

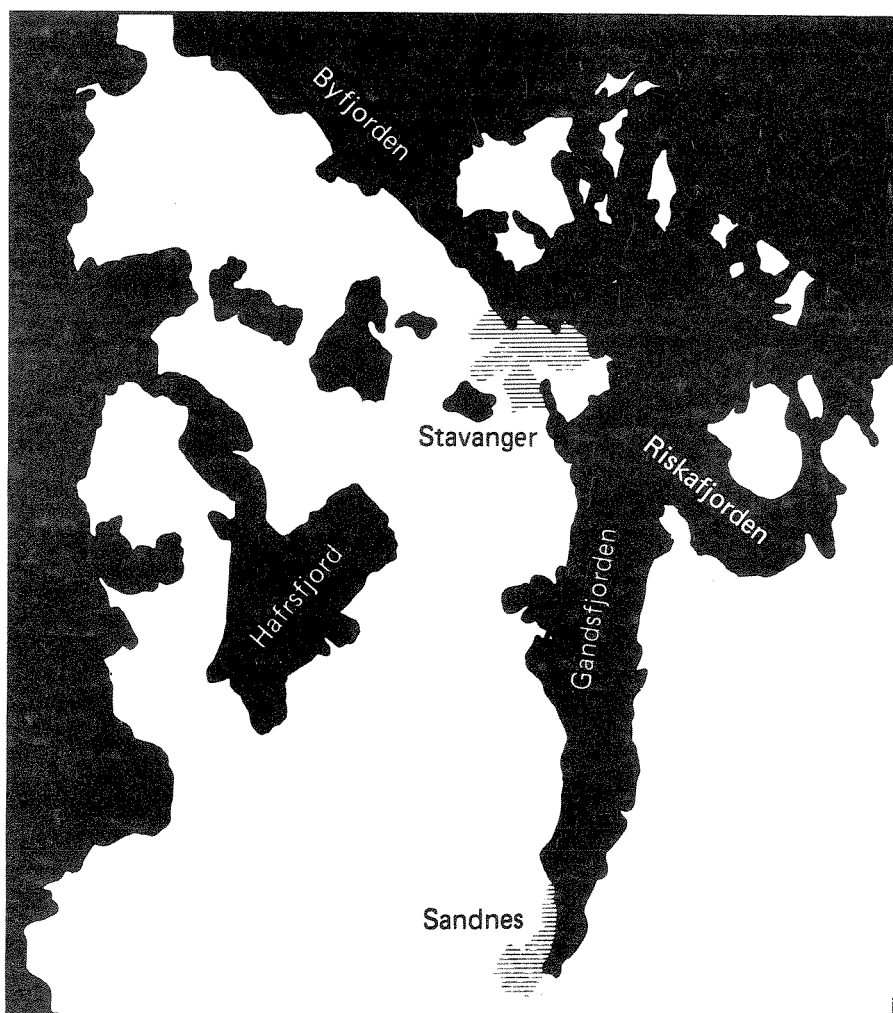
0-  
84138

1885

ARKIV  
EKSEMPLAR

0 – 84138

Overvåking av Gandsfjorden,  
Riskafjorden og Byfjorden,  
Stavanger 1985



# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

**Hovedkontor**

Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

**Sørlandsavdelingen**

Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

**Østlandsavdelingen**

Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

**Vestlandsavdelingen**

Brevikven 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:

0-84138

Undernummer:

Løpenummer:

1885

Begrenset distribusjon:

Åpen

Rapportens tittel:	Dato:
Overvåking av Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden, Stavanger 1985	17. juli 1986
Forfatter (e):	Prosjektnummer:
Tor Bokn Jarle Molvær Brage Rygg	0-84138
	Faggruppe:
	Marinøkologisk
	Geografisk område:
	Rogaland
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
Interkommunalt Vann-, Avløps- og Renovasjonsverk	

Ekstrakt:
Hovedvannmassene i fjordene ved Stavanger er lite til moderat forurenset. Nivåene av termotolerante koliforme bakterier viste imidlertid en periodevis kloakkvannspåvirkning av By- og Gandsfjorden. Dårlige oksygenforhold er påvist i dypvannet i Riska- og Gandsfjorden. Endringer av betydning er ikke påvist. Vesentlig høyere konsentrasjoner av kvikksølv, bly og kopper er påvist i sedimentet på 250m dyp i Gandsfjorden enn tidligere år. I dyp-partiene i Riska- og Gandsfjorden var faunaen betydelig til sterkt påvirket. I Åmøyfjorden var påvirkningen moderat. Ingen tilstandsendringer påvist. Algevegetasjonen ved Tjuvholmen bar preg av overgjødsling, sannsynligvis forårsaket av kloakkutslippet ved Bjergsted.

4 emneord, norske:

1. Forurensningsovervåking 1985
2. Hygieniske aspekter
3. Oksygenivåer
4. Fastsittende alger  
Bløtbunnsfauna  
Metaller i sedimentet

4 emneord, engelske:

1. Pollution monitoring 1985
2. Hygienic aspects
3. Oxygen levels
4. Benthic algae  
Soft bottom fauna  
Metals in the sediment

Prosjektleder:

For administrasjonen:

ISBN 82-577-1102-0

0-84138

OVERVÅKING AV GANDSFJORDEN, RISKAFJORDEN OG BYFJORDEN

1985

OSLO, 17.07.1986

Prosjektleder: Tor Bokn  
Medarbeidere: Jarle Molvær  
Brage Rygg

## FORORD

Det foreliggende arbeid er utført etter oppdrag for Interkommunalt Vann-, Avløps- og Renovasjonsverk (I.V.A.R.), Forus.

Avd. ing. Henrik Wold, I.V.A.R. har vært ansvarlig for prøveinnsamling vedrørende bakteriologiske forhold, oksygen, temperatur, saltholdighet og fiskeprøver. Båtfører og feltassistent har vært Oluf Myrnes.

De bakteriologiske analysene har vært utført hos Byveterinæren i Stavanger, der overing. K.O. Gjerstad har vært kontaktmann.

Analyse av tungmetaller i tang ble utført av ing. Beate Enger og ing. Åse Raknes ved Senter for industriforskning (SI).

Ved NIVA har cand. real. Jarle Molvær vært ansvarlig for de hydrokjemiske målingene. Cand. real. Brage Rygg og cand. real. Per Wikander har hatt ansvaret for undersøkelsene av bløtbunnfauna. Cand. real. Tor Bokn har hatt ansvaret for undersøkelsene av gruntvannssamfunn ved siden av å være prosjektleder.

Oslo, 17. juli 1986

Tor Bokn

# INNHOOLD

	Side:
FORORD	1
1. HOVEDKONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING	6
2.1. Beskrivelse av området	6
2.2. Formål med undersøkelsen	6
3. UNDERSØKELSER AV VANNKVALITETEN I OVERFLATELAGET I BYFJORDEN, GANDSFJORDEN OG RISKAFJORDEN	8
3.1. Hygieniske forhold	8
3.2. Siktedyp	11
4. OKSYGENFORHOLD I DYPVANNET I ÅMØYFJORDEN, RISKAFJORDEN OG GANDSFJORDEN	12
4.1. Måleprogrammet	12
4.2. Åmøyfjorden	13
4.3. Riskafjorden	13
4.4. Gandsfjorden	16
5. UNDERSØKELSER AV GRUNTVANSSAMFUNN	18
5.1. Metoder	18
5.2. Resultater og diskusjon	18
5.2.1. Byfjorden	20
5.2.2. Riskafjorden	22
5.2.3. Metaller i grisetang	22
6. UNDERSØKELSER AV BLØTBUNNFAUNA	24
6.1. Bløtbunnfauna som metode	24
6.2. Feltarbeid og bearbeidelse av prøver	25
6.3. Resultater og diskusjon	27
6.3.1. Stasjons- og sedimentbeskrivelser	28
6.3.2. Metaller og organisk materiale i sedimentet	28
6.3.3. Faunaens artssammensetning	31
6.3.4. Likhet i faunaen fra stasjon til stasjon	33
6.3.5. Artsmangfold	37
6.3.6. Avvik fra log-normal fordeling	41
6.3.7. Samlet vurdering	45
6.3.8. Påvirkende faktorer	47
7. LITTERATUR	49

VEDLEGG 1: Databehandlingsmetoder	53
VEDLEGG 2: Artsliste bløtbunnfauna	56
VEDLEGG 3: Artsliste fastsittende alger	59

## 1. HOVEDKONKLUSJONER

### Tilstand

- Forekomsten av termotolerante koliforme bakterier i 1m dyp viste periodevis en tydelig kloakkvannspåvirkning både i Byfjorden og Gandsfjorden. Mest fremtredende var dette på strekningen Forus-Sandnes. Målingene av siktedyp var få, men viste klart vann ved alle tidspunkt for hele fjordområdet.
- Oksygenmålingene viste gode forhold i Åmøyfjordens dypvann. I en mindre vannmasse i Riskafjordens dypeste område ble det i en periode registrert dårlige/kritiske oksygenforhold. I Gandsfjorden ble det registrert at vannmassen under ca. 200m dyp hadde en periode med dårlige oksygenforhold.
- Svært høye konsentrasjoner av kvikksølv, kopper og bly ble funnet i sedimentet på stasjonen i det dypeste partiet i ytre Gandsfjorden. På de øvrige lokalitetene var tungmetallkonsentrasjonene lite eller moderat forhøyet.
- Bløtbunnfaunaen var moderat til betydelig forurensningspåvirket i havnebassenget og moderat påvirket i Åmøyfjorden. I området nordøst for Stavanger by var faunaen lite påvirket. I dyppartiene i Riskafjorden og Gandsfjorden var faunaen betydelig til sterkt påvirket. På grunnere dyp i Gandsfjorden var faunaen moderat påvirket. Sedimentering av organisk materiale, oksygenmangel og sulfiddannelse i sedimentet samt (for stasjon 5) tungmetaller i sedimentet, er hovedårsakene til skadevirkningene på faunaen.
- Det ble funnet varierte og artsrike samfunn på de fleste gruntvannsstasjonene. På den nyopprettede st. 20, østvendt på Tjuvholmen, bar algevegetasjonen bud om overgjødsling av overflatevannmassene. Disse effektene er sannsynligvis forårsaket av kloakkvannutslippet ved Bjergsted.

### Utvikling

- Registreringene i 1985 har bekreftet nivåene av oksygeninnhold og bakterieantall fra tidligere år. Det er ikke påvist endringer av betydning.
- Innholdet av kvikksølv, bly og kopper i sedimentet på 247m dyp i Gandsfjorden var vesentlig høyere enn det som ble funnet i 1976 og 1983.

- Ingen forandringer i bløtbunnfaunaen er påvist sammenlignet med 1976 og 1983.
  
- Siden undersøkelsene av algevegetasjonen i 1976, 1980 og 1981 er kloakkutslippet ved Bjergsted tilknyttet en større befolkningsmengde. Den nyopprettede stasjon (st. B20) i havnebassenget i Stavanger bærer sterkt preg av eutrofe tilstander (overgjødning). Ellers viste algevegetasjonen i 0-2m dyp i samme hovedtrekk som ved de tidligere undersøkelser.



## 2. INNLEDNING

### 2.1. Beskrivelse av området

Fig. 2.1. viser fjordområdet som undersøkelsene har omfattet. Det kan inndeles i fire avsnitt:

- Åmøyfjorden: ingen direkte utslipp av forurensende stoffer av betydning. Fri forbindelse med kystvannet i hele vannsøylen.
- Byfjorden: mottar store utslipp av kommunalt og delvis også industrielt avløpsvann. Dyputslipp av kommunalt avløpsvann ved Bjergsted.
- Riskafjorden: fjordparti med to utløp. Dyp terskel. Dyputslipp av kommunalt avløpsvann. Fiskeoppdrettsanlegg (8.000m<sup>3</sup>).
- Gandsfjorden: mottar store utslipp av kommunalt og industrielt avløpsvann. Vannmassen mellom ca. 100m og 250m dyp avstengt for kystvannet pga. terskel.

### 2.2. Formål med undersøkelsen

Hovedformålet er å:

- gi ajourført informasjon om tilstanden i fjordområdene
- påvise eventuelle utviklingstendenser.

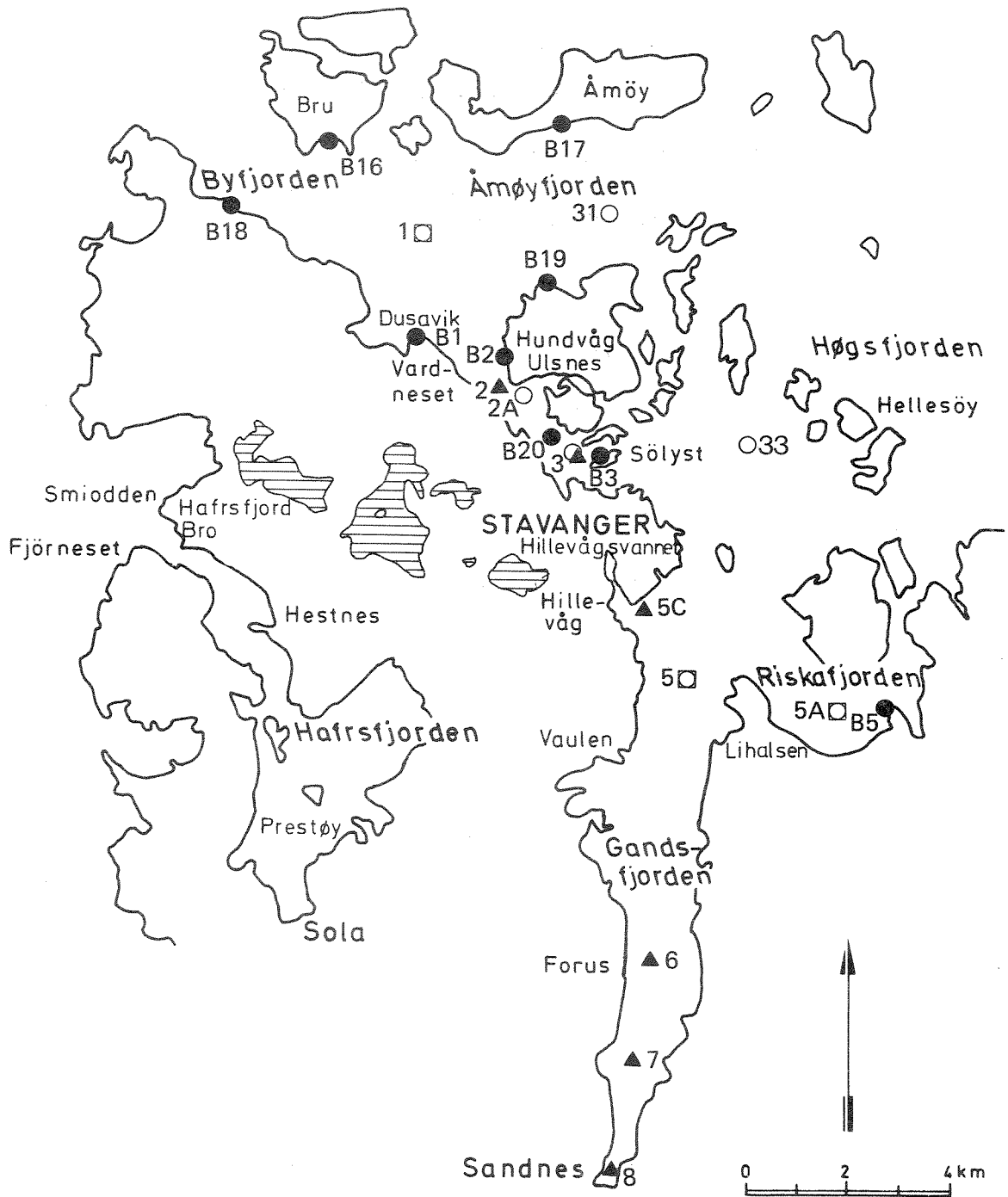


Fig. 2.1. Stasjoner for observasjoner av strandsonens plante- og dyresamfunn ●, bløtbunnfauna ○, bakteriologi ▲ og oksygenforhold □.

### 3.       UNDERSØKELSER AV VANNKVALITETEN I OVERFLATELAGET I GANDSFJORDEN, RISKAFJORDEN OG BYFJORDEN

Undersøkelsene i overflatelaget i Gandsfjorden, Riskafjorden og Byfjorden har to hovedmål. For det første vil man jevnføre vannkvaliteten med Helsedirektoratets krav til badevann. For det andre vil man undersøke om tilstanden har endret seg i forhold til tidligere år.

#### 3.1.     Hygieniske forhold

##### Måleprogrammet

-----

Tolv ganger i tidsrommet 5.6-21.8.85 ble vannprøver innsamlet i 1m dyp på 7 stasjoner (se fig.1). Prøver ble innsamlet av I.V.A.R. i samråd med Byveterinæren i Stavanger, hvor prøvenes innhold av termotolerante koliforme bakterier pr. 100ml ved 44<sup>0</sup> C ble bestemt.

##### Resultater og diskusjon

-----

Resultatene av analysene er vist i tabell 3.1. Vi vil jevnføre dem med badevannskriteriet (SIF 1976) som litt omformulert sier;

"Det skal tas minimum 5 prøver i løpet av en 30 dagers periode i badesesongen. Det geometriske middeltall for disse skal ikke overskride 50 E.coli pr 100 ml, og enkeltprøvene kan overskride denne verdi med 100% (inntil 100 bakt./100 ml) for høyst 10% av enkelttilfellene".

Det geometriske middel  $x_g$  for  $n$  prøver er definert som

$$x_g = \sqrt[n]{x_1 \cdot x_2 \cdot \dots \cdot x_n}$$

Hvis en  $x$ -verdi er null, blir  $x_g=0$ . For å kunne bruke det geometriske middeltall på riktig antall prøver, har vi valgt å regne med  $x=1$  i de tilfeller da analyseresultatet gav  $x=0$ .

Strengt tatt skulle prøveantallet vært 13 for helt å oppfylle kravet i badevannskriteriet, men vi velger å anvende det likevel.

Av tabell 3.1 ser vi at det geometriske middeltall var over 50 bare på st.7 og st.8 innerst i Gandsfjorden. Imidlertid var flere enn 10% av

verdiene over 50 E.coli pr.100 ml for alle stasjoner, unntatt st.5A, Riskafjorden.

Man skal være forsiktig med å trekke konklusjoner fra statistisk behandling av et relativt lite tallmateriale om dette. Men ut fra våre forutsetninger om behandling av "null-verdier" og prøveantall var det hygieniske badevannskriteriet strengt tatt bare oppfylt på en av syv stasjoner sommeren 1985.

Resultatene viser altså at det ofte er en viss påvirkning av kommunalt avløpsvann i storparten av området som har blitt undersøkt. Dette betyr imidlertid ikke uten videre at det er helsefarlig å bade der. Badevannskriteriet er svært strengt, og inneholder sannsynligvis en stor sikkerhetsmargin mht. helserisiko. I så måte uttrykker det mer et mål for den vannkvaliteten som man ønsker å ha langs kysten vår, enn en helserisiko.

