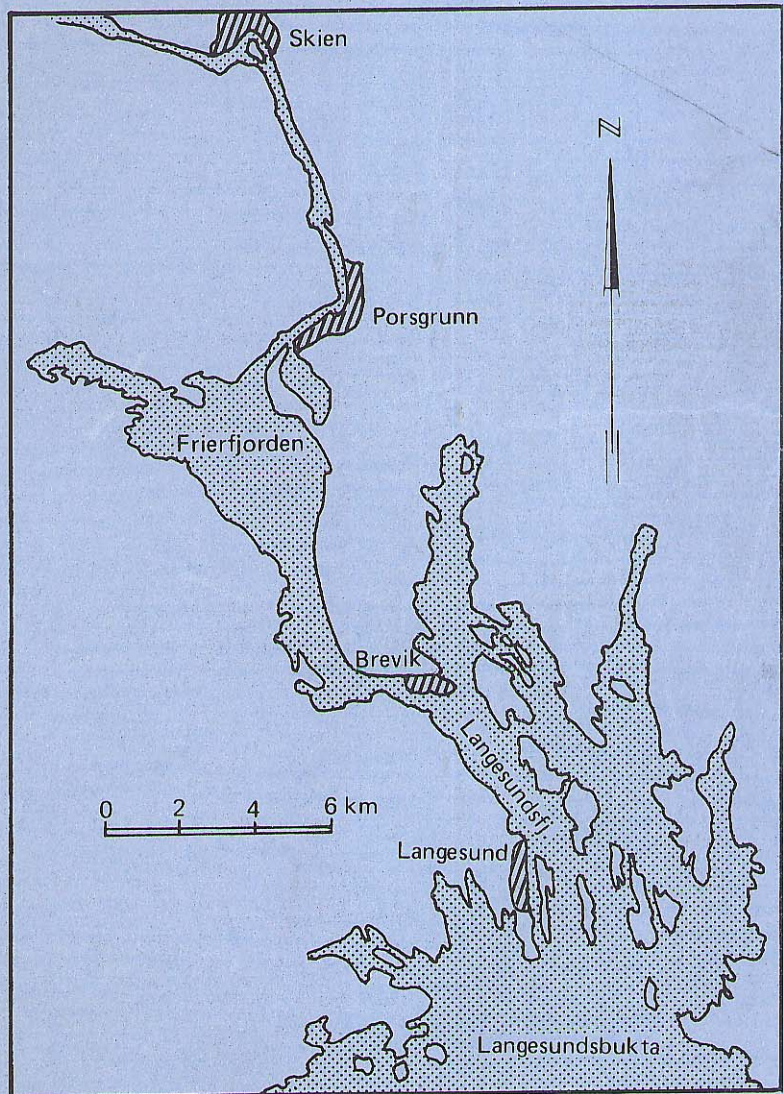


O – 70111

RESIPIENTUNDERSØKELSE AV NEDRE SKIENSELVA, FRIERFJORDEN OG TILLIGGENDE FJORDOMRÅDER

Rapport nr.8
Sluttrapport



Norsk institutt for vannforskning

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Brekke 23 52 80
Gaustadalleen 46 69 60
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:

0-70111

Undernummer:

XX

Løpenummer:

1103

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Resipientundersøkelse av nedre Skienselva,
Frierfjorden og tilliggende fjordområder.
Rapport nr. 8. Sluttrapport

Dato:

19790209

Prosjektnummer:

0-70111

Forfatter(e):

Jarle Molvær, Tor Bokn, Lars Kirkerud,
Knut Kvalvågnes, Gotfred Nilsen, Brage Rygg
og Jens Skei

Faggruppe:

Geografisk område:

Telemark

Antall sider (inkl. bilag):

253

Oppdragsgiver:

Fylkesmannen i Telemark

Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):

Ekstrakt:


Forurensningssituasjonen i Frierfjorden og tilliggende områder ble undersøkt i en periode på 3 år. Man fant en betydelig forurensning både av fosfor- og nitrogenforbindelser, organisk stoff, partikulært materiale og miljøgifter som kvikksølv og klorerte hydrokarboner. Forholdene bedret seg noe mot slutten av perioden.

4 emneord, norske:

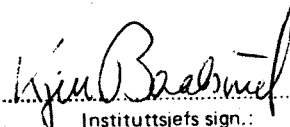
1. Frierfjorden
2. Resipientundersøkelse
3. Vannforurensning
4. Miljøgifter

4 emneord, engelske:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.


Prosjektleders sign.:

Seksjonsleders sign.:


Instituttetsjefs sign.:

ISBN 82-577-0142-4

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O-70111

RESIPIENTUNDERSØKELSE AV

NEDRE SKIENSELVA,

FRIERFJORDEN og

TILLIGGENDE FJORDOMRÅDER

RAPPORT 8

SLUTTRAPPORT 9.2.1979

Saksbehandler: *Cand.real. Jarle Molvær*

Medarbeidere: *Cand.real Tor Bokn
Cand.real Lars Kirkerud
Cand.real Knut Kvalvågnes
Cand.real Gotfred Nilsen
Cand.real Brage Rygg
Jens Skei, Ph.D.*

Instituttssjef Kjell Baalsrud

F O R O R D

Etter oppdrag fra Fylkesmannen i Telemark gjennomførte Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i tidsrommet mars 1974 - februar 1977 en omfattende resipientundersøkelse av Grenlandsfjordene og Skienselva. Den lokale styring av undersøkelsene har vært utført av Tilsynsutvalget for resipientundersøkelser i Skiensvassdraget og Skiensvassdragets fjordområder. Tilsynsutvalget har bestått av:

Ordfører Harald Moen, Porsgrunn, formann
Overingeniør O. C. Böckman, Norsk Hydro A/S
Fylkesingeniør Leif Kindberg, Telemark fylke.

Dessuten har representanter fra Statens Forurensningstilsyn, Telemark fylkes plan- og utbyggingsavdeling, Telemark fylkes Natur- og Miljøvernutvalg, industrien i området og helsemyndighetene deltatt som rådgivere og observatører.

Resultatene fra undersøkelsene er tidligere i stor grad blitt presentert i form av tokt-rapporter og fremdriftsrapporter. En liste over de mest sentrale rapporter er gitt på omslagets 2. side.

Foreliggende rapport gir en helhetlig vurdering av resultatene fra de enkelte fagfelter som har vært undersøkt, og presenterer videre en sammenfattende vurdering av forurensningssituasjonen i Skienselva og Grenlandsfjordene som den var i tidsrommet 1974-1976. På enkelte områder har en trukket inn resultater som beskriver forholdene i 1977-78.

Data fra andre oppdrag i Grenlandsfjordene og fra NIVAs egne forskningsprosjekter er brukt ved denne 3-års undersøkelsen. Av forskningsprosjekter gjelder det i første rekke A2-28 "Faktorer som forårsaker dypvanns-utskiftningen i sør-norske terskelfjorder", A3-21 "Virkningen av utslipp fra petrokjemisk industri" og B1-21 "Bunnsedimentundersøkelser".

På lokalt hold har en rekke personer og institusjoner bidratt til gjennomføringen av undersøkelsene. Takk rettes til helserådsinspektørene Terje Nygård og Arild Seth, havneassistent Leif Viken og Porsgrunn Jeger-

og Fiskerforening for hjelp under feltarbeidet og innsamling av prøve-
materiale. Vi takker også SFTs Kontrollseksjon for industriforurensning
i nedre Telemark for verdifulle opplysninger om utslipp.

Analyser av metaller og halogenerte hydrokarboner har vært utført ved
Sentralinstitutt for industriell forskning (SI). Vi takker spesielt
forskningssjef Gulbrand Lunde, cand.real. Per Paus, cand.real Sigurd
Melsom, Siv.ing. Elizabeth Baumann Oftstad og ingeniør Kari Martinsen
for utførte analyser og inspirerende samarbeid.

Forskerne ved Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen, takkes for å ha
stilt sitt hydrografiske datamateriale for Grenlandsfjordene til dispo-
sisjon for dette oppdraget.

Ved NIVA har følgende deltatt i arbeidet:

| | |
|----------------------------|---|
| Cand.real. Tor Bokn | Algesamfunn og metaller i alger |
| Cand.real. Lars Kirkerud | Vannkvalitet og metaller i dyr |
| Cand.real. Knut Kvalvågnæs | Dykkerundersøkelser av hardbunnsfauna |
| Cand.real. Jarle Molvær | Vannutskiftning, vannkvalitet, forurensningstilførsler, prosjektledelse. |
| Cand.real. Gotfred Nilsen | Vannkvalitet |
| Cand.real. Brage Rygg | Bløtbunnsfauna og organiske miljø- gifter |
| Jens Skei, Ph.D. | Sedimentundersøkelser, metaller i vann. |

Dessuten har forskningsassistentene Norman Green, Frank Kjellberg og Pirkko
Rygg samt skipsfører Einar I Andersen deltatt i feltarbeidet og den primære
databehandling. Forskningsassistent Irvana Urdahl utførte biotester med
alger under ledelse av siv.ing. Morten Laake. Seksjonsleder Jon Knutzen
har bidratt vesentlig i planlegging av undersøkelsen og i vurdering av
resultatene.

Rapporten er omfattende og presenterer resultater fra flere fagfelter. Ved en gjennomgåelse av rapporten anbefales leserne å begynne med "Sammendrag, konklusjoner og anbefalinger", eller kapittel 7 der bl.a. tilstanden for de enkelte fjordområder er oppsummert. For en mer inngående beskrivelse av resultatene fra de enkelte fagfelter henvises til fremdriftsrapportene nr. 3-6.

Oslo, 9.2.1979


Jarle Mofver

INNHALDSFORTEGNELSE

| | Side: |
|--|-------|
| FORORD | 1 |
| SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER | 17 |
| 1. INNLEDNING | 24 |
| 2. GENERELL BESKRIVELSE AV GRENLANDSFJORDENE | 26 |
| 2.1 Topografi og ferskvannstilførsel | 26 |
| 2.2 Vannmasser | 29 |
| 2.3 Forurensningstilførsler | 31 |
| 3. VANNUTSKIFTNING | 40 |
| 3.1 Innledning | 40 |
| 3.1.1 Feltarbeid, materiale og metoder | 40 |
| 3.1.2 Sammendrag av resultater fra undersøkel- sene 1974 - 1975 | 43 |
| 3.2 Tidsrommet januar 1976 - februar 1977, med sammenfattende vurderinger | 45 |
| 3.2.1 Meteorologiske og hydrologiske forhold | 45 |
| 3.2.2 Fjordområdene utenfor Brevik | 48 |
| 3.2.3 Frierfjorden | 54 |
| 3.2.4 Gunnekleivfjorden | 68 |
| 3.2.5 Skienselva | 70 |
| 4. NÆRINGSSALTER, ORGANISK STOFF OG PLANTE- PLANKTON | 72 |
| 4.1 Innledning | 72 |
| 4.2 Frierfjorden og utenforliggende områder | 75 |
| 4.2.1 Overflatelaget | 75 |
| 4.2.1.1 Materiale og metoder | 75 |
| 4.2.1.2 Resultater | 76 |
| 4.2.2 De intermediære og dypere vannmasser ... | 90 |
| 4.2.2.1 Oksygen | 90 |
| 4.2.2.2 Ortofosfat | 95 |
| 4.2.2.3 Nitrat, nitritt og ammonium | 99 |
| 4.2.2.4 Organisk karbon | 103 |
| 4.3 Gunnekleivfjorden | 105 |
| 4.4 Skienselva | 106 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 5. | MILJØGIFTER I VANN OG SEDIMENTER | 110 |
| 5.1 | Innledning | 110 |
| 5.2 | Miljøgifter i vann | 110 |
| 5.2.1 | Metaller i vann | 113 |
| 5.2.2 | Klorerte hydrokarboner i vann | 123 |
| 5.3 | Sedimentundersøkelser..... | 131 |
| 5.3.1 | Sedimenttransport og sedimentasjon | 131 |
| 5.3.2 | Metaller i sedimenter | 139 |
| 5.3.3 | Klorerte hydrokarboner og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter | 148 |
| 5.4 | Relasjon mellom vann og sedimenter | 155 |
| 5.5 | Oppsummering | 156 |
| 6. | BIOLOGISKE FORHOLD | 158 |
| 6.1 | Innledning | 158 |
| 6.2 | Fastsittende alger | 159 |
| 6.2.1 | Innledning | 159 |
| 6.2.2 | Resultater og diskusjon | 159 |
| 6.3 | Hardbunnsfauna | 175 |
| 6.4 | Bløtbunnsfauna | 181 |
| 6.5 | Metaller i fastsittende alger, fisk og andre dyr | 184 |
| 6.5.1 | Innledning | 184 |
| 6.5.2 | Alger | 186 |
| 6.5.3 | Fisk og andre dyr | 194 |
| 6.6 | Organiske miljøgifter i biologisk materiale | 198 |
| 6.7 | Biotester med heksaklorbenzen | 204 |
| 7. | OPPSUMMERING OG SAMMENFATTENDE VURDERING AV FORURENSNINGSSITUASJONEN I SKIENSELVA OG GRENLANDSFJORDENE | 214 |
| 7.1 | Innledning | 214 |
| 7.2 | Skienselva | 216 |
| 7.3 | Gunnkleivfjorden | 217 |
| 7.4 | Frierfjorden | 218 |

| | | Side: |
|-----|--|-------|
| 7.5 | Eidangerfjorden, Brevikfjorden og Langesundsfjorden | 225 |
| 7.6 | Langesundsbukta | 227 |
| 7.7 | Vurderinger av mulighetene for utbedring av den eksisterende tilstand, og fjordområdenes fremtidige utnyttelse som resipienter | 229 |
| 7.8 | Gjenstående spørsmål | 234 |
| 8. | LITTERATURLISTE | 235 |

