer > 10° C ble målt senhøstes 1989 og 1990. Temperaturer > 9° ble registrert mot slutten av 1973, 1988 og 1992. I 80 meters nivå i *Bunnefjorden* ble temperaturen funnet å variere mellom 7° og 6° C fra 1973 til 1986, men steg så til et maksimum på 7,9° C i 1991 (MAGNUSSON & JOHNSEN 1993).

Hva **saltholdigheten** angår, så er det bare vann med høy saltholdighet som er tungt nok til å finne sin plass ved bunnen både utenfor og innenfor *Drøbakerskelen*. Ved *Elle* (Im) synes senere målinger knapt å gå utenom de laveste og høyeste verdier på henholdsvis 34,3 og 34,9 promille som ble registrert av GADE (1963) i 1959. I perioden 1973 - 1993 har det i dypet ved *Steilene* (Dk) aldri vært målt lavere saltholdighet enn 32 promille og aldri høyere enn 34,3 promille. Bare tre ganger, i 1973, 1983 og 1989 ble det der registrert en $S < 32,3\text{‰}$. I 80 meters nivå i *Bunnefjorden* ble saltholdigheten funnet å variere omkring 33,3 promille med maksimum på 33,75 i 1974 og minimum på 32,8‰ i 1990 (MAGNUSSON & JOHNSEN 1993). Også saltholdigheten viser stor grad av ensartethet i dypet (Fig. 94).

Oslofjordens vann utmerker seg ved sin turbiditet (uklarhet) og brunlige farge, som begge deler er påfallende sett fra fly. En konsekvens av dette er en sterkt redusert gjennomtrengelighet for lys. Tett bestand av planktonalger i øvre vannlag er som regel hovedansvarlig for turbiditeten (MUNTHE-KAAS 1968). 1 % av det sollyset som går gjennom vannskorpen, når ned til ca. 135 m dyp i det klareste havvann, mens man i klart kystvann finner 1 % i ca. 30 meters nivå (WATERMAN 1974). Ved *Elle* (Im) har vi eksempelvis funnet lysintensiteten redusert til 1 % allerede i 10,7 m dyp og i *Frognerkilen* (Ap) bare 5,6 m under vannflaten (tilfeldig tidspunkt: 24.06.57).

3. DEFINISJONER OG INNSAMLING AV BUNNFAUNA, SÆRLIG MED TILKNYTNING TIL BLØTBUNNEN

Organismer som på en eller annen måte er knyttet til bunnen, har fått betegnelsen benthos. De som sitter fast, ligger, kryper eller spaserer på bunnoverflaten, kalles epibenthos, de som lever nede i substratet, kalles endobenthos, og de som befinner seg like over bunnen, kalles hyperbenthos. Blant hyperbenthos finner vi ikke bare dyr som har spesialisert seg på å leve i dette miljø og ikke finnes andre steder, men også dyr som generelt hører til i vannmassene som plankton. Sistnevnte blir ofte anriket mot

bunnen fordi de av hensyn til lys (om dagen), temperatur og/eller saltholdighet egentlig ønsker seg lenger ned. I tillegg finner vi pelagiske dyr som periodevis hjem søker bunnen for å finne føde der og noen som kommer dit for å gyte. Dessuten er der dyr som normalt lever på eller nede i substratet, men forlater dette for å jakte på føde eller i forplantningsøyemed. Grensene mellom de tre typer av bunndyr er således ikke alltid skarpe, og dette er i høy grad tilfelle for grensene mellom hyperbenthos, plankton og de svømmende dyr, som kalles nekton. Mange dyr tilhører forskjellige av disse økologiske kategorier i ulike faser av sin livssyklus. Hos noen krepsdyr (f. eks. Cumacea) forholder det seg slik at hannen i betydelig grad svømmer omkring over bunnen og er bedre bygget for dette enn hunnen, som holder seg mer til substratet.

Det er særlig i de rolige forholdene langs bløtbunnen at vi finner en omfattende hyperbenthonisk fauna, som er blitt kalt hyperpelos (BEYER 1958). (Pelos er gresk for mudder.)

Det er videre vanlig, og både i metodisk og økologisk sammenheng ofte hensiktsmessig, å gruppere organismene etter størrelsen. MARE (1942) kalte dyrene som holdes tilbake på en sikt med 1 mm maskevidde, for macrofauna, dyr som gikk igjennom 1mm-sikten, men ble holdt tilbake på en 0,1 mm-sikt, ble kalt meiofauna (mindre-), og dyr som passerer gjennom 0,1mm-masker, for microfauna. Hvis man også inkluderer planter, sopp og bakterier og holder seg til bunnen, får man termene macrobenthos, meiobenthos og microbenthos (på norsk makro- og mikro-). Disse termene benyttes stadig med de samme grenseverdier. Men noen har funnet det mer hensiktsmessig med andre grenser, særlig 2 mm, og 0,2 mm (f. eks. TARDENT 1979). Dyr som er lett synlige på in situ fotografier ble av GRASSLE & al. (1975) definert som megafauna. I praksis vil dette i henhold til SMITH & al. (1993) si 1 cm og større.

Til vitenskapelige undersøkelser av faunaen på, i og langs bunnen har hovedsakelig vært benyttet tre typer av innsamlingsredskaper: skrape, trål og grabb.

Skrapene består av en firkantet, trekantet eller rund jernramme til hvilken er festet en kraftig pose av not, som er grov for å slippe vann og løst bunnmateriale igjennom mens planter og dyr holdes tilbake. Siden skrapeposen - uten at man får vite noe om det - kan fylles raskt, f. eks. av makroalger eller bunnmateriale og siden av denne grunn være ineffektiv, kan en bunnskrape vanskelig betraktes som noe kvantitativt redskap.

I motsetning til skrapene er trålene beregnet til å gå lett hen over bunnen og tåler ikke å dras langs hard og ujevn bunn. Fronten holdes åpen ved å være spent til en bom eller mellom oterbord (lemmer). AGASSIZ (1888) introduserte en bomtrål ('the "Blake" trawl') som har antydning til meier i forkant og er slik konstruert at den kan slepes uansett hvilken side som vender ned når den treffer bunnen. Denne type har

vært meget benyttet i bunndyrforskning, ofte i sterkt forminsket og forenklet utgave og kalt 'Agassiz-skrape' eller 'Agassiz-trawl'.

Også trålposer må være av kraftig materiale, og de må ha tilstrekkelig grove masker til å slippe store mengder vann tillikemed bunnmateriale igjennom.

Selv mellomstore dyr, d. v. s. dyr av størrelsesorden 1 cm, slipper ut gjennom maskene i skrape- og trålposene, eller de kvestes mellom større dyr og eventuelt grovt bunnmateriale under slepet langs bunnen, hvis de ikke har hardt skall.

Trål kan til en viss grad benyttes som kvantitativt redskap for dyr over en viss størrelse ved at fangsten relateres til åpningens bredde og slept distanse, ofte benyttes tråltimer. En svakhet er at en ukjent del av fangsten kan være fanget på veien opp.

En grabb er i utgangspunktet beregnet som et kvantitativt redskap da den skjærer ut et stykke av bunnen med kjent areal. Den blir lukket slik at dyr som er fanget, ikke kan komme ut (dersom ikke noe har satt seg i sprekken og hindrer fullstendig lukking), og intet fanges under opphaling av redskapet. Men noe kan fanges på veien ned. Det areal som grabben skjærer ut av bunnen, er lite. Det kan derfor trenges mange prøver fra en og samme lokalitet til å gi et representativt bilde. Dette er særlig tilfelle for dyr med flekkvise konsentrasjoner og for dyr som er fåtallige, men på grunn av sin størrelse likevel kan representere en stor del av den gjennomsnittlige biomasse pr. areal. Dyr med lett bygning som lever oppå eller like over bunnen, blir i vesentlig grad spylt vekk av bølgen foran åpningen på de aller fleste grabber.

Dyr som er for løst knyttet til substratet til å fanges effektivt med grabb og for små til å fanges med trål og skrape, har tradisjonelt vært en innsamlingsmessig forsømt gruppe. Blant disse dyr finner vi spesielt mange **krepsdyr** av gruppene Ostracoda, Copepoda, Amphipoda, Isopoda, Mysidacea, Cumacea, Euphausiacea (periodevis) og Decapoda (små arter og unge individer av de større). Den forsømte innsamling av disse dyr er et særdeles beklagelig fenomen fordi de spiller en viktig rolle i havets biokjemiske omsetning blant annet som føde - næringsrike som de er - for mange fiskeslag (kfr. f. eks. MATTSON 1981). De er ikke beskyttet mot å bli spist av fisk ved å ligge gjemt nede i mudderet og/eller ha kraftig kalkskall.

STEVEN (1930) fant at en vesentlig del av mageinnholdet i piggskeite (*Raja clavata*), knurr (*Eutrigla gurnardus*), sypike (*Trisopterus minutus*), hvitting (*Merlangius merlangus*) og flere andre bunnfisker var diverse krepsdyr som ikke ble funnet i grabbefangster fra samme område. I følge ARNTZ (1980) utgjorde krepsdyr bare 4 % av innholdet i grabbeprøver (modifisert van Veen-grabb) som ble tatt i den nordlige del av Kielerbukten i 1968, mens krepsdyr i mageinnholdet hos sandflyndre (*Limanda limanda*) og ung torsk tatt samme sted og tid utgjorde henholdsvis 18 % og 39 %.

Konsentrasjonen av zooplankton mot bunnen (krf. f. eks. RUSSELL 1928 b; BEYER 1958; JAKOBSEN 1971) gjør at man i farvann med lite eller moderat dyp - i

særdeleshet ved innsamling om dagen, som av praktiske grunner er langt det vanligste - går glipp av en ikke ubetydelig del av planktonet (kfr. RUSSELL 1925; 1928 a) fordi planktonredskap vanligvis ikke kan benyttes i kontakt med bunnen uten at dette og/eller fangsten ødelegges.

G. O. SARS, som har beskrevet en utrolig mengde krepsdyrarter fra norske (og andre) farvann, benyttet flere metoder for å få tak i disse dyr. Blant annet benyttet han med stort hell (SARS 1870 b, s. 23) "en eiendommeligt konstrueret meget let, med en Pose af fint Gaze forsynet Bundskrabe, der helst bør være forsynet med et Par Meier under, for at den kun ganske løst kan fare hen over Overfladen af Bunden og kun optage i sig en ubetydelig Portion af det allerøverste Lag Mudder." I følge M. SARS (1869) var sønnens spesielle redskap mindre enn den vanlige bunnskraper. Siden redskapet også fanget på veien opp, kom G. O. Sars til sine konklusjoner om visse arters tilknytning til bunnen indirekte fra det faktum at han aldri, eller nesten aldri, fikk dem i planktonhover. Men han studerte også svært mange av artene i akvarier.

Forskere ved den biologiske anstalt på Helgoland lanserte bruken av relativt store, helt enkle og åpne planktonnett forsynt med en større eller mindre såle som gjorde det mulig å dra disse redskaper langs bunnen. Spesielt bør nevnes MIELCK's nett (MIELCK 1935). De høyst interessante fangster som kunne fåes ved bruk av dette redskap - vel å merke når det ikke veltet og grov seg fullt av bunnmateriale på grunn av kursendring eller hellende bunn - inspirerte BEYER til å konstruere et redskap som ikke skulle kunne synke ned i mudderet, vanskelig skulle kunne veltes og dersom det tross alt veltet, skulle rette seg opp av seg selv uten at nettet ble fylt med bunnmateriale. Redskapet ble også forsynt med en lukkeinnretning og en distansemåler.

Behovet for et slikt redskap ble bekreftet ved fangst i tusenvis av en bløtbunnsmeduse som tidligere var helt ukjent for vitenskapen (BEYER 1958), samt ved de svære forskjeller som ble funnet i faunaen på utsiden (Elle) og innsiden (Gråøyrenna) av Drøbakterskelen (INDREHUS 1967).

4. METODIKK BENYTTET I NÆRVÆRENDE STUDIER

4.1 BESKRIVELSE AV BEYERS BUNNSLEDE

Bunnsleden, hvis konstruksjon fremgår av Fig. 3, består av følgende komponenter: Et fangstnett, et rammeverk av rør og plate som fortrinnsvis bør lages av syrefast stål, mekanismer av messing for lukking og distansemåling samt diverse liner.

Nettets åpning i front har en diameter = 50 cm, og dens laveste punkt er 30 cm over sålen. Den nedre part av den grovmaskete sylindriske not er dekket av en finmasket smekke for at dyr som er skuffet opp langs frontplaten, ikke skal falle igjennom. Ved overgangen til den koniske delen, som er av finmasket nylonduk, er der et likeledes finmasket diafragma, en kalv som bare er fastsydd perifert og som under slep holdes åpen av vannstrømmen gjennom hoven, men som på signal fra fartøyet kan snøres fullstendig sammen sentralt. Bakerst er nettet forsynt med et spann, som ved tilkobling til rammeverket holder nettet i rett stilling.

Ved innsamling av alt materiale som er behandlet i nærværende rapport, er benyttet en maskevidde på 0,5 mm i nett og spann.

Til sleping benyttes en kraftig wire, som har et solid feste i sledens bakende; men sleden trekkes fra en mekanisme som er skrudd fast på denne wiren foran sleden. Mellom denne mekanismen og enden på wiren har denne en slakk som er festet med hyssing (for å være ute av veien) til toppen av sleden. I slepemekanismen henger en stålring (ri) som er festet med passende sterkt tau til sledens hanefot av stålwire. Hanefotens øvre part (ha) er meget kortere enn dens to nedre. Denne asymmetrien bevirker at sleden ved utsetting alltid treffer bunnen i riktig posisjon og at den vil rette seg opp om den skulle velte. En annen effekt av asymmetrien, som ansees som viktig for fangstevnen, er at den bastante slepemekanismen slett ikke, og hanefoten bare i liten grad, kommer foan nettåpningen under slep. Ved ytterligere forlenging av hanefotens nedre parter kan sleden slepes pelagisk for sammenlikning. Den skrå platefronten har da tilstrekkelig paravaneeffekt til at sledens stilling blir horisontal.

Når man har slept en ønsket tid eller distanse, eller ser på ekkogrammet at det er slutt på feltet, slippes et lodd ned langs slepewiren. Når loddet treffer slepemekanismen, åpnes denne slik at ringen (ri) med hanefoten frigjøres. Dersom sleden stoppes av en kraftig forhindring på bunnen, ryker surringen mellom ringen og hanefoten, som derved frigjøres. I begge tilfelle overføres kraften fra fartøyet da øyeblikkelig til den smekre wiren (wi) som er festet til glideren (gl). Denne er montert rundt et firkantstag, og når den dras forover langs dette, treffer den først en fjærbelastet arm (ar), som da svinges opp. Dette medfører at den bolten (bo) som holder spannet på plass, blir dradd opp slik at spannet da faller ned på platen. Derved er bakvasking av nettet under opphaling blitt forhindret. Til bakenden av glideren er festet noen kraftige nylonsener (se), som snører diafragmaet sammen når glideren dras forover. Når glideren treffer den vertikale forenden av firkantstaket, låses den straks i denne stilling slik at nettet holdes godt lukket av de elastiske nylonsenene. Samtidig frigjøres den smekre wiren (wi) hvorved kraften overføres til slepewiren og bakenden av sleden,

som derved snues. Ved denne vendingen frigjør sleden seg fra en eventuell forhindring på bunnen, og sleden hales opp baklengs.

Dette lukkesystemet ble utviklet i samarbeid med Steinar OLSEN, som senere ble knyttet til redskapsavdelingen ved Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt. Mekanismene er laget av BERGEN NAUTIK AS, 50 Isdalstø.

I distansemåleren (di) er der en med telleverk forbundet propell som roterer proporsjonalt med vanngjennomstrømmingen. Mot propellens aksling hviler en lett fjærbelastet pal, som forhindrer at propellen roterer baklengs under utsetting og opphaling.

Sledens vekt i vann er ca. 50 kg, og sålens areal er 100 cm x 150 cm. Belastningen på substratet er således ca. 3 g pr. cm². (Til sammenlikning kan nevnes at en skiløper i nysne belaster underlaget med en vekt av størrelsesorden 50 g pr. cm².)

4.2 FELTMETODIKK OG REDSKAPETS FANGSTEVNE

Under utsetting holdes slepewiren bare såvidt stram nok til at meterhjulet i trålgalgen følger med, og fartøyet siger bare såvidt forover for å holdes klar av wiren. Derved unngås fangst og rotasjon av distansemåleren i denne fasen. Det benyttes en wirelengde på ca. 1,5 ganger dypet, noe mere på grunt vann og noe mindre på stort dyp p. g. a. wirens vekt.

Under slepingen taes det sikte på å gi sleden en jevn hastighet av litt mindre enn 1 knop over bunnen. Sterk vind og/eller overflatestrøm kan gjøre dette noe problematisk. Wirevinkelen, som måles titt og ofte, gir imidlertid en god indikasjon. Ned til et par hundre meters dyp kan en også med hånden kjenne i wiren hvorledes sleden går. Sleden er blitt filmet under slep på bunnen. Ved for stor hastighet, d. v. s. ca. 1,3 knop eller mer, vil sledens front bli løftet 1 - 2 tommer opp fra bunnen. Man får da ikke representativ fangst av de dyrene som er nøye knyttet til substratet og ikke så lett skremmes opp fra dette. Ved ekstra liten hastighet, d. v. s. lite strekk i wiren, vil ujevnheter på bunnen kunne holde sleden igjen til wiren er blitt stram nok til å overvinne motstanden. Sleden vil så gå frem med et avdempet rykk, som kan gjøre wiren såpass slakk at avanseringen får et lite opphold igjen. Av frykt for at dyr med god bevegelsesevne som f. eks. reker som i øyeblikket kunne befinne seg foran diafragmaet, kan gå tapt når sleden stopper, ønsker vi å unngå dette. Det finnes således både en nedre og en øvre grense for anvendelig slepehastighet når man ønsker å fange så vel dyr fra sedimentet som fra vannet like over dette.

Når sleden kommer på dekk, blir nettet spylt utenfra med sjøvann, muddermengden taksert og prøven fiksert i sjøvann-formalin blanding av minst 4 % styrke.

Distansemåleren måler sledens bevegelse i forhold til vannet, og den dreier seg om 30 - 60 cm i sekundet. Dette er vesentlig mer enn den strøm som vanligvis kunne tenkes å finnes langs bunnen av bassengene. Sledens konstruksjon og virkemåte gjør det imidlertid ikke mulig å regne den målte distanse om til areal av bunnen. For likevel å ha en **referanseenheter** beregner vi antall m^3 i den sylinder som har en diameter lik hovens (50 cm) og lengde i følge strømmålerens registrering. Tellerresultatene for faunakomponentene blir så dividert med antallet m^3 i den aktuelle sylinder og ganget med 100. For en konisk planktonhov som har et samlet poreareal lik eller mer enn tre ganger hovens åpningsareal, kan man regne med en gjennomstrømning på mer enn 85 % av sylinderen (TRANTER & SMITH 1968). I vårt tilfelle vil vanngjennomstrømningen i noen grad bremses av diafragmaet, som også reduserer sylindereens diameter noe. Gjennomstrømningen vil ytterligere kunne reduseres av mudder, dyr og slim i hoven. Dertil kommer at vi må regne med at noen dyr skvetter unna. Sammenlikning med rekestrålfangst indikerer at dette kan være tilfelle for store eksemplarer av reken *Pandalus borealis*. Andre kan trekke seg ned like foran sleden, slik som vi har sett visse typer av actinier og polychaeter gjøre foran videoutstyret. Av dyr som er forankret eller ligger et stykke nedi sedimentet, fanger sleden bare en liten og varierende andel. De tall som vi oppgir pr. 100 m^3 , er derfor **m i n d r e** enn den reelle forekomst.

Den beskrevne bunnslende kan bare regnes som et semikvantitativt redskap. Det som er viktigst i nærværende sammenheng, er imidlertid at prøvene er **representative** for den fauna som fantes på stedet under prøvetakingen og at gjentatte prøver tatt like etter hverandre på samme sted gir ensartet fangst. Svært lang erfaring og spesielle undersøkelser med dette for øye (HESTHAGEN 1970; HESTHAGEN & GJERMUNDSSEN 1978) har vist at dette i høy grad er tilfelle for de faunakomponenter som befinner seg like over bunnen (hyperbenthos) og for lette dyr som lever oppå bunnen og også i betydelig grad for dyr fra det aller øverste sedimentlag. Ujevnheter i dyrenes fordeling langs bunnen blir utjevnet ved at vi alltid drar en lang distanse langs bunnen, allermest en halv km, som regel betydelig lenger. Vi ser straks om en prøve er teknisk vellykket og burde ha hatt tid til nytt trekk da så ikke var tilfelle.

Variasjoner i bunnens form så vel som konsistens gjør det i praksis ikke mulig å få skrapet opp en akkurat like stor mengde pr. distanse-enhet av det øverste sedimentlag i hvert trekk, selv om dette er siktepunktet. På felter der det drives, eller for ikke så alt for lenge siden har vært drevet, rekestråling, er der langsgående furer etter trållemmene. I enkelte av feltene er der et eller flere opphøyete partier med noe fastere bunn som det kan være vanskelig å styre utenom, og der er også partier der feltet er så smalt at sleden ved spesielle vind og/eller strømforhold utilsiktet kan kjøre inn i

bakken. Ved en slik anledning kan man få en like stor muddermengde i hoven i en jafs som man ellers kan få ved en langstrakt jevn og fin høvling.

Ved undersøkelser av bløtbunnsfaunaen i Fensfjorden sammenliknet BRATTEGARD & HØISÆTER (1973) effektiviteten av Beyers bunnslede, Warén-slede, van Veen-grabb, Agassiz-trål og reke-trål. De fant at "av de anvendte redskapene er det Beyersleden som alene gir det mest utfyllende bilde av faunaen," (s. 33). Av de til sammen 442 artene som ble fanget i løpet av undersøkelsen, fanget de ovennevnte redskapene i samme rekkefølge følgende andeler: 60%, 49%, 39%, 23% og 20%. De fant også at "Fangstene tatt med Beyerslede viste tydelig at beregninger av individ- og biomasse-tettheter for bløtbunnsfaunaen i Fensfjorden blir for lave om de baseres på grabbdataene alene." (S. 32).

Av de fem nevnte redskaper var det bare van Veen-grabben som forfatterne (BRATTEGARD & HØISÆTER 1973) mente ga et noenlunde riktig kvantitativt bilde av den (mer begrensete) del av faunaen som den fanget. For Beyer-sledens vedkommende fant de - som rimelig er - høyst forskjellig fangsteffektivitet for faunakomponenter med forskjellig grad av tilknytning til substratet. Av gravende og/eller rørbyggende polychaeter (mangebørstemakk) og tunge, gravende sjøtanner (Scaphopoda) og muslinger fant de at Beyer-sleden bare tok en bitte liten andel av de tilstedeværende.

I fiskeribiologisk sammenheng kan det imidlertid være viktig å få gode prøver nettopp av den del av faunaen som fanges best i bunnslede, kfr. Kapittel 3.

Som innledning til sine undersøkelser av mudderrekens (*Pontophilus norvegicus*) biologi foretok VARTDAL (1976) en sammenlikning av fangsteffektiviteten for reke-trål, Mielck's nett (kfr. Kapittel 3) og Beyer-slede. VARTDAL fant at de tre redskapene i samme rekkefølge indikerte følgende bestandstetthet av mudderreke pr. m²: 0,005, 0,06 og 0,33. Han satset derfor på sleden, som også ga langt det beste bilde av dyrenes størrelsesfordeling.

4.3 LABORATORIEARBEID

Før artsbestemmelser kan foretaes, må prøvene befries for mudder slik at væsken blir klar. Dette gjøres ved at prøven overføres til et Norges-glass (dersom den ikke allerede foreligger på et sådant) der glasslokket blir erstattet med sikteduk, hvoretter glasset blir lagt til rotasjon i en 'kulemølle' mens sikteduken samtidig utsettes for en vannstråle. Det er knapt til å unngå at gebrekkelige dyr påføres skader under vaskingen; men slike skader er sjelden av en slik natur at de forhindrer identifiseringen.

Identifiseringsarbeidet må foretaes under stereomikroskop. Dette arbeid krever både stor erfaring, en omfattende litteratur og meget tid fordi det dreier seg om et stort antall arter tilhørende mange forskjellige dyregrupper. I svært mange tilfelle er det bare det voksne stadium som er beskrevet. Yngre stadier må man bli kjent med etter hvert.

For større dyrs vedkommende, som f. eks. reker (unntatt de aller yngste) blir samtlige individer i en prøve plukket ut, identifisert og talt. Men prøvene er som regel av en slik natur og størrelse at det ville være urimelig tidkrevende å gjøre hele prøven til gjenstand for den mikroskopiske analyse som er nødvendig for de mindre dyrs vedkommende. Mange faunakomponenter forekommer dessuten i så stort antall at det ikke er rimelig å måtte telle dem alle. En prøve blir derfor som regel behandlet i et apparat som deler den i 10 like store deler (WIBORG 1951), og av disse blir det tatt ut en eller to (unntakelsesvis flere) tiendedeler for analyse. Ved behov kan det bli foretatt videre oppdeling. Dette apparat er egentlig konstruert for oppdeling av planktonprøver, som vanligvis har betydelig mindre volum, og det er derfor naturlig å se på bruken av apparatet til bunnsledeprøver med en viss skepsis. FRITZVOLD (1981), som benyttet Beyers bunnslede til innsamling av dyr i samme område som oss og benyttet samme deleapparat, gjorde oppdelingen til gjenstand for statistisk analyse ved oppdeling av samtlige tiendedeler. Han fant at usikkerheten ved å telle individene av forskjellige arter i to tiendedeler var mindre enn 20 % når det totale antall individer av vedkommende art i hele prøven var større enn 80. Men når det totale antall var mindre enn 30 (altså mindre enn 3 i en idéell tiendedel), øket usikkerheten raskt med minkende antall.

Materialet fra 1973 og utover er ikke blitt bearbeidet i kronologisk rekkefølge; vi har ved hver anledning tatt for oss den prøve hvis innhold vi var mest interessert i. To tiendedeler av prøvene ble analysert hver for seg for prøvene fra juli 1985, juni 1986, august 1988 og august 1989. Imidlertid fant vi at der var så stor likhet mellom de to tiendedeler fra samme prøve at vi ville få betydelig mer verdifull informasjon dersom vi i stedet for å analysere tiendedel nr. 2 benyttet den samme tiden til bearbeidelse av en annen prøve fra en annen tid og/eller lokalitet.

Som en kontroll har vi i materialet fra juli 1985 sett på hvorledes usikkerheten ved bare å telle individene i 1/10 i forhold til 2/10 varierer med antallet individer, se Fig. 71 - 76. I mange tilfelle viser de to tiendedeler nøyaktig samme tall (0 % avvik).

100 % avvik fra gjennomsnittet betyr at vedkommende komponent ble funnet i den ene, men ikke i den andre av de to tiendedelene. Dette forekom aldri for Ophiuroidea og Mysidacea. For chaetognathenes vedkommende forekom det aldri ved middel $> 0,5$, for Cumacea og Decapoda aldri ved middel $> 1,5$, for Polychaeta, Ostracoda og Isopoda aldri ved middel > 2 og for Copepoda og Amphipoda aldri ved

middel større enn 2,5. Det vil si at det forekom aldri at disse dyrene manglet i den ene av de to tiendedelene når de ble funnet i mer enn henholdsvis 1, 3, 4 eller 5 eksemplarer i den andre. For Mollusca forekom 1 tilfelle med 100 % avvik ved middel på 3,5 og 1 tilfelle ved middel på 8,5. Muslingene synker raskere i deleapparatet. Tilfellet av relativt stort avvik for Chaetognatha ved stort antall (Fig. 72) samt de store avvik for Decapoda (Fig. 76) kan skyldes at disse på grunn av sin lengde har forholdsvis lett for å bli hengende over skilleveggene i deleapparatet, og for Amphipodenes vedkommende (Fig. 76) kan det skyldes at disse har spesiell tendens til å bli hengende i vannets overflatehinne. (Apparatet fylles opp med vann før delingen.) Andre unøyaktigheter kan skyldes at dyr henger fast i slim, rør eller annet.

Det kan dog med sikkerhet sies at de tydelige forskjeller som gang på gang er funnet mellom forskjellige lokaliteter og perioder, ikke kan tilskrives opptellingsmetodens unøyaktighet, selv for de dyrs vedkommende som bare ble talt i 1/10 av prøven.

Etter bearbeidelsen blir prøvene oppbevart på 70 % alkohol.

5. MATERIALE

5.1 MATERIALE INNSAMLET FOR NÆRVÆRENDE STUDIER I 1981 - 1993

De hydrografiske forholdene i Indre Oslofjord fremviser ikke bare særdeles utpregete sesongmessige variasjoner, men også markante variasjoner fra år til annet og dertil meget store ulikheter mellom forskjellige perioder av år innen en 'mannsalder' (Kapittel 2). Det har vist seg at selv 4 års observasjoner kan gi et sterkt fortegnet bilde av hydrografien (BEYER 1967 b).

Siden det hydrografiske miljø, spesielt innholdet av O₂ i bunnvannet, er slik at dette (i vår tid) bestandig et eller annet sted i Indre Oslofjord representerer toleransegrense for et stort antall faunakomponenter, kan vi av rent meteorologiske grunner få så svære variasjoner i faunaen at det er meget vanskelig, kanskje umulig, på grunnlag av noen få års observasjoner å henføre en tilstand, eventuelt en forandring, i faunaen til en bestemt grad av forurensningsbelastning. Vi anser en ti års observasjonsperiode som minimum for å kunne gjøre dette. De resultater som blir presentert i nærværende rapport, understreker i høy grad berettigelsen av et slikt syn.

En konsekvens av dette er at det kreves en stor arbeidsinnsats for å få gjennomført en pålitelig analyse. Men det ville være betydelig dyrere for samfunnet å få

utført en kortvarig studie som ga som resultat at forholdene var meget verre eller meget bedre enn de i virkeligheten er.

I perioden fra august 1981 til og med august 1993 har vi samlet 198 bunn-sledeprøver fordelt på følgende lokaliteter (kfr. Fig. 1 & Fig. 2): Torbjørnsskjær (Åo, 4 prøver), Rauer (Un, 7 prøver), Bastødypet (Rl, 2 prøver - en meget interessant lokalitet som dessverre har måttet sløyfes fordi den blir benyttet som dumpeplass for militært utstyr), Møleflaten (Nk, 11), Elle (Im, 15), Gråøyrenna (Gk, 14), Langårrenna (Fk, 10), Sprodypet (Fl, 11), Ytre Støadyp (El₂, 8), Blåmagen (El₁, 10), Svartedypet (Ek, 14), Vesthullet (Ej, 16), Steilene (= Midtmédet, Dk, 16), Gåsøyrenna (Cl, 10), Lysakerfjorden (Bn, 15), Helviktangen (Cp, 13), Kirkevikbanken (Dp, 8), Svartskog (Ep, 14).

På mange av lokalitetene ble det ved de samme anledninger også tatt vertikale trekk med Nansens lukkehov trinnvis fra bunnen til overflaten. Resultatene fra disse vertikaltrekkene vil bli presentert i en senere rapport.

Livsbedingungen (spesielt oksygeninnhold og temperatur ved bunnen) i ytre fjord er vesentlig mindre variable enn i indre fjord. Innsamlingen har derfor fortrinnsvis blitt foretatt i området Elle - Svartskog, og i bearbeidelsen har dette partiet vært gitt absolutt prioritet. Prøvene fra ytre fjord er imidlertid i praksis ubegrenset holdbare og kan ved en senere anledning komme til å representere en meget verdifull referanse.

Beliggenheten av slededragene fra Elle og innover er vist i Fig. 2. Det dreier seg i alle tilfelle om gamle rekedrag. Da disse til dels har navn som er ukjent for de fleste, og til dels har navn fra steder på land, er det praktisk å benytte seg av kartkoordinatene. Noen drag krysser ruter. For enklest å holde fra hverandre lokalitetene Vesthullet og Svartedypet har vi konsekvent henført Vesthullet til koordinatene Ej og Svartedypet til koordinatene Ek. Vesthullet er et lite basseng som har spesiell interesse fordi det ligger rett utenfor utløpet fra VEAS (Vestfjorden Avløpsselskap).

Med begrenset tid til rådighet for bearbeidelse har vi i denne omgang måttet foreta et utvalg blant prøvene. De øvrige prøver representerer en verdifull (uerstattelig) mulighet til f. eks. å finne den indre utbredelsesgrense for diverse arter til forskjellig tid og eventuelle rekrutteringssentra innenfor Drøbak-terskelen i de dårligste periodene. I tillegg til de prøver hvis innhold er oppført i appendikstabellene er noen prøver analysert med hensyn på utvalgte komponenter benyttet i figurer og teksttabeller.

5.2 MATERIALE INNSAMLET FOR FORSKJELLIGE FORMÅL I 1952 - 1976

Da nærværende prosjekt kom i gang bare to år før VEAS var kommet i full drift, var det nødvendig å hente opplysninger også fra eldre materiale for å få et godt nok bilde

av faunaens tilstand forut for igangsettelsen av VEAS. Fra lokalitetene Elle (Im) og Gråøyrenna (Gk) er i denne rapporten benyttet tall fra Indrehus's analyser (1967) av prøver tatt på dagtid i 1953, 1959, 1960 og 1961. 1953- og 1959-tallene er gjennomsnitt for flere prøver fra hver lokalitet. Til informasjon om forholdene ved Steilene (Dk), i Gåsøyrenna (Cl), i Lysakerfjorden (Bn), ved Helvik-tangen (Cp) og ved Svartskog (Ep) i 1962 - 1965 har vi brukt observasjoner fra BEYER & VERSVIK (1968). Vi har dessuten støttet oss på data fra GJERMUNDSEN (1974), HESTHAGEN & GJERMUNDSEN (1978), FRITZVOLD (1981) samt enkelte andre foreliggende prøver av spesiell interesse. Tid og sted for innsamling av prøvene fremgår av figurer og tabeller.

6. BLOKJEMISKE OMSETNINGER. MILJØETS BETYDNING FOR BLØTBUNNSFAUNAEN OG DENNES BETYDNING FOR MILJØET

6.1 OPPBYGGING OG NEDBRYTNING AV ORGANISK MATERIALE

Marine planter, d. v. s. planktoniske alger (fytoplankton) og bunnlevende (benthoniske) alger og ålegress, bygger ved sin **fotosyntese** opp organisk materiale av uorganiske komponenter, av hvilke de dominerende er karbondioksid (kuldioxid, CO_2 , hovedsakelig som HCO_3^- (PELCZAR & al. 1977)) og vann (H_2O) samt visse forbindelser av fosfor (P) og nitrogen (kvelstoff, N), som gjerne går under betegnelsen næringssalter. Som nitrogenkilder ved denne prosessen benytter disse plantene hovedsakelig ammonium i form av ionet NH_4^+ og nitrat (NO_3^-), på våre breddegrader med ca. halvparten fra hver av disse to forbindelsene (E. PAASCHE, personlig medd.). Som biprodukt utskilles **oksygen** (O_2).

Energien til fotosyntesen leveres av dagslyset, som bare er tilstrekkelig i det øverste vannlag og hos oss knapt nok der i de to-tre mørkeste av årets måneder. Den altoverveiende del av planteveksten i Indre Oslofjord finner sted over det hydrografiske spranglag (kfr. BRAARUD & NYGAARD 1967; KLAVESTAD 1967; GADE 1967), som hindrer det utskilte oksygen i å komme dypvannet til gode.

Ammonium dannes som det første uorganiske spaltningsprodukt ved den bakterielle nedbrytning av aminosyrer (som er proteinenes 'byggesteiner'). Dette skjer så vel under anoksiske forhold som i nærvær av oksygen (RITTENBERG & al. 1955). I marine økosystemer er ekskresjon fra zooplankton hovedsakelig ansvarlig for regenerering av det ammonium som plantene tok opp; men også de andre dyrene kvitter seg med ammonium - som er giftig for dem - til dels i form av urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$, WADA &

HATTORI 1991). I oppdrettsanlegg kan akkumulering av nitrogenholdige ekskresjonsprodukter være kritisk for dyrenes vekst og helse (COLT & ARMSTRONG 1981). Ved tilstedeværelsen av molekylært oksygen i vannet vil ammonium av visse bakterier oksideres til nitritt (NO_2^-) - som i noe større konsentrasjoner enn det er funnet i Bunnefjorden, også er giftig for dyrene (KIRKERUD & al. 1975). Av andre bakterier oksideres nitritt videre til nitrat. Denne prosessen finner for det meste sted like under fotosyntesesonen (KAPLAN & RITTENBERG 1963; HORNE 1969; kfr. Fig. 93). Oksidasjonen fra nitritt til nitrat hemmes sterkt av sollyset (GUNKEL 1970). Ved mangel på oksygen vil ammonium akkumuleres, ikke bare i vannet (Fig. 93), men også i sedimentet (WADA & HATTORI 1991). Ammonium kan tilføres i store mengder fra oppdrettsanlegg for fisk og fra kloakk. COSTELLO & READ (1994) viet stor oppmerksomhet til kloakkslammets innhold av ammonium og giftigheten av denne forbindelse.

I det åpne havs næringsfattige overflatevann er tilgangen på nitrogen i for plantene anvendelige former en begrensende faktor for den primære produksjon av organisk stoff (WADA & HATTORI 1991). Men i Indre Oslofjord kan tilførsel fra land være så rikelig at nitrogenbegrensning ikke gjør seg gjeldende (PAASCHE & ERGA 1988), og tilgangen på næringssalter totalt kan være så stor at vi periodevis får en masseproduksjon av mikroskopiske alger. Denne **eutrofiering** har hatt en sterkt økende tendens (BRAARUD 1945 a; BRAARUD 1945 b; BRAARUD & NYGAARD 1967). Uheldigvis er den nevnte masseproduksjon særlig representert ved særdeles tette bestander av dinoflagellater, som er langt mindre tjenlige enn diatoméer som føde for rødåten (*Calanus*) (kfr. MARSHALL & ORR 1952; BEYER & al. 1967). Rødåten er ellers den dominerende komponent i zooplankton både i kystfarvann og i åpent hav på våre breddegrader, der det er dypt nok for den (ca. 50 m eller mer).

Det ved fotosyntesen produserte organiske materiale er, både direkte og gjennom et og flere ledd, grunnlaget for det øvrige liv i sjøen. Liv er imidlertid forgjengelig, og før eller siden blir alt plante- og dyremateriale helt eller delvis nedbrutt igjen. Ved fullstendig dekomponering til uorganiske komponenter (mineralisering) forbrukes like meget oksygen som det som ble frigjort under fotosyntesen. Dette forbruk kommer i tillegg til det som går med til oksidering av diverse tilførte emner som ikke har vært involvert i den lokale fotosyntesen. Oksygen forbrukes i alle dyp.

Nesten alle organiske partikler, både fragmenter, døde og døende organismer og fekalier er tyngre enn sjøvann og synker mot bunnen i den grad de ikke blir spist og/eller mineralisert på veien eller allerede befinner seg på bunnen. Det globalt sett normale er at havbunnen ligger så dypt (flere tusen meter) at det aller meste av det lokalt produserte og tilførte organiske stoff blir mineralisert før det når så langt ned. I følge WYRTKI (1962) avtar oksygenforbruket i Atlanterhavet nesten eksponentielt med dypet. Når tilgangen på oksygen er god, og avsetningen av organisk materiale

ikke er overveldende, vil dette ved bakteriers og dyrs aktivitet bli fullstendig mineralisert innen det blir permanent begravet (BORCHERT 1965).

Der dypet bare dreier seg om noen hundre meter eller mindre, blir synketiden for knapp til fullstendig mineralisering innen bunnen nåes. Der bunnen er bratt og utsatt for betydelige vannbevegelser (bølger, strøm), blir lette partikler ikke liggende, og substratet forblir hardt. På slike lokaliteter er det vanskelig både for gravende og for lettbevegelige dyr å finne tilholdssted. Til gjengjeld finner vi her mange som sitter fast på bunnen og ernærer seg ved å filtrere ut organiske partikler som det forbipassende vannet fører med seg. ("Suspension feeding".)

Grunne partier med sandbunn og sterke vannbevegelser, som globalt sett er vanlig i kystområder, har vi knapt i Oslofjorden, og slett ikke i indre fjord.

I dypet av Oslofjordens bassenger, der vannbevegelsene som regel er særdeles langsomme, avsettes både bittesmå (leire) og relativt lette (organiske) partikler på bunnen. Med tilførselen av organisk materiale følger utvikling av tette bestander av bakterier og andre mikroorganismer så vel som dyr som lever av disse, av det organiske materialet, av fekalier, åtsler og av andre dyr.

I Indre Oslofjord er belastningen med oksiderbart materiale så rikelig og tilførselen av oksygen til dypet vanligvis så sparsom at vi som regel finner et med tiden stadig avtakende oksygeninnhold i vannet nær bunnen, avbrutt av korte perioder med rask økning som viser ankomst av nytt vann (kfr. Fig. 65, Fig. 66B og Fig. 66D).

Bakterier spiller en viktig rolle ved omsetningen av organisk materiale og tilsvarende oksygenforbruk. Nesten alle marine bakterier er heftet til partikler (FROBISHER & al. 1974). Deres antall øker med antall partikler i vannet og er vesentlig større i produktive kystfarvann enn i åpent hav (DOETSCH & COOK 1973). En spesielt tett ansamling av bakterier finnes i de øverste mm av sedimentet (SVERDRUP & al. 1942; DOETSCH & COOK 1973). Bakterienes reproduksjonshastighet er vesentlig større i temperert vann enn i kaldt vann (SALLE 1973).

Bakterier kan være av stor betydning for dyrene, ikke bare i fordøyelsen av tungt nedbrytbare stoffer som chitin (f. eks. krepsdyrskall), polysakkarider og andre komplekser, men også som næring, særlig for de minste dyrene (mikrofauna og meiofauna), lett fordøyelige som bakteriene er (REMANE 1933; SALLE 1973; DAY 1978; VALIELA 1984).

Der vannets oksygeninnhold lenge nok har vært tilstrekkelig til å dekke respirasjonsbehovet til en variert fauna, vil en slik være etablert, og organisk materiale vil i vesentlig grad bli spist unna etter hvert. Men dersom oksygeninnholdet i bunnvannet av en eller flere grunner er blitt for lite til at forskjellige dyr kan leve der, vil organisk materiale av diverse slag hope seg opp fordi det ikke blir spist.

Ikke så sjelden finner vi på slike lokaliteter døde eksemplarer av pilormer (*Sagitta*) og krill (BRAATEN 1968; BEYER 1992). Dette er pelagiske dyr som om dagen på grunn av sin lysskyhet kan trekke like ned mot bunnen eller mot grensen for oppløst oksygen i vannet der sådan grense finnes. Brislingen i prøven fra Lysakerfjorden (Fig. 11) hadde åpenbart vært død noen tid. Men der var ingen som hadde gnaget på den. Normalt ville et slikt eksemplar ha vært "gefundenes Fressen" for mange dyr, og den ville ikke ha blitt liggende mange minutter uantastet. Vanligvis er det løv som dominerer (visuelt) blant det som ligger på bunnen (Fig. 9; Fig. 11). I tillegg til diverse andre planterester finner vi også døde insekter.

Av figurene 4 - 13 kan vi se et omvendt forhold mellom mengden av dyr, som var levende da de ble fanget, og dødt organisk materiale i sledeprøvene. En meget klar omvendt korrelasjon mellom prosent organisk stoff i det øverste sedimentlag og bunnfaunaens ('grabbefaunaens') mangfold i Indre Oslofjord ble dokumentert av BEYER (1967 a, s. 52 - 55).

Ved dyrenes oppdeling, både utenfor og inne i kroppen, av grovt organisk materiale som løv, avrevne makroalger og kadavere får dette en vesentlig større overflate og derved større tilgjengelighet for bakteriell dekomposisjon. Små organiske fragmenter - organisk detritus - tilføres også bunnen sammen med avdankete mikroalger i stort antall og flokkulert leire som et stadig dryss ovenfra. Dette blir liggende på bunnen som et særdeles løst toppskikt med en tykkelse som er avhengig av sedimenteringsraten og tiden som medgår innen det blir spist av detritusetende dyr. I 1960-årene ble tykkelsen i Indre Oslofjord oftest funnet å være fra 0,5 cm til 1 cm; men så tynnt lag som 1 - 2 mm ble også funnet (BEYER 1967 a). På lokaliteter uten fauna blir tykkelsen av det ukonsoliderte lag vesentlig større.

Noe av det konsumerte organiske materiale blir som energikilde forbrent (oksidert) ved dyrenes respirasjon. Ved respirasjonen taes O_2 fra vannet, mens det utskilles CO_2 . En annen del av materialet assimileres (går inn i dyrenes vekst og kjønnsprodukter). Litt av dette blir transportert bort av dyr som foretar vertikale og horisontale forflytninger samt ved gyting og vannbevegelse.

Resten av det konsumerte materiale deponeres i form av ekskrementer ('faecal pellets'), stedvis i så stor mengde at disse i partier av Indre Oslofjord fullstendig dominerer den fysiske struktur av sedimentets øverste 2 - 6 cm med en nedre gradvis overgang til leire, som fotografisk demonstrert av BEYER (1967 a). Ekskrementene er oftest av størrelsesorden $\frac{1}{2}$ mm; det vil si at sedimentet i virkeligheten har en vesentlig grovere partikkelstørrelse enn den som fremkommer med geologenes målemetodikk. Pelletering gir sedimentet en fastere konsistens. Men samtidig representerer den grove struktur et sammenhengende system av relativt rommelige porer, som gir brukbar tilgjengelighet for vann - med oksygen - og livsrom for små dyr som f. eks.

infusjonsdyr (Ciliata, som er éncellete), harpacticoide copepoder (bittesmå krepsdyr) og nematoder (rundormer).

Blant de større dyr er der flere som graver i sedimentet (bioturbasjon). Materiale som var blitt begravet og nesten sjaltet ut av kretsløpet, blir delvis fordøyet og delvis deponert på bunnoverflaten og således tilgjengelig for andre dyr og bakterier, samtidig som oksygenholdig vann pumpes ned i sedimentet og stimulerer den biokjemiske omsetning der. (Kfr. metemakkens aktivitet på landjorden.) RITTENBERG & al. (1955) kom til at metazoene (de flercellete dyr) ved sin aktivitet bringer mange tusen ganger mer oksygen i kontakt med det organiske stoff i sedimentet enn det som opprinnelig fantes i det interstitielle vannet (porevannet). Biotopen blir således beboelig for flere dyr.

Mange bunndyr ernærer seg av partikler som de ved hjelp av tentakler, viftende lemmer eller flimmerhår (cilier) fanger inn fra vannet like over bunnen. Dette er f. eks. i følge LINKE (1939) tilfelle for børstemakken *Polydora ciliata* (Polychaeta, Spionidae), som er sterkt dominerende mange steder i Indre Oslofjord. Man kan således tale om en aktiv sedimentasjon i tillegg til den passive.