Vi nevner at Byveterinæren i Stavanger (Staveland 1985) konkluderer med at de bakteriologiske forholdene i gjennomsnitt er tilfredsstillende på de fleste badeplasser ved Byfjorden og Gandsfjorden.

For å se om 1985-resultatene skiller seg vesentlig fra målingene i sommerhalvåret i tidsrommet 1979-83, er dataseriene for hver stasjon sammenlignet ved en ikke-parametrisk test og vanlig t-test. Signifikante forskjeller mellom datene fra 1985 og 1979-83 kunne ikke påvises (krav 90% signifikans).

Tabell. 3.1. Målinger av termotolerante koliforme bakterier i Gandsfjorden, Byfjorden og Riskafjorden 5.6-21.8 1985. Prøver fra 1 m dyp.

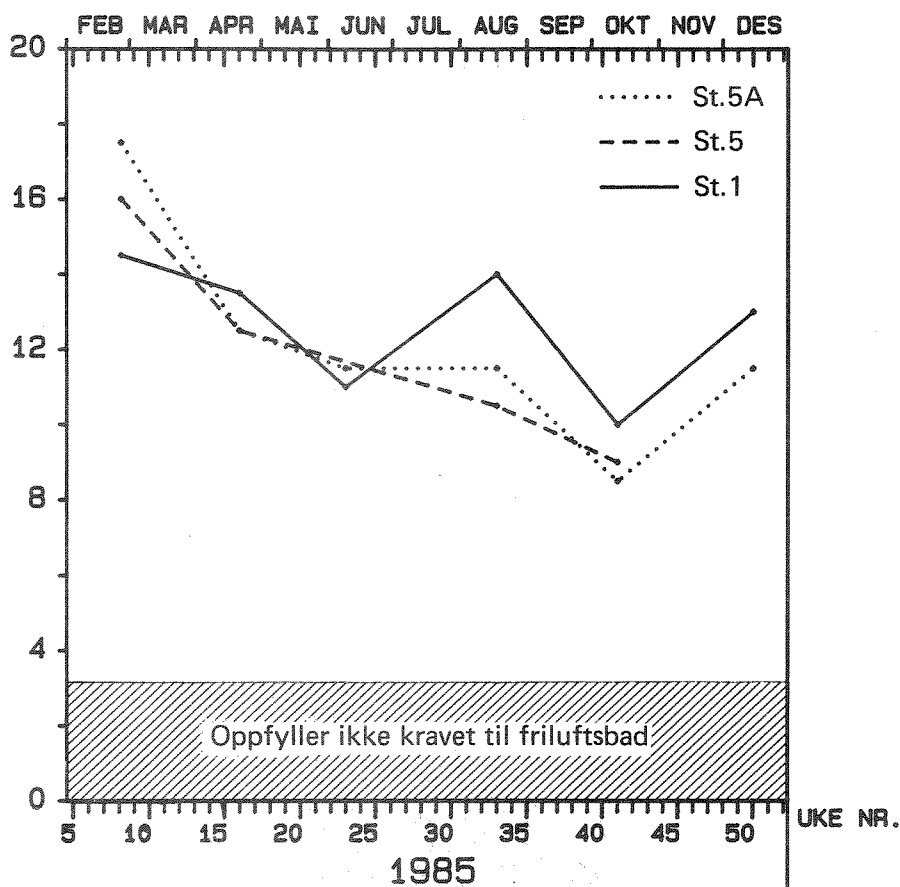
Dato	St.2 Byfj.	St.3 Byfj.	St.5A Riskafj.	St.5C Strømv.	St. 6 Forus	St.7 Lura	St.8 Sandnes Vågen
5.6	32	38	0	1	5	72	100
11.6	42	48	26	0	4	33	72
17.6	80	29	16	8	77	432	700
26.6	1	23	1	80	18	340	350
3.7	28	75	0	0	14	120	400
10.7	58	52	0	0	150	12	700
17.7	55	90	3	58	110	80	120
24.7	180	155	4	210	50	150	280
31.7	4	100	0	3	0	9	980
8.8	144	26	15	56	243	51	280
14.8	21	4	1	53	12	444	544
21.8	210	450*	110	200	500	650	800
Aritmetisk middel:	71	91	15	56	99	199	444
Geometrisk middel:	36	47	4	13	30	98	335
Antall >50:	50%	50%	8%	50%	42%	75%	100%

\* Observert gjennombrudd til overflaten av avløpsvann fra utløpet ved Bjergsted.

### 3.2. Siktedyp

Siktedyp ble målt 4-6 ganger på st. 1, 5 og 5A i forbindelse med innsamling av oksygenprøver.

Resultatene er vist i fig. 3.1. Datamaterialet er lite og man kan bare konkludere med at da målingene ble utført var siktedypet på alle stasjoner vesentlig bedre enn Helsedirektoratets krav til friluftsbad (siktedypet større enn 2-3 m). Sammenlignet med målinger i 1980 og 1981, kunne resultatene fra Åmøyfjorden og Gandsfjorden tyde på litt bedre forhold i 1985. I Riskafjorden ble ikke målt siktedyp i 1980-81.



Figur 3.1. Målinger av siktedyp i Åmøyfjorden (st.01), Gandsfjorden (st.5) og Riskafjorden (st. 5A) i 1985. Gode forhold.

#### 4. OKSYGENFORHOLD I DYPVANNET I ÅMØYFJORDEN, GANDSFJORDEN OG RISKAFJORDEN

Tilgang på tilstrekkelig oksygen er en forutsetning for høyerestående liv. Oksygenmangel oppstår når oksygenforbruket pga. nedbrytning av organisk materiale over en lenger periode er større enn oksygentilførselen ved vannutskiftningen. Fordi dypvannsfornyelsen i terskelfjorder periodevis er svært liten, er dypvannet i Gandsfjorden og Riskafjorden sårbart for belastning med organisk materiale. Undersøkelser av bunnfaunaen i Åmøyfjorden (Dahle 1984) kunne tyde på visse problemer der også.

Den vanlige utviklingen i terskelfjorder på Vestlandet er at dypvannsfornyelser om våren eller forsommeren da gir relativt gode oksygenforhold. Utover høsten og vinteren blir forholdene dårligere fordi oksygen forbrukes ved nedbrytning av organisk materiale som tilføres dypvannet, og liten dypvannsfornyelse gir liten ny tilførsel av oksygen. Omfanget av dypvannsfornyelsene - og dermed oksygenforholdene, vil variere fra år til år.

Hensikten med målingene i 1985 har primært vært å overvåke oksygenforholdene i fjordområdet. Dessuten vil man så langt som mulig trekke sammenligninger med tidligere år.

I vurderingene bruker vi følgende generelle skala, basert på FAO (1969) og Kirkerud og medarb. (1984);

Kritiske forhold: 0-2 ml/l  
 Dårlige forhold: 2-3,5 ml/l  
 Tilfredstillende forhold: > 3,5 ml/l

##### 4.1. Måleprogrammet

Prøver for bestemmelse av temperatur, saltholdighet og oksygen ble innsamlet seks ganger:

26. februar	19. august
22. april	14. oktober
10. juni	16. desember

Stasjoner og prøvedyp var:

St.1 Åmøyfjorden	St.5 Gandsfjorden	St.5A Riskafjorden
75m	100m	50m
100m	150m	75m
120m	200m	90m
	240m	

Temperaturen ble avlest fra vendetermometer, med presisjon  $\pm 0,02^{\circ}\text{C}$ . Saltholdigheten ble bestemt med laboratoriesalinometer, presisjon  $\pm 0,003^{\circ}/\infty$ . Oksygenkonsentrasjonen ble bestemt ifølge Norsk Standard med presisjon 2-4%.

På grunn av dårlig vær måtte st.5 sløyfes den 16. desember.

#### 4.2. Åmøyfjorden

Fjorden har et største dyp på ca. 130m, som også er bunndypet ved st.1. Fjorden har ingen terskel av betydning.

Resultatene av målingene er vist i fig.4.1. De viser helt fine oksygenforhold. Målingene av temperatur og saltholdighet viste at det foregikk minst en fullstendig dypvannfornyelse i løpet av de ca. 2 måneder mellom hver prøveserie. Dette viser at oksygentilførslen var vesentlig større enn oksygenforbruket.

#### 4.3. Riskafjorden

Fjorden har et største dyp på ca. 95m, der st. 5A ligger. Forbindelsen mot Gandsfjorden er ca 65m på det dypeste, nord for Riskaholmen. Det betyr at vannutskiftningen fra ca 65m og til 95m dyp periodevis vil være liten.

Resultatene av målingene er vist på fig.4.2. Tidsvariasjonene var som man kunne vente. I 50m dyp har fjorden fri forbindelse med Gandsfjorden, som i dette nivået også har fri forbindelse med kystvannet. Vi nevner at gjennomsnittlig konsentrasjon i 50m dyp var  $5.4 \text{ mlO}_2/\text{l}$ , mot  $5.8 \text{ mlO}_2/\text{l}$  i 75 m dyp i Åmøyfjorden.



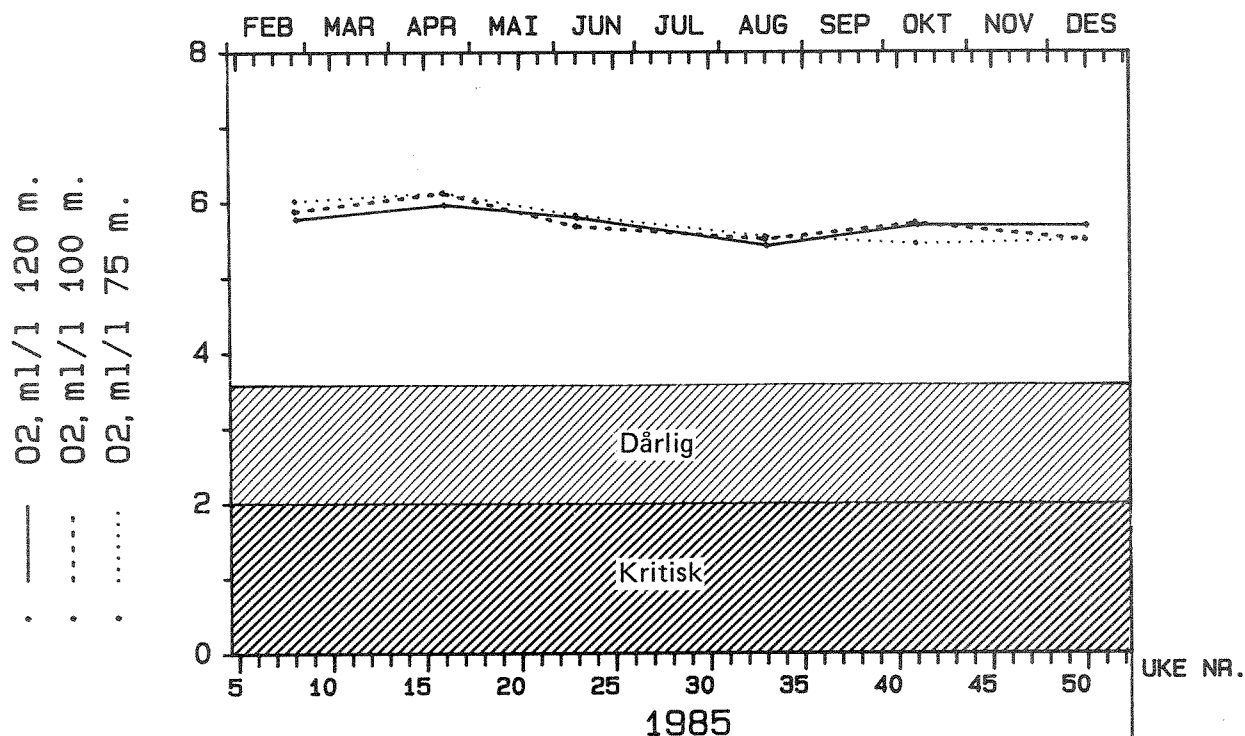


Fig. 4.1. Oksygenmålinger i Åmøyfjordens dypvann i 1985. Gode forhold.

Også i 75m dyp var vannutskiftning/oksygentilførselen god, men vi ser avtakende konsentrasjoner i fra april-mai og ut i august-september. Vi gjør oppmerksom på at med måleintervall på ca. 2 måneder kan ikke tidspunktet for vannutskiftningen mellom august- og oktoberprøvene bestemmes, og dermed heller ikke minimumskonsentrasjonen. Men den var neppe lavere enn 4.0-4.2 mlO<sub>2</sub>/l.

I 75m dyp var altså oksygenforholdene tilfredsstillende i 1985.

I 90m dyp var imidlertid forholdene annerledes. Den 26. februar var oksygenkonsentrasjonen 1.17 mlO<sub>2</sub>/l (17% metning). Fram til juni foregikk flere store dypvannsutskiftninger som medførte at konsentrasjon økte til ca. 5.2 mlO<sub>2</sub>/l. Målingene av temperatur og saltholdighet viste at vannmassene deretter var overveiende stagnante fram til augustprøven. Oksygenkonsentrasjonen hadde da avtatt med 0.22 ml/l pr. uke, som er relativt mye og tyder på en markert belastning med organisk materiale.

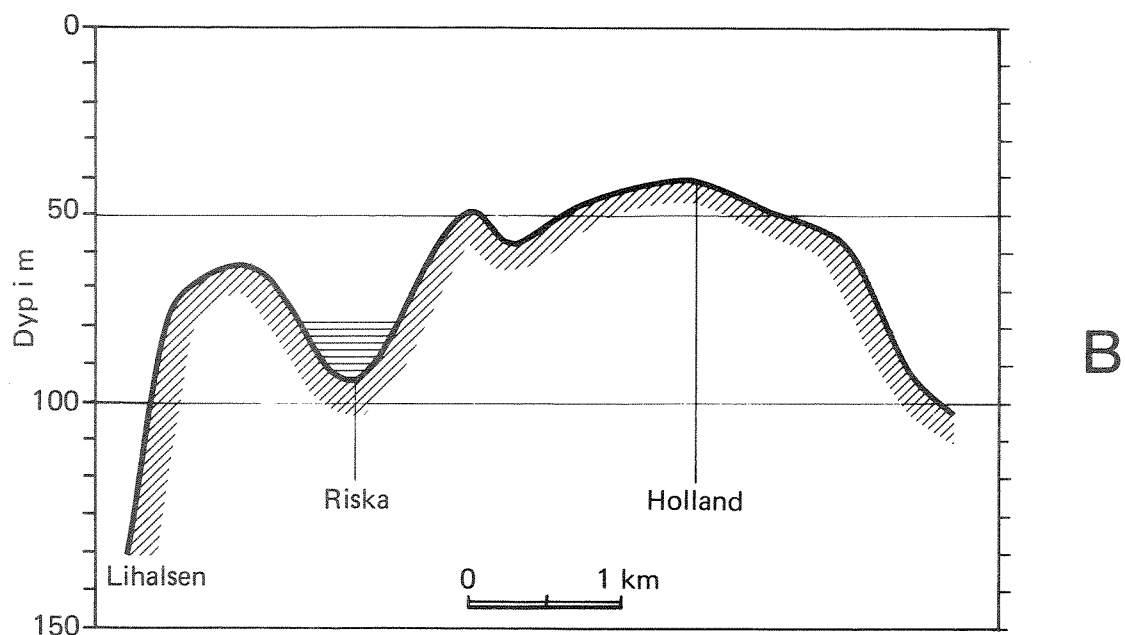
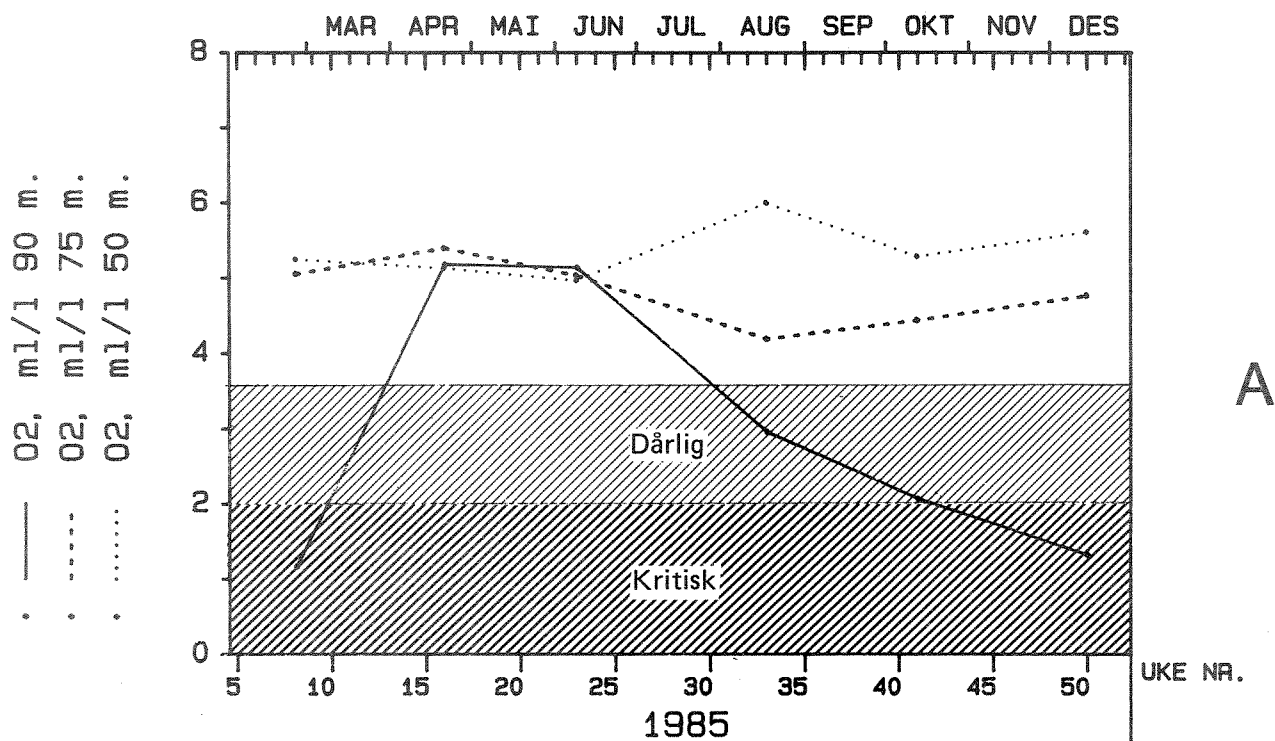


Fig. 4.2.A. Oksygenmålinger i Riskafjordens dyppvann i 1985. Periodevis dårlige-kritiske forhold under 80-85m dyp.