FIGURFORTEGNELSE

| | Side: |
|--|-------|
| Figur 1. Oversiktskart over Skienselva og Grenlandsfjordene | 27 |
| Figur 2. Ukemidler av vannføringen i Skienselva målt ved Skotfoss | 28 |
| Figur 3. Langsgående dybdesnitt Frierfjorden - Langesundsbukta. | 28 |
| Figur 4. Generell vertikal inndeling av Frierfjordens vannmasser | 30 |
| Figur 5. Tilførsler av enkelte stoffer til Frierfjorden i 1972 og 1976 | 33 |
| Figur 6. Generelt bilde av overflatestrømmene i Frierfjorden | 44 |
| Figur 7. Månedlige vindmengder: a) Middel for Jomfruland 1961-75 b) Langøytangen fyr 1974. | 46 |
| Figur 8. Månedlige vindmengder. a) Langøytangen fyr 1975. b) Langøytangen fyr 1976. | 47 |
| Figur 9. Langesundsbukta st. JH-1. Variasjoner i temperatur ($^{\circ}\text{C}$) januar 1974 - februar 1977. | 49 |
| Figur 10. Langesundsbukta st. JH-1. Variasjoner i saltholdighet ($^{\circ}/\text{oo}$) januar 1974 - februar 1977. | 49 |
| Figur 11. Langesundsbukta st. JH-1. Variasjoner i tetthet ($^{\sigma}_t$) januar 1974 februar 1977. | 49 |
| Figur 12. Eidangerfjord st. DF-1. Variasjoner i temperatur ($^{\circ}\text{C}$) mars 1974 - desember 1976. | 50 |
| Figur 13. Eidangerfjord st. DF-1. Variasjoner i saltholdighet ($^{\circ}/\text{oo}$) mars 1974 - desember 1976 | 50 |
| Figur 14. Eidangerfjorden st. DF-1. Variasjoner i tetthet ($^{\sigma}_t$) mars 1974 - desember 1976. | 51 |
| Figur 15. Vannføring i Skienselva, brakkvannslagets tykkelse og saltholdighetsvariasjoner i 1 m dyp i Frierfjorden mars 1974 - februar 1977. | 54 |

| | Side: |
|---|-------|
| Figur 16. Frierfjorden st. BC-1. Variasjoner i temperatur ($^{\circ}\text{C}$) mars 1974 - februar 1977. | 60 |
| Figur 17. Frierfjorden st. BC-1. Variasjoner i saltholdighet ($^{\circ}/\text{oo}$) mars 1974 - februar 1977. | 60 |
| Figur 18. Frierfjorden st. BC-1. Variasjoner i tetthet (σ_t) mars 1974 - februar 1977. | 61 |
| Figur 19. Frierfjorden st. BC-1. Tetthetsvariasjoner i 16 m og 20 m dyp. | 61 |
| Figur 20. Klorofyllkonsentrasjoner i Grenlandsfjordenes overflate- lag. a) Frierfjorden og Langesundsfjorden. b) Brevikfjorden og Håøyfjorden. | 77 |
| Figur 21. Oksygenmetning i Grenlandsfjordenes overflatelag. | 80 |
| Figur 22. Klorofyllkonsentrasjoner og oksygenmetning i Grenlands- fjordenes overflatelag. | 81 |
| Figur 23. Konsentrasjoner av total organisk karbon (TOC) i Grenlandsfjordenes overflatelag. | 81 |
| Figur 24. Observasjoner av siktedyp i Frierfjorden, Langesundsfjorden og Langesundsbukta. | 84 |
| Figur 25. Konsentrasjoner av ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) i Frierfjordens, Langesundsfjordens og Langesundsbuktas overflatelag. | 84 |
| Figur 26. Konsentrasjoner av nitrat+nitritt ($\text{NO}_3\text{-N}$) Frierfjordens, Langesundsfjordens og Langesundsbuktas overflatelag. | 87 |
| Figur 27. Vektforhold mellom uorganiske fosfor- og nitrogenforbindel- ser (N/P) i Frierfjordens, Langesundsfjordens og Langesundsbuktas overflatelag. | 87 |
| Figur 28. Algevekstpotensial (AGP) og konsentrasjon av ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) i Langesundsbuktas og Frierfjordens overflatelag. | 89 |

| | Side: |
|---|-------|
| Figur 29. Eidangerfjorden st. DF-1. Variasjoner i oksygeninnhold (ml O ₂ /l) mars 1974 - desember 1976. | 92 |
| Figur 30. Frierfjorden st. BC-1. Variasjoner i oksygeninnhold (ml O ₂ /l) februar 1974 - februar 1977. | 93 |
| Figur 31. Tidsisopleter for ortofosfat (µg P/l) | 96 |
| Figur 32. Sammenhengen mellom oksygen og ortofosfat i Frierfjordens dypvann og i andre fjorder (dyp ≥ 30m). O ₂ -verdier mindre enn 0.5 ml/l er utelatt fra regresjonen. | 98 |
| Figur 33. Tidsisopleter for nitrat + nitritt (µg N/l) | 100 |
| Figur 34. Tidsisopleter for ammonium (µg N/l) | 101 |
| Figur 35. Nitrogenforbindelser som funksjon av oksygenekvivalenter i Frierfjordens dypvann, mars 1974 - desember 1976. | 102 |
| Figur 36. Tidsisopleter for organisk karbon (mg C/l) | 104 |
| Figur 37. Sedimentstasjoner i Skienselva og Grenlandsfjordene | 111 |
| Figur 38. Sedimentstasjoner i Gunnekleivfjorden desember 1976. | 112 |
| Figur 39. Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) i overflatevann i Frierfjorden og ytre fjord (utenfor Brevik). | 116 |
| Figur 40. Konsentrasjoner av oksygen (O ₂), bly (Pb), kopper (Cu) og sink (Zn) i 90 m dyp på st. BC-1 i Frierfjorden. | 119 |
| Figur 41. Partikulært mangan i bunnvannet i Frierfjorden (BC-1) under oksyderende forhold. | 121 |
| Figur 42. Fordeling av partikulært mangan i vannmassen i Frierfjorden (BC-1) når hydrogenulfid er tilstede i bunnvannet. | 122 |
| Figur 43. Middel av HCB-konsentrasjoner og PCB-konsentrasjoner i overflate og sprangsjikt for mars 1974 - desember 1975. | 124 |
| Figur 44. Sedimenttransport i Skienselva og sedimentering i Frierfjorden ved lav (juni 1976) og normal (desember 1976) vannføring. | 136 |

| | Side: |
|--|-------|
| Figur 45. Relasjonen mellom alder og dyp i sedimentet beregnet ved bly-210 dateringer. | 136 |
| Figur 46. Partikulært aluminium (Al) i bunnvannet i Frierfjorden (BC-1) før (des. 1976) og etter (mai 1977) i dypvannsutskiftning. | 138 |
| Figur 47. Vertikalfordeling av kvikksølv (Hg) og bly (Pb) på st. S16 i Frierfjorden 1975. | 141 |
| Figur 48. Fordeling av kvikksølv i overflatesedimentene i Gunnekleivfjorden (fra Skei, 1978) | 143 |
| Figur 49. Vertikalprofiler for kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i sedimentkjerne fra Voldsfjorden. | 147 |
| Figur 50. Heksaklorbenzen (HCB) i sedimentkjerne fra Herrebukta (S25). | 151 |
| Figur 51. Området for tang- og tareundersøkelser i 1974 - 76. | 160 |
| Figur 52. Stasjonenes innbyrdes likhet mht. de fastsittende algers artssammensetning. | 162 |
| Figur 53. Utbredelse av rød-, brun- og grønnalger samt totalt artsantall i Grenlandsfjordene, basert på resultater fra dykkerstasjonene i 1974 - 76. Gjennomsnittlig siktedyp i 1974-76. | 163 |
| Figur 54. Fastsittende algers dypeste voksested (gjennomsnitt) og gjennomsnittlig siktedyp i 1974-76. | 169 |
| Figur 55. Stereobildepar fra 5 meters dyp ved Saltbua 20.9.1976. Sjøpungen <i>Ciona intestinalis</i> dominerer. | 176 |
| Figur 56. Utsnitt av bunnen innerst i Frierfjorden på 30 meters dyp. Sopp og bakterier tilpasset oksygenfrie forhold. | 176 |
| Figur 57. Stereofotostasjoner i Grenlandsfjordene. | 178 |

| | Side: |
|--|-------|
| Figur 50. Artsantall i bløtbunnsfaunaprøver fra fem stasjoner og utbredelsesområdet for råttene bunn i Frierfjorden. | 182 |
| Figur 59. Separering av alger og absorbent på sucrosegradient | 205 |
| Figur 60. Vekstforløp i algekultur. | 206 |

TABELLFORTEGNELSE

| | | Side: |
|--------|--|-------|
| Tabell | 1. Oversikt over tilførsler av organisk stoff, nitrogen og fosfor til Skienselva mellom Norsjø og Frierfjorden i 1976, omregnet til personekvivalenter (p.e.). | 32 |
| " | 2. Oversikt over tilførsler av organisk stoff, nitrogen og fosfor til Frierfjorden i 1976, omregnet til personekvivalenter (p.e.) | 32 |
| " | 3. Utslipp av noen avfallstoffer til Frierfjorden (F) og Gunnekleivfjorden (G) fra Norsk Hydro a.s., Porsgrunn Fabrikker, i siste halvår 1974, i 1975 og 1976. | 35 |
| " | 4. Utslipp med prosessavløpsvann fra Elkem Spigerverket A/S, PEA, 1975 og 1976. | 37 |
| " | 5. Antatt utslipp til vann av tungmetaller fra galvaniske bedrifter i 1975 og 1976. | 38 |
| " | 6. Midlere døgnutslipp av partikulært materiale til Skienselva i 1976. | 38 |
| " | 7. Midlere døgnutslipp av partikulært materiale direkte til Frierfjorden i 1976. | 39 |
| " | 8. Oversikt over NIVAs hydrokjemiske tokt til Skienselva og Grenlandsfjordene i tidsrommet mars 1974 - februar 1977. | 41 |
| " | 9. Volumtransport i brakkvannsstrømmen og kompensasjonsstrømmen for Frierfjorden. | 57 |
| " | 10. Overflatelagets midlere oppholdstid i Frierfjorden. | 58 |
| " | 11. Prosentvis utskiftning av Frierfjordens dypvann under innstrømningen mars-april 1975 | 63 |
| " | 12. Prosentvis utskiftning av Frierfjordens dypvann under innstrømningen mars-april 1974. | 64 |

| | | Side: |
|------------|---|-------|
| Tabell 13. | Beregnet transport i overflatelaget og sjøvannslaget i Skiensselvas nedre del. | 70 |
| " | 14. Resultater av siktedypmålinger i Grenlandsfjordene for mars 1974 - februar 1977. | 83 |
| " | 15. De viktigste reduserte substanser i Frierfjordens dypvann, 90 m dyp, desember 1976. | 94 |
| " | 16. Transport av total fosfor fra sjøvannslag til overflate- lag i Skiensselva. | 107 |
| " | 17. Målinger av total nitrogen i overflatelaget ved utløpet av Norsjø, ved Skien og ved Porsgrunn. | 108 |
| " | 18. Gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller i overflate- laget, intermediært vann og dypvannet i undersøkelses- området. | 114 |
| " | 19. Innhold av halogenerte hydrokarboner i vannprøver fra Grenlandsfjorden i perioden 1974-75. | 125 |
| " | 20. Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i vannprøver 16.-17.3.1976. | 127 |
| " | 21. Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i vannprøver 9.-11.6.1976. | 128 |
| " | 22. Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i vannprøver 7.-9.9.1976. | 129 |
| " | 23. Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i vannprøver fra 7.-8.12.1976. | 130 |
| " | 24. Klorerte hydrokarboner i partikulært materiale i juni 1976. | 131 |
| " | 25. Partikulært materiale i Frierfjorden - juni 1976 ($\mu\text{g}/\text{l}$) | 133 |
| " | 26. Partikulært materiale i Frierfjorden - desember 1976 ($\mu\text{g}/\text{l}$). | 134 |

| | Side |
|--|------|
| Tabell 27. Metaller og karbon i sedimenter fra Frierfjord-området i juli 1975 (alle verdier i ppm tørt sediment, bortsett fra jern og karbon som er gitt i prosent). | 140 |
| " 28. Kvikksølv i sedimentprøver fra Gunnekleivfjorden desember 1976. | 144 |
| " 29. Metaller i sedimenter i juni 1976 (ppm tørrvekt) | 144 |
| " 30. Metaller i sedimenter fra norske, forurensede fjorder. | 146 |
| " 31. Klorerte hydrokarboner og total organisk bundet, persistent og ikke-persistent (svovelsyreløselig) klor og krom (alle verdier i ppm tørt sediment). | 149 |
| " 32. Klorerte hydrokarboner i sedimenter i juni 1976 (ppm tørrvekt). | 149 |
| " 33. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter, juni 1976. Resultater oppgitt i ppm tørrvekt. | 152 |
| " 34. Registrerte arter av rød-, brun- og grønnalger 24-26. mai og 16-18. august 1976. | 170 |
| " 35. Registrerte blågrønnalger 24.-26. mai og 16.-18. august 1976. | 172 |
| " 36. Artsantall av rødalger (R), brunalger (B) og grønnalger (G), samt totalt artsantall av R, B og G i årene 1974-76 i de fire floristiske underområder. | 173 |
| " 37. Prosentvis sammensetning av rødalger, brunalger og grønnalger i fastsittende algesamfunn gjennom årene 1974-76. | 173 |
| " 38. Temperaturmålinger i luft ved Langøytangen fyr, Bamble, i perioden 1974-76. (Norsk Meteorologisk Årbok for 1974, 1975 og 1976). | 174 |
| " 39. Stereofotostasjoner i Grenlandsfjordene. | 177 |

| | Side: |
|---|-------|
| Tabell 40. Artenes dekningsgrad i et observasjonsfelt ved Saltbua i Frierfjorden. | 180 |
| " 41. Metallinnhold i <i>Fucus vesiculosus</i> (blæretang) (mg/kg tørrvekt) i august og november 1976. | 191 |
| " 42. Metallinnhold i <i>Cladophora</i> sp, (grønndusk) (mg/kg tørrvekt) i august og november 1976. | 191 |
| " 43. Gjennomsnittsverdier for innholdet av metaller i <i>Fucus vesiculosus</i> (blæretang) og <i>Cladophora</i> sp. (grønndusk) i prøver fra Grenlandsfjordene (1974-1976) jevnført med antatte bakgrunnsnivåer (kfr. NIVA 12.9.1977). | 192 |
| " 44. Signifikante endringer i metallkonsentrasjoner i <i>Fucus vesiculosus</i> (blæretang) fra 1974 - mai 1976 i forhold til 2. halvår 1976. Signifikansnivå er 5 prosent eller bedre. | 193 |
| " 45. Signifikante endringer i metallkonsentrasjoner i <i>Cladophora</i> sp. (grønndusk) fra 1974 - mai 1976 i forhold til 2. halvår 1976. Signifikansnivå er 5 prosent eller bedre. | 193 |
| " 46. Klorerte hydrokarboner i innmat av blåskjell (SI 1.6.77) | 200 |
| " 47. Klorerte hydrokarboner i sjøpung (SI 21.6.77). | 201 |
| " 48. Klorerte hydrokarboner i strandkrabbe (SI 26.8.77) | 201 |
| " 49. Klorerte hydrokarboner i taskekrabbe (SI 26.8.78, 1.1.78) | 202 |
| " 50. Klorerte hydrokarboner i lever av fisk fra indre Frierfjord (SI 9.9.77) | 202 |
| " 51. Gjennomsnitt og variasjonsområde for konsentrasjoner (ppm våtvekt) av HCB, OCS og PCB i filet og lever av torsk i 1975 og 1976. | 203 |

Side:

| | | |
|------------|---|-----|
| Tabell 52. | Forbindelser funnet i torskelever | 212 |
| " | 53. Forbindelser funnet i sedimentert utslippsmasse | 213 |

SAMMENDRAG, KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER

I På oppdrag fra Fylkesmannen i Telemark er det i perioden mars 1974 - mars 1977 blitt utført en undersøkelse av Skienselva, Frierfjorden og de utenforliggende fjordområder (fig. 1). Formålet med undersøkelsen var å gi en helhetlig oversikt over forurensningsproblemene i Grenlandsfjordene og årsakene til disse for dermed å legge grunnlaget for effektive rensetiltak.

Undersøkelsene har omfattet kartlegging av forurensningstilførsler, observasjoner av lagdeling, vannutskiftning, oksygenforhold, vannets gjennomskinnelighet og innhold av næringssalter, planteplanktonbiomasse, vannets algevekstegenskapet, fastsittende alger, dyresamfunn på hardbunn og bløtbunn og sedimentanalyser.

Utbredelsen av enkelte metaller og halogenerte hydrokarboner er kartlagt i ulike deler av miljøet (vannmasser, sedimenter, fastsittende alger, fisk og andre dyr). Det er utført en orienterende undersøkelse av forekomster av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i bunnsedimenter i Frierfjorden.

Det understrekes at resultatene i det vesentlige beskriver forholdene i 1974-76, og at forurensningssituasjonen totalt sett har forbedret seg siden den gang.

II De indre delene av undersøkelsesområdet er (eller var før utslippsreduksjoner blant de hardest belastede i landet med hensyn til nedbrytbart organisk materiale, gjødselstoffer (fosfor- og nitrogenforbindelser), partikulært materiale, metaller og organiske miljøgifter. Særlig alvorlig har belastningen med kvikksølv, heksaklorbenzen (HCB) og beslektede forbindelser vært. De forurensende stoffer føres i varierende grad med vannmassene ut av Frierfjorden.