6.2 FORBRUK AV OG BEHOV FOR OKSYGEN.

REAKSJONER VED OKSYGENMANGEL

Det **relative** oksygenforbruk - ml O₂/kroppsvekt/tid - er svært meget større hos bittesmå organismer enn hos store. Forbruket øker nemlig ikke proporsjonalt med kroppsvekten, men bare litt mer enn proporsjonalt med kroppsoverflaten. (Til en økning av organismens biomasse med en faktor på 100 svarer en økning av dens oksygenforbruk med en faktor på litt mer enn 10 (MILL 1972; DEJOURS 1975).) Samlet kan mikroorganismenes oksygenforbruk representere den største **belastningen** av miljøets oksygenbudsjett, mens det individuelle **behov** for tilgang på oksygen er vesentlig større hos større organismer. For dyrenes vedkommende er oksygenforbruket ikke bare avhengig av størrelsen, men også av tørrvektprosenten (SVERDRUP & al. 1942) og av deres aktivitet (MILL 1972; DEJOURS 1975). Aktiviteten er ikke bare meget forskjellig hos forskjellige typer av dyr, men kan også variere sterkt med tiden hos et og samme individ.

Som typisk for kjemiske reaksjoner øker stoffskiftet med temperaturen. Som regel gir en temperaturstigning på 10° C en økning i oksygenforbruket (Q₁₀) til litt mer enn det dobbelte. Imidlertid kan noen dyrearter - men ikke bakterier - over tid tilpasse stoffskiftet slik at det har omtrent samme hastighet ved forskjellige tempera-

turer. Hvis temperaturen nærmer seg den øvre grense for hva dyrene kan tåle, vendes respirasjonskurven mot et bratt fall (DEJOURS 1975).

Ved eksperimentelle studier av diverse organismer er det funnet at oksygenforbruket (respirasjonshastigheten) er uavhengig av oksygenkonsentrasjonen i miljøet ned til en viss verdi. For marine bakterier fant ZOBELL (1940) at deres oksygenforbruk, d. v. s. deres fysiologiske aktivitet, viste en kraftig reduksjon når vannets oksygeninnhold kom under 0,3 ml O₂/l ved 22 °C. Respirasjonen fortsatte imidlertid også under denne konsentrasjonen, og hvis oksiderbart organisk materiale var tilstede, kunne bakteriene fjerne den siste målbare rest av oppløst oksygen i vannet.

Særdeles lav grenseverdi for konsentrasjonsuavhengig oksygenforbruk er funnet for protozoer (écellete dyr) (KINNE 1970). For større organismer er det funnet høyere grenseverdier. Eksempelvis fant THAMDRUP (1935) at oksygenforbruket hos sandmuslingen (*Mya arenaria*) ved 20 grader C gikk drastisk ned når vannets oksygeninnhold ble redusert til 1,4 ml O₂/l. Dyrene ble da passivisert. Men aktiviteten ble raskt gjenopptatt når oksygeninnholdet etter flere døgn under denne verdi ble øket til 1,4 ml/l igjen.

Der og når oksygentilførselen i et miljø ikke holder tritt med forbruket, vil konsentrasjonen av oksygen gå mot null. I kystfarvann finner man ofte en slik situasjon et lite stykke nede i sedimentet, det kan dreie seg om noen mm, cm eller dm - lenger nede i grovt sediment (sand) enn i fint (slam) (LINKE 1939).

Mange dyr - særlig polychaeter - bor i mer eller mindre vertikale rør, som i vesentlig grad beskytter kroppen mot kontakt med det eventuelt oksygenfrie mudder, mens de kan dra oksygenholdig vann ned til seg ovenfra. De fleste av de muslingene som ligger nede i sedimentet, kan ta inn vann og næringsemner et lite stykke over sedimentoverflaten eller fra denne gjennom et rør eller en slange ('siphon'), som hos noen av muslingene er flere ganger så lang som selve skjellet (CHRISTENSEN & al. 1978).

Samtidig med at oksygeninnholdet går mot null finner der sted en dramatisk reduksjon i redoks-potensialet (Eh), som er så brå at man taler om et spranglag (RPD, 'Redox Potential Discontinuity'). RHOADS & BOYER (1982) regnet med et balansert dyresamfunn der sedimentet er så godt ventilert at RPD ligger mer enn 10 cm under sedimentoverflaten. Når nivået for RPD heves, blir den for faunaen beboelige sone begrenset (PEARSON & ROSENBERG 1978).

RICHARDS (1965) antok at reduksjonen av Eh er den viktigste konsekvens av oksygen-forsvinningen fra et marint miljø fordi drivkraften i de kjemiske omsetninger da blir redusert med opphoping av organisk materiale som følge. Også næringssalter akkumuleres ved mangel på oksygen (BRECK 1974).

De lange periodene vi har uten fornyelse av dypvannet i Bunnefjorden, kombinert med en betydelig tilførsel av oksiderbart materiale, fører til at grensenivået

for oppløst oksygen i vår tid som regel ligger i overkant av eller over sedimentoverflaten der og noen ganger høyt over (Fig. 93).

I friskt sjøvann finnes reserver av kjemisk bundet oksygen i form av nitrat (NO_3^- , små mengder) og sulfat (SO_4^{2-} , store mengder). Det finnes mange bakterier som, når det begynner å skorte på fritt oksygen, kan ta oksygenet fra nitrat ved en respiratorisk nitratreduksjon, hvis sluttprodukt - via nitritt (NO_2^-) - som regel er molekylært nitrogen (N_2), og prosessen kalles da denitrifikasjon (WADA & HATTORI 1991). Uvanlig store konsentrasjoner av nitritt er blitt funnet i vannlag med minimalt oksygeninnhold (RICHARDS 1965). I følge ENOKSSON & al. (1990) syntes ikke denitrifikasjonen å ville øke i samme forhold som den eutrofieringsinduserte sedimentasjonen i Kattegat. De fant ikke tegn til denitrifikasjon i dypvannet eller i sedimentet i perioder med lavt oksygeninnhold og mente at eutrofieringen er en selvforsterkende prosess. Noen arter av bakterieslekten *Clostridium* kan i fravær av oksygen redusere nitrat til ammonium (WADA & HATTORI 1991).

Når vannets innhold av oppløst oksygen er blitt lavere enn 0,1 ml/l og alt nitrat og nitritt er forbrukt, blir oksygen til omsetning av organisk materiale tatt fra sulfat som er oppløst i sjøvannet. Vi får en bakteriell sulfatreduksjon med utvikling av (bl. a.) karbondioksid, hydrogensulfid (svovelvannstoff, H_2S) og ammonium som resultat (RICHARDS 1965; BERNER 1972). H_2S er for øvrig giftig, selv i lav konsentrasjon, for de fleste marine organismer inkludert bakterier (GUNKEL 1972; RHEINHEIMER 1972). Dertil kommer at hydrogensulfid er vesentlig lettere oppløselig i vann enn oksygen er, samt at den tilgjengelige mengde sulfat i sjøvann (men ikke i ferskvann) i praksis er ubegrenset (RICHARDS 1965). H_2S kan derfor akkumuleres i vannet i store mengder ved langvarig stagnasjon. I juli 1973 ble det funnet 26 ml/l i 148 m dyp i B u n n e f j o r d e n .

Som bekjent dannes hydrogensulfid også ved bakteriell nedbrytning uten oksygen (forråtnelse) av organisk materiale som inneholder svovel. Men i marint miljø er denne prosessen bare ansvarlig for en relativt liten andel av det hydrogensulfid som utvikles der (BERNER 1972).

Noe av hydrogensulfidet bindes straks til jern ved dannelsen av jernsulfid (FeS), som er svart (BERNER 1972) og amorft. I tillegg til den intense svarte fargen og det høye innholdet av organisk stoff - noe av det delvis nedbrutt ved fermentering - er en særdeles løs konsistens, d. v. s. stort vanninnhold, karakteristisk for det anoksiske sediment, som kalles 'sapropel' (= råttent mudder).

Hydrogensulfid, råtnende organisk materiale og andre oksygenundermettede forbindelser som f. eks. ammonium kan betraktes som en oksygen**gjeld**, som øker med varigheten av den anoksiske tilstand. (Gjelden øker så lenge bedriften går med underskudd.)

Et marint miljø som ikke inneholder noe molekylært oppløst oksygen, kan man i litteraturen se betegnet som 'anaerobic', 'anaeric' eller 'anoxic' (REDFIELD et al. 1963). De to første termene er misvisende fordi det bare er oksygenet som mangler, mens de øvrige av luftens gasser (vesentlig nitrogen og argon) fremdeles er til stede (RICHARDS 1965). Den nevnte sprogbruk er formodentlig overført fra landbruksbiokjemien, der tilstedeværelse eller mangel på luft i praksis er ensbetydende med tilstedeværelse, henholdsvis mangel, på oksygen. 'Anaerobic' består for øvrig av de tre sprogkomponentene 'an', som betyr 'ikke', 'aero', som betyr 'luft', og 'bios', som betyr 'liv' og bør bare benyttes når biologiske fenomener er involvert (kfr. RICHARDS 1965). Når det gjelder biologiske eller fysiologiske fenomener og prosesser i fravær, henholdsvis nærvær, av oksygen, bør vi benytte 'anoxybiotic', henholdsvis 'oxybiotic' som brukt av DEJOURS (1975), på norsk 'anoksybiotisk' og 'oksybiotisk'.

Tallrike laboratorieundersøkelser har vært utført med det formål å finne forskjellige dyrs evne til å klare seg i et miljø med lavt oksygeninnhold, eventuelt med tilstedeværelse av hydrogensulfid. Mot resultatene av slike undersøkelser kan man innvende at det foreligger mange eksempler på at dyrene i naturen finnes ved langt lavere oksygeninnhold enn det som i laboratoriet har vært funnet å være dødelig. I Indre Oslofjord er f. eks. *Calanus* til dels fortrinnsvis funnet i vann med langt lavere oksygeninnhold (ca. 0,15 ml/l) (BEYER & al. 1967; BRAATEN 1968) enn det som i laboratoriet hos MARSHALL & al. (1935) medførte hurtig død (0,7-1,4 ml/l ved 5° C). Uoverensstemmelsen kan skyldes at dyrene der har hatt en kraftig forsterket respirasjon fordi de har følt seg stresset av de unaturlige omgivelsene og omstendighetene (120 dyr i 170 ml vann!). Dyrenes psykiske følsomhet har ofte vært undervurdert ved den slags eksperimenter. Både KINNE (1970) og VERNBERG (1972) anså det som tvilsomt at det er mulig å skape tilstrekkelig naturlige forhold for dyrene i et laboratorium.

Liksom ved studier av giftigheten av forskjellige forurensningsstoffer har man arbeidet for å finne LC₅₀ ('lethal concentration'), som er den konsentrasjon av den aktuelle miljøparameter ved hvilken 50 % av individene dør i løpet av en bestemt tid, oftest 48 eller 96 timer. (Kort varighet av eksperimentene er plass- og arbeidsbesparende og passer best med ønsket om null dødelighet i kontrollkarene. Standardisert tid er fordelaktig ved sammenlikninger.) Alternativt har man bestemt LT₅₀ ('lethal time'), som går ut på å registrere hvor lang tids eksponering til en bestemt konsentrasjon av miljøparameteren det skal til for å ta livet av 50 % av individene.

Hva krepsdyr angår, har slike forsøk høyst begrenset verdi dersom ikke forsøksperioden også dekker dyrenes skallskifte, under hvilket deres følsomhet er sterkt forhøyet (KIRKERUD et al. 1975; MOTHERSHEAD & HALE 1992). Toleranse for lavt oksygeninnhold kan også være meget forskjellig hos ulike utviklingsstadier av samme art (VERNBERG 1972).

Det er ytterst vanskelig å overføre betydningen av 50 % dødelighet i løpet av begrenset tid i laboratoriet til konsekvenser i naturen. Men man kan likevel få verdifull informasjon om den **relative skadelighet** eller giftighet av aktuelle miljøparametere så vel som om den **relative sårbarhet** hos forskjellige organismer. Hva det siste angår med hensyn til oksygen og H_2S , er det fire tendenser som fremgår temmelig klart fra litteraturen:

(1) Store dyr (mega- og makrofauna) krever generelt bedre oksygenforhold i miljøet enn små dyr (meio- og mikrofauna). (2) 'Høytstående' dyr (dyr med avanserte organsystemer) har større krav til oksygenforholdene enn de laverestående (primitive) dyr. (3) Dyr som har en slik bygning og levevis at de kan komme seg unna når miljøet ikke lenger er tilfredsstillende for dem, har mindre evne til å holde seg i live i et oksygenfattig miljø (i et akvarium der de ikke kan flykte) enn de mer stedbundne dyr. (4) Dyr som lever nede i sedimentet uten et godt arrangement for vanntilførsel ovenfra, har spesielt god evne til å klare seg ved lavt oksygeninnhold, eventuelt med H_2S , i miljøet, også om de har en betydelig størrelse.

Det siste ble påpekt av MOORE (1931). Med noe kjennskap til dyrene kan man for øvrig finne gode eksempler på alle disse tendenser i BRAND (1946). En særdeles godt illustrerende sammenstilling er gitt av THEEDE (1973). I vann med et oksygeninnhold $< 0,15$ ml/l og 10° C fant han f. eks. følgende LT_{50} : Den fullstendig nedgravete og stedbundne sandmuslingen (*Mya arenaria*), 500 timer; den omkringkrypende polychaet *Nereis diversicolor*, 110 timer; tangloppen *Gammarus oceanicus*, 16 timer; sandreke (*Crangon crangon*), 2 timer. Ved atferdsstudier i laboratoriet viste *G. oceanicus* avsky for anoksisk vann (COOK & BOYD 1965). For sandrekens vedkommende fant KIRKERUD & al. (1975) at dens første reaksjon når nitrittanrikt vann ble tilført, var å forlate sitt leie i sanden.

I tillegg til at lavt oksygeninnhold i seg selv kan være problematisk for dyrene, nedsetter det også deres toleranse overfor andre påkjenninger. Eksempelvis fant KIRKERUD & al. (1975) betydelig mindre toleranse for nitritt ved et oksygeninnhold i vannet på 1,5 ml/l enn ved 3,5 ml/l og langt mindre ved 3,5 ml/l enn ved 6,5 ml/l hos den trepiggete stingsilden (*Gasterosteus aculeatus*). For den amerikanske hummeren (*Homarus americanus*) fant MCLEESE (1956) økende toleranse for høy temperatur når oksygeninnholdet ble øket fra 2 ml/l til 5,5 ml/l.

Som nevnt kan de absolutte verdier for laboratoriebestemte toleransegrenser være lite realistiske. Å fastslå slike grenser for bunnfaunaens vedkommende på basis av feltundersøkelser er heller ikke enkelt. For det første må man ha en forholdsvis tett kjede av observasjoner langs en gradient i tid eller rom, slik at man kan konstatere når eller hvor, d. v. s. under hvilke forhold, dyrene fremdeles befant seg vel, forsvant, eventuelt krabbet opp eller kreperte. - De oksygenverdier som er oppført under

figurene 6 - 9, viser bare karakteristiske forskjeller mellom lokalitetene. - For det andre kan det være meget vanskelig å få et riktig mål for oksygeninnholdet (eventuelt konsentrasjonen av giftstoffer) i det vann som omga dyrene i eller like over sedimentet eller som de på en eller annen måte kunne karre til seg. De konvensjonelle vannhenter krever en viss fri høyde over bunnen. Ved hjelp av en Alsterbergs vannhenter fant SJÖSTEDT (1936) at vannet som var i kontakt med mudderbunnen i 54 m dyp i Landskronadypet, var fritt for oksygen, mens det 10 cm over bunnen ble funnet et oksygeninnhold på ca. 3 ml/l! En så utpreget gradient må være resultat av et stort oksygenforbruk og/eller oksyngjeld i det øverste sedimentlag kombinert med god (ny?) vanntilførsel.

Å fastslå toleransegrenser for pelagiske faunakomponenter kan være lettere, for det første fordi det er enklere for oss å holde rede på omgivelsenes karakteristika, men også for så vidt som disse dyrene, der dypet ikke er begrensende, i større grad kan velge sitt oppholds nivå og således i øyeblikket demonstrere hvor grensen for deres toleranse går - dersom det finnes noen sådan i den aktuelle vannsøylen.

Når temaet er omfanget og innflytelsen av den primære produksjon i et akvatiske miljø, er det ofte hensiktsmessig å angi vannets oksygeninnhold som % metning, d. v. s. som prosent av den mengde oksygen som vann med den aktuelle temperatur og saltholdighet kan inneholde oppløst ved 1 atmosfæres trykk, d. v. s. i vannskorpen. Metningsprosenten kan da gi et begrep om i hvilken grad produksjonen av oksygen i vedkommende vannmasse har vært større enn forbruket eller omvendt. Men når det gjelder vannets oksygeninnhold som del av miljøet for organismer i dypet, er bruk av metningsprosent dobbelt uheldig fordi oppløseligheten av oksygen i vann avtar med stigende temperatur samtidig som organismenes behov tiltar. Med 30 ‰ saltholdighet er f. eks. 20 % oksygenmetning ved 4° C = 1,5 ml/l, som ved denne temperatur er bra nok for mange dyr, mens den samme metningsprosent ved 20° C bare er 2/3 så meget oksygen samtidig som behovet for oksygen da er meget større.

6.3 KONSEKVENSER FOR FAUNAFORDELINGEN OG FOR PRØVENES KARAKTER

Av kapitlene 6.1 og 6.2 fremgår det overordentlig viktige forhold at **utviklingen både mot død og giftig bunn og mot bunn med rikholdig og produktiv fauna er selvfosterkende**, utviklingen er altså selvfosterkende i begge retninger. Dette kan forklare så vel den enorme **forskjell** som vi finner i mengden av levende dyr, henholdsvis dødt organisk materiale, på forskjellige lokaliteter (Fig. 4 - 11, Fig. 12 og 105)

som de dramatiske **forandringer** av tilstanden som kan finne sted på en og samme lokalitet (Fig. 12, Fig. 16, Fig. 104). Det er imidlertid vel å merke bare i **en del av Oslofjorden** at vi finner denne følsomme balanse. Det fremgår nemlig også at jo lenger tid oksygenmangel har gjort seg gjeldende på en lokalitet, dess mere skal det til av vannfornyelse og/eller belastningsreduksjon for å snu utviklingen. I de dypere partier av Bunnefjorden - og muligens Lysakerfjorden - er det **akkumulerte oksygenunderskuddet** i sedimentet så stort og oksygentilførselen så begrenset at der for tiden aldri blir levedygtige vilkår for noe i nærheten av tilstrekkelig dyreliv til å rydde opp i avfallet. I ytre fjord er forholdene fremdeles slik at faunaen aldri blir redusert til et kritisk lavmål.

Prøven fra dypet ved Steilene i desember 1970 (Fig. 12) er et eksempel på at lokaliteten befant seg i en kritisk fase. Vi ser ingen reker (der er ingen), men mange ekstra kraftige polychaeter av en type som vi sjelden får i betydelig mengde i sledefangster fordi disse dyrene normalt graver relativt dypt nede i sedimentet. Når de kommer opp på bunnens overflate, er det et tegn på at oksygenforholdene nede i sedimentet er blitt for dårlige for dem. Det er samtidig et tegn på at forholdene har vært bedre; ellers ville de ikke ha vært å finne på vedkommende lokalitet i det hele tatt.

I Fig. 13 er stilt opp noen prøver som gir grunn til alvorlig bekymring for at forholdene også ved Steilene var kommet på den uheldige siden av vippepunktet. (Det som kan se ut som en fisk i prøven fra oktober 1983, er en polychaet.)

Av de foregående kapitlene fremgår at bunnsløyet er et særlig godt egnet redskap til å vise **tidlige effekter** av forurensning samt effekter av moderat forurensningsbelastning fordi den fortrinnsvis fanger faunakomponenter som for det første tåler relativt lite i retning av oksygenmangel og for det andre viser at forholdene ikke er som de skal være ved å trekke seg unna. Typiske grabbeprøvekomponenter som foraminiferer, muslinger og rørboende polychaeter har ikke så store krav til bunnvannets kvalitet (kfr. BEYER 1967 a), og mange av dem vil fremdeles kunne figurere i prøvene, mer eller mindre passivisert, selv etter at forholdene egentlig er blitt for dårlige for dem. For kuskjellet (*Arctica islandica*), som er tungt, ligger i det øverste mudderlag og har meget korte ånderør, oppga THEEDE (1973) en LT_{50} på hele 1400 timer (= 58 døgn) ved et oksygeninnhold $< 0,15$ ml/l og 10° C.

På værskipsstasjonen i Norskehavet (66° N; 2° E) var det nesten bare som yngel at krillen *Meganycitiphanes norvegica* (om dagen) ble fanget i de øverste 100 m av vannsøylen. En betydelig andel av de større individer ble fanget dypere enn 600 m og noen til og med dypere enn 1000 m under havflaten (ØSTVEDT 1955). I Oslofjorden kan *Meganycitiphanes* finne samme lyssvekkelse i vesentlig høyere nivå (kfr. Kap. 2). I **Bunnefjorden** fant REPPE (1986) tett forekomst av *Meganycitiphanes* om dagen allerede fra 40 meters nivå i april 1984 og fra ca. 60 m i august samme år. I april viste imidlertid registreringen en brå slutt i 90 meters nivå der det ikke lenger fantes noe oksy-

gen oppløst i vannet, se Fig. 95B, kfr. Fig. 93. I august derimot, da der var kommet oksygenholdig dypvann til Bunnefjorden (Fig. 66D; Fig. 68), fant REPPE (1986) spredt forekomst av krill ned til 135 -140 m dyp. Fig. 95C viser at ved S p r o , der det slett ikke var noe oksygenmangel (Fig. 93), ble det registret krill ned til ca. 150 meters dyp samme dag som det i Bunnefjorden ikke ble funnet krill dypere enn 90 meter.

Fig. 95D viser at ved Spro, der krillen hadde fritt valg, var det en betydelig del av bestanden som der og da foretrakk å oppholde seg dypere enn 100 m, mens den samme tilbøyelighet ved S t e i l e n e førte til en **ansamling mot bunnen** (Fig. 95E). (Den øverste delen av bunnen vises som et hvitt felt.) Vi fikk ved den anledning spesielt mange *Meganycitiphanes* (96/100 m³) i bunnsleden. Fig. 95D viser for øvrig at krillen nede i dypet ikke ble skremt av planktonhoven i samme grad som høyere oppe (Fig. 95C).

De i biologisk sammenheng relativt små forskjeller og fluktuasjoner i saltholdighet som gjør seg gjeldende fra 70 m dyp og nedover i Oslofjorden, ansees ikke å medføre store osmotiske problemer for faunanen.

I den tempererte sone er arter som bare tolererer små variasjoner i temperatur, i alminnelighet henvist til å leve på atskillige hundre meters dyp. Men stratifiseringen og den topografiske skjerming av vannmassene i Oslofjorden - og mange andre norske fjorder så vel som Gullmarfjorden (MOLANDER 1928; GISLÉN 1930) - medfører at slike arter vanligvis kan finne et passende miljø på høyere nivå. Fenomenet kalles **emergens**. Som vi har sett i hydrografikapitlet, kan imidlertid dypvannstemperaturen i Vestfjord-området, men ikke i Bunnefjorden, en og annen gang bli høyere enn 10° C.

REMANE (1940) påpekte at de fleste artene som viser slik emergens, er bløtbunnsdyr, og at passende substrat for slike dyr finnes nærmere overflaten i fjorder og andre beskyttete lokaliteter enn utenfor kysten.

7. ELDRE FAUNAUNDERSØKELSER OG REKEFISKE

G. O. SARS (1865) priste seg lykkelig over at han i fjordområdet nærmest Christiania når som helst kunne skaffe seg levende eksemplarer av en lang rekke mer eller mindre utpregete dypvannsarter, som hans utenlandske kolleger ikke kunne skaffe seg uten kostbare ekspedisjoner. Mange av disse artene ble for første gang beskrevet av G. O. SARS i en rekke avhandlinger. I følge hans dagbokopptegnelser var det ofte under sine ettermiddagsekskursjoner at han foretok innsamlingen, så det kan ikke ha vært langt unna. I oversiktsarbeider av M. SARS (1866;

1868) og G. O. SARS (1868; 1869) om Oslofjordens bunnfauna ble hverken forurensning, råtnende bunnsediment eller azoiske bunnområder nevnt.

SARS (1869) pekte på at der i de dype, innelukkete fjordene langs Norges syd- og vestkyst fantes dyreformer av ekte arktisk opprinnelse, som måtte oppfattes som rester av en fauna som tidligere rådet der. Slike former satte sitt tydelige preg på faunaen i dypet av Bunnefjorden (HJORT 1900). Som eksempler på slike arter - som nå forlengst er forsvunnet (RUUD & VERSVIK 1966) - kan nevnes håkjerring (*Sommiosus microcephalus* (BLOCH & SCHNEIDER)), som tidligere var så vanlig i Bunnefjorden at den var plagsom, Tornulke (*Icelus bicornis* (REINHARDT)) og krokulke (*Artediellus atlanticus* JORDAN & EVERMANN).

Et trekk som HJORT (1900) foretok med en liten trål på "60 to 90 fathoms" (113 - 169 m) dyp i Bunnefjorden i september 1897 vitnet om en sparsom fauna der. Bunnmaterialet var brunt og inneholdt store mengder råtnende plantemateriale. HJORT fant at faunaen langs bunnen både i Langesund - Brevik-fjorden og Oslofjorden avtok innover i systemet og satte dette i forbindelse med et likeledes observert avtakende oksygeninnhold i dypvannet, som kunne forklares som en effekt av begrensning i vannfornyelsen grunnet terskler og vertikal tetthetsgradient forårsaket av ferskvannstilførsel (HJORT 1900). I april 1899 ble der funnet bare 0,79 ml oksygen pr. liter i 160 m dyp i Bunnefjorden (HJORT & GRAN 1900).

For øvrig fant HJORT (1900) at dyrelivet like over bløtbunnen på overraskende stort dyp (50 - 100 favner) var uventet rikt; spesielt påfallende var de store mengder dypvannsreke (tidligere kalt Drammensreke, *Pandalus borealis*) som ble fanget, særlig i Langesundsfjorden og Larvikfjorden. Sammen med den berømte danske fiskeribiolog C. G. Joh. PETERSEN fikk HJORT i løpet av 1898 utviklet det tysk-danske åledrivvad, som er konstruert for å brukes fra drivende fartøy på ganske grunt vann, til den første reketrål, med oterbord (trål-lemmer) (HJORT & DAHL 1900). Dette vakte stor interesse og særdeles rask respons blant fiskerne. Allerede i 1901 var det minst 11 reketrålere som arbeidet i Indre Oslofjord, og vinteren 1905 - 1906 var det 8 motorskøyter, 2 dampbåter og enkelte seilfartøyer som drev reketråling i det dypeste parti av Bunnefjorden (Wollebæk 1906). Karter utarbeidet i 1902 og 1905 - 1906 av WOLLEBÆK (1903; 1906) viser at man allerede da i hovedtrekkene kjente de fleste av de felter som i den følgende mannsalder ble benyttet til reketråling i Ytre og Indre Oslofjord. I den perioden arbeidet stadig mellom 20 og 30 reketrålere i Oslofjorden innenfor Drøbak (HJORT & RUUD 1938).

Sett på bakgrunn av at HJORT hadde funnet en avtakende bunnfauna innover, er det overraskende at så mange rekefiskere fant det lønnsomt å tråle i Bunnefjorden. Men for det første var det bare ett av de 7 trålfeltene der som gikk ned til 150 m dyp, og for det andre er ikke denne reken så nøye knyttet til selve bunnen; den foretar både

vertikale og horisontale forflytninger av så vel regelmessig - regulert av døgntid (lys) og årstid (gyting) - som uregelmessig natur - som funksjon av skydekke, hydrografi og beskatning (WOLLEBÆK 1903; HJORT 1900; HJORT & RUUD 1938). Dertil kommer at de fleste rekefiskerne i Indre Oslofjord solgte fangsten sin selv ved bryggekanalen i Oslo, og der måtte de være i rimelig tid for å sikre seg en god plass og for å få solgt fangsten unna før kvelden (HJORT & RUUD 1938), hvilket gjorde det fordelaktig å benytte de nærmeste trålfeltene.

I juli 1914 tok PETERSEN (1915) en del prøver i Oslofjorden med sin klassiske 0,1 m² grabb (som regel 5 prøver på hver lokalitet). På 150 m dyp ved Rudstrand i Bunnefjorden (Dp) ble bunnsedimentet beskrevet som mørk leire med brunt overlag. Biomassen, som utelukkende besto av makk, utgjorde bare 0,1 g/m². I 72 m dyp på "vår" lokalitet i Lysakerfjorden (Bn) fant PETERSEN en biomasse på 264,4 g/m², hvorav 66 individer av muslingen *Macoma calcarea* (GMELIN) utgjorde 222,4 g (veiet med skall) og 190 individer av den lille, tynnskallede muslingen *Thyasira flexuosa* (MONTAGU) utgjorde 7,6 g. Av makk var der 21,8 g. (Vi må gå ut fra at den altoverveiende mengde av makk - Vermes - dengang som nå besto av Polychaeta.) Med unntakelse av noen prøver fra blåskjell - hjerteskjell-regionen (7 m dyp) i Frognerkilen samt en stasjon på 37 m dyp øst for Nøtterøy hadde Lysakerfjorden den største biomasse av alle PETERSEN's stasjoner i Oslofjorden fra Ferder til Bunnefjorden i dyp fra 0,3 til 328 m. Men artsutvalget i Lysakerfjorden var relativt lite.

På 98 m dyp i Vesthullet fant PETERSEN en biomasse på 17,2 g/m² med dominans av Vermes (11,8 g). På 200 m dyp tvers av Hvitsten (Km) ble der funnet en biomasse på 17,6 g/m², hvorav Vermes utgjorde bare 3 g.

Ved bruk av PETERSEN's 0,1 m² grabb i juli-august 1933 og 1934 på rekefeltene ved Digerud (Gl, 92-130 m dyp) og i Gråøyrenna (Gk, 108 m og Hk, 90-112 m dyp) på innsiden av Drøbaktorskelen og ved Freiborg (Im, 100-170 m dyp), Skiphelle (In, 100 m dyp) og Teigen (Jm, 185-200 m dyp) på utsiden fant BROCH (1936) at dyrelivet var både kvalitativt og kvantitativt **rikere innenfor Drøbak enn utenfor** og han antydte at dette kunne skyldes en **stimulerende effekt av kloakken** fra Oslo (næringssalter - alger - dyr).

Hva angår rekefisket i Indre Oslofjord, så ble dette begynt på en tidligere ubeskattet - såkalt akkumulert - bestand, hvilket kan forklare de gode fangster som da ble oppnådd. Men da bare en liten del av rekepopulasjonen (*Pandalus borealis*) i vårt område oppnår en høyere alder enn 3½ år, kan man gå ut fra at rekefiskets avkastning i 1905-1906 var basert vesentlig på utnyttelsen av årganger som var kommet til etter 1901, altså etter at fisket hadde fått et betydelig omfang. Til tross for forbedring av redskapet og øket kjennskap til feltene var det gjennomsnittlige

utbytte pr. fiskedag og fartøy i 1934, 1935 og 1936 bare 1/5 - 1/4 av hva det hadde vært i 1905-1906 (HJORT & RUUD, 1938).

I 1945 var rekefisket i Indre Oslofjord særlig godt i vårmånedene, men Bunnefjorden "var om høsten død på grunn av svovelvannstoffholdig vann til meget større høyde over bunn enn vanlig. Fiskerne hevder at der ikke fantes liv dypere enn på 15 - 20 favner. Dessverre har vi ikke hatt anledning til å undersøke forholdene nøyer." I 1946 var rekefisket dårlig (FORENINGEN TIL FREMME AV FISKERIET I OSLOFJORDEN INNENFOR DRØBAK 1946; 1947).

Den første analyserte **krise** for faunaen i Indre Oslofjord fant sted i 1950 og var uten tvil foranlediget av **oksygenmangel** (BEYER & FØYN 1951). Det ble da funnet H_2S i vannet fra 75 m dyp og nedover i Bunnefjorden. Effekten på zooplankton - som før denne krisen var rikholdig, ikke minst i Bunnefjorden (kfr. WIBORG 1940) - var ødeleggende. Det ble i november 1950 ikke funnet levende plankton nedenfor 50 meters nivå, og zooplanktonet i Indre Oslofjord har siden aldri blitt slik som det var i 1946-47 og tidligere. Bunnfaunaen ble ikke gjort til gjenstand for spesielle undersøkelser ved den anledning; men med hydrogensulfid i bunnvannet kan der ikke ha vært noe dyreliv på bunnen. Angående rekefisket kan vi lese at "Det er naturlig å se det dårlige utbytte av fisket i 1951 som en følge av den usedvanlig langt fremskredne forråtnelse av indre Oslofjord som fant sted i 1950." ... "Det råtne vannet må også ha vært uheldig for dyrebestanden i den nordlige del av Vestfjorden." (FORENINGEN TIL FREMME AV FISKERIET I OSLOFJORDEN INNENFOR DRØBAK 1952.) Universitetsskipper H. HØIUM klarte i 1951 og 1952 med bunnskrape på moderat dyp i Vollen - Nærnes-området (Dj-Ej) ikke å få opp slike dyr som han var vant til å få til demonstrasjon for skolebarn. En rekefisker fikk ved 8 timers tråling rundt Ramtongrunnen (Fk) i juni 1952 bare 5-6 reker og ingen fisk. Muligens var bunndyrbestanden blitt påført stor skade og skremt vekk av det utstrømmende gamle vannet ved den ekstra kraftige dypvannsutskiftningen i 1951.

Utbyttet pr. fiskedag i Indre Oslofjord for en dagbokførende rekefisker var i 1952 fremdeles dårlig, om enn litt bedre enn i 1951, og i beretningen for 1952 står der at "Den hydrografiske situasjon i fjorden er fortsatt kritisk, og forurensningen ved Stor-Oslos kloakker betegner en alvorlig fare for fjordens fiskerier." (FORENINGEN TIL FREMME AV FISKERIET I OSLOFJORDEN INNENFOR DRØBAK 1953.)

Med utgangspunkt i de nevnte og en rekke andre rapporter gjorde professorene TRYGVE BRAARUD og JOHAN T. RUUD i 1953 en forgjeves henvendelse til teknisk rådmann i Oslo for å få bevilget midler til en undersøkelse fokusert på forurensningen og dens effekter. I 1954 ble "Aksjonsutvalget mot Oslofjordens forurensning" etablert med REINHOLDT ISACHSEN og GUNNAR MACK fra Oslo Sportfiskeres Forening som henholdsvis formann og sekretær. På bakgrunn av tilgjengelige data om eutrofiering

(kfr. BRAARUD 1945 b), oksygenmangel og fiske og ikke minst badevannets dårlige kvalitet og forsøpling av strendene ble det fra "Aksjonsutvalget" drevet en intens opplysningskampanje, og det ble skapt en så sterk folkeopinion at teknisk rådmann i 1960 ba NIVA, som da var nyopprettet (fra 1958) om å vurdere forholdene.

Dette resulterte i et forskningsprosjekt av tidligere ukjente dimensjoner i forurensningssammenheng, med mer enn 200 tokter i perioden **1962-66** og engasjering av faglig ekspertise fra universitetene både i Bergen og i Oslo (kfr. RUUD 1968). Resultatene fra en lang rekke rapporter ble summarisk presentert ved BAALSRUD (1968) og dannet bakgrunn for skisseringen av diverse tekniske tiltak for å forbedre kloakkbehandling (SIMENSEN & KNUDSEN 1970). Resultatene fra 1960-årene er av umistelig verdi for sammenlikning med tidligere så vel som senere observasjoner.

Bunnsledeprøver innsamlet i **1953, 1959, 1960 og 1961** viste en markert **forskjell** på faunaen like utenfor og innenfor Drøbakerskelen, henholdsvis ved Elle og i Gråøyrenna (INDREHUS 1967). Flere grupper av krepsdyr (Ostracoda, Mysidacea, Isopoda, Tanaidacea) var vesentlig sterkere representert på utsiden, mens enkelte arter hadde betydelig større individtall på innsiden.

I **1962** ble BROCH's prøvetaking med grabb i Drøbak-området kopiert så godt det lot seg gjøre, med det resultat at artstallet for lokalitetene innenfor terskelen viste en meget markant **reduksjon** i forhold til artstallet utenfor sammenliknet med det som ble funnet i **1933/34**. Dertil kom at faunaen var - i særdeleshet innenfor terskelen, men også utenfor - i vesentlig sterkere grad blitt dominert av polychaeter, hvilket er en vel dokumentert **forurensningseffekt** (STÅLESEN 1964; BEYER 1967 a).

En fremadskridende **forverring** av tilstandene så vel i de nordligste partier av Vestfjorden som i Bunnefjorden fremgår særdeles tydelig av RISDAL's (1963) studier av foraminiferer (skallbærende amøber) i bunnselementet. Det dreier seg imidlertid ikke om en kontinuerlig forverring, men om en utvikling som i høy grad har gått i bølger. Et overbevisende uttrykk for dette er de svære **variasjoner** som vi har hatt i utbredelsen av områder med råttet bunn (BEYER 1967 a).

I det nevnte prosjektet om Oslofjorden og dens forurensningsproblemer som ble drevet i 1960-årene i NIVA's regi, ble bunnsleden benyttet rutinemessig på en rekke lokaliteter fra Elle til det dypeste av Bunnefjorden (BEYER & VERSVIK 1968). Fra et meget dårlig utgangspunkt ble det som følge av bunnvannsfornyelser observert store **forbedringer** i faunaen i **1962 og 1963** ved Steilene og lenger innover i fjorden.

Bunnsleden har vært nyttig ved utredning av livssyklus og biologi hos en del av fjordens arter (HOLMLUND 1963; VERSVIK 1963; VATHANAPRIDA 1966; HESTHAGEN 1971; JAKOBSEN 1971; SMEDSTAD 1972). I tillegg til planktonredskaper

ble også den her omtalte bunnslede benyttet i en helårsundersøkelse (1966-67) av faunaen i Bekkelagsbassenget (BRAATEN 1968). GJERMUNDSEN (1974) benyttet bunnsleden til å studere faunagradianter i hele fjordens lengde og FRITZVOLD (1981) til å studere dyrenes atferd til alle døgnets tider sommer og vinter.

8. FAUNAUNDERSØKELSER MED BUNNSLEDE 1952 - 1993

8.1 KARAKTEREN AV BUNNSLEDEFANGSTER

FRA FORSKJELLIGE PARTIER AV FJORDEN

Når bunnsleden dras på friske bløtbunnsfelter i norske kystfarvann, i dyp fra 60 m til 700 m i alle fall, vil fangsten biomassemessig sett som regel være dominert av reker av forskjellig slag. Med hensyn til bygning og atferd kan disse rekene deles i to grupper: (1) Den ene gruppen er de som har lange brystføtter som holder kroppen klar av underlaget når de står og når de spaserer på mudderbunnen (kfr. vadefugler), og som har øynene sittende på stilk, et på hver side av hodet. Til denne gruppen hører familiene Pandalidae og Hippolytidae. De vanligste artene i disse familiene på rekefeltene i Oslofjorden er den kommersielt viktige dypvannsreken *Pandalus borealis*, dens nære slektning *Pandalus propinquus* (som rekefiskerne p. g. a. fargetegninger kaller blomsterreke) og den langt mindre *Pandalina profunda* i førstnevnte familie samt *Lebbeus polaris* og *Spirontocaris lilljeborgi* i sistnevnte.

(2) Den andre gruppen av de dominerende rekene utgjøres av familien Crangonidae. Disse har korte brystføtter til reker å være og har for vane å ligge nedgravet i det aller øverste, løse sedimentlag slik at bare øynene og følehornene raker over sedimentet. De kalles mudderreker (eller gråreker), og som en tilpasning til dette levevis sitter begge øynene på toppen av hodet. Når mudderrekene værer et bytte, krabber de opp. Som andre reker kan de også svømme ved bruk av føttene på bakkroppen og skvette både høyt og langt ved å slå den kraftige halen inn under kroppen. I vårt materiale er de vanligste artene fra denne gruppen *Pontophilus norvegicus* og *Crangon allmanni*.

På grunn av de store variasjoner som vi finner i bunnsedimentets kvalitet i Indre Oslofjord, er det meget viktig å være oppmerksom på den spesifikke tilknytning til bunnen som de forskjellige rekene har; det samme gjelder for alle de andre dyrene.

Fig. 4 - 9 er presentert for å gi et visuelt inntrykk av den fenomenale gradient som vi finner i Oslofjordens benthos-hyperbenthos-fauna. Dyrene ble for anledningen

plassert i spesielle kar hvis innvendige bredde er 14 cm og høyde = 22 cm. For at ikke alle de små dyrene skulle bli borte mellom de store, er der i karene satt en skrå plate som gjør at plassen innover fra karfronten avtar fra 3 cm i toppen til 0 cm i bunnen.

På vår ytterste lokalitet (Åo) sydvest av Torbjørnsskjær har vi bestandig, d. v. s. siden vi første gang tok sledetrek der i 1960, funnet en særdeles rikholdig fauna. Den øverste reken i høyre halvdel av Fig. 4 er en *Pontophilus*, som tydelig viser øynes karakteristiske plassering. Av denne arten er der 44 eksemplarer av forskjellig størrelse i karet. De fleste av rekeene i denne prøven tilhører arten *Lebbeus polaris* (144 eksemplarer av forskjellig størrelse). Det er karakteristisk for lokaliteten at denne rekearten dominerer. Av *Pandalus borealis* er der i denne prøven bare små individer (25), som ligger nederst i karet (Fig. 4).

I Fig. 5 ser vi øverst svømmekrabber (*Macropipus holsatus*, 6 stk.) og ved siden av disse en sjørose og sjøpinnsvin. Nedenfor krabbene ser vi en kraftig mangebørstemakk (Polychaeta), et par sjøtenner (Scaphopoda, som små elefantstøttenner) og bl. a. en del tynnskallede muslinger (*Delectopecten vitreus*). Under muslingene ligger et stort antall mindre krepsdyr, bl. a. mange av gruppene Isopoda, Amphipoda og Copepoda.

I prøven fra Elle (Im) som er vist i Fig. 6, ser vi i øverste felt noen sjøroser og dernest noen reker, vesentlig *Pontophilus* og *Lebbeus* (et dusin av hver). I midtre felt ser vi bl. a. mange tynne, rette rør av ca. 1 cm lengde. Disse er éccellete dyr (!) av gruppen Foraminifera (skallamøber, slekt *Rhabdammina*). De aller fleste foraminiferer er vesentlig mindre og har ikke slik fasong. Foraminiferer er som regel blant bløtbunnens tallrikste dyr og finnes både oppå substratet og nede i det. Videre nedover ser vi både små (hundrevis) og store børstemakk (Polychaeta) og nedenfor disse et felt av halvstore krepsdyr av gruppene Mysidacea (vel hundre), Cumacea (som der er nesten tretten hundre av, men de fleste for små til å stikke seg ut) samt 3-4 hundre av hver av gruppene Isopoda og Amphipoda. De 7-8 hundre Ostracoda og 5-6 hundre Copepoda er for små til å vises tydelig på bildet. Prøven inneholder også vel 3 tusen muslinger, de fleste av dem bitte små (som hvite prikker).

Øverst til venstre i Fig. 7 fra Steilene (Dk) ligger noen (18) unge individer av *Pandalus borealis* samt et par *Pandalina*. De rekeliknende dyrene til høyre er store krill av arten *Meganycitiphanes norvegica* (61 ind.). I feltet nedenfor ligger bl. a. to tusen fire hundre Polychaeta av mer enn et dusin forskjellige arter. Noen av dem bor i store rør. Mellom polychaetene ligger en del nakensnegl (Nudibranchiata, slekt *Coryphella*, 30 stk.). Under et polychaetrør til venstre stikker der frem en relativt stor slangestjerne (*Ophiura*), og nedenfor denne ser vi eksemplarer av det som fiskerne på grunn av deres gode svømmeteknikk kaller flyskjell (*Pseudamussium septemradiatum*). Til høyre for disse ligger en *Crangon allmanni* og under denne noen *Delectopecten*. Til venstre og nederst ser vi flere andre muslinger. I skarp motsetning til prøven fra Elle (Fig. 6)

inneholder prøven fra Steilene (Fig. 7) **ingen** Mysidacea, **ingen** Cumacea og **ingen** Isopoda, **bare 5** Ostracoda og relativt få Amphipoda og Copepoda!

Fig. 8 fra Lysakerfjorden (Bn) viser en sterkt forurensningspreget fauna totalt dominert av Polychaeta og med tallrike individer av noen ganske få arter. De store polychaetene tilhører nesten alle en og samme art, *Antinoëlla sarsi*. Prøven inneholder dertil massevis av de små rørbyggende polychaetene Spionidae. *A. sarsi* var den eneste dyrearten som av DEMEL & MULICKI (1959) ble funnet i større mengde med en liten bomtrål i Gotland-dypet, der bunnvannet ofte er stagnerende.

Prøven fra Svartskog (Ep, Fig. 9) er fullstendig dominert av løv og andre organiske fragmenter, for det meste i forråttelse. Sedimentet, som sledenettet inneholdt store mengder av, var svart og så tynnt og bløtt at det bare ga et svakt bunn-ekko.

Årstallene for prøvene som er vist i Fig. 4 - 9 er tilfeldig (bestemt av et behov for fotografisk dokumentasjon da disse prøvene var de ferskeste fra de respektive lokaliteter). I Fig. 10 og Fig. 11 derimot er stilt opp prøver fra en ekstremt dårlig periode.

8.2 VARIASJONER I ANTALL KREPSDYRARTER FRA ELLE OG INNOVER

I Fig. 14 og 15 er vist variasjoner med sted og tid i antall taksonomiske enheter (taxa) innen nesten samtlige av de her forekommende krepsdyrgrupper (-ordener). Det dreier seg i de aller fleste tilfelle om arter; men Tanaidacea ble for det meste ikke artsbestemt i nærværende materiale og inngår her bare som 1 enhet, som er tegnet sammen med sine nærmeste slektninger Isopoda. I materiale fra 1953, 1959, 1960 og 1961 som ble sendt til spesialist, ble det imidlertid identifisert 10 arter av Tanaidacea fra Elle (Im). Bare to av disse, og ingen andre, ble funnet i Grøyreren (Gk) (INDREHUS 1967). I virkeligheten er altså det avtakende artsmangfold innover i fjorden enda mer utpreget enn Fig. 14 og 15 viser.

Decapoda (tifotkreps) er den gruppen som rekene tilhører.

Blant bunnlevende copepoder finnes et stort antall arter tilhørende undergruppen Copepoda Harpacticoida. Disse er imidlertid så små at de i vesentlig grad kan tapes gjennom maskene (0,5 mm) som vi har benyttet i hov og spann. Dette kan skje i varierende grad både under slep, ved spyling av hoven og vasking av prøven. I følge LANG (1948) er dessuten artsbestemmelse av harpacticoider så krevende at alle angivelser om dem som ikke stammer fra spesialister, må dras i tvil. Av disse

grunner er hverken fordeling eller arter av harpacticoid copepoder i vårt materiale tatt med i fremstillingen.

Fra undergruppen Copepoda Calanoida er i Fig. 14 og 15 bare tatt med arter som har noen tilknytning til bunnen, da fangsten av rent planktoniske arter i denne sammenheng er mindre interessant og ville forstyrre bildet. Krepsdyrgruppen Euphausiacea (lyskreps, krill) er heller ikke tatt med i Fig. 14 og 15 da de er pelagiske dyr hvis vertikalfordeling dirigeres av og varierer med lyset. Deres varierende forekomst ved bunnen er derfor i høy grad en funksjon av dypet.

Figurene 14 og 15 viser en markert **avtakende artsrikdom innover i fjorden**, som for alle disse viktige gruppene går **like til 0 allerede ved Steilene (Dk)** ved flere anledninger: desember 1973 og august 1981. Denne **gradienten** kan slett ikke forklares av forskjeller i trekk lengde, som dog har påvirket antallet arter fanget i Gråøyrenna.