B. Langsgående bunnprofil av Riskafjorden. Horisontal skravur viser omfanget av vannmassen med oksygenproblem.

I tidsrommet august - desember forekom en viss vannutskiftning, men det ble observert overveiende stagnasjon. Konsentrasjonen 16. desember var  $1.32 \text{ mlO}_2/\text{l}$  (19% metning). Det kan tilføyes at en prøveserie 4.3.86 viste  $1.58 \text{ mlO}_2/\text{l}$  i 90m dyp.

*Konklusjonen blir at man registrerte en årssyklus i Riskafjordens dypvann, med kritisk oksygenforhold ved begynnelse og slutt. Problemene var trolig konsentrert om de nederste 10-15m av vannmassen, dvs. en liten del av dypvannet. Målinger i 1986 vil gi informasjon om dette er den vanlige situasjonen.*

#### 4.4. Gandsfjorden

Fjordens største dyp er ca. 260m, hvor st.5 plassert. Utløpet av fjorden er ca. 100m på det dypeste, mot Høgsfjorden i nord-øst (iflg. sjøkart nr. 16).

Resultatet av målingene er vist på fig. 4.3. Vi kjenner ikke konsentrasjonene før prøvene i februar 1985, men sammenholdt med målingene av temperatur og saltholdighet viser figuren resultatet av en rekke små og middelstore dypvannsfornyelser i tidsrommet februar - oktober 1986. Som nevnt ble det ikke tatt prøver i desember 1985 pga. dårlig vær, men vi vil tilføye at det 4. mars 1986 ble målt  $3.2 \text{ mlO}_2/\text{l}$  i 240 m dyp.

*I 1985 var altså oksygenproblemene i Gandsfjorden begrenset til vannmassen dypere enn 200m. Bare i 240m dyp ble i juni registrert dårlige oksygenforhold. Den situasjonen varte trolig i 1-2 måneder og omfattet trolig vannmassen opp til ca. 200m dyp.*

I 1980-81 ble det også gjort oksygenmålinger i dypvannet (Knutzen og Bokn 1981, Bokn og Knutzen 1982). Til sammenligning nevnes at i tidsrommet 8.1.80 - 28.4.81 var  $1.9 \text{ mlO}_2/\text{l}$  høyeste konsentrasjon som ble målt i 240m dyp (n=15). En fullstendig dypvannsfornyelse inntraff da, og i tidsrommet 19.5 - 30.11.81 avtok oksygenkonsentrasjonen fra  $5.5 \text{ mlO}_2/\text{l}$  til  $4 \text{ mlO}_2/\text{l}$ . På denne bakgrunn var 1985 et år med relativt gode oksygenforhold i Gandsfjordens dypvann.

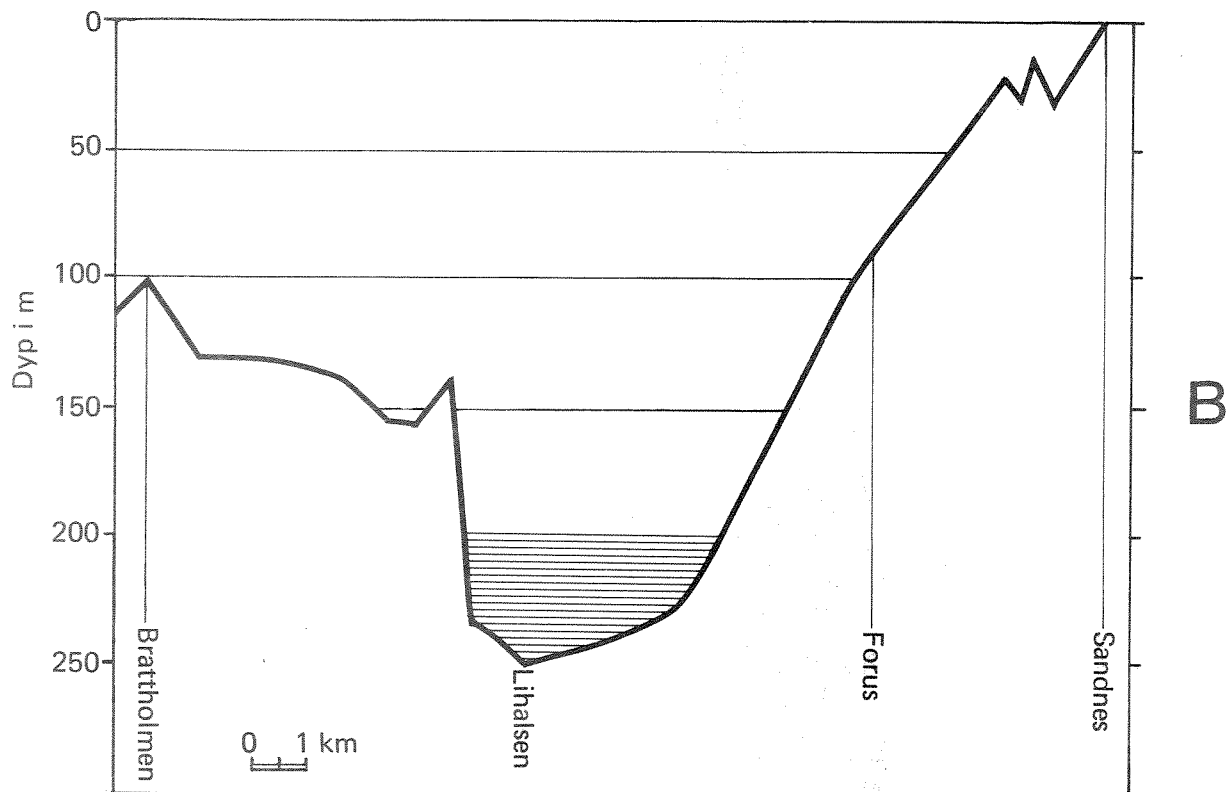
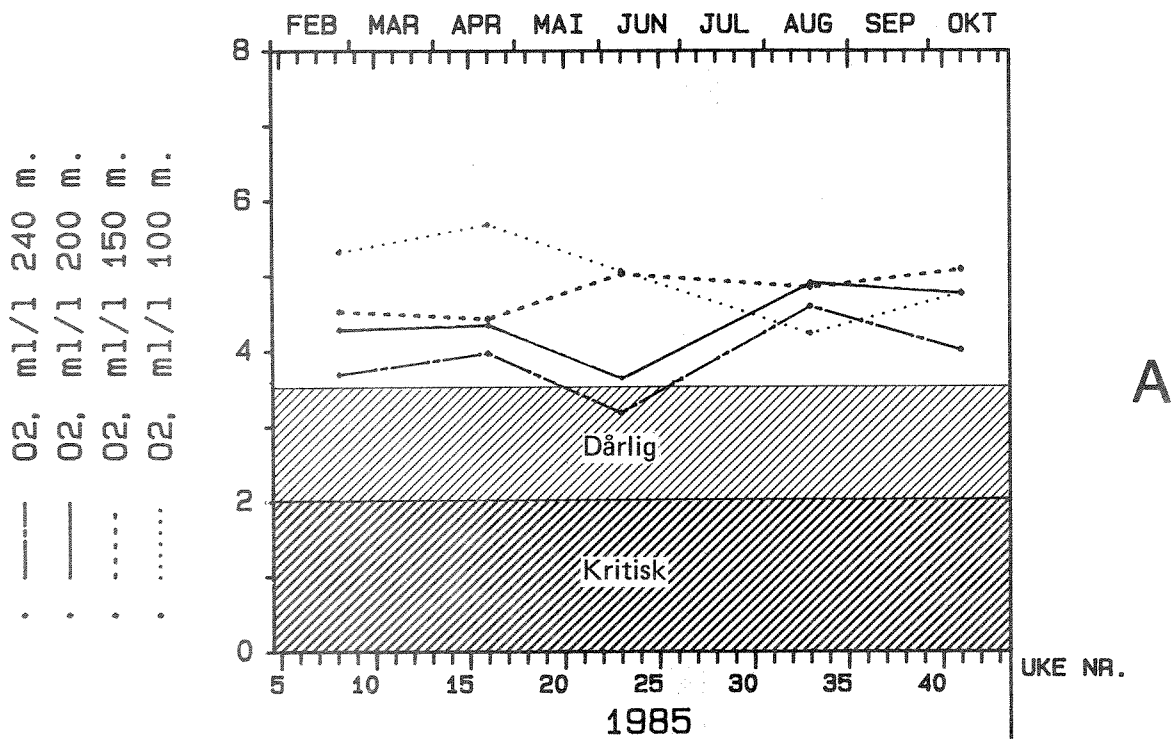


Fig. 4.3. A. Oksygenmålinger i Gandsfjordens dypvann i 1986. Periodevis dårlige forhold under ca. 200m dyp.

B. Langsgående bunnprofil av Gandsfjorden. Horisontal skravur viser vannmassen med oksygenproblem.

## 5. UNDERSØKELSER AV GRUNTVANNSSAMFUNN

De biologiske observasjoner i strandsonen har vært rettet mot mulige symptomer på effekter av overgjødning (dvs. belastning med næringssalter fra kommunalt avløpsvann og andre kilder).

### 5.1 Metoder

Stasjonsnettet fremgår av fig. 5.1. Hovedvekten er lagt på registrering av alger i 0-2m dyp og observasjonene er utført ved snorkeldykking. Feltarbeidet ble utført i tiden 22.-25. juli 1985. Lett kjennelige arter ble notert på stedet, mens det forøvrig ble samlet inn prøver for senere bestemmelse. Prøvene ble oppbevart i 2-4% formalin. Foruten algevegetasjon ble det gjort observasjoner av de mest fremtredende arter av større dyr, blågrønnalger og lav.

Samtidig med strandsoneobservasjonene ble det innsamlet grisetang (Ascophyllum nodosum) til metallanalyser på st. B1, B2, B3, B5 og B16. De fleste analysene ble utført v.h.a. plasmaemisjonsspektrometri (ICP). Enkelte av elementene var det svært lite av, og prøvene ble derfor oppkonsentrert ved hjelp av ekstraksjon med APDC/MIBK, og analysert på atomabsorpsjon. Kvikksølv ble analysert v.h.a. flammeløs atomabsorpsjon, etter reduksjon med tinnklorid.

### 5.2 Resultater og diskusjon

I Vedlegg A3 (appendiks) er det ført opp alle funn av makroskopiske alger på de forskjellige stasjoner. Algene er inndelt i de tre hovedgruppene rødalger, brunalger og grønnalger. Artsantallet for hver algegruppe samt totalsummen av arter er ført opp for hver stasjon. I Byfjorden ble det funnet 65 arter og i Riskafjorden 33 (en stasjon). Gandsfjorden ble ikke undersøkt i 1985. Av en total på 69 arter var 29 rødalger, 29 brunalger og 11 grønnalger. I tabellen er det brukt en mengdemessig gradering hvor 1, 2 og 3 betyr henholdsvis sjelden, vanlig og assosiasjonsdannende. Assosiasjon er her brukt som en generell, ikke-kvantitativ term om algesamfunn, hvor en eller noen få arter dominerer. For å kunne gi en kvalitativ vurdering av stasjonenes algesamfunn, er det i tabell A3 angitt den prosentvise fordeling av de tre nevnte algegrupper. Detaljerte sammenligninger mellom stasjonene kan bare gjøres under relativt like fysiske betingelser som fast underlag og bølgeeksponering.

Flere arter og slekter av grønnalgene favoriseres under miljøforhold som økt ferskvannstilrenning og/eller forurensningsbelastning i form

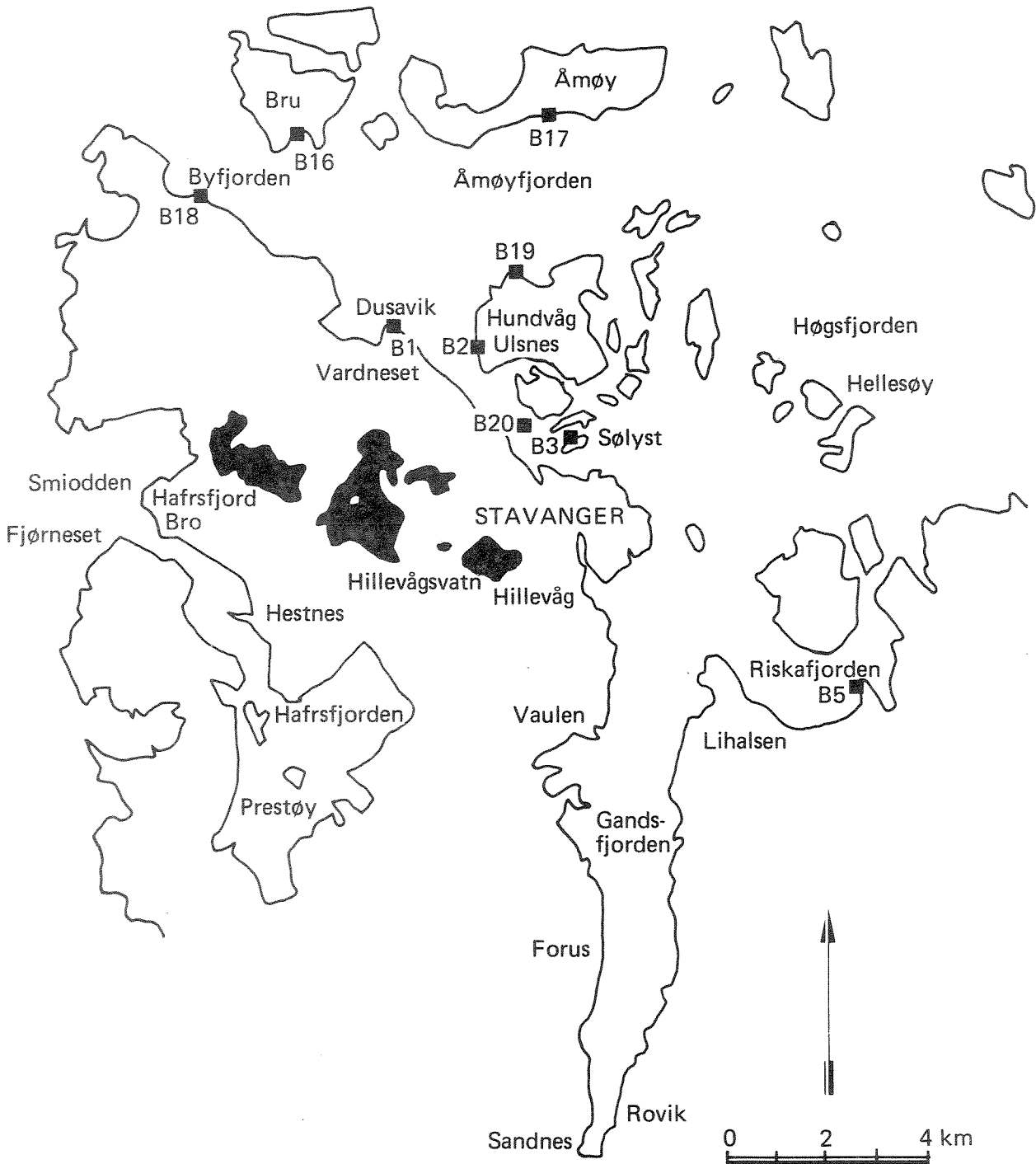


Fig. 5.1. Stasjoner for observasjoner av strandsonens plante- og dyresamfunn.

av organisk stoff og/eller næringsalter. Erfaringsmessig vil rene kystfarvann langs norskekysten med saltholdighetsnivåer over 25-30 o/oo normalt oppvise forholdstall mellom rød-, brun- og grønnalgearter på  $45 \pm 10 : 35 \pm 10 : 15 \pm 5$  (Bokn 1979). Ved ferskvannstilførsler og/eller kloakkvannsutslipp kan brunalgene ofte vise størst konstans i ovennevnte relasjon, mens grønnalgene relativt hurtig utkonkurrerer rødalgene og overtar som den største algegruppe. Figur 5.2 gjengir den innbyrdes likhet mellom stasjonene med hensyn til arts sammensetningen. Den parvise likhet mellom stasjonene er regnet ut

$$\text{ved indeksen } L = 1000 \frac{2c}{a+b}$$

(hvor a = antall arter på stasjon a, b = antall arter på stasjon b, og c = antall felles arter. Indeksen går fra 0 (ingen arter felles) til 1000 (alle arter felles). L-verdiene er presentert i matrisen over diagonalen. Feltet under diagonalen er speilbilde av feltet over diagonalen, men anskueliggjort ved skraveringer i stedet for tall. I figur 5 er det forsøkt å anskueliggjøre artsantallet av fastsittende alger og prosentfordelingen mellom rød-, brun- og grønnalger for hver stasjon.

#### 5.2.1. Byfjorden

For å få et tettere observasjonsnett i Ytre Byfjord og Åmøyfjorden, ble det i 1985 opprettet to nye stasjoner der (B18 og B19). På grunn av utvidelse av eksisterende kloakkutslipp i Stavanger havnebasseng og en mulig etablering av hovedutslippet like nord for havneområdet, ble det også opprettet en ny stasjon på Tjuvholmen (B20).

Som i tidligere år (Bokn & Skei 1978, Knutzen & Bokn 1981, Bokn & Knutzen 1982) var algevegetasjonen i Byfjorden relativt lik på alle de undersøkte lokaliteter, se fig. 5.2. Den eneste stasjonen som skiller seg klart ut fra de øvrige, er den nye st. B18. Denne stasjonen ligger lengst ut i fjorden og er utsatt for større vannbevegelser enn stasjonene innenfor. Det er typisk at det kun er nabostasjonen st. B16 den har stor likhet med. Disse to stasjoner er de eneste lokaliteter som ikke har stor likhet med den nye st. B20 på Tjuvholmen i havnebassenget. St. B16 har stor likhet med alle de andre stasjonene i Byfjorden. Det var forventet at de to ytterste stasjonene er de mest uberørte av lokalitetene.