III Hoveddelen av alle forurensningskategorier stammer fra industribedrifter. Kilder av spesielt stor betydning har vært eller er: Treforedlingsindustrien (organisk stoff i løst eller partikulær form), kloralkalifabrikken på Herøya (kvikksølv), magnesiumfabrikken (HCB o.l. stoffer), kunstgjødsselfabrikken (nitrogen- og fosforforbindelser), samt et smelteverk (PAH, metaller, suspendert tørrstoff).

Kommunalt kloakkvann spiller også en betydelig rolle som kilde for plantenæringsstoffer (fosfor- og nitrogenforbindelser) og lett nedbrytbart organisk stoff.

I løpet av undersøkelsesperioden har det funnet sted vesentlige reduksjoner i utslippene av kvikksølv (fra vel 600 kg pr. år i 1974 til ca. 55 kg pr. år i 1976 og av klorerte hydrokarboner (for HCB fra antatt ca. 15 kg/døgn til ca. 3 kg/døgn). Utslippene av fosfor- og nitrogenforbindelser ble redusert med ca. 25 % - i hovedsaken pga. reduserte industriutslipp.

- IV Frierfjorden har et nesten ferskt overflatelag vanligvis 2-8 m dypt, avhengig av vannføringen i Skienselva. Overflatelaget var regelmessig grumsete (høyt partikkelinnhold) og med lav gjennomskinnelighet. Siktedypet var i middel 2,5-3 m, men ofte under 2 m om sommeren. En viss forbedring ble registrert i 1976 i forhold til de to foregående år.
- V Strømmen fra Skienselva ble funnet stort sett å gå over mot Rafneslandet og følge vestsiden av fjorden utover. Større hvirvelsystemer syntes å være utbredt mellom Saltbua og Herøya, dvs. at det på denne strekningen ble registrert inngående strøm på østsiden. Også Herrebukta er et slikt bakevjeområde.
- VI Den midlere oppholdstid av overflatevannet i Frierfjorden varierte fra 1,5 - 4,5 døgn, men var betydelig kortere i selve brakkvannsstrømmen. Det intermediære vannlags (ca. 10-30 m dyp) oppholdstid, ble funnet å være i størrelsesorden 1 måned. Vannmassen under 30 m skiftes i Frierfjorden ut med lange mellomrom. Større terskeloverskyllinger med fornyelse av bunnvannet synes å finne sted med 1-3 års mellomrom, og oppholdstiden antas å variere innen intervallet 1,5 - 2,5 år.
- VII Som følge av den høye belastningen med organisk materiale (fra direkte utslipp og indirekte ved produksjon av planteplankton) forbrukes vannmassenes oksygeninnhold hurtig. I Skienselvas bunnvann var det ofte oksygenfritt (råttent vann). I Frierfjorden ble det selv i overflatelaget regelmessig observert undermetning. I vannmassen under 30-40 m var det jevnlig kritiske oksygenforhold og lange perioder med råttent vann.

Ved utskiftningsepisoder er det registrert "pakker" med råttent vann helt opp mot overflatelaget. I fjordene utenfor Brevik er også observert en del tilfeller med reduserte oksygenverdier, men ikke råttent vann.

- VIII I hele undersøkelsesområdet, inkludert Skienselva, ble det registrert høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser, men med tydelig fall i konsentrasjonene fra Frierfjorden og utover. I Frierfjorden var særlig konsentrasjonene av ammonium uvanlig høye (2-6 mg N/l). Periodevis kan dette ha medført konsentrasjoner av ammoniakk som vil være giftige overfor fisk og andre organismer. Konsentrasjonene av næringssalter (fosfor- og nitrogenforbindelser) viste nedadgående tendens i 1976 og delvis også i 1975. Dette skyldes sannsynligvis de gjennomførte utslippsreduksjoner.
- IX Forekomsten av planteplankton i fjordområdene var relativt høy, men det er ikke observert masseforekomster tilsvarende det man jevnlig har i Oslofjorden. På tross av rikelig næringstilgang var forholdene i selve Frierfjorden ikke spesielt gunstige for marine planktonalger (grunnet lav og varierende saltholdighet, grumset vann og rask utspyling med brakkvannsstrømmen, muligens også hemming ved giftstoffer).
- X Vannets innhold av metaller har stort sett vært lavt. Enkelte meget høye kvikksølvverdier (ca. 1,0 - 8,5 µg Hg/l) ble observert høsten 1975 og høsten 1976. Konsentrasjonene av bly, kobber og sink var bemerkelsesverdige lave i forhold til utslippstallene, og kan muligens skyldes at nedbrytning av kompleksdanneren (APDC) gjorde ekstraksjonen ved analysene mindre effektiv enn vanlig.
- XI Konsentrasjonene av heksaklorbenzen (HCB) var høye i Frierfjordvann inntil 1975, da utslippene ble redusert. Høsten 1976 var det et episodeutslipp som igjen resulterte i høye konsentrasjoner. Verdiene fra de ytre fjordområdene var jevnlig markert lavere enn i Frierfjorden. Polyklorerte bifenyler (PCB) viste en jevnere fordeling, selv om det var en tendens til at de høyeste konsentrasjonene ble funnet i overflatevann i Frierfjorden.

XII Aldersdatering og analyser av metaller, organisk stoff og halogenerte hydrokarboner i sedimenter har dokumentert forurensningsbelastningens utvikling over tid. Frierfjordens dypvannssedimenter har vært råtne siden ca. 1860 - 1880. Konsentrasjonene av kvikksølv i Gunnekleivfjorden er funnet å være ekstremt høye (1000 - 3000 x det antatte bakgrunnsnivå). I selve Frierfjorden lå konsentrasjonene i de øvre avsetningene på ca. 100 x det normale. Også bly og i mindre grad sink og kadmium viste forhøyede verdier (henholdsvis ca. 60, 10 og 20 x bakgrunnsverdiene). Konsentrasjonene av alle metaller avtok hurtig med økende avstand fra munningen av Skienselva, men kvikksølvbelastningen var tydelig helt ut til Langesundsbukta.

Sedimentenes rolle, som mulig fortsatt kilde til kvikksølvforurensning i vann og fisk, er viktig å få avklart.

Også halogenerte hydrokarboner ble påvist i høye konsentrasjoner i Frierfjordsedimentene, med raskt avtagende nivåer lenger ut. Ved siden av de identifiserte stoffene (HCB, etc.) ble det registrert til dels store mengder av andre uidentifiserte klorerte forbindelser. Disse stoffene er senere i hovedsaken blitt identifisert.

En orienterende undersøkelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) påviste høye konsentrasjoner (20 - 46 mg/kg tørrvekt) i Frierfjordens bunnsedimenter. *Utbredelsen av PAH-forurensningen i Skienselva og Frierfjorden bør undersøkes nærmere.*

XIII Med unntak for kvikksølv og mangan viste metallkonsentrasjonene i alger stort sett normale nivåer, bortsett fra enkelte forhøyede verdier for bly og sink. I forhold til bakgrunnsnivået lå konsentrasjonene av kvikksølv ca. 2 - 10 (40) ganger og av mangan ca. 10 - 50 (100) ganger høyere. For begge metaller var det markert minskning med økende avstand fra Herøya og henimot normalkonsentrasjoner på de ytterste lokalitetene (Langesundsbukta). I materialet fra 1976 var det tendens til lavere metallinnhold enn i algeprøvene fra 1974-75. Tendensen var mest markert utenfor Frierfjorden.

XIV Også i fisk og andre dyr var det bare mangan og kvikksølv som viste vesentlige forhøyede verdier. Konsentrasjonene av kvikksølv i fisk fra Frierfjorden har til dels ligget mellom de to vanlig brukte grenseverdier for konsumfisk (0,5 - 1 mg/kg våtvekt). I følge veterinærmyndighetenes undersøkelser viste konsentrasjonene synkende tendens inntil 1974, men klart høyere verdier igjen i 1975-76. Fisk fanget i fjordene utenfor Brevik har stort sett vist lavere konsentrasjoner enn 0,5 mg/kg. *Undersøkelser av kvikksølvinnholdet i fisk inngår som en del av det løpende overvåkningsprogrammet for forurensninger i Grenlandsfjordene.*

XV Høye konsentrasjoner av halogenerte hydrokarboner ble funnet i prøver av bl.a. fisk og blåskjell. Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og polyklorerte bifenyler (PCB) har opptrådt i størst mengde. Med unntak for PCB har konsentrasjoner utenfor Brevik i middel vært fra 1/10 til 1/100 av konsentrasjonene i Frierfjorden.

Etter utslippsreduksjoner sommeren 1975 har konsentrasjonene av HCB i fisk og blåskjell vist klar nedgang. Til en viss grad gjelder det samme OCS, mens nivåene av PCB ikke har vist noen spesiell tendens. På grunnlag av egne undersøkelser konkluderte Fiskeridirektoratet sommeren 1978 med at det bør advares mot å spise lever fra all fisk fanget i Grenlandsfjordene på grunn av høyt innhold av klorerte hydrokarboner. Filet av fisk fanget i Frierfjorden kan spises 2 - 3 ganger ukentlig, mens filet av fisk fanget i Eidanger- og Ornefjorden kan spises uten restriksjoner. *Dette problemet blir fulgt nøye i det løpende overvåkningsprogrammet for Grenlandsfjordene.*

XVI Samfunnene av fastsittende alger var i Frierfjorden dominert av et fåtall arter av grønnalger, og nedre grense for algevekst lå på 1-2 m. Massebegroingen av et par tolerante arter og mangelen på normalt utviklet marin vegetasjon skyldes kombinasjon av høy næringstilgang, ferskvannspåvirkning, dårlige lysforhold og nedslamming, muligens også veksthemmende stoffer.

Algefloraen i områdene utenfor Brevik bar preg av høyere saltholdighet i overflatelaget enn i Frierfjorden og en lavere belastning av gjødselstoffer og partikler.

Nedre grense for algevekst økte fra 4-6 m i Brevikområdet til over 15 m i Langesundsbukta. Samtidig forandret algevegetasjonen seg fra grønnalgedominans til et artsrikere samfunn med mer vanlig fordeling mellom gruppene grønnalger, brunalger og rødalger. Det var visse indikasjoner på at reduksjonene i utslipp av næringssalter i 1975-76 kunne spores på algesamfunnenes endringer i de ytre fjordene.

XVII Bløtbunnfaunaen i Frierfjorden var meget redusert, og artsantallet var lite. Fra ca. 20 m dyp var oksygenmangel en av hovedårsakene til dette. Det kan antas at størstedelen av bunnarealet i lange perioder er uten høyerestående liv.

Undersøkelser av bløtbunnsfaunaen i Langesundsfjorden gav inntrykk av et sunt organismsamfunn.

XVIII Det er allerede iverksatt og planlagt en rekke rensetiltak for å bedre forholdene i Skienselva og Grenlandsfjordene. Reduksjonen av utslippene til Skienselva og Frierfjorden tjener to formål: dels redusere belastningen på disse to områdene og dels redusere transporten av forurensninger fra Frierfjorden til fjordområdene utenfor. Forekomstene av kvikksølv og de typer klorerte hydrokarboner som kommer fra magnesiumsfabrikken på Herøya, antas etterhvert å bli akseptable. Utslippene av fosfor og delvis nitrogen er også i ferd med å bli betydelig redusert.

På bakgrunn av resultatene fra 1976 og 1977 kan en vente en klar forbedring av forurensningstilstanden i Frierfjordens overflatelag, når rensetiltakene er gjennomført. Det er imidlertid uvisst hvor langt denne forbedring i vannkvalitet og biologiske forhold vil gå. *Sannsynligvis vil tilførselene av plantenæringsstoffer og partikulært materiale fortsatt være så store at de preger forholdene i overflatelaget hele året.*

På grunn av reduserte utslipp og trolig også redusert algevekst i overflatelaget vil belastningen med nedbrytbart organisk materiale på Frierfjordens dypvann avta, og en bedring i oksygenforholdene kan ventes. *En må imidlertid fortsatt regne med kritiske oksygenforhold i lange perioder.*

Mest markert bedring i forurensningstilstanden kan en vente å få i fjordområdene utenfor Brevik, ettersom både de direkte utslipp og transporten av forurensninger fra Frierfjorden blir sterkt redusert. Dette bør gi utslag både ved forbedrede hydrokjemiske og biologiske forhold i overflatelaget og ved bedre oksygenforhold i dypvannet.

Skienselva er overbelastet med nedbrytbart organisk stoff. Ved fremtidige tiltak bør en derfor tilstrebe å redusere utslippene så langt som mulig.

Tilførsler av suspendert partikulært materiale betyr mye for utseendet av Skienselvas og Frierfjordens overflatelag. Den del av dette materialet som avsettes i Frierfjorden vil langsomt gi en tildekking av forurensede sedimenter. Men materialet vil også bidra til en tilslamming som forringer vekstvilkårene for bunnfaunaen. En reduksjon av utslippene er sterkt å anbefale, særlig da for trefiber, bark og annet organisk materiale som kan råtne på bunnen.

Mulige miljømessige virkninger av PAH-utslippene er ukjent. Stoffenes skadelige egenskaper og utslippenes omfang tilsier imidlertid at utslippene bør søkes redusert.

Gunnekleivfjorden er i dag sterkt forurenset av industrielt og kommunalt avløpsvann. Det bør lages en plan for hva som skal gjøres med dette området, med en målsetting for fjordens fremtidige bruk og tilstand.

- XIX For både Skienselva, Frierfjorden og fjordområdene utenfor Brevik gjelder at forurensningsproblemene er størst i overflatelaget og nær bunnen. Forholdene kan bare forbedres ved å redusere belastningen av forurensende stoff, vanligvis ved rensing. Etter forutgående rensing anbefales som hovedprinsipp at avløpsvannet ledes ut som dyputslipp, dvs. med innlagring under overflatelaget. Dette bør imidlertid i hvert tilfelle vurderes på bakgrunn av avløpsvannets sammensetning, forventede virkninger på resipienten og strømforholdene i det aktuelle utslippsområdet.

1. INNLEDNING

Som en følge av økende industrialisering og voksende befolkning ble Skienselva og Grenlandsfjordene særlig etter 1950 tilført stadig større mengder avløpsvann fra industri og husholdning. Det dreide seg spesielt om plantenæringsstoffer (fosfor- og nitrogenforbindelser), nedbrytbart organisk materiale, partikulært organisk og uorganisk materiale, metaller og klorerte hydrokarboner.

Utslippene satte etterhvert et tydelig preg på forholdene, spesielt i Skienselva, Frierfjorden og Gunnekleivfjorden, og fra slutten av 1960-årene begynte forurensingssituasjonen i Grenlandsfjordene for alvor å vekke bekymring. Høye konsentrasjoner av kvikksølv i torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden ble påvist i 1968. I sommerhalvåret var vannmassene preget av algeoppblomstringer som følge av overgjødning med plantenæringsstoffer. Ved årsskiftet 1972/73 ble det nedsatt forbud mot fangst av brisling på grunn av ubehagelig lukt og smak på råstoffet.

Etter oppdrag fra Fylkesmannen i Telemark har NIVA i tidsrommet mars 1974 - februar 1977 utført en omfattende undersøkelse av forurensingssituasjonen i Skienselva og Grenlandsfjordene. Bakgrunnen for undersøkelsene var forvaltningsmyndighetenes behov for en oversikt over de forskjellige sider ved forurensingssituasjonen i fjordområdene, dels med sikte på iverksettelse av rensetiltak for å forbedre forholdene, og dels med sikte på den fremtidige utnyttelse av fjordområdene til resipientformål.