Forskjellen på lokaliteten utenfor **Drøbakterskelen** (Im, ved Elle, like syd for Drøbak) og de øvrige lokalitetene, som ligger innenfor, er særlig tydelig for Isopoda + Tanaidacea og Ostracoda (muslingkreps).

Til sammen minst 15 arter av isopoder ble funnet - 4 av dem i hundrevis - ved Elle (Im) i de 12 prøvene derfra som er analysert, mens bare 1 art (*Pleurogonium inerme*) ble funnet - og denne kun ett sted (Gk) og én gang (3 ind./100 m³) - i de 44 prøvene som er analysert fra Gråøyrenna - Vestfjordområdet.

Det er nærliggende å anta at en så brå og omfattende arts- og individreduksjon kunne forklares ved at dypet er betydelig mindre på lokalitetene på innsiden av Drøbakterskelen (kfr. Fig. 2), og at fenomenet således ikke er noen forurensningseffekt. Men bare 1 eller 2 av artene (*Eurycope cornuta* og muligens *E. phalangium*) synes å ha så sterk preferanse for større dyp at denne kan tenkes å være årsaken til at vi ikke har funnet dem på innsiden av Drøbakterskelen til tross for at de i vårt materiale begge er funnet ved hver eneste anledning - og til dels i stort antall - i de prøver fra ca. 200 m dyp ved Elle som hittil er analysert for perioden 1973 - 1990. Ingen av disse to artene ble funnet av HULT (1942) i Gullmarfjorden; men begge ble funnet på tallrike lokaliteter i Skagerrak, i størst antall på henholdsvis mere enn 400 og i 300 m dyp. I Fensfjorden fant BRATTEGARD & HØISÆTER (1973) flest individer av *E. cornuta* i 690 m dyp, flest *E. phalangium* i 575 m dyp og bare få individer av begge artene grunnere enn 400 m.

E. cornuta ble riktignok av SARS (1864) funnet på 50 - 60 favners dyp (94 - 113 m) i Drøbaksundet, men var der sjelden. *E. phalangium* fant han hyppig der på 40 - 60 favners dyp og også, skjønt sjelden, på 30 favners dyp (56 m) i nærheten av Christiania. Begge de omtalte *Eurycope*-artene er typiske bløtbunnsdyr (SARS 1899; BRATTEGARD & HØISÆTER 1973).

4 av de 6 øvrige isopodeartene som i nærværende materiale ble funnet ved Elle ved 5 eller flere av de 12 undersøkte anledninger fra 1953 - 1990, men aldri innenfor Drøbacterskelen, (*Macrostylis spinifera*, *Desmosoma armatum*, *Echinopleura aculeata* og *Ilyarachna longicornis*), ble av SARS (1864) funnet "ganske i Nærheden af Christiania." Det samme var tilfelle med **ytterligere 5** isopodearter (gruntvannsarter ikke medregnet!), som av HULT (1942) ble funnet i Gullmarfjorden og/eller Kosterfjorden, men hvorav bare 1 er funnet i vårt materiale. *Desmosoma armatum* ble av HULT (1942) beskrevet som en gravende form, som han dog fikk i stort antall i sin sledehov på tallrike lokaliteter i Gullmarfjorden.

Disse observasjonene må kunne tolkes som et eksempel på at **livsforholdene i Indre Oslofjord er blitt forandret**. Forsvinningen av isopodene fra Indre Oslofjord har funnet sted mellom Sars sin tid og begynnelsen av 1950-årene. Nærmere kan den ikke tidfestes da det i mellomtiden så vidt vi vet ikke har vært benyttet noe for dette formål hensiktsmessig innsamlingsredskap i Oslofjorden. En av de ovenfor nevnte arter, *Ilyarachna longicornis*, som ble funnet ved hver anledning fra 1953 til og med 1981 ved Elle, men ikke senere, ser nå ut til å være **forsvunnet** også derfra. *Ilyarachna* betyr mudderedderkopp, som SARS (1899) kalte den fordi den har slank 'midje' og kryper bortover bunnen med de tynne benene utstrakt til siden.

Det dreier seg i denne forbindelse bare om de frittlevende isopoder. Parasittiske isopoder, som bl. a. finnes på reker, er ikke tatt i betraktning.

Også for ostracodenes del kan dybdeforskjellen bare for noen få arters vedkommende forklare den store forskjellen i forekomst utenfor og innenfor Drøbacterskelen. Dette gjelder for de tre *Conchoecia*-artene (*C. elegans*, *C. borealis* og *C. obtusata*), som finnes planktonisk i ytre fjord fortrinnsvis betydelig dypere enn 100 m (kfr. SARS 1928; WIBORG 1940), samt *Philomedes lilljeborgi*. Sistnevnte ble av SARS (1928) karakterisert som en sann dypvannsform, forekommende, som regel, bare nedenfor 100 favners (188 m) dyp. ELOFSON (1941) fant den ikke i Gullmarfjorden, men derimot i Kosterfjorden og Skagerrak fra 150 til 680 m dyp. Den er av oss funnet ved samtlige anledninger ved Elle, men aldri innenfor.

4 av de ostracodeartene som var svært vanlig eller temmelig vanlig i våre prøver fra Elle, men aldri (3) eller bare sporadisk (1) ble funnet på lokalitetene innenfor (*Macrocypris minna*, *Elofonella concinna*, *Eucytheridea punctillata* og *Echinocythereis echinata*), ble av SARS funnet "ganske nær Christiania" (*Macrocypris*, 1869) eller i "the upper part of the Christiania Fjord" (de øvrige, 1928). Vi står her overfor et **forsvinningsfenomen** tilsvarende det som er omtalt for isopodene.

I henhold til ELOFSON (1941) synes mange ostracoder å være svært ufølsom for lavt oksygeninnhold, og så langt ute som i Grøøyrenna kan utilstrekkelig oksygen-

innhold i vannet neppe være årsaken til ostracodenes fravær. Som påpekt av FRITZVOLD (1981), er temperatur og saltholdighet i Gråøyrenna innenfor de grenseverdier som av ELOFSON (1941) er angitt for de fire ostracodeartene som var vanligst ved Elle. Det samme er også tilfelle for de øvrige ostracodeartene i vårt materiale. Det faktum at flere av ostracodeartene, likesom nylig omtalte isopodearter, tidligere fantes i nærheten av Christiania, må kunne ansees som bevis for at det for disses vedkommende hverken er temperatur- eller saltholdighetsforhold eller for lite dyp som gjør at de ikke lenger finnes på innsiden av Drøbakerskelen. FRITZVOLD antok at det var **sedimentforholdene** i Gråøyrenna og ellers i indre fjord som var (blitt) upassende for ostracoder.

Der er imidlertid betydelige forskjeller i forekomsten av forskjellige arter. *Philomedes brenda* skiller seg ut ved sin utstrakte forekomst i indre fjord. Den ble i vårt materiale funnet ved henholdsvis 6 og 7 av de 9 og 10 anledninger i Svartedypt og Vesthullet og ved 4 av de 11 anledninger ved Steilene (Fig. 22 - 33). I Gråøyrenna ble den imidlertid bare funnet ved 1 av de 14 anledninger fra 1953 til 1990 som vi har undersøkt, og da bare med 3 ind./100 m³. I juni 1975 fant FRITZVOLD (1981) gjennomsnittlig 130 ind./100 m³ (n = 9, S. D. = 89) av *Philomedes brenda* (= *P. globosus*) ved Elle, mens han i Gråøyrenna bare fant 0,78 ind./100 m³ (n = 9, S. D. = 1,3).

I 1984 (Fig. 27) ble ikke *Philomedes brenda* funnet på noen av lokalitetene i indre fjord. Den fordeling av *P. brenda* som Fig. 28 viser, kan tenkes å være et resultat av **transport**, tatt i betraktning den tungvinte atkomst for dypvann til Gråøyrenna (Kapittel 2) samt at denne arten, med unntakelse av de kjønnsmodne hunner, har en meget betydelig svømme-evne (SARS 1928; ELOFSON 1941). I følge ELOFSON kan den til og med forekomme planktonisk. FRITZVOLD (1981) fant dog maksimalt 10 % av *P. brenda*-fangsten i øvre halvdel av sitt bunnsledenett, og det var om kvelden.

Fig. 28 - 33 kan tyde på at *P. brenda* klarte å opprettholde en liten bestand inne i Vestfjorden fra 1985 til 1990. Dette kan ha sammenheng med at der i 80 m dyp ved Steilene ikke ble funnet lavere oksygeninnhold enn 1 ml/l i hele denne perioden, mens dette var tilfelle i fem av årene fra 1973 - 1984 (Fig. 66C). *P. brenda*'s nesten totale fravær i prøvene fra Gråøyrenna kan skyldes atkomstproblemet. I følge ELOFSON (1941) synes *Philomedes brenda* å være svært uavhengig av selve bunnens beskaffenhet.

For gruppene *Mysidacea*, *Cumacea*, *Amphipoda* og *Decapoda* er den avtakende artsrikdom innover i fjorden langt mer **gradvis** enn for *Isopoda* + *Tanaidacea* og *Ostracoda* (Fig. 14 og Fig. 15).

For de bunnlevende calanoide *Copepoda* er de store forskjeller åpenbart en funksjon av vår tid, med en tydelig **forarming fra 1960-årene til 1970-årene og senere** (Fig. 14 og Fig. 15).

Det fremgår av Fig. 14, 15, 16 og 18 at det er meget ønskelig å få gjennomført en fullstendig analyse av prøver fra Elle (Im) for 1971, 1982, 1983, 1984, 1992 og 1993 samt fra Gråøyrenna (Gk) for 1983, 1992 og 1993 og fra de øvrige lokalitetene for de to sistnevnte år. Det er likeledes i høy grad ønskelig å få analysert foreliggende prøver fra lokaliteter mellom den som oftest døde bunnen ved Svartskog (Ep) og Steilene (Dk) for å få fastlagt den indre grense for diverse faunakomponenter til forskjellig tid.

Fangsten av flere arter i Gråøyrenna (Gk) i 1953 og 1959 enn senere kan skyldes at det i de to førstnevnte år ble tatt flere trekk med meget større samlet lengde.

8.3 VURDERING AV FAUNATILSTANDEN I INDRE FJORD DE ENKELTE ÅR 1961 - 1993

1961 var et dårlig år for bunn og bunndyr i Indre Oslofjord, og begynnelsen av 1962 utmerket seg ved meget lave oksygenverdier (Fig. 65). Faunaen ved Steilene (Fig. 16 og Fig. 19) bar et tydelig preg av dette. Etter dypvannsfornyelsen i februar-mars 1962 (Fig. 65) tok det imidlertid ikke mer enn 4 - 5 måneder før en variert, om enn sparsom, fauna hadde etablert seg i dypet ved Steilene. Dette fenomen er av spesielt stor interesse. Komponentene som er representert i Fig. 19, viser en fortsatt økende tendens etter dette og utover i 1963.

Gjenoppbyggingen av faunaen på en lokalitet er ikke bare avhengig av en tilstrekkelig tilførsel av oksygenholdig vann langs bunnen, men også i høy grad avhengig av hvor nøye dyrene er knyttet til substratet og i hvilken grad de er transportable samt av avstanden til komponentenes nærmeste tilholdssted i den kritiske perioden. I 1962 var denne avstanden fra dypet ved Steilene ikke særlig stor. I februar 1962 ble der ifølge GJERMUNDSSEN (1974) for eksempel funnet et betydelig antall mudderreker (11 *Crangon* + 40 *Pontophilus*) og 91 *Pandalina* pr. 100 m³ i Svartedypet (Ek). I noen grad kan dyrene formodentlig også ha tilhold på litt høyere og friskere nivå (dersom det finnes) i periferien av de dårlige feltene, slik som omtalt for rekene i Bunnefjorden (HJORT & RUUD 1938).

Da vi hadde kjennskap til at bunnsedimentet i hele Bunnefjorden ved inngangen til 1962 var anoksisk og uten dyreliv, ble innsamling med bunnslede på lokaliteter innenfor Steilene ikke tatt med i programmet før høsten 1962, etter at vi hadde sett den store forbedringen av faunaen ved Steilene. Fig. 100 illustrerer den **forsinkete respons** på miljøforbedringen som gjorde seg gjeldende i faunaen på de innenforliggende lokaliteter Gåsøyrenna (Cl), Lysakerfjorden (Bn) og dypet ved Helviktangen (Cp). Skjønt oksygenforholdene var desidert best i 1963

(Fig. 65), viste muddermedusen *Tesserogastria* et tydelig klimaks i 1964. Det samme fenomen gjorde seg også gjeldende for de øvrige komponentene som er inkludert i Fig. 21. I 1964-1965 var der en markert tilbakegang i faunaen på lokalitetene i n n e n - f o r Steilene (Fig. 21; Fig. 100), skjønt oksygenforholdene var bedre i 1965 enn i 1964. Men de hadde i mellomtiden vært for dårlige (Fig. 65).

Den hyppige prøvetaking i 1960-årene gjør det mulig å se varigheten av responsforsinkelsen, som var forskjellig for ulike komponenter og viste økning med avstanden fra rekrutteringsområdet. I dypet ved S v a r t s k o g kom responsen for polychaetenes vedkommende i samme år som vannfornyelsen, i 1963, mens muddermedusen aldri kom så langt som dit.

Ved S t e i l e n e ble faunaen opprettholdt i 1965 (Fig. 19; Fig. 100), og prøven fra 1966 (Fig. 16) ga ikke grunn til spesiell bekymring for tilstanden der og da.

De hyppige observasjoner i 1962 - 1965 gir inntrykk av en viss sesongvariasjon med minimum i januar-februar for rekenes vedkommende (Fig. 16). Denne fluktua-sjon kan muligens korreleres til variasjonene i dypvannets oksygeninnhold (bunnvannsfornyelse/stagnasjon) som er vist i Fig. 65. I nærværende undersøkelse har vi både ved innsamling og bearbeidelse prioritert sommeren. Prøvene er da best egnet til å karakterisere år og lokalitet. Tar man prøver til en viss tid i vinterhalvåret, kan disse noen ganger komme til å bli tatt etter en fornyelse av bunnvannet andre ganger før en sådan.

1967 var desidert et dårlig år med hensyn til oksygen (Fig. 67). Vi vet dessverre ikke om oksygeninnholdet i vannet nær bunnen ble særlig lavere enn 1 ml/l, som synes å representere et kritisk lavmål for diverse faunakomponenter. I S p r o -dypet (Fl) var der i alle fall kommet inn nytt vann i midten av januar 1968, da der ble funnet mer enn 5,0 ml/l i 120 og 160 m dyp, mens der i slutten av november 1967 hadde vært ca. 1,4 ml/l i samme dyp. I henhold til Fig. 16 så heller ikke stagnasjonen i 1967 ut til å ha hatt noen langvarig effekt på faunaen ved Steilene.

Fig. 67 viser et lavt oksygeninnhold i 80 m dyp ved S t e i l e n e så tidlig som i september 1968. I 90 m dyp ble der imidlertid ved samme anledning (27/9) funnet 1,30 ml O₂/l i vannet. Dette stemmer litt bedre med de relativt gode fangstene av reker i september, oktober og november samme år (Fig. 12 og Fig. 16).

Sammenlikning av Fig. 16 med Fig. 12 viser en stor **forandring** i faunaen ved S t e i l e n e i 1970, omtalt i Kap. 6.3. Oksygeninnholdet i sedimentet og like over dette må om høsten ha vært meget lavere enn de to målingene fra 80 m nivå i Fig. 67 antyder. Rekefiskerne klaget over at reken forsvant fra tidligere gode felter, og flere av dem rapporterte om døde reker i trålen. Oksygenminimumet i sprangskiktet, som skyldes oppbremsing av synkende organisk materiale (FØYN 1958), var høsten 1970 ekstremt utviklet og medførte død av torsk og flyndre i ruser og nett (JOHANNESSEN

& SKAU 1970). Tilsvarende øket oksygenforbruk på bunnen i dypet synes rimelig. Tilførselen av forsfor og nitrogen til Indre Oslofjord var på den tiden betydelig større enn den har vært både før og siden (kfr. MAGNUSSON & JOHNSEN 1993).

Omtrent samtidig med prøven fra Steilene (Fig. 12) ble der i Gråøyrenna funnet en rik fauna langs bunnen (Fig. 105), og ekkoloddet viste en sammenhengende forekomst av fisk i 35 m dyp. Var der blant disse dyr rømlinger innenfra?

I følge Fig. 14, Fig. 16, Fig. 17 og Fig. 20 (kfr. Fig. 19) ble faunaen høsten 1971 funnet å være i en meget **dårlig** forfatning ved Steilene (Dk). Fig. 22 sammenliknet med Fig. 21 viser at faunaen derfra og innover var i langt dårligere forfatning høsten 1971 enn den hadde vært i 1960-årene. Fig. 14 viser også et sterkt redusert mangfold i Gråøyrenna (Gk) i 1971. Den dårlige tilstand i faunaen som ble funnet i oktober-november 1971, stemmer godt med de **lave oksygenverdiene** som er vist i Fig. 68. Det fremgår imidlertid av Fig. 17 og Fig. 22 at faunaen ikke var rammet i samme grad ved Spro (Fl) og i Gråøyrenna (Gk) som lenger inne.

Oksygenforholdene i 1972 er ikke kjent, og vi vet dessverre lite om i hvilken grad faunaen eventuelt ble restaurert i 1972. Av den senere omtalte copepoden *Bradyidius bradyi*, som i november 1971 hadde manglet i Gråøyrenna (Gk, Fig. 22), ble det i september 1972 i to prøver fra samme sted bare funnet 19 og 7 ind./100 m³ (GJERMUNDSSEN 1974). Gjennomsnittsfangsten av denne arten i 14 bunnsledeprøver som HESTHAGEN & GJERMUNDSSEN (1978) tok i Gråøyrenna i **mai 1973** var ikke mindre enn 615 ind./100 m³ (S. D. = 256).

Faunaens elendige tilstand i indrefjord i **desember 1973** (Fig. 10 & 11, Fig. 17) kan sannsynligvis forklares direkte av de **dårlige oksygenforholdene** som ble funnet nesten hele 1973 (Fig. 66B). I følge DAHL (1973 a, b, c, d, e, f, g, h, i, 1974 a) var oksygeninnholdet i 80 m dyp ved Steilene i 1973 mindre enn 1 ml/l like fra begynnelsen av august til slutten av november. At fangsten av polychaeter ved Steilene i desember 1973 var så sparsom (Fig. 35), skyldes at bunnsleden ved den anledning fikk med seg uvanlig lite mudder. Dette kunne også ha influert på fangsten av Cumacea og Amphipoda (Fig. 20) - dersom der hadde vært noen. Mudderet var mørkt, og det er i seg selv et tegn på dårlige tilstander.

At faunaen i desember 1973 **også ved Elle** (Im) var i dårligere forfatning enn vanlig (Fig. 10, Fig. 14, Fig. 17), kan ikke forklares som en direkte konsekvens av oksygenmangel. Ved de hyppige målinger som ble foretatt av DAHL (ovennevnte rapporter + 1974 b), ble der fra august til og med desember 1973 ikke funnet et oksygeninnhold lavere enn 4 ml/l i 200 m dyp ved Elle (Skihelle). Fenomenet vil bli kommentert senere (Kap. 8.5; 8.6; 8.7) på bagrunn av flere informasjoner.

Det synes som om tre så dårlige år som 1970, 1971 og 1973 med kort mellomrom har hatt en akkumulert effekt på **bunnen** ved Steilene slik at denne ikke ble

beboelig for en normal fauna på mange år (Fig. 16). Fra FRITZVOLD'S studier (1981) vet vi imidlertid at en rikholdig fauna ble funnet i Gråøyrenna i desember 1974 og i juni 1975. I følge Fig. 66B var 1974 et år med svært god oksygentilførsel. Men i mer enn siste tredjedpart av 1975 var **oksygenforholdene** i dypet ved Steilene (Fig. 66B) så **elendige** at det er helt rimelig at ingen av rekeartene ble funnet der i januar 1976 (Fig. 16).

Vi har dessverre ikke materiale til å vise hvordan det var med faunaen i tiden mellom 1976 og 1981. I følge Fig. 66B var der i tidsrommet 1976 - 1982 ikke noen periode med ekstremt lavt oksygeninnhold i 80 m dyp ved Steilene (Dk). Det er et åpent spørsmål om de elendige tilstandene i faunaen der i 1981 som fremgår av Fig. 14, Fig. 16 og Fig. 20 (kfr. Fig. 19), var en følge av at oksygeninnholdet mot slutten av 1980 var noe under 1 ml/l (Fig. 66B), eller om faunaen i 1981 fremdeles ikke hadde tatt seg opp igjen etter de meget dårlige tilstandene i 1973 og 1975. (Kfr. 1976 i Fig. 16).

Fig. 14 viser at der i juni 1982 var kommet 4 krepsdyrtaxa til Steilene (Dk), der ingen ble funnet i 1973 og 1981. Men i Vesthullet (Ej) og Svartedypet (Ek) var der ingen tilsvarende forbedring. For de faunakomponenters vedkommende som er tatt med i Fig. 25 (kfr. Fig. 24), kan vi se **tegn til bedring** i 1982 på alle disse tre lokalitetene. Fig. 26 for april 1983 viser ytterligere noen fremgang, særlig i Vesthullet, men også tilfelle av tilbakegang (Amphipoda).

Vi antar at den omtalte forbedringen var en følge av de gode oksygenforholdene i 1982 som fremgår av Fig. 66B. Det kan imidlertid være fristende å tolke faunaforbedringen i 1982 og 1983 som en gunstig effekt av kloakkbehandlingen ved VEAS, som ble satt i gang i 1982. Men noen slik effekt kan slett **ikke** sees av prøvene fra august 1984, som ble tatt vel et år etter at VEAS-anlegget var kommet i full drift. En tilbakegang fra 7 (Fig. 14) til 3 (Fig. 15) taxa i Vesthullet (Ej) er betydelig, og tilbakegangen for *Tesserogastria* og Cumacea både i Svartedypet (Ek) og i Vesthullet (Fig. 27, kfr. Fig. 26) er intet mindre enn **dramatisk**. Tilbakegangen for *Bradyidius* i Svartedypet og for Amphipoda både i Vesthullet og ved Steilene (samme figurer) er også betydelig.

Den elendige tilstand i faunaen i 1984, som også Fig. 13 viser, må sees i sammenheng med oksygenforholdene. På grunn av den korte varighet av utskiftningsperioden i 1983 ble **oksygensvinnet** i dypet ved Steilene det året nesten like raskt som i 1975 og nådde et svært lavt nivå senhøstes både der, i Vesthullet og i Svartedypet (Fig. 66B; Fig. 68). Fig. 13 viser en meget **dårlig** fauna ved Steilene i **oktober** 1983, og Tabell 1 viser at der da ikke fantes reker av noe slag i prøver fra Steilene (Dk), Vesthullet (Ej) og Svartedypet (Ek). Tab. 1 vitner om meget dårlige tilstander på alle de undersøkte lokaliteter i Vestfjordområdet også i **januar 1984**.

Tabell 1. Antall individer/100 m³ av de rekeartene som ble funnet på lokalitetene Gråøyrenna (Gk), Langårrenna (Fk), Sprodypet (Fl), Ytre Stødyp (El₂), Blåmagen (El₁), Svartedypet (Ek), Vesthullet (Ej) og Steilene (Dk), samt bunnvannets oksygeninnhold. *** = Ingen oksygenprøve foreligger.

LOKALITET	→	Gk	Fk	Fl	El ₂	El ₁	Ek	Ej	Dk
April 1983									
O ₂ ml/l 1 m over bunnen		4,66	***	5,00	4,67	4,58	4,59	4,37	4,42
<i>Crangon allmanni</i>		*	0	<1	0	0	0	0	0
<i>Pontophilus norvegicus</i>		*	<1	2	8	0	0	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>		*	2	5	1	0	1	0	0
<i>Pandalus borealis</i>		*	<1	1	2	1	3	0	1
" " juv.		*	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pandalina profunda</i>		*	3	6	1	2	0	0	0
Oktober 1983									
O ₂ ml/l 1 m over bunnen		***	***	***	***	***	0,62	0,28	0,32
<i>Crangon allmanni</i>							0	0	0
<i>Pontophilus norvegicus</i>							0	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>							0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>							0	0	0
" " juv.							0	0	0
<i>Pandalina profunda</i>							0	0	0
Januar 1984									
O ₂ ml/l 1 m over bunnen		4,19	4,80	4,78	***	***	***	5,64	5,57
<i>Crangon allmanni</i>		0	1	0				0	0
<i>Pontophilus norvegicus</i>		2	0	0				0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>		0	0	0				0	0
<i>Pandalus borealis</i>		0	1	0				0	0
" " juv.		0	0	0				0	0
<i>Pandalina profunda</i>		0	1	0				0	0
August 1984									
O ₂ ml/l 1 m over bunnen		3,99	***	4,14	3,92	3,82	3,87	3,72	3,74
<i>Crangon allmanni</i>		3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pontophilus norvegicus</i> juv.		6	1	0	0	1	0	0	0
<i>Spirontocaris lilljeborgi</i>		0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lebbeus polaris</i> juv.		1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pandalus borealis</i>		0	1	0	1	0	0	0	0
" " juv.		206	47	15	4	5	2	4	1
<i>Pandalina profunda</i>		86	3	1	0	0	0	0	0
<i>Pasiphaea sivado</i>		1	0	0	0	0	0	0	0

Men det er bemerkelsesverdig at faunaen i **august 1984, 8 måneder etter** en meget god vannfornyelse (Fig. 66B; Fig. 66C; Fig. 68), var til de grader elendig i Svartedypet, Vesthullet og ved Steilene. I 1962 var en variert, om enn sparsom, fauna etablert ved Steilene 4 - 5 måneder etter en periode med meget lavt oksygeninnhold (s. 56). Ved sammenlikning peker utviklingen i 1984 mot en **negativ effekt** av utslippet fra VEAS, som vi senere (Kap. 8.7) vil komme tilbake til.

Fig. 15 og Fig. 27 viser at faunaen i Gråøyrenna (Gk) ikke var rammet i samme grad. De relativt små mengder i prøven fra Gråøyrenna (Gk) i juni 1982 som Fig. 14, Fig. 17, og Fig. 25 (kfr. Fig. 24 og Fig. 27) angir, skyldes etter all sannsynlighet at en betydelig del av fangsten har gått tapt fordi lukkingen av hoven etter endt slep ikke var tilfredsstillende. (Årsaken til dette var at wiren (Fig. 3, wi) hadde fått turn rundt armen (ar), noe som ellers aldri har hendt. (Uvøren sjøsetting?)

Med de lange tidsintervallene mellom prøvene fra 1980- og 1990-årene får vi ikke noen detaljert informasjon om varigheten av responsforsinkelser. Vi kan som regel bare si at en faunaforbedring ikke gjorde seg gjeldende innen 2/3 år etter en vannfornyelse. For noen komponenters vedkommende tok det ved Steilene flere år (Fig. 16).

I henhold til Tab. 1 og Fig. 17 - Fig. 18A fortøner **august 1984** seg som litt av et vendepunkt for faunaen på lokalitetene utenfor Svartedypet.

Den faunaforbedring i 1985 som fremgår av Fig. 15 og Fig. 28, kan tolkes som et resultat av den omtalte vannforyelsen i 1984. Dette er et eksempel på den **forsinkete respons**, som kan skyldes disse dyrenes begrensede bevegelser og/eller at det trengs en viss oppholdstid for friskt vann over substratet før dette blir akseptabelt for dyrene. At det i 1980-årene trengtes betydelig **lenger tid** til en rehabilitering av faunaen i Vestfjorden enn det gjorde i 1962 og 1968, kan forklares både av en geografisk mer omfattende desimering av faunaen i 1970- og 1980-årene, slik at en gjeninnvandring måtte foregå over større distanser og i mindre antall enn tidligere, og ved en sterkere **forandring i sedimentet**.

Vi har ingen tall for det; men tallrike notater i våre journaler forteller at sedimentet i indre Oslofjord var blitt betydelig **bløtere**, særlig i den første delen av 1980-årene, enn vi var vant til. I særdeleshet gjaldt dette det dypeste partiet av **Bunnefjorden**, der sledenettet ble totalt fylt av tyntflytende sediment; men fenomenet gjorde seg også gjeldende på de øvrige lokaliteter i indrefjorden. Gang på gang trodde vi at der var oppstått en feil i hanefoten; men så snart vi kom til de ytre lokaliteter, gikk sleden som før uten noen tekniske forandringer. Det er rimelig å anta at den mekaniske forandring i sedimentet som vi har konstatert, og som må antas å være av stor betydning for dyrenes atferd, også kan ha vært ledsaget av kjemiske forandringer.

Den kraftige vannfornyelsen gjorde slutt på forekomsten av hydrogensulfid i bunnvannet ved Svartskog i 1984 (Ep, Fig. 68). Men i januar 1985 var det fremdeles bare ca. 0,4 ml O₂/l der (Fig. 69). Den 13. mai samme år ble det imidlertid målt 3,75 ml/l i 147 m dyp og mer enn 3,5 ml/l i 80, 100, 120 og 140 m dyp. Innen to måneder (8. juli, Fig. 40) hadde den forurensningsvennlige polychaeten *Capitella capitata* etablert seg. Det ble da målt henholdsvis 2,42 ml og 3,02 ml oksygen pr. liter i 150 og 100 m dyp. Sedimentet ble karakterisert som en svart, tynn suppe, men dog uten lukt av H₂S.

I januar 1986 ble det målt henholdsvis 1,87 ml og 2,39 ml oksygen i 150 og 100 m dyp, og i juni 1986 var oksygeninnholdet 2,98 ml og 3,49 ml pr. liter i 150 og 100 m dyp (Fig. 69). Noen få andre polychaeter hadde da også innfunnet seg (Fig. 41). Men bortsett fra noen ganske få foraminiferer ble det ikke funnet noen andre bunndyr (f. eks. Fig. 29) til tross for en så langvarig periode med relativt velventilert bunnvann. Dette viser at selve **substratets karakter** også er av meget stor betydning.

Av Fig. 16 ser vi tendens til en gradvis **gjenoppbygging** av en rekebestand ved Steilene fra 1986. Men vi ser tydelig at det hittil **ikke** er noen normal bestand som er i ferd med å bygge seg opp slik som tilfellet var i 1962 etter oksygenmangelen i 1961-62 (Fig. 65). Også i 1962 var det de lettbevegelige rekene *Pandalina* og *Pandalus borealis* som først innfant seg. Men 5 måneder etter vannfornyelsen i 1962 var der en moderat bestand av **mudderreker** (*Crangon* og *Pontophilus*, kfr. Kap. 8.1), og det var dyr som var **årgamle og eldre** som hadde vandret inn på feltet igjen (Fig. 104). Fra 1986 av har vi i stedet fått innvandring av den lille *Pandalina profunda* og **årets yngel** av *Pandalus borealis* (Fig. 16 og Fig. 18), som ikke har så intim kontakt med bløtbunnen. Om fangsten av *P. borealis* sier HJORT & RUUD (1938, s. 68): "Der finnes utallige felter hvor bunnen er slik at man såvidt kan få trålen frem mellom stein og fjell." Den tidligere så vanlige muddermedusen *Tesserogastria* (Fig. 100) er heller ikke kommet tilbake (Fig. 20).

Klekking av eggene til *P. borealis* foregår i mars-april (RASMUSSEN 1953).

Økingen av *Pandalina profunda* og *Pandalus borealis* syntes å ha sitt utspring i Gråøyrenna sommersesongen 1984 (Tab. 1). De kom ikke inn over Drøbakerskelen. *P. profunda* har en langt mer sparsom forekomst på utsiden. Gjennomsnittsfangsten i 9 bunnslodeprøver som FRITZVOLD (1981) tok i Gråøyrenna i juni 1975, var 225 ind./100 m³ (S. D. = 53,9), mens den for 9 prøver fra Elle var 10 ind./100 m³ (S. D. = 4,87). Den ble (i 1960) ikke funnet på 6 lokaliteter i midtre og ytre Oslofjord med dyp 142 - 450 m, men bare i Holmestrandsfjorden i 75 m dyp (VATHANAPRIDA 1966).

I tillegg til de nevnte forandringer i rekepopulasjonene forekom i årene 1986, 1987, 1988, 1989 og 1990 mindre dramatiske endringer i faunanen som helhet på de forskjellige lokaliteter. Noen komponenter viste periodevis fremgang, andre tilbakegang (Fig. 16, Fig. 18A og 18B, Fig. 20, Fig. 29, Fig. 30, Fig. 31, Fig. 32, Fig. 33). For

lokalitetene Svartedyppet (Ek) og Vesthullet (Ej) dreier det seg i de fleste tilfelle om **forbedring**. I 1989 var der også flere tegn til forbedring ved Steilene (Dk, Fig. 15, Fig. 20 og Fig. 32, kfr. foregående figurer). Forekomsten av reker i prøvene fra indre fjord i senere år er **oppmuntrende**, selv om noe tilsvarende ikke er observert i Lysakerfjorden. Den kraftige økning av *Crangon*-fangsten i Grøyrenna i 1992 og 1993 (Fig. 18A og 18B) er meget interessant.

Det er rimelig å se faunaforbedringene fra 1985 av i forbindelse med **oksygenforholdene**. I følge Fig. 66C hadde vi fra og med 1984 en relativt langvarig periode uten spesielt lave oksygenverdier i dypet av Vestfjorden. De relativt lave verdier for oksygeninnholdet i Vesthullet (Ej) i januar 1985 og 1986 (Fig. 69) er eksempler på at bunnvannfornyelsen kommer litt senere dit, av topografiske grunner.

Vi har dessverre ikke rukket å gjennomføre analyser av prøvene tatt i 1980- og 1990-årene fra lokalitetene mellom Steilene og Svartskog. Men vi har jo sett litt på dem. Som en parallell til krillfangsten ved Steilene som ble omtalt i Kap. 6.3 (Fig. 95), fikk vi i Lysakerfjorden (Bn) i april 1983 tallrike store krill (*Meganyctiphanes norvegica*, 333 ind./100 m³). Men der var **meget få** egentlige bunndyr både da og i januar og august 1984, til tross for det betydelige oksygeninnhold som ble funnet i bunnvannet på fangst dagene (Fig. 68). Prøver fra Lysakerfjorden fra 1985 og de **følgende** år inneholder store mengder polychaeter, kfr. Fig. 8.

I 1987 (Fig. 69), 1989, 1990, 1992 og 1993 (Fig. 70) sto det meget **dårlig** til med **bunnvannets oksygeninnhold** allerede i august måned på lokalitetene innenfor Steilene. I følge MAGNUSSON & JOHNSEN (1993) kan det enkelte år bli registrert til dels store mengder råttent vann i Lysakerfjorden. Det kan ikke være tvil om at dette området er for sterkt belastet med oksygenforbrukende materiale.

8.4 TILSTANDSINDIKATORER

8.4.1 *Crangon allmanni* og *Pontophilus norvegicus*

Av Tabell 2 fremgår at der som regel var en ganske sterk tallmessig dominans av *Pontophilus* over *Crangon* i årene før 1970; men at dette forhold etter 1970 har vært omvendt. Antallet prøver som viser dette fenomen, er så overveldende (ingen prøver er holdt utenom) at det ikke kan være tvil om at omslaget var en realitet. Dette er et ytterligere indisium på at miljøet ved bunnen i Indre Oslofjord i 1970-1971 ble utsatt for en ny type **belastning** eller at den tradisjonelle belastning da hadde overskredet et kritisk nivå. Ved Steilene virket denne belastning som et 'knock out' på rekene.

Tabell 2. Tallmessig forhold - individer/100 m³ - mellom *Crangon allmanni* og *Pontophilus norvegicus*. * = Data fra GJERMUNDSEN (1974). ** = Data fra HESTHAGEN & GJERMUNDSEN (1978). *** = Data fra FRITZVOLD (1981). **** = Prøver ved 10 anledninger ga aldri større individtall enn 3/100 m³ for noen av de to artene.

LOKALITET	ÅR	MÅNED	Antall prøver	<i>Crangon allmanni</i>	S. D.	<i>Pontophilus norvegicus</i>	S. D.	<i>Crangon/Pontophilus</i>
Gråøyrenna	1953	Juni	6	1,45	1,66	19,9	23,8	1/14
"	1959	Juni	4	14,8	4,4	15,8	8,5	1/1,1
"	1960	April	1	7,5		51,4		1/6,8
"	"	Desember	1	16,4		26,4		1/1,6
"	1961	Februar	1	4,4		41,7		1/9,5
"	1962	Januar *	1	0		36		0/36
"	"	Februar *	1	0		32		0/32
"	"	Oktober *	1	4		84		1/21
"	"	Desember *	1	0		23		0/23
"	1963	Januar *	1	0		8		0/8
"	"	Mai *	1	8		41		1/5,1
"	1971	November *	1	119		5		23,8/1
"	1972	September *	2	97	4,2	18	1,4	5,4/1
"	1973	Mai **	14	17,4	3,7	9,4	4,9	1,85/1
"	"	Desember	1	4		4		1/1
"	1974	Desember ***	8	55,6	18	11,9	2,5	4,67/1
"	1975	Juni ***	9	37	27,1	9	3,7	4,1/1
"	1981	August	1	2		3		1/1,5
"	1983	April	1	3		1		
"	1984	Januar	1	0		2		1/2
"	"	August	1	3		6		1/2
"	1985	Juli	1	14		2		7/1
"	1986	Juni	1	14		2		7/1
"	1987	August	1	23		5		4,6/1
"	1988	August	1	4		1		4/1
"	1989	August	1	10		1		10/1
"	1990	August	1	15		9		1,7/1
"	1992	September	1	96		1		96/1
"	1993	August	1	170		0		170/0
Sprodypet	1962	Oktober *	1	0		53		0/53
"	"	Desember *	1	0		46		0/46
"	1963	Januar *	1	1		49		1/49
"	"	Mars *	1	0		21		0/21
"	"	Mai *	1	0		28		0/28
"	1971	November *	1	36		18		2/1
"	1973	Desember						
"	1988	August ****						
"	1993	August	1	0		2		0/2
Svartedypet	1962	Februar *	1	11		40		1/3,6
"	"	Oktober *	1	4		28		1/7
"	1963	Januar *	1	3		8		1/2,7
"	1971	November *	1	10		0		10/0
"	1981	August	1	3		0		3/0
"	1986	Juni	1	2		1		2/1
"	1987	August	1	2		1		2/1
"	1988	August	1	1		1		1/1
"	1989	August	1	19		1		19/1
"	1993	August	1	2,5		1,3		1,9/1

Crangon allmanni er aldri blitt funnet av oss, GJERMUNDSEN (1974) eller FRITZVOLD (1981) ved Elle og ble heller ikke funnet på de fire lokaliteter utenfor Elle som ble undersøkt av GJERMUNDSEN (1974). Denne forskjell i utbredelse kan tenkes å skyldes dypet siden det maksimale dyp for *Crangon allmanni* av CHRISTIANSEN (1972) er oppgitt til ca. 250 m, mens det for *Pontophilus norvegicus* er oppgitt til ca. 1200 m. **Omslaget** fra *Pontophilus*-dominans til *Crangon*-dominans på én og samme lokalitet har vi imidlertid nå god grunn til å se på som en forurensningseffekt. Kanskje kan forholdet mellom disse to mudderrekene, som er lett å konstatere, store som de er, tjene som en nyttig informasjon om sedimentets tilstand i norske fjorder.

8.4.2 *Tesserogastria musculosa*

Fig. 19 bekrefter både den dårlige tilstand i begynnelsen av 1962 og den etterfølgende gjenoppbygging av faunaen som ble omtalt i forbindelse med Fig. 16. Men det er i høy grad verdt å legge merke til at oksygenmangelen i 1961-62 ikke hadde gjort ende på den lokale bestand av muddermedusen *Tesserogastria musculosa* ved Steilene. Med unntakelse av noen få eksemplarer i 1989 manglet den derimot totalt i prøvene fra 1971, 1973, fra 1980-årene og i 1990 (Fig. 20). Muddermedusen er bare ca. 1 mm (maksimalt 2,5 mm) høy. Den er nøye knyttet til substratet. I magene til *Tesserogastria* fant BEYER (1958) blant diverse bunnmateriale delvis fordøyete benthoniske harpacticoide copepoder. HESTHAGEN (1971) fikk den ikke til å leve i akvarier uten mudder; men i akvarier med mudderbunn fant den seg vel til rette. Dens typiske oppførsel var der å stå oppå mudderet, gjerne på en liten forhøyning, på den nederste krans av tentakler, mens de øvrige tentakler strakte seg ut til sidene og oppover, rede til å fange bytte. Så lenge den hadde noe å spise, flyttet den seg ikke. I motsatt fall la den ut på spasertur. Ble den skremt, trakk den seg i første omgang ned mot underlaget. (Tentakkelendene er klebrige (BEYER 1958).) Men den kunne presses til å svømme. Det er derfor ikke urimelig å anta at enkelte andre dyr (potensielle fiender) kan få den til å forlate underlaget, selv om den aldri ble observert å gjøre dette på eget initiativ. Den er aldri blitt funnet i prøver tatt med ordinære planktonnett, selv ikke i vertikaltrekk tatt fra et par meter over bunnen på lokaliteter der den ble fanget i stort antall i bunnsleden.

HESTHAGEN & GJERMUNDSEN (1978) benyttet et bunnsledenett som var delt horisontalt i en øvre og en nedre halvpart. Av de mer enn 1500 *Tesserogastria* som ble fanget i 6 trekk med dette redskap i Gråøyrenna i mai 1973, ble bare 5 % funnet i den øvre netthalvdel. Av de enda langt flere *Tesserogastria* som FRITZVOLD (1981) fanget med samme metodikk på samme lokalitet gjennom hele døgnet både i desember

(1974) og juni (1975), ble bare 0 - 8 % funnet i øvre netthalvdel. FRITZVOLD fant ikke grunnlag for å slutte at *Tesserogastria* utførte vertikale døgnvandring, hvilket stemmer med HESTHAGENS (1971) observasjon at muddermedusen ikke viste noen reaksjon på lys. At FRITZVOLD (1981) i prøvene fra Elle flere ganger fant omtrent like mange *Tesserogastria* i øvre som i nedre netthalvdel, antok han skyldtes at den på grunn av sin lave vekt (høyt vanninnhold, intet skall, intet skjelett) forholdsvis lett kunne virvles opp fra bunnen.

Nyutklekkete larver av *Tesserogastria* ble av HESTHAGEN (1971) observert svømmende. Med sin ringe størrelse på 0,1 - 0,3 mm kan de ikke tenkes å svømme betydelige distanser, og de kan unnsnippe gjennom maskene (0,5 mm) i det sledenet som vi har benyttet. Men det er mulig at de i denne fasen kan fraktes med vannmassene til andre lokaliteter.

I 1960-årene ble *Tesserogastria* funnet i nesten hver eneste prøve fra G å s ø y - r e n n a (Cl) - altså innenfor fjellryggen fra Cn til Dk (Fig. 2) - fra den første prøven derfra i oktober 1962 til den siste i august 1965. I L y s a k e r f j o r d e n (Bn) ble den funnet i hver prøve fra januar til og med november 1964 og i dypet ved H e l v i k - t a n g e n (Cp) fra april til og med september 1964 (Fig. 100; Fig. 21). Forekomsten av *Tesserogastria* i Lysakerfjorden og ved Helviktangen må på en eller annen måte ha vært et resultat av den ekstraordinært gode dypvannsfornyelsen i 1963 (Fig. 65). Dette faktum tilsier at *Tesserogastria*, siden den i perioden 1981 - 1988 ble funnet herholdsvis 6 og 5 ganger i S v a r t e d y p e t (Ek) og V e s t h u l l e t (Ej) og til dels i betydelig antall begge steder (Fig. 25, Fig. 26, Fig. 30, Fig. 31), også burde ha blitt funnet ved S t e i l e n e i samme periode dersom ikke miljøet (sedimentet?) var blitt uakseptabelt for den. Muligens var miljøforholdene i Svartedypet og Vesthullet omtrent på grensen av det som *Tesserogastria* kan tåle siden bestandene var så variable der.

I de 8 prøvene fra G r å ø y r e n n a (Gk) som hittil er analysert fra 1980-årene, manglet *Tesserogastria* bare én gang; men den ble aldri funnet i stort antall i den perioden. I 1990 derimot ble den fanget i et antall på hele 1730 ind./100 m³, og det kan kanskje være et tegn på at forholdene er begynt å bedre seg der. Men da manglet den i V e s t h u l l e t (Ej, Fig. 33). I denne forbindelse er det sterkt ønskelig å få analysert materialet fra 1992 og 1993.

Det er grunn til å merke seg at under de dårlige oksygenforholdene med tilsvarende miserabel fauna høsten 1971 og i desember 1973 (kfr. Fig. 68, Fig. 66B, Fig. 10, Fig. 11, Fig. 14 og Fig. 17), var sedimentet fremdeles godt nok for *Tesserogastria* i ytre deler av indre fjord (Fig. 22 og Fig. 23).

8.4.3 *Bradyidius bradyi*

Copepoden *Bradyidius bradyi* holder seg også nøye til mudderbunnen (SARS 1903). Som følge av den tidligere omtalte oksygenkrisen i 1961-62 (Fig. 65) ble *Bradyidius* ikke funnet ved Steilene de første 2 måneder av 1962. Men fra juli av var den på plass igjen og manglet siden bare i 2 av de 23 prøvene som ble tatt ved Steilene frem til august 1965 (Fig. 19). Tabell 3 viser at *Bradyidius bradyi* i perioden 1962 - 1965 til dels ble funnet i betydelig antall også langt innenfor Steilene. Denne forekomst kan relateres til vannutskiftningene (Fig. 65), med forsinket respons, og er et bevis på at forholdene selv så langt inne som i Lysakerfjorden dengang fremdeles lett kunne bli akseptable. I følge BOESCH & ROSENBERG (1981) tar en rekolonisering gjerne mange år i så pass stort dyp som der *Pontophilus*, *Tesserogastria* og *Bradyidius* lever. Reaksjonene tidlig i 1960-årene (Fig. 16, 19, 21 og 100) kan derfor betegnes som raske.

De relativt store antall av *Bradyidius bradyi* som ble funnet i Gråøyrenna og Lysakerfjorden, kan være en bekreftelse på at den foretrekker moderate dyp. SARS (1903) oppga 20 - 40 favner. Men denne copepodens preferanse for moderat dyp kan ikke forklare at den ble borte fra Steilene i 1970-årene og siden nesten ikke har vært å finne der (Tab. 3). En sådan preferanse kan heller ikke være forklaringen når bare meget få eller ingen individer av *Bradyidius bradyi* ble funnet på lokalitetene Gråøyrenna, Svartedypet og Vesthullet i oktober-november 1971, desember 1973 og i 1981 - 1990. Den ble jo i mai 1973 samt i 1974 og 1975 funnet i stort antall i Gråøyrenna, der dypet er størst (110 - 115 m). GJERMUNDSEN (1974) fant den dessuten i alle sine 3 prøver fra 150 - 160 m dyp ved Spro (Fl) i 1963 (men ikke i 1962).

Den meget sparsomme forekomst av *Bradyidius* i Gråøyrenna i 1980-årene (Tab. 3) er, på samme måte som tilbakegangen for *Pontophilus* (Tab. 2), et tegn på at sedimentet da også så langt ute var blitt mindre akseptabelt. Dens sparsomme forekomst ved Elle må imidlertid kunne tilskrives for stort dyp (ca. 200 m). Kanskje forholdene i Gråøyrenna i 1973-75 var omtrent som ved Steilene i 1963-65 (kfr. Tab. 3)? Det er av stor interesse å få analysert flere av prøvene fra 1960-årene.