*Algevegetasjonen på st. B20 - Tjuvholmen i Stavanger havnebasseng - tyder på overgjødsling av overflatevannmassene.*

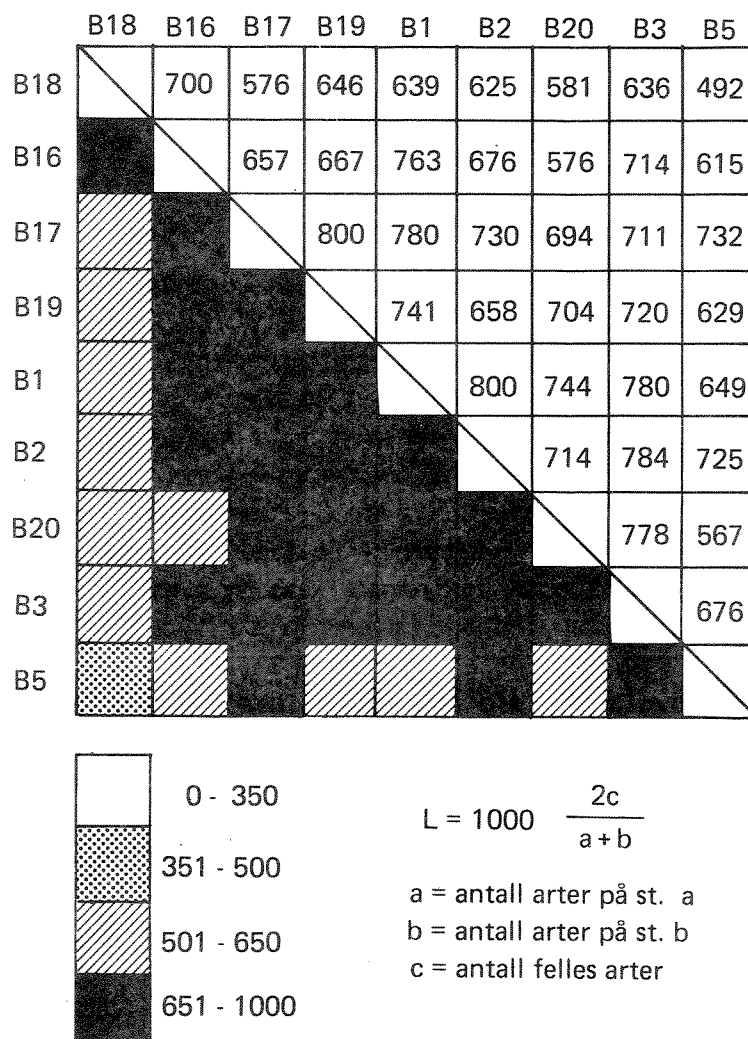


Fig. 5.2. Stasjonenes innbyrdes grad av likhet m.h.t. artssammensetning av fastsittende alger.

Lokaliteten er ikke undersøkt tidligere. Derfor kan ikke utviklingen på denne stasjonen vurderes. Men sannsynligheten taler for at vannmassene rundt Tjuvholmen har utviklet seg i mer eutrof retning etter som Bjergsted kloakkutslipp har ekspandert. Denne effekten er sannsynligvis svært lokal. Ingen av nabostasjonene, st. B2 ved Ulsnes eller st. B3 ved Sølyst, har vist noen tegn på økende næringssaltkonsentrasjoner i de omliggende vannmasser. Riktignok er st. B3 tidligere blitt betegnet som svakt eutrof (Bokn & Knutzen 1982), og at algefloraen synes å danne et algefloristisk overgangsområde til den mer kloakkvannsbelastede Gandsfjorden. Denne karakteristikken synes også å gjelde for 1985.

Av de mest interessante algefunn som ble gjort, var observasjonene av draughtare (*Saccorhiza polyschides*) på stasjonene B2 og B20. Dette er



en art som forekommer fra Stavanger til Nordland (Rueness 1977). "Den synes også å ha en vekslende og sporadisk forekomst fra år til år". Det mest iøynefallende ved disse registreringer er at den største populasjonen ble funnet i de mest eutrofe vannmassene, d.v.s. på st. B20, se tabell A3.

Mindre forskjeller i artsantall og prosentfordeling mellom de ulike registreringsår kan skyldes litt forskjellige registreringsteknikker og to ulike observatører, hvilket ikke bør legges noe vekt på. Ulikhetene finnes i hovedsaken for klassene rød- og brunalger. Innbyrdes endringer i disse to klassene har ingen innflytelse på vurderingen av eutrofe vannmasser, som bygger på mengden av grønnalger.

#### 5.2.2. Riskafjorden

-----

I denne fjorden er det ikke gjennomført noen registreringer siden 1976 (Bokn & Skei 1978). Ved å bruke similaritetsindeksen i fig. 5.2, ser en imidlertid at registrert algevegetasjon i 1976 er svært lik vegetasjonen observert på samme sted i 1985 (similaritet: 754).

I Byfjorden var det st. B18 som skilte seg mest ut fra de øvrige stasjoner. Den sannsynlige forklaringen var den store vannbevegelsen ytterst i fjorden. Stasjonen i Riskafjorden skilte seg også ut fra øvrige lokaliteter, se fig. 5.2. Sammenlignet med st. B18 var vegetasjonen ulik. Den sannsynlige forklaringen er også i dette tilfelle vannbevegelsen, d.v.s. mangel på vannbevegelse på den beskyttede st. B5. Også arter som Dictyota dichotoma, Mesogloia vermicularis og Punctaria plantaginea bekrefter dette.

Forholdet mellom de tre algeklassene på stasjonen i Riskafjorden var tilnærmet likt forholdet observert i 1976.

*Ut fra algevegetasjonen var det ingen tegn på overgjødning av overflatevannmassene i Riskafjorden sommeren 1985.*

#### 5.2.3. Metaller i grisetang

-----

Resultatene av analysene på metallinnhold i tang finnes i tabell 5.1. Stasjonsplasseringen fremgår av figur 5.1. Ingen av analysedataene ligger over antatte normalnivåer for grisetang - Ascophyllum nodosum (Knutzen 1979, Eisler 1981). Imidlertid lå sinkkonsentrasjonen helt på grensen på st. B3.

Tabell 5.1. Metaller i grisetang (*Ascophyllum nodosum*) fra Byfjorden og Riskafjorden, 23.-25.7.1985, basert på tørrvekt. (Senter for industriforskning).

	Ag µg/g	Cd µg/g	Cu µg/g	Hg ng/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g
St. B1	<0.2	0.15	5.5	40	0.32	0.43	55
St. B2	0.5	0.25	3.1	31	0.69	0.24	56
St. B3	0.2	0.27	10.4	67	1.58	0.66	148
St. B5	0.2	0.21	2.3	49	0.70	0.30	62
St. B16	<0.2	0.21	1.5	100	0.48	0.30	46

Art	Stasjoner/år	Kvikksølv			Kadmium		Bly			Kobber			Sink			Nikkel		Sølv		
		0.05	0.25	0.40	1	2	2	5	8	10	20	100	200	300	10	20	0.5	1	1.5	
G	St. B16 Bru	1981					<0.5									<1.5				
		1985					0.3									0.48				<0.2
B	St. B17 Åmøy	1980					<3													<0.5
B	St. B1 Vardeneset	1976			<1		<10									<10				<10
		1980					<3													<10
G	St. B1	1985					0.4									0.3				<0.2
G	St. Kalhammeren N. for utslipp	1981																		
G	St. B2 Ulness	1985					0.25									0.7				
B	St. B3 Sjølyst	1976																		<10
		1980					<3													<10
G	St. B3 Sjølyst	1981														<1.5				
		1985														1.6				
G	St. B5 Riska	1985					0.3									0.7				

Fig. 5.3. Metallinnhold i alger fra Byfjorden og Riskafjorden, mg/kg tørrvekt. B=Blæretang, G=Grisetang. Antatt øvre grense for "normalinnhold" er markert med stiplede lodrette linjer.

Sammenlignet med data fra tidligere år ligger metallnivåene i grisetang på samme nivå som de senere år eller noe lavere. Alle stasjonene er lite eller moderat belastet.

## 6.    UNDERSØKELSER AV BLØTBUNNFAUNA

Bløtbunnfaunaundersøkelser er særlig godt egnet for å få fastslått hvordan miljøforholdene er på sedimentbunn i de dypere vannlag. Faunaens tilstand gjenspeiler eventuell oksygenmangel i dypvannet, organisk belastning og eventuelt giftig sediment.

Målet med denne undersøkelsen var å beskrive tilstanden i faunasamfunnene i fjordområdene ved Stavanger og påvise forandringer over tid. Resultatene skulle vurderes på bakgrunn av forurensningsbelastning og endringer i belastning. Det skulle forsøkes å relatere eventuelle virkninger til bestemte årsaker, med tanke på beslutninger om tiltak, utslippstillatelser m.m.

### 6.1.    Bløtbunnfaunastudier som metode i forurensningsundersøkelser

Bløtbunnfauna kalles de dyresamfunn som lever på og i myke bunnse-dimenter (sand, leire, mudder). Individantallet er ofte mellom 1000 og 2000 og artsantallet mellom 60 og 90 pr. kvadratmeter i fjorder og kystfarvann. Bunnfaunaen har stor betydning for omsetningen av sedi-menterende organisk materiale som er produsert av alger i overliggende vannmasser eller tilført sjøen fra land. Dyra tar til seg det organis-ke materialet og omdammer det til ny biomasse.

Denne faunaen kan indikere hvordan miljøforholdene er på bunnen. Hvilke arter som fins, artenes innbyrdes mengde, og individtettheten, bestemmes i stor grad av faktorer som: næringstilgang, sedimentets beskaffenhet, type av sedimenterende organisk materiale, oksygen-innholdet over og under sedimentoverflaten, miljøgifter, nedslamming og andre forstyrrelser.

Normale, balanserte samfunn opptrer når stabile, naturgitte beting-elser rå, og fysiske og kjemiske faktorer (f.eks. oksygen-konsentrasjon, saltholdighet, grusing, tungmetallkonsentrasjoner) ikke er ekstreme. Strukturen i faunasamfunnet er da i stor grad biolo-gisk styrt, fordi populasjonene (bestandene) av de forskjellige artene har tilpasset seg hverandre. Forurensningspåvirkninger og andre for-styrrelser kan føre til avvikende arts- og individsammensetning i faunasamfunnet. Fordi marine bløtbunnsamfunn normalt er artsrike og likeartede over store områder, er det lett å oppdage uregelmessigheter i dem. Derfor er de velegnet som indikatorsamfunn ved bedømmelse av forurensningstype og -grad.

Bløtbunnfaunastudier har i den senere tid inngått i en rekke resipientundersøkelser, og har vist seg å gi gode beskrivelser av

forurensningenes virkninger og influensområde (Gray og Mirza 1979; Pearson og Rosenberg 1978; Pearson et al. 1983; Rygg 1984a, b; Rygg og Skei 1984).

## 6.2. Innsamling og bearbeidelse

På hver stasjon blir det tatt flere parallelle prøver med grabb. Det vanlige er fire eller fem. Grabben er et kvantitativt redskap som muliggjør en relativt nøyaktig bestemmelse av individtettheten av de fleste bunndyrarter. Det totale bunnareal som grabbprøvene dekker er imidlertid forholdsvis lite, selv om flere parallellprøver tas. Arter med lav individtetthet vil derfor ofte ikke komme med i prøvene. Lette og bevegelige dyr vil dessuten kunne bli blåst til side eller flykte før grabben griper bunnen. Grabb er derfor best egnet til innsamling av dyr med høy individtetthet (flere enn ca 5 pr. kvadratmeter) og fysisk tilknytning til sedimentet. Materialet vil likevel være tilstrekkelig omfattende til å gi en brukbar indikasjon på miljøforholdene.

Grabbprøvene blir vasket gjennom siler med 1 mm hullstørrelse (Hovgaard 1973) for å fjerne finfraksjonene av sedimentet (leire, silt, sand og organisk detritus). Det restrerende materialet blir konserverert og senere gjennomgått på laboratoriet, hvor organismene blir sortert fra det øvrige materialet, artsbestemt og tallet. Før den statistiske bearbeidelsen er det vanlig å slå resultatene fra alle parallellprøvene sammen. De statistiske metodene er beskrevet i Vedlegg 1.

### Stasjonsvalg

Vi valgte i alt 8 stasjoner (Fig.6.1). Fire av stasjonene er identiske med stasjoner undersøkt av Rogalandforskning (Dahle 1984), nemlig stasjon 2A og 3 i havnebassenget, 1 i Åmøyfjorden og 5A i Riskafjorden. Vi la en ekstra stasjon (31) i Åmøyfjorden og en (33) nordøst for Stavanger på tilsvarende dyp for å sammenligne forholdene. Stasjon 33 er identisk med en av stasjonene i 1977-undersøkelsen, samt de to stasjonene i Gandsfjorden (5 og 6) er identiske med stasjoner i 1977-undersøkelsen (Johannessen 1977).

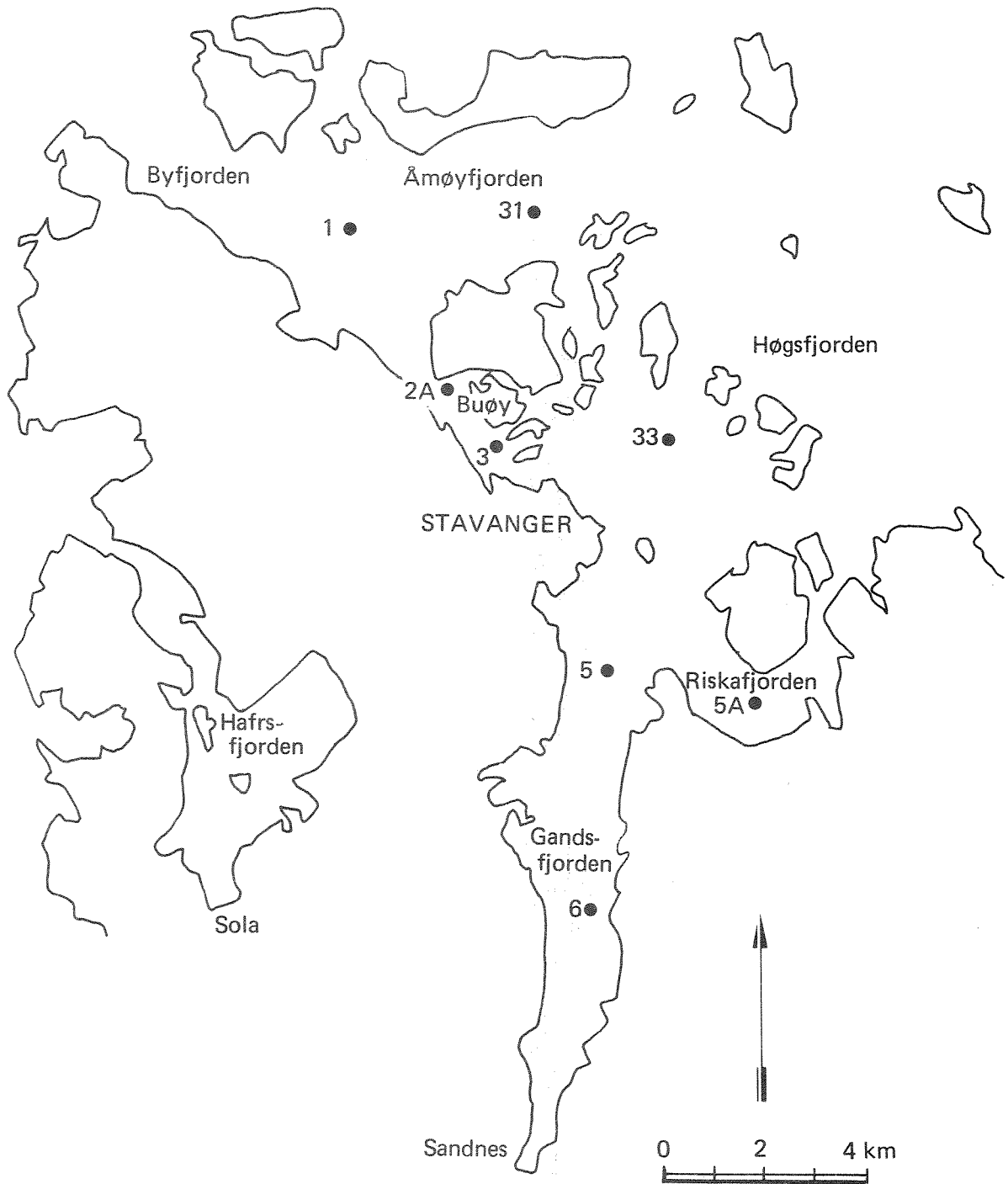


Fig. 6.1. Stasjoner for bløtbunnfaunaundersøkelser

### 6.3. Resultater og diskusjon

I dette kapitlet gis først en beskrivelse av stasjoner, grabbprøver, sedimenttype og sedimentets innhold av metaller og organisk materiale i de øverste 2 cm. Deretter beskrives faunaen ved forskjellige statistiske metoder. Metodene omtales kort. Mer detaljerte beskrivelser av metodene er gitt i Vedlegg 1. Komplette artsliste og antall individer av hver art på de enkelte stasjonene finnes i Vedlegg 2. Ved slutten av kapitlet gis en samlet vurdering av forurensningsvirkningene på faunaen, og mulige årsakssammenhenger diskuteres.

### 6.3.1. Stasjons- og sedimentbeskrivelser

-----

En oversikt er gitt i Tabell 6.1.

Tabell 6.1. Stasjonsoversikt og beskrivelse av grabbprøver og sedimenttype.

Stasjon	Dyp (m)	Antall prøver	Grabbens fylningsgrad	Sedimentbeskrivelse
1	115	4	0,5 - 0,8	Grå silt.
2A	29	2	0,2 - 0,3	Sand med stein og skjell. Vanskelig å få prøve. Svak lukt av hydrogensulfid.
3	16	4	0,2 - 0,5	Sand med stein og slagg. Til dels svart sediment med tydelig lukt av hydrogensulfid.
5	247	4	1,0	Gråbrun silt. Svak lukt av hydrogensulfid.
5A	93	4	1,0	Gråbrun sandholdig silt. Svak lukt av hydrogensulfid, men ikke svart sediment.
6	110	4	1,0	Gråbrun silt.
31	106	1	0,1	Sand og stein. Vanskelig å få prøve.
33	110	4	0,8 - 1,0	Leirholdig silt med stein.

### 6.3.2. Metaller og organisk materiale i sedimentet

-----

Analyser av metaller ble gjort etter standard prosedyre med oppløsning med konsentrert salpetersyre og atomabsorpsjon. Organisk materiale ble bestemt ved glødetapsmålinger. De øverste 2 cm av sedi-

mentet er analysert på sju av de åtte stasjonene. På stasjon 2A mangler det prøve pga. vanskelige bunnforhold. Før analysen ble prøvene siktet gjennom 0.063mm. Bare finfraksjonen ble analysert. På denne måten blir resultatene mer sammenlignbare fra stasjon til stasjon.

Resultatene er vist i Tabell 6.2.

Tabell 6.2. Konsentrasjoner mg/kg = ppm i tørket sediment av metallene kvikksølv (Hg), kopper (Cu), bly (Pb), sink (Zn) og kadmium (Cd); konsentrasjon (g/kg) av organisk materiale (glødetap).