I NIVAs forslag til undersøkelsesprogram (NIVA 9.11.1973) ble formålet med undersøkelsene definert slik:

- 1) *Beskrive fjordsystemets alminnelige forurensningstilstand og eventuelle spesielle, lokale forurensningsvirkninger*
- 2) *Gi grunnlag for å vurdere hvordan den eksisterende tilstand kunne utbedres*
- 3) *Gi grunnlag for vurdering av fjordområdenes fremtidige utnyttelse som resipienter.*

Innsatsen ble konsentrert om følgende arbeidsoppgaver:

- a. Kartlegging og kvantifisering av forurensende utslipp til Skienselva og fjordområdene.
- b. Undersøkelser av:
 - Utslippenes fortynning, spredning og oppholdstid i fjordene og i Skienselva.
 - Bunn sedimentenes innhold av bl.a. organisk stoff og miljøgifter.
 - Biologiske forhold, spesielt av strandvegetasjon og bløtbunnsfauna.
 - Miljøgifter i fisk og andre organismer.

Feltarbeidet begynte i mars 1974, og på grunnlag av erfaringer og resultater ble egne programforslag utarbeidet for 1975 og 1976 (NIVA 28.5.1975, 29.2.1976). Den opprinnelige målsettingen ble beholdt, men etterhvert som forurensning av miljøgifter avtegnet seg som et hovedproblem, ble mye av innsatsen konsentrert om dette.

Fra NIVAs side er det underveis blitt utarbeidet en rekke mer eller mindre foreløpige rapporter fra undersøkelsene. De viktigste er i alt 8 fremdriftsrapporter som er listet opp på omslagets annen side. I tillegg er det utarbeidet en rekke toktrapper og notater.

Av andre institusjoner som i 1974-76 var engasjert i miljøproblemene i Grenlandsfjordene må nevnes Sentralinstitutt for industriell forskning. (SI 16.7.1975, 29.11.1976, 20.10.1977), Veterinærmyndighetene (se bl.a. Hoff 1977) og Norsk Hydro A/S (Böckman et.al. 1976).

Foreliggende rapport gir en ajourført presentasjon og vurdering av resultatene fra de enkelte fagområder som har inngått i undersøkelsene, og avsluttes med en sammenfattende vurdering av forurensningssituasjonen i Grenlandsfjordene og Skienselva.

2. GENERELL BESKRIVELSE AV GRENLANDSFJORDENE

2.1 Topografi og ferskvannstilførsel

Et oversiktskart over Skienselva og Grenlandsfjordene er vist på fig. 1. Skienselva på strekningen Skien-Frierfjorden er ca. 10 km lang. På elvestrekningen fins flere dype bassenger, med 32 m dyp ved Porsgrunn bybro som det dypeste. Minste dyp er ca. 7 m. Skiensvassdraget er sterkt regulert, og det aritmetriske middel av vannføringen i Skienselva for tidsrommet 1937-67 var ca. $270 \text{ m}^3/\text{s}$, ifølge opplysninger fra Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen. Vannføringen er karakterisert av en vårflom i tidsrommet april-juni (opptil ca. $800 \text{ m}^3/\text{s}$) og vanligvis minimum vannføring i tidsrommet juli-august (ned til ca. $45 \text{ m}^3/\text{s}$). Ukemidler av vannføringen målt ved Skotfoss i tidsrommet januar 1974 - desember 1977 er vist i fig. 2.

Gunnekleivfjorden er et relativt vidt og grunt område. Overflatearealet er ca. 1 km^2 , og største dyp er ca. 11 m like innenfor kanalen mot Skienselva. Denne kanalen har et minste dyp på ca. 2.2 m. I sør har Gunnekleivfjorden forbindelse med Frierfjorden gjennom en smal og grunn (2.3 m) kanal. I tillegg til innstrømmende brakkvann fra Skienselva, tilføres Gunnekleivfjorden $2.5-3 \text{ m}^3/\text{s}$ ferskvann, i hovedsaken som kjølevann fra Porsgrunn Fabrikker.

Frierfjorden (Fig 1 og 3) består av et relativt vidt og dypt (maks dyp ca 98 m) fjordbasseng som i sør smalner av og har forbindelse med de ytre fjordområder gjennom Brevikstrømmen. Overflatearealet innenfor Brevik er ca 17.5 km^2 .

Innerst inne i fjorden ligger Herrebukta med et største dyp på ca. 58 m. Mellom Herrebukta og selve Frierfjorden ligger et grunt område (25-40 m) som er gjennomskåret av en smal renne med største dyp 53 m.

I den smale Brevikstrømmen ligger terskelen til Frierfjorden. Terskelen har et største dyp på ca. 23 m, men er i dette dyp så smal at den effektive gjennomstrømmingen trolig skjer fra ca. 20 m og høyere.

Frierfjorden får det alt vesentlige av sin ferskvannstilførsel fra Skienselva.

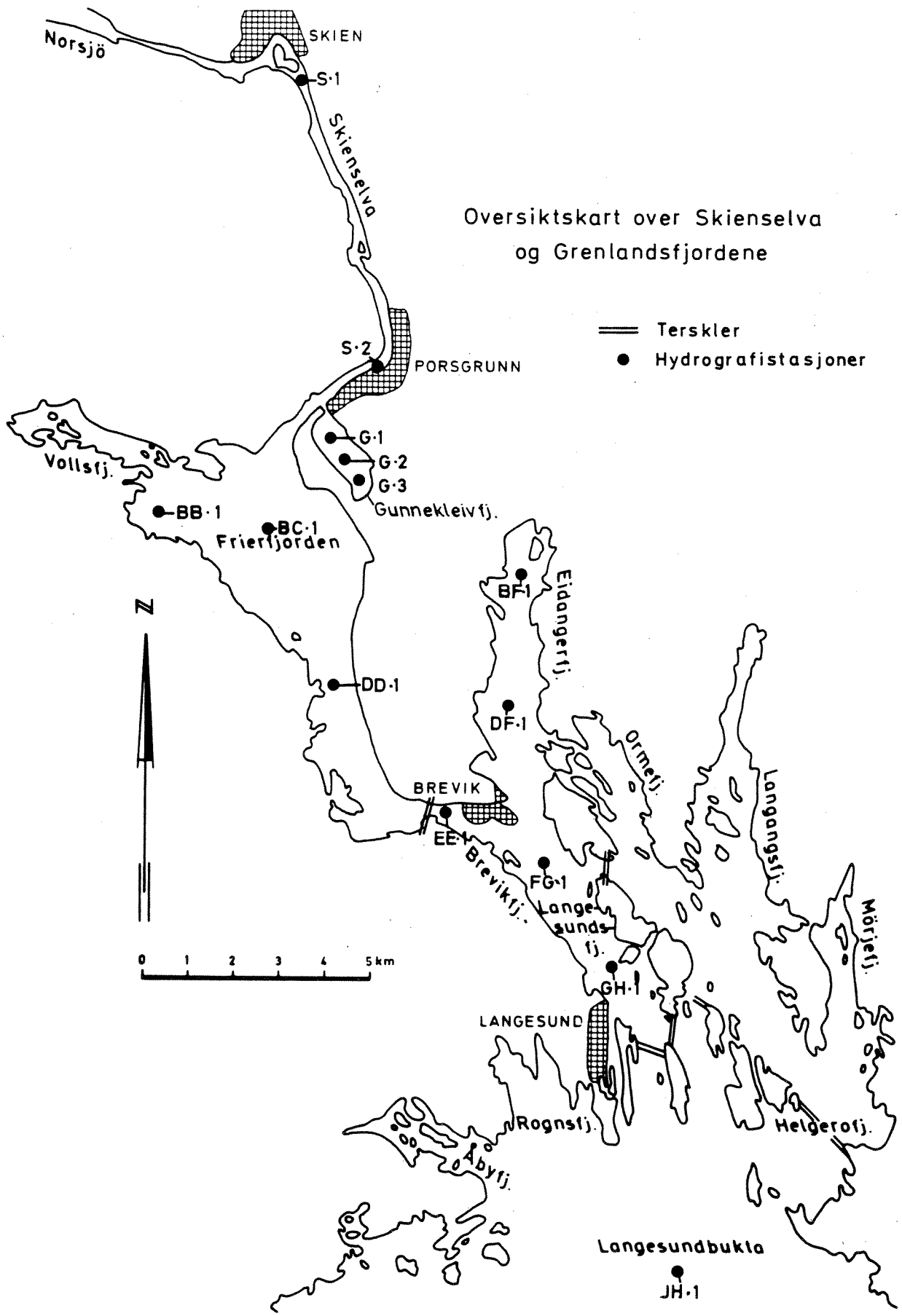


Fig. 1. Oversiktskart over Skienelva og Grenlandsfjordene.

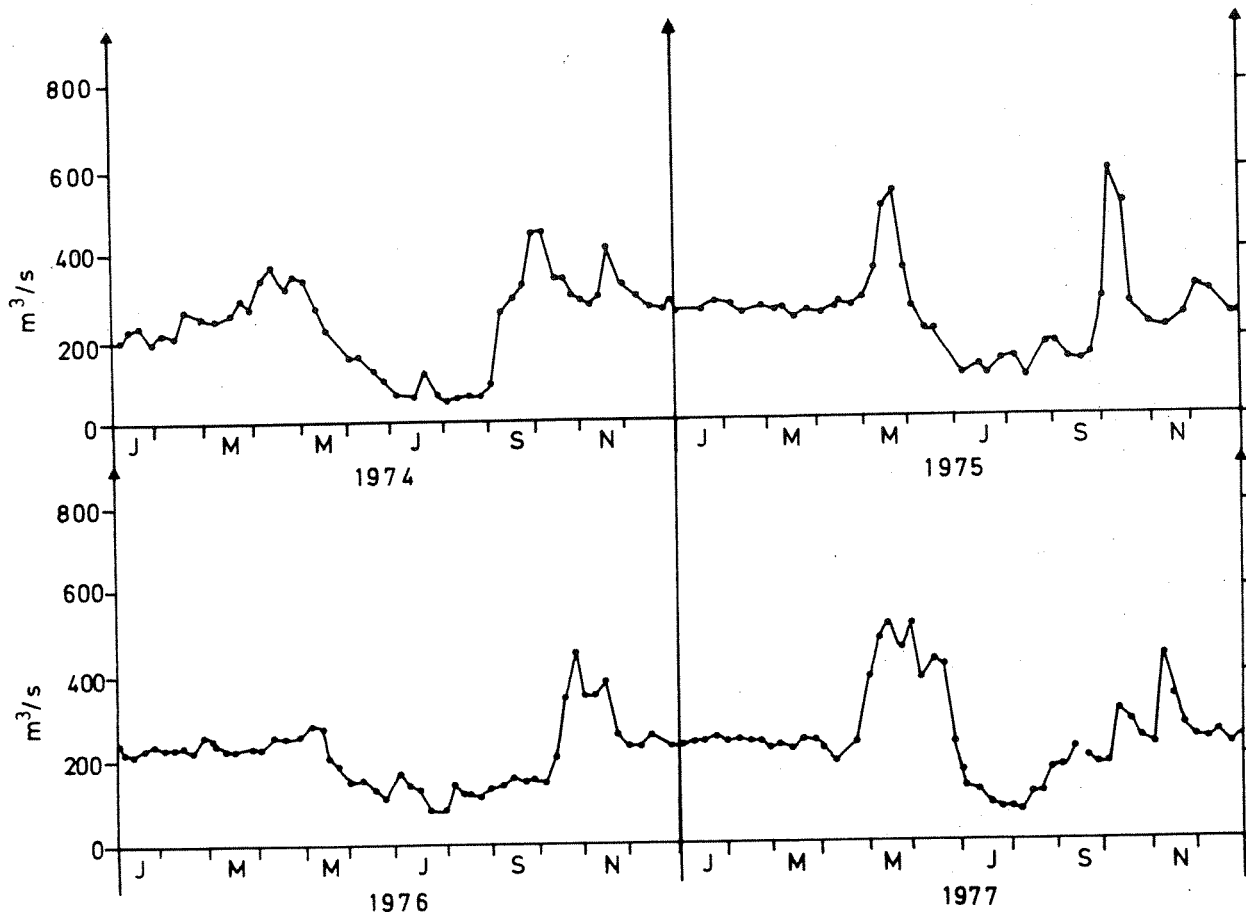


Fig. 2. Ukemidler av vannføringen i Skienselva målt ved Skotfoss.

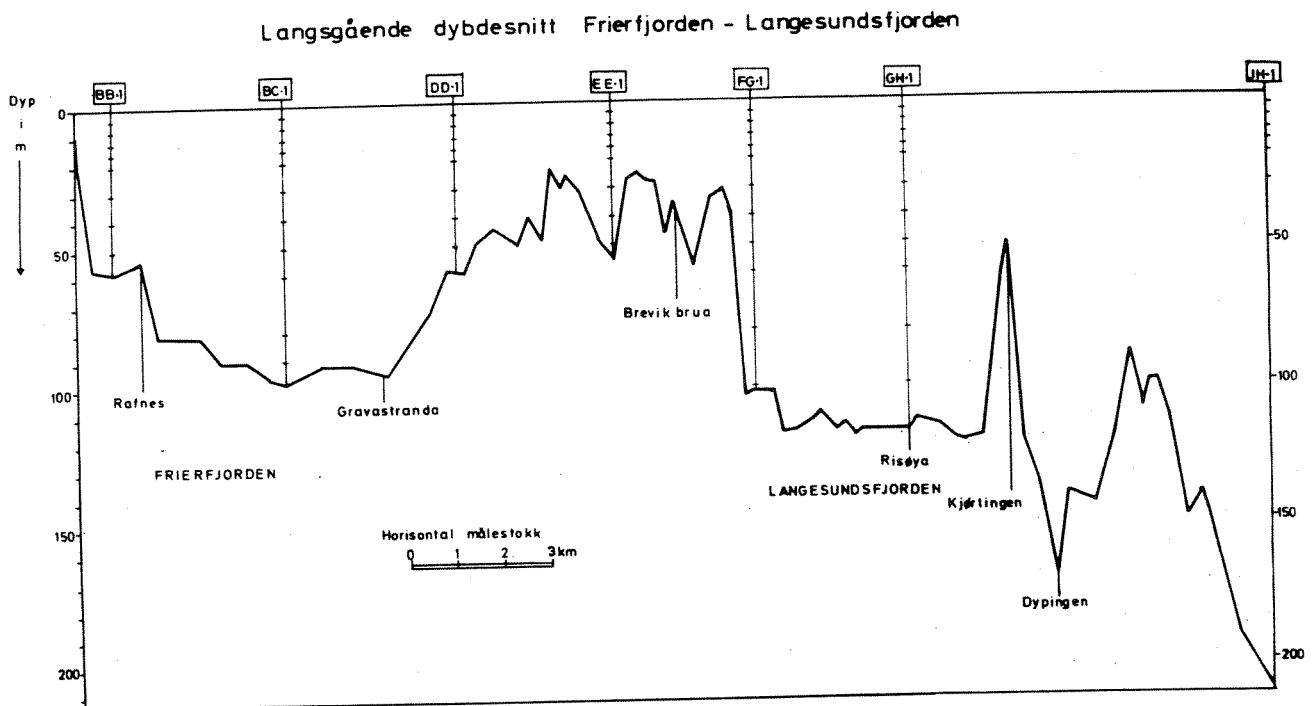


Fig. 3. Langsgående dybdesnitt Frierfjorden - Langesundsbukta.

Eidangerfjorden, Brevikfjorden og Langesundsfjorden er alle relativt smale, med bredde 0.7-1.5 km. Innerst i Eidangerfjorden øker dypet raskt ned til ca 70 m for så å øke mer gradvis til ca 123 m i søndre del av Langesundsfjorden. Her innsnevres fjorden, og dypet avtar til en terskel med største dyp ca 50 m. På Langesundsbukta øker dypet raskt til over 200 m.

2.2 Vannmasser

Vannmassene i Skienselva fra Skien til Frierfjorden kan inndeles i et overflatelag og et underliggende sjøvannslag. Overflatelagets saltholdighet varierer stort sett innenfor området 0 - ca 8 ‰, i hovedsaken som følge av vekslende vannføring. Tykkelsen av overflatelaget avtar fra Skien mot Frierfjorden, og varierer også med vannføringen.