På bakgrunn av de omtalte variasjoner med tid og sted i forekomsten av *Bradyidius bradyi* må denne kunne karakteriseres som en fortreffelig indikatorart, det vil si at om den mangler ved bløtbunnen i Indre Oslofjord, er dette en indikasjon på at det er noe som er galt ved forholdene der og da.

Tabell 3. Antall *Bradyidius bradyi*/100 m³ ved Elle (Im), i Gråøyrenna (Gk), Sprodypet (Fl), Svartedypet (Ek), Vesthullet (Ej), ved Steilene (Dk), i Gåsøyrenna (Cl), Lysakerfjorden (Bn) og dypet ved Helvik (Cp). Obs. fra Steilene og innover i 1960-årene er fra BEYER & VERSVIK (1968) og fra Svartedypet og utover fra GJERMUNDSEN (1974). Obs. fra 1971 er fra GJERMUNDSEN (1974). Tallet for mai 1973 er fra HESTHAGEN & GJERMUNDSEN (1978) og er gjennomsnitt for 14 prøver (S. D. = 256). Obs. fra 1974 og 1975 er fra FRITZVOLD (1981). 1974-tallene er gjennomsnitt for 8 prøver fra hver lokalitet (S. D. = 0 og 91), og 1975-tallene er gjennomsnitt for 9 prøver fra hver lokalitet (S. D. = 2,6 og 180). * = Ikke analysert. **** = Ufullstendig prøve p. g. a. teknisk feil.

ÅR	LOKALITET MÅNED	Im	Gk	Fl	Ek	Ej	Dk	Cl	Bn	Cp
1962	Januar	*	8				0			
"	Februar	*	34		22		0			
"	Mars	*	*				5			
*	Mai	*	*	*	*		0			
"	Juli	*	*				6			
"	August	*	*		*		10			
"	Oktober	*	2	0	4		12	0		
"	Oktober-Nov.	0	*	*	*		5	0	0	
"	Desember	*	5	0	*		10	131	0	
1963	Januar	13	29	5	56		13		9	
"	Mars	*		10			45	42	181	22
"	Mai	*	32	26	*		165	169	128	
"	Juni	*	*	*	*		64	40	49	
"	Juli	*	*	*	*		241	70	74	
"	August	*	*	*	*		134	120	21	
"	September	*	*	*	*		59	31	0	
"	November						4	0	33	
1964	Januar						26	0	0	0
"	Mars		*	*			103	479	284	0
"	April	*	*	*			78	79	343	6
"	Juli						175	344	75	0
"	September						0	9	10	0
"	November	*		*			138	18	0	0
1965	Februar	*	*	*			210	0	0	0
"	Mars-April	*		*			80	90	25	0
"	Juni	*		*			0	7	0	0
"	August	*		*			50	3	0	0
1970	April						*	*		*
"	Novemb.-Des.	*	*	*			*	*	*	*
1971	Oktober-Nov.	7	0	0	0		0	0	0	0
1973	Mai		615							
"	Desember	0	11	*			0	*	*	*
1974	Desember	0	323							
1975	Juni	3	322							
1981	August	0	11	*	0	0	0	*	*	*
1982	Juni	*	**** 9	*	0	0	0	*	*	*
1983	Mars-April	*	*	*	13	0	0	*	*	*
1984	August	*	0	*	0	0	0	*	*	
1985	Juli	3	3		4	10	4	*	*	*
1986	Juni	0	0	*	2	3	3	*	*	*
1987	August	0	3	*	0	0	0	*	*	*
1988	August	0	0	*	7	0	0	*	*	*
1989	August	0	3		0	3	7	*	*	
1990	August	0	0			0	5		*	

8.4.4 Nudibranchiata. *Coryphella verrucosa*

Nudibranchiata (nakensnegler) har ikke noe skall (hus). På grunn av deres variable fasong, og fordi fargetegninger kan være viktige artskarakterer, bør de beskrives og avbildes levende. Identifisering bør også fortrinnsvis foretaes mens dyrene lever; og må de fikseres, bør de bedøves først for at de ikke skal trekke kroppen sammen eller trekke noen av sine mange utvekster delvis til seg. Av tungtveiende praktiske grunner er vårt materiale ikke behandlet i overensstemmelse med dette, og nudibranchiene ble derfor i første omgang registrert og talt bare under sitt gruppenavn. Alle de tallrike eksemplarer fra diverse prøver som senere er gjort til gjenstand for nøyere studium, har - med en eneste unntakelse, 1 eksemplar av *Hero* sp. fra Spro-dypet - vist seg å høre til underordenen Aeolidacea.

Aeolidacea er en svært homogen gruppe. Dertil kommer at det etter hvert har vist seg at både anatomiske og morfologiske karakterer kan være gjenstand for betydelig variasjon innen en og samme art, særlig som funksjon av alder og størrelse. Av disse grunner er artsbestemmelse vanskelig, og meget stor forvirring har gjort seg gjeldende (kfr. LØYNING 1922; TODD 1981; THOMPSON & BROWN 1984). Med forbehold om usikkerhet grunnet diverse eksemplars fasong og ringe størrelse er vi kommet til at alle våre undersøkte aeolider tilhører arten *Coryphella verrucosa* (M. SARS), som i 1829 ble beskrevet av MICHAEL SARS under navnet *Eolidia verrucosa*. THOMPSON & BROWN (1984) har en liste på ikke mindre enn 19 synonymer for denne arten. Det navnet som tidligere oftest var blitt benyttet, er *Coryphella rufibranchialis* (JOHNSTON), og dette ble av den grunn benyttet av LØYNING (1922).

THOMPSON & BROWN (1984) omtaler *Coryphella verrucosa* som en boreo-arktisk art som finnes på begge sider av Atlanterhavet, via Arktis gjennom Beringstredet og til Japanhavet. I følge LØYNING (1927) og ODHNER (1939) er *Coryphella verrucosa* en av de vanligste nudibranchiene langs Norges kyst, og det var den aeoliden som LØYNING (1922) fant oftest og i størst antall i området omkring Drøbak. CHRISTIE (personlig medd.) anser at det var den samme arten som var en dominerende predator på hydroidekolonier i 12 m dyp ved Drøbak (CHRISTIE 1980).

I følge JAECKEL (1952) påtreffes *C. verrucosa* ikke bare langs de omkringliggende kyster, men også midt ute i Nordsjøen, i Norskerenna, Skagerrak og Kattegat. Den er dog ikke på hans liste over arter som påtreffes dypere enn 100 m, hvilket han forklarer ved at nudibranchier - i motsetning til tectibranchier - ikke hører hjemme på bløtbunn. Syd for Isle of Man fant imidlertid MILLER (1961) at *Coryphella verrucosa* til dels var vanlig på mudderholdig sandbunn i 18 til 79 m dyp. Men tallrik fant han den bare på store alger under middelvannstand (MTL) samt på stener og fjellbunn.

Angivelser om dybdeutbredelsen for *C. verrucosa* er ofte lite presise. SWENNEN (1961) skrev f. eks. at denne arten har blitt funnet ned til 300 m dyp og refererte i den forbindelse til ODHNER (1939). Hva ODHNER fant, var 1 eksemplar i et skrapetrekk fra 70 - 300 m (ved Agdenes). Det er for øvrig påfallende hvor små tall som ofte finnes i fangstopp-gavene for nudibranchier. Dette må formodentlig tilskrives utilstrekkelig effektivitet av innsamlingsmetodikken (som regel bunnskrape av et eller annet slag). BROCH (1936) fant ingen på sine 12 grabbestasjoner fra 90 til 130 m dyp innenfor Drøbakterskelen og heller ingen på sine 13 stasjoner fra 95 til 200 m dyp utenfor.

Det typiske tilholdssted for *C. verrucosa* (som for andre aeolider) synes å være på og mellom benthosalger, hydroidekolonier og ålegress (*Zostera*) i nedre del av tidevannssonen og særlig noe nedenfor denne, i sublitoralen. Det er vanlig at de utgjør en **epifauna**, det vil si at de kryper eller ligger på andre organismer som alger, hydroider, koraller, og de er da bare avhengig av selve bunnens karakter i den grad verten er det. Men *C. verrucosa* kan også ligge gjemt under muslingskall og stener og i fjellsprekker. Den ernærer seg i vesentlig grad av hydroider, blant hvilke *Tubularia* spp. ofte er nevnt (LØYNING 1922; HOFFMANN 1926; JAECKEL 1952; MILLER 1961; MACLEOD & VALIELA 1975; TODD 1981; THOMPSON & BROWN 1984). HERNROTH & GRÖNDAHL (1985) fant at *C. verrucosa* var en enormt grådig predator på polyppene til glassmaneten (*Aurelia*) på 5 - 25 m dyp i Gullmarfjorden.

MORSE (1969) observerte at *C. verrucosa* i akvarium spiste *Botryllus schlosseri* (PALLAS). Dette er et kolonidannende kappedyr (Tunicata) som sitter på sten, tre, ålegress, alger, andre ascidier etc., hovedsakelig på grunt vann, men leilighetsvis ned til dyp av flere hundre meter (MILLAR 1966). *Coryphella* kan også spise papillene (cerata) på hverandre (JAECKEL 1952). Disse kan for øvrig ofres og så regenereres i løpet av noen dager (LØYNING 1922). *C. verrucosa* er seiglivet, livlig og lett å holde i akvarium (LØYNING 1922).

De største eksemplarene av *C. verrucosa* - 35 mm - fant LØYNING (1922) i april, gytende i mengde på *Zostera*; men som oftest var størrelsen på de voksne omkring 20 mm. Gyting foregikk fra april og utover på alger og *Zostera*. I følge THOMPSON & BROWN (1984) kan eggene også legges rundt hydroidestammer, og gyting kan begynne allerede når *C. verrucosa* har oppnådd en lengde på 5 mm. Klekkingen tar 7 - 10 dager ved 13° C. Det følger et kortvarig planktonisk larvestadium. I august og september fant LØYNING (1922) små eksemplarer som uten tvil var født samme år, og størrelsen økte utover høsten og vinteren. Innimellom de små kunne han om høsten treffe på enkelte store, kjønnsmodne individer. I følge MILLER (1961) forblir de hydroidespisende nudibranchier i tidevannssonen bare så lenge der er føde for dem. Når hydroidene brytes ned om høsten, forsvinner de fleste nudibranchier. Når hydroidene fornyer seg tidlig på våren, blir de rekolonialisert av en ny generasjon av sine nudi-

branchie-predatorer. På 12 m dyp fant CHRISTIE (1980) voksne *Coryphella* i stort antall vinter og vår, men ingen om sommeren. Egg og juvenile fant han vår og sommer. Dette synes å passe med den i følge LØYNING (1922) og HOFFMANN (1926) antatte ettårige livssyklus.

Bunnsledefangster av Nudibranchiata fra Oslofjorden er vist i Fig. 90, Fig. 91 og Fig. 92. I Fig. 90 er der en observasjon som stikker seg tydelig ut, og det er den manglende forekomst i prøven fra Steilene (Dk) i november 1962, midt i en periode med ellers sammenhengende forekomst i hyppige prøver. Den samme prøven utmerker seg ved mangel på amphipoder, nesten ingen cumacéer og lite sediment (Fig. 19), hvilket tyder på for lett bunnkontakt. For prøven fra Svartedypet (Ek) i oktober 1962 (Fig. 92) gjelder det samme. I følge GJERMUNDSEN's (1974) tabeller var der i denne prøven også uforholdsmessig få polychaeter. For øvrig er å bemerke at det ble ikke tatt bunnsledeprøver innenfor Steilene før oktober 1962.

Det første som faller i øynene, er de store antall nudibranchier som til dels ble funnet, til tross for at bunnen på våre lokaliteter er praktisk talt uten hydroider og i følge litteraturen skulle være upassende for nudibranchier. Det neste er at det var på lokaliteter innenfor Steilene, i Gåsøyrenna (Cl) og i Lysakerfjorden (Bn) at de ble funnet i langt de største antall, og de ble til og med funnet en rekke ganger langt inne i Bunnefjorden, på Kirkevikkbanken (Dp, Fig. 90 - 91) etter en bunnvannsfornyelse der (Fig. 65). På denne bakgrunn ble nudibranchiene av BEYER (1968) ansett som typiske representanter for faunaen på forurensningsbelastet bunn, sammen med noen grupper av polychaeter.

At nudibranchiene skulle være knyttet til forurensning, passer også med at bare ytterst få av dem er funnet ved Elle (Im, Fig. 92) og ingen på bunnsledelokaliteter lenger ute i fjorden (GJERMUNDSEN 1974). Videre kunne det passe med at de var forholdsvis godt representert under de dårlige forholdene i november 1971. For øvrig er imidlertid variasjonene så uryddige at vi bare kan si at nudibranchiene **tåler** forurensningsbelastning bedre enn de fleste, men at det for øvrig er andre forhold som bestemmer deres forekomst og fravær. Avstanden til grunt område er kanskje viktig.

Etter at det nå er så godt som fastslått at det dreier seg om en art, *Coryphella verrucosa*, som var meget vanlig i Drøbak-området både dengang det knapt var forurensning der (LØYNING 1922) og i 1978 (CHRISTIE 1980; pers. med. 1994), er det rimelig å anta at det er **dypet** på 200 m og mer som er årsaken til at vi ikke finner den på våre sledelokaliteter ved Elle og lenger ute. De dybdeangivelser som er gitt i Fig. 2, viser dypet der bunnvannsprøven ble tatt ved den aktuelle anledning. Det kan tilføyes at slepedypet på lokaliteten Dp gjennomgående var 90 m, i Cp 80 - 90 m, i Bn 80 - 75 m og i Vesthullet og Svartedypet, Ej og Ek, gjerne noe mer enn 100 m. Langt de største antall *Coryphella* ble altså funnet på våre to **grunneste** lokaliteter.

Dette aktualiserer spørsmålet om en sammenheng mellom den (del av?) bestanden som vi finner på bløtbunnen, og den som gyter og beiter på grunt vann. I den forbindelse er det av interesse å se på dyrenes størrelse. Vi har dessverre ikke foretatt systematiske målinger og kan bare si at i vårt materiale dreier det seg vesentlig om halv voksne og mindre dyr. Bare en meget liten andel kan tenkes å ha målt så meget som 20 mm i avslappet tilstand. Usedvanlig mange små individer ble funnet i prøven fra Lysakerfjorden i august 1993 (Bn, Fig. 91).

Årstidsvariasjoner er også av spesiell interesse. Med unntak av den nevnte prøven fra Lysakerfjorden ble alle de store fangstene (> 300 ind./100 m³) både der og i Gåsøyrenna (Cl) gjort i **vinterhalvåret**, f. o. m. oktober t. o. m. mars, mens fangsten var sparsom fra juni t. o. m. september (Fig. 90 & Fig. 91). For øvrig ble et mulig mønster i sesongvariasjon forstyrret av store uregelmessigheter som f. eks. fangsten ved Helviktangen (Cp) i august 1965 og i Lysakerfjorden (Bn) i august 1993 (Fig. 91). Disse uregelmessigheter kan tenkes å være forbundet med tendensen til store og raske bestandsfluktasjoner, som ble fremhevet av LØYNING (1922).

Coryphella's evne til å opprettholde en stor bestand så vel under gode som under dårlige oksygenforhold kan henge sammen med det faktum at fisk og andre større dyr meget nødig spiser nudibranchier. Dette skyldes ikke bare papillenes innhold av nesleceller, som nudibranchiene tar vare på under sin konsumering av hydroider og andre coelenterater, men også motbydelige stoffer, bl. a. syre med pH = 1, som de utskiller så lenge de er ved god helse (LØYNING 1922; THOMPSON 1960).

Som konklusjon på dette kapitlet kan sies at vår fangst av *Coryphella* er uhyre interessant, men - i motsetning til hva som ble antatt av BEYER (1968) og GJERMUNDSEN (1974) - neppe til noen hjelp ved bedømmelsen av fjordens tilstand.

8.4.5 Amphipoder, mysidacéer og cumacéer

Av de faunakomponentene som er representert i Fig. 20 - 33, har først og fremst *A m p h i p o d a* ("tanglopper", marflo), dernest *C u m a c e a* og også *Tesserogastria* klart seg noe bedre enn *Bradyidius*. I Tabell 4 er vist fordelingen av amphipode-arten *Tryphosites longipes* og familien Amphilochidae tilhørende samme krepsdyrgruppe. For begges vedkommende ser vi at de fikk store vanskeligheter med å klare seg på lokalitetene *S v a r t e d y p e t* (Ek), *V e s t h u l l e t* (Ej) og *S t e i l e n e* (Dk) i **1983-1984**, og at det gikk en rekke år før de igjen fant seg til rette der. Til gjengjeld er fangstene på disse lokalitetene i de **seneste år** et av de lyspunkter som det kan være grunn til å feste seg ved. Tab. 4 gir samme hovedinntrykk som Fig. 14 - 18.

Om *Tryphosites longipes* sier SARS (1895 a) blant annet at den finnes mange steder langs kysten i 20 - 100 favners dyp, ofte i betraktelig antall.

I Tabell 4 er også angitt forekomsten av arten *Erythrops serrata*, tilhørende krepsdyrgruppen *Mysidacea* ("pungreker", "rekebarn"). Vi ser at fordelingsmønsteret for *Erythrops* har meget stor likhet med det som er vist for amphipodene; men det virker som om *Erythrops* har hatt litt vanskeligere for å akseptere forholdene på de to innerste lokalitetene, eller for å komme seg dit. Om slekten *Erythrops* sier SARS (1870 b, s. 22) at "De synes alle at foretrække blød, dyndet eller leret Bund, og rimeligvis ere de saa særdeles forlængede tynde Fødder netop afpassede efter denne Levevis. I sine Bevægelser synes de ikke at være synderligt livlige og staa i denne Henseende langt tilbage for deres ved Stranden levende Slægtninge, de egentlige Mysiser, hvis livlige ofte lynsnare og elegante Bevægelser ere noksom bekjendte. Ialmindlighed spadsere de ved Hjælp af sine enormt forlængede i alle Retninger udsprigede Fødder ganske langsomt henad Bunden af det Kar, hvori man har dem, og gjøre kun af og til en Udflugt høiere op i Vandet."

At en slik oppførsel også gjør seg gjeldende i naturen, bekreftes av tallrike bunnsledefangster. HESTHAGEN & GJERMUNDSEN (1978), som benyttet et bunnsledenett som var delt i en øvre og en nedre halvpart, fant at bare 7 % av de *Erythrops serrata* som ble fanget, var kommet inn i øvre halvdel, enda 2 av de 6 trekkene - som ble foretatt i Gråøyrenna i mai (1973) - ble tatt etter solnedgang. FRITZVOLD (1981), som benyttet samme sledenett på samme lokalitet til alle tider av døgnet, fikk i desember (1974) og i juni (1975) henholdsvis 9 og 4 % av sine *Erythrops serrata* i øvre netthalvdel.

Om arten *Erythrops serrata* sier SARS (1870 b, s. 30): "I Christianiafjorden forekommer den skjøndt temmelig sparsomt lige ind i den inderste Del i Nærheden af Christiania paa 30-40 Favnes Dyb, som er den mindste Dybde, jeg har fundet den paa; i stor Mængde forekommer den derimod ved Drøbak ligesom ogsaa paa flere andre Punkter her i Fjorden paa 50-100 Favnes Dyb." Dyp og avstander tatt i betraktning var lokaliteten i nærheten av Christiania sannsynligvis Lysakerfjorden, men kan også ha vært Bekkelagsbassenget, mens lokaliteten i nærheten av Drøbak med stor sannsynlighet var Gråøyrenna.

At *Erythrops* var tilbake igjen på feltet i Gråøyrenna i stort antall i desember 1974 etter å ha vært totalt borte derfra under oksygenkrisen et år tidligere, tyder på at den i mellomtiden har klart seg på litt mindre dyp i periferien av feltet. Vi har ingen grunn til å anta at en ny bestand kom inn med nytt vann utenfra (kfr. Tab. 4). *Erythrops* har ikke noe pelagisk larvestadium, og ingen *Erythrops* ble fanget i et betydelig antall bunnslede trekk ved Elle i 1953, 1959, 1960 og 1961 (INDREHUS 1967). Men dette skyldes ikke at dypet var for stort for den. I følge BRATTEGARD

(1978) finnes den i dyp fra 55 til 690 m. Bunnsledefangstene av *Erythrops* i Gråøyrenna i de nevnte år (INDREHUS 1967) var vesentlig **mindre** enn nesten alle de fangstene som er angitt i Tabell 4. Det kan tenkes at den store mengde *Erythrops* som er fanget i **senere år**, tillikemed forekomsten også på utsiden av Drøbakerskelen, skyldes at *Erythrops* med sin omtalte levevis drar fordel av at substratet er blitt bløtere. De kraftige svingninger i bestanden av *Erythrops* i Gråøyrenna (Gk) i 1971 - 1975 (Tab. 4) svarer godt til de tilsvarende svingninger i bestanden samme sted av *Bradyidius* (Tab. 3). Men etter 1975 har *Erythrops* (med sine lange ben) vist en vesentlig bedre evne til å klare seg der.

Fordelingsmønsteret for cumacéene som er vist i Tabell 5, har svært meget til felles med det som fremgår av Tabell 4. En forskjell er at cumacéene ikke i samme grad har formådd å bebo de innerste lokalitetene. Dette henger muligens sammen med deres mer sedate levevis, som innebærer at de ikke har så lett for å forandre sitt utbredelsesområde.

Cumacéene er slanke krepsdyr av størrelse omkring 1/2 - 1 cm som voksne. Skjønt hannene ofte fremviser livlig svømmeaktivitet like over bunnen, er det typisk for cumacéene at de ligger **nedgravet** i det øverste, løse sedimentlag, og de er raske til å grave seg ned (SARS 1900). Hanner opptrer bare til visse årstider (SARS 1900), og deres fysiske aktivitet kan ikke så lett forandre bestandens utbredelse så lenge hunnene ligger nedgravet og ungene forblir i morens rugepose til de har fått den voksnes bygning. I Fanafjorden syntes *Leucon nasicus* og *Diastylodes* spp. bare å ha én periode med hanner i året (KAARTVEDT 1982); men han fant at også noen av de andre løftet seg et lite stykke fra bunnen om natten. Cumacéenes nære bunntilknytning bekreftes av de markert lave fangsttallene fra Gråøyrenna (Gk) i august 1988 (Tabell 5 og Fig. 31, kfr. Fig. 30 og Fig. 32), da sledefronten på grunn av for stor slepehastighet ble løftet litt opp fra underlaget. Av *Leucon*, *Eudorella* og *Diastylodes* fant HESTHAGEN & GJERMUNDSSEN (1978) henholdsvis bare 2, 5 og 2 % i øvre netthalvdel.

Om *Leptostylis longimana* sier SARS (1900) at han fant den både i den **mid-**delbare nærhet av Christiania og ved Drøbak, mer sparsomt langs syd- og vestkysten, i alminnelighet i et dyp av 30 - 100 favner (56 - 188 m) på mudderbunn. Den ble funnet av oss ved Steilene i 1952 og i Gråøyrenna i 1953, 1959 og 1960, men bare i lite antall. Tabell 5 kan tyde på at miljøet i **senere tid** har vært for dårlig for den i hele Indre Oslofjord (foreliggende prøver fra flere lokaliteter bør undersøkes), samt at miljøet utenfor Drøbakerskelen - der den i 1953, 1959 og 1960 knapt nok ble funnet - er blitt mer passende for den samtidig med at det ble for dårlig i Gråøyrenna. Ved Elle har *Leptostylis longimana* vært funnet i rikelig antall fra og med 1961. Oksygenforholdene kan ikke alene forklare disse observasjoner. Sannsynligvis skyldes de **forandringer** i sedimentets

fysiske og/eller kjemiske egenskaper som vi har for lite kjennskap til. En mulighet er også at utviklingen i *Leptostylis*-bestanden er knyttet til endringer i konkurranse og/eller predasjon fra andre arter.

Fangstdataene for *Diastylodes serrata* (Tabell 5) gir inntrykk av en art med mindre følsomhet. Forholdene i november 1971 og desember 1973 var dog for ille for den. Det samme gjelder for hele perioden 1971 - 1990 på feltet ved Steilene (Dk) og for tiden etter 1983 i Vesthullet (Ej). Den sparsomme forekomst av *Diastylodes serrata* i Gråøyrenna (Gk) i senere år er meget påfallende. Den var imidlertid like sparsomt representert i prøvene derfra i 1953, 1959, 1960 og 1961, og det kan derfor tenkes at bestanden for denne artens vedkommende i betydelig grad ble regulert av predasjon fra andre arter.

Diastylis lucifera står i en særstilling ved sin rikelige forekomst i Vesthullet i 1983. Muligens har vi her å gjøre med en art som kan dra fordel av en anrikning av organisk materiale. En slik antakelse kan støttes av at SARS (1900) om denne arten sier at den hadde en temmelig rikelig forekomst selv i den umiddelbare nærheten av byen. Ved sin tallrikhet ble *D. lucifera*, sammen med *Eudorella emarginata*, funnet å være karakteristisk for faunaen i rennen nordøst for Doggerbank (i 51m og 54 m dyp), der bunnens mudderinnhold og avsetningen av organisk materiale er spesielt stor (KÜNITZER 1990). Dybdeutbredelsen for *D. lucifera* ble av SARS (1900) angitt som 20 - 50 favner (38 - 94 m), og dette kan i alle fall forklare dens fravær fra lokaliteten ved Elle (Im).

Det generelle fravær av cumacéer ved Steilene i 1971 - 1990 (Dk, Tab. 5; Fig. 20) står i sterk kontrast til forekomsten av cumacéer der (*Diastylodes serrata* så vel som *Leucon nasicus*) i 1962 - 1965 (Fig. 19). Selv så langt inne som i Gåsøyrenna (Cl) ble cumacéer funnet i 13 av de 21 prøver som ble tatt i perioden oktober 1962 - august 1965. I juli 1964 ble det funnet så mange som 145 ind./100 m³ i Gåsøyrenna (Fig. 21). Men i Lysakerfjorden ble cumacéer bare funnet (9 ind./100 m³) ved denne ene av de 20 anledninger i samme periode (BEYER & VERSVIK 1968). Forskjellen mellom fraværet fra Lysakerfjorden i 1960-årene av cumacéer, som for det aller meste ligger i det øverste sedimentlag, og den samtidige forekomst der av et annet lite krepsdyr, *Bradyidius bradyi*, som holder seg like over sedimentet, gir en interessant skalering av kloakbelastningseffekten. I senere år har ingen av disse komponentene funnet forholdene gode nok i Lysakerfjorden og selv ikke ved Steilene.

I Svartedypet (Ek) ble der funnet et betydelig antall *Diastylodes serrata*, *Eudorella emarginata* og *Leucon nasicus*, men ingen andre cumacéer, både i oktober 1962 og i januar 1963 (GJERMUNDSEN 1974). Kanskje forekomsten av *Diastylodes serrata* i Svartedypet og til dels i Vesthullet (Ej) som Tab. 5 viser, kan skyldes at forholdene der og da var gode nok for denne arten, men i mindre grad for dens predatorer?

8.4.6 Dyrenes tilknytning til bunnen og betydningen av denne tilknytningen for fangsten

Viktigheten av de biologiske aktiviteter og biokjemiske omsetninger som finner sted i overgangssonen vann-bunn, samt vanskeligheter med å få et riktig bilde av faunaen der er omtalt i kapitlene 3, 4.2 og 6. Den bunnsløse som vi har benyttet, er spesielt konstruert for å fange de dyr som holder seg like over bunnen eller har så løs tilknytning til denne eller er så små eller skjøre at grabb, skrape og trål er uegnet til å fange dem. På så bløt bunn som den vi har i Indre Oslofjord, ville sleden raskt ha gravet seg ned og fylt seg med mudder dersom den ikke hadde en bred såle som forhindret dette. For å få med de dyr som holder seg helt nede på bunnen og i det aller øverste, ukonsoliderte sedimentlag, må sleden ideelt kjøres som en finstilt høvel. Dyr som lever lenger nede i sedimentet og/eller er sterkt forankret i dette, kan med fordel samles med annen redskap. Men, avhengig av bunnoverflatens fasong og bløthet, er det ikke til å unngå at vi i sleden også får med en del av disse dyr, og mengden av slike i en prøve vil kunne variere, ikke bare med livsforholdene på vedkommende lokalitet, men også med den mengde mudder som vi av tekniske grunner har fått med i den aktuelle prøven.

Mengden av m u d d e r i hoven når denne kommer på dekk blir notert i henhold til en meget grov skala, som er basert på lang erfaring. (0 = intet, 1 = lite, 2 = moderate mengder, 3 = rikelig, etc.) I tillegg til mineralske partikler (leire, silt, fin sand) består dette mudderet av organiske fragmenter (detritus) og små ekskrementpølser, de fleste av størrelsesorden $\frac{1}{2}$ mm, særlig fra polychaeter og muslinger. En varierende del av de fineste partikler i dette mudderet kan være blitt vasket ut gjennom maskene under slep og under opphivingen, påvirket av sjøgang og hivedistanse (dyp), selv om sledehoven etter lukking ligger sammenfoldet på platen.

Det er av særdeles stor interesse å få rede på om og i tilfelle i hvilken grad variasjoner som vi har registrert i fangstene av diverse faunakomponenter, også kan ha vært resultat av variasjoner i mengden av mudder som sleden har tatt opp. Den beste mulighet til å belyse dette ligger i materialet fra 1960-årene på grunn av den lange serie av observasjoner som da ble gjort med relativt korte mellomrom i tid. I Fig. 19, som blant annet viser variasjoner i fangstene av de to utmerkete indikatorartene *Tesserogastria musculosa* og *Bradyidius bradyi*, er den noterte muddermengden også tegnet inn tillikemed slepehastighet, som er av interesse i samme forbindelse. Vi må være oppmerksom på at de angitte muddermengder er grove tilnærmelser og at slepehastighetene er g j e n n o m s n i t t s v e r d i e r for hele trekkene. I tilknytning til kursendringer og variasjoner i vind og/eller overflatestrøm kan det forekomme ikke ubetydelige hastighetsvariasjoner under slepingen. For å gi variasjonene i slepehastig-

het og muddermengde utslag som passer i det grafiske bilde, er benyttet tredje potens av verdiene; f. eks. er 2 tegnet som $2^3 = 8$ og 3 som $3^3 = 27$.

Av Fig. 19 fremgår at der var to tilfelle med gjennomført synkronitet i utslagene, og det var i prøvene fra november 1962 og juni 1965. Denne synkronitet gir grunn til å anta at mangelen på både Cumacea og Amphipoda i prøven fra november 1962 og mangelen på cumacéer og det relativt lille antall amphipoder i prøven fra juni 1965 skyldtes at muddermengden i de prøvene var liten.

For *Bradyidius* er forholdet mer tvilsomt fordi kurven viser så store svingninger som ikke kan henføres til en slik forklaring. Det største antall av *Bradyidius* ble funnet i en prøve med lite mudder, fra juli 1963, da det dertil også ble gjort god fangst av *Tesserogastria* og middels fangst av cumacéer og amphipoder. Det blir ført journal ombord ved hvert trekk; men i journalen står intet som kan forklare det nevnte forhold i juli 1963. De relativt gode fangstene av *Bradyidius* i mai 1963 og februar 1965 kan ha sammenheng med at sleden da delvis gikk over et bunnparti med mindre dyp enn vanlig. Denne artens preferanse for noe mindre dyp er nevnt tidligere (Kap. 8.4.3).

Angående trekket i august 1963 kan vi lese at vi var kommet litt langt over mot en grunne som fiskerne kaller Morragrunnen. Men vi vet ikke om mangelen på cumacéer har sammenheng med dette. Etter trekket i september 1964 var lukkingen av hoven ikke fullstendig. Men det er vanskelig å tro at *Bradyidius* skulle være så meget dyktigere til å benytte seg av dette enn de likeledes spenstige amphipodene. Vi må nok leve med at vi ikke kan forklare alt som vi registrerer.

For *Tesserogastria* er utslagene i den variasjon som var synkronisert med de omtalte mudderminima i november 1962 og juni 1965, langt innenfor omfanget av øvrige variasjoner. Det kan se ut som vi har hatt å gjøre med en årlig bestandsoppbygging om våren og en nedgang om høsten. KAARTVEDT (1982) fant meget flere *Tesserogastria* i juni enn i april, september og desember i Fanafjorden. Men gyting kan i følge HESTHAGEN (1971) foregå til alle årets tider, og våre største fangster av *Tesserogastria* i Vesthullet, Svartedypet og ved Elle ble gjort i april (1983, 1983 og 1960).

At de manglende og små fangster av alle komponentene som ble gjort tidlig i 1962 hadde sammenheng med de dårlige oksygenforholdene (Fig. 65) kan ikke dras i tvil. En rekestråler som trakk like i nærheten samtidig med oss i mars 1962, fikk elendig fangst. Men forholdet mellom muddermengde og fangst i de senere prøver er så uryddig at det kan være hensiktsmessig med en tabellarisk oversikt (Tab. 6, neste side). Av denne fremgår at fangsten av *Tesserogastria* er så godt som uavhengig av mengden av mudder i prøven. Heller ikke for *Bradyidius* og Cumacea, som holder seg langs og i det aller øverste, løse sedimentlag, har variasjonene i muddermengde så stor innflytelse på fangstene at gyldigheten av de konklusjoner som tidligere er dradd om deres tilstedeværelse og fravær, kan dras i tvil.

Tabell 6. Forekomst av maksima (Maks) og minima (Min) i fangst ved Steilene (Dk) og disses tilsynelatende positive (Pos) og negative (Neg) korrelasjon eller mangel på korrelasjon (Ingen) til muddermengden. () betyr lite utslag i dyrefangst og/eller muddermengde. Kfr. Fig. 19.

TID	<i>Tesserogastria musculosa</i>		<i>Bradyidius bradyi</i>		Cumacea		Amphipoda	
	Maks	Neg	Maks	Ingen	Maks	Ingen	Maks	Neg
Januar 1962	Maks	Neg					Maks	Neg
Februar "							Min	Neg
Mars "	Min	Ingen	Maks	Ingen				
Mai "	Maks	Ingen	Min	Ingen			Maks	Ingen
Juli "	Min	Ingen			Maks	Ingen		
August "	Maks	Ingen			Min	Ingen	Min	Ingen
Oktober "			Maks	(Pos)	Maks	Pos	Maks	Pos
November "	Min	Pos	Min	Pos	Min	Pos	Min	Pos
Desember "					Maks	Pos	Maks	Pos
Januar 1963							(Min)	Ingen
Mars "	Maks	Ingen			Min	Ingen	(Maks)	Ingen
Mai "			Maks	Neg	Maks	Neg	(Min)	(Pos)
Juni "	Min	Neg	Min	Neg	Min	Neg		
Juli "	Maks	Neg	Maks	Neg	Maks	Neg		Neg
August "					Min	Neg	Maks	Pos
September "					Maks	Ingen		
November "			Min	Ingen	Min	Ingen	Min	Ingen
Januar 1964	Min	Ingen			Maks	Ingen		
Mars "			Maks	Pos	Min	Neg		Pos
April "			Min	Pos	Maks	Neg	Maks	Neg
Juli "	Maks	Neg	Maks	Neg				
September "			Min	Ingen	Min	Pos	Min	Pos
Februar 1965	Min	(Neg)	Maks	Pos			Maks	Pos
Mars "	(Maks)	(Neg)			Maks	Neg		
Juni "	Min	Pos	Min	Pos	Min	Pos	Min	Pos
Sum Pos		2		5		5		8
Sum Neg		4		4		7		4
Sum Ingen		6		4		6		5

Hva amphipodene angår, tyder dataene på at de i alle fall delvis har befunnet seg noe lenger nede i sedimentet. Som gruppe viser Amphipoda økologisk sett en helt usedvanlig stor allsidighet. Vi finner dem like fra over vannspeilet i stranden til de aller største havdyp. Noen er planktonisk, noen graver og noen sitter i rør.

Som helhet gir Fig. 19 inntrykk av at der var en omvendt korrelasjon mellom slepehastighet og fangst av *Tesserogastria*. Men dette forhold er ikke så sikkert. Markerte avvik viste seg i januar 1964 og i februar 1965. Den tilsynelatende avhengighet kan skyldes at vi tilfeldigvis hadde gjennomgående lavere slepehastighet om sommeren enn ellers.

Også Nudibranchiata manglet i prøven fra *Steilene* i november 1962 der det var lite sediment (Kap. 8.4.4, Fig. 90). Men nudibranchienes tilknytning til sedimentet ser ellers ikke ut til å være særlig kraftig og kan slett **ikke** forklare deres nesten totale fravær fra alle undersøkte prøver fra første halvdel av 1980-årene (Fig. 92). I *Lysakerfjorden* (Bn, Fig. 90) ble det fanget like mange nudibranchier i desember 1962 som i januar 1963, enda sedimentmengden i førstnevnte tilfelle var liten (1) og i sistnevnte tilfelle rikelig (3). Det kan tenkes at nudibranchienes kontakt med sedimentet i desember 1962 var ekstra lett på grunn av de elendige oksygenforholdene som der var da (Fig. 65).

Den nest største fangsten av nudibranchier, fra den trange og krokete *Gåsøyrenna* (Cl) i november 1962 (Fig. 90), kan dog ha sin tekniske forklaring ved at sleden etter meget kort slep kom opp på **fjellbunn** i bare ca. 40 m dyp. For den aller største fangstens vedkommende, fra november 1971 (Cl, Fig. 91), kan det ha vært av betydning at sleden etter en halv times slep i 72 - 62 m dyp satte seg fast bak en fjellknaus i 58 m dyp.

8.4.7 Gruppering av faunakomponenter

På grunnlag av **gjennomsnittstall** for hele undersøkelsesperioden 1962 - 1965 delte BEYER (1968) dyrene inn i tre grupper etter sin forekomst i Indre Oslofjord. I gruppe I - gruppen av de mest forurensningsresistente dyr - var de to polychaet-familiene Spionidae og Hesionidae samt Nudibranchiata (nakensnegl). De sistnevnte er behandlet i Kap. 8.4.4. Fra et **maksimum** i *Lysakerfjorden* avtok hver av de tre komponentene i gruppe I i antall både utover via *Gåsøyrenna* til *Steilene* og innover via dypet ved *Helviktangen* til dypet ved *Svartskog*, der nakensneglene aldri ble funnet.

Dyrene i gruppe II var bare meget sparsomt forekommende i *Bunnefjord*-området (ved *Helviktangen*, Cp, aldri ved *Svartskog*, Ep), økte i antall via *Lysaker-*

fjorden til G å s ø y r e n n a , men viste ingen ytterligere økning videre utover til Steilene. I denne gruppen var polychaeten *Pholoë minuta* samt de to bunnlevende copepodene *Bradyidius bradyi* (behandlet i Kap. 8.4.3) og *Diaixis hibernica*.

Den tredje gruppen (III) besto av *Tesserogastria musculosa* (behandlet i Kap. 8.4.2), Cumacea (Kap. 8.4.5), Amphipoda (Kap. 8.4.5), *Ophiura* sp. samt rekefamiliene Crangonidae (*Crangon* og *Pontophilus*, behandlet i Kap. 8.4.1), Pandalidae (*Pandalus* og *Pandalina*) og Hippolytidae (*Spirontocaris* og *Lebbeus*). Av disse dyrene var det bare *Tesserogastria* som ble funnet innenfor Lysakerfjorden, de øvrige knapt nok der. Alle forekom i konsekvent **økende antall** u t o v e r i fjorden fra Lysakerfjorden via Gåsøyrenna til Steilene.

For gruppene II og III fant GJERMUNDSEN (1974) en tydelig **forskyvning** u t o v e r fra 1960, 1962 og 1963 til 1971 og 1972, da **ingen** fra gruppe II ble funnet så langt inn som til L y s a k e r f j o r d e n . Med unntak av *Ophiura*, som han ikke behandlet, var forekomsten av gruppe III ved Steilene blitt **redusert** til nesten ingen ting.

I følge BEYERs diagram for gjennomsnittlig fangst 1962 - 1965 (BEYER 1968, Fig. 4) viste *Tesserogastria* en meget kraftig økning i antall fra lokalitet til lokalitet fra dypet ved Helviktangen (Cp) via Lysakerfjorden (Bn) og Gåsøyrenna (Cl) til dypet ved Steilene (Dk). Etter en enda mer markert økning fra Cp til Bn viste *Bradyidius* derimot bare en liten økning derfra til Cl og en liten nedgang igjen til Dk. Herværende Fig. 21 viser dette mønster enda mer utpreget for juli 1964. Dette mønster var grunnlaget for at *Bradyidius* av BEYER (1968) ble plassert i en gruppe av mer forurensnings-tolerante dyr enn *Tesserogastria*. På bakgrunn av flere data er vi imidlertid nå tilbøyelig til å anse den maksimale forekomst av *Bradyidius bradyi* i Gåsøyrenna i 1960-årene som knyttet til denne artens preferanse for moderat dyp (kfr. Kap. 8.4.3). I følge Fig. 19 - 33 ser *Bradyidius* og *Tesserogastria* ut til å passe godt i samme økologiske gruppe, men med *Bradyidius* som den minst forurensningstolerante av de to.

Så langt som materialet til nå er bearbeidet, ser forekomsten av rekene (Fig. 17 & 18) og Cumacéene (Fig. 22 - 33) ut til i prinsippet fremdeles å passe meget godt med den tidligere inndeling. For Amphipoda passer ikke systemet fullt så godt. Men de har alle nå en vesentlig mer sparsom forekomst ved Steilene.

8.4.8 Polychaeter

Faunakomponenter som tåler sterkere forurensningsbelastning (f. eks. lavere oksygeninnhold i vannet) enn dyr som kunne være deres fiender (predatorer) eller næringskonkurrenter, har fordel av dette og vil kunne utvikle spesielt tette bestander

på en lokalitet og/eller i en periode med en viss grad av forurensning. *Polychaeter* (mangebørstemakk) er generelt kjent for sin forurensningstoleranse, og noen av dem kan i spesielle tilfelle, som f. eks. *Polydora ciliata* (av familien Spionidae) i Lysakerfjorden, danne så tette bestander at det kalles for mattedannelse. Med fotografisk kamera på sleden har vi fått syn for dette (Fig. 102).

Tette bestander av slike komponenter vil kunne tolkes som en indikasjon på forurensning. Men glisne bestander eller fravær av de samme betyr ikke nødvendigvis at lokaliteten er frisk. Det kan også bety at miljøet er for dårlig selv for dem. I motsetning til dyr i gruppe III vil derfor faunakomponenter som hører til i gruppe I, ikke alltid kunne benyttes alene som indikasjon på lokalitetens tilstand. Til gjengjeld kan deres forekomst gi grunnlag for differensiering av livsforholdene på lokaliteter og i perioder der og når ingen av de mer kresne faunakomponenter er til stede. Det er i denne sammenheng et åpenbart behov for å få analysert foreliggende prøver fra lokaliteter mellom Steilene og Svartskog også etter 1971.

I oktober-november 1971 var forholdene fra Steilene (Dk) og innover så dårlige at **nesten ingen** av de faunakomponenter som er behandlet i kapitlene 8.2 - 8.4.7, fantes der (Fig. 14, Fig. 17, Fig. 22). **Samtidig** var der, som det fremgår av serien i Fig. 34 fra Elle (Im) til Svartskog (Ep), faunakomponenter som viste **betydelig forekomst**, ikke bare ved Steilene, men også **l langt innenfor**. Ved Svartskog var dog forholdene for ille til at selv disse forurensningstolerante dyrene kunne leve der.

Fig. 34 - 45 er arrangert slik at for hver lokalitet er komponentenes tilknytning til den innerste delen av fjorden økende mot høyre. Årene 1973 - 1990 er i denne henseende vurdert under ett, og som kriterier for rangeringen er benyttet både forekomstfrekvensen for de enkelte komponenter på de forskjellige lokaliteter og beliggenheten av den lokalitet der de ble funnet i størst antall. For hver lokalitet er altså komponenten med (tilsynelatende) minst forurensningsresistens lengst til venstre og den med størst forurensningsresistens lengst til høyre. For de fleste av disse dyrene er **forurensningsvennlig** kanskje et bedre uttrykk enn forurensningsresistent.

Av Fig. 34 ser vi at *Pholoë minuta* skiller seg ut både ved at den **ikke** klarte å leve med forholdene i Lysakerfjorden (Bn) og ved at den ikke som de andre avtok i antall utover fra et maksimum ved Helvik (Cp, *Gyptis rosea*), Lysakerfjorden (Bn, *Nereimyra punctata* og *Polydora ciliata*), Gåsøyrenna (Cl, Nudibranchiata og *Capitella capitata*) eller Gåsøyrenna-Steilene (*Antinoëlla sarsi*). Dette stemmer godt med BEYER's (1968) plassering av *Pholoë* i gruppe II. Vi ser også tydelig av Fig. 34 at de dyrene som klarte seg best lengst inne i fjorden, var de som klarte seg dårligst lengst ute. Med unntak av *Pholoë* viser dyrene i Fig. 34 **økende**

antall innover i fiorden til et maksimum langt inne, altså en gradient som er **motsatt** av det som vi har sett på Fig. 14, 15, 17, 18 og 21 - 33. Søylen for Svartedypet (Ek) i 1971 (Fig. 34) er for lave på grunn av usedvanlig lite sediment i prøven (teknisk feil).

I Fig. 35 - 45 er diagramplassen for *Nudibranchiata* avgitt til fordel for flere polychaeter fordi nudibranchiene viste seg ikke lenger å høre hjemme i denne utbredelsesgruppen (kfr. Kap. 8.4.4). De **manglet** i hele 50 av de 58 prøver som hittil er analysert fra perioden 1973 - 1990, mens de ble funnet på 6 av de 9 undersøkte lokaliteter fra 1971.

Videre er det i Fig. 35 - 45 i stedet for arten *Polydora ciliata* angitt familien Spionidae, som den tilhører. Taksonomien for *Polydora* er i følge GRAY (1982) uklar. Disse figurene skiller seg også fra Fig. 34 ved at *Nereimyra punctata* har skiftet rang og at *Gyptis rosea* er blitt borte. Av dette kan vi imidlertid ikke slutte at *Nereimyra* er blitt mer forurensningsresistent. Forskjellen skyldes systematisk uklarhet og identifiseringsproblemer. I følge MIRZA & GRAY (1981) har sannsynligvis både *Gyptis rosea* og flere *Nereimyra*-arter blitt inkludert i "*Nereimyra punctata*". Både *Gyptis*-slekten og *Nereimyra*-slekten hører til familien Hesionidae, altså gruppe I etter BEYER (1968).

I henhold til GRASSLE & GRASSLE (1976) representerer den berømte forurensningsindikatoren "*Capitella capitata*" sannsynligvis heller ikke bare én art, og i følge MIRZA & GRAY (1981) kan den til og med romme flere slekter. Nøyaktig identifikasjon av disse dyrene i den form de vanligvis foreligger i prøvene er så tidkrevende og vanskelig at det ikke anbefales av PEARSON, GRAY & JOHANNESSEN (1983).