Stasjon	Hg	Cu	Pb	Zn	Cd	Glødetap
1	0,24	25	88	112	0,14	96
3	0,48	40	159	166	0,23	168
5	4,16	229	528	400	0,38	152
5A	0,14	14	50	59	0,07	70
6	0,48	29	96	119	0,09	94
31	0,24	29	103	115	0,17	112
33	0,32	34	114	119	0,07	128

Samtlige analyserte metaller hadde høyest konsentrasjon i det dype partiet ytterst i Gandsfjorden (stasjon 5). Normalkonsentrasjoner av kvikksølv i marine sedimenter ligger på 0.20 ppm eller lavere. Svært høy kvikksølvkonsentrasjon ble funnet på stasjon 5. Også på stasjonen lenger inne i Gandsfjorden (stasjon 6) og ved Stavanger by (stasjon 3) var konsentrasjonene tydelig høyere enn normalt. Også kopper og bly viste svært høye konsentrasjoner på stasjon 5. Kopperverdien på 229 ppm er oppe i det konsentrasjonsområde som sannsynligvis fører til skade på bunnfaunaen (Rygg 1985b).

Resultatene fra 1985 viser betydelig høyere metallkonsentrasjoner enn det som ble funnet av Rogalandforskning i 1983 (Dahle 1984). Dette kan skyldes at Rogalandforskning brukte en mildere oppslutningsmetode, men er langt fra den hele forklaring.



Konsentrasjonene av organisk materiale var forholdsvis høye, og høyest på stasjon 3 og 5. De er betydelig høyere enn det som tidligere er målt av Rogalandforskning. Forskjellen kan skyldes de ulike analysemetodene.

På stasjon 5 var verdiene for metaller og organisk innhold også vesentlig høyere enn det som ble funnet av NIVA i 1976 (Bokn og Skei 1978). Det høyere organiske innholdet i 1985 (3 ganger så høyt som i 1976) tyder på at sedimentet også var mer anoksisk i 1985. Dette fører til et spesielt kjemisk miljø som delvis kan være årsak til de høye metallkonsentrasjonene. Verdiene for kvikksølv, kopper og bly lå likevel over det en kan forvente i et område uten stor forurensning.

Fylkesmannen har opplyst at det er gitt konsesjon til, og utført, slamdumping ved stasjon 5. I 1984 ble dumpet ca. 8.000m<sup>3</sup> oppmudret slam fra indre havneområde i Sandnes. I 1985 ble dumpet ca. 40.000m<sup>3</sup> muddermasse fra industriområdet (byggedokken) til Norwegian Contractors i Hinnavågen. Dette er områder med utslipp fra metallindustri. I tillegg lå det tidligere en fyllplass i Hinnavågen. Denne dumpingen av muddermasse nær stasjon 5 er en rimelig forklaring på den betydelige økningen av metallkonsentrasjoner. Siden det ikke foreligger noen analysedata fra muddermassen er ytterligere prøvetakinger påkrevet i de kommende år, for å vurdere omfanget av kontamineringen.

En statistisk analyse av dataene viste at Hg, Cu, Pb og Zn var best korrelert med hverandre (Tabell 6.3.).

Tabell 6.3. Korrelasjonskoeffisienter for forekomst av kvikksølv (Hg), kopper (Cu), bly (Pb), sink (Zn), kadmium (Cd) og organisk materiale (OM) på sju stasjoner. Metallkonsentrasjonene er  $\log_{10}$ -transformert før beregningen.

	LgHg	LgCu	LgPb	LgZn	LgCd
LgCu	0.979				
LgPb	0.965	0.992			
LgZn	0.960	0.979	0.992		
LgCd	0.750	0.796	0.835	0.848	
OM	0.649	0.707	0.787	0.784	0.716

## 6.3.3. Faunaens artssammensetning

I nærheten av Stavanger by og i dyppartiene i Riskafjorden og ytre Gandsfjorden var andelen av forurensningstolerante arter høy, mens andelen av ømfintlige arter var lav. I Åmøyfjorden, i fjorden nordøst for Stavanger by og på grunnere dyp i Gandsfjorden var andelen av ømfintlige arter høyere.

Forekomsten av de arter som var mest tallrike i området er vist i Tabell 6.4. De komplette faunadata finnes i Vedlegg 2.

Tabell 6.4. Forekomst av de vanligste artene (arter som det fantes minst 10 individer av på minst en av stasjonene).

STAVANGER 1985	STASJON							
	01	2A	03	05	5A	06	31	33
Nemertinea (båndmark)								
NEMERTINEA INDET	66	10	16	2	3	54	4	30
Polychaeta (mangebørstemark)								
APISIOBRANCHUS TULLBERGI (THEEL 1879)	2	0	0	0	0	35	0	5
CAULLERIELLA KILLARIENSIS (SOUTHERN 1914)	63	1	55	0	0	4	1	1
CHAETIOZONE SEIOSA MALMGREN 1867	48	6	50	70	0	4	2	8
EUCLYMENE SP	5	0	0	0	0	17	0	2
EXOgone VERUGERA (CLAPAREDE 1868)	13	0	0	0	1	35	1	10
HETEROMASTIUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864)	611	2	4	1	3	440	3	89
JASMINEIRA SP	0	7	10	0	0	0	0	0
LUMBRINERIS SP	16	1	1	0	0	6	1	7
PARAMPHINOME JEFFREYSII (MCINTOSH 1868)	16	0	0	0	0	7	0	4
PARONIS GRACILIS (TAUBER 1879)	0	0	0	0	0	6	0	12
PARONIS LYRA (SOUTHERN 1914)	10	0	17	0	0	8	2	5
POLYDORA ANTIENNAITA CLAPAREDE 1868	157	0	0	0	0	64	0	5
PRIONOSPPIO CIRRIFFERA WIREN 1883	11	0	0	0	0	10	0	3
PRIONOSPPIO MALMGRENI CLAPAREDE 1868	17	7	12	0	0	2	0	1
PRIONOSPPIO STEENSTRUPI MALMGREN 1867	11	0	0	0	0	5	0	6
SCOLOPLOS ARMIGER (O.F.MJELLER 1776)	0	4	42	0	0	2	0	2
SPIOPHANES KROEYERI GRUBE 1860	24	0	0	1	2	22	2	22
THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH 1894)	68	0	0	0	1	62	2	107
TYPOSYLLIS CORNUA (RAIHKKE 1843)	0	5	16	0	0	4	0	1
Crustacea (krepser)								
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	3	0	0	0	1	18	0	8
EUDORELLA EMARGINATA KROEYER	10	0	0	0	0	15	0	2
LEUCON NASICA (KROEYER)	3	0	0	0	0	27	0	9
Bivalvia (muslinger)								
LUCINOMA BOREALIS (LINNE 1767)	0	0	10	0	0	0	0	0
THYASIRA EQUALIS (VERRILL & BUSH)	0	3	0	0	0	60	0	13
THYASIRA SARSI (PHILIPPI 1845)	10	2	19	4	7	4	0	3

Hvilke arter som finnes på en lokalitet er i stor grad avhengig av miljøforholdene. Faunaens artssammensetning kan derfor gi en god indikasjon på forurensningsgraden. Rygg (1986a) klassifiserte grader av ømfintlighet eller toleranse hos 100 vanlige bløtbunnfaunaarter. Klassifiseringen var basert på artenes forekomst blant 193 stasjoner med varierende forurensningspåvirkning. Det er utarbeidet en indeks som uttrykker innslaget av ømfintlige arter i faunasamfunnet. Faunasamfunnets ømfintlighet kan betraktes som omvendt proporsjonal med forutgående forurensningspåvirkning. Indeksen er definert ved gjennomsnittet av ømfintlighetsgraden hos de artene i prøven som tilhører de klassifiserte. Den enkelte arts ømfintlighet er definert som den laveste artsmangfoldverdi blant de stasjonene hvor arten er funnet. Lav indeksverdi vil tyde på overvekt av tolerante arter, høy indeksverdi på overvekt av ømfintlige arter.

Erfaringene fra bruk av denne indeksen er foreløpig noe begrenset. Resultater som hittil foreligger viser indeksverdier stort sett mellom 4,0 og 8,5. Det er anslått et skille mellom påvirkete og normale stasjoner ved indeksverdi 6,85.

Fire av de åtte stasjonene i Stavangerområdet (2A, 3, 5, 5A) viste indeksverdier betydelig lavere enn 6,85. De fire andre stasjonene viste verdier godt over 6,85 (Tabell 6.7).

På stasjon 3 nærmest Stavanger by var børstemarkene Caulleriella killariensis, Chaetozone setosa og Scoloplos armiger de tallrike artene. Både Chaetozone setosa og Scoloplos armiger er forurensningstolerante arter (Rygg 1985). Ømfintligheten eller toleransen til Caulleriella killariensis er ikke tilstrekkelig kjent til at arten kan brukes som indikator på gode eller dårlige forhold. Andelen av forurensningstolerante arter på stasjonen var større enn andelen av ømfintlige arter. Børstemarken Paraonis lyra, som var nokså tallrik på stasjon 3, er klassifisert som en ømfintlig art.

På stasjon 2A ved Buøy var det vanskelig å få tatt prøver, og materialet av bunndyr ble nokså sparsomt. Mest tallrike var båndmarkene (Nemertinea). Andelen av forurensningstolerante arter var større enn andelen av ømfintlige arter. To av de vanligste artene på stasjonen, børstemarkene Chaetozone setosa og Prionospio malmgreni, er forurensningstolerante arter. De ømfintlige artene Polycirrus plumosus (børstemark) og Westwoodilla caecula (krepsdyr) fantes i ett eksemplar på stasjonen.

Stasjon 1 i Åmøyfjorden var rik på individer. Børstemarken

Heteromastus filiformis dominerte. Den er en av Norges vanligste bløt-bunnfaunaarter og kan opptre i tette bestander. Arten er forurensningstolerant. Også børstemarken Polydora antennata var tallrik. Noen arter av slekten Polydora er svært forurensningstolerante og øker ofte i mengde ved forurensning. Også andre vanlige arter på stasjon 1 er kjent for å være forurensningstolerante. Det gjelder blant andre børstemarkene Tharyx marioni og Chaetozone setosa og båndmarkene (Nemertinea) (Rygg 1985). Mange andre arter fantes imidlertid på stasjonen og andelen av forurensningsømfintlige arter var høyere enn andelen av tolerante arter. Eksempler på ømfintlige arter var krepsdyrene Eriopisa elongata og Westwoodilla caecula og børstemarkene Samythella vanelli, Paraonis lyra og Drilonereis filum.

På stasjon 31 var det svært vanskelig å få tatt prøver fordi sedimentet besto av sand og stein. Svært få dyr ble samlet. Andelen av ømfintlige arter var likevel høy.

På stasjon 33 i fjordpartiet nordøst for Stavanger by dominerte de forurensningstolerante børstemarkene Tharyx marioni og Heteromastus filiformis. Stasjonen var imidlertid forholdsvis artsrik, og andelen av ømfintlige arter var høyere enn andelen av tolerante.

Stasjon 5A i dyppartiet i Riskafjorden var svært fattig på dyr. De fleste av dem tilhørte tolerante arter, men det ble funnet ett eksemplar av det ømfintlige krepsdyret Eriopisa elongata. Vanligste art var den tolerante muslingen Thyasira sarsi.

Stasjon 5 i det dypeste partiet i Gandsfjorden var artsfattig og helt dominert av børstemarken Chaetozone setosa. Dette er en tolerant art som kan opptre tallrikt på forurensete lokaliteter. Typisk ømfintlige arter manglet på stasjon 5.

På stasjon 6 inne i Gandsfjorden var det en individrik fauna. Den forurensningstolerante børstemarken Heteromastus filiformis dominerte. Polydora antennata og Tharyx marioni var også tallrike. Spesielt for stasjon 6 var de forholdsvis høye individantallene av børstemarken Apistobranthus tullbergi, krepsdyrene Eriopisa elongata og Leucon nasica og muslingen Thyasira equalis. Stasjonen var forholdsvis artsrik og andelen av ømfintlige arter var høyere enn andelen av tolerante arter.

#### 6.3.4. Likhet i faunaen fra stasjon til stasjon

-----

Det er beregnet innbyrdes likhet for alle par av stasjoner. To for-

skjellige likhetsindekser er brukt. Begge gir verdien 100 ved total likhet, 0 ved total ulikhet. Den ene likhetsindeksen tar hensyn til individtettheten av artene (indeksen PS, Tabell 6.5. Den andre likhetsindeksen tar bare hensyn til artssammensetningen, og ikke de enkelte arters individtetthet (indeksen Cz, Tabell 6.6).

På grunnlag av likhetsverdiene for alle par av stasjoner er det foretatt gruppering ved hjelp av clusteranalyse. Resultatet fra clusteranalysen er framstilt som dendrogrammer på Fig. 6.2. Dendrogrammet skiller stasjoner som er forskjellige, og grupperer dermed også stasjoner som er innbyrdes like. Like stasjoner grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs. lengst til venstre. Skalaen viser en ulikhetsindeks, basert på likhetsverdiene.

Tabell 6.5. Parvis likhet i faunasammensetningen mellom stasjonene. Tabellen viser verdiene for den kvantitative likhetsindeksen PS (prosent similaritet). Ved total likhet er PS=100. Ved total ulikhet er PS=0.

Stasjon	Stasjon						
	2A	3	5	5A	6	31	33
1	17	20	10	30	75	33	48
2A		40	12	14	14	33	19
3			24	12	11	25	13
5				10	6	11	8
5A					35	36	39
6						30	58
31							37

Tabell 6.6. Parvis likhet i faunasammensetningen mellom stasjonene. Tabellen viser verdiene for den kvalitative likhetsindeksen Cz (Czekanowskis indeks). Ved total likhet er Cz=100. Ved total ulikhet er Cz=0.

Stasjon	Stasjon						
	2A	3	5	5A	6	31	33
1	32	31	16	19	62	39	56
2A		45	18	14	35	31	32
3			17	10	37	27	29
5				50	19	27	19
5A					22	33	26
6						42	69
31							35

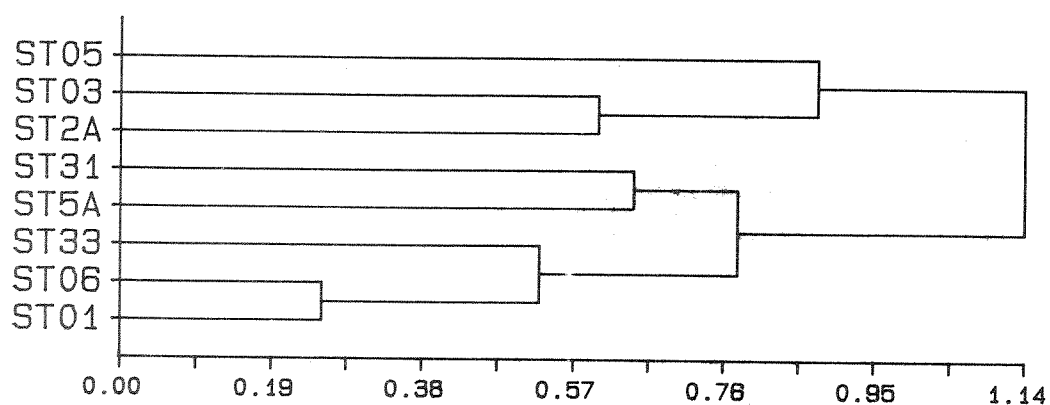
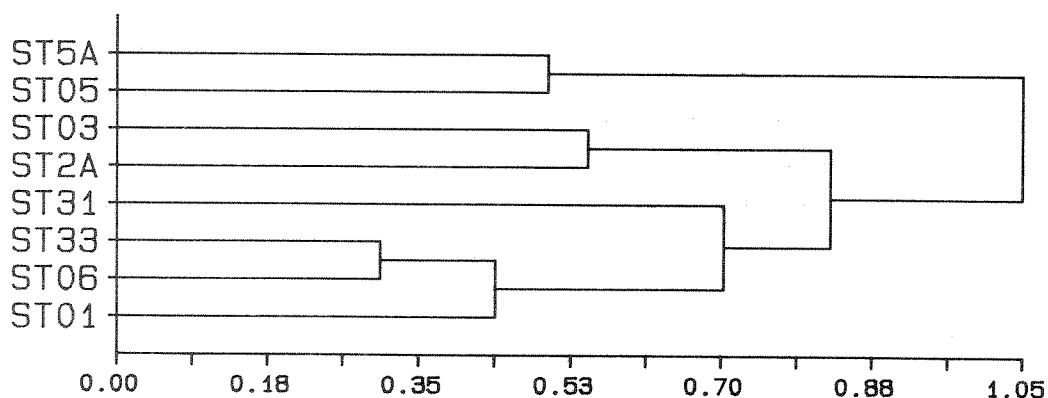


Fig. 6.2. Dendrogrammer som beskriver grupperinger av stasjoner basert på likhet i faunaen mellom stasjoner. Like stasjoner grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs. lengst til venstre. Skalaen angir en ulikhetsindeks. Øverste dendrogram er basert på indeksen PS (Tabell 6.5), nederste dendrogram på indeksen Cz (Tabell 6.6).

Begge indeksene viste at det var forholdsvis høy likhet mellom stasjon 1, 6 og 33 og mellom 2A og 3. Indeksen Cz grupperte stasjon 5A sammen med 5, mens PS grupperte 5A sammen med 31. Alt i alt var grupperingene ikke spesielt markerte. Det er verdt å merke seg likheten mellom stasjon 1, 6 og 33, da de ligger langt fra hverandre i hvert sitt fjordavsnitt.

Likhet mellom stasjon 2A og 3 var forventet, etter som begge ligger i nærområdet til Stavanger by og ikke langt fra hverandre. Stasjon 5 og 5A ligger nær hverandre og begge i dype fjordavsnitt. Deres likhet med hverandre (basert på Cz-indeksen) var derfor mer forventet enn likhet mellom 5A og 31, som PS-indeksen antydte.

#### 6.3.5. Artsmangfold

-----

*På den dype stasjonen i Gandsfjorden var artsmangfoldet lavt. De øvrige stasjonene hadde stort sett normalt eller høyt artsmangfold.*

Høyt artsmangfold (diversitet) henger bl.a. sammen med normale miljøforhold. Organisk belastning og fysiske og kjemiske stressfaktorer fører til at opportunistiske arter øker sine individantall og blir dominerende i samfunnet, mens mer ømfintlige arter slås ut. Resultatet er at artsmangfoldet blir lavere.

Artsmangfoldet er definert som artsantall som funksjon av individantall og kan fremstilles som en kurve i et diagram med individantallet langs x-aksen og artsantallet langs y-aksen (Fig. 6.3). Individantallet i prøvene øker i takt med prøvestørrelsen, mens artsantallet ikke øker i samme grad. Høyt artsantall i forhold til individantall betyr høyt artsmangfold. Dette gir brattere kurve enn lavt artsmangfold. Vi bruker en logaritmisk x-akse for å få en god fremstilling av kurven.

Klassifisering av artsmangfoldet etter et system foreslått av Rygg (1984b) for å gradere forurensningspåvirkning er vist i Fig. 6.4. I dette klassifiseringssystemet er artsmangfoldspekteret inndelt i fem klasser for å lette den visuelle tolkningen av resultatene: høyt, normalt, moderat, lavt og svært lavt artsmangfold. Grenselinjene mellom klassene er gitt en fasong som ligger nær opp til forløpet av de fleste observerte kurvene i den delen av spekteret, og er rent empirisk basert.