Med unntak for dypbassengene, beveger sjøvannslaget seg langsomt oppover elva. I dypbassengene fornyes vannmassene bare når særlig tungt (kaldt og salt) vann transporteres oppover elva.

Vannmassene i fjordområdene kan generelt inndeles i tre lag (Fig. 4), et overflatelag, et intermediært lag som strekker seg ned til terskeldypet eller noe under, og dypvannet. Overgangen fra overflatelag til det intermediære lag er markert av en sterk økning i saltholdigheten, og det omtales oftest som et sprangsjikt.

Tykkelsen av overflatelaget i Frierfjorden og de utenforliggende fjordområder varierer mellom ca 2 og 8 m, avhengig av ferskvannstilførselen og vindforholdene. Saltholdighet varierer innenfor området ca 0.5-10 ‰ for Frierfjorden og innenfor området ca 2-26 ‰ i områdene utenfor Brevik. Denne brakkvannsmassen strømmer raskt ut gjennom fjordområdene.

I Frierfjorden begynner det intermediære lag oftest i 8-10 m dyp og når ned til ca 30 m dyp. I områdene utenfor Brevik når det intermediære lag vanligvis ned til 50-60 m dyp. Ved varierende hydrografiske forhold kan imidlertid nedre grense ligge høyere, rundt 20 m, eller også kan det intermediære vannlag være helt borte.

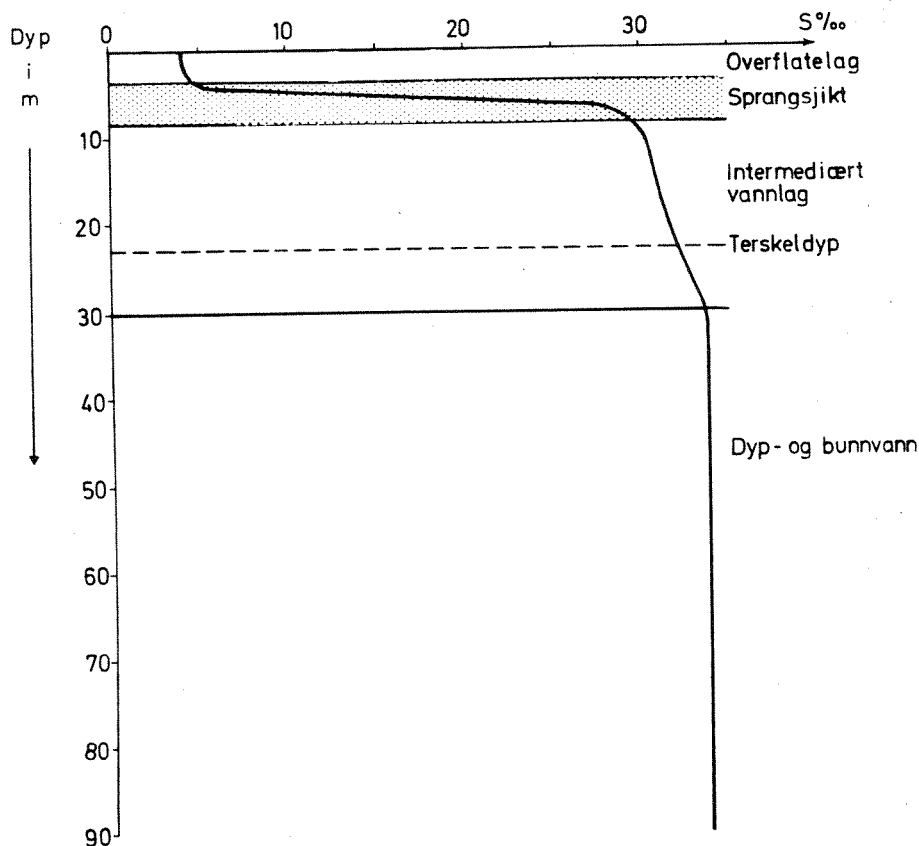


Fig. 4. Generell vertikal inndeling av Frierfjordens vannmasser.

Utskiftningen av det intermediære vannlag i fjordområdene er i hovedsaken resultat av tidevann, den estuarine kompensasjonsstrøm og mer sporadiske innstrømminger av nytt vann over terskelene ved Kjørtingen og ved Brevik. For en generell beskrivelse av disse utskiftningsprosesser henvises til Fremdriftsrapport nr. 4 (NIVA, 18.5.1976).

Dypvannet i Frierfjorden ligger vanligvis mellom ca. 30 m og bunn. Det skiller seg fra det overliggende intermediære vannlag ved at det oftest er meget homogent hva temperatur og saltholdighet angår, og periodevis er helt stagnant. Saltholdigheten synes å variere innenfor området 33.5-34.5‰.

Dypvannet i Eidanger-, Brevik- og Langesundsfjorden ligger oftest mellom 60-70 m og bunn. Det er imidlertid mindre homogent og fornyes oftere enn Frierfjordens dypvann.

Dypvannet i fjordområdene fornyes under større innstrømminger av relativt tunge vannmasser fra Skagerrak.

2.3 Forurensningstilførsler

Grenlandsfjordene og Skienselva tilføres en lang rekke stoffer som bidrar til å forurense vannmassene. Vi kan nevne:

- Plantenæringsstoffer, spesielt fosfor- og nitrogenforbindelser
- Nedbrytbart organisk materiale
- Potensielle miljøgifter, spesielt metaller, klorerte organiske forbindelser, polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og fenoler
- Olje
- Partikulært materiale og søppel
- Bakterier og virus

Ved de utførte undersøkelsene har oppmerksomheten i første rekke vært rettet mot de tre førstnevnte kategorier og kartlegging av kilder og grove beregninger av utslippenes omfang ble foretatt i 1972-73 og 1975 (NIVA, juli 1973, og NIVA, 25.11.1976). Vi skal her ajourføre utslipptallene for fjordundersøkelsens siste år, altså 1976.

Plantenæringsstoffer, nedbrytbart organisk stoff.

Som grunnlagsmateriale benyttes utslippstall som NIVA har fått oppgitt ved henvendelse til Porsgrunn og Skien kommuner, Union Bruk A/S, Skotfoss Bruk, Myren Tresliperi og Bamble Cellulosefabrikk A/S. For Norsk Hydro a.s., Porsgrunn Fabrikker, er benyttet bedriftens "Oversikt over utslipp til sjø av forskjellige komponenter fra Norsk Hydro a.s. Porsgrunn Fabrikker. Tidsrom 1.1.1976-31.12.1976."

Denne type utslipp kommer både fra husholdningskloakk og industrielt avløpsvann. For sammenlikningens skyld er alle utslipp omregnet til person-ekvivalenter (p.e.) under antakelse om at 1 p.e. tilsvarer:

| | |
|-----------------------------------|---------------------|
| Biokjemisk oksygenforbruk BOF_7 | : 75 g O/døgn |
| Total nitrogen | Tot-N: 12 g N/døgn |
| Total fosfor | Tot-P: 2.5 g P/døgn |

Midlere tilførsler til Skienselva og Frierfjorden for 1976 er beregnet og gjengitt i tabell 1 og tabell 2. I fig. 5 er utslippene i 1976 sidestilt med utslippene i 1972. Fosforutslippet i 1972 er da omregnet etter 1 p.e. = 2.5 gP/døgn i stedet for 3 gP/døgn som ble anvendt for 1972.

Vi vil tilføye at treforedlingsbedriftene ved Skienselva slapp ut ca. 3.700 tonn bark og ca. 5 200 tonn trefiber i 1976. Treforedlingsindustrien ved Frierfjorden slapp ut ca. 200 tonn bark og ca. 450 tonn trefiber i 1976.

Tabell 1 OVERSIKT OVER TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF, NITROGEN OG FOSFOR TIL SKIENSELVA MELLOM NORSJØ OG FRIERFJORDEN I 1976, OMREGNET TIL PERSONEKVIVALENTER (p.e.).

| Kilde | Organisk stoff p.e. | Total nitrogen p.e. | Total fosfor p.e. |
|---|------------------------|------------------------|----------------------|
| Befolkning | 55 000 (13%) | 57 000 (56%) | 54 000 (65%) |
| Treforedlingsindustri ¹ | 350 000 (84%) | 22 000 (21%) | 24 000 (29%) |
| Div annen industri ² | 7 700 (2%) | 800 (1%) | 2 400 (3%) |
| Avrenning fra jordbruk, skog og annet areal ² | 4 500 (1%) | 23 000 (22%) | 2 400 (3%) |
| | 417 200 (100%) | 102 800 (100%) | 82 800 (100%) |

¹ Fordelt på 350 produksjonsdøgn. For fosfor og nitrogen er tallene meget usikre.

² Benytter tall fra NIVA (juli 1973).

Tabell 2 OVERSIKT OVER TILFØRSLER AV ORGANISK STOFF, NITROGEN OG FOSFOR TIL FRIERFJORDEN i 1976, OMREGNET TIL PERSONEKVIVALENTER (p.e.)

| Kilde | Organisk stoff p.e. (som BOF ₇) | Total nitrogen p.e. | Total fosfor p.e. |
|---|--|------------------------|----------------------|
| Fra Skienselva ¹ | 417 200 (88%) | 102 800 (7%) | 82 800 (39%) |
| Befolkning | 5 700 (1%) | 5 700 (0.4%) | 5 700 (3%) |
| Industri ² | 52 500 (11%) | 1 329 000 (91.5%) | 120 000 (57%) |
| Avrenning fra jordbruk, skog og annet areal ³ | - | 15 500 (1%) | 1 600 (1%) |
| | 475 400 (100%) | 1 453 000 (100%) | 210 100 (100%) |

¹ Fra tabell 1.

² Norsk Hydro A/S og Bamble Cellulose A/S

³ Etter NIVA (juli 1973).

I Tabell 2 er antatt at tilførselene til Skienselva i sin helhet transporteres til Frierfjorden. En del, spesielt organisk stoff, vil sedimentere underveis, og tallene er derfor i høyeste laget. Av mangel på korrekte tall er de imidlertid benyttet.

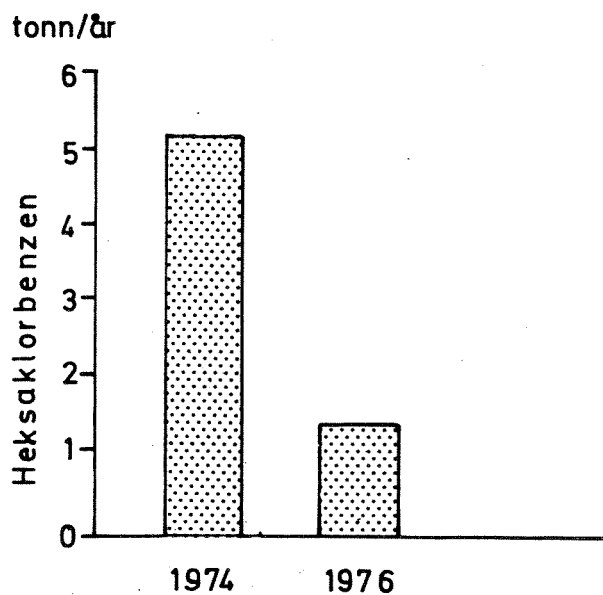
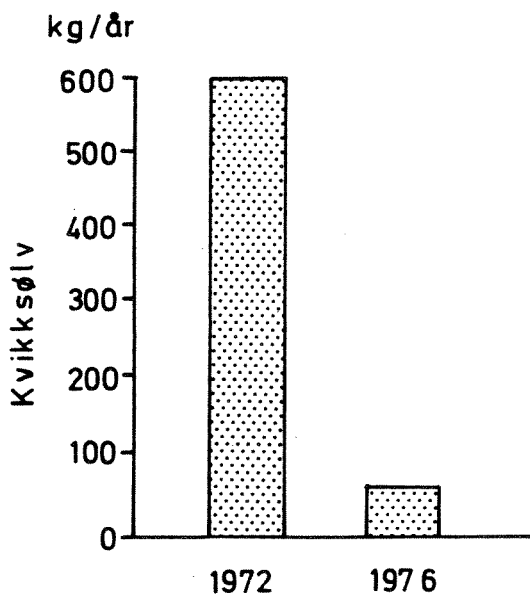
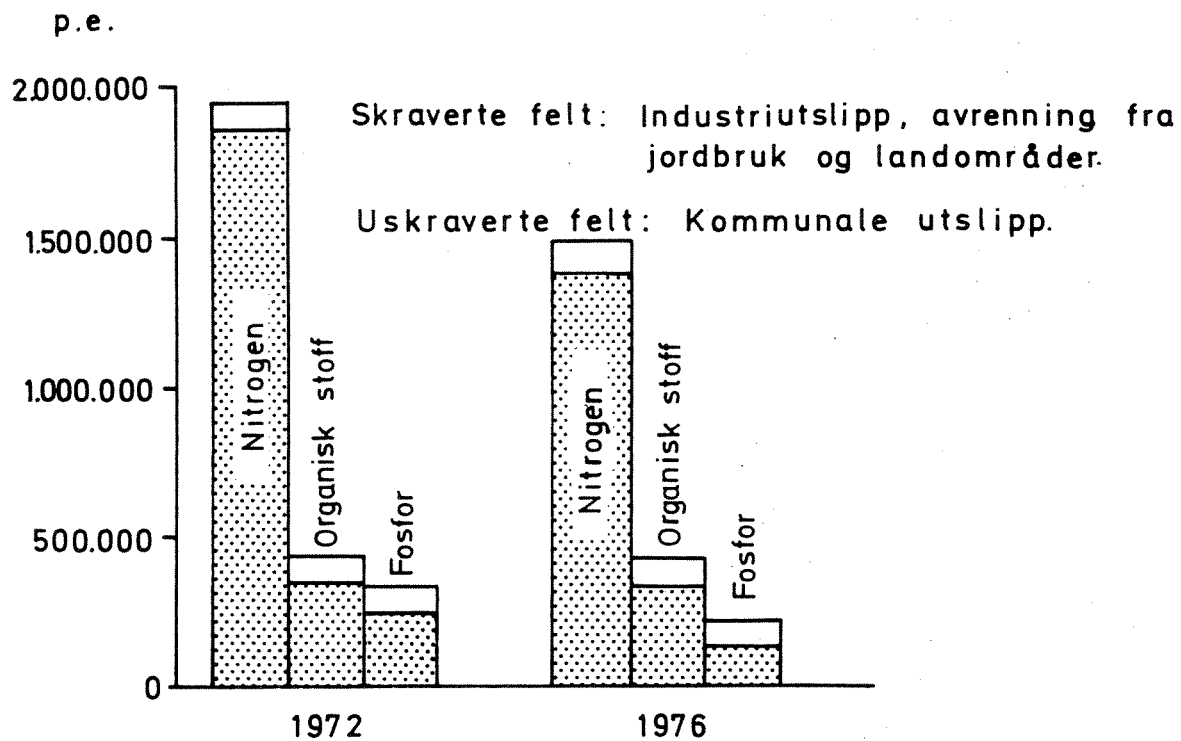


Fig. 5. Tilførsler av enkelte stoffer til Frierfjorden i 1972 og 1976.

Potensielle miljøgifter.

I det etterfølgende er gitt en oversikt over utslippene av enkelte avfallsstoffer til vann fra Norsk Hydro A/S, Elkem-Spigerverket A/S (PEA) og fra bedrifter som foretar overflatebehandling av metallvarer for tidsrommet 1974-76. Målsettingen har vært å få tall for kjente utslipp av miljøgifter fra industrien i området, og utslippene fra Norsk Hydro og PEA er antatt å være de dominerende i fjordområdet. Det ble ikke samlet inn opplysninger om utslipp fra andre bedrifter, da man antok at bidragene fra annen industri utgjør en forholdsvis liten del av miljøgiftene som tilføres resipienten.