Diagrammet for *Steilene* (Dk, Fig. 35) for **desember 1973** er dessverre ikke representativt på grunn av uvanlig lite mudder i prøven. Totalt fravær av den minst forurensningsvennlige, ellers så tallrike *Pholoë minuta* må dog kunne tolkes som et tegn på dårlige tilstander. I tillegg må vi regne med at et sesongrelatert minimum gjorde seg gjeldende på alle lokalitetene. Det relativt sterke innslag av *Pholoë* i august 1981 (Fig. 36) på alle lokalitetene i *Vestfjorden* så vel som i *Gråøyrenna* tyder på at forholdene da var blitt noe bedre, selv om mengden av Spionidae er en forurensningsindikasjon. At ingen levende dyr ble funnet ved *Svartskog* (Ep), er rimelig siden der nylig hadde vært fritt for oksygen selv helt oppe i 80 meters nivå (Fig. 66D). I juni 1982 (Fig. 37) ble forurensningspåvirkningen ved *Steilene* (Dk) bekreftet av forurensningsindikatoren *Capitella*. I *Vesthullet* (Ej) og *Svartedypet* (Ek) er **forholdet** mellom de forskjellige komponentene i 1981 og 1982 bemerkelsesverdig likt. Med unntak for *Capitella*, som det ble tatt mange av i *Vesthullet*, viser heller ikke fordelingen i april 1983 (Fig. 38) store forandringer på disse tre lokalitetene til tross for forskjellen i årstid.

Tilbakegangen for *Pholoë* så vel som fremgangen for Scalibregmidae og Spionidae i *Vesthullet* (Ej) og ved *Steilene* (Dk) i 1984 (Fig. 39) bekrefter

den **elendige** tilstand som vi tidligere har beskrevet for dette år (kfr. Fig. 15 & Fig. 27). Styrkingen av *Pholoë*-bestanden i 1985 (Fig. 40) samtidig med den markerte tilbakegang for de mest forurensningsvennlige Spionidae og *Capitella* samt Scalibregmidae i Svartedypet (Ek), Vesthullet (Ej) og ved Steilene (Dk) gir en god bekreftelse på den tidligere omtalte **forbedring**. I dypet av Bunnefjorden (Ep), hvor der ingen dyr hadde vært, er **fremgangen** for *Capitella* uttrykk for den samme forbedring. Forekomsten av *Capitella* ved Svartskog var ikke tilfeldig, og den var ikke alene der. Det ble også funnet et ikke ubetydelig antall av en annen polychaet - *Lumbrineris*.

I 1986 hadde *Capitella* befestet sin stilling i Bunnefjord-dypet og hadde nå fått flere med seg, til og med noen få *Pholoë* (Fig. 41). Dette må sees som et resultat av at Bunnefjorden hadde fått tilført **nytt dypvann tre år på rad: 1984, 1985 og 1986** (Fig. 68 og Fig. 69). En sammenlikning av Fig. 66D med Fig. 65 (Cp og Dp) viser at **dypvannsfornyelsen** (omtalt i Kap. 8.3) faktisk var **bedre i 1984 - 1986 enn i den gode perioden 1963 - 1965**. I begge tilfelle førte den kraftige vannfornyelsen til at polychaeter, med forsinket respons, slo seg ned på bunnen ved Svartskog (Ep).

8.4.9 Sammenlikning av bunnfaunaen ved Steilene og ved Svartskog

Det er av stor interesse å sammenlikne faunaen i Bunnefjorden med den samtidige fauna ved Steilene (Dk), der også **oksygenforholdene** i følge Fig. 65 og Fig. 66C var **vel så gode i 1984 - 1986 som i 1963 - 1965**.

Av Fig. 16 fremgår at der ved Steilene i 1963 - 65 var en bestand av **reker** som var vesentlig **bedre** enn den som befant seg samme sted i 1984 - 86. Fig. 19 viser at der ved Steilene i 1963 - 65 også var en god bestand av **andre dyr** med moderat eller mindre forurensningstoleranse. I 1984 - 86 (Fig. 20) sto det vesentlig **dårligere** til med disse dyr.

I Tabell 7 er tatt med alle foreliggende tilfelle med fangst av levende bunndyr fra dypet ved Svartskog - alle var polychaeter. I samme tabell er også angitt den samtidige fangst ved Steilene av de fleste av de ikke-planktoniske dyr, de tre første på artsnivå.

Diaixis hibernica er, likesom *Bradyidius bradyi*, en calanoid copepode som holder seg tett ved mudderbunnen. Med sin bunnslede fant SARS (1903) at den var temmelig vanlig i Oslofjorden. Dens dybdeutbredelse anga han som 20 - 60 favner (38 - 113 m). Arten ble funnet ved Elle både i 1953, 1959, 1960 og 1961 (INDREHUS 1967), men bare i lite antall, sannsynligvis på grunn av dypet. Som gjennomsnitt for 4 prøver fra

Gråøyrenna i juni 1959 ble *Diaixis* funnet i et antall av 100 ind./100 m³ (S. D. = 58). Men i april 1960 ble ingen funnet der, og i februar 1961 bare et lite antall. *Diaixis hibernica* manglet ved Steilene i januar og februar 1962. Arten hadde tydeligvis fått vanskeligheter med å klare seg i Indre Oslofjord i begynnelsen av 1960-årene.

Tabell 7. Sammenlikning av bunnfaunaen ved Steilene (Dk) og ved Svartskog (Ep) i de for Bunnefjorden gunstigste periodene. Bare et utvalg av dyrene som fantes ved Steilene er tatt med. Individuer/100 m³. Data for 1960-årene er fra BEYER & VERSVIK (1968).

ÅR	Må- ned	Lo- kali -tet	<i>Tessero- gastria musculosa</i>	<i>Brady- idius bradyi</i>	<i>Diaixis hibernica</i>	Amphi- -poda	Cuma- cea	Cran- goni- dae	Pandalidae + Hippoly- tidae	Poly- chaeta
1963	Aug.	Dk	548	135	36	40	0	11	7	759
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	113
"	Sep.	Dk	411	52	136	14	14	15	5	1154
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	144
"	Nov.	Dk	369	4	0	4	4	18	5	267
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	274
1965	Juni	Dk	450	0	5	15	0	12	6	288
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	120
1985	Juli	Dk	0	4	0	8	0	0	2	2721
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	391
1986	Juni	Dk	0	3	0	9	0	1	9	642
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	1085
1987	Aug.	Dk	0	0	0	28	0	0	13	844
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	4
1988	Aug.	Dk	0	0	0	16	0	1	17	1968
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	4
1989	Aug.	Dk	7	7	0	241	3	1	20	2386
"	"	Ep	0	0	0	0	0	0	0	4

En sammenlikning av Fig. 89 med Fig. 65 gir et eksempel på den tydelige sammenheng som der i 1962 - 1965 var mellom tilførsel av oksygenrikt vann ved bunnen og faunaen der.

De dokumentert dårlige periodene oktober-november 1971 og desember 1973 kan ha vært fatale for *Diaixis*. Den ble da **ikke funnet** noe sted. FRITZVOLD (1981) fant

den i et gjennomsnittlig antall av bare 12 ind./100 m³ (S. D. = 14) i Gråøyrenna i juni 1975. I vårt materiale fra 1981 - 1990 har vi hittil **ikke funnet** et eneste eksemplar av *Diaixis hibernica* til tross for flere tilfeller av meget god vannutskiftning.

I følge Tab. 7 var **forskjellen mellom faunaen ved Steilene og ved Svartskog betydelig mindre i 1980-årene** enn den var tidligere. Det kunne være nærliggende å mistenke at årsaken til denne forandring var at en meget betydelig del av kloakken i tiden mellom de to periodene er blitt overført fra Bekkelagsbassenget, som har sitt dypeste utløp mot syd - det vil si til Bunnefjord-området, der overløpet fra Bekkelagsbassenget hadde en dokumentert uheldig innflytelse på bunnen (BEYER 1967a) - til Vestfjorden, ikke så svært langt fra Steilene. Men faktum er, som flere av våre figurer viser, at faunaen langs bunnen i Vestfjorden var blitt mer og mindre ødelagt **før** denne kloakkoverføringen fant sted.

I 1987 var der lite oksygen igjen i dypet av Bunnefjorden (Fig. 69), og som Tabell 7 og Fig. 42 viser, var der bare små fragmenter av faunaen tilbake. Fig. 43, Fig. 44 og Fig. 45 gir kanskje ikke grunn til andre kommentarer enn at der var en betydelig likhet mellom lokalitetene og en fortsatt tydelig forurensningspåvirkning i Vestfjorden i 1988, 1989 og 1990.

Fig. 31 viser en påfallende forekomst av Amphipoda i Svartskogdypet i 1988. Vi kan med temmelig stor sikkerhet si at disse få eksemplarene var dyr som hadde havnet der ufrivillig. De tilhører nemlig arten *Corophium bonelli*, som vanligvis finnes i et dyp av 6 - 10 favner (SARS 1895 a) og også er kjent fra brakkvannsområder (STEPHENSEN 1929).

8.5 PRØVENES INNHOLD AV FORAMINIFERER SOM UTTRYKK FOR VARIASJON I SLEDEFRONTENS SKRAPENDE EFFEKT. ØVRIGE FAUNAKOMPONENTERS FANGSTMESSIGE KORRELASJON TIL FORAMINIFERENE OG TIL HVERANDRE SOM INDIKASJON PÅ DYRENE'S LEVEVIS OG SAMHØRIGHET SAMT PÅ PRØVENES ANVENDELIGHET

Blant bløtbunnens encellede dyr stikker *foraminiferene* seg ut både ved sitt harde skall og sin tallrikhet. Det finnes noen få foraminifer-arter som er forbausende store (Fig. 6, Kap. 8.1) og disse bør fortrinnsvis samles med en liten slede (RISDAL 1963). Men de aller fleste er så små at de i stor grad vil kunne forsvinne gjennom maskene (0,5 mm) under slep av det redskap som vi har benyttet, ved spylingen av hoven på dekk og ved den vaskingen av prøvene i laboratoriet som er nødvendig forut for de mikroskopiske studier. På og i den jevne bløtbunnen er foraminiferene så

tallrikt og jevnt fordelt at de vanligvis samles med et rørlodd (kjernebor) av bare et par tommers diameter.

LAURITSEN (1983), som samlet foraminiferer fra 72 til 163 m dyp i den sentrale Vestfjord (i Indre Oslofjord), fant at andelen av foraminiferer som ikke gikk igjennom 0,250 mm-sikten, var sparsom. Mer enn 50 % av de levende foraminiferer ble av ham funnet dypere enn 2 cm under sedimentoverflaten. Som gjennomsnitt for de øverste 4 cm av sedimentet på sine 13 stasjoner fant LAURITSEN 38 levende foraminiferer pr. cm².

RISDAL (1963), som blant annet tok prøver fra de samme lokaliteter som vi har benyttet, fant et markant minimum i Gråøyrenna - et minimum i Gråøyrenna er også antydnet i vårt materiale - og økende antall innover Vestfjorden til et maksimum i Lysakerfjorden (Bn). Som en tilpasning til forurensningspåvirkningen forandret arts-sammensetningen av foraminiferer seg innover i fjorden. Men i det svarte sedimentet fra Bunnefjorden fant RISDAL få og bare døde individer.

Det finnes også pelagiske foraminiferer, hvis tomme skall dominerer sedimentet på stort dyp over svære arealer av det åpne hav, der så lite annet avsettes og faunaen er sparsom. Men i planktonprøver fra Oslofjorden ser vi særdeles lite til slike. De foraminiferer som vi får i våre prøver, er bunnlevende foraminiferer som sleden har skrapet opp sammen med sediment. Med sitt tunge skall, uten lemmer og uten cilier (flimmerhår) er foraminiferene selv ute av stand til å heve seg over sedimentet. Selv om de aller fleste går tapt, vil derfor antallet av foraminiferer som vi får i bunn-sledeprøvene, kunne tjene som et slags mål på i hvilken grad sledefronten har skrapet materiale opp fra bunnen.

I Fig. 77 - 87 er angitt fangstene av de for de forskjellige lokaliteter mest **representative** komponentene. For å få med både varighet og mengde av forekomstene har vi som kriterium for utvalget benyttet summen av forekomstprosenten og prosenten av forekomst med mere enn 10 individer/100 m³. En komponent med forekomst i samtlige prøver fra en lokalitet, men aldri med mer enn 10 individer/100 m³, får da en poengsum på 100 + 0 = 100. En komponent med forekomst i bare halvparten av prøvene, men da hver gang med mer enn 10 individer/100 m³, får samme poengsum (50 + 50 = 100), etc. For ikke å få alt for mange kurver fra de ytterste lokalitetene har vi fra Elle bare tatt med komponenter med poengsum større eller lik 125, fra Gråøyrenna større eller lik 115, mens grensen for de øvrige lokalitetene er satt ved 100. Samtlige komponenter over disse sperregrensene er tatt med unntatt planktoniske copepoder og krill (Euphausiacea), hvis vertikalfordeling er bestemt av lys, utviklingsstadium og årstid, og hvis eventuelle nærhet til bunnen derfor er en funksjon av dennes nivå. Chaetognathene (pilormene) *Sagitta* og *Eukrohnia* er tatt med som eksempler fra pelagialen (de frie vannmasser).

Av disse figurer fremgår (1) forskjeller og likheter mellom fordelingsmønstrene for diverse faunakomponenter, (2) forskjeller lokalitetene imellom og (3) spesielle trekk ved de enkelte prøver.

Hva komponentene angår, ser vi at mange av dem varierer *s y n k r o n t* innenfor den enkelte lokalitet, o g s å når de fanges i lite antall. Dette gir en viss tillit til tellemetodikken.

Det er vanskelig å komme utenom den konklusjon at en påfallende parallellitet mellom fangstene av diverse komponenter også er et uttrykk for at disse komponentene fantes i tilnærmet samme relative mengde på vedkommende lokalitet til forskjellig tid. Dette kan tolkes som et mål for *b a l a n s e* og *s t a b i l i t e t* i samfunnet. I denne henseende viser Fig. 77 - 87 en åpenbar forskjell mellom lokalitetene. Vi ser at der er en avtakende grad av orden på kurvene fra lokalitetene innover i fjorden. Det temmelig kaotiske bilde som kurvene fra lokaliteten ved Steilene gir (Fig. 86 og særlig Fig. 87), indikerer en hardt presset fauna der mange av komponentene rett som det var ble slått helt ut.

Stor likhet i variasjonen av fangstene av flere faunakomponenter kan både være et resultat av at andelen som fanges, påvirkes på samme måte av sledens gang og et resultat av at disse komponentene påvirkes på samme måte (i samme grad) av utslagsgivende miljøfaktorer.

Fangsten av foraminiferer er vist i det første av diagrammene fra hver lokalitet, altså henholdsvis i Fig. 77 (Im), Fig. 80 (Gk), Fig. 82 (Ek), Fig. 84 (Ej) og Fig. 86 (Dk). På bakgrunn av foraminiferenes tallrikhet både i frisk og mindre frisk bunn, deres uløselige tilknytning til sedimentet og store forekomst et stykke nede i dette vil overensstemmelser og uoverensstemmelser mellom foraminiferantallet og fangsten av øvrige faunakomponenter gi verdifull informasjon om sistnevntes levevis i forhold til substratet - i tillegg til det som fra før vites om dette. Dette er imidlertid ikke stedet for en detaljert diskusjon av disse forhold, som ville kreve differensiering både med hensyn på utviklingsstadium, kjønn og kjønnsmodning for hver enkelt art.

For de dyrs vedkommende som holder seg nede i sedimentet, kan man ikke legge noen vekt på det om de mangler helt eller nesten i en prøve når denne prøven heller ikke inneholder noe betydelig antall foraminiferer. Slike tilfelle er merket med ** i aktuelle figurer. Tatt i betraktning de lange slepedistanser som er benyttet, kan ingen eller påfallende liten fangst av en komponent i en prøve med tallrike foraminiferer derimot tolkes som en indikasjon på at vedkommende komponent der og da ikke eller bare knapt fantes. Eksempel: Fraværet av *Diastylodes serrata* i prøvene fra Svartedypet i august 1984 og juli 1985 tross tallrike foraminiferer (Fig. 83, kfr. Fig. 82). Det samtidige fravær av *Tesserogastria musculosa* (Fig. 83) ville ha blitt godtatt som reelt selv med

langt færre foraminiferer på bakgrunn av det som vi allerede har lært om fangbarheten av denne arten i Kap. 8.4.2 og 8.4.6.

God fangst av en komponent i prøver med få foraminiferer indikerer at denne komponenten ikke er så intimt forbundet med selve substratet at vi behøver å ta forbehold med hensyn til sledens gang. Ekstra god fangst i slike tilfelle kan skyldes at dyrene fortrinnsvis unngår bunnkontakt og finnes i økende tetthet i nivået for sledenettets overkant. Fangsten av plankton-dyrene *Conchoecia elegans* og *Eukrohnia hamata* ved Elle i august 1989 (Fig. 79, kfr. Fig. 77) kan f. eks. tydes slik.

Slutninger om dyrenes levevis i forhold til sedimentet kan sikrest trekkes fra fangstene ved Elle fordi det der ikke forekom dramatiske forandringer i miljøet fra år til annet som kunne tenkes å gi større utslag i fangstene.

De relativt høye antall for august 1989 av både amphipodene *Lysianassidae* (Fig. 77) og *Rhachotropis macropus*, isopoden *Munnopsis typica* og mysidacéene *Amblyops abbreviata* og *Boreomysis arctica* (Fig. 79) samtidig med et markert minimum i foraminifer-fangst (Fig. 77) viser at også fangsten av disse dyr var uavhengig av hvor meget sleden hadde skrapet opp. Alle disse er krepsdyr med ekstremiteter som er egnet til svømming. *Boreomysis* forekommer også i planktonprøver. Våre fangstdata for *Amblyops* og *Munnopsis* støtter akvarieobservasjoner av dyrenes atferd gjort av henholdsvis SARS og HULT. Om *Amblyops abbreviata* sier SARS (1872) at den som oftest sitter stille på bunnen og bare av og til tar en utflukt i vannet, men at hannene dog er livligere enn hunnene og svømmer temmelig fort omkring. Om *Munnopsis typica* sier HULT (1942) at den som regel sto på bunnen på tredje og fjerde benpar (som er ekstremt lange). Ved svak forstyrrelse krøket den seg ned mot bunnen. Men ble den skremt, svømte den hurtig opp fra bunnen. Dette er samme oppførsel som omtalt for muddermedusen *Tesserogastria* (Kap. 8.4.2).

Om fangbarheten av *M. typica* sier HULT (1942, p. 117): "as I discovered later, the runner-dredge is no suitable appliance for these comparatively rapid swimmers." At HULT hadde større vanskeligheter med å fange *Munnopsis* enn vi har hatt, kan forklares ved at HULT's slede gikk på meier, hvis bæreflate antakelig ikke var stor nok til å holde nettet tilstrekkelig høyt over bunnen. Både GJERMUNDSSEN (1974) og vi har gjort meget gode fangster av *Munnopsis* i den ytterste delen av Oslofjorden.

Om *Rhachotropis macropus* sier BRATTEGARD & HØISÆTER (1973, s. 52): at den "er muligens den vanligste amphipod på bløtbunnene i våre dype fjorder, i alle fall mellom 200 og 800 m's dyp. Den er en meget god svømmer og opptrer som rovdyr og spesialist på små krepsdyr."

Heller ikke for de copepodenes vedkommende, *Xanthocalanus propinquus* og *X. fallax* (Fig. 79), var fangsten i særlig grad korrelert til foraminiferantallet, skjønt de, likesom den tidligere (Kap. 8.4.3) omtalte *Bradyidius bradyi* holder

seg så tett til bløtbunnen at SARS (1903) aldri fikk dem i planktonhov, men bare i sin lette bunnskrape (sledehov).

Blant muslingene har flyskjellet *Pseudamussium septemradiatum*, de største, stripete skjellene på Fig. 7 (Kap. 8.1) en så spesiell atferd at det i denne sammenheng om fangbarhet må holdes for seg. På undervannsvideo har vi sett at flyskjellet lå helt oppå bunnen, og det utviste livlig svømmeaktivitet når videoutstyret nærmet seg. Dets forekomst i fangstene fra Vesthullet (Fig. 85, kfr. Fig. 84) og Steilene (Fig. 86) viser også svært liten overensstemmelse med foraminiferfangstene.

Den prøven som i sin helhet er vist i Fig. 7, inneholder 194 muslinger, mens den prøven som i sin helhet er vist i Fig. 6, inneholder 3035 muslinger. Dette er et eksempel på at de tall som ligger bak de grafiske fremstillinger av fangstene av 'Muslinger ekskl. flyskjell' i Fig. 78, 81, 82, 84 og 86, i vesentlig grad refererer seg til bittesmå individer, spesielt av artene *Abra nitida* og *Thyasira flexuosa*. Disse muslingene ligger nede i sedimentet; men når de er så små, kan de ikke befinne seg langt under sedimentets overflate fordi de er avhengige av at spise- og pusterøret kan nå over denne. Foraminiferene har ikke noen slik avhengighet, og dette kan være en medvirkende årsak til at en reduksjon i foraminiferfangsten ikke ga like sterkt utslag i muslingefangsten (Fig. 77, kfr. Fig. 78; Fig. 80, kfr. Fig. 81; Fig. 82; Fig. 84).

Den gode fangstmessige overensstemmelse - som viser seg ved samme vinkler på kurvene - mellom muslingene og de fleste av de øvrige komponenter i Fig. 78 kan være et vitnemål om synkrone bestandsfluktasjoner; men den kan samtidig være et uttrykk for at disse dyrene befant seg i samme nivå. Om isopoden *Eurycope cornuta* sier HULT (1942, p. 107) at "it is extremely seldom that one can secure it in the runner-dredge without this simultaneously bringing up bottom-mud."

At fangstene av *Sagitta elegans* (Fig. 78) i 1973, 1981 og 1985-86 ikke viste samme variasjonstendens som muslingene, er ikke å undres over siden *Sagitta* egentlig er en ekte plankton-organisme - selv om den, som vist av JAKOBSEN (1971), i ca. 100 meters dyp kan finnes i betydelig større konsentrasjon langs bunnen enn høyere oppe.

Spesielt liten reduksjon i fangstene fra Elle i 1989 ser vi for *Cumacéene* *Diastylodes serrata* (Fig. 78) og *Leptostylis longimana* (Fig. 77). Typisk for dyrene i denne gruppen er å ligge i det øverste sedimentlag, men ikke lenger nedgravet enn at både snuten og halespissen stikker opp (ZIMMER 1933). Ved forstyrrelse blir noen av dem liggende urørlig, mens andre svømmer "blitzschnell" derfra for å grave seg ned et annet sted (loc. cit.). Formodentlig blir de, på samme måte som mudderrekene, lettere gjenstand for fangst i sleden når de skremmes opp fra sitt leie, og det kan da bli gjort gode fangster av dem selv om ikke sleden skrapper dypt nok til å få med seg store mengder av foraminiferer. Men gruppen er variabel. Fig. 80 viser sterk tilknytning til

foraminiferfangstene både for *Diastylodes serrata*, *Eudorella emarginata*, *Leucon nasicus* og *Leucon* sp. i Gråøyrenna. Litt lenger inne i fjorden, i Svartedypet, var det imidlertid helt tydelig miljøforholdene og slett ikke teknikken som bestemte fangsten av *Diastylodes*. Der ble den fanget i rikelig antall i april 1983 i en prøve med få foraminiferer og lite mudder (Fig. 83 og Fig. 82). Kanskje den ved sin atypiske oppførsel viste at sedimentet ikke lenger var akseptabelt for den? I august 1984 og i juli 1985 lyktes det ikke å finne den i det hele tatt tross rikelig fangst av foraminiferer og gode oksygenforhold (Fig. 68 og Fig. 69). Forholdene hadde vært alt for dårlige for den i mellomtiden (kfr. Kap. 8.3 og 8.4.5).

(*Leucon* sp. er for det meste individer av denne slekten som er for lite utviklet til å kunne identifiseres til art.)

Ostracodene *Macrocyprina angusta* (Fig. 78), *Macrocypris minna*, *Philomedes lilljeborgi* og *Echinocythereis echinata* (Fig. 77), som alle av ELOFSON (1941) ble regnet blant de gravende ostracodene, hadde tendens til å befinne seg så langt nede i sedimentet at de unngikk fangst ved Elle i august 1989, da sleden ikke skrapet dypt nok til å få med seg et større antall foraminiferer. Denne mangelen viser seg tydelig i Fig. 15 (Im). Der er imidlertid nok av tilfelle både i Fig. 14 og i Fig. 15 til å vise at områdene innenfor Drøbakterskelen i vår tid har vært et vesentlig dårligere tilholdssted for ostracoder enn lokaliteten ved Elle. Sedimentets kvalitet er sannsynligvis årsaken.

Det ble i Kap. 8.1 innledningsvis nevnt at rekke biomassemessig sett som regel er den dyregruppe som utgjør hovedtyngden i bunnsledeprøver fra friske bløtbunnslokaliteter (kfr. Fig. 4 og Fig. 6). Dette er i seg selv et tegn på god fangbarhet. Det er derfor ikke overraskende at hverken *Lebbeus polaris* (Fig. 77), *Pandalus borealis*, *Pandalina profunda* eller Crangonidae (*Pontophilus norvegicus* + *Crangon allmanni*, Fig. 80) viser samme fangstmessige variasjoner som foraminiferene.

Den utvilsomme tilknytning til substratet hos mysidacéen *Erythrotops serrata* ble påpekt i Kap. 8.4.5. Den ligger dog ikke i sedimentet slik som foraminiferene gjør, og Fig. 80 viser at den (i august 1988) lot seg fange i betydelig antall selv om sleden bare fikk med seg ekstremt få foraminiferer. At fangsten av *Erythrotops serrata* ikke er så følsom for variasjoner i de tekniske omstendigheter, er av spesiell interesse på grunn av denne artens store verdi som indikator-art. Dens totale fravær i prøven fra Gråøyrenna i desember 1973 - ovenikjøpet med tallrike foraminiferer - er en pålitelig indikasjon på dårlig miljø. Den rikelige fangst av *Erythrotops* samme sted i desember 1974 (Tab. 4) viser at fraværet i desember 1973 ikke kan tilskrives noen biologisk årsrytme.

Kurven for fangst av *Erythrotops* i Svartedypet (Fig. 83) viser et forløp som er meget forskjellig fra den tilsvarende kurven for foraminiferfangst (Fig. 82) og

levner ingen tvil om at **forsvinningen** av *Erythrops* fra Svartedypet i 1985 var reell.

For en annen av de viktige indikatororganismenes vedkommende, muddermeddusen *Tesserogastria musculosa*, er det allerede (Kap. 8.4.6) konkludert at fangstene av denne er så godt som uavhengig av mengden av mudder i prøvene. Riktigheten av denne konklusjon blir i høy grad bekreftet av kurvene i Fig. 78 (kfr. Fig. 77), Fig. 81 (kfr. Fig. 80) og Fig. 83 (kfr. Fig. 82).

Etter sin levevis deles *Polychaeta* inn i to hovedgrupper: Errantia (de vandrende) og Sedentaria (de sittende). Førstnevnte kan, vel å merke, krype både et godt stykke nede i sedimentet - noen av dem vanligvis så dypt at sleden ikke får fatt i dem (kfr. kommentar til Fig. 12 i Kap. 8.1) - og oppå dette, og noen av dem kan - når de ønsker det - til og med svømme ganske godt. Det siste er f. eks. tilfelle med *Antinoëlla sarsi*. Fig. 8 (kommentert i Kap. 8.1) viser svært store mengder av denne arten i en prøve som bare hadde inneholdt moderate mengder bunnslam før fotografering. De store variasjoner med hensyn til overensstemmelse/uoverensstemmelse med foraminifer-fangstene som fangstene av *Antinoëlla* (Fig. 78, kfr. Fig. 77; Fig. 81, kfr. Fig. 80; Fig. 83, kfr. Fig. 82; Fig. 84 og Fig. 86) viser på forskjellige lokaliteter og til forskjellig tid, kan meget vel være utslag av forskjellig oppførsel, som igjen kan være reaksjon på variasjoner i miljøforholdene.

En annen av de errante polychaetene, *Pholoë minuta*, viste meget god overensstemmelse med foraminiferene i Gråøyrenna (Fig. 81, kfr. Fig. 80) og i Svartedypet (Fig. 82). Men Fig. 84 fra Vesthullet og Fig. 86 fra Steilene viser at i 1984 og i 1973 var forholdene for dårlige for *Pholoë*, men ikke for foraminiferene. *P. minuta* er særdeles allsidig med hensyn til type av substrat, ikke gravende, men dog omtalt som endobenthos (PETTIBONE 1963; HARTMANN-SCHRÖDER 1971). Fangstene av *Lumbrineris*, som også hører til Errantia, viste meget god overensstemmelse med foraminiferfangstene i Svartedypet (Fig. 82), men særdeles dårlig ved Steilene (Fig. 87, kfr. Fig. 86).

For fangstene av de sedentære polychaetene er det grunn til å vente en mer konsekvent overensstemmelse med mengden av foraminiferer og sediment i prøvene. En av dem, *Chaetozone* sp., viser, skjønt med ganske små tall, meget god overensstemmelse med de små muslingene ved Elle (Fig. 78) og som regel, men slett ikke alltid, en rimelig overensstemmelse med disse på lokalitetene lenger innover (Fig. 81, Fig. 82, Fig. 84, Fig. 86).

Hva Spionidae angår, tyder Fig. 77 på at disse, skjønt de sitter i rør, lettere lar seg fange enn foraminiferene, og Fig. 85 (kfr. Fig. 84) og Fig. 87 (kfr. Fig. 86) viser dårlig overensstemmelse mellom Spionidae og Foraminifera. Det første kan forklares ved at spionidenes rør er tynne og lette og stikker relativt høyt opp fra substratet (for å kunne ta inn vann som er noe friskere enn det som er i kontakt med sedimentet og

ta til side synkende organiske fragmenter før de når bunnen). For den mest forurensningsvennlige av dem, *Polydora ciliata*, er det kjent at den ved oksygenmangel (i akvariet) straks kryper ut av sitt rør (LINKE 1939). For øvrig har forskjellige arter innen familien Spionidae ulik forurensningstoleranse (-preferanse), og varierende arts-sammensetning og store variasjoner i miljøforholdene kan antas å være ansvarlig for at figurene fra de innerste lokalitetene er så uryddige.

Polychaeter av familiene Terebellidae og Sabellidae har betydelig grovere rør med bedre forankring i muddret, og på videofilm har vi sett hvorledes de raskt trekker seg ned i røret når de blir skremt.

De relativt lave verdier for de aller fleste komponentene ved **Elle i desember 1973** (Fig. 77, Fig. 78, Fig. 79) kan antas i noen grad å være en årstidseffekt. Av de 28 komponenter som hadde et markert minimum da, er 8 blant dem som ble gjort til gjenstand for spesielle studier av FRITZVOLD (1981). 7 av disse ble av ham funnet i betydelig mindre antall i desember 1974 enn i juni 1975. Det ville i denne sammenheng være av stor interesse å få analysert foreliggende prøver fra januar 1976, 1984, 1985 og 1986.

8.6 VARIASJONER I ANTALL IKKE-PLANKTONISKE TAXA I PRØVER FRA ELLE TIL STEILENE. VURDERING AV MATERIALETS DOKUMENTASJONSVERDI

Vi har i det foregående sett at arter som lever et stykke nede i sedimentet, av denne grunn helt kan unngå å bli representert i enkelte prøver. Omvendt kan man si at ved å gjøre innsamling spesielt langt nede i sedimentet kan man få med dyr og typer av dyr som man ellers ikke får i prøvene. Siden antallet av arter og grupper (taksonomiske enheter, taxa) som faunaen består av, er en viktig karakteristikk for en lokalitet, er disse i Fig. 88 presentert sammen med slepehastighet i knop og estimert muddermengde (kfr. Kap. 8.4.6). Som tidligere gjøres oppmerksom på at mudderslagene er grove tilnærmelser og slepehastighetene er gjennomsnittsverdier for hele trekkene. Det gjøres videre oppmerksom på at rent planktoniske arter her ikke er tatt med.

Ser vi først på hele Figur 88 under ett, fremgår et tydelig **avtakende taxa-antall innover i fjorden** (skala til høyre). Dette virker ikke så dramatisk som fremstillingen i Fig. 14 og Fig. 15, for det første fordi rike og mindre rike prøver fra samme lokalitet her er stilt ved siden av hverandre og for det andre fordi ikke bare individtallet, men også artstallet for polychaeter viste en økning innover, som dog ikke var stor.

Videre ser vi en tendens til parallellitet mellom muddermengde og taxa-antall, som er temmelig tydelig på de tre ytterste lokalitetene, men ikke på de to innerste.

Den gjennomgående betydelig større muddermengde i prøvene fra *Vesthullet* og *Steilene* er utvilsomt en følge av at substratet der var **bløtere**. Men faunaprøvene ble ikke noe rikere av de store muddermengdene der, rimeligvis fordi **oksygenbalansen** et stykke nede i sedimentet var for dårlig for de fleste potensielle beboere.

Særlig i trekkene fra *Elle* og *Svartedypet*, til dels også fra *Gråøyrenna*, er der tendens til en omvendt korrelasjon mellom slepehastighet og muddermengde. Den ekstremt lave slepehastigheten (0,3 knop) ved *Elle* i august 1981 skyldtes at vi for sent ble oppmerksom på at overflatestrømmen hadde snudd.

Når den ekstremt elendige situasjon i desember 1973 holdes utenom, tyder søylene på at antallet taxa i løpet av undersøkelsesperioden har **avtatt** noe på de to ytterste av disse lokalitetene og **øket** noe på de tre innerste.

Det omtalte vinterminimum ved *Elle* i 1973 kan synes å ha blitt forsterket ved at muddermengden da bare var moderat. Med unntakelse av Polychaeta og Isopoda var der relativt få taxa innen alle hovedgruppene; men det var særlig ostracodene og amphipodene som var ansvarlig for det store utslaget. I 1986 og 1987 var det derimot polychaeter og amphipoder det var relativt få komponenter av.

Også i *Gråøyrenna* synes et mulig vinterminimum i 1973 i noen grad å ha blitt forsterket av en relativt liten muddermengde i prøven. Foraminiferfangsten var imidlertid ikke spesielt liten (Fig. 80), og det var heller ikke tilfelle for antallet polychaet-taxa. At faunaen dengang med god grunn var i dårlig forfatning, er tidligere påpekt (Kap. 8.2 og 8.3; Fig. 10 og 11). Ansvar for det relativt dårlige fangstresultat i **august 1988** må derimot uten tvil legges på metodikken. Et interessant forhold er at det for taxaenes vedkommende var Polychaeta som gjorde nesten hele utslaget. Innenfor denne gruppen ble det funnet 8 færre taxa enn det gjennomsnittlige antall for de øvrige prøver som er presentert. Som det fremgår av Fig. 43, ble også individtallet av polychaeter i meget høy grad påvirket. Observasjonene er et uttrykk for at disse dyrene gjennomgående har en relativt fast tilknytning til sedimentet.

Reduksjonen i antall krepsdyr-taxa var ikke så stor (Fig. 15). Den samtidige reduksjon i antall individer av disse var relativt meget større (Fig. 18, Fig. 31).

Hva angår fangstene fra *Svartedypet*, kan det sies at med unntakelse av Nudibranchiata, som har en lett tilknytning til substratet, viser de artene som er inkludert i Fig. 34 fra oktober-november 1971 - og som alle er polychaeter - en tydelig underrepresentasjon. Denne viser seg ved en sammenlikning med de samtidige fangstene av samme slags dyr fra utenforliggende og innenforliggende lokaliteter samt med senere prøver fra *Svartedypet*. Fravær av både Ostracoda, Cumacea og Amphipoda i prøven fra 1971 (Fig. 14) er også påfallende og bekrefter oppfatningen av at prøven teknisk sett ikke var god nok. For øvrig er det *Svartedyps*-prøven fra

april 1983 (Fig. 88) som ikke er tilfredsstillende. Som i Gråøyrenna i august 1988 var det også her reduksjonen av polychaet-taxa som bidrog mest til nedgangen (19 til 5). Et minimum vist, naturligvis, også i antall individer som ble fanget (Fig. 38, kfr. Fig. 37 og Fig. 39). Relativt sett var reduksjonen i antall taxa av Ostracoda (3 til 0) og Cumacea (5 til 1) like tydelig. Fig. 26 viser imidlertid at prøven tross alt ga verdifull informasjon.

Søylene fra **Vesthullet** (Fig. 88) viser at en rikelig muddermengde ikke ga noen synlig taxa-gevinst i 1981 og slett ikke under den dårlige tilstanden (Kap. 8.3 og 8.4.5) i **1984**. Den ekstraordinært store muddermengde i prøven fra august 1988 skyldtes at sleden kjørte seg inn i bakken som omgir feltet. Det var nordøstlig vind med styrke 12 m/sek. og tett regn. Resultatet var hele 23 polychaet-taxa.

Heller ikke ved **Steilene** ga en ekstraordinært stor muddermengde i 1984 noen gevinst i antall taxa, og det var heller ikke tilfelle i 1990. Det lave taxa-tallet i **1981** - betydelig færre polychaet-taxa enn vanlig for denne lokaliteten - til tross for stor muddermengde har sannsynligvis sammenheng med at denne hovedsakelig ble tatt i én jafs da sleden med relativt stor fart kjørte seg fast i Morragrunnen (litt for langt mot vest). Men før den gjorde dette, hadde den kjørt vel 2,7 km langs bunnen, og at den undervegs da ikke hadde samlet et eneste ikke-planktonisk krepsdyr (Fig. 14; Fig. 24), må sees i sammenheng med de elendige forhold som hadde preget feltet i lang tid, kfr. Fig. 16. Det sparsomme innhold av mudder i prøven fra **desember 1973** (Fig. 88) medførte at denne ikke kan ansees som representativ. Den svake representasjon av selv den mest forurensningsvennlige gruppen Polychaeta (Fig. 35, kfr. Fig. 34 og Fig. 36) viser dette. En sammenlikning med øvrige prøver tyder imidlertid på at Fig. 14, Fig. 20 og Fig. 23 ikke ville ha sett anderledes ut om der hadde vært mer mudder i prøven fra Steilene i desember 1973.

Kurvene for muddermengden i fangstene fra Gråøyrenna og Svartedypet (Fig. 88) viser en betydelig grad av parallellitet med de tilsvarende kurver for Foraminifera (Fig. 80 og Fig. 82), og det er ikke til å undres over siden foraminiferene er uløselig knyttet til sedimentet med maksimum et stykke nede i dette. Foraminifer-kurvene for fangstene fra Vesthullet (Fig. 84) og Steilene (Fig. 86) derimot viser store avvik fra de tilsvarende kurvene for muddermengde (Fig. 88). Dette kan ha sammenheng med en dårligere oksygenbalanse nede i mudderet på disse to lokalitetene. I følge NUGLISCH (1985) er tykkelsen av oksidasjonssonen vesentlig for de foraminiferene som lever i de øverste centimetre av sedimentet, og ved hjelp av sine pseudopodier kan foraminiferene forhale seg fra flere cm nede i sedimentet til dets overflate.

Et annet moment som også kan påvirke forholdet mellom muddermengden, som noteres ombord i fartøyet, og det foraminifertallet som senere blir funnet, er vaskingen. Når der er ekstra lite mudder i en prøve, blir vaskingen bagatellmessig,

mens en mudderrik prøve må vaskes i lang tid, hvorved ventelig en betydelig større prosent av foraminiferene kan gå tapt.

Som konklusjon på dette kapitlet kan vi si at variasjoner i sledens gang medfører betydelige variasjoner i fangsten, som er interessante sett i sammenheng med dyrenes atferd. I ekstreme tilfelle kan slik variasjon gjøre at en prøve får sterkt redusert dokumentasjonsverdi. Dersom det hadde forholdt seg slik at alle, eller de aller fleste prøvene fra en bestemt lokalitet teknisk sett hadde vært utilfredsstillende, mens det motsatte hadde vært tilfelle for prøvene fra en lokalitet den skulle sammenliknes med, ville vår undersøkelse ha hatt lite for seg. Men slik er det ikke. Sterkt mindreverdige prøver utgjør bare en liten andel på de respektive lokalitetene, og de er blitt holdt under oppsyn ved konklusjonene. Det er dessuten slik at observasjoner som er gjort på hinannen nærliggende lokaliteter til samme tid, i høy grad støtter hverandre. Vi kan ikke se at noen av konklusjonene i de foranstående kapitler er trukket på sviktende grunnlag.

8.7 VARIASJONER I FAUNAENS SAMMENSETNING

I dette kapitlet vil vi benytte grove forskjeller i fauna-"samfunnene" til å karakterisere tilstandene på de ulike lokaliteter til forskjellig tid. Faunaen vil i det følgende bli beskrevet ved den relative mengde av de ved forskjellige anledninger tallrikeste komponenter.

Siktepunktet for nærværende prosjekt var slett ikke studier av foraminiferer, som kan samles med langt enklere og for et slikt formål mer hensiktsmessig redskap. Siden en stor og varierende andel av de minste foraminiferene dertil kan ha gått tapt med den metodikk som vi har benyttet, ble det ved bearbeidelsen ikke brukt tid til å skille mellom levende og døde foraminiferer og heller ikke mellom forskjellige typer av foraminiferer. De kollektive tall for foraminiferer som vi har, er derfor ikke egnet til å karakterisere miljøets tilstand ved de enkelte anledninger og vil derfor ikke bli tatt med i den følgende behandling.

Våre fangster av de bitte små, ikke nærmere identifiserte Copepoda Harpacticoida kan heller ikke benyttes til å karakterisere lokalitetene, kfr. Kap. 8.2.

I første omgang er det også uhensiktsmessig å inkludere rent planktoniske komponenter. Deres mengdemessige forekomst, eller fravær, ved bunnen bestemmes i stor grad av dennes nivå og lysforholdene samt av størrelsen på bestanden i de frie vannmasser og transport av disse. Dertil kommer at noen planktoniske komponenter synes å ha en tendens til delvis å sky bunnens umiddelbare nærhet og da finnes i

sterkt økende konsentrasjon i nivå med overkant av sledenettets frontåpning. Når sledefronten på grunn av for stor fart løftes et par tommer opp fra bunnen, vil man da kunne få øket fangst av plankton samtidig med redusert fangst av dyr som har fast tilknytning til bunnen. Et par eksempler fra Elle ble nevnt i Kap. 8.5. Den planktoniske *Sagitta elegans* viste et markert maksimum i prøven fra Svartedypet i april 1983 (Fig. 83). Fig. 82 viser et samtidig markert minimum for mange av de dyrene som har sterk tilknytning til substratet. *Calanus* (den likeledes planktoniske rødåten) viste et like markert maksimum i den samme prøven (ikke illustrert).

I Tabell 8 - 12 er de ti tallrikeste komponentene - med unntak av Foraminifera, Copepoda Harpacticoida og plankton - ført opp med **rangeringsnummer** i henhold til tallrikhet. Komponenter som ble funnet i likt antall, er gitt samme nummer. I et par tilfelle var det mer enn én komponent som havnet på tiendeplassen. Den (eller de) komponent(er) som ble funnet i minst antall i foregående og etterfølgende prøver, ble da utelatt fra tabellene, som for sammenlikningens skyld må romme samme antall komponenter for hver anledning. Prøven fra **Steilene i desember 1973** inneholdt imidlertid ikke så meget som ti komponenter etter den her anvendte spesifisering, selv med plankton inkludert! Lokaliteten ved **Svartskog** i Bunnefjorden er tilstrekkelig karakterisert ved sin **mangel** på dyresamfunn. I Tab. 8 - 13 er der for hver kolonne satt en sluttstrek når 10 rangeringsplasser er fylt.

Det ideelle grunnlag for en fremstilling som den følgende ville være at alle identifiseringer var blitt foretatt til artsnivå. I praksis ville dette imidlertid ikke være mulig. For mange arters vedkommende forholder det seg slik at riktig unge individer er så sparsomt forsynt med spesielle morfologiske karakterer at selv ikke en spesialist på vedkommende gruppe kan identifisere dem helt til art. Dertil kommer at hovedtemaet for nærværende prosjekt har vært å beskrive **forandringer** som har funnet sted over tid på **forskjellige** lokaliteter. Det har derfor vært et overordnet hensyn å få sett på mange prøver, selv om dette har måttet skje på bekostning av detaljer. Vårt kjennskap til artene er dog vesentlig bedre enn det som kan synes å fremgå av Tab. 8 - 14, som bare viser en liten brøkdel av de arter som er identifisert.

Slektsnavn (først) og etterfølgende artsnavn er, i overensstemmelse med internasjonal praksis, skrevet med *kursiv*. Slektsnavn etterfulgt av "sp." kan bety en art som vi kjenner godt, men hvis korrekte artsnavn vi ikke er helt sikker på, som f. eks. "*Spaerodorum* sp." (Tab. 8). Slektsnavn alene, som f. eks. "*Lumbrineris*", omfatter alle som med sikkerhet tilhører denne slekt, men uten tilknytning til noen bestemt art.

Familie er i den biologiske nomenklatur et videre begrep enn slekt. En familie kan inneholde mange slekter; men den behøver ikke å inneholde mer enn en. Familie-navn har endelsen -idae. Navn på større dyregrupper har endelsen -a. "Sabellidae" (Tab. 10, 11, 12) omfatter ethvert medlem av denne familien uten tanke på slekt og art.

"Terebellidae indet." betyr ikke-identifiserte medlemmer av denne familien, til forskjell fra arter av samme familie som er identifisert (men ikke er funnet i stort nok antall til å komme med i disse tabellene).

En dyregruppe er ikke bare taksonomisk, men også økologisk mer heterogen enn en art. Dette gjør at ved bruk av grupper blir ikke skillelinjene mellom lokalitetene og årene så nyanserte som de ville ha blitt dersom alle komponentene hadde vært definert til art. Som eksempel kan nevnes at som **gruppe** betraktet har **Polychaeta** større forurensningstoleranse enn andre grupper av flercellede dyr fordi den inneholder så mange arter som har uvanlig stor toleranse overfor forurensningspåvirkning. Men vi har tidligere sett at polychaet-**arten** *Pholoë minuta* tåler betydelig mindre forurensning av miljøet enn andre polychaetarter i Indre Oslofjord. Polychaet-**familien** Spionidae har ord på seg for å være spesielt forurensningsvennlig. Dette renommé har den først og fremst fått på bakgrunn av masseforekomst av **arten** *Polydora ciliata* i spesielt **sterkt** forurensete områder, som f. eks. Oslo havn (SCHRAM 1970). Men i samme familie har vi også en art ved navn *Spiophanes krøyeri*, som i Gullmarfjorden viste preferanse for fast leire (MOLANDER 1928). Den ble i 1962 funnet spesielt tallrik i Drøbak-området og kan derfor regnes som en indikator på **moderat** forurensning (BEYER 1967 a). Dette kan forklare at vi i de følgende tabeller (og f. eks. Fig. 81) kan finne Spionidae og *Pholoë minuta* rangert like ved siden av hverandre.

Den viktigste betingelse for en 'rettferdig' sammenlikning mellom forskjellige lokaliteter og år er at spesifiseringen er gjennomført til samme nivå ved hver anledning for de enkelte komponenter. Vi håper og regner med at denne forutsetning er tilstrekkelig tilnærmet oppfylt ved at identifikasjonene er utført av samme personer med samme hjelpemidler på en fauna med samme geografiske tilhørighet.

Når en komponent blir borte fra listen over de 10 mest tallrike, behøver ikke dette å bety at bestanden av vedkommende komponent er blitt mindre. Det kan også bare skyldes at en annen eller flere andre komponenter har øket i tallrikhet. En slik utskiftningseffekt vil særlig være aktuell for komponenter langt nede på listen. Tabellene 8 - 13 har form av trapper, og høydeforskjellen fra et trinn til neste er et uttrykk for hvor meget nytt som ved den anledning er kommet til blant de som med hensyn til antall setter sitt preg på prøven.