En annen vanlig brukt indeks for å uttrykke artsmangfoldet er Shannon-Wiener diversitetsindeks (H).

I Tabell 6.7 er artsmangfoldet i de aktuelle prøvene, uttrykket både ved forventet artsantall pr. 100 individer, og ved indeksen H, vist. Tabellen viser også totalt individantall og artsantall i prøvene, samt verdier for jevnhets- og ømfintlighetsindeks.



Tabell 6.7. Statistiske parametre for faunasamfunnet på de enkelte stasjonene. N=totalt individantall i prøvene; S=artsantall; ES(N=100)= forventet antall arter pr. 100 individer; H=Shannon-Wiener diversitetsindeks; E=Heip jevnhetsindeks;  $\emptyset$ =ømfintlighetsindeks (Rygg 1986a).

Stasjon	1	2A	3	5	5A	6	31	33
N	1275	97	333	81	19	986	33	404
S	65	36	52	8	8	55	22	46
ES(N=100)	21,2	36,5	28,9	9,1	-	22,9	-	26,5
H	3,25	4,78	4,36	0,92	2,61	3,51	4,29	3,92
E	0,13	0,76	0,38	0,13	0,73	0,19	0,89	0,31
$\emptyset$	7,32	6,21	6,06	5,55	5,67	7,61	7,89	7,30

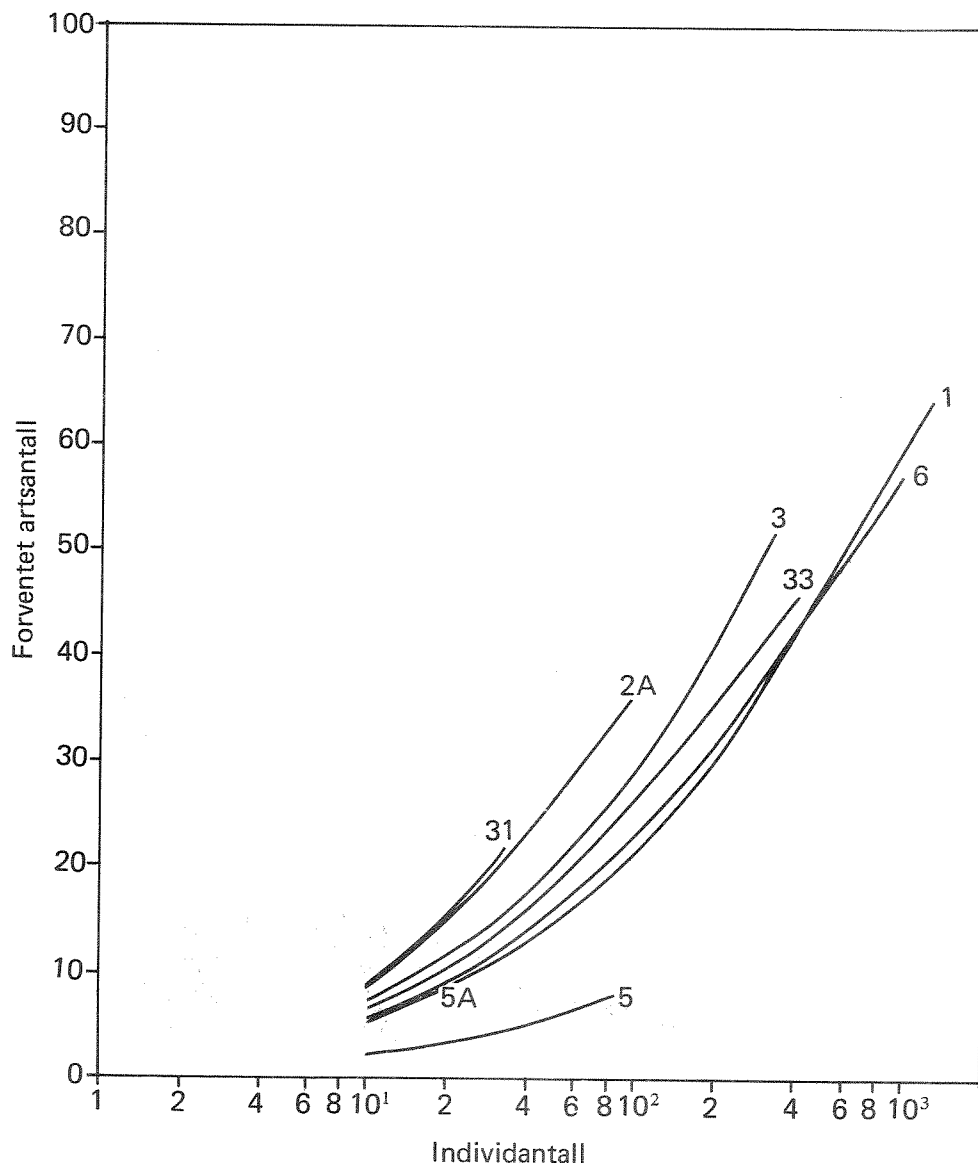


Fig. 6.3. Kurver for artsantall som funksjon av individantall.

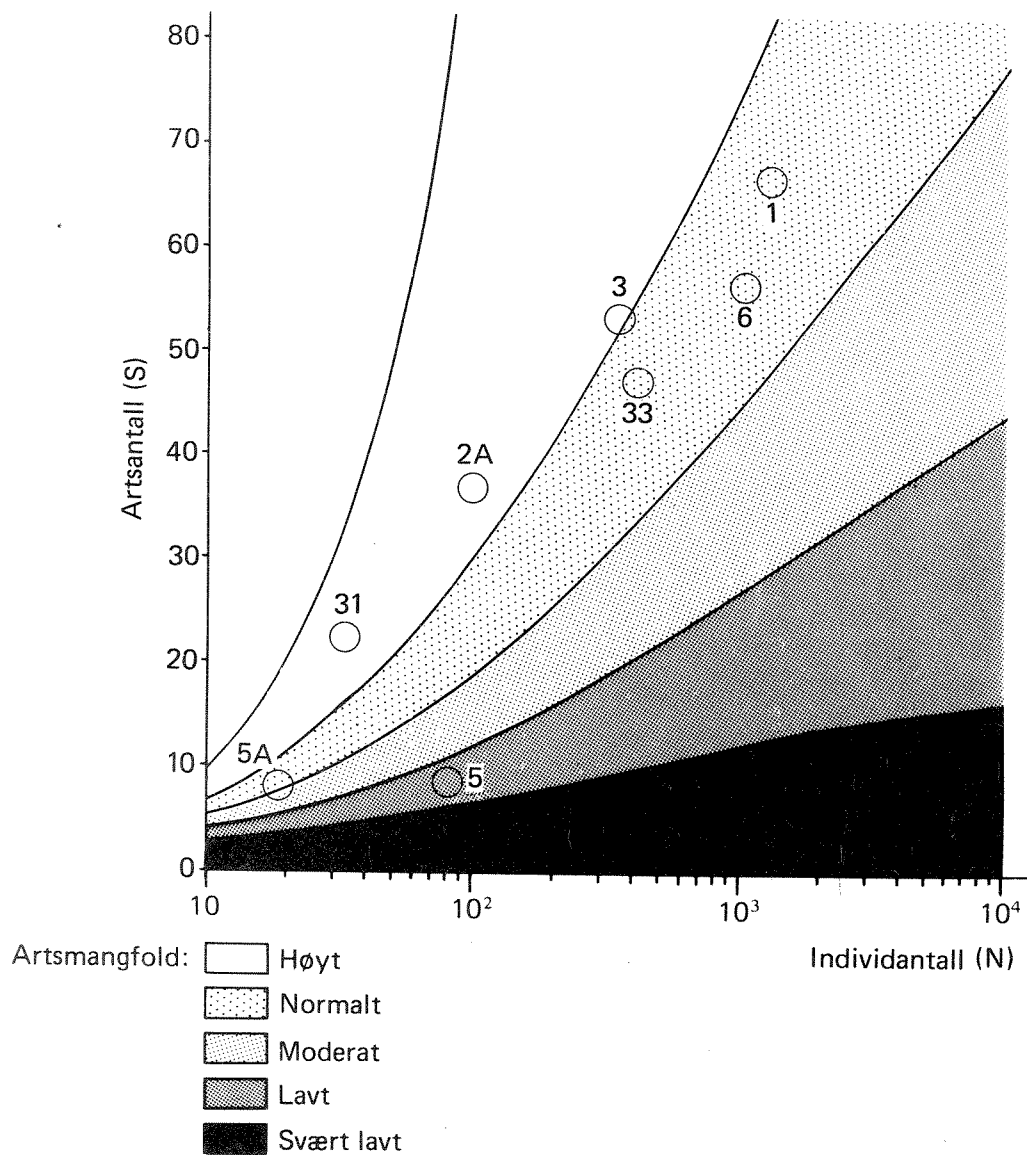


Fig. 6.4. Plott av artsantall mot individantall i et generelt klassifiseringssystem for artsmangfold i bløtbunnfaunasamfunn (Rygg 1984b).

Lavest arts mangfold hadde den dype stasjonen i Gandsfjorden (stasjon 5). Moderat arts mangfold fantes på den dype stasjonen i Riskafjorden (stasjon 5A), men antallet dyr i prøven var så lite at påliteligheten av resultatet er usikker.

De øvrige stasjonene viste normalt eller høyt arts mangfold, men resultatet for stasjon 31 er noe usikkert på grunn av det lave antall dyr i prøven.

#### 6.3.6. Avvik fra log-normal fordeling

-----

I stabile og artsrike organismesamfunn observeres som regel en tilnærmet log-normal frekvensfordeling av individantall blant artene. Avvik fra log-normalfordeling kan tyde på forandringer i samfunnet, f.eks. som følge av forurensningspåvirkning. Avvik fra den log-normale fordeling kan oppdages ved plotting (på normalfordelingspapir) av den kumulative prosent av antall arter (ordnet etter stigende individantall) mot logaritmen (eller geometrisk klasse) av individantall pr. art. Gray og Mirza (1979) påviste avvik i flere forurensede områder, og forslo å benytte metoden til å registrere biologiske forandringer forårsaket av forurensninger. Ved moderat organisk belastning viste dataene knekk i det ellers rettlinjete, log-normale plottet. Dette forklares ved at de artene som best kan utnytte de forandrete forholdene, blir mer individrike (Gray og Mirza 1979; Gray og Pearson 1982). Forutsatt at de vanligere artene, i gjennomsnitt, kan tolerere eller utnytte forurensningen bedre enn de sjeldnere artene kan, vil dette føre til knekk i log-normalen (Ugland og Gray 1982).

Frekvensfordelingen kan også framstilles ved å plote antall arter pr. geometrisk klasse av antall individer, mot geometrisk klasse. Det vil normalt gi en jevnt avtakende kurve. Ved avvik fra log-normal fordeling opptrer det ekstra topper i plottet utover langs x-aksen (Gray 1982). Denne plottemetoden brukes nå rutinemessig av et flertall av norske bløtbunnfaunaforskere.

For at metoden skal være pålitelig, kreves det artsrike og store prøver (Gray og Mirza 1979). Ved små og artsfattige prøver kan det opptre tilfeldige avvik som ikke er signifikante. Det er derfor nødvendig å bruke et kritisk skjønn ved tolkningen av log-normale plott, og eventuelt utelukke små prøver fra analysen. Rygg (1986b) valgte 16 arter som minimum for at prøven skulle inngå i log-normal analyse.

Brukbarheten av log-normalmetoden kan synes å være god for påvisning

av virkninger av organisk belastning (Gray og Pearson 1982; Gray 1983). Metoden er imidlertid ikke egnet til å avdekke forandringer i faunasamfunnet som er forårsaket av miljøgifter (Rygg 1986b). Enkelte forfattere (Shaw et al. 1983; Platt og Lamshead 1985) har forkastet log-normal metoden.

Visse faunaegenskaper som log-normal-plottene beskriver kan fanges opp av andre parametre. Plott som starter lavt på y-aksen og strekker seg utover til høye geometriske klasser er ensbetydende med lavt artsmangfold. En artsmangfoldindeks kan her være en bedre beskriver enn log-normal-plottet. Topper i de høye geometriske klassene viser at enkelte arter dominerer i individantall. En dominansindeks eller jevnhetsindeks kan i slike tilfeller være en bedre beskriver. Verdier for jevnhetsindeksen E er vist i Tabell 6.7. Indeksen er nærmere beskrevet i Vedlegg 1.

Ekstra toppe utover i log-normal-plottet betyr avvik fra den ideelle kurven, som er klokkeformet jevnt avtakende (Rygg og Wikander 1985). Ofte kan det være vanskelig å avgjøre om de observerte avvik gjenspeiler reelle trekk ved faunasamfunnet eller om de skyldes tilfeldigheter. Mye av tolkningen må baseres på kvalifisert skjønn. Resultatene kan vanskelig tallfestes. Det er derfor problematisk å korrelere dem mot andre variable og parametre.

Log-normalplott for de enkelte stasjonene er vist i Fig. 6.5 og 6.6.

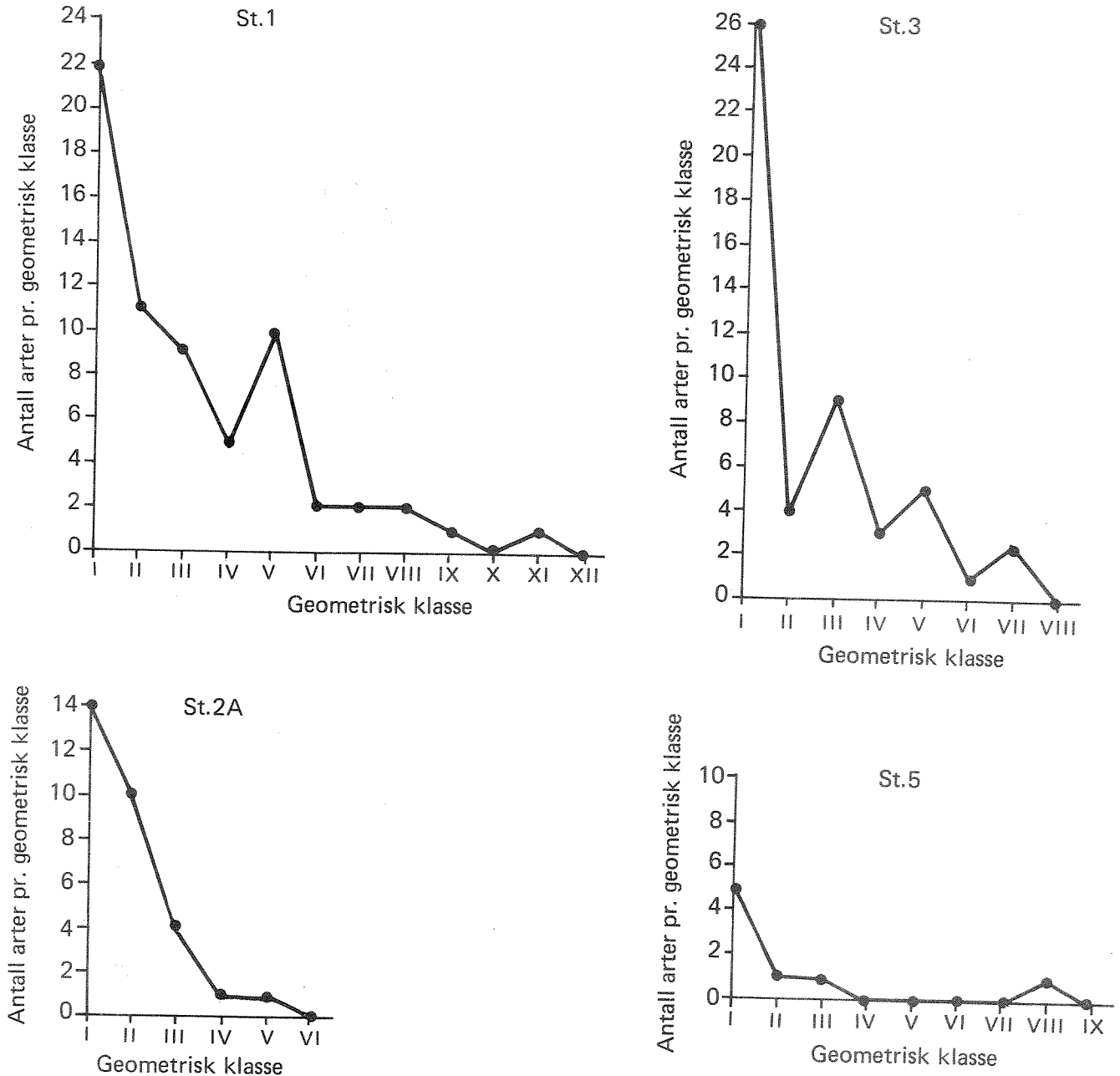


Fig. 6.5. Log-normalplott av fordelingen av individantall blant arter på stasjonene 1, 2A, 3 og 5.