Det er i stor grad et skjønnsspørsmål hvorvidt en forbindelse skal betegnes som miljøgift. Et stoffs skadevirkning avhenger ikke bare av konsentrasjon og belastningens varighet. Ytre miljøforhold som temperatur, saltholdighet, oksygenkonsentrasjon, surhetsgrad, vannets innhold av organisk materiale, stoffenes tilstandsform og nedbrytbarhet vil også være av betydning. Stoffer som ved lave konsentrasjoner i vannet kan være smaksfremkallende, akutt giftige eller skadelige ved lang eksponeringstid er her betegnet som miljøgifter.

Utslippene av avløpsvann fra Norsk Hydro og PEA er gitt enkeltvis. Først er bedriftenes totale utslippsmengder angitt, og det er foretatt en utvelgelse av de stoffer i utslippene som antas å tilhøre gruppens miljøgifter. Deretter følger en oversikt over de antatte maksimale utslipp av tungmetaller fra galvanoteknisk industri.

Tabell 3. Utslipp av noen avfallsstoffer til Frierfjorden (F) og Gunnekleivfjorden (G) fra Norsk Hydro a.s., Porsgrunn Fabrikker, i siste halvår 1974, i 1975 og 1976.

| Stoff | Utslipp kg/døgn | | | Resipient |
|----------------------------|-----------------|------------------|-------|-----------|
| | 1974 | 1975 | 1976 | |
| Ammonium - N | 11 970 | 9 160 | 8 350 | F + G |
| Nitrat - N | 6 890 | 5 010 | 5 010 | F |
| Urea - N | 3 080 | 2 580 | 2 560 | F |
| Fosfat - P | 550 | 370 | 280 | F |
| Sot | 11 500 | 9 500 | 8 620 | F |
| Kullstøv | 1 120 | 830 | 740 | F |
| Slimbekjempningsmiddel | 30 | 25 | 21 | G |
| Vinylklorid | 150 | 22 | 5 | F |
| PVC | 1 500 | 629 | 1 200 | F |
| Katalysator og inhibitorer | 3 | 0.4 | 0.2 | F |
| Metanol | 420 | 355 | 485 | G |
| Kopper | - | - | 1 | F |
| Kvikksølv | 1.5 | 1.1 ^x | 0.15 | F + G |
| Fenol | 170 | - | - | F |
| Tjærestoffer | 250 | - | - | F + G |
| Herav: | | | | |
| Heksaklorbenzen | 13.7 | 8.3 ^x | 3.7 | F + G |
| Pentaklorbenzen | 3.6 | 2.6 ^x | 0.13 | F + G |
| Tribromfenol | 27 | 1.6 ^x | 0.1 | F |
| Triklorfenol | 2.4 | 1.4 ^x | 0.1 | F |
| Diklorfenol | - | 0.6 ^x | 0.03 | F |

^x Regnet som årsmiddel. Fra 1.7.1975 ble utslippene redusert med 80-90% relativt til 1974-nivået.

Utslippstallene fra Norsk Hydro A/S, Porsgrunn Fabrikker, stammer fra NIVA (25.11.1976) og Norsk Hydro A/S (1977).

Oppfattet i vid forstand kan følgende stoffer i tabell 3 antas å tilhøre gruppen potensielle miljøgifter:

| | |
|-----------------------|------------------------------|
| Tjærestoffer | Kvikksølv |
| Heksaklorbenzen | Katalysatorer og inhibitorer |
| Pentaklorbenzen | Tungmetaller i sot |
| Fenol | |
| Diklorfenol | |
| Triklorfenol | |
| Tribromfenol | |
| Vinylklorid | |
| Slimbekjempingsmiddel | |

I utslippene av sot kan finnes en del metaller. Mengden av metaller som tilføres resipienten med disse avfallsstoffene er ukjent. Det vil også forekomme utslipp av andre organiske forbindelser enn de som er angitt i tabell 3.

Elkem-Spigerverket A/S har oversendt NIVA data for utslipp av avfallsstoffer med prosessavløpsvann fra PEA. Utslippstallene refererer til representative prøver av avløpsvann tatt av bedriften to ganger pr. år i 1975 og 1976, og prøvene er analysert ved NIVA og SI. Utslippsmengder pr døgn er beregnet av bedriften på grunnlag av anslåtte avløpsvannmengder.

Analysene av metaller i prosessavløpsvann er foretatt på filtrert og ufiltrert prøve. Tabell 4 gir derfor et inntrykk av mengden av metaller som foreligger partikulært og oppløst i avløpsvannet.

Tabell 4. UTSLIPP MED PROSESSAVLØPSVANN FRA ELKEM-SPIGERVERKET A/S, PEA, 1975 og 1976.

| Stoff | Utslipp kg/døgn | | Kommentar: |
|---|-----------------|------|--|
| | 1975 | 1976 | |
| Mangan - Mn | 386 | 491 | Utslippsmengden er sum av partikulært og oppløst materiale (analysert på ufiltrerte prøver). |
| Sink - Zn | 63 | 19.1 | |
| Bly - Pb | 25.5 | 8.6 | |
| Cyanid - total CN | 103 | 23.9 | |
| Organisk karbon - C | 241 | 100 | |
| Fenoler - C ₆ H ₅ OH | 1.7 | 0.7 | |
| Polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) | 10,4 | 9.1 | |
| Suspendert tørrstoff | 1753 | 2978 | |
| Mangan - Mn | 18 | 59 | |
| Sink - Zn | 49.3 | 7.3 | |
| Bly - Pb | 0.3 | 3.5 | |

Mangan og bly foreligger særlig partikulært, mens sink i større grad er oppløst i avløpsvannet.

Følgende komponenter i tabell 4 beregnes til gruppen miljøgifter:

| | |
|--------|-------------------------|
| Sink | Fenoler |
| Bly | Polycykliske aromatiske |
| Cyanid | hydrokarboner (PAH) |

En del forbindelser av gruppen PAH har kreftfremkallende egenskaper. Det kan antas at disse utgjør 2 - 5% av totalbelastningen.

Maksimalutslipp til vann av potensielle miljøgifter fra galvaniske bedrifter og fotolaboratorier i 1975 har tidligere blitt anslått (NIVA 25.11.1976). Vi har ikke grunnlag for å anta at det har skjedd endringer av betydning i utslippene i 1976, og betrakter derfor 1975-tallene som representative for 1976 også.

Tabell 5. ANTATT UTSLIPP TIL VANN AV TUNGMETALLER FRA GALVANISKE BEDRIFTER I 1975 og 1976.

| Tungmetall | Utslipp | |
|------------|---------|---------|
| | kg/døgn | tonn/år |
| Krom | <10 | < 2.5 |
| Jern | <50 | <12.5 |
| Nikkel | <10 | < 2.5 |
| Kobber | <10 | < 2.5 |
| Sink | <10 | < 2.5 |
| Bly | < 1 | < 0.25 |
| Kadmium | < 1 | < 0.25 |

Utslipet av sølv fra fotolaboratorier er antatt å være mindre enn 0.1 kg/døgn og mindre enn 0.03 tonn/år.

Partikulært materiale

Det er ikke foretatt noen detaljert kartlegging og kvantifisering av utslipp av partikulært materiale til Skienselva og Frierfjorden. I det følgende gis en sammenstilling av de største enkeltutslipp basert på opplysninger fra Statens Forurensningstilsyns kontrollseksjon i nedre Telemark.

Tabell 6. MIDLERE DØGNUTSLIPP AV PARTIKULÆRT MATERIALE TIL SKIENSELVA i 1976

| Kilde | Materiale | Mengde tonn/døgn |
|-------------------|------------------|---------------------|
| Treforedling | Bark | 10.6 |
| Treforedling | Trefiber | 14.9 |
| Keramisk industri | Silt, leire o.l. | 1.1 |
| Kjemisk industri | | 3.0 |
| | Sum | 29.6 |

For treforedlingsindustrien er døgnutslippet beregnet som middel over 350 produksjonsdøgn.

De største direkte utslipp av partikulært materiale til Frierfjorden antas å komme fra Norsk Hydro og Bamble Cellulose.

Tabell 7 MIDLERE DØGNUTSLIPP AV PARTIKULÆRT MATERIALE DIREKTE TIL FRIERFJORDEN I 1976.

| Kilde | Materiale | Mengde tonn/døgn |
|---------------------|---------------------|---------------------|
| Porsgrunn Fabrikker | Koksstøv | 0.75 |
| Porsgrunn Fabrikker | <u>Grus og slam</u> | 13.4 |
| Porsgrunn Fabrikker | Sot | 8.6 |
| Treforedling | Bark | 0.57 |
| Treforedling | Trefiber | 1.3 |
| | Sum | 24.62 |

En betydelig del av faststoffet som tilføres Skienselva vil avsettes på bunnen over kortere eller lengre tid. Det er ikke forsøkt beregnet hvor mye av disse avsetningene som periodisk (ved flom) spyles ut i Frierfjorden. Det synes imidlertid rimelig å anta at Skienselva tilførte Frierfjorden i størrelsesorden 10 tonn suspendert partikulært materiale pr. døgn. Den totale tilførsel av partikulært materiale til Frierfjorden var dermed av størrelsesorden 35 tonn pr. døgn i 1976.

Vi gjør oppmerksom på at utslippene de enkelte døgn kan avvike mye fra de ovenfor angitte midlere døgnutslipp.

3. VANNUTSKIFTNING

3.1. Innledning.

3.1.1 Feltarbeid, materiale og metoder

I tidsrommet mars 1974 - februar 1977 har NIVA utført i alt 29 hydrokjemitokt til Grenlandsfjordene inkludert Skienselva. Stasjonsnettet fremgår av fig. 1.

Toktene er inndelt i to typer, hovedtokt og hydrografisk tokt. På alle tokt har det blitt tatt vannprøver for bestemmelse av temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold fra standarddypene 0, 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100, 150 og 200 m, hvor nederste måldypet er blitt tilpasset bunndypet på hver stasjon. På hovedtoktene har det i ca. 2/3 av måledypene blitt tatt vannprøver for analyse av total nitrogen, nitritt + nitrat, ammonium, total fosfor, ortofosfat, total organisk karbon og jern. På de fleste stasjonene er innsamlet 2-5 vannprøver for bestemmelse av tungmetaller og 2-3 vannprøver for bestemmelse av organiske miljøgifter. På stasjonene BC-1, CD-1 (DD-1), EE-1 og JH-1 er innsamlet vannprøver fra 0-2 m dyp for bestemmelse av vannets algevekstpotensial og klorofyll. Dessuten har man målt siktedypet og samlet inn planteplanktonprøver.

På de hydrografiske toktene har en foruten vannprøver for målinger av temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold også tatt vannprøver for analyse på plantenæringsstoffer fra overflatelaget, vannprøver for vekstpotensialmålinger og planteplanktonprøver.

Fra lokalt hold har det i hovedsaken vært deltakelse fra Porsgrunn Helseråd.

Som lokal båt er brukt Porsgrunn Havnevesens oppsynsbåt "PHV" med havneassistent L. Viken som båtfører.

Fra mars 1974 - juni 1975 ble de faste fjordstasjonene tatt hver måned. Siden ble toktene gjennomført med ca. 1.5 måneders mellomrom.

Tabell 8 angir tidspunkt, varighet, fartøy og bemanning på toktene til fjordområdene.

Tabell 8. Oversikt over NIVAs hydrokjemiske tokt til Skienselva og Grenlandsfjordene i tidsrommet mars 1974 - februar 1977.

| Tidspunkt | Type tokt | | Båt | | Bemanning | |
|----------------|-----------|--------------|------|-------|-----------|-------|
| | Hovedtokt | Hydrografisk | NIVA | Lokal | NIVA | Lokal |
| 12.-14.03.1974 | x | | | x | x | x |
| 23.-25.04.1974 | | x | | x | x | x |
| 20.-22.05.1974 | | x | | x | x | x |
| 19.-21.06.1974 | x | | x | | x | x |
| 17.-19.07.1974 | | x | | x | x | x |
| 14.-16.08.1974 | | x | | x | | x |
| 24.-26.09.1974 | x | | x | | x | |
| 22.-24.10.1974 | | x | | x | x | x |
| 19.-21.11.1974 | | x | | x | x | x |
| 10.-12.12.1974 | x | | x | | x | |
| 14.-15.01.1975 | | x | | x | x | x |
| 12.-13.02.1975 | | x | x | | x | |
| 17.-18.03.1975 | x | | x | | x | x |
| 22.-23.04.1975 | | x | | x | x | x |
| 13.-14.05.1975 | | x | x | | x | x |
| 10.-11.06.1975 | x | | x | | x | |
| 29.-30.07.1975 | | x | | x | x | x |
| 16.-17.09.1975 | x | | x | | x | x |
| 28.-29.10.1975 | | x | | x | x | x |
| 16.-18.12.1975 | x | | x | | x | x |
| 03.-04.02.1976 | | x | x | | x | x |
| 16.-18.03.1976 | x | | | | x | x |
| 27.-28.04.1976 | | x | | x | x | x |
| 09.-11.06.1976 | x | | x | | x | x |
| 28.-29.07.1976 | | x | | x | x | x |
| 07.-09.09.1976 | x | | x | | x | x |
| 19.-20.10.1976 | | x | | x | x | x |
| 07.-07.12.1976 | x | | x | | x | x |
| 15.-16.02.1977 | | x | | x | x | x |

Det bemerkes at i september 1975 ble st. BC-1 flyttet mer midtfjords og en ny stasjon, DD-1 ble opprettet utenfor Asdalstangen noe sør for Saltbua. St. CD-1 ble da sløyfet. Disse endringene ble gjort for bedre å knytte forbindelsene mellom stasjonene inne i fjorden og stasjonene ved terskelen.

Under toktene i tidsrommet september 1974 - januar 1975 ble det også tatt en stasjon nær Rafnes og en stasjon nær Herøya som da sammen med st. BC-1 dannet et tverrsnitt over fjorden.

Siden september 1975 har man tatt en overflatestasjon innerst i Eidangerfjorden.

Stasjonene i Gunnekleivfjorden ble tatt første gang i september 1975. I 1976 ble st. G-1 og st. G-3 tatt under hvert hovedtokt.

På de fleste stasjoner er også gjort detaljmålinger av temperatur og saltholdighet in situ med feltinstrumentet salinoterm.

Det har blitt gjennomført to serier med strømkorsmålinger mellom Herøya og Balsøya, den 22.8.1974 og 22.5.1975. Resultatene av målingene er behandlet i Fremdriftsrapport nr. 4 (NIVA 18.5.1976).

I tidsrommet mai 1974 - februar 1975 var det plassert en selvregistrerende strømmåler i 18 m dyp på terskelen innenfor Brevik, like ved st. EE-1.

Måleren registrerte temperatur, saltholdighet, strømhastighet og strømretning hvert 10. minutt. Resultatene av disse målingene er omtalt i Fremdriftsrapport nr. 4 (NIVA 18.5.1976).

På en rekke av toktene er det på samme sted målt strømstyrke og strømretning i en rekke dyp mellom overflate og inntil 40 m dyp. Til dette er brukt pendelstrømmålere (Haamer 1973). Resultatene av disse målingene er for en stor del presentert i toktrapporter.

3.1.2 Sammendrag av resultater fra undersøkelsene i 1974-75

I NIVA (18.5.1976) er redegjort for foreløpige resultater av de undersøkelser av vannutskiftningsforholdene som i 1974-75 ble utført i Skienselva og fjordområdene. Her vil en helt kort gjengi noen av resultatene.

Skienselva

Beregninger av overflatelagets oppholdstid på strekningen Skien - Frierfjorden har indikert at den midlere oppholdstid vil variere innenfor ca 3 - 15 timer, avhengig av vannføringen.