I Tab. 8 fra Elle ser vi at det høyeste trinn er fra 1953 til 1959. Det er to grunner til dette. For det første er der en avstand i tid på 6 år mellom prøvene. For det andre har de ti komponentene som ble funnet i størst antall i 1959 - til forskjell fra etterfølgende år - bare hatt én tidligere anledning til å komme inn i tabellen. Metoden har en innebygget tendens til at trinnene blir mindre og mindre med økende antall prøver.

Tabell 8. Elle, Im. Rangering av de ti mest tallrike faunakomponenter ved hver anledning, planktoniske komponenter ikke inkludert. 1 = størst antall individer, 2 = nest størst etc.. Am. = Amphipoda, Bi. = Bivalvia, Co. = Copepoda, Cu. = Cumacea, De. = Decapoda, Is. = Isopoda, My. = Mysidacea, Os. = Ostracoda, Po. = Polychaeta, Ta. = Tanaidacea, Tr. = Trachymedusae.

Gruppe	FAUNAKOMPONENT	1953 Juni	1959 Juni	1960 April	1961 Feb.	1973 Des.	1981 Aug.	1985 Juli	1986 Juni	1987 Aug.	1988 Aug.	1989 Aug.	1990 Aug.
Tr.	<i>Tesserogastria muscolosa</i>	1	2	1	1	1	10				2	3	3
Bi.	Bivalvia indet.	2	1	2	2		4		1	1			9
Cu.	<i>Diastylodes serrata</i>	3	3	4	8		2	1	4	7	2	2	2
Cu.	<i>Leucon</i> sp.	4											
Os.	<i>Echinocythereis echinata</i>	5		6			9	7	3	5			
Ta.	Tanaidacea	6	7	8	9			8					
Os.	<i>Macrocypria angusta</i>	7							9		8		
Os.	<i>Macrocypria minima</i>	8								6	6		
Is.	<i>Ilyarachna longicornis</i>	9		10		10							
Is.	<i>Echinopleura aculeata</i>	10											
Os.	<i>Eucytheridea punctillata</i>		4	5	10								
My.	<i>Amblyops abbreviata</i>		5			9				8		10	
Po.	<i>Sphaerodorum</i> sp.		6			3	7						
Am.	<i>Andaniopsis nordlandica</i>		7	3	4								
De.	<i>Pontophilus norvegicus</i>		7										
My.	<i>Boreomysis arctica</i>		10						10				
Am.	<i>Halirages fulvocinctus</i>			7									
Am.	<i>Arrhis phyllonyx</i>			9									
Co.	<i>Tharybis macrophthalma</i>				3								
Cu.	<i>Leptostylis longimana</i>				5	4		2	6	2	5	4	1
Po.	Polychaeta indet.				6	5			7	4		7	
Am.	<i>Rhachotropis macropus</i>				7				2	3	9	1	
Po.	Flabelligeridae					2							
Po.	<i>Syllis</i> sp.					5							
Po.	<i>Lumbrineris</i>					7							
Po.	Spionidae					8				8			
Bi.	<i>Thyasira</i>						1	4			7		8
Os.	<i>Cytheropteron alatum</i>						3						4
Is.	<i>Eurycope phalangium</i>						5	10			10		10
Po.	<i>Ampharete</i> sp.						6	5			4	5	7
Is.	<i>Eurycope cornuta</i>						8			10			
Bi.	<i>Abra nitida</i>							3			1	6	6
Os.	<i>Philomedes lilljeborgi</i>							6					
Os.	<i>Philomedes brenda</i>							9					
Co.	<i>Xanthocalanus fallax</i>								5				
Is.	<i>Mummopsis typica</i>								8			8	
Am.	Lysianassidae											9	
Po.	<i>Antinoëlla sarsi</i>												5
$\Sigma = 38$ Σ Polychaeta:		0	1	0	1	6	2	1	1	2	1	2	2
Σ Crustacea:		8	7	8	7	3	5	7	8	7	6	6	4
		1953	1959	1960	1961	1973	1981	1985	1986	1987	1988	1989	1990

Vi bør dog merke oss at de tre tallrikeste komponentene var de samme i 1953 og 1959 og at disse tre komponentene også var blant de ti tallrikeste ved mange senere anledninger. Dette kan tolkes som et tegn på en viss grad av stabilitet i "samfunnet". Det samme kan sies om det faktum at det i alt bare var 38 komponenter som kom med på listen til tross for det lange tidsrom og til tross for at der ved Elle var

et langt større utvalg av arter for hånden enn der var på de innenforliggende lokalitetene.

Tendensen til å 'gå igjen' ved senere anledninger gjorde seg også gjeldende i noen grad for de komponentene som var nye på listen i 1959 og i stor grad for de som kom med for første gang i 1961 og 1981. Men dette var slett ikke tilfelle for de som for første gang kom på listen i **desember 1973**, og som **s a m t l i g e** var **p o l y c h a e t e r**. Det faktum at polychaeter inntok både 2. og 3. plass + to på plass 5 samt 7. og 8. plass på listen, er for øvrig bevis på at sleden ikke har hatt for dårlig bunnkontakt ved den anledningen (kfr. Kap. 8.6). **Samtidig med polychaetenes økning ble andre dyr borte** (Fig. 14). Av ostracoder var det f. eks. fem ikke-planktoniske arter som det ikke ble funnet et eneste eksemplar av i desember 1973, enda de alle ble funnet både i 1953, 1959, 1960 og 1961.

BEYER (1967 a, s. 50-51) nevnte eksempler på uheldig påvirkning på bunnen **u t e n f o r** anoksiske bassenger når disses relativt tunge dypvann ble skiftet ut ved pålandsvind. I følge DAHL (1974 a) var en utskiftning av Vestfjordens meget dårlige dypvann (Fig. 66B) i gang i siste uke av november 1973. Men det utstrømmende vann kunne da ikke synke gjennom det tyngre vann på utsiden av terskelen. En eventuell effekt på bunnfaunaen måtte der ha vært via partikler (med frastøtende lukt?), som kan bunnfelles raskere enn man har lett for å tro, kfr. MOORE (1931), OLSGARD (1993). I Jøssingfjord-området syntes oppblomstring av den giftige algen *Chrysochromulina polylepis* å ha skadet bløtbunnsfaunaen like ned til 180 m dyp (OLSGARD 1993).

Forekomsten i 1981 av så mange som 50 % nye, og i stor grad blivende, komponenter på listen (Tab. 8) er påfallende og kan tenkes å være et resultat av nyetableringer etter krisen i 1973. Vi må i høy grad ta i betraktning at det var gått 20½ år siden materialet fra 1961 ble samlet. Men to av de gamle, og senere hyppige gjengangere på listen, *Diastylroides serrata* (1981 nr. 2) og *Echinocythereis echinata* (1981 nr. 9), som ikke ble funnet i det hele tatt ved Elle i desember 1973, var i henhold til FRITZVOLDs data (1981) blant de tallrikeste ikke-planktoniske komponenter allerede i desember 1974.

Den - med unntak for desember 1973 - sterke dominansen av **C r u s t a c e a** (krepssdyr) over Polychaeta (Tab. 8) er det **n o r m a l e** for prøver tatt med bunnslende, slik vi, og GJERMUNDSSEN (1974), har funnet det i Ytre Oslofjord (eksempler i Fig. 4, 5 og 6) og slik vi også har sett det i prøver fra Raunefjorden og Korsfjorden (litt S for Bergen). I Fensfjorden (N for Bergen) fant BRATTEGARD & HØISÆTER (1973), som identifiserte betydelig flere arter innen diverse grupper, i sine bunnsledeprøver fra 350 til 690 m dyp flere ganger så mange taxa av Crustacea som av Polychaeta. Av individer fant de mange ganger så mange, selv når den tallmessig sterkt dominerende, bunnuavhengige rødåten (*Calanus finmarchicus*) ikke regnes med.

I Tab. 9 fra Gråøyrenna ser vi en betydelig mindre tendens enn ved Elle for de tre tallrikeste komponentene fra 1953 til å finnes på listen for senere år, hvilket kan tolkes som et uttrykk for mindre stabilitet i Gråøyrenna. Dette kan være et resultat av at denne lokaliteten har vært utsatt for **sterkere påvirkning**. Komponentene nr. 4, 7, 9 og 10 fra 1953 var dog utpregete 'gjengangere'.

Tabell 9. Gråøyrenna, Gk. Rangering av de ti mest tallrike komponenter ved hver anledning, planktoniske komponenter ikke inkludert. 1 = størst antall individer, 2 = nest størst etc.. Am. = Amphipoda, As. = Asteroidea, Bi. = Bivalvia, Co. = Copepoda, Cu. = Cumacea, De. = Decapoda, My. = Mysidacea, Nu. = Nudibranchiata, Op. = Ophiuroidea, Os. = Ostracoda, Po. = Polychaeta, Tr. = Trachymedusae.

Gruppe	FAUNAKOMPONENT	1953 Juni	1959 Juni	1973 Des.	1981 Aug.	1982 Juni	1984 Aug.	1985 Juli	1986 Juni	1987 Aug.	1989 Aug.	1990 Aug.
Tr.	<i>Tesserogastris musculosa</i>	1	1	1			2			6	8	1
As.	Asteroidea, larvae	2										
Am.	<i>Arrhis phyllonyx</i>	3	5									
Po.	<i>Phloe minuta</i>	4	8		1	2	3	7	7			9
Po.	Flabelligeridae	5		2							4	8
Co.	<i>Diaixis hibernica</i>	6	3									
Po.	Polychaeta indet.	7				1			10	9	5	6
De.	<i>Pontophilus norvegicus</i>	8										
Cu.	<i>Diastylodes serrata</i>	9	9		2	7	10	8	6			
My.	<i>Erythrops serrata</i>	10			3		7	6	4	1	1	4
Co.	<i>Xanthocalanus propinquus</i>		2									
Co.	<i>Xanthocalanus fallax</i>		4	10								
Co.	<i>Bradyidius bradyi</i>		6									
Cu.	<i>Leucon nasicus</i>		7		10				8			
Am.	<i>Westwoodilla caecula</i>		10		9						8	
Po.	<i>Chaetozone</i> sp.			2		4						9
Po.	<i>Lumbrineris</i>			2				9				
Cu.	<i>Leucon acutirostris</i>			5								
Nu.	Nudibranchiata			5								
My.	<i>Boreomysis arctica</i>			7								
Po.	Spionidae			8	5	5	9				6	3
Po.	<i>Antinoëlla sarsi</i>			9				5	1	5		7
Cu.	<i>Leucon</i> sp.				4	10	1	1	3	4	2	
Am.	Amphilochoidea				6					10		
Bi.	Bivalvia indet.				7	7				2		
Am.	<i>Tryphosites longipes</i>				8							
Bi.	<i>Thyasira</i> sp.					3						
Po.	<i>Syllis</i> sp.					6						
Cu.	<i>Eudorella emarginata</i>					9	4	3	8			
De.	<i>Pandalus borealis</i>						5	10			10	5
Po.	<i>Nereimyra punctata</i>						5					
Po.	Scalibregmidae						8					
Po.	<i>Ampharete</i> sp.							2				
Bi.	<i>Abra nitida</i>							4				
Op.	Ophiuroidea								2	2		
De.	<i>Pandalina profunda</i>								5	7	3	2
Os.	<i>Cytheropteron alatum</i>									8		
Am.	<i>Bathymedon longimanus</i>										7	
$\Sigma = 38$	Σ Polychaeta:	3	1	5	2	5	4	4	3	2	3	6
	Σ Crustacea:	5	8	3	7	3	5	5	6	5	6	3
		1953	1959	1973	1981	1982	1984	1985	1986	1987	1989	1990

Fangsten av Asteroidea (sjøstjerner, korstroll) i 1953 var noe spesiell. Det var larver som nylig hadde slått seg ned på bunnen. Gruppen var ellers aldri representert i prøvene fra Gråøyrenna og for øvrig bare en gang ved Elle og en gang ved Steilene, i begge tilfelle i lite antall.

Tab. 9 viser at også i Gråøyrenna sto prøven fra **desember 1973** i en særstilling, med fire *polychaeter* blant de nye komponentene. Men forholdene i Gråøyrenna atskiller seg fra dem ved Elle ved en langt større tendens blant polychaetene fra 1973 til å være blant de ti tallrikste komponentene også i de **etterfølgende år**. Dette styrker inntrykket av en mer langvarig forandring av miljøet i Gråøyrenna. Men det må fremheves at komponentene som rangerte som nr. 5, 7 og 10 på listen for 1959 (Tab. 9), og som ikke ble funnet i Gråøyrenna i det hele tatt i desember 1973, ble funnet i rikelig antall samme sted allerede i desember 1974 av FRITZVOLD (1981), og det samme var tilfelle for nr. 6 fra 1959-listen, som vi bare fant i lite antall i 1973.

Tabell 10. Svartedyper, Ek. Rangering av de ti mest tallrike komponenter ved hver anledning, planktoniske komponenter ikke inkludert. 1 = størst antall individer, 2 = nest størst etc.. Am. = Amphipoda, Bi. = Bivalvia, Cu. = Cumacea, De. = Decapoda, My. = Mysidacea, Op. = Ophiuroidea, Os. = Ostracoda, Po. = Polychaeta, Tr. = Trachymedusae.

Gruppe	FAUNAKOMPONENT	1981 Aug.	1982 Juni	1984 Aug.	1985 Juli	1986 Juni	1987 Aug.	1988 Aug.	1989 Aug.
Po.	<i>Pholoë minuta</i>	1	1	1	1	1	8	4	2
Cu.	<i>Diastylodes serrata</i>	2					6	5	4
Bi.	Bivalvia indet.	3	4		4	8		1	1
Po.	Spionidae	4	5	8		7			
Am.	Amphilochidae	5							
My.	<i>Erythrops serrata</i>	6	7				9	2	7
Po.	<i>Chaetozone</i> sp.	7	10	4	7		10		
Bi.	<i>Thyasira</i> sp.	8			5				5
Po.	<i>Ampharete</i> sp.	9		3	2			9	
Cu.	<i>Diastylis lucifera</i>	10	8						
Po.	Polychaeta indet.		2	5		3	3	7	10
Po.	<i>Lumbrineris</i>		3		9				6
Po.	<i>Syllis</i> sp.		6						
Po.	<i>Nereimyra punctata</i>		9	6	9	5			8
Po.	Scalibregmidae			2					
Po.	Sabellidae			7	6				
Po.	<i>Capitella capitata</i>			9					
Po.	Flabelligeridae			10				9	
Po.	<i>Antinoëlla sarsi</i>				3	4	4	3	
Po.	<i>Ophiodromus flexuosus</i>				8				
Op.	Ophiuroidea					2	5	6	3
De.	<i>Pandalina profunda</i>					6	2		
Os.	<i>Philomedes brenda</i>					8			
Po.	<i>Harmoithoë</i> sp.					8			
Tr.	<i>Tesserogastria musculosa</i>						1	8	
Po.	Terebellidae indet.						7		9

$\Sigma = 26$	Σ Polychaeta:	4	7	10	8	6	5	6	6
	Σ Crustacea:	4	2	0	0	2	3	2	2
		1981	1982	1984	1985	1986	1987	1988	1989

Tabell 10 fra Svartedyppet skiller seg først og fremst fra Tab. 8 og Tab. 9 ved at vi ikke har materiale fra før 1981 i Svartedyppet. Dette kan kanskje forklare den store forskjell i det totale antall komponenter. Av de 38 komponenter i Tab. 8 og Tab. 9 var det 10 som bare var å finne på listene før 1981.

I Tab. 10 merker 1984 seg ut ved at samtlige av de ti tallrikeste komponentene var polychaeter. Det er nærliggende å sette denne polychaetdominansen, som begynte i 1982, i forbindelse med utslippet fra VEAS. Det er grunn til å merke seg at Scalibregmidæ, som ellers bare er funnet i lite antall i Svartedyppet, rangerte så høyt som nr. 2 på listen for 1984, og at vi der også finner *Capitella capitata*, som vi ellers aldri har funnet på denne lokaliteten, og som GJERMUNDSEN (1974) heller ikke fant i sine prøver derfra (1962, 1963 og 1971).

Fra og med 1986 synes polychaetdominansen å være tydelig og varig moderert. Men vi liker ikke å se Spionidæ som nr. 1 i 1988 og 1989.

Tabell 11. Vesthullet, E. Rangering av de ti mest tallrike komponenter ved hver anledning, planktoniske komponenter ikke inkludert. 1 = størst antall individer, 2 = nest størst etc.. Am. = Amphipoda, Bi. = Bivalvia, Cu. = Cumacea, De. = Decapoda, My. = Mysidacea, Op. = Ophiuroidea, Po. = Polychaeta, Tr. = Trachymedusae, Tu. = Tunicata.

Gruppe	FAUNAKOMPONENT	1981 Aug.	1982 Juni	1983 Apr.	1984 Aug.	1985 Juli	1986 Juni	1987 Aug.	1988 Aug.	1989 Aug.	1990 Aug.
Po.	<i>Pholoë minuta</i>	1	1	1		1	1	1	1	2	1
Po.	Spionidæ	2	6	7	2	9	2		6	1	2
Am.	Amphilochidæ	3								9	9
Po.	Sabellidæ	4			5	2	5				
Po.	<i>Nereimyra punctata</i>	5	7				7	7	8	5	
Po.	Terebellidæ indet.	6			6	5	4	8	7		
Po.	<i>Chaetozone</i> sp.	7	5			8	3	4	2		8
Po.	<i>Ampharete</i> sp.	8	10	9	4				3	6	3
Bi.	<i>Pseudamussium septemradiatum</i>	9					10				
Bi.	Bivalvia indet.	10	4	6	9		6	10			
Po.	Polychaeta indet.		2	5	10	10	8	2			4
Bi.	<i>Thyasira</i> sp.		3			4			9	6	
Cu.	<i>Diastylodes serrata</i>		8	8							
Po.	<i>Syllis</i> sp.		9			3					
Po.	<i>Capitella capitata</i>			2	3			6			
Tr.	<i>Tesserogastria musculosa</i>			3						3	
Cu.	<i>Diastylis lucifera</i>			4							
Po.	<i>Antinoëlla sarsi</i>			10			9		4		6
Po.	Scalibregmidæ				1	6					
Op.	Ophiuroidea				7			3			10
Po.	Flabelligeridæ				8					9	
Tu.	Ascidia					7					
Po.	<i>Melinna cristata</i>							5			
Po.	Phyllodocidæ							8			
Po.	<i>Lumbrineris</i>								5	6	5
Bi.	<i>Abra nitida</i>								10		
My.	<i>Erythrops serrata</i>									4	
De.	<i>Pandalina profunda</i>										6
$\Sigma = 28$	Σ Polychaeta:	7	7	6	8	8	8	8	8	6	7
	Σ Crustacea:	1	1	2	0	0	0	0	0	2	2
		1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990

Det fremgikk av Kap. 2 at de topografiske forholdene ved Vesthullet gjør denne lokaliteten lite egnet for ekstra belastning med organisk materiale. Tabell 11 bekrefter dette. Ikke mindre enn 7 av de 10 tallrikestekomponentene var polychaeter allerede i 1981. I 1983 var den beryktete *Capitella capitata* kommet på 2.-plass, og i 1984 var Scalibregmidae kommet på toppen, mens *Capitella* fremdeles rangerte høyt. I 1971 ble *Capitella* av GJERMUNDSEN (1974) ikke funnet lenger utover i fjorden enn til og med Gåsøyrenna (Cl, Fig. 34). Den presenterte seg, sammen med Scalibregmidae, ved Steilene i 1982 (Fig. 37, Dk). Vi har her å gjøre med såkalte "enrichment species", som benytter seg av en rikelig tilgang på organisk materiale til en rask oppformering av bestanden.

Samtidig med m a k s i m a for Scalibregmidae både ved Steilene og i Vesthullet i 1984 (Fig. 39) hadde den mindre forurensningstolerante *Pholoë minuta* markerte m i n i m a med bare 15 ind./100 m³ ved Steilene og 13 ind./100 m³ i Vesthullet. *Pholoë* ble i 1981, 1982, 1983 og 1985 funnet med mer enn 4000 ind./100 m³ i Vesthullet (Fig. 36 - 40).

Opptak med undervanns-videokamera høsten 1987 viste langt m i n d r e fauna-aktivitet i Vesthullet enn i Svartedypet og i Gråsøyrenna. Påfallende var fraværet i Vesthullet av den lenger ute så tallrike krill *Meganycitiphanes*. Men vi så dog både tangbrosme (*Rhinonemus cimbrius*), slangestjerner (*Ophiura*) og reker (*Pandalus*) i Vesthullet. Bilder fra VEAS-utslippet var d o m i n e r t av "sjønellik" (*Metridium senile*, Anthozoa). Denne er et fastsittende dyr som blir mer enn 10 cm høyt og er spesialist på oppsamling fra vannet av små partikler, hvilket vi så spesielt s t o r e m e n g d e r av der. STENE (1968) fant svære mengder av sjønelliken i hele Bunnefjorden, omkring Oslo havn samt i Lysakerfjorden og på fjordens vestside til store Ostsund (Ck). Lenger utover var forekomsten sparsom, og den var sjelden ved Bjerkås. På moring og rørledning så vi også tallrike eksemplarer av den likeledes forurensningsvennlige og filtreringsspisende sjøpung *Ciona intestinalis* (Tunicata). Disse dyrene gjør formodentlig god nytte for seg - en nytte som i så fall må ha øket kraftig ettersom bestanden ble bygget opp på disse nye konstruksjonene.

Bunnsledefangsten fra Vesthullet i 1989 viser tegn til b e d r i n g med *Tesserogastria* på tredje plass og to krepsdyrkomponenter blant de ti tallrikestekomponenter, hvorav *Erythrope* på fjerdeplass (Tab. 11).

Tab. 12 fra Steilene viser et enda d å r l i g e r e utgangspunkt i 1981 (kfr. Fig. 14 & 24), med nesten bare polychaeter, og foruroligende forhold i 1984 med Scalibregmidae og *Capitella* blant de tallrikestekomponentene. En liten oppmuntring kan det være at disse ikke finnes på listen fra og med 1986. Tallene fra 1987 antyder et tilløp til bedring. Med krepsdyrkomponenter både på tredje og fjerde plass gir tallene fra 1989 en tydeligere indikasjon på b e d r i n g av forholdene (kfr. Fig. 15 & 32).

Tab. 11 og Tab. 12 viser ekstra stor tilbøyelighet til senere gjenopptreden av de ti først presenterte komponentene. Dette er et uttrykk for en stabilitet som vi ikke kan være fornøyd med fordi den i så stor grad er basert på polychaeter.

Tabell 12. Steilene, Dk. Rangering av de ti mest tallrike komponenter ved hver anledning, planktoniske komponenter ikke inkludert. 1 = størst antall individer, 2 = nest størst etc.. Am. = Amphipoda, Bi. = Bivalvia, My. = Mysidacea, Op. = Ophiuroidea, Po. = Polychaeta, Tu. = Tunicata.

Gruppe	FAUNAKOMPONENT	1981 Aug.	1982 Juni	1983 Apr.	1984 Aug.	1985 Juli	1986 Juni	1987 Aug.	1988 Aug.	1989 Aug.	1990 Aug.
Po.	Spionidae	1	4	3	2				3	2	1
Po.	<i>Pholoë minuta</i>	2	1	1		1	1	1	2	1	2
Po.	<i>Chaetozone</i> sp.	3	7						7		10
Bi.	Bivalvia indet.	4	6	2	6	10	5	8	4		
Po.	Terebellidae indet.	5		6		3	3	3	10		
Po.	<i>Nereimyra punctata</i>	6	9	8	10		6	5	6	6	
Po.	<i>Ampharete</i> sp.	6			5						3
Po.	Polychaeta indet.	8	3	4		8	4	2	8		3
Po.	Sabellidae	8		8	3	9	2	7			6
Po.	Phyllodoceidae	8									
Bi.	<i>Thyasira</i> sp.		2	5	9	7					7
Po.	<i>Capitella capitata</i>		5		4						
Po.	Scalibregmidae		8		1	5					
Po.	Ophelidae		10		6						
Po.	<i>Syllis</i> sp.			7		2					
Am.	Amphilochoidea			10						3	5
Po.	Flabelligeridae				8					6	
Tu.	Ascidia					4		10			
Po.	<i>Antinoëlla sarsi</i>					6	9		1	8	
Op.	Ophiuroidea						6	8		5	
Bi.	<i>Pseudamussium septemradiatum</i>						8	4			
Po.	<i>Lumbrineris</i>						9		5	8	7
Po.	<i>Harmothoe</i> sp.							6			
Po.	<i>Thelepus</i> sp.								8		
My.	<i>Erythrops serrata</i>									4	
Po.	<i>Ophiodromus flexuosus</i>									8	
Am.	<i>Tryphosites longipes</i>										7
$\Sigma = 27$	Σ Polychaeta:	9	8	7	8	7	7	6	9	7	7
	Σ Crustacea:	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2
		1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990

For å få en summarisk sammenlikning mellom lokalitetene har vi for hver av tabellene 8 - 12 tildelt komponentene poeng for sin forekomst der, med 10 poeng for hver førsteplass, 9 poeng for hver annenplass o. s. v.. Komponenten med høyest poengsum i hver tabell er så gitt **rangeringsnummer** 1 for den respektive lokaliteten, o. s. v.. I de tilfelle der flere komponenter har fått samme poengsum, er høyest rangeringsnummer gitt til den med minst standardavvik i sin representasjon. For hver av lokalitetene er så de ti med høyest rangering satt inn i Tabell 13. Av denne ser vi at den største **forandringen** skjer fra Elle (Im) til Gråøyrenna (Gk), og at Vesthullet (Ej) og Steilene (Dk) viser særdeles stor **likhet** i fordelingen, mens forholdene i Svartedypet (Ek) inntar en mellomstilling mellom disse to

og Gråøyrenna. Vi ser videre at der er en gradvis overgang fra 2 **polychaeter** blant de 10 tallrikeste ved Elle til **nesten bare polychaeter** på de to innerste lokalitetene.

Tabell 13. Summarisk oversikt over de ti tallrikeste komponenter på hver av lokalitetene, planktoniske komponenter ikke inkludert. Im = Elle, Gk = Gråøyrenna, Ek = Svartedypet, Ej = Vesthullet, Dk = Steilene. 1 = gjennomgående størst antall individer, 2 = nest størst etc.. Am. = Amphipoda, Bi. = Bivalvia, Cu. = Cumacea, De. = Decapoda, My. = Mysidacea, Op. = Ophiuroidea, Os. = Ostracoda, Po. = Polychaeta, Tr. = Trachymedusae.

LOKALITET ➔		Im	Gk	Ek	Ej	Dk
Gruppe	FAUNAKOMPONENT					
Cu.	<i>Diastylodes serrata</i>	1	9	6		
Tr.	<i>Tesserogastria musculosa</i>	2	1			
Bi.	<i>Bivalvia</i> indet.	3		7		4
Cu.	<i>Leptostylis longimana</i>	4				
Am.	<i>Rhachotropis macropus</i>	5				
Os.	<i>Echinocythereis echinata</i>	6				
Po.	<i>Ampharete</i> sp.	7		9	5	
Bi.	<i>Abra nitida</i>	8				
Po.	Polychaeta indet.	9	6	3	4	3
Bi.	<i>Thyasira</i> sp.	10			9	9
Cu.	<i>Leucon</i> sp.		3			
My.	<i>Erythrope serrata</i>		2	8		
Po.	<i>Pholoë minuta</i>		4	1	1	1
De.	<i>Pandalina profunda</i>		8			
Po.	Spionidae		5	2	2	2
Po.	<i>Antinoëlla sarsi</i>		7	4		10
Po.	Flabelligeridae		10			
Op.	Ophiuroidea			5		
Po.	<i>Nereimyra punctata</i>			10	8	7
Po.	<i>Chaetozone</i> sp.				3	8
Po.	Terebellidae indet.				6	5
Po.	Sabellidae				7	6
Po.	<i>Capitella capitata</i>				10	
	Σ Polychaeta:	2	5	7	9	8
	Σ Crustacea:	4	4	2	0	0

	1953 Juni	1959 Juni	1960 Apr.	1961 Feb.	1973 Des.	1981 Aug.	1982 Juni	1983 Apr.	1984 Aug.	1985 Juli	1986 Juni	1987 Aug.	1988 Aug.	1989 Aug.	1990 Aug.
Im	x	x	x	x	x	x	*	*	*	x	x	x	x	x	x
Gk	x	x	**	**	x	x	****	*	x	x	x	x	**	x	x
Ek	***	***	***	***	***	x	x	**	x	x	x	x	x	x	***
Ej	***	***	***	***	***	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Dk	***	***	***	***	**	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

x = Analyse inkludert. * = Prøven ikke ferdig analysert. ** = Lite sediment; ikke inkludert. *** = Ingen prøve foreligger. **** = Ufullstendig prøve; ikke inkludert.

Tabell 14. Forekomst og rangering av planktoniske dyr blant de ti mest tallrike faunakomponenter. 1 = størst antall, 2 = nest størst etc.. Ch. = Chaetognatha, Co. = Copepoda, Eu. = Euphausiacea, Os. = Ostracoda, Tr. = Trachymedusae. *** = Ingen prøve. * = Ikke analysert. Tall i parentes lengst til venstre angir fordelingsgruppe i følge tekst.

Gruppe	LOKALITET FAUNAKOMPONENT	↳	Im	Gk	Ek	Ej	Dk	År	Måned
(1) Co.	<i>Heterorhabdus norvegicus</i>		3		***	***	***	1960	April
(1) Co.	<i>Chiridius armatus</i>		9					1986	Juni
(1) Os.	<i>Conchoecia elegans</i>		7		***	***	***	1953	Juni
			7		***	***	***	1959	Juni
			2		***	***	***	1960	April
			2					1989	August
(1) Os.	<i>Conchoecia obtusata</i>		8		***	***	***	1960	April
(2) Ch.	<i>Eukrohnia hamata</i>		3		***	***	***	1953	Juni
			2		***	***	***	1959	Juni
			*	*	6		9	1981	August
			10					1983	April
			5					1986	Juni
				7				1987	August
			3					1988	August
								1989	August
(2) Co.	<i>Calanus hyperboreus</i>		1	9	***	***	***	1953	Juni
			1		***	***	***	1959	Juni
			9		***	***	***	1960	April
			8	2	5	6	2	1986	Juni
			7					1987	August
(3) Co.	<i>Metridia longa</i>		4	2	***	***	***	1953	Juni
			6	6	***	***	***	1959	Juni
			5	2	***	***	***	1960	April
			7		***	***	***	1961	Februar
					8			1981	August
			*		4	6		1982	Juni
			*	*		9	10	1983	April
			3		9	8	8	1986	Juni
						9	9	1987	August
				9				1988	August
			6					1989	August
(5) Co.	<i>Calanus finmarchicus</i> + <i>C. helgolandicus</i>		2	1	***	***	***	1953	Juni
			3	2	***	***	***	1959	Juni
			7	1	***	***	***	1960	April
			1	2	***	***	1	1973	Desember
					2		3	1981	August
			*		8	4		1982	Juni
			*	*	1	7	2	1983	April
			*	8		10		1984	August
					4			1985	Juli
			4	7	3		3	1986	Juni
			1	8	3	3	1	1987	August
			8	3				1988	August
			1	1	4	1	3	1989	August
			7	2	***	1	2	1990	August
(5) Ch.	<i>Sagitta elegans</i>		8		***	***	***	1953	Juni
			8	4	***	***	***	1959	Juni
			5	6	***	***	***	1960	April
			3	1	***	***	***	1961	Februar
			8		***	***		1973	Desember
					6	9	4	1981	August
			*	*	2	6	3	1983	April
			*	2		7	5	1984	August
				8			10	1985	Juli
				8	2	3	1	1986	Juni
				9	10	6	2	1987	August
				4			8	1988	August
				4	10	4	4	1989	August
				5	***	7	4	1990	August
(5) Tr.	<i>Aglantha digitale</i>		3		***	***	***	1959	Juni
			5					1988	August

(Fortsettes neste side)

(Tabell 14 fortsatt)		Im	Gk	Ek	Ej	Dk	År	Måned
(5) Co.	<i>Pseudocalanus elongatus</i>		10	***	***	***	1953	Juni
			8	***	***	***	1959	Juni
			7	***	***	***	1960	April
(5) Co.	<i>Centropages hamatus</i>		3	***	***	***	1953	Juni
(5) Co.	<i>Temora longicornis</i>		8	***			1990	August
(2) Co.	<i>Euchaeta norvegica</i>		5	***	***	***	1960	April
						7	1981	August
		*	*	8			1983	April
(4) Co.	<i>Centropages typicus</i>		7	1	2	5	1989	August
						8	1990	August
(5) Eu.	<i>Thysanoëssa raschi</i>			***	***	7	1973	Desember
			7				1981	August
		*	*			6	1983	April
(5) Eu.	<i>Meganocytiophanes norvegica</i>					6	1987	August
						9	1988	August
				8			1989	August

Tabell 15. Antall planktoniske arter blant de ti tallrikeste komponentene. *** = Ingen prøve. * = Ikke analysert.

ÅR	MÅNED	LOKALITET	➔	Im	Gk	Ek	Ej	Dk
1953	Juni			6	5	***	***	***
1959	Juni			6	5	***	***	***
1960	April			7	5	***	***	***
1961	Februar			2	1	***	***	***
1973	Desember			2	1	***	***	2
1981	August			0	1	3	1	4
1982	Juni			*	0	2	2	0
1983	April			*	*	4	3	4
1984	August			*	2	0	2	1
1985	Juli			0	1	1	0	1
1986	Juni			5	3	4	3	4
1987	August			3	2	2	3	4
1988	August			0	5	0	0	2
1989	August			4	3	4	3	3
1990	August			1	3	***	2	2
Gjennomsnittlig antall				3,00	2,64	2,22	1,90	2,45

Rangering er også foretatt med planktoniske komponenter inkludert, og deres varierende andel er vist i Tabell 14 og Tabell 15. Her er det også tatt med de prøvene som inneholdt for lite sediment til å være representative for bunndyrene. Foraminifera og Copepoda Harpacticoida er som før holdt utenfor.

Med bunnsleden får vi bare et lite utsnitt av den totale zooplanktonbestand på en lokalitet. Til gjengjeld får vi en prøve av akkurat den del av bestanden som den vanlige planktonhoven ikke får med seg. I 1953 konstaterte vi at der var en meget tettere ansamling av zooplankton langs bløt bunn enn

langs hard bunn, og at konsentrasjonen av planktondyr ved bløtbunnen var mange ganger så stor som det den var i vannsøylen over. Vi fant videre at zooplanktonet ved bunnen var ca. 15 ganger så **tallrikt** ved Elle som i Gråøyrenna. Tab. 14 og Tab. 15 viser en betydelig sterkere representasjon av planktoniske komponenter i 1953, 1959 og 1960 enn senere. Med unntak av *Chiridius armatus*, som viste relativt liten variasjon, var den gjennomsnittlige fangst pr. 100 m³ ved Elle av de ni første komponentene i Tab. 14 (f. o. m. *Heterorhabdus* t. o. m. *Sagitta*) mange ganger så stor for de tre nevnte som for de etterfølgende årene. Det samme var tilfelle for fangstene i Gråøyrenna av *Metridia longa*, *Aglantha digitale*, *Pseudocalanus elongatus*, *Centropages hamatus* og *Euchaeta norvegica*.

Etter sin fordeling både vertikalt og horisontalt kan de planktoniske komponentene grupperes som følger:

(I) For det første har vi dyr som aldri, eller bare kortvarig og da i lite antall, befinner seg høyere enn Drøbakterskelens sadeldyp (19,5 m). Blant disse har vi (1) noen som vi ofte eller stadig finner utenfor terskelen, men som aldri eller bare rent sporadisk påtreffes innenfor. (2) Vi har også dyr som fra en permanent bestand på utsiden periodevis kan transporteres i ikke helt ubetydelig antall over terskelen til indre fjord, der de har en begrenset levetid. (3) Blant de dyptlevende har vi dertil dyr som også har en permanent bestand i indre fjord, uavhengig av rekruttering utenfra.

(II) Videre har vi dyr som i alle fall i en del av sitt liv regelmessig (også) befinner seg i øvre vannlag. Blant disse har vi (4) noen som tidvis transporteres til vårt område fra utenforliggende farvann; og endelig har vi (5) noen som har permanent tilhold så vel i indre som i ytre Oslofjord.

(1) Til den første fordelingsgruppen hører copepodene *Heterorhabdus norvegicus* og *Chiridius armatus* samt ostracodene *Conchoecia elegans* og *Conchoecia obtusata* (Tab. 14). Vi har også en tredje planktonisk ostracodeart, *Conchoecia borealis* som ikke er uvanlig ved Elle, men som ikke har vært blant de ti tallrikeste.

Om *Heterorhabdus norvegicus* sier SARS (1903) at den er funnet i polarbassenget og ved Grønland, samt flere steder ved norskekysten, bl. a. i Christianiafjorden, men i norske farvann bare i dyp større enn 150 favner (275 m). WIBORG (1940) fant den bare på sine fire stasjoner fra Drøbaksundet og utover. Av spesiell interesse er BAKKEs (1980) fangst en februar natt ved Elle av 2 copepoditter (ungstadier) i 50 - 20 m dyp. BAKKE peker på at forekomst så høyt oppe kan forklare de spredte og meget sparsomme funn av *Heterorhabdus* i ytre deler av indre fjord som ble gjort av HOVDE (1972) og av GJERMUNDSEN (1974) relativt kort tid etter vannfornyelser.

I vårt bunnsledemateriale har vi funnet *Heterorhabdus* i til sammen bare 5 av de 44 analyserte prøver fra Vestfjord-området, med det innerste og seneste funn i Vesthullet i august 1989 og det største antall, 6 ind./100 m³, i Svartedypet i april

1983. At *Heterorhabdus* dertil ble funnet i 3 (1983, 1985 og 1986) av de 9 prøver fra Svartedypet, men bare ble funnet i 1 av de 14 prøver fra Gråøyrenna og i 1 av de 10 prøver fra Vesthullet, regner vi som ett av flere eksempler på betydningen av *a t - k o m s t v e i e n* for bunnvannet (kfr. Kap. 2). De 6 individene er dog for ingen ting å regne mot de 2727 ind./100 m³ som ble funnet ved Elle i april 1960 (Tab. 14, Im, nr. 3). Selv ved Elle er imidlertid *Heterorhabdus*-forekomsten avhengig av *t i l f ø r s e l* lenger ute fra. Vi fant den der bare ved 7 av de 12 anledninger, og GJERMUNDSSEN (1974) fant den ikke i sine bunnsledeprøver derfra (1962, 1963 og 1971). Flest, men ikke mange, individer fant han i Kjøvangen (Ln, i 1960 og 1972).

Om den andre copepoden i første gruppe, *Chiridius armatus*, sier SARS (1903) at han har funnet den tallrik i nesten alle våre dype fjorder fra Christianiafjorden til Vestfjorden (Nord-Norge), men bare i dyp større enn 100 favner (183 m). WIBORG (1940) fant den dypere enn 100 m (hvor meget dypere vites ikke) i Ytre Oslofjord fra Drøbak-sundet og utover, men regelmessig bare ved Rauer (Um). GJERMUNDSSEN (1974) fant den i moderat antall ved bunnen på sine fire ytterste lokaliteter (Ferder, Åo; Rauer, Un; Larkollen, Sm; Kjøvangen, Ln), men bare noen ganske få eksemplarer ved Elle og ingen innenfor Drøbakterskelen. BAKKE (1980) fant den ved Elle samtidig med *Heterorhabdus*. Så vidt vi vet er den ikke funnet i prøver tatt med planktonhov i Indre Oslofjord. I følge MATTHEWS (1964) er *Chiridius armatus* en utpreget bathypelagisk (dypvanns-) art, også på høyere breddegrader. Han fant tydelig mindre tilknytning til selve bunnen hos *C. armatus* enn hos *Bradyidius bradyi*, hvilket også er vår erfaring.

Chiridius armatus ble funnet i alle våre bunnsledeprøver fra Elle, men aldri i stort antall. I indre fjord ble den bare funnet i meget lite antall, en gang i Gråøyrenna (1985) og en gang i Svartedypet (1983), i begge tilfelle **samtidig** med *Heterorhabdus*.

Det er lite eksakt informasjon å finne om forekomsten i vårt område av de tre *Conchoecia*-artene som er angitt å tilhøre den første utbredelsesgruppen. Vi regner med at SARS (1928) ville ha nevnt det dersom han hadde funnet *Conchoecia* i Indre Oslofjord. Han nevner funn av både *Conchoecia elegans*, *C. obtusata* og *C. borealis* i ca. 100 favners dyp ved Hankø (Vp). I vårt bunnsledemateriale fant vi et markert maksimum på 6664 *Conchoecia elegans*/100 m³ i april 1960 ved Elle (Tab. 14, Im, nr. 2), altså **samtidig** med det likeledes markerte maksimum for *Heterorhabdus*. I Gråøyrenna ble *C. elegans* bare funnet ved to anledninger (1953, 22 ind./100 m³; 1985, 3 ind./100 m³). Lenger inne ble den aldri funnet. *C. obtusata* ble heller aldri funnet innenfor Gråøyrenna, der den bare ble funnet én gang (1953, 2 ind./100 m³).

Det skulle være klart på bakgrunn av ovenstående at komponentene i fordelingsgruppe (1) trives ikke i Oslofjorden innenfor Drøbak. Siden dette fenomen ikke er av ny dato, synes **utilstrekkelig dyp** å være den viktigste årsaken.

(2) Komponentene i den andre fordelingsgruppen er pilormen *Eukrohnia hamata* samt copepodene *Calanus hyperboreus* og *Euchaeta norvegica* (Tab. 14).

Eukrohnia hamata er kjent som kaldt vannskosmopolitt (EKMAN 1953), som på våre og lavere breddegrader bare kan leve i betydelig dyp, mens den på høye breddegrader også kan finnes lenger oppe i vannmassene. I følge EKMAN synes dens øvre grense for temperaturtoleranse å ligge mellom 10° og 15° Celsius. WIBORG (1940) fant *Eukrohnia* fra Drøbaksundet og utover når dype nok trekk ble tatt. Fra trekk med planktonhov i indre fjord kunne HOVDE (1972) bare berette om 3 enslige eksemplarer av *Eukrohnia hamata*.

Dyr hvis forekomst i indre fjord er avhengig av transport utenfra over Drøbakterskelen, vil med størst sannsynlighet kunne påtreffes i bassengene i østre løp like N for terskelen, kfr. Fig. 2. På grunn av disse bassengenes ringe utstrekning og av hensyn til skipstrafikken har vi dessverre ingen sledeprøver derfra. På sin stasjon Hallangstangen (124 m dyp, Hm) fant BAKKE (1980) en gang (sept. 1977) 14 eksemplarer av *Eukrohnia hamata*. Men i sine øvrige planktontrekk fra indre fjord fikk han svært få og ingen eksemplarer.

Som det fremgår av Tab. 14, var *Eukrohnia hamata* nokså ofte blant de tallrikeste komponenter i våre bunnsledetrekke fra Elle (Im). Den ble funnet der ved hver eneste anledning med unntakelse av **desember 1973**, og den største fangst var 1818 ind./100 m³. At den samme arten var blant de ti tallrikeste komponentene så langt inne i fjorden som ved Steilene (Dk) i **1981**, skyldtes utelukkende at det sto så forferdelig dårlig til med den øvrige fauna der og da. *Eukrohnia* kom ved den anledning inn på listen (som nr. 9) med en fangst på bare 7 ind./100 m³. Den største fangst av *Eukrohnia* ved Steilene (27 ind./100 m³) ble gjort i **juni 1986** - en bekreftelse på den gode dypvannsutskiftningen det året (Kap. 2). Da - og bare da - ble den til og med funnet i dypet av Bunnefjorden (Ep, 3 ind./100 m³).

Forekomsten av *Eukrohnia* som nr. 6 i Svartedypet (Ek) i **april 1983** skyldtes et reelt maksimum (63 ind./100 m³). Arten hadde **samtidig** et maksimum i Vesthullet (Ej), selv om den ikke var tallrik nok (34 ind./100 m³) til å komme med på listen derfra. Forekomsten av disse maksima i **april** har sannsynligvis sammenheng med at bunnvannet da var av en forholdsvis ny dato (Fig. 66B).

Plasseringen av *Eukrohnia* som nr. 7 på listen for Grøyrenna (Gk) i 1988 må sees i sammenheng med at så mange andre dyr på grunn av teknisk feil ved den anledning ble fanget i spesielt lite antall. Denne *Eukrohnia*-fangsten (32 ind./100 m³) representerte dog et lokalt maksimum for arten, selv om det var så sent som i **august**.

Liksom tilfellet var med *Heterorhabdus*, var det i Svartedypet at *Eukrohnia* ble funnet både i størst antall og med størst frekvens (7/9) i indre fjord. At

transport og atkomstvei utenfra var av dominerende betydning for forekomsten i indre fjord, er en indirekte indikasjon på vantrivsel der. *Eukrohnia hamata* tilføres Indre Oslofjord bare i moderat antall, og der går den så dypt som den kan komme. Forplan- te seg der gjør den ikke, og vi har ikke noe holdepunkt for at den har gjort det tidligere.

Også *Calanus hyperboreus* ble av EKMAN (1953) betegnet som kaldtvannskos- mopolit. I D r ø b a k s u n d e t fikk SØMME (1934) betydelig antall av *Calanus hyperboreus* bare når han trakk hoven nær b u n n e n i 200 - 225 m dyp og bare om vinteren, hvilket han anså som resultat av nedvandring for overvintring og innvand- ring lenger ute fra. Med unntak av noen spredte forekomster av enkeltindivider i indre fjord fant WIBORG (1940) at forekomsten av denne arten i 1933-34 og 1938 var begrenset til fjorden fra Drøbaksundet og u t o v e r . I a p r i l (1934) fant han copepo- ditter av stadium II - IV i de øverste 50 m, mens hele bestanden ble funnet å oppholde seg nedenfor 50 m dyp både i februar og mai og resten av året for øvrig. Det var imidlertid bare et særdeles lite antall *C. hyperboreus* som ble funnet i Drøbaksundet i april 1934. Langt de fleste ble funnet ved Rauer.

Nesten samtlige *Calanus hyperboreus* som BAKKE (1980) fanget ved Elle, ble funnet dypere enn 100 m. Men i a p r i l (1977) ble også noen få copepoditter av *C. hyperboreus* funnet i de øverste 20 m. I Oslofjorden betyr en slik fordeling (oppløfting?) en spesiell sjanse til å komme til indre fjord ved dypvannsutskiftning om våren. Det hadde vi i 1986 (Fig. 66C; Fig. 69), og sammenhengen fremgår klart av Tab. 14. Fangstene pr. 100 m³ i j u n i 1986 var som følger: Gråøyrenna (Gk) 682, Svartedypet (Ek) 80, Vesthullet (Ej) 158, Steilene (Dk) 181. Det høye tallet fra G r å ø y r e n n a tyder på best o v e r l e v e l s e s -muligheter der siden vi slett ikke har grunn til å anta at det ble tilført større volum av nytt dypvann (d. v. s. flere *C. hyperboreus*) til Gråøyrenna enn til de andre lokalitetene (kfr. Fig. 69 og Kap. 2). Antakelsen av bedre overlevelse i Gråøyrenna støttes av at forekomstfrekvensen også var betydelig høyere i Gråøyrenna. Forholdet mellom antall ganger funnet og antall analyserte prøver var som følger: Gk, 9/14; Ek, 3/9; Ej, 1/10; Dk, 1/11; Ep, 0/10.