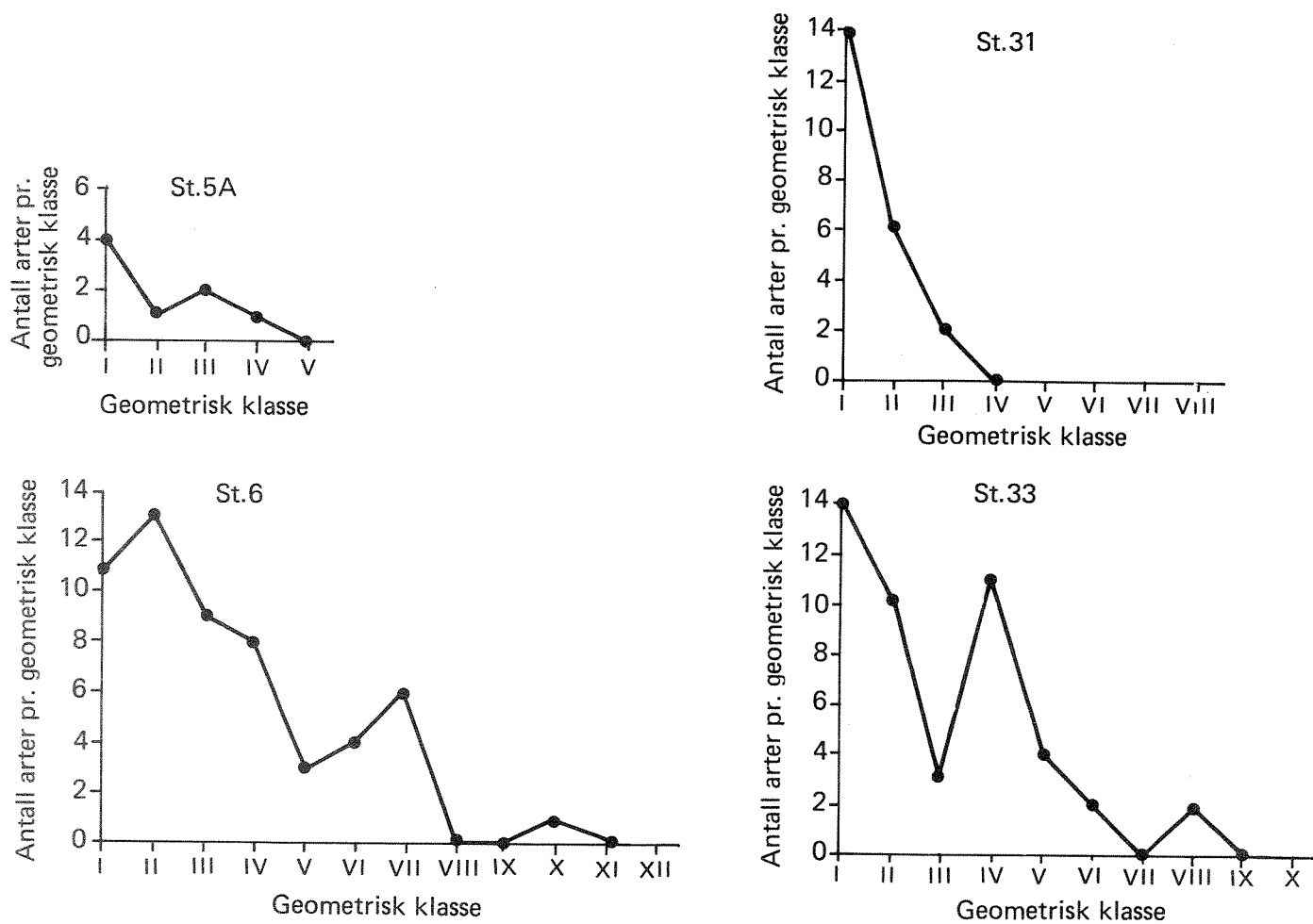


Fig. 6.6. Log-normalplott av fordelingen av individantall blant arter på stasjonene 5A, 6, 31 og 33.

God tilpasning til normalfordeling viste plottene for stasjon 2A, 3 og 31.

Plottene for stasjon 1 og 6 strakte seg utover mot høye geometriske klasser. Dette hang sammen med at det var spesielt mye dyr i prøvene, og at en enkelt art dominerte. I mindre grad gjaldt dette også for stasjon 33.

Stasjon 5 viste tydelig avvikende fordeling av individantall blant artene. Faunaen var helt dominert av én art. Det fantes bare noen få individer av et fåtall andre arter. Plottet for stasjon 5A kan tolkes som tilnærmet normalt, med det begrensede materialet gjør dette usikkert.

#### 6.3.7. Samlet vurdering

-----

Vi benytter en firedelt skala for forurensningspåvirkning: (1) liten eller ikke påvisbar, (2) moderat, (3) betydelig, (4) sterk.

#### Stasjon 2A og 3

-----

På disse to stasjonene nærmest Stavanger by var ømfintlighetsindeksen lav. Det vil si at det fantes flere forurensningstolerante enn ømfintlige arter. Faunaen på de to stasjonene var temmelig lik.

Artsmangfoldet var normalt. Ingen enkelt art var utpreget dominerende og jevnheten var høy, særlig på stasjon 2A. Log-normalplottet for stasjon 2A viste ikke signifikant avvik fra det som kan betraktes som normalt. Plottet for stasjon 3 viste et noe ujevnt forløp.

Alt i alt var det mest de lave verdiene for ømfintlighetsindeksen som tydet på forurensningsvirkninger. Betydelig vekt må imidlertid legges på denne indeksen.

*Faunaen på stasjon 2A og 3 kan derfor karakteriseres som moderat påvirket, og med noe dårligere forhold på stasjon 3 enn på 2A.*

Tidligere undersøkelser i nærheten av stasjon 3 i havnebassenget viste sterk eller betydelig forurensningspåvirkning i 1977 (Johannessen 1977) og i 1983 (Dahle 1984). Prøvene i 1977 og 1983 ble imidlertid tatt på 40m dyp, mens de i 1985 ble tatt på 16m dyp. Dette ble gjort for å undersøke forholdene på grunnere vann i havnebassenget. Det bedre inntrykket som 1985-prøvene ga skyldes derfor at de ble tatt på



grunnere dyp, og ikke en reell forbedring i forhold til tidligere. Forurensningspåvirkningen på stasjon 2A i 1983 var moderat (Dahle 1984) og samsvarte med tilstanden i 1985.

En revurdering av resultatene fra stasjon 2A og 3 i 1977 og 1983 etter NIVA's kriterier ga samme konklusjoner som de tidligere forfatterne kom fram til med hensyn til påvirkningsgrad.

Stasjon 1, 6 og 33  
-----

Disse tre stasjonene utgjorde en gruppe med nokså lik fauna, selv om de lå langt fra hverandre. Det kan tyde på at de er representative for det almene faunabilde i fjordregionen.

Ømfintlighetsindeksen viste normale verdier. Heller ikke arts-mangfoldet var unormalt lavt, men det var noe lavere på stasjon 1 og 6 enn på 33. Nokså stor dominans av enkelte arter, spesielt på stasjon 1 og 6, ga lave verdier for jevnhetsindeksen (Tabell 6.7, ), og ga topper i de høye geometriske klasser i log-normalplottene.

*Alt i alt bør stasjon 1 og 6 klassifiseres som moderat påvirket, stasjon 33 som lite påvirket.*

Sammenligning med 1977-resultater (Johannessen 1977) for stasjon 6 og 33 tydet ikke på noen signifikant forandring fra 1977 til 1985.

Stasjon 1 i Åmøyfjorden ble undersøkt i 1983. Den gang dominerte den forurensningstolerante børstemarkslekten Polydora i mye større grad enn den gjorde i 1985, og stasjonen ble vurdert som betydelig belastet. I to av de fem grabbprøvene fra stasjon i 1983 var antallet Polydora-individer betydelig lavere enn i de andre tre og faktisk lavere enn gjennomsnittet i de fire grabbprøvene i 1985. Variasjonene skyldes antagelig en sterk flekkvis fordeling av individene på bunnen. Det er derfor usikkert å hevde at tilstanden var dårligere i 1983 enn i 1985.

*Basert på de vurderingskriterier som brukes av NIVA, må forurensningspåvirkningen på stasjon 1 karakteriseres som moderat både i 1983 og 1985.*

Stasjon 31  
-----

Materialet fra denne stasjonen i Åmøyfjorden var svært begrenset, men

de data som foreligger tyder ikke på forurensningsvirkninger.

Stasjon 5 og 5A

-----

Faunaens artssammensetning var nokså lik på disse to stasjonene. De fleste artene er klassifisert som forurensningstolerante, og dette ga lave verdier for ømfintlighetsindeksen.

Artsmangfoldet på stasjon 5 var lavt. Kraftig dominans av en enkelt art ga sterkt avvikende log-normalplott og lav verdi for jevnhetsindeksen. Det begrensede materialet i prøvene fra stasjon 5A gjorde at resultatene for tilsvarende parametre her ble mer usikre.

*Alt i alt kan stasjon 5 karakteriseres som betydelig til sterkt påvirket, stasjon 5A som betydelig påvirket.*

Stasjon 5A ble undersøkt i 1983 og vurdert som sterkt påvirket (Dahle 1984).

Stasjon 5 ble undersøkt i 1977 og viste også da dårlige forhold (Johannessen 1977).

#### 6.3.8. Påvirkende faktorer

-----

På de fire stasjonene hvor forurensningsvirkningene på faunaen var mest merkbare (stasjon 2A, 3, 5 og 5A) luktet sedimentet mer eller mindre tydelig av hydrogensulfid. Det kan derfor være rimelig å konkludere at oksygenmangel og sulfiddannelse i sedimentet er årsaker til den dårlige tilstanden for faunaen. Oksygenmangelen kan skyldes begrenset vannutskiftning (sannsynlig for dyppartiet i Gandsfjorden) eller høy organisk belastning (sannsynlig for Byfjorden). Den organiske belastningen påvirker også faunaen direkte ved at næringsforholdene endres og opportunistiske arter tar overhånd.

Påvirkningen i Åmøyfjorden må skyldes sedimentering av organisk materiale. Det er rimelig å anta at dette er planktonalger fra eutrofierte øvre vannlag grunnet utslippene ved Stavanger. Unormalt stor sedimentering på grunn av spesielle hydrofysiske forhold er imidlertid også en mulig delfaktor.

På stasjon 5 i Gandsfjorden var metallinnholdet i sedimentet svært høyt, bl.a. av kopper. Sammenheng mellom høyt kopperinnhold og

redusert artsmangfold i bløtbunnfaunasamfunn ble påvist av Rygg (1985b).

#### KONKLUSJON

Bløtbunnfaunaen er moderat til betydelig forurensningspåvirket i havnebassenget og moderat påvirket i Åmøyfjorden.

I området nordøst for Stavanger by er faunaen lite påvirket.

I dyppartiene i Riskafjorden og Gandsfjorden er faunaen betydelig til sterkt påvirket. På grunnere dyp i Gandsfjorden er faunaen moderat påvirket.

Det er ikke påvist forandringer i tilstanden fra 1977 eller 1983 til 1985.

Sedimentering av organisk materiale, oksygenmangel og sulfiddannelse i sedimentet, samt (for stasjon 5) tungmetaller i sedimentet, er hovedårsaken til skadevirkningene på faunaen.

## 7. LITTERATUR

- Bokn, T.(1979). Use of Benthic Algae Classes as Indicators of Eutrophication in Estuarine and Marine Waters. Pp. 138-146 in: The use of ecological variables in environmental monitoring (ed. H. Hytteborn). Naturvårdsverket, rapp. 1151.
- Bokn, T. & Knutzen, J.(1982). Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1981. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 56/82. Norsk institutt for vannforskning. Oslo.
- Bokn, T. & Skei, J.(1978). Kjemisk/biologiske undersøkelser i fjordene omkring Stavangerhalvøya, september 1976. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 76082, 66 s.
- Czekanowski, J.(1913). "Zarys Metod Statystycznck." E.Wendego, Warzaw; see also 'Coefficient of racial likeness' and 'Durchschnittliche Differenz.' Anthropol. Anz. 9(1932): 227-249
- Dahle, A.B.(1984). Resipientundersøkelser i fjordområdene rundt Jæren 1982-1984. Rogalandforskning. Rapport T 27/84. Del I og II, 50 + 56 s.
- Eisler, R.(1981). Trace Metal Concentrations in Marine Organisms. Pergamon Press. New York. 698 pp.
- FAO(1969). Fishery technical paper no. 94, p. 70. Rome.
- Gray, J.S.(1982). Effects of pollutants on marine ecosystems. Neth. J. Sea Res. 16: 424-443
- Gray, J.S.(1983). Use and misuse of the log-normal plotting method for detection of effects of pollution - a reply to Shaw et al. (1983). Mar. Ecol. Prog. Ser. 11: 203-204
- Gray, J.S. & Mirza, F.B.(1979). A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 10: 142-146
- Gray, J.S. & Pearson, T.H.(1982). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. Mar. Ecol. Prog. Ser. 9: 111-119
- Heip, C.(1974). A new index measuring evenness. J. mar. biol. Ass.

- U.K. 54: 555-557
- Hovgaard, P.(1973). A new system of sieves for benthic samples. *Sarsia* 53: 15-18
- Hurlbert, S.N.(1971). The non-concept of species diversity. *Ecology* 53: 577-586
- Johannessen, P.J. (1977). Resipientundersøkelse av fjordene rundt Stavanger og Sandnes med hovedvekten lagt på bunnforhold og bunndyr. Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen. Rapport, 44 s.
- Kirkerud, L., Knutzen J., Magnusson, J., Ormerod, K. & Rygg, B.(1984). Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 81006-7. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Knutzen, J.(1979). Benthosalger og moser som metallindikatorer. Særtrykk av *Vann* 1979 (2), 6 s. (Særtrykket er korrigert for feil i originalartikkel.)
- Knutzen, J. & Bokn, T.(1981). Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1980. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 22/81. Norsk institutt for vannforskning. Oslo.
- Pearson, T.H., Gray, J.S. & Johannessen, P.J.(1983). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. 2. Data analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 12: 237-255
- Pearson, T.H. & Rosenberg, R.(1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311
- Platt, H.M. & Lamshead, P.J.D.(1985). Neutral model analysis of patterns of marine benthic species diversity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 24: 75-81
- Renkonen, O.(1938). Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *An Zool. Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo* 6: 1-231
- Rueness, J.(1977). Norsk algeflora. Universitetsforlaget. Oslo. 266 pp.

- Rygg, B.(1984a). Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. Bruk av diversitetskurver til å beskrive faunasamfunn og anslå forurensningspåvirkning. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo. 80612, 39 s
- Rygg, B.(1984b). Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo. 80612, 29 s
- Rygg, B.(1985a). Sammenheng mellom forurensningsgrad og forekomst av utvalgte arter av marin bløtbunnfauna. Bruk av indikatorarter ved vurdering av forurensningstilstand. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 184/85. SFT/NIVA, Oslo, 36 s.
- Rygg, B.(1985b). Effect of sediment copper on benthic fauna. Mar. Ecol. Prog. Ser. 25: 83-89
- Rygg, B.(1986a). Bløtbunnfauna som indikatorsystem på miljøkvalitet i fjorder. En ny forurensningsindeks basert på artssammensetning. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 80612, 20 s.
- Rygg, B.(1986b). Heavy-metal pollution and log-normal distribution of individuals among species in benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 17: 31-36
- Rygg, B. & Skei, J.(1984). Correlation between pollutant load and the diversity of marine soft-bottom fauna communities. In: Proceedings of the International Workshop on Biological Testing of Effluents (and Related Receiving Waters). OECD/U.S.EPA/Environ. Canada, pp. 153-183
- Rygg, B. & Wikander, P.B. (1985). Bunnfaunaundersøkelser i Tvedestrandsfjorden. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 83046, 33 s.
- Shannon, C.E. & Weaver, W.(1963). The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana
- Shaw, K.M., Lamshead, P.J.D. & Platt, H.M.(1983). Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 11: 195-202
- SIFF (Statens institutt for folkehelse) 1976. Kvalitetskrav til vann.

Drikkevann - vann for omsetning - badevann. Rev. utgave nov. 1976.

Staveland, K.(1985). Vannkvaliteten ved sjøbadeplassene ved Stavanger 1973-85. Byveterinæren i Stavanger. Stavanger.

Ugland, K.I. & Gray, J.S.(1982). Log-normal distributions and the concept of community equilibrium. *Oikos* 39: 171-178

## VEDLEGG 1 - DATABEHANDLINGSMETODER

### 1. Beregning av ømfintlighetsindeks

Det er utarbeidet en liste over ømfintlighetsgraden hos 100 vanlige bløtbunnfaunaarter (Rygg 1986a).

Beregningen av ømfintlighetsindeksen for faunasamfunnet foretas med grunnlag i hvilke arter som er påvist i prøvene fra stasjonen. Et større eller mindre antall av artene vil være blant de 100 klassifiserte. Middelerverdien for disse artenes ømfintlighetsgrad kan så regnes ut. Dette gir indeksverdien.

### 2. Beregning av likhetsindekser

#### 2.1. Prosent similaritet (PS)

-----

Dette er en indeks som tar hensyn til individtettheten av artene. Den er definert ved:

$$PS = \sum \min (P_{ai}, P_{bi})$$

(Renkonen, 1938), hvor  $P_{ai}$  er prosentandelen av art i av det totale individantall på stasjon a,  $P_{bi}$  er tilsvarende for stasjon b, og  $\min (P_{ai}, P_{bi})$  er den minste av de to prosentandelene for art i.

#### 2.2. Czekanowski - indeks

-----

Denne likhetsindeksen tar hensyn til artssammensetningen, altså hvilke arter som er tilstede, men ikke deres individantall. Den er definert ved:

$$Cz = \frac{2C}{A+B} \quad (\text{Czekanowski 1913})$$

hvor C= antall arter som er felles for begge stasjonene, A= antall arter på den ene stasjon, B= antall arter på den andre stasjonen. Vanligvis uttrykkes brøken som prosent av 1. Ved total likhet blir indeksverdien da lik 100. Ved total ulikhet blir den lik 0.



arter på den ene stasjon, B= antall arter på den andre stasjonen. Vanligvis uttrykkes brøken som prosent av 1. Ved total likhet blir indeksverdien da lik 100. Ved total ulikhet blir den lik 0.

### 3. Beregning av artsmangfold

#### 3.1. Hurlbert-kurver

-----

Artsmangfold (diversitet) kan defineres som artsantall som funksjon av individantall og framstilles som en kurve i et diagram med individantallet langs x-aksen og artsantallet langs y-aksen.

Punktene på kurven beregnes ved:

$$E(S_n) = \sum_i \left[ 1 - \frac{N - N_i}{N} \frac{n}{n} \right] \quad (\text{Hurlbert 1971})$$

hvor  $N_i$  = individantall av i-te art;  $N$  = det samlede individantall i prøven;  $n$  = det samlede individantall i en prøve  $n/N$  så stor som hovedprøven;  $E(S_n)$  = det forventede antall arter i en delprøve på  $n$  individer fra en prøve som inneholder  $N$  individer,  $S$  arter og  $N$  individer av i-te art.

For å få ett enkelt tall for artsmangfoldet, kan prøvenes individantall reduseres til en felles størrelse, f.eks. 100. Tallet for artsmangfoldet angir da det forventete antall arter blant 100 tilfeldig utvalgte individer fra faunasamfunnet, og benevnes  $ES(n=100)$  (=expected species number for  $n=100$ ). Dette er en artsmangfoldindeks som har vist god korrelasjon med forurensningsbelastning (Rygg 1984b; 1986b).

#### 3.2. Shannon-Wiener - indeks

-----

Denne indeksen er mye brukt til å beskrive artsmangfoldet i marine organismesamfunn. Indeksen benevnes  $H$ , og er definert ved:

$$H = \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \quad (\text{Shannon og Weaver 1963})$$

hvor  $P_i$  er andelen av art  $i$  av det totale individantall,  $s$  er artsantall.

Iblant brukes naturlig logaritme ( $\ln$ ) istedet for logaritme med grunntall 2 ( $\log_2$ ) ved beregning av indeksen. Ved bruk av  $\ln$  blir H-verdien 0,693 av H-verdien ved  $\log_2$ . Ved sammenligning av resultater fra forskjellige undersøkelser må en derfor forsikre seg om hvilken logaritme som er brukt.

#### 4. Jevnhet

Jevnhetsindeksen er et uttrykk for hvor jevnt den totale individmassen er fordelt blant artene. Høy dominans av en art gir lav verdi på jevnhetsindeksen.

$$E = \frac{H}{S - 1} \quad (\text{Heip 1974})$$

hvor  $e=2,7183\dots$ ; H=Shannon-Wiener indeks; S=artsantall.