For den inngående sjøvannsstrøm har overslagsberegninger gitt transporter på 10 - 30 m³/s.

Gunnekleivfjorden

For denne fjorden ble det ikke utført beregninger av vannutskiftningen. Målingene september 1975 tydet imidlertid på at vannmassene under ca 4 m i perioder var stagnant.

Frierfjorden

Et generelt bilde av strømførholdene i overflatelaget er vist i fig. 6.

For fjorden som helhet ble teoretisk oppholdstid for overflatelaget beregnet til ca. 1.5-5 døgn, i hovedsaken avhengig av ferskvannstilførslen. For selve hovedstrømmen vil oppholdstiden være betydelig kortere, trolig 8-20 timer, og dermed tilsvarende lengre i områdene med svakest strøm (Herrebukta).

Fornyelsen av det intermediære vannlag ble bare forsøksvis anslått. Beregningene indikerte at utskiftningen ved den inngående sjøvannsstrømmen var større enn tidevannsutskiftningen. Mer tilfeldig innstrømninger av nytt vann over Brevikterskelen var også av vesentlig betydning for forholdene i det intermediære vannlag.

Større innstrømninger av tungt vann over Brevikterskelen resulterte i fornyelser av Frierfjordens dypvann våren 1974 og våren 1975. Beregninger viste at ca. 75% av dypvannet utskiftet våren 1974. For våren 1975 ble antatt en fornyelse på 20-30%.

Eidangerfjorden, Brevikfjorden og Langesundsfjorden

Overflatelagets oppholdstid i Eidangerfjorden ble ikke beregnet. For strekningen Brevik-Langesundsbukta ble oppholdstiden beregnet til 5-20 timer, avhengig av ferskvannstilførsel og vindforhold.

Oppholdstiden for det intermediære vannlag ble ikke forsøkt beregnet, men innstrømninger av nytt vann fra Langesundsbukta 3 - 5 ganger pr år i 1974-75 var av vesentlig betydning.

I tidsrommet 1974-75 ble dypvannet helt eller delvis fornyet ca 2 ganger pr år.

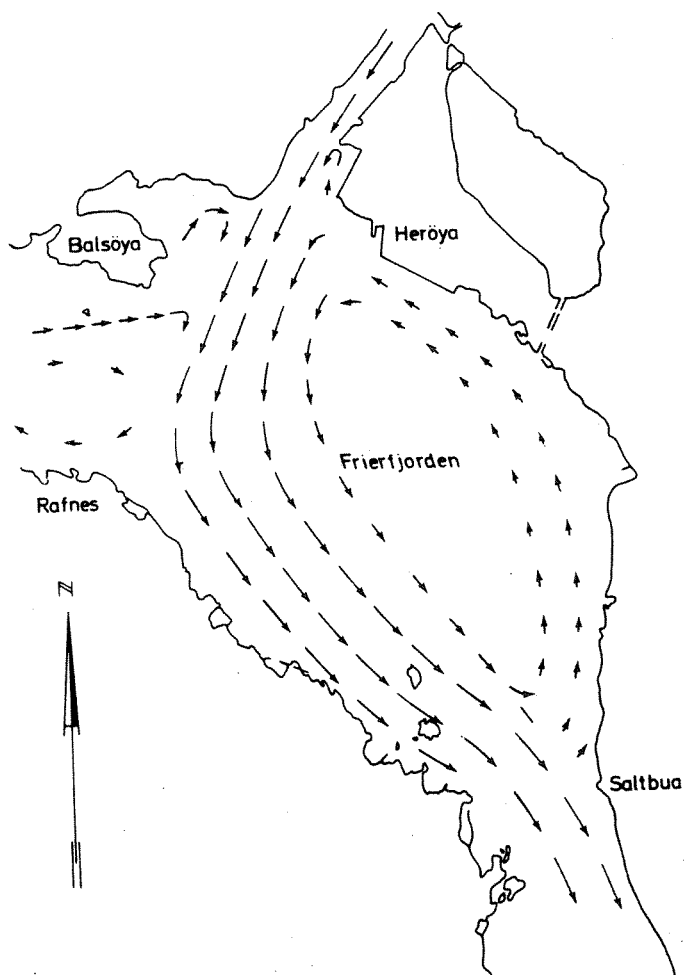


Fig. 6. Generelt bilde av overflatestrømmene i Frierfjorden.

3.2 Tidsrommet januar 1976 - februar 1977 med sammenfattende vurderinger

3.2.1 Meteorologiske og hydrologiske forhold

Opplysningene om temperatur og nedbør er hentet fra klimatiske månedsoversikter for tidsrommet 1974-1976 utgitt av Det Norske Meteorologiske institutt i Oslo. Resultatene av vindobservasjoner for dette tidsrommet stammer også fra samme institutt.

Lufttemperaturen i Grenlandsområdet i 1976 var jevnt over høyere enn normalt i tidsrommet januar - august, med unntak for mars som var relativt kald. Høsten 1976 var kaldere enn normalt.

Med unntak for mai, som hadde mye nedbør, var det relativt lite nedbør i tidsrommet januar - september. Også desember var en relativt nedbørsfattig måned.

I oktober var det langt mer nedbør enn normalt. Nedbøren var også over det normale i november. Året sett under ett utpeker august seg som en meget varm og tørr måned.

Ukemidler av vannføringen i Skienselva er vist på fig. 2. Vi ser at 1976 skiller seg fra de to foregående år ved at vårflommen uteble. Høstflommen i oktober - november var av vanlig størrelse.

For å beskrive vindforholdene i måleperioden anvender vi størrelsen vindmengde for de enkelte måneder. Vindmengden er beregnet for 30^o-sektorer og defineres her som produktet av månedlig midlere vindstyrke (i Beaufort) og antall observasjoner innenfor denne sektoren.

Generelt sett vil vinden på Skagerrakkysten i vinterhalvåret blåse fra nord-nordøst og i sommerhalvåret fra sør-sørvest (Johannessen 1960). Dette fremgår også av fig. 7a fra Jomfruland, som presenterer månedlige middelverdier av vindmengden for tidsrommet 1961-1975.

Figurene 7b og 8a,b viser den månedlige vindmengde for Langøytangen fyr i tidsrommet 1974-1976. I hovedtrekkene passer resultatene med den forannevnte midlere tilstand. Avvik fra denne "normalen" har oftest forekommet i vinterhalvåret.

I 1976 merker vi oss relativt mye sørvestlig vind i april og likeledes mye nordøstlig vind i september - oktober.

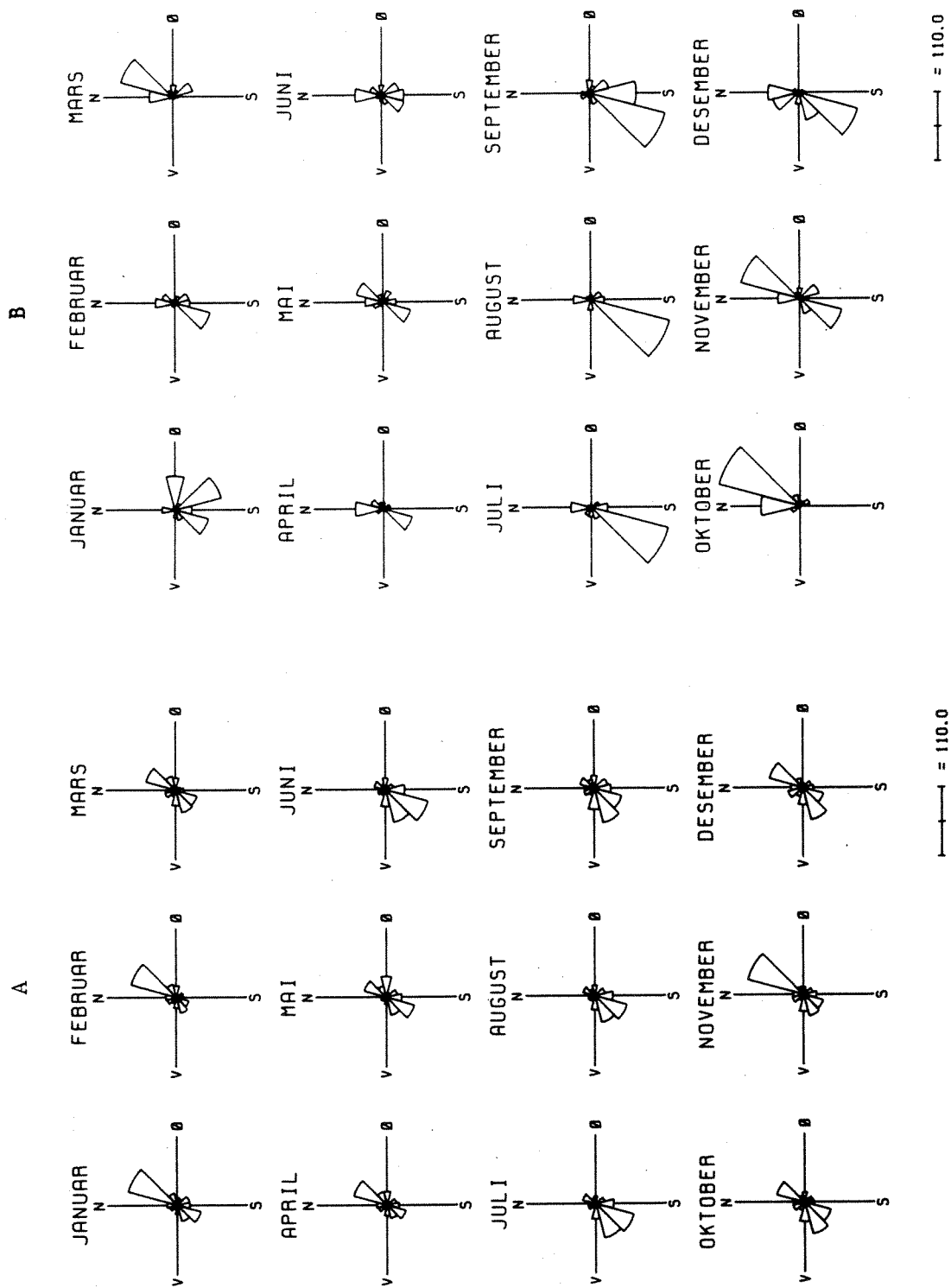


Fig. 7. Månedlige vindmængder.
A: Middel for Jomfruland 1961-75.
B: Langøyttangen fyr 1974.

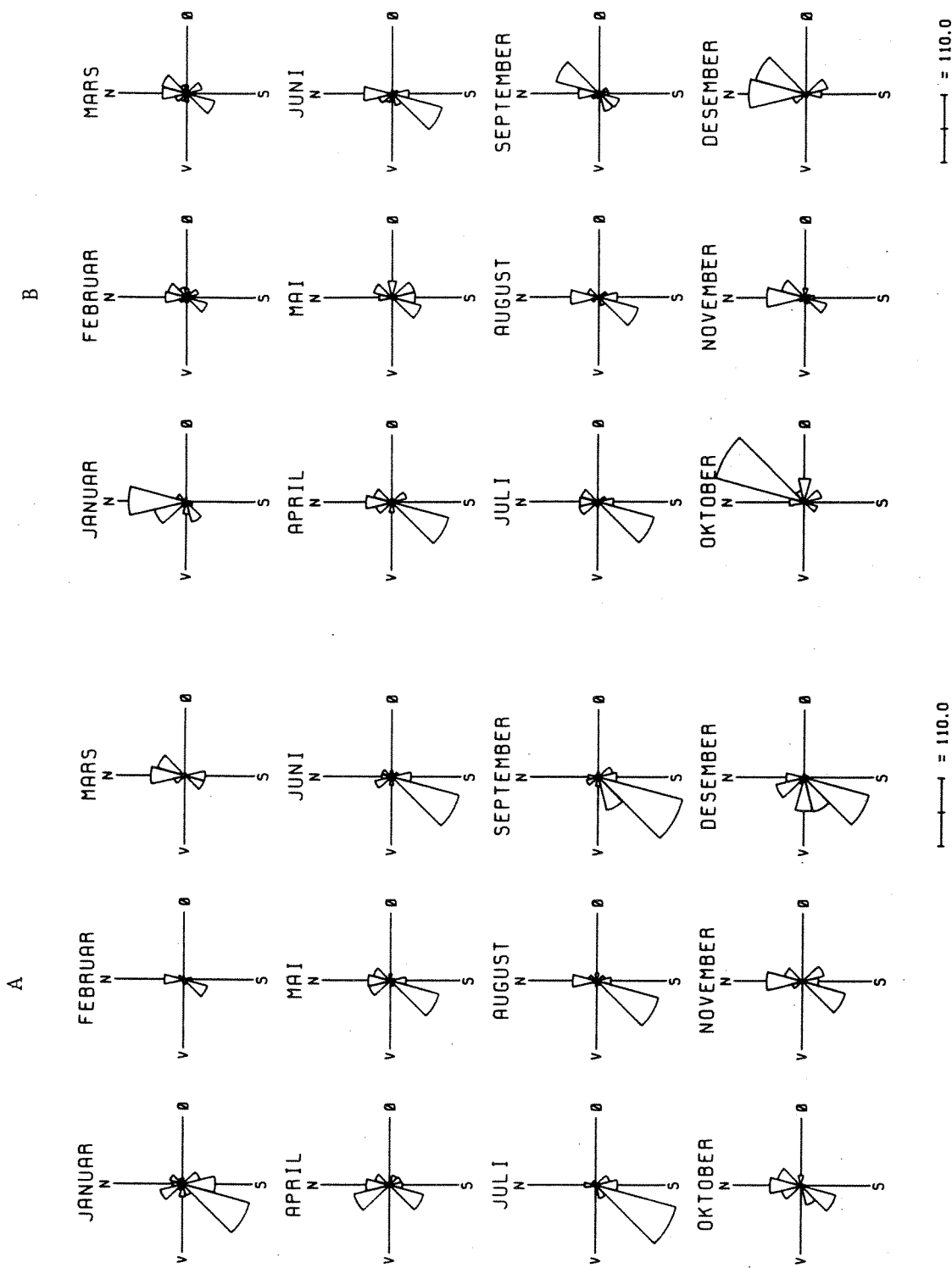


Fig. 8. Månedlige vindmængder.
A: Langøytangen fyr 1975
B: Langøytangen fyr 1976.

3.2.2 Fjordområdene utenfor Brevik

Som nevnt i kap. 2.1 og vist på fig. 1 og fig. 3 er dypvannet i Langesundsfjorden - Eidangerfjorden adskilt av vannmassene på Langesundsbukta av en terskel med største dyp på ca. 50 m. Denne terskelen utgjør et vesentlig hinder for fornyelsen av dypvannet i bassengene innenfor.

Diskusjonen av vannutskiftning og oppholdstid for dette området i 1976 vil bygge på fig. 9 - 14, som viser vannmassenes temperatur, saltholdighet og tetthet (egenvekt) som funksjon av tid og dyp for St JH-1 på Langesundsbukta og St DF-1 i Eidangerfjorden. Vannmassenes tetthet er fremstilt ved størrelsen σ_t definert ved $\sigma_t = (\rho - 1) \cdot 1000$ der ρ er vannmassens egenvekt. En egenvekt på f eks 1,0270 tonn/m³ gjengis da ved en σ_t -verdi på 27.0.

Vi skal konsentrere oss om fornyelse og oppholdstid for det intermediære vannlag og dypvannet. For overflatelaget har ikke undersøkelserne i 1976 brakt inn noe nytt utover resultatene fra 1974-75.

I løpet av tidsrommet januar - mars 1976 foregikk en sterk økning av vannmassenes tetthet (økt saltholdighet, lavere temperatur) under ca 30 m dyp på Langesundsbukta (fig.11). Dette var trolig et resultat av generelle hydrografiske forhold i Skagerrak-Kattegatt, som ble forsterket ved at nordlig vind i januar dro overflatelaget ut fra land med en etterfølgende opp-trengning av dypereliggende vannmasser nær land, - såkalt upwelling. Nivået for $\sigma_t = 27$ hevet seg dermed fra ca 160 m dyp ved årsskiftet til 30 - 40 m dyp i mars.