Også for den tredje arten i fordelingsgruppe (2), *Euchaeta norvegica*, var forekomstfrekvensen - og dermed sannsynligvis overlevelsesmuligheten - større i G r å ø y r e n n a enn på de utskiftningsmessig gunstigere situerte lokalitetene Svartedypet, Steilene og Vesthullet. Den var som følger: Gk, 11/14; Ek, 5/9; Ej, 4/10; Dk 5/11; Ep, 2/10. Overlevelsesbetingelsene for *Euchaeta* i Gråøyrenna ser imidlertid ut til å ha vært gjenstand for v a r i a s j o n over tid. Den gjennomsnittlige fangsten pr. 100 m³ for 1953, 1959 og 1960 var 38,7 (S. D = 18,8). For prøvene fra 1961 til og med 1985 var den bare 3,5 (S. D. = 5,6), mens den for 1986 - 1990 var 13,0 (S. D. = 4,9). Men dette kan også tenkes å skyldes varierende bestand på utsiden av terskelen. At

Euchaeta ble funnet hyppigere enn *Calanus hyperboreus* i Svartedypet, kan henge sammen med at den i følge sin vertikalfordeling utenfor terskelen (WIBORG 1940; BAKKE 1980) har hyppigere mulighet til å bli transportert inn over denne.

Både i Svartedypet, Vesthullet og ved Steilene ble den største fangsten av *Euchaeta* gjort i april 1983, altså etter kortvarig opphold i indre fjord. (April 1983-prøven fra Gråøyrenna har vi ikke rukket å analysere.) Forekomsten av *Euchaeta* lenger innover i fjorden enn *Calanus hyperboreus* så vel som forekomsten i Gråøyrenna tyder på at *Euchaeta* hadde noe større evne til å tåle forholdene i indre fjord. Rangeringen av *Euchaeta norvegica* på syvendeplass ved Steilene i 1981 (Tab. 14) må dog, som for *Eukrohnia*'s vedkommende, sees i sammenheng med den elendige tilstand i den øvrige faunaen der og da. Syvendeplassen ble oppnådd med bare 9 ind./100 m³.

Fangstene av *Euchaeta* i Bunnefjord-dypet (Ep) ble gjort i juli 1985 (4 ind./100 m³) og i juni 1986 (6 ind./100 m³, samtidig med den eneste fangsten av *Eukrohnia* der, kfr. Fig. 69).

(3) Copepoden *Metridia longa*, som representerer den tredje fordelingsgruppen, var blant de tallrikeste komponentene både ved Elle og i Gråøyrenna i 1953, 1959 og 1960, men sjelden siden (Tab. 14). For de nevnte årene var den gjennomsnittlige fangst pr. 100 m³ ved Elle 765 (S. D. = 462) og i Gråøyrenna 201 (S. D. = 66). For prøvene fra 1961 - 1990 var tallene henholdsvis 152 (S. D. = 150) og 11,5 (S. D. = 13,5), hvilket representerer en bemerkelsesverdig reduksjon, særlig i Gråøyrenna, der fangsten var blitt redusert til knapt 6 %. Forandringen vil bli kommentert i Kap. 8.9.

(4) Copepoden *Centropages typicus* synes ikke å ha en permanent bestand i Oslofjorden i det hele tatt (WIBORG 1940; HOVDE 1972; BAKKE 1980) og heller ikke i andre norske kystfarvann (RUNNSTRØM 1932; WIBORG 1954; LIE 1967; STRØMGREN 1974; FOSSHAGEN 1979). Den opptrer, til dels i stort antall, sommer og høst, men meget sjelden vinter og vår. Ettersom dens typiske forekomst i planktonprøver er i de øverste vannmasser, er det ikke overraskende at *Centropages typicus* nesten aldri ble funnet i bunnsledeprøvene våre. I følge BAKKE (1980) bringes den inn i Oslofjorden om sommeren med overflatestrøm. Men BAKKE nevner også muligheten for at den (i mellomtiden) kan ha hvile-egg på bunnen. Fra små bunnsedimentprøver fra den Engelske kanal og den sydlige - og meget grunne - del av Nordsjøen fikk LINDLEY (1986) klekket nauplier (larver) av både *Centropages* spp., hovedsakelig *C. hamatus*, og *Temora longicornis* i overordentlig stort antall.

Forekomsten av *C. typicus* blant de ti tallrikeste komponentene i bunnsledefangster fra alle de undersøkte lokalitetene unntatt Elle i august 1989 (Tab. 14) er meget interessant i denne sammenheng. Antall individer pr. 100 m³ var da som følger: Im 64, Gk 83, Ek 978, Ej 191, Dk 138, Ep 83. Ved Svartskog (Ep) og ved Stei-

l e n e (Dk) ble *C. typicus* funnet både i 1988, 1989 og 1990. I Gråøyrenna og ved Elle ble den også funnet i 1990 i tillegg til 1989.

Typiske trekk ved fordelingen i gruppene (1), (2) og (4) var transport og samtidighet. I gruppe (3) var det reduksjon. Det samme gjelder for komponentene i gruppe (5), som omfatter dyr med en permanent bestand både innenfor og utenfor Drøbacterskelen, og som regelmessig også finnes i øvre vannlag.

Rangeringen av *Sagitta elegans* i prøvene fra Elle (Tab. 14, Im) viser en påfallende forandring fra stadig forekomst i de første årene til ingen forekomst på listen senere. Den gjennomsnittlige fangst pr. 100 m³ i prøvene fra 1953 - 1961 var 562 (S. D. = 502), mens den i prøvene fra 1973 - 1990 bare var 32 (S. D. = 26), hvilket vil si en reduksjon til knapt 6 %.

Med økende størrelse (alder) viser *Sagitta elegans* preferanse for større og større dyp, hvilket vil si svakere og svakere lys. I 1962 - 1964 ble alle voksne eksemplarer av arten funnet dypere enn 50 m både ved Elle og i Indre Oslofjord, og der dypet var ca. 100 m, ved Steilene, ble den funnet i størst mengde ved bunnen. Med økende dyp utover dette avtok konsentrasjonen av *S. elegans* igjen, og i Spro-dypet (Fl, ca. 160 m dyp) var der ingen ansamling av den ved bunnen (JAKOBSEN 1971). Den rikeligere forekomsten av *S. elegans* i sledefangstene fra Elle i 1953 - 1961 kan tenkes å skyldes at lysgjennomgangen da i større grad var tilstrekkelig til å drive *S. elegans* så langt ned som til 200 m dyp der. Årstiden er også av betydning. Langt de største konsentrasjoner av *S. elegans* ved bunnen ved Steilene ble av JAKOBSEN funnet i november (1963) og januar (1964). I april 1960 var konsentrasjonen av *Sagitta* ved bunnen ved Elle 10 ganger så stor som den var i juni 1959, og FRITZVOLD (1981) fant at konsentrasjonen av *Sagitta* samme sted var 27 ganger så stor i desember 1974 som i juni 1975. Men i desember 1973 var vår fangst av *S. elegans* pr. 100 m³ ved Elle bare 15 % av det som FRITZVOLD fant for desember 1974.

I Gråøyrenna ble *Sagitta elegans* funnet ved samtlige anledninger med unntakelse av desember 1973. Det samme var tilfelle ved Steilene. (Ingen prøve fra Svartedypet og Vesthullet i desember 1973.) Bunnslodeprøvene fra 1962 - 1965 viste at *S. elegans* ble borte når oksygeninnholdet i vannet ble så lavt som 0,7 ml/l (BEYER & VERSVIK 1968). Med en slik toleransegrense er det i følge Fig. 66B rimelig at vi heller ikke fant den i desember 1973.

Tab. 14 viser en påfallende forandring i representasjonen av *Pseudocalanus elongatus* i Gråøyrenna (Gk). Som for *Metridia longa* var det gjennomsnittlige antall for perioden 1961 - 1990 bare 6 % av hva det var i 1953 - 1960. *Pseudocalanus* er imidlertid så liten at den kan gå tapt gjennom maskene i sledehoven, og dette kan finne sted i forskjellig grad både under opphiving og vasking.

Prøvene fra Vesthullet hadde gjennomgående betydelig lavere andel av plankton enn prøvene fra alle de øvrige lokalitetene. 8 av de 10 prøvene hadde mindre enn 10 % plankton og 6 av dem hadde mindre enn 5 %. Med unntakelse av Svartskog var det gjennomsnittlige antall av **plankton**-individer/100 m³ også lavest i Vesthullet. En forklaring på dette fenomen må søkes i lokalitetens topografi- og strømforhold. Gjør mindre bevegelse at bunnvannet der får en for planktonet frastøtende lukt? Fenomenet kan ikke ansees som en negativ effekt av VEAS-utslippet siden prøven fra 1981 har det nest laveste planktonantallet, den fra 1982 det nest høyeste og prøven fra 1990 det høyeste.

8.8 DIVERSITET

Forholdene i et miljø kan være så ekstreme i fysisk og/eller kjemisk henseende at slett ingen dyr kan leve der. Men de kan også være slik at bare en eneste art kan klare seg, eller noen ganske få. Ofte er det slik at den eller de få artene som tåler miljøet, utvikler spesielt tette bestander fordi der ikke er noen eller bare meget få konkurrenter om føden og ingen eller bare meget få andre dyr som kan spise dem. Antall arter i forhold til antall individer blir da lite. I forurensningssammenheng er dette som regel et dårlig tegn. Vi kan riktignok få et høyt forhold mellom arter og individer i tilfelle da selv de mest resistente arter bare så vidt kan klare seg og derfor ikke utvikler tette populasjoner. At forholdene er elendige viser seg da ved disse artenes identitet samt ved at det totale artstall er så lavt. Det motsatte forhold, en allsidig sammensatt fauna, betraktes som et sunnhetstegn.

Forholdet mellom antall **arter** og antall **individer** i en prøve blir ofte betegnet som **diversitet** eller arts mangfold. Da vi av flere grunner ikke har foretatt alle identifiseringer like til art, må vi her se på forholdet mellom antall arter + noen større taksonomiske enheter - til sammen kalt taxa, Fig. 46A og Fig. 47A - og antall individer. For samtidig å få med informasjon om bestandstettheten i sammenlikningen mellom lokaliteter og tidspunkt har vi i Fig. 46B og Fig. 47B benyttet individtall pr. 100 m³ "filtrert". Antallet taxa er i denne omgang ikke gjort til gjenstand for tilsvarende justering.

Antallet av taxa i prøvene vil øke med trekk lengden innen visse grenser, som er forskjellig for de ulike lokaliteter og tilstander. Antallet individer pr. 100 m³ "filtrert" derimot kan i hvert enkelt tilfelle øke eller avta med trekk lengden eller være upåvirket av denne, alt etter hvor ensartet biotopen er. Så vel antallet taxa som antallet individer pr. 100 m³ kan variere med graden av oppskraping av bunnmateriale, kfr. Kap. 8.5 og

8.6. Som en indikasjon på innslaget i prøvene av faunakomponenter med nøye og permanent tilknytning til sedimentet har vi i Fig. 46B og Fig. 47B tatt med andelen av foraminiferer i fangstene.

Kurvene fra Elle i Fig. 46B merker seg ut ved ekstra svære variasjoner i antallet individer både av foraminiferer og øvrige dyr. Dette kan delvis ha sin forklaring i at der ikke er noen topografisk forhindring av rask og omfangsrik tilførsel av både vann og dyr utenfra. Et annet moment som kan tenkes å være av betydning, er at vi på grunn av den åpne topografien (Fig. 2) ikke har vært så nøye med å trekke sleden på akkurat samme sted hver gang. Både avstanden fra terskelen og avstanden fra land har vært gjenstand for variasjon, selv om vi alltid har holdt oss på et dyp av 190 til vel 200 m. Litt lenger nord er der funnet meget sterkere strøm nær østsiden enn nær vestsiden av fjorden (JOHANNESSEN 1965). Sedimenteringsforholdene kan derfor også antas å variere betydelig både i øst/vest-retning og i nord/syd-retning, og det er ikke urimelig å anta at der i tilknytning til variasjon i strøm- og sediment-forhold kan være lokale variasjoner i faunaens mengde og sammensetning.

Av Fig. 46A ser vi at ved Elle var antallet taxa i 1953 - 1961 nøye korrelert til **trekk lengden** og viste ingen respons på de meget store variasjoner i antallet dyr pr. 100 m³ (Fig. 46B). Men i desember 1973 viste forarming av faunaen seg ved tydelig nedgang i antall taxa til tross for fordobling av trekk lengden. I 1981 og i 1985 - 1990 var antallet taxa ved Elle nokså tydelig korrelert til antallet foraminiferer, det vil her si mengden av oppskrapet sediment med tilhørende dyr.

Kurvene fra den vesentlig mer avstengte lokalitet Gråøyrenna gir et langt **roligere** bilde og samtidig et betydelig **lavere** nivå for antallet av både taxa (Fig. 46A) og individer (Fig. 46B). Også i Gråøyrenna ga den sterke reduksjon av trekk lengde fra 1959 til 1961 tydelig negativt utslag i antall taxa. Prøven fra desember 1973 viste fortsatt noe nedgang i antall taxa tross noe øket oppskraping. For periodene 1973 - 1982 og 1984 - 1986 er det vanskelig å si noe om årsak og virkning fordi alle de fire parametrene varierte parallelt. Øket trekk lengde kan med hensyn til antall taxa ha motvirket en negativ effekt av den mangelfulle bunnkontakt i 1988.

I prøvene fra Svartedypet i 1981 - 1982 ser det med hensyn til antall taxa ut til at noe mer enn halvering av trekk lengden er blitt oppveiet av flerdoblet oppskraping (Fig. 47A og Fig. 47B). Den kraftige nedgang i antall taxa i 1983 kan forklares av sterkt redusert oppskraping. Men i 1984 var forholdene blitt slik at en vesentlig øket oppskraping ikke ga noe større antall taxa. Det gjorde den derimot tydelig i 1985. I 1986 kan en sterkt redusert oppskraping (Fig. 47B) med hensyn til antall taxa ha blitt oppveiet av en fordoblet trekk lengde (Fig. 47A). Det lave antall taxa i 1987 er påfallende.

Hva angår antall taxa i prøvene fra Vesthullet og Steilene (Fig. 47A), ser det ut som om en sterk reduksjon i trekk lengden i 1982 ble oppveiet av en kraftig økning i fangsten av muddertilhørende dyr, i Fig. 47B representert ved foraminiferene. Det rekordlave antall taxa ved Steilene i desember 1973 faller ikke sammen med spesielt liten trekk lengde eller ekstremt lavt foraminiferantall.

Kurvene i Fig. 47A & B har det trekk til *felle*s at de viser store forstyrrelser i forholdet mellom taxa og individtall med spesielt høye individtall fra 1982 - 1985.

Tar man en så liten faunaprøve som det går an å ta fra en lokalitet, d. v. s. bare ett individ, får man bare én art, og den arten som har den tetteste bestand, vil ha størst sannsynlighet for å bli representert. Tar man større prøver, d. v. s. flere individer, vil man, dersom det finnes flere enn én art på lokaliteten, før eller siden få med seg flere arter, og der vil være *numeriske terskler*, bestemt av den enkelte arts populasjonstetthet, for ved hvilket samlet individtall de forskjellige arter sannsynligvis vil bli representert i prøven. Der vil også være en øvre grense for hvor mange arter man kan få med, nemlig når man har fått med samtlige som finnes på lokaliteten.

Det er utviklet en spesiell metode for å muliggjøre en 'rettferdig' sammenlikning av prøver av forskjellig størrelse (SANDERS 1968). Med utgangspunkt i den foreliggende prøve blir det beregnet hvor mange arter som sannsynligvis ville ha kommet med dersom prøven var så og så meget mindre (eller større). Man kan da se hvilket artstall man sannsynligvis ville ha fått i **prøver av samme størrelse**, d. v. s. med samme individtall, fra forskjellige lokaliteter og/eller fra forskjellig tid. Med valgte individtall langs X-aksen (grunnlinjen) og tilhørende beregnet artstall langs Y-aksen får man 'rarifikasjonskurver', hvis stigningsgrad er mål for diversiteten. **Bratt stigning av kurven viser høy diversitet** i faunaen. Er der mange arter som er vanlig, stiger kurven bratt til å begynne med (nær Y-aksen). Selv en liten prøve fra samme sted og tid ville da ventelig inneholde relativt mange arter. Tilstedeværelse av sjeldnere arter viser seg ved fortsatt stigning i kurvens høyre del.

Den ideelle forutsetning for diversitetsbetraktninger er at alle identifikasjoner er foretatt til artsnivå. De samme beregninger kan dog også gjøres med større taksonomiske enheter. Men jo større disse er, dess mindre egnet blir metoden til å skille mellom prøvene. Som i foregående kapittel har vi ansett det forhold at alle prøvene med hensyn til identifikasjoner er behandlet på samme måte som akseptabelt grunnlag for også å benytte vårt materiale til diversitetsbetraktninger.

En svakhet er at **bunnsleden** som vi har benyttet til innsamling, bare kan betraktes som et **semikvantitativt** redskap. Av spesiell betydning i denne sammenheng er også at sleden samtidig fanger dyr med meget forskjellig atferd. Dette betyr både at vi i en og samme prøve får dyr som har **forskjellig forhold til miljøet** og at vi

får dyr som har **forskjellig grad av fangbarhet**. Vi får planktoniske komponenter som i regelen ikke har noe forhold til bunnens konsistens og kvalitet i det hele tatt og som ikke kan unngå å bli fanget ved å klamre seg til bunnen eller trekke seg ned i denne. Samtidig får vi et varierende utvalg av dyr med forskjellig grad av tilknytning til sedimentet inkludert graving og forankring og med en fangbarhet som varierer både med sledens gang og med bunnens fasong og konsistens.

Dertil kommer at **pelagialen** (de frie vannmasser) er en vesentlig mer **ensartet** biotop (leveplass) enn benthalen (bunnen). I pelagialen kan man som regel, og særlig i dypet, forflytte seg over meget store avstander uten å møte forskjeller i vannets fysiske og kjemiske egenskaper som er av noen som helst biologisk betydning. Selve miljøet er også gjenstand for forflytting og blanding. I benthalen derimot kan selv bare et par centimeters vertikal forflytting, eller - hvis der er groper, furer eller fjellknauser på bunnen - en fots forflytting langs denne bety en vesentlig forandring i livsbetingelsene i form av tilgang på vann, oksygen og føde. I benthalen finner vi, både i rent fysisk forstand og med hensyn til livsstil, vesentlig flere **nisjer** enn i pelagialen. Som tilpassning til disse finner vi at der i tidens løp har utviklet seg et vesentlig **større artsmangfold i faunaen som har tilknytning til bunnen**. Dette viser seg også innen de enkelte dyregrupper. Med unntakelse av noen få grupper som er spesielt konstruert for å kunne holde seg svevende i vannet (f. eks. Siphonophora, kolonimaneter) eller fare tilnærmet usynlig gjennom dette med minimal motstand (Chaetognatha, pilormer) finner vi vesentlig færre arter pr. dyregruppe i plankton enn langs og i bunnen. Blant dyr med en mer fleksibel morfologisk planløsning som f. eks. Ostracoda, Isopoda og Amphipoda finner vi innen hver gruppe kanskje et halvt dusin arter i plankton og blant Cumacea ingen, mens vi selv bare i norske farvann finner tresifrete tall av arter med tilknytning til bunnen.

De omstendigheter som er omtalt i de to foregående avsnittene, må vi ha i erindring ved vurderingen av diversitetsdiagrammene.

De i Kap. 8.7 påpekte særdeles sterke innslag av **p l a n k t o n** i bunnslodeprøvene fra årene 1953, 1959 og 1960, i særdeleshet ved Elle, hadde så sterk innflytelse på diversitetsberegningene at disse kunne bli **villedende** for tilstanden i faunaen langs bunnen. I prøvene fra Elle fra juni 1953 f. eks. var de fire tallrikeste komponentene (*Calanus hyperboreus*, *Calanus finmarchicus* + *C. helgolandicus*, *Eukrohnia hamata* og *Metridia longa*; Tab. 14) alle plankton, som altså ikke hadde noe med bunnen å gjøre. Planktoniske komponenter utgjorde til sammen 76,3 % av det totale individtall, men representerte bare 17,2 % av antallet taxa. Diversitetskurven (ikke vist) ble derfor lavere enn kurven fra Svartedypet for 1981 (Fig. 52, SD81) fra 0 til 600 individer til tross for at antallet taxa ved Elle i 1953 var nesten dobbelt så stort som det var i Svartedypet i 1981 (Fig. 46A og Fig. 47A).

I nærværende fremstilling blir dog den økologisk og evolusjonsmessig betingete lavere diversitet i planktonet delvis oppveiet ved at for planktonets vedkommende er det bare to arter som er slått sammen (*Calanus finmarchicus* + *C. helgolandicus*), slik at antallet taxa bare er 1 mindre enn antallet arter, mens det for bunndyrenes vedkommende er benyttet en rekke sammenslåinger, også av flere enn to arter, i særdeleshet når det gjelder Foraminifera (kfr. Kap. 8.7).

Det aller høyeste individtall som ble funnet ved Elle, i april 1960, skyldtes slett ikke bare Foraminifera (Fig. 46B), men først og fremst rekordstor fangst av muddermedusen *Tesserogastria*. Samtidig ble 4 planktonkomponenter fanget i firesifret antall pr. 100 m³.

Sledens oppskraping av **sediment** fra bunnen, representert ved antall foraminiferer i prøven, kan ha to **motsatte** effekter på diversitetskurven. Et høyt foraminiferetall, som f. eks. i prøven fra Elle i august 1990 (Fig. 46B) kan - vel å merke når sedimentet har god oksygenbalanse - være ensbetydende med en fyldig prøve (Fig. 77 og Fig. 78) med høy diversitet (Fig. 48). Men et lavt foraminiferetall kan ha samme effekt på diversitetskurven siden det totale individtall da kan bli sterkere redusert enn antallet taxa. Foraminifera representerer jo bare 1 taxis. I august 1989 hadde sleden under trekket ved Elle så lett bunnkontakt at prøven var nær ved å bli ekskludert på bakgrunn av det lave foraminiferantallet (Fig. 77). Det viste seg imidlertid at faunaen var brukbart representert (Fig. 77, 78 og 79) ved et antall taxa som bare så vidt var under gjennomsnittet for de 12 anledninger (Fig. 46A), til tross for at individtallet var lavest av dem alle (Fig. 46B). Siden ingen av komponentene var sterkt tallmessig dominerende, fikk diversitetskurven for 1989 likevel en høy profil (Fig. 48).

Diversitetskurvene ville ha vist bedre samsvar med tilstandene ved bunnen dersom både planktonet, med sin som regel lavere diversitet, og de her så langt fra artsspesifiserte foraminiferene hadde vært holdt utenom.

Kurvene i Fig. 48 gir uttrykk for en fauna med **høy** diversitet ved **Elle**, mens kurvene fra **Svartskog** (Fig. 60) vitner om en fauna med særdeles **lav** diversitet. Kurvene fra de mellomliggende lokaliteter (Fig. 49 - 59) representerer intermediære stadier. Vi ser at der er en meget betydelig **likhet** mellom diagrammene fra **Vesthullet** og **Steilene**. Denne refererer seg spesielt til likhet for de **samme periodene**, altså mellom henholdsvis Fig. 54 og 57, Fig. 55 og 58 samt Fig. 56 og 59. Kurvene på de to sistnevnte figurene viser det gunstigste forløp. Dette kan gi grunnlag for en forsiktig **optimisme**. Diagrammene fra **Gråøyrenna** og **Svartedyppet** inntar som oftest en mellomstilling mellom dem fra Elle og dem fra Vesthullet og Steilene. Som i foregående kapittel ser vi også her spesielt stor forskjell fra utsiden til innsiden av Drøbak-terskelen. Minst like stor forskjell er der fra Steilene til Svartskog, som er atskilt fra hverandre både med stor avstand og flere terskler.

Av diversitetskurvene fra Gråøyrenna er det den fra 1953 som viser den høyeste diversitet (Fig. 49). Det for lokaliteten største antall taxa (Fig. 46A) ble da oppnådd med en av de minste individtettheter (Fig. 46B). I 1959 ble like mange taxa funnet, men på grunnlag av en 2,7 ganger så stor individtetthet. Den lave profil i diversitetskurven for april 1960 (Fig. 49) er preget av sterk dominans av rødåten (*Calanus finmarchicus* + *C. helgolandicus*), som alene utgjorde 70,7 % av individene. Etter overvintringen holder rødåten seg fremdeles i dypet av indre fjord på denne årstid (BEYER & al. 1967). Samtidig var antall taxa blitt sterkt redusert (Fig. 46A). Dette var særlig tilfelle for krepsdyrenes vedkommende og blant dem spesielt Cumacea (Fig. 14). Men det gjaldt også for polychaeter og har sammenheng med at der var spesielt lite mudder i prøven. Det samme gjelder prøven fra februar 1961.

Likesom ved Elle var det i Gråøyrenna prøven fra desember 1973 som hadde den laveste antall taxa (Fig. 46A). I diversitetskurven (Fig. 50) viser dette seg ved den manglende stigning i kurvens høyre del. Med ikke mer enn 14 % av individene fra plankton har vi ikke noe argument til bortforklaring av den lave diversitet i 1973.

De 30 % plankton i prøven fra 1990 er ikke tilstrekkelig til å forklare den relativt lave diversitet som kurven for dette året (Fig. 51) viser. Medvirkende var også i høy grad de usedvanlig store antall av *Tesserogastria* (Fig. 81) og *Pandalina* (Fig. 80). Men vi kan slett ikke tolke en økning i individtallet for disse komponenter som en øket forurensningseffekt.

Diversitetskurvene fra Svartedypet viser en markert nedgang fra 1981 med den laveste profil i 1983 (Fig. 52). 1983-prøven var den som hadde langt den største plankton-andelen (63,6 %) av prøvene fra denne lokaliteten. I Kap. 8.6 ble det påpekt at denne prøven ikke ga representativ fangst av bunndyrene. Denne lave diversitet kan altså ha en teknisk forklaring. Men prøven fra august 1984 viser nesten like lav diversitetskurve (Fig. 52) til tross for god bunnkontakt (Fig. 88) og en minimal plankton-andel på bare 0,9 %. Skyldtes den sparsomme planktonfangsten at bunnen hadde fått frastøtende lukt?

Kurven for 1985 (Fig. 53) viser en tydelig bedring, særlig i den høyre del som går mot atskillig flere taxa (kfr. Fig. 47A). Kurven for 1986 (Fig. 53) viser en fortsatt fremgang, som rimeligvis er korrelert til den spesielle innstrømningen som er omtalt i Kap. 8.7. At faunaen i Svartedypet skulle være blitt så meget dårligere i 1987 som diversitetskurven i Fig. 53 antyder, stemmer ikke med alle de positive trekk som fremgår av Tab. 4 og Tab. 5 i Kap. 8.4.5 og Tab. 10 i Kap. 8.7. Der var riktig nok en betydelig nedgang i antall taxa (Fig. 47A). Men 5 av disse var plankton og 4 var polychaeter. Den økete høyde som diversitetskurven for august 1988 viser, har sammenheng med en betydelig økning i antall taxa (Fig. 47A). Men vi skal være

oppmerksom på at ikke mindre enn 8 av disse var polychaeter, og at *Tesserogastria's* velansette første plass fra 1987 var blitt erstattet med Spionidae (Tab. 10).

Hva diversitetskurvene fra Vesthullet angår, så viser kurven for august 1981 en temmelig lav profil (kfr. Kap. 8.7, Tab. 11), kurven for juni 1982 en liten forbedring og deretter en **tilbakegang** til august 1984 (Fig. 54). Fig. 55 viser en suksessiv **fremgang** til en bemerkelsesverdig **stabil** form for de tre siste årene (Fig. 56). Som nevnt i Kap. 8.7 var andelen av zooplankton liten i prøvene fra Vesthullet.

Selv om den var gjennomsnittlig dobbelt så stor som i Vesthullet, var planktonandelen i prøvene fra Steilene heller ikke der så stor at den forstyrrer diversitetskurvene i åpenbar grad. Til forskjell fra Vesthullet viste prøven fra Steilene **lavere** diversitet i 1981 enn i 1984 (Fig. 57 og Fig. 58; kfr. Fig. 47A). Fra 1982 til 1983 var der en liten bedring og i 1984 ikke så stor tilbakegang. Diversitetskurvene for Steilene viser samme utvikling som Fig. 14 og Fig. 15; men de to sistnevnte gir mer konkret informasjon.

Diversitetskurvene hadde altså en lav profil før VEAS-anlegget ble satt i drift både i Vesthullet og ved Steilene, men ikke i Svartedypet. Vesthullet var den av disse tre lokalitetene som hadde den **laveste** profil i 1984, 1985 og 1986. Fra og med 1987 var det igjen Steilene.

Høyden på diversitetskurvene viser som regel godt samsvar med søylene i Fig. 46A og Fig. 47A, selv om antallet taxa der gjelder for hele prøvene. Forklaringen er at de totale prøvene som regel dreier seg om fire- og femsifrete antall individer, og at - som det fremgår av det flate forløp av diversitetskurvenes høyre del - selv relativt betydelige endringer av individtallet i dette området knapt medfører nevneverdige forandringer i antallet taxa.

Temaene for kapitlene 8.7 og 8.8 er beslektet med hverandre. Som regel viser de godt samsvar med hensyn til forskjeller og likheter mellom lokaliteter og år og når det gjelder markering av forurensningspåvirkning i grove trekk. Men det er en åpenbar svakhet ved diversitetsberegningene at komponentenes identitet og dermed deres spesielle relasjon til miljøets kvalitet ikke kommer med.

8.9 BESTANDER SOM HAR VIST PÅFALLENDE FORANDRINGER

I UTBREDELSE OG/ELLER ANTALL

Vi har sett flere eksempler på at arter som i 1960-årene ble funnet i stort antall langt inne i fjorden, senere er blitt totalt eller nesten totalt borte derfra. Også i Gråøyrenna og ved Elle har det funnet sted betydelige forandringer i faunaen,

som til dels er berørt tidligere. Vi skal her trekke frem noen av de mest påfallende eksemplere. I Fig. 61 er vist forekomsten av en isopode, *Ilyarachna longicornis*, og to amphipoder, *Andaniopsis nordlandica* og *Arrhis phyllonyx*, som **tidligere** var vanlig å finne ved Elle, men som i 1985 - 1990 ikke, eller nesten ikke (*Andaniopsis*) ble funnet der. Tre andre krepsdyrarter, *Macrocypris minna*, *Macrocypris angusta* og *Rhachotropis macropus*, viste **samtidig** en påfallende økning. *Macrocypris minna* er en av de artene som G. O. SARS (1869) fant i nærheten av Christiania. Vi har ikke funnet den innenfor Drøbak-terskelen i det hele tatt. Av *Macrocypris angusta* har vi på innsiden bare funnet to enslige eksemplarer (i Gråøyrenna i 1953 og 1961). *Rhachotropis macropus* har i følge våre observasjoner forholdsvis lett bunnkontakt.

Fig. 62 viser at de to bunnlevende copepodene *Xanthocalanus fallax* og *X. propinquus* **skiftet beite** fra Gråøyrenna tidlig og til Elle sent i undersøkelsesperioden. En parallell til dette er den forflytting av bestandsmaksimum fra Gråøyrenna til Elle som Tab. 5 (Kap. 8.4.5) viser for *Diastylodes serrata*. Både Fig. 62 og Fig. 61 kan tolkes som en **øket forurensningseffekt**.

Fig. 63 viser en meget sterk **økning** i antall av mysidacéen *Erythrope serrata* i Gråøyrenna samt forekomst av samme ved Elle i senere år der den tidligere ikke ble funnet. Som tidligere påpekt liker *Erythrope* **bløtt** substrat. Det gjør i følge SARS (1900) også cumacéen *Eudorella emarginata*. Muligens er dens bestandsvariasjon et uttrykk for den variasjon i bunnens bløthet som vi under feltarbeidet har fått inntrykk av, med - som vanlig - noen forsinkelse. I sin atferd har *E. emarginata* meget stor likhet med sin slektning *Leucon nasicus*, som den i alminnelighet forekommer sammen med (SARS 1900). *L. nasicus* ble også funnet i størst antall i 1984 og 1985 i Gråøyrenna og i langt mindre antall ved Elle (Tab. 5, Kap. 8.4.5).

Fig. 64 kan tyde på at *Arrhis phyllonyx*, som i senere år ikke er blitt funnet ved Elle (Fig. 61), ble noe tidligere **borte** fra Gråøyrenna. Den ble dog funnet der i betydelig antall i juni 1975 av FRITZVOLD (1981). Fig. 64 viser også en katastrofal **tilbakegang** for plankton-copepoden *Metridia longa*. Som kaldtvannsart holder den seg fortrinnsvis i dypet. I et stort planktonmateriale fra 1930-årene (WIBORG 1940) ble *M. longa* funnet i langt den største mengde i Bunnefjorden, der **temperaturen** i dypet i følge BEYER (1967 b) aldri blir nært så høy som den kan bli i Vestfjordområdet. I Bunnefjorden konkurrerte *M. longa* i 1930-årene med den jevnstore rødåten om å representere den viktigste andel av zooplankton-biomassen. Som vist av HOVDE (1972), ble den funnet i enda større antall i Bunnefjorden i 1947. *M. longa* ble rammet av den store oksygenkrisen i 1950 som ble beskrevet av BEYER & FØYN (1951), og fra 1962 til 1971 fant HOVDE (1972) praktisk talt ingen, hverken i Bunnefjorden eller i Vestfjorden. En hypotetisk forklaring på den dramatiske tilbakegang for *M. longa* kan

være at i senere tid, i motsetning til tidligere, kan oksygenmangel i Bunnefjorden ha gjort seg gjeldende samtidig med for høy temperatur i Vestfjord-området.

Bestanden av *Diastylodes serrata* hadde en enda langt raskere og mer intens **opp"blomstring"** i Gråøyrenna enn det Fig. 64 viser. Allerede i desember 1974 fant FRITZVOLD (1981) et gjennomsnittlig antall på 1422 ind./100 m³, og for juni 1975 var tallet 1453. Men ved Elle var bestanden samtidig fremdeles liten (henholdsvis 43 og 34 ind./100 m³), etter at den hadde manglet totalt i prøven derfra i **desember 1973**. Oppblomstringen av *D. serrata*-bestanden forplantet seg i noen grad i november i fjorden (Tab. 5, Kap. 8.4.5), og i **1981** gjorde den seg også gjeldende ved Elle, der vi i **1985** fant et maksimum på 2017, og i **1990** fremdeles et så høyt tall som 843, begge tall pr. 100 m³.

Det er ikke grunnlag for antakelse av vandring over Drøbak-terskelen hverken den ene eller andre veien. Vi antar at det her dreier seg om en tilstedeværende arts reaksjon på forandring i miljøet. **Forut** for 1971 ble *D. serrata* funnet ved Elle ved hver anledning, i antall omtrent som i 1986 og 1987 (62 - 220 ind./100 m³). Bestanden i Gråøyrenna kan antas samtidig å ha vært større enn det Fig. 64 angir fordi bunnkontakten for trekkene derfra ikke var tilfredsstillende for dyr som ligger i sedimentet.

En interessant art er ostracoden *Cytheropteron alatum*, som har fått sitt navn på grunn av noen fantastisk langt uttrukne 'vinger' på hver side av skallet. Disse hindrer dyret i å synke ned i sedimentet selv når dette er ekstremt bløtt. Arten ble første gang funnet av SARS (1866) på 30 favners dyp i nærheten av Christiania. I vårt materiale dukket den første gang opp, i lite antall, ved Elle i **1973**. I **1981** og **1990** ble den funnet der i stort antall, henholdsvis 515 og 514 individer/100 m³. I Gråøyrenna er den funnet fra og med **1985**, i Svartedypet i halvparten av prøvene, men bare i lite antall, fra og med **1982**, i Vesthullet bare i **1987** og ved Steilene bare i **1989**, begge steder i lite antall.

De aller fleste av de artene som hittil er nevnt i dette kapitlet, er spesielt kjent for å ha tilknytning til **bløtt substrat**, og vi har sett en **forskyvning utover**, som for noens vedkommende er kjent like fra den aller nordligste del av fjorden til feltet utenfor Drøbak-terskelen.

De svære variasjoner i fangst av Ophiuroidea (slangestjerner) som Fig. 64 viser, er bare en del av et større bilde, som fremgår av Tab. 16. Det dreier seg nesten utelukkende om dyr av slekten *Ophiura*, som er vanskelig å artsbestemme når de er ganske små. Større individer (skiven kan bli vel 2 cm i tverrmål) er blitt identifisert som *Ophiura sarsi* LÜTKEN. Denne arten har gitt opphav til navnet på et **dyresamfunn**, som er karakteristisk for den bløte bunn i Skagerrak fra 150 til 300-400 m dyp så vel som i Gullmarfjorden i Bohuslän, der maksimaldypet er 120 m. *Ophiura sarsi*-samfunnet har for øvrig en vid utbredelse over den kald-tempererte og subarktiske del av den

nordlige halvkule (THORSON 1968). THORSON tilføyer (s. 146) at nettopp i dette samfunnet spiller **hyperpelos** ("nectobenthos" = svømmende bunndyr) en stor rolle, der de "søger deres føde på bunden og dermed i høj grad præger dens dyreliv, men som vi ikke får op i vore ret klodsede bundhenterne."

Tabell 16. Antall individer/100 m³ av Ophiuroidea. Im = Elle, Gk = Gråøyrenna, Ek = Svartedypet, Ej = Vesthullet, Dk = Steilene, Cl = Gåsøyrenna, Bn = Lysakerfjorden, Cp = Helviktangen. * = Ikke analysert. ** = Lite sediment. *** = Ingen prøve. **** = Ufullstendig prøve.

ÅR	LOKALITET ➤➤ MÅNED	Im	Gk	Ek	Ej	Dk	Cl	Bn	Cp
1953	Juni	9	4	***	***	***	***	***	***
1959	Juni	3	3	***	***	***	***	***	***
1960	April	0	6	***	***	***	***	***	***
1961	Februar	20	0	***	***	***	***	***	***
1973	Desember	0	19	***	***	0	*	*	*
1981	August	22	0	3	0	0	*	*	*
1982	Juni	*	****0	0	12	0	*	*	*
1983	April	*	*	6	0	6	*	*	*
1984	August	*	40	44	62	5	*	*	***
1985	Juli	0	45	30	86	20	*	*	*
1986	Juni	0	425	108	51	48	*	*	*
1987	August	3	246	34	163	43	*	*	*
1988	August	0	**5	124	69	4	*	*	*
1989	August	0	34	160	18	65	***	*	***
1990	August	46	0	***	51	5	***	*	***
1962-65	Gjennomsnitt					79	8	1	0
1984-90	Gjennomsnitt	8	108	83	71	27			

Opptak med undervanns-videokamera og akvariestudier har vist at store *O. sarsi* er meget observante dyr som kan bevege seg lett og forbausende raskt oppå bunnen. Med unntak av prøven fra Gråøyrenna i august 1988, som ikke regnes som representativ for ekte bunndyr, viser fangstene av Ophiuroidea liten korrelasjon til foraminifer-fangstene (Fig. 81, kfr. Fig. 80; Fig. 83, kfr. Fig. 82; Fig. 85, kfr. Fig. 84;

Fig. 86). Dette bekrefter *Ophiura*'s epibenthoniske levevis, som også er omtalt av MORTENSEN (1924). I følge samme kilde lever de av alle mulige slags dyr de kan få fatt på. I akvarium har vi sett *O. sarsi* kaste seg over svømmende krepsdyr (*Artemia*) i konkurranse med og med større hell enn store mudderreker (*Pontophilus*) i samme kar. (Dyrene ble, som mange andre dyr fra Oslofjorden, holdt i kar som sto bak tykke grønne forheng og med mudder fra samme lokalitet og temperatur ca. 6° C.)

Slangestjernene har larver (ophioplutei) som har en helt annen bygning enn de voksnes og som lever som plankton. Dette stadium har noen ukers varighet, hvoretter de gjennomgår en forvandling (metamorfose). Men de kan også etter denne holde seg pelagisk "i temmelig lang Tid" ved hjelp av sugeføttene, som da strekkes ut og benyttes som "Svæveapparater" (MORTENSEN 1924). Dette betyr at yngelen kan transporteres til lokaliteter som ligger langt fra der foreldrene levde. Forplantningstiden for *Ophiursa sarsi* er vår og sommer i vårt geografiske område (THORSON 1946).

I juni 1965 var det noen *Ophiura*-larver som hadde slått seg ned i B u n n e - f j o r d - d y p e t (Svartskog, Ep). Men det var det siste de gjorde. Det ble ikke funnet noen slangestjerner der ellers i 1960-årene og heller ikke i vårt materiale fra 1973 - 1990.

Ophiura sp. ble av BEYER (1968) plassert i gruppe III, de minst forurensnings-tolerante dyrene i indre fjord (Kap. 8.4.7). Fordelingsgradienten i 1962-65 (Tab. 16) er ikke til å ta feil av. Gradienten gikk samme vei i 1984-90. At *Ophiura* ikke trives med sterk forurensningsbelastning, kan ikke dras i tvil. I følge GISLÉN (1929) er pigghuder (Echinodermata) spesielt følsomme for lavt oksygeninnhold. Den rikelige forekomst av *Ophiura* i annen halvdel av 1980-årene kan tenkes å være relatert til den gode oksygentilførselen da.

Det faktum at variasjonen i fangstene av Ophiuroidea var **synkron** på alle de undersøkte lokaliteter i indre fjord (Tab. 16), kan tyde på at den på en eller annen måte var knyttet til den p l a n k t o n i s k e fasen av dyrenes liv. Det kan tenkes at den aktuelle kombinasjonen av forurensning og vannfornyelse ga et forhold mellom næringstilbud til og predasjon på yngelen som var gunstigere i indre fjord enn utenfor.

For en nær slektning av *Ophiura sarsi*, *O. texturata* LAMARCK, som kan få en skivediameter på 30 mm, er det kjent at den oppnår kjønnsmodenhet i sitt tredje år med en skivediameter på 7 - 11 mm (MORTENSEN 1924). I prøven fra Vesthullet (Ej) fra 1987 (f. eks.) er der *Ophiura* både med 3 mm og med 12 mm skivediameter så vel som mellomstørrelser. 5-6 mm skivediameter synes generelt å være en dominerende størrelse. Uten tvil var det flere årsklasser som fant forholdene spesielt gunstige.

Sørlig ålebrosme, *Lycenchelys sarsi*, hvis utbredelse strekker seg fra Skagerrak til Barentshavet, og som er en ekstremt utpreget bunnfisk (kfr. VERSVIK 1963), ble i 1933-34 funnet i noen få eksemplarer i reketrålfangster fra Indre Oslofjord (HJORT & RUUD

1938). Men i sine 35 rekestråltrekk der fra i **1962-63** fant STÅLESEN (1963) **ingen**. I de mer enn 150 prøver som ble tatt med bunnslede på rekefeltene innenfor Drøbak i **1953-1962**, de fleste i *Gråøyrenna*, ble **ingen** *L. sarsi* funnet (VERSVIK 1963).

I et akvarieforsøk overlevde *L. sarsi* med et oksygeninnhold i vannet som var så lavt at de andre dyrene (bl. a. *Pontophilus*) døde. Men temperatur $> 9^{\circ} \text{C}$ i en lengre periode tålte ålebrosmen ikke (VERSVIK 1963). Den høye dypvannstemperaturen i indre fjord høsten **1950** (BEYER & FØYN 1951) kan ha vært en hard påkjenning for *L. sarsi*, som bare forplanter seg én gang, i ca. 4 års alder, med bare ca. 20 egg (VERSVIK 1963). Men i bunnsledetrekk fra *Gråøyrenna* i november **1971** og i april **1983** fikk vi enslige eksemplarer av arten som var henholdsvis ca. 8 måneder og 1 år gamle. Innvandring over terskelen synes utenkelig i henhold til VERSVIKs studier, som bl. a. påviste morfologiske forskjeller i populasjonene på forskjellige lokaliteter i ytre fjord.

VERSVIK (1963) fikk *L. sarsi* i **hver eneste** av sine 18 bunnsledeprøver fra *Elle* i **1953** og **1959-1962** med en gjennomsnittlig fangst på **2,16** ind./100 m³ (S. D. = 1,84). I **1963-1965** fikk vi den i 7 av 10 bunnsledeprøver derfra med gjennomsnittlig fangst = **0,52** ind./100 m³ (S. D. = 0,54). Av våre 15 prøver derfra i **1981-1993** var det bare 2 som inneholdt en *L. sarsi*, og den gjennomsnittlige fangst var **0,08** ind./100 m³. Den største fangsten (7,19 ind./100 m³) ble oppnådd i 1959 med en slepehastighet = 1,0 knop. Men den store forskjellen i *Lycenchelys*-fangsten i de tre seriene kan ikke bare skyldes variasjoner i slepehastighet, som gjennomsnittlig var henholdsvis 0,96 (S. D. = 0,34), 0,88 (S. D. = 0,21) og 0,91 knop (S. D. = 0,25). I et 2236 m langt bunnsledetrekk i dypet ved Torbjørnsskjær i juli **1960** fikk vi **16** *Lycenchelys*. Prøven fra samme sted i **1987** (Fig. 4 & 5) inneholder **ingen**. Vi synes å stå overfor en **reduksjon av bestanden i hele området**. Tilbakegangen for denne kaldtvannsarten bringer tanken hen på klimavariasjon.

9. DISKUSJON OG ANBEFALINGER

9.1 PETERSENS DYRESAMFUNN. KARAKTERDYR OG INNSAMLING

Gjennom sin erfaring med innsamling av bunndyr i danske farvann fra 1883 og utover, først med skrape og senere med grabb, fant C. G. Joh. PETERSEN at der var en påfallende regelmessighet i faunaens artssammensetning. Han fant at der var grupper av arter som hadde en utpreget tendens til å forekomme sammen, og etter 20 år fant han fremdeles den samme artssammensetningen på samme sted. På denne bakgrunn lanserte han (1913) sine verdensberømte, forskjellige *dyresamfunn*, hvis forde-

ling i dominerende grad er korrelert til **dypet**. I beretninger fra 1915 og 1918 presenterte han oversikter som også inkluderer Oslofjorden og dens munning.

PETERSEN (1915, s. 6) presiserte selv at materialet her ikke var stort nok "til at afgive Basis for en Kaartlægning af de fundne Dyresamfunds Udbredelse; i saa sønderrevet et "Landskab", som Kristianiafjordens Bund danner, maa der mange Undersøgelser til for at gøre dette." I Indre Oslofjords dyp hadde han bare noen få stasjoner, hvorav en var på 150 m dyp i Bunnefjorden, der faunaen var så sparsom at "det maa nærmest kaldes "en Ørken";" (s. 12). En annen stasjon lå på 98 m dyp midt i Vestfjorden. Under tvil betegnet han faunaen her som "et sparsomt *P. Al.*-Samfund" - et samfunn oppkalt etter muslingen *Pecten vitreus (abyssorum)* og slangestjernen *Amphilepis norvegica* - selv om han her ikke fant noe eksemplar av sistnevnte. (Men han fant den på 29 m dyp.) Dette samfunn ble ellers funnet karakteristisk for de dypeste partiene av Ytre Oslofjord og Skagerrak, og PETERSEN (1915) fant det ikke i Gullmarfjorden.