#### 5. Log-normal plotting

Tabellen viser et eksempel på omregning av rådata til geometriske klasser og frekvensfordeling av artene med hensyn til individantall.

Individantall	Geometrisk klasse	Antall arter	Kumulativt ant.arter	Kumulativ % arter
---------------	-------------------	--------------	----------------------	-------------------

1	I	11	11	38
2	II	2	13	45
3-4	III	1	14	48
5-8	IV	8	22	76
9-16	V	0	22	76
17-32	VI	2	24	83
33-64	VII	4	28	96,6
65-128	VIII	0	28	96,6
129-256	IX	0	28	96,6
257-512	X	1	29	100

Ofte brukes rekken 1, 2-3, 4-7, 8-15 etc. istedet for 1, 2, 3-4, 5-8, 9-16 etc. Forskjellen har neppe noen betydning i praksis.

## VEDLEGG 2 - ARTSLISTE BLØTBUNNFAUNA

	STASJON							
	01	2A	03	05	5A	06	31	33
STAVANGER 1985								
ABRA NITIDA (MUELLER 1789)	1	0	0	0	0	0	0	0
ACANTHOCARDIA ECHINATA (LINNE 1758)	0	1	0	0	0	0	0	0
AMPHIURA CHIAJEI FORBES	1	0	0	0	0	0	0	0
AMPHARETE SP	2	0	0	0	0	0	0	0
AMPHIPODA SP A	0	0	1	0	0	0	0	0
AMPHIPODA SP B	0	0	1	0	0	0	0	0
AMPHITRITINAE	0	1	0	0	0	0	0	0
ANATITIDES GROENLANDICA (OERSTED 1842)	4	0	4	0	0	2	0	0
ANATITIDES SP	1	1	0	0	0	2	0	1
APISTIOBRANCHUS TULLBERGI (THEEL 1879)	2	0	0	0	0	35	0	5
ARCTICA ISLANDICA (LINNE 1767)	0	1	0	0	0	0	0	0
ASTARIE MONTAGUI DILLWYN 1817	0	2	0	0	0	0	0	0
ASTARIE SULCATA (DA COSTA 1778)	0	0	1	0	0	0	0	0
ASYCHIS BICEPS (M.SARS 1861)	0	0	0	0	0	0	0	1
BRADA VILLOSA (RATHKE 1843)	0	0	0	0	0	0	1	0
CALOCARIS MACANDREAE BELL 1846	1	0	0	0	0	2	0	1
CAMPYLASPIS COSTATA SARS 1865	1	0	0	0	0	0	0	0
CAMPYLASPIS GLABRA SARS	1	0	0	0	0	0	0	0
CAPITTELLA CAPITATA (FABRICIUS 1780)	2	0	0	0	0	0	0	0
CAPITTELLIDAE INDET	0	0	7	0	0	3	0	0
CAUDOFOVEATA INDET	0	2	1	0	0	0	0	2
CAULLERIELLA KILLARIENSIS (SOUTHERN 1914)	63	1	55	0	0	4	1	1
CAULLERIELLA SP	0	0	1	0	0	0	0	0
CERATIOCEPHALE LOVENI MALMGREN 1867	0	0	0	0	0	2	0	0
CHAETOZONE SEIOSA MALMGREN 1867	48	6	50	70	0	4	2	8
CHONE DUNERI MALMGREN 1867	0	5	0	0	0	0	0	0
CHONE SP	2	5	7	0	0	4	1	0
CIRRAIULUS CIRRAIUS (O.F.MUELLER 1776)	0	1	0	0	0	0	0	0
CORBULA GIBBA (OLIVI 1792)	0	0	0	0	1	0	0	0
DIASTYLIS CORNUJA BOECK	1	0	1	0	0	0	0	0
DIPLOCIRRUS GLAUCUS (MALMGREN 1867)	5	0	0	0	0	4	0	0
DOSINIA LUPINUS (L.)	0	0	3	0	0	0	0	0
DRILONEREIS FILUM (CLAPAREDE 1868)	3	0	0	0	0	1	0	5
ECHINOCARDIUM FLAVESCENS (O.F.MUELLER)	3	5	0	0	0	0	2	0
EDWARDSIA SP	0	2	1	0	0	0	0	0
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	3	0	0	0	1	18	0	8
ETHEONE LACIEA CLAPAREDE 1868	0	0	2	0	0	0	0	0
ETHEONE LONGA (FABRICIUS 1780)	0	0	1	1	0	0	0	0
ETHEONE SP	3	0	1	0	0	0	0	0
EUCLYMENE SP	5	0	0	0	0	17	0	2
EUDORELLA EMARGINATA KROEYER	10	0	0	0	0	15	0	2
EUDORELLA HIRSIUTA G.O.SARS	0	0	2	0	0	0	0	0
EUDORELLA TRUNCATULA SP.BATE	2	0	0	0	0	0	0	2
EUMIDA SP	0	0	0	0	0	1	0	0
EUPOLYMNIA NERIDENSIS (DELLE CHIAJE 1828)	0	3	0	0	0	0	0	0
EXOgone VERUGERA (CLAPAREDE 1868)	13	0	0	0	1	35	1	10
EXOgone SP	8	0	0	0	0	0	0	0
FLABELLIGERIDAE	0	1	1	0	0	0	0	0

## VEDLEGG 2 - forts.

GATTYANA CIRROSA (PALLAS 1766)	0	0	0	0	0	0	0	1
GLYCERA ALBA (O.F.MUELLER 1776)	1	3	4	0	0	0	1	0
GLYCINDE NORDMANNI (MALMGREN 1865)	0	0	0	0	0	3	1	0
GLYCERA UNICORNIS SAVIGNY 1818	0	0	0	0	0	0	0	1
GLYCERA SP	1	0	0	0	0	0	0	0
GLYCERIDAE INDET	1	0	0	0	0	0	0	0
GLYPHANOSTOMUM MACROGLOSSUM (ELIASON 1955)	0	0	0	0	0	0	0	2
GONIADA MACULATA OERSTED 1843	4	2	7	0	0	1	0	0
HARMOIHOE SP	0	0	0	1	0	2	0	0
HARPINIA SP	0	0	0	0	0	1	0	0
HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864)	611	2	4	1	3	440	3	89
HIATELLA ARCTICA (LINNE 1767)	0	2	0	0	0	0	0	0
JASMINEIRA CAUDATA	0	0	2	0	0	0	0	0
JASMINEIRA SP	0	7	10	0	0	0	0	0
KEFERSTEINIA CIRRATA (KEFERSTEIN 1862)	0	0	1	0	0	0	0	0
LABIDOPLEX BUSKI (MCINTOSH)	0	2	0	0	0	0	0	0
LANASSA VENUSTA (MALM 1874)	0	0	0	0	0	2	0	0
LEUCON NASICA (KROEYER)	3	0	0	0	0	27	0	9
LUCINOMA BOREALIS (LINNE 1767)	0	0	10	0	0	0	0	0
LUMBRINERIS SP	16	1	1	0	0	6	1	7
LYSIANASSIDAE INDET	0	0	1	0	0	0	0	0
MACROPIPUS DEPURATOR (LINNE 1758)	0	0	1	0	0	0	0	0
MAGELONA ALLENI WILSON 1958	0	0	1	0	0	0	0	0
MALDANIDAE INDET	1	0	0	0	0	0	0	0
MELINNA CRISTATA (M.SARS 1851)	0	0	0	0	0	2	0	0
MYRIOCHELE OCULATA ZAKS 1922	1	2	0	0	0	0	0	0
NEMATODA INDET	0	0	0	0	0	0	1	0
NEMERTINEA INDET	66	10	16	2	3	54	4	30
NEPHTYS CILIATA (O.F.MUELLER 1776)	0	0	4	0	0	0	0	0
NEPHTYS SP	9	0	0	0	0	2	0	0
NEREIMYRA PUNCTATA (O.F.MUELLER 1788)	0	2	1	0	0	2	0	0
NEREIS SP	0	0	1	0	0	0	0	0
NOTOMASTUS LATERICEUS SARS 1851	2	0	3	0	0	1	1	0
NUCULANA PERNULA (MUELLER 1776)	1	0	0	0	0	0	1	0
NUCULOMA TENUIS (MONTAGU)	1	0	1	0	0	1	0	2
NUCLA TUMIDULA (MALM)	1	0	0	0	0	0	0	2
OPHELINA ACUMINATA OERSTED 1843	4	0	0	0	0	0	0	0
OPHELIDAE INDET	1	0	0	0	0	0	0	0
OPHELINA SP	9	0	0	0	0	5	0	1
OPHIURA ALBIDA FORBES	1	0	0	0	0	0	0	0
OPHIUROIDEA INDET	0	0	0	0	0	0	0	1
PARONIS GRACILIS (TAUBER 1879)	0	0	0	0	0	6	0	12
PARAMPHINOME JEFFREYSII (MCINTOSH 1868)	16	0	0	0	0	7	0	4
PARONIS LYRA (SOUTHERN 1914)	10	0	17	0	0	8	2	5
PARVICARDIUM MINIMUM (PHILIPPI 1836)	0	1	0	0	0	1	1	1
PARVICARDIUM OVALE (SOWERBY)	0	1	3	0	0	0	0	0
PECTINARIA AURICOMA (O.F.MUELLER 1776)	1	0	0	0	0	0	0	0
PHASCOLION SIROMBI (MONTAGU 1804)	0	0	0	0	0	1	0	0
PHERUSA SP	0	0	1	0	0	0	0	0
PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780)	1	1	3	0	0	2	0	0
PISIA CRISTATA (O.F.MUELLER 1776)	0	0	1	0	0	9	0	0
POLYDORA ANIENNATA CLAPAREDE 1868	157	0	0	0	0	64	0	5
POLYPHYSSIA CRASSA (OERSTED 1843)	0	0	0	0	0	0	0	1
POLYCIRRUS PLUMOSUS (WOLLEBAEK 1912)	3	1	0	0	0	0	0	0
POLYDORA SP	0	0	0	0	0	0	0	2
PONIOPHILUS NORVEGICUS (M.SARS 1861)	0	0	1	0	0	0	0	0

## VEDLEGG 2 - forts.

PRIAPULUS CAUDATUS LAMARCK 1816	0	0	1	0	0	0	1	0
PRIONOSPPIO CIRRIFFERA WIREN 1883	11	0	0	0	0	10	0	3
PRIONOSPPIO MALMGRENI CLAPAREDE 1868	17	7	12	0	0	2	0	1
PRIONOSPPIO STEENSTRUPI MALMGREN 1867	11	0	0	0	0	5	0	6
PRIONOSPPIO SP	1	0	0	0	0	0	0	0
RHODINE GRACILIOR TAUBER 1879	0	0	3	0	0	0	0	0
RHODINE LOVENI MALMGREN 1865	0	0	1	0	0	0	0	6
SABELLIDAE INDET	0	0	1	0	0	0	0	0
SAMYTHELLA VANELLI (FAUVEL 1936)	2	0	0	0	0	2	1	1
SCALIBREGMA INFLATUM RATHKE 1843	7	0	1	0	0	5	0	8
SCOLOPLOS ARMIGER (O.F.MUELLER 1776)	0	4	42	0	0	2	0	2
SCOLANIUS CALLIMORPHUS (GOSSE)	0	1	2	0	0	0	0	0
SOSANE GRACILIS (MALMGREN 1865)	2	0	0	0	0	0	0	0
SPIOPHANES KROEYERI GRUBE 1860	24	0	0	1	2	22	2	22
SPIONIDAE INDET	2	0	0	1	0	0	0	0
TEREBELLIDES STROEMI M.SARS 1835	7	0	0	0	0	6	2	2
TEREBELLIDAE INDET	2	0	0	0	0	1	1	0
THARYX MARIONI (SAINT-JOSEPH 1894)	68	0	0	0	1	62	2	107
THYASIRA EQUALIS (VERRILL & BUSH)	0	3	0	0	0	60	0	13
THYASIRA FERRUGINEA (FORBES)	0	0	0	0	0	1	0	1
THYASIRA SARSI (PHILIPPI 1845)	10	2	19	4	7	4	0	3
TRICHOBRANCHUS SP	0	0	0	0	0	1	0	0
TYPOSYLLIS CORNUTA (RATHKE 1843)	0	5	16	0	0	4	0	1
VENUS STRIATULA (DA COSTA)	0	0	1	0	0	0	0	0
WESTWOODILLA CAECULA (SP.BATE)	2	1	0	0	0	0	0	0
YOLDIELLA LUCIDA (LOVEN 1846)	1	0	0	0	0	0	0	0
YOLDIELLA TOMLINI	1	0	0	0	0	3	0	5

VEDLEGG A3 - Artsliste Fastsittende alger.

R = rødalger, B = brunalger, G = grønnalger

59

Tegnforklaring: x = tilstedeværende, 1 = sjelden, 2 = vanlig, 3 = assosiasjonsskapende.

Stasjonsbetegnelse	BYFJORDEN							RISAFJORDEN	
	B18	B16	B17	B19	B1	B2	B20	B3	B5
RØDALGER (R)									
<i>Ahnfeltia plicata</i> - sjoris					1	1	1	2	
<i>Audouinella secundata</i>								2	
<i>Audouinella</i> sp.			1						
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> ( <i>Traillia</i> )	2	1	1	1-2	1		2	1	3
<i>Callithamnion corymbosum</i>			1						1
<i>Ceramium rubrum</i> - vanlig rekeklo	2	2	2	2	2	2	2	3	2
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	3								
<i>Chondrus crispus</i> - krusflik			1			2		2	2
<i>Corallina officinalis</i> - krasing	2	2	1	2	2	2	1	1	1
<i>Cystoclonium purpureum</i> - fiskeløk			1	1-2	2	1	1		1
<i>Delesseria sanguinea</i>	1			1		1			
<i>Dilsea carnosa</i>					1				
<i>Furcellaria lumbricalis</i> - svartkluft									2
<i>Gigartina stellata</i> - vorteflik	2	2	1		1	1	2	2	2
<i>Hildenbrandia rubra</i> - fjæreblood		2	1		1	1	1	2	1
<i>Lithothamnion</i> sp.	2		3	3	2	3	2	2	2
<i>Membranoptera alata</i>				1	1				
<i>Nemalion helminthoidea</i> - rødsleipe	1								
<i>Palmaria palmata</i> - søl	3	2		2	2	2	2	1	
<i>Phycodryis rubens</i> - eikeving	2	2			2	2		1	
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>					2	2	1	2	
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	3	3	2	2	2	2	2	2	2
<i>Plumaria elegans</i>						1			
<i>Polyides rotundus</i> - rødkluft				1					
<i>Polysiphonia brodiaei</i> - penseldokke	1	1		1				1	
<i>Polysiphonia lanosa</i>		2			2	2			
<i>Porphyra umbilicalis</i> - v. fjærehinne		2	2	2	2		2	1	
<i>Ptilota plumosa</i> - draugfjær							1		
<i>Rodomela confervoides</i> - teinebusk		1			1	1			1
ANTALL PR STASJON R	12	12	12	12	17	16	13	15	13

Stasjonsbetegnelse	BYFJORDEN						RISNAFJORDEN		
	B18	B16	B17	B19	B1	B2	B20	B3	B5
BRUNALGER (B)									
<i>Alaria esculenta</i> - butare	1	2			2				
<i>Ascophyllum nodosum</i> - grisetang		2	1	1	2	2		1	2
<i>Chorda filum</i>	1	2	2	1-2	1	1	1	1	2
<i>Chordaria flagelliformis</i> - strandtagl			2	2	1	1	1	1	2
<i>Desmarestia aculeata</i> - v. kjerringhår			1	1			1	1	
<i>Desmarestia viridis</i>					2		1	1	
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> v. finsveig	2	2	2	2	1				
<i>Dictyota dichotoma</i> - tvebendel									2
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	1		2	2	2	2	2	2	
<i>Ectocarpus siliculosus</i>									2
<i>Elachista fucicola</i> - tanglo	2	2	2	2	2	3	2	2	2
<i>Fucus serratus</i> - sagtang	3	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Fucus spiralis</i> - spiraltang		1	3	3	3	2	3	3	3
<i>Fucus vesiculosus</i> - blæretang	1	2	2	3	3	2		2	1
<i>Halidrys siliquosa</i> - skulptetang	2	2	2	1	2	1			2
<i>Laminaria digitata</i> - fingertare	1	3	3	3	3	3	3	3	3
<i>Laminaria hyperborea</i> - stortare	3	3	1	3	3	2	3	2	
<i>Laminaria saccharina</i> - sukkertare	2	3	3	2	2	3	3	3	3
<i>Litosiphon pusillus</i>			2	1					
<i>Mesogloia vermicularis</i>									1
<i>Pelvetia canaliculata</i> - sautang		1							
<i>Petalonia fascia</i>		1							
<i>Punctaria plantaginea</i>								1	1
Cf. <i>Ralfsia</i> sp.			1		1				
<i>Saccorhiza polyschides</i>						1	2		
<i>Scytosiphon lomentaria</i> - fjæreslo		2	2	1	1	1		1	1
<i>Sphacelaria bipinnata</i> - skolmetufs					2				
<i>Sphacelaria cirrosa</i>			1	1-2					
<i>Spongonema tomentosum</i>			2	1	2				
ANTALL PR STASJON B	11	15	19	18	19	14	12	15	15

Stasjonsbetegnelse	BYFJORDEN							RISKAFJORDEN		
	B18	B16	B17	B19	B1	B2	B20	B3	B5	
GRØNNALGER (G)										
<i>Chaetomorpha linum</i>				1			1			
<i>Chaetomorpha melagonium</i>	1	2		1	2		2	2		
<i>Cladophora rupestris</i> - v. grønndusk	2	3	3	2	2	2	2	2	2	
<i>Cladophora</i> sp. - grønndusk			1	1-2	2	1	2	2	3	
<i>Codium fragile</i> - pollpryd		1	2	1-2	2	1	1	2	3	
<i>Enteromorpha compressa</i>								2		
<i>Enteromorpha linza</i>	1						1			
<i>Enteromorpha</i> sp. - tarmgrønske		1	1	1	1	2	2	2	2	
<i>Prasiola stipitata</i>			3		2		2			
<i>Spongomorpha centralis</i>	2	1	1		2	2		2		
<i>Ulva lactuca</i> - havsalat	1		1	1	1	1	1	2	1	
ANTALL PR STASJON (G)	5	5	7	7	8	6	9	8	5	
TOTALT ANTALL PR STASJON (R+B+G)	28	32	38	37	44	36	34	38	33	
% PR STASJON	R	42.9	37.5	31.6	32.4	38.6	44.4	38.2	39.5	39.4
	B	39.3	46.9	50.0	48.7	43.2	38.9	35.3	39.5	45.4
	G	17.8	15.6	18.4	18.9	18.2	16.7	26.5	21.0	15.2