I følge SARS (1878) var *P. abyssorum* (= *Delectopecten vitreus* var. *abyssorum* (M. SARS)) overordentlig tallrik på 230 favners dyp (421 m) i Oslofjorden, festet til råtnende tangstumper. BROCH (1936) fant bare ytterst få levende individer av den både på utsiden og innsiden av Drøbakterskelen. Han tilskrev dette mangel på objekter (slag, råtnende trestykker, løsrevet og sunket ålegg, alger o. s. v.) å feste seg til. Men han fant nesten overalt tallrike tomme skall av arten. (Ble rekefeltene holdt renskråpet av all trålingen?) Hverken *Pecten* eller *Amphilepis* ble nevnt av MIRZA & GRAY (1981) og ASCHAN & SKULLERUD (1990). Levende *D. vitreus* var. *abyssorum* er av oss funnet i størst antall i Vesthullet (1988), noen ved Steilene (Fig. 7, under den store reken nede til høyre) og i Svartedypet, få ved Elle og ingen i Gråøyrenna.

I BROCHs (1936) materiale var *Amphilepis norvegica* blant de vanligste artene på utsiden av Drøbakterskelen. Han fant imidlertid betydelig forskjell fra år til annet med gjennomsnittlig 131 ind./m² i 1933 og 25 ind. pr. m² i 1934. Betydelig færre ble funnet i Digerud-dypet (G1) og ingen i Gråøyrenna. Selv om den ligger med skiven et lite stykke under sedimentoverflaten (THORSON 1968, Fig. 146), ble *Amphilepis* fanget i stort antall også i Beyer-sleden i 350 - 690 m dyp i Fensfjorden (BRATTEGARD & HØISÆTER 1973). Siden vi knapt har sett den i vårt materiale, må vi derfor anta at den ikke har vært tilnærmelesvis så tallrik ved Elle i de årene som vi her har analyserte prøver fra, som BROCH (1936) fant den. I 1985 fant ROSENBERG & al. (1987) hverken *Pecten* eller *Amphilepis* på sin dypeste lokalitet i Ytre Oslofjord, der de av PETERSEN (1915) ble funnet å være dominerende arter.

På sine dypeste stasjoner fant PETERSEN (1915) liten biomasse, og i følge THORSON (1968, s. 154) er *Amphilepis-Pecten vitreus*-samfunnet et fattig samfunn som både hva individtall og vektmenge angår står i "grel modsætning" til *Ophiura*-

samfunnet (som ble omtalt i Kap. 8.9). Som Fig. 4 og Fig. 5 viser, stemmer en slik fattigdom **slett ikke** med det som vi finner på vår dypeste lokalitet, Torbjørnsskjær (Åo, 470 m). I følge PETERSENS (1915) kart og tabeller skulle faunaen her utvilsomt representere et *Al.-P.*-samfunn.

Nå har vi god grunn til å regne med at faunaen her, som en stimulerende effekt av fortynnet forurensning, er blitt rikere enn den var i 1914 (PETERSEN 1915, St. Kr. 8, 350 - 410 m), slik som ROSENBERG & al. (1987) har funnet på flere andre lokaliteter i området. Det kunne tenkes at den nedre grense for *Ophiura*-samfunnet, som vel aldri har vært skarp, har forskjøvet seg nedover og ikke lenger går så høyt som PETERSEN regnet med og noe dypere enn de 400 m som THORSON (1968) anga. Men en så dramatisk avvikelse må i vesentlig grad forklares på annen måte. Det skarpeste skille går i **innsamlingsmetodikken**. PETERSEN (1915, s. 17) sier selv at han ved sine undersøkelser (selv om han tok mange prøver på hvert sted) "kun faar en Forestilling om Samfundenes aller almindeligste Dyr; de blot lidt sjældnere fanges i Reglen slet ikke; ejheller alle de hurtige Dyr, der svæver om paa Havbunden;". Han sier videre (s. 18): "Det er altsaa ikke min Mening, at man skal blive staaende ved Bundhenter-Undersøgelser; de skal kun danne Skelettet, hvorpaa det hele skal bygges op;". THORSON (1957) fremholdt også at denne svakhet ved grabben bare kan overvinnes ved supplerende bruk av annen redskap (trål, skrape eller kamera) på samme lokalitet.

Når det gjelder undersøkelser av forurensningseffekter på bunnfaunaen - som det i de siste 20-30 år er blitt gjort enormt mange av - er likevel materialinnsamling i stor grad blitt foretatt med grabb av et eller annet slag som eneste innsamlingsredskap, i den seneste tid gjerne etterfulgt av avansert tallbehandling.

9.2 TOPOGRAFIENS BETYDNING FOR FORURENSNINGSEFFEKTER OG FOR VALG AV PRØVESTEDER

MIRZA & GRAY (1981) fant at Petersens grabb ikke samlet bunnfaunaen kvantitativt. Til sine studier av Oslofjordens makrobenthos benyttet de derfor like godt en trekant-skrape, som ga fyldige prøver som var sammenliknbare stasjonene imellom. Et bemerkelsesverdig resultat av deres undersøkelse er at både i henhold til log-normal-fordeling og faktoranalyse ble områdene **i n n e n f o r** Drøbacterskelen sønnenfor grensen E/F (i herværende Fig. 2) karakterisert som "typical unpolluted" (p. 191).

Dette er forbausende sett på bakgrunn av den markante forskjell som vi ved alle anledninger har funnet på bunnfaunaen på inn- og utsiden av terskelen, i særde-

leshet for den minst forurensningstolerante gruppen Crustacea, men også for andre. Polychaetenes mer sparsomme forekomst på utsiden av Drøbak-tersekelen kan ikke skyldes at det der er for dypt for dem. Med sin store tilpasningsevne har polychaeter som regel en overordentlig vid vertikal utbredelse og toleranse for tilsvarende variasjoner i temperatur og saltholdighet. For krepsdyrenes vedkommende kan forskjellen i noen tilfelle forklares av forskjellen i dyp. Men takket være G. O. SARS's omfattende studier har vi sikkerhet for at mange av de krepsdyrarter som vi nå bare finner utenfor Drøbak-tersekelen (og til dels ikke engang der), tidligere fantes langt inne i fjorden på betydelig mindre dyp. Dybdeforskjellen på de to sidene av terskelen er altså slett ikke tilstrekkelig til å forklare den store forskjell som vi finner i faunaen, som derfor delvis må antas å skyldes forurensning.

Uten SARS's innsats hadde vi stått svakt i denne sammenheng, skjønt vi har sett flere eksempler på forflytting av faunakomponenter fra innsiden til utsiden av terskelen også i løpet av vår undersøkelsesperiode.

MIRZA & GRAY's (1981) nevnte resultat er også overraskende sett i forhold til STÅLESEN's (1964) observasjoner, som for det første viste en tydelig sterkere forurensningspreget fauna på innsiden av Drøbaktersekelen enn på utsiden, og for det andre indikerte en øket forurensningspåvirkning i 1962 også på utsiden sammenliknet med det som BROCH (1936) fant i 1933/34 (kfr. BEYER 1967 a, Fig. 30 - 33). Forklaringen på de nevnte uoverensstemmelser er uten tvil at BROCH, STÅLESEN og vi har samlet materiale i de respektive bassengers **dypeste partier**, der følsomheten for forurensningspåvirkning er størst, mens MIRZA & GRAY's lokaliteter omfattet alle dyp, og den eksakte plassering av stasjonene ble valgt så tilfeldig som mulig ved bruk av rutenett og "random number tables" (MIRZA & GRAY 1981). Uheldigvis ser det i henhold til deres Fig. 2 ut til at samtlige stasjoner på begge sider av Håøy ble liggende høyt oppe i skråningene kloss ved land eller ved en grunne, der vannfornyelsen er vesentlig mindre problematisk enn nede i dypene.

Ved undersøkelser i Oslofjorden må vi huske på at vi her har å gjøre med et komplisert system av **bassenger** med forskjellig fasong og størrelse. Bunnen består av groper, sletter, skråninger, kupler, rygger og renner. **Bunnvannets bevegelser og mangel på bevegelser styres av disse strukturer**, og som en følge av dette blir både hydrokjemiske og fysiske forhold i sediment så vel som i bunnvann på en "stasjon" preget av dennes plassering i strukturen. Denne viktige sammenheng ble også påpekt av KONIECZNY (1994), og konsekvensen ble tatt. Faunaen i, på og ved bunnen kan i sin tur bli sterkt preget av de **lokale** fysisk-kjemiske forhold.

Ved en sammenlikning av faunaens tilstand i forskjellige partier av fjorden på bakgrunn av observasjonspunkter plassert på slump eller med lik horisontal avstand kan man komme forferdelig skjevt ut når innsamlingsredskapet i noen tilfelle er hav-

net i en grop, i andre tilfelle på en rygg, kuppel eller i en skråning. Som eksempel kan nevnes at det i 1964, da Frognerkilen (Ao - Ap) var vesentlig sterkere belastet både med råkloakk og med avløpsvann fra kloakkrensaneanlegg enn den er idag, ble funnet en meget **allsidig fauna** - ikke mindre enn 6 phyla (dyrerekker) - på **konveks og skrånende bunn** langt inne i kilen, mens **rennen** var fullstendig **uten dyreliv** hele veien (BEYER 1967 a). I stedet for å late som om man ingenting vet i den hensikt å være objektiv, kan det ved plassering av innsamlingslokalitetene være mer hensiktsmessig å **utnytte alt som man på forhånd vet** både om bunn og vann. Innen fysisk oseanografi er dette en selvfølge når det arbeides i topografisk kompliserte kystfarvann.

Det beste er, selvfølgelig, å ta en profil av stasjoner i hvert basseng, fra randen og ned til det dypeste parti. Har man ikke kapasitet til dette, bør man ta prøver fra så vidt mulig sammenliknbare posisjoner i de forskjellige bassenger, og de dypeste partier, som er mest følsomme i eutrofieringssammenheng, må da aldri glemmes. Uansett vil et kart med detaljerte dybdeangivelser (helst koter), eller bunnprofil(er), være et helt uunnværlig hjelpemiddel så vel ved fortolkningen av resultatene som ved plasseringen av stasjonene.

9.3 POLYCHAETER MED FORSKJELLIG FORHOLD TIL MILJØ OG INNSAMLINGSMETODIKK

Av spesiell interesse i forbindelse med utslippet fra VEAS er den dramatiske nedgangen i 1984 i bestanden av *Tesserogastria* og diverse krepsdyr (Fig. 26 - 27) og den samtidige og like dramatiske økningen i bestanden av Scalibregmidae (Fig. 38 - 39; Tab. 10, 11 og 12 i Kap. 8.7). I følge HARTMANN-SCHRÖDER (1971) er bare to arter av Scalibregmidae (Polychaeta) kjent fra vårt område (Skagerrak), nemlig *Scalibregma inflatum* RATHKE og *Polyphysia crassa* (ØRSTED). De er begge tykke, nøye knyttet til substratet (Sedentaria) og har i sin forekomst særdeles vide grenser for både dyp og saltholdighet. *S. inflatum*, som spiser bunnmateriale, rykket høyere opp på rangeringslisten etter øket eutrofiering i Tyskebukten (RACHOR 1990). Begge Scalibregmidae-artene ble av ROSENBERG & al. (1987) funnet i stort antall nær Oslo. *P. crassa* ble imidlertid av dem funnet i betydelig antall også i ytre fjord og i fjordmunningen.

I alle ASCHAN & SKULLERUD (1990) sine prøver fra dyp mellom 80 og 121 m i Vestfjorden, med unntak av den sydøstligste lokaliteten (nr. 10 i Ytre Støadyp, El), viste begge disse Scalibregmidae meget større antall i februar 1985 enn i november 1980. Med nevnte unntak var *Scalibregma inflatum* blant de dominerende artene på samtlige av lokalitetene i 1985, men ikke på noen av dem i 1980. Dette stemmer godt

med våre observasjoner, som dog viser at i juli 1985 var antallet Scalibregmidæ på god vei nedover igjen (Fig. 36 - 41).

At de mest foruroligende utslagene i faunaen viste seg i 1984, må sees i sammenheng med at vi i tillegg til VEAS-utslippet fikk elendige oksygenforhold høsten 1983. Både miljø og fauna trengte lang tid til å reagere på den gode oksygentilførselen i 1984. Det kan også tenkes å ha vært av noen betydning at vannmengden sluppet ut fra VEAS-anlegget i følge BAALSRUD (1987) økte med 11-12 % fra 1983 til 1984.

Den kjøttetende *Pholoë minuta* viser ved sin forekomst like fra Arktis til Middelhavet og Svartehavet og fra tidevannssonen til 2300 m dyp (HARTMANN-SCRÖDER 1971) også særdeles stor tilpasningsevne. Men i følge GJERMUNDSSENS (1974) og våre observasjoner er den tydelig mindre fourensningssvennlig enn andre polychaeter i indre fjord. Den ble av oss i juli 1985 funnet i tusenvis ved Steilene, i Vesthullet og i Svartedypet og utgjorde da henholdsvis 36,7 %, 51,3 % og 49,6 % av individene eksklusive Foraminifera. Den ble også ellers som regel funnet i stort antall på de nevnte lokalitetene. ASCHAN & SKULLERUDs (1990) lokaliteter nr. 35 og 24 svarer til våre lokaliteter Steilene og Vesthullet, og deres lokalitet nr. 4 ligger ved sydenden av Svartedypet. På disse lokalitetene utgjorde *Pholoë minuta* i februar 1985 henholdsvis bare 0,08 %, 0,00 % og 0,36 % av individene i ASCHAN & SKULLERUDs prøver. En så grov uoverensstemmelse må ha sin forklaring. Forskjellen i årstid - februar til juli - og i tidsavstand fra 1983-krisen kunne tenkes å være ansvarlig. Men ASCHAN & SKULLERUD fant ikke så mange flere i november 1980 (henholdsvis 1,26 %, 1,85 % og 0,09 %). En alternativ forklaring er at *P. minuta*, som er liten og tynn og dertil gebrekkelig (PETTIBONE 1963), i overveiende grad kan ha gått igjennom sikten med 1 mm åpninger som ASCHAN & SKULLERUD benyttet. Mindre sannsynlig er vel at grabben hver gang skulle ha truffet en flekk med spesielt få *Pholoë*.

En fjerde forklaring kan tenkes å være at *Pholoë*, sammen med det ukonsoliderte detrituslag, i vesentlig grad ble dyttet vekk av trykkbølgen foran Day-grabben, som ble benyttet av ASCHAN & SKULLERUD (1990). I tillegg til at skovlene ikke har gittervinduer som kunne ha sluppet vann igjennom under låringen, er denne grabben forsynt med to store anslagsplater. *Pholoë* hører til Errantia (de vandrende) og er i følge PETTIBONE (1963) ikke gravende.

Den store, karakteristiske og meget allsidige ("eurybiotic", MULICKI 1959) *Antinoëlla sarsi* (Fig. 8 og Fig. 34 - 45) har vi funnet i hver eneste av våre prøver fra Vesthullet, i 9 av 11 prøver fra Steilene og i 7 av 9 prøver fra Svartedypet. At denne arten ikke engang er å finne på ASCHAN & SKULLERUDs (1990) lister, kan tenkes å skyldes at *Antinoëlla*, som kan svømme raskt og befinne seg uten kontakt med bunnen (PETTIBONE 1963), ble skyllet og/eller skremt vekk av grabben. En annen mulighet er at den ikke var tallrik nok til å samles med punktprøver.

9.4 TAP AV SEDIMENTETS LØSE TOPPLAG OG AV DYRENE I OG LANGS DETTE

Gjentatte forsøk med Petersen-grabb overbeviste EKMAN (1933) om at det ikke var mulig å unngå at det løse slam med de lettere dyr som befant seg på og like over dette, ble hvirvlet bort av grabben.

Ved forsøk som WIGLEY (1967) gjorde på grunt vann med van Veen-grabb - som likner Petersens og kanskje er den grabb som er benyttet av flest forskere - så det fra båten ut som at det løse detrituslag og fragmenter av ålegress som lå på bunnen, hver gang ble puffet til side like før grabben traff bunnen. Forekomsten av en kraftig sjokkbølge foran grabben ble bekreftet i en dyp tank med vindu for filming. I følge WIGLEY (1967) var denne bølgen sterk nok til å puffe til side konserverte eksemplarer av krill (3-4 cm) og reker (5-8 cm) som ble lagt på bunnen, og han fremholdt at et slikt redskap derfor er uegnet til mange innsamlingsformål.

SKULLERUD (1985) var i høy grad oppmerksom på at Day-grabben har en konstruksjon som er spesielt uheldig i denne sammenheng. Men han fant likevel at den var bedre egnet for hans undersøkelser enn trekantskrapen. For at skavanken skulle bli så liten som mulig, ble grabben låret langsomt de siste 5 m. Men hvis fartøyet ikke ligger absolutt i ro, vil det være meget problematisk å forhindre at grabben skaper forstyrrende vannbevegelser. Selv ved håndtering av så enkle redskaper som Petersen-grabb og van Veen-grabb fant URSIN (1954) at prøvene ble bedre etter hvert som mannskapet fikk øket erfaring.

Dertil kommer at mange av de dyrene som lever på og like over bunnen, har meget lysfølsomme øyne, som ofte er rettet oppover. Et objekt (en grabb eller en annen potensiell fiende) vil være lettest å oppdage (mot himmellyset) når den kommer ovenfra og derved i tide kunne foranledige en fluktreaksjon.

9.5 BUNNSLEDENS FORTRINN OG MANGLER

Bunnsleden som vi har benyttet, kommer snikende fra siden. Men av hensyn til lysrefleksjon bør fronten ikke være blank eller hvit, men mørk og matt. Filmopptak tatt av dykker og fotografier tatt med kamera montert på sleden har vist at der nesten aldri er noen synlig forstyrrelse av toppsedimentet foran sleden, men at noe av dette, i varierende grad, skrapes opp som et tynnt slør langs sledens frontplate. Det klare vannet foran sleden som nesten samtlige av våre fotografier viser, og den radiære utstråling av sjøanemonenes tynne tentakler (fangarmer) som vi ser i Fig. 101, viser at det ikke foreligger noen sjokkbølge. Men litt oppstuing av vann og noe lyd og/eller

vibrasjoner må vi regne med at der er. De fleste av polychaetene (Sabellidae) i Fig. 101 har trukket hode og tentakler inn i rørene sine, som stikker opp av sedimentet. Men nær bildets høyre kant og overkant kan vi se dyr som fremdeles har sin tynne tentakelvifte utspredd.

Som Fig. 103 viser et eksempel på, kan sedimentoverflaten på grunt vann være bølget. (De grove bølgerykkene går parallellt med kysten og skyldes sjøens bølger mot land, mens det fine bølgemønsteret skyldes strømmen som går langs land.) Når underlaget er bølget, er det ikke engang teoretisk mulig for sledefronten å holde sammenhengende kontakt med bunnen. Slike bølgemønstre ser vi ikke på de stille bløtbunnsfeltene i Indre Oslofjord. Men på trålfeltene er der langsgående furer etter lemmene foran reketralene. Med tiden blir disse furene begrodd og avrundet, som vi kan se på Fig. 102 fra Lysakerfjorden.

Selv om bløtbunnen stort sett er jevn, har alle feltene sine begrensninger, og det understrekes at bruk av sleden krever **oppmerksomhet** under hele slepet.

Siden vi vet at den bare fanger en bitte liten og varierende andel av de dyrene som er forankret i sedimentet, får vi ved bruk av bunnsleden ikke noen illusjon om hvor mange dyr der er pr. m² bunnoverflate. Men den orden og overensstemmelse som der er i fangstenes variasjon med tid og sted - som fremgår spesielt tydelig av Fig. 15, 16, 17, 18A, 20 og 34 samt i Tab. 16, unntatt Gk 1988 (Kap. 8.9) - levner ingen tvil om at prøvene, med nevnte unntak, gjenspeiler **tilsvarende variasjoner og forskjeller** i naturen. (Vi burde ha tatt oss tid til å ta ny prøve i Gråøyrenna i 1988. En slik svikt oppdages med det samme prøven blir tatt hånd om på dekk.)

9.6 DYRENES FORURENSNINGSTOLERANSE OG FANGBARHET

Bunnsledens fangst av dyr som ligger et stykke nede i sedimentet, kan påvirkes sterkt av bunnens fasing og konsistens. Det ekstra tunge kuskjellet (*Arctica islandica*) får vi ikke i sledehøven. Men som påpekt i Kap. 6.3, kan registreringen av dyr som ikke kan komme seg vekk, være til liten eller ingen hjelp i forurensningssammenheng. Ved en oksygenkrise i Lübecker-bukten var *A. islandica* den eneste gjenlevende makrobenthosart (SCHULZ 1969), og ved en tilsvarende situasjon i Kieler-bukten var det bare *A. islandica*, *Astarte* spp., en annen musling (*Corbula gibba*) og en pølseorm (Priapulida) som overlevde (WEIGELT & RUMOHR 1986).

ROSENBERG & al. (1987) fant at kuskjellet med hensyn til biomasse var den dominerende komponent så vel ute i fjordmunningen mellom Ferder og Torbjørnsskjær (77 m dyp, 49,5 % av biomassen) som inne ved Steilene (100 m

dyp, 65,5 % av biomassen), og dets lokalgeografiske fordeling er således ikke egnet til å karakterisere graden av forurensningspåvirkning.

Heller ikke de små muslinger - som også med bunnsleden fanges i stor antall - er til stor hjelp. En av de vanligste, *Thyasira flexuosa*, var i MIRZA & GRAY (1981) sitt materiale blant de dominerende komponentene like fra munningen av L y s a k e r - f j o r d e n (Bn) til sønnenfor Elle (Jm), og i følge ROSENBERG & al. (1987) var "*Thyasira flexuosa* (?)" også blant de fem komponentene som bidrog mest til biomassen i grabbeprøvene fra hele y t r e f j o r d og i f j o r d m u n n i n g e n . Det følger også den ulempe med dem at identifisering av unge dyr er meget vanskelig.

Nordre del av Vestfjorden ble av MIRZA & GRAY (1981) betegnet som lett forurenset. På grunnlag av Day-grabb-prøver ble bunnen både ved Steilene (103 m dyp) og i Vesthullet (103 m) av OLSGARD (1995, s. 23) betegnet som "Lite forurenset". Bunnsledeprøver fra disse felter viser en kraftig forringelse av faunaen.

I Indre Oslofjord er utbredelsen av områder med rått bunn uten dyreliv blitt kartlagt ved flere anledninger (BEYER 1967 a). I randen av og like utenfor disse områder ble det funnet lokaliteter der **Vermes** (makk, i praksis polychaeter) var den eneste type av makroskopiske dyr, samt noen lokaliteter der **muslinger** ble funnet sammen med polychaeter. En fauna som også omfattet **pigghuder** og **krepsdyr** ble bare funnet h ø y e r e o p p e i skråningene eller i s t ø r r e a v s t a n d fra de sterkest belastede bunnområdene. Den **samme rekkefølge** i faunaens sammensetning er også funnet utenfor Gøteborg (ANDRÉN & al. 1968) og i flere andre områder med forurensningsgradient (f. eks. ROSENBERG 1976; PEARSON & ROSENBERG 1978).

For 7 av de 8 krepsdyrgrupper (alle unntatt Tanaidacea) ble det i følge BRATTEGARD & HØISÆTER (1973) fanget fra 1,7 til uendelig mange ganger så mange arter med Beyer-sleden som med van Veen-grabben, mens artsantallet for polychaeter, muslinger og slangestjerner var likt for disse to redskaper. På denne bakgrunn og spesielt fordi **krepsdyrene** har vist seg å være langt de mest følsomme for forurensningspåvirkning, kan vi ikke annet enn anbefale at det ved fortsatte studier av forurensningseffekter på faunaen i Oslofjorden blir benyttet **bunnslede**. Den fraksjon av faunaen som bunnsleden fanger så meget bedre enn skrape og grabb, viser **vesentlig større forskjeller mellom de ulike lokaliteter og perioder**. Disse fremgår klart uten noen som helst matematiske manipulasjoner, kfr. Fig. 4 - 22, og resultatene er derfor lett forståelige for enhver.

Hva forurensningstoleranse angår, har **krepsdyr** i følge COSTELLO & READ (1994) ved korttidsforsøk vist seg å være mer følsomme for **kloakkslam** enn både fisk, bløtdyr (Mollusca) og polychaeter. Konsentrasjonen som ga **50 % dødelighet** varierte fra **20 % vått slamvolum for polychaeter** (*Malacoceros fuliginosus* og *Scolecipis*

squamata) til 0,0003 % for rekelarver (*Crangon crangon*). Dødelighet hos **sildelarver** og **torskelarver** ble funnet ved en slamkonsentrasjon fra 0,1-1,0 %.

REISH (1988), som utførte forsøk med 7 arter av krepsdyr, 4 arter av polychaeter, 4 arter av muslinger og 4 arter av fisk, fant at **polychaeter** og **krepsdyr** hadde **minst toleranse for tungmetaller** (Hg, Cu, Cd, Zn, As, Cr). For krepsdyrene var det kvikksølv (Hg) som hadde den største giftigheten, mens det for polychaeter, muslinger og fisk var kopper (Cu). DDT og PCB bunnfalte seg ved en konsentrasjon på **1,0 mg/l, som var under giftighetsgrensen for både polychaeter og muslinger**. Så høyt innhold (1000 µg/kg) av DDT ble ikke funnet noe sted i bunnsediment fra Oslofjorden av KONIECZNY (1994), og av PCB ble det bare funnet i indre havneområde (Aq).

Krepsdyr og fisk var meget følsomme for begge disse syntetiske stoffene. Den vannløselige fraksjon av **dieselolje** viste seg å være giftig for **4 arter av krepsdyr, 1 art av fisk, ingen arter av polychaeter og ingen arter av muslinger** (REISH 1988).

Ved fokusering på krepsdyrene kan vi også dra fordel av den enorme mengde informasjon som foreligger i G. O. Sars' tallrike arbeider, både om dyrenes forhold til bunnen og, i særdeleshet, om deres forekomst i Oslofjorden **før forurensningen** tok til for alvor, samt om forekomsten andre steder langs Norges kyst. Dertil kommer at krepsdyrene er av spesiell interesse i fiskerimessig sammenheng, både direkte ved rekefisket og indirekte som spesielt verdifull føde for fisk. Et par eksempler ble nevnt i Kap. 3. Det er lett å finne mange flere.

Siden det ikke lenger kommer noen årsrapport fra Foreningen til fremme av fiskeriet i Oslofjorden innenfor Drøbak, anbefaler vi også at det hvert år blir tatt noen trekk av bestemt lengde med **rekestrål** i forskjellige bassenger, både for å følge de årsklasser av reke som fanges som yngel i bunnsleden og for å få tallfestet informasjon om den øvrige megafauna langs bunnen. Av spesiell interesse er fisk og den røde sjøpølsen (*Stichopus tremulus*). Fravær av sistnevnte ble av erfarne rekefiskere tolket som tegn på "gæren bannstrøm". I følge STÅLESEN (1963) var *Stichopus* nesten forsvunnet fra Indre Oslofjord i 1962/63 mens den (fremdeles) var meget tallrik utenfor Drøbak.

Slik tråling kan med stor fordel foretaes fra Universitetets fartøy som et ledd i undervisningen. I tilknytning til dette kunne det være av betydelig interesse å foreta lengdemåling og kjønnsbestemmelse av den kommersielle reken *Pandalus borealis*. RASMUSSEN (1953) fant store forskjeller både i vekst og kjønnsmodning hos forskjellige årsklasser av rekene i Indre Oslofjord og tilskrev dette vekslende oppvekstbetingelser.

Fra BRATTEGARD & HØISÆTER's (1973) sammenliknende prøvetaking kan nevnes at Beyer-sleden var det eneste av de 5 redskaper som fanget meduser (Hydrozoa) og pilorm (Chaetognatha). I førstnevnte gruppe var der 1/2 dusin arter,

hvorav muddermedusen *Tesserogastria musculosa* var sterkt dominerende. På bakgrunn av den tallrike og aldri manglende forekomst av *Tesserogastria* i bunnsledeprøver fra Gråøyrenna og ved Elle i 1960- og 1970-årene (GJERMUNDSSEN 1974; HESTHAGEN & GJERMUNDSSEN 1978; FRITZVOLD 1981) anser vi det som overveiende sannsynlig at *Tesserogastria* også var til stede i rikelig mengde på de rekefeltene som ble undersøkt av BROCH (1936) i 1933/34. Men siden BROCH, som var en kjent ekspert på Hydrozoa, ikke har beskrevet den, kan vi slutte at *Tesserogastria* ikke har vært å finne i grabbeprøvene hans.

9.7 ØNSKELIGHETEN AV Å FØLGE OPP RESULTATENE OG MULIGHETENE FOR FORENKLET OPPLEGG

Som det fremgår av Fig. 14, 15, 20, 23 - 33 og 35 - 45, foreligger det mange prøver som vi ikke har rukket å analysere, og av Kap. 5.1 og 5.2 fremgår at det foreligger enda mange flere. Noen av dem bør i alle fall analyseres. På bakgrunn av de forandringer i rekefaunaen i de seneste år som fremgår av Fig. 18B, bør prøvene fra 1992 og 1993 også analyseres for andre dyrs vedkommende.

Det knytter seg spesiell interesse til prøvene fra *Lysakerfjorden* (Bn) for hele perioden fordi forholdene der gir grunn til stor bekymring. Lysakerfjorden ble av HJORT & RUUD (1938) fremhevet som et felt der rekestrålernes fangst av hvitting var av kommersiell betydning. Dypet ved *Helviktaugen* (Cp), er også av spesiell interesse fordi det kan betraktes som en inngangsport til Bunnefjorden. Bearbeidelse av disse prøver er lite arbeidskrevende på grunn av deres sparsomme innhold av dyr. I tillegg burde noen av prøvene fra Vestfjordens østside, kanskje helst fra *Blåmagen* (El₁) bli analysert.

På grunn av at oksygenforholdene var så elendige høsten 1983, samme år som VEAS-anlegget var tilnærmet fullt utbygget, er det av stor interesse å få utført fullstendige analyser av prøver fra **oktober 1983** og **januar 1984**, kfr. Fig. 13, 17 og 18.

Analysering av foreliggende **zooplanktonprøver** er i gang og vil bli fullført også for ytre fjord. Resultatene vil få kjærkommen tilknytning til fenomener omtalt i Kap. 8.7.

For det første fordi forholdet mellom miljø og fauna i Indre Oslofjord slett ikke har stabilisert seg, og utviklingen i faunaen i de aller seneste år har gitt grunnlag for forhåpning om at ytterligere forbedring kan finne sted ved redusert kloakbelastning, og for det andre fordi klimaforholdene har vist seg å være så sterkt foranderlige, er det ønskelig med fortsatt innsamling av faunaprøver. Som innsamlingslokaliteter foreslår

vi Elle, Gråøyrenna, Steilene, Lysakerfjorden, Helviktangen og Svartskog. Som tidspunkt foreslår vi sensommer eller tidlig høst fordi lokalitetene da best viser hva de kan være gode for, uten at vi kommer bort i plutselige forandringer i miljøet.

OLSGARD (1993) fant at 2 - 3 ganger så mange av de sjeldne som av de tallrike artene av bunndyr forsvant som følge av oppblomstringen av den giftige planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*, og han antydte at undersøkelse av sjeldne arter kan være av interesse i studier av forandringer i bunndyrsamfunn. PEARSON & al. (1983) anbefalte fokusering på arter som forekommer i moderat individtall og ignorering av de sjeldne arter fordi deres tilstedeværelse eller fravær kan være tilfeldig. De pekte også på at arter som i forurensningssammenheng viser masseforekomst, vanligvis er arter som har svært raske bestandssvingninger, og at det derfor trengs ekstra hyppige observasjoner for å følge dem.

I nærværende fremstilling har sammenlikning av de 10 tallrikeste komponentene i prøvene fra de forskjellige lokaliteter og år vært særdeles instruktiv (Kap. 8.7). Men for å finne ut hvilke dette er, må man telle alle, og det er meget tidkrevende. Med bakgrunn i den oversikten som vi nå har over den lokalgeografiske variasjon i faunens sammensetning og dennes forhold til miljøet, kan vi imidlertid komme meget langt med et **forenklet opplegg** for analyseringen av prøvene. Vi kan f. eks. resonnerer som så at er der ikke krepsdyr, er forholdene ikke akseptable, og vi kan da spare oss alt arbeidet med å identifisere og telle de tilpasningsdyktige polychaetene og de seiglivet muslingene. Selv bare identifisering og telling av rekene - som er mindre enn en dags arbeid endog for en rik prøve - vil gi meget verdifull informasjon, kfr. Fig. 16, 17, 18A, 18B.

Det har også meget for seg å foreta lengdemåling av mudderrekene *Crangon* og *Pontophilus* i bunnsledeprøver og ved hjelp av data fra ALLEN (1960) og HOLMLUND (1963) bestemme deres alder. Det ser ut til at denne har gjennomgått en betydelig reduksjon i løpet av de årene vi har tatt prøver.

I tillegg til å telle rekene, som må være et minimum, kan man konsentrere seg om noen få velkjente arter, hvis fordeling vil vise hvilken vei utviklingen går. Som særlig aktuelle komponenter kan nevnes *Tesserogastria musculosa*, *Bradyidius bradyi*, *Xanthocalanus fallax* og *X. propinquus*, *Erythrope serrata*, *Diastylodes serrata*, *Scalibregma inflatum*.

Med utgangspunkt i det vi nå vet om **en rekke arters** periodevise eller tilsynelatende permanente **forsvinning** fra diverse lokaliteter i Oslofjorden, så vel som vårt kjennskap til miljøet, melder det seg sterke ønsker om øket kunnskap om forskjellige arters biologi og fysiologi. Uten tvil kan mange interessante **eksperimenter** gjøres når det gjelder dyrenes **preferanse**, **toleranse** og **avsky** for ulike egenskaper ved sediment

og vann, inklusive lukt, samt deres forhold til lavt **oksygeninnhold**, vannets **partikkelinnhold**, til **føde** og til **fiender**.

I flere sammenhenger har det kommet frem at **sedimentets konsistens** har spesiell betydning for mange av dyrenes forhold til bunnen. Vi har konstatert at denne miljøparameter er meget forskjellig på de ulike lokaliteter og har også holdepunkt for at forandringer har funnet sted over tid. Betydningen av sedimentets fasthet for diverse faunakomponenter ble diskutert av EKMAN (1947), som også anviste en metodikk til å måle denne. På mudderbunn vil antakelig måling av sedimentets vanninnhold, som er enklere å foreta, kunne gjøre samme nytten. I begge tilfelle vil problemet med å samle det aller øverste og løseste lag uforstyrret være kritisk og en grabb derfor være lite egnet.

9.8 MILJØGIFTER

KONIECZNYs rapport (1994) om miljøgifter i sedimentet imøtekommer et lenge følt behov for bedre kjennskap til de kjemiske forhold på rekefeltene og har i tillegg tall som viser sedimentets vanninnhold. I Tab. 17 er samlet et lite utvalg av data fra nevnte rapport. De miljøgiftene som her er tatt med, er de som ansees å gi størst grunn til bekymring.

Vanninnholdet fremgår indirekte av tallene for sedimentets prosentvise tørrstoffinnhold (TTS). Det er lett å forestille seg at et sediment som består av 91 % vann, slik som det ble funnet i dypet av *Bunnefjorden*, er utjenlig som substrat for mange dyr, selv om der - som tilfellet var midt i 1980-årene - skulle være rikelig med oksygen. (Til sammenlikning kan nevnes at vanninnholdet i partikkelfritt havvann bare er ca. 96,5 %.) Utenfor Bunnefjorden ser ikke tallene for tørrstoff-% i det øverste sedimentlag så svært forskjellige ut. Men fra erfaring med gjennomslittige sedimentkjernerør vet vi at der er særdeles stor forskjell i **fasthet** mellom topplaget, der f. eks. en tørrstoff-% på 25 ble funnet i Vesthullet (Ej), og det konsoliderte lag nedenfor med en tørrstoff-% på f. eks. 35.

Tabell 17. Utvalgte data fra KONIECZNY (1994). Kodene for lokalitetene er de som er benyttet i nærværende rapport: Ep = Svartskog, Cp = Helviktangen, Bn = Lysakerfjorden, Dk = Steilene, Ej = Vesthullet, Ek = Svartedypet, El₁ = Blåmagen, Fk = Langårrenna, Fl = Spro, Gk = Gråøyrenna, Im = Elle. TTS = Totalt tørrstoff. TOC = Totalt organisk karbon. Hg = Kvikksølv. Cd = Kadmium. Pb = Bly. Kl. = Tilstandsklasse. I = "God". II = "Mindre god". III = "Nokså dårlig". IV = "Dårlig". V = "Meget dårlig". - = Ikke målt.

Lokalitet	Dyp m	Sediment-nivå cm	TTS %	TOC g/kg Kl.	Hg mg/kg Kl.	Cd mg/kg Kl.	Pb mg/kg Kl.	Σ PCB µg/kg Kl.	Σ DDT µg/kg Kl.	Gjennomsnitt Kl.	Range-ring
Ep	152	0-2	9	44,6 II	0,37 II	1,40 III	85 II	52 III	4 III	II.50	7
		4-6	13	42,1 II	1,45 III	2,10 III	140 III	170 IV	14 IV	III.17	5
		8-10	23	27,7 I	0,83 III	3,00 III	95 II	48 III	7 III	II.50	5
									II.72	5	
Cp	90	0-2	15	56,4 III	1,17 III	1,60 III	200 III	116 IV	7 III	III.17	10
		andre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bn	83	0-2	26	35,7 II	1,16 III	0,42 II	170 III	82 III	5 III	II.67	8
		4-6	41	24,5 I	1,12 III	0,32 II	125 III	52 III	4 III	II.50	4
		8-10	45	20,6 I	0,83 III	0,29 II	100 II	28 III	3 III	II.33	4
									II.50	4	
Dk	103	0-2	28	22,1 I	0,51 II	0,13 I	100 II	18 II	2 II	1.67	1
		4-6	32	23,3 I	0,57 II	0,19 I	115 II	34 III	2 II	1.83	2
		8-10	38	18,1 I	0,48 II	0,19 I	95 II	16 II	2 II	1.67	1
									1.72	1	
Ej	103	0-2	25	28,6 I	0,71 III	0,12 I	100 II	46 III	3 III	II.17	5
		andre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ek	106	0-2	29	25,9 I	0,57 II	0,12 I	135 III	32 III	2 II	II.00	4
		4-6	37	24,2 I	0,57 II	0,16 I	130 III	32 III	2 II	II.00	3
		8-10	38	21,5 I	0,51 II	0,14 I	115 II	24 II	2 II	1.67	1
									1.89	3	
El ₁	147	0-2	29	26,2 I	1,19 III	0,21 I	155 III	50 III	1 II	II.17	5
		andre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fk	122	0-2	25	28,5 I	0,70 III	0,15 I	145 III	-	-	-	-
		andre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fl	160	0-2	26	36,7 II	1,84 III	0,25 II	180 III	78 III	3 III	II.67	8
		andre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gk	112	0-2	33	25,1 I	0,55 II	0,19 I	125 III	20 II	1 II	1.83	2
		andre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Im	203	0-2	31	18,9 I	1,12 III	0,08 I	70 II	12 II	<1 II	1.83	2
		4-6	38	22,7 I	0,39 II	0,15 I	95 II	14 II	1 II	1.67	1
		8-10	40	21,4 I	0,50 II	0,15 I	115 II	22 II	1 II	1.67	1
									1.72	1	

Tabell 18. Grenseverdier for tilstandsklasser. Fra KONIECZNY (1994).

	TOC %	Hg mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	ΣPCB µg/kg	ΣDDT µg/kg*
Kl. I	<3	<0,15	<0,25	<30	<5	<0,5
Kl. II	3-4,8	0,15-0,6	0,25-1	30-120	5-25	0,5-2,5
Kl. III	4,8-7	0,6-3	1-5	120-600	25-100	2,5-10
Kl. IV	7-13	3-5	5-10	600-1500	100-300	10-50
Kl. V	>13	>5	>10	>1500	>300	>50

* Usikre på grunn av manglende entydige data.

Blant de miljøgiftene som er oppført i Tab. 17, står **kvikksølv** (Hg) i en særstilling ved at belastningen med dette har øket kraftig i dypet utenfor Drøbak (Im) i de seneste år, mens den har avtatt på de øvrige lokaliteter (KONIECZNY 1994). Denne økingen viser seg ved en meget større konsentrasjon i toppskiktet enn lenger nede i sedimentet (Tab. 17). Dette er en utvikling som gir grunn til bekymring fordi kvikksølv, som nevnt, er det tungmetallet som krepsdyrene tåler minst av. Men belastningen med kvikksølv kan **ikke** gjøres ansvarlig for at arter som fremdeles finnes ved Elle, er forsvunnet fra indrefjorden i de siste hundre år.

Konsentrasjonen av **kadmium** (Cd) avtar raskt fra havneområdet og utover i fjorden (KONIECZNY 1994) og kan heller ikke gjøres ansvarlig for faunaforringelsen. **Bly** (Pb) ble funnet i lavest konsentrasjon ved Elle (Im). Men det ble funnet i nest lavest konsentrasjon ved Steilene (Dk). Det samme var tilfelle med PCB, og for DDT var det heller ikke stor forskjell. Av lokalitetene Gråøyrenna, Svartedypet, Vesthullet og Steilene er det sistnevnte som har den ringeste faunakvalitet. Siden belastningen med miljøgifter ikke er større der enn den er ved Elle, der faunaen er rikest, kan vi slutte at de omtalte miljøgifter **ikke** er ansvarlige for de forskjeller i faunaen som vi har funnet. Selv ikke i havneområdet er konsentrasjonen av miljøgifter funnet å være hovedansvarlig (OLSGARD 1994). Som hovedansvarlig for den negative utvikling i faunaen som vi hittil har vært vitne til, må vi - som tidligere - anse **oksygenmangel**. I tilknytning til denne kommer også **forandringer i sedimentets konsistens** og, etter flere av våre observasjoner å dømme, også **lukt**.

Men dette betyr ikke at vi mener at tilførslene av miljøgifter kan negligeres. I faretruende nærhet av det tradisjonsrike rekefeltet Gråøyrenna (Gk) er der utenfor Dyno Industrier A/S i rute Hk (Fig. 2) et område som i KONIECZNY's (1994) rapport er merket med tilstandsklasse V.

At sedimentets innhold av miljøgifter er så relativt lite ved Steilene, har sin enkle forklaring i at dette er den av alle KONIECZNYs (1994) stasjoner som ligger lengst fra land. Forklaringen på at belastningen er så stor i dypet ved Helviktangen (Cp) (Tab. 17) er denne lokalitetens korte avstand fra havneområdet. Men til tross for dette naboskapet har bunnen her ikke vist seg å være så uakseptabel for faunaen som dypet ved Svartskog (Ep) (kfr. Fig. 34, Fig. 100, Tab. 7 i Kap. 8.4.9). De relativt høye tall både for organisk karbon og miljøgifter ved Spro (Fl) kan forklares ved at denne lokaliteten er en utpreget grop som ligger nær land.

Tallene fra Lysakerfjorden (Bn) tyder på relativt sterk belastning med miljøgifter gjennom lang tid (Tab. 17). Men forholdene her kan være blitt påvirket av dumping av mudder annetsteds fra (KONIECZNY 1994).

9.9 KLOAKKBEHANDLING

I 1914 fant PETERSEN (1915) med sine grabbeprøver større biomasse i dypet (72 m) av Lysakerfjorden enn i noe annet dyp i fjorden like til og med fjordmunningen (328 m) ved Ferder. Men artsutvalget i Lysakerfjorden var lite. I 1933-1934 fant BROCH (1936) at faunaen både kvalitativt og kvantitativt var **rikere** på rekefeltene på innsiden av Drøbacterskelen enn på utsiden og tilskrev dette en **stimulerende** effekt av forurensningen.

På denne bakgrunn antok BRAARUD (1945 b, s. 235) at "fjordområdet innenfor Drøbak har en resipient av tilfredsstillende kapasitet for byens kloakker." Han fremholdt videre at "Fra et økonomisk synspunkt må målet være å holde forurensningen på et slikt nivå at den størst mulige del av de avfallstoffer som byen tømmer ut i fjorden, blir utnyttet, så fjordens avkastning blir øket."

Kopiering av BROCHs undersøkelser i 1962 (STÅLESEN 1964; BEYER 1967 a) viste imidlertid at kloakktilførselen da hadde vært **større** enn det fjorden klarte å fordøye med hell både på utsiden og innsiden av Drøbacterskelen. Våre undersøkelser viser at det **senere** er blitt enda vanskeligere for mange av fjordens naturlige faunakomponenter å finne seg til rette på bunnen av Indre Oslofjord. Fra **sent i 1980-årene** har vi sett tydelige tegn til **bedring**. Men sedimentet er åpenbart **ikke godt nok** hverken i Gråøyrenna eller i Vestfjorden for mange av de dyr som har tilknytning til dette. Den store overføringen av kloakk fra Bekkelaget til VEAS har ikke tilnærmedesvis vært tilstrekkelig til å rette opp forholdene i **Bunnefjorden**, og forholdene i **Lysakerfjorden** er foruroligende.

Med tanke på de omfattende ødeleggelsler av fjorden som har funnet sted, den store mengde ukontrollerte utslipp og variabiliteten i utslagsgivende meteorologiske forhold anser vi at det er riktig å fortsette bestrebelsene på å redusere forurensningstilførselene.

Den stimulerende effekt av forurensningen som vi har sett i bassenget **s y d - v e s t** av **Torbjørns skjær**, er ikke av ny dato. Det er mulig at den optimale effekt allerede for lengst er overskredet selv der ute. Vår første bunnsledeprøve derfra, som ble tatt i juli 1960, er både enda meget større og mer variert enn den som er vist i Fig. 4 og Fig. 5. Her har vi imidlertid å gjøre med den kjempemessige tilførsel av forurensning fra Glomma og uheldige næreffekter i området utenfor Fredrikstad, og det er en annen historie.

9.10 FAUNAENS GJENOPPBYGGING

En del av de arter som var karakteristisk for Indre Oslofjord ved århundreskiftet, er arter med **arktisk** tilhørighet som hadde *Bunnefjorden* - der dypvannstemperaturen aldri blir nært så høy som i Vestfjord-området - som sitt spesielle tilholdssted. De er blitt ansett som relikter fra istiden, og vi kan ikke vente å få disse tilbake under de nåværende klimatiske forhold.

For dyr som ikke har noe planktonisk stadium i sin livssyklus, og som bare finnes på dyp som er betydelig større enn Drøbak-terskelens dyp og som tidligere ble funnet i Indre Oslofjord, men nå bare finnes utenfor *Drøbakterskelen*, vil denne ventelig være et **uoverstigelig hinder** for at de kan komme tilbake igjen til sine tidligere lokaliteter i indre fjord. Dette gjelder f. eks. for noen av de krepsdyrarter som er nevnt i Kap. 8.2 (*Desmosoma armatum*, *Ilyarachna longicornis* og *Echinocythereis echinata*). Det vil også gjelde for den sørlige ålebrosme (*Lycenchelys sarsi*; Kap. 8.9) dersom den nå er blitt eller blir borte fra fjorden innenfor terskelen.

Rekene derimot, både mudderreker (*Crangon* og *Pontophilus*) og den vanlige dypvannsreken *Pandalus borealis*, som har planktoniske larvestadier av mer enn en måneds varighet, har et utvilsomt potensiale til å gjenerobre gamle felter i indre fjord. En rekefisker (Kristoffersen) berettet om usedvanlig godt utbytte av rekefiske i Vestfjorden vinteren 1987, da han også hadde funnet reke i Vesthullet. Senere er det også blitt drevet rekeetråling lenger inne. Siden det ble gjort lønnsom fangst av *P. borealis* så sent som i 1949 i Bunnefjorden, burde det kunne være en realistisk målsetning å gjøre forholdene slik at den atter vil slå seg ned der.

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2857-8