Dette førte til en massiv innstrømming av vann til Langesundsfjorden - Eidangerfjorden. Dypvannet i fjordbassenget hadde tetthet i området $\sigma_t = 26.5 - 27.0$ (fig. 14), og da det innstrømmende vann var betydelig tyngre ($\sigma_t = 27 - 27.5$) resulterte innstrømmingen i en nærmest fullstendig utskiftning av dypvannet i Eidangerfjorden-Langesundsfjorden. Dette illustreres også ved at oksygenkonsentrasjonen på 90 m dyp i Eidangerfjorden økte fra ca 4 ml O₂/l i desember 1975 til ca 6.5 ml O₂/l i mars 1976 (Fig.29).

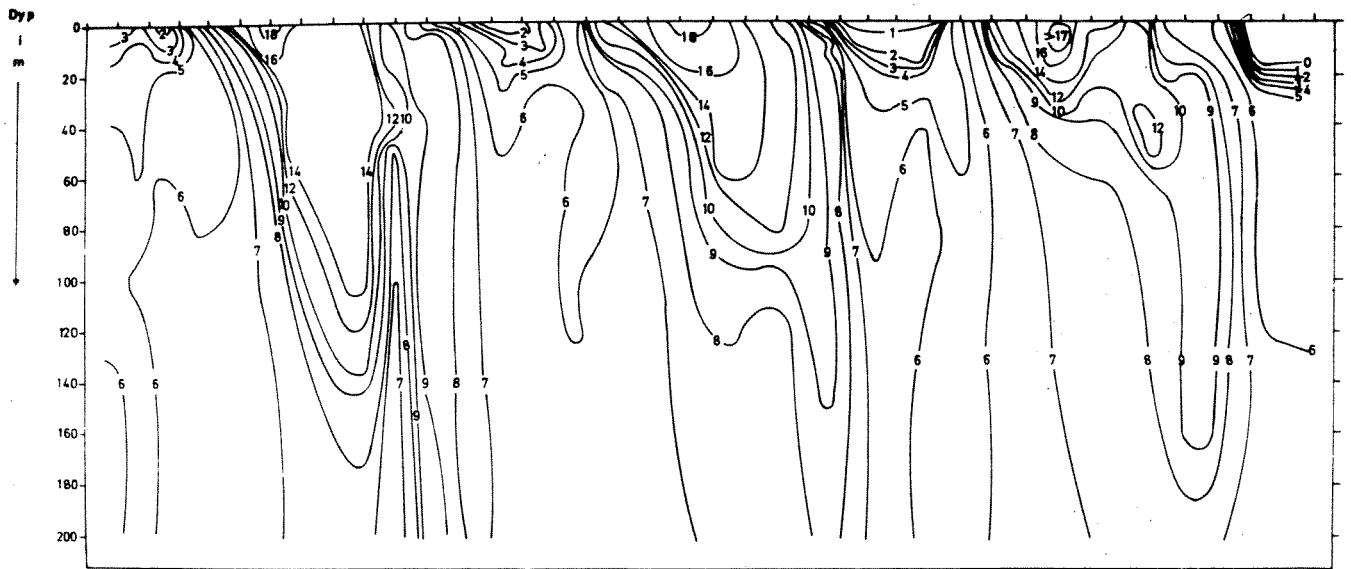


Fig. 9. Langesundsbukta St. JH-1. Variasjoner i temperatur (°C) januar 1974 - februar 1977.

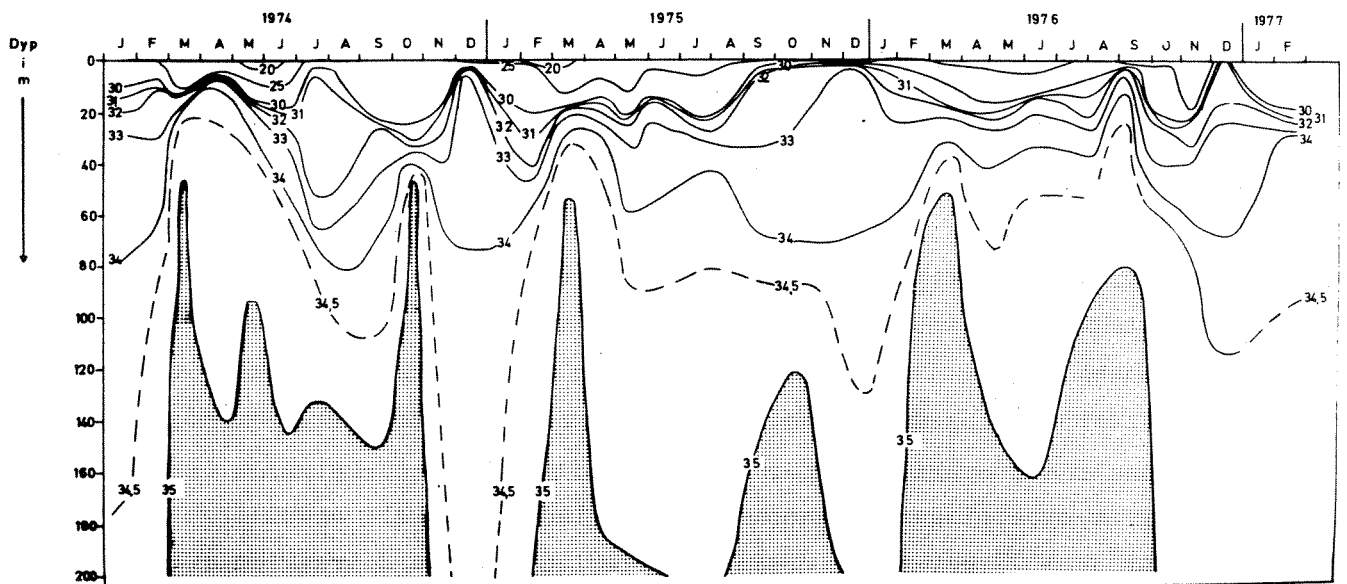


Fig.10. Langesundsbukta St. JH-1. Variasjoner i saltholdighet (‰) januar 1974 - februar 1977.

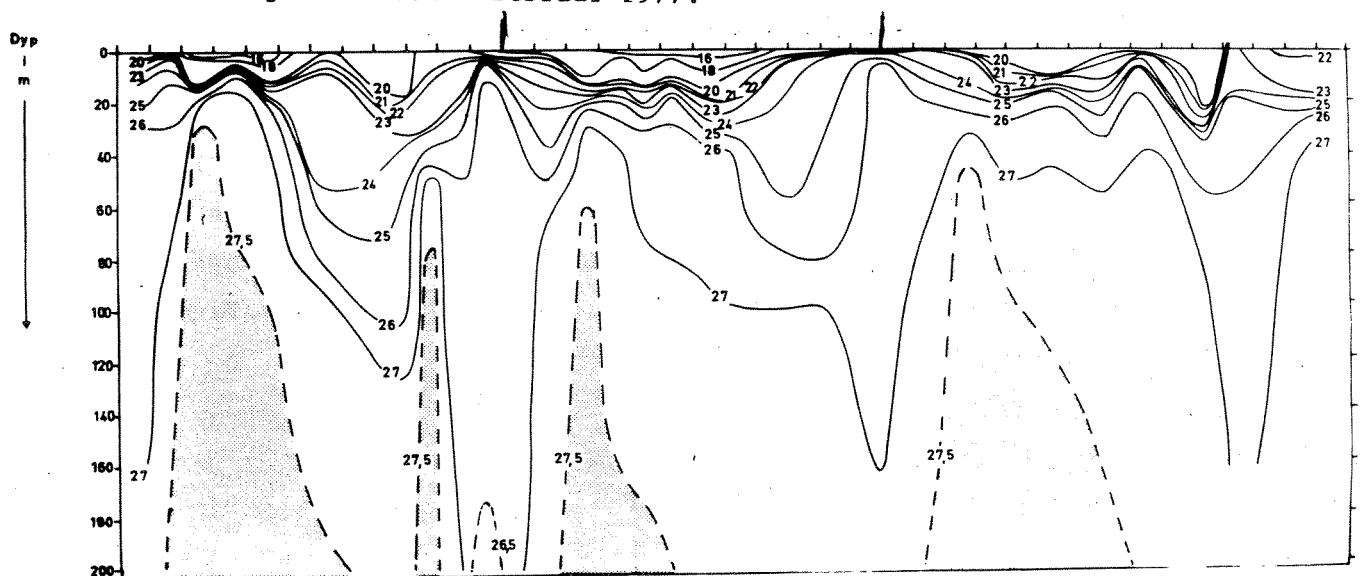


Fig.11. Langesundsbukta St. JH-1. Variasjoner i tetthet (σ_t) januar 1974 - februar 1977.

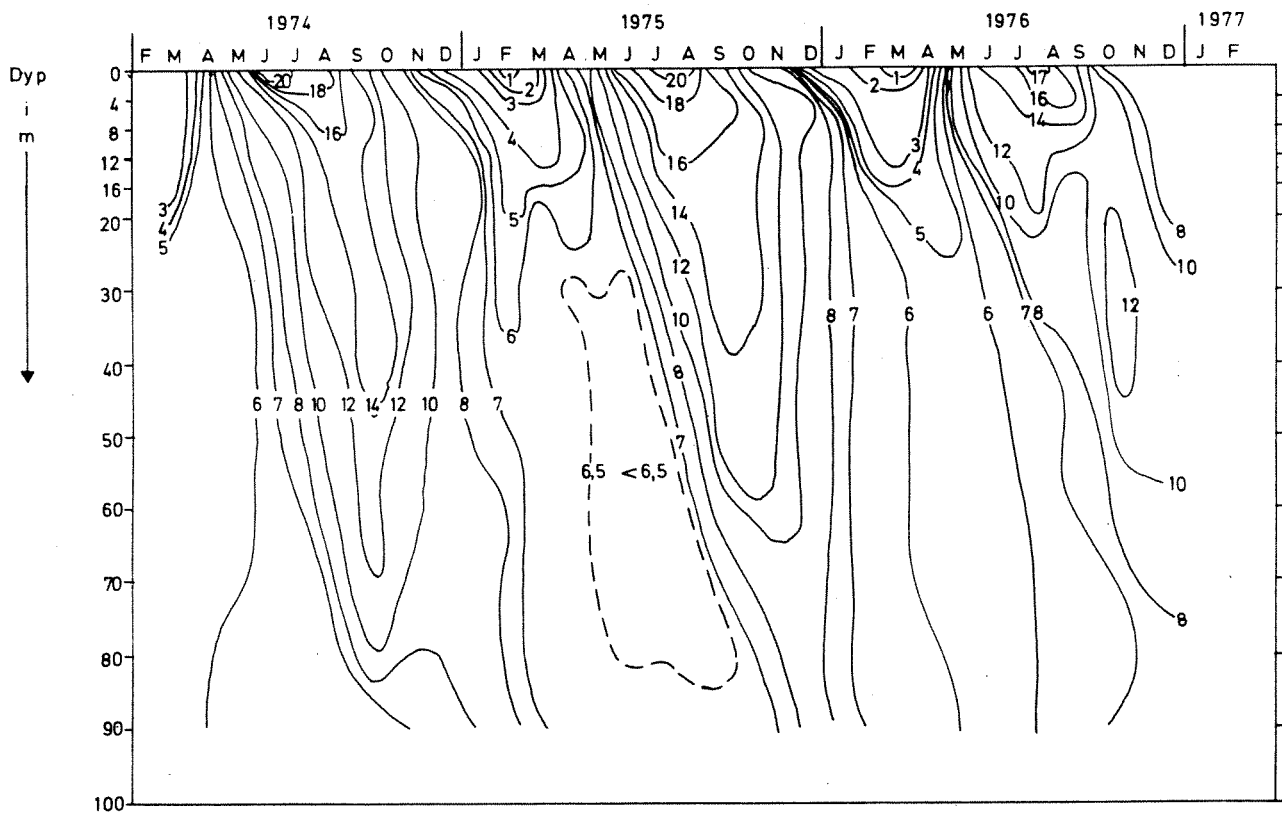


Fig. 12 Eidangerfjord, st. DF-1. Variasjon i temperatur (°C) mars 1974 - desember 1976.

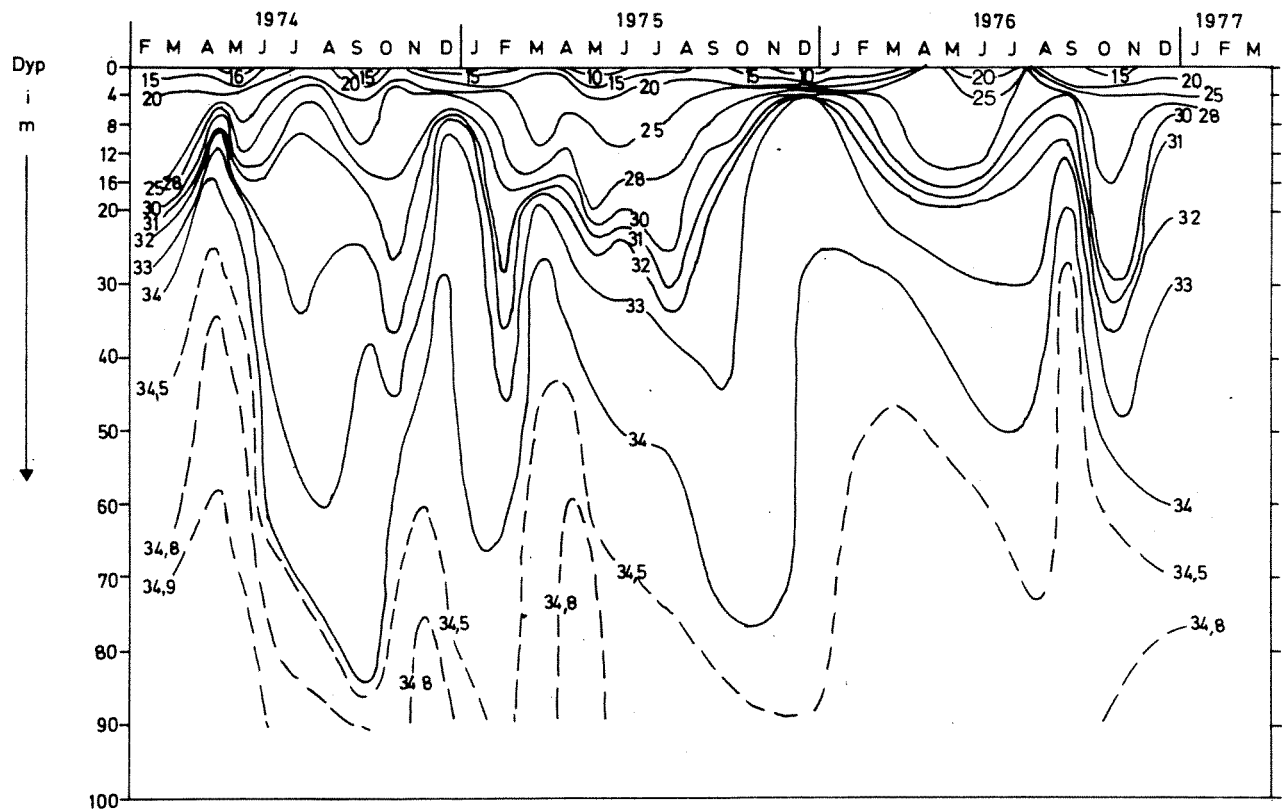


Fig. 13 Eidangerfjord st. DF-1. Variasjoner i saltholdighet (‰) mars 1974 - desember 1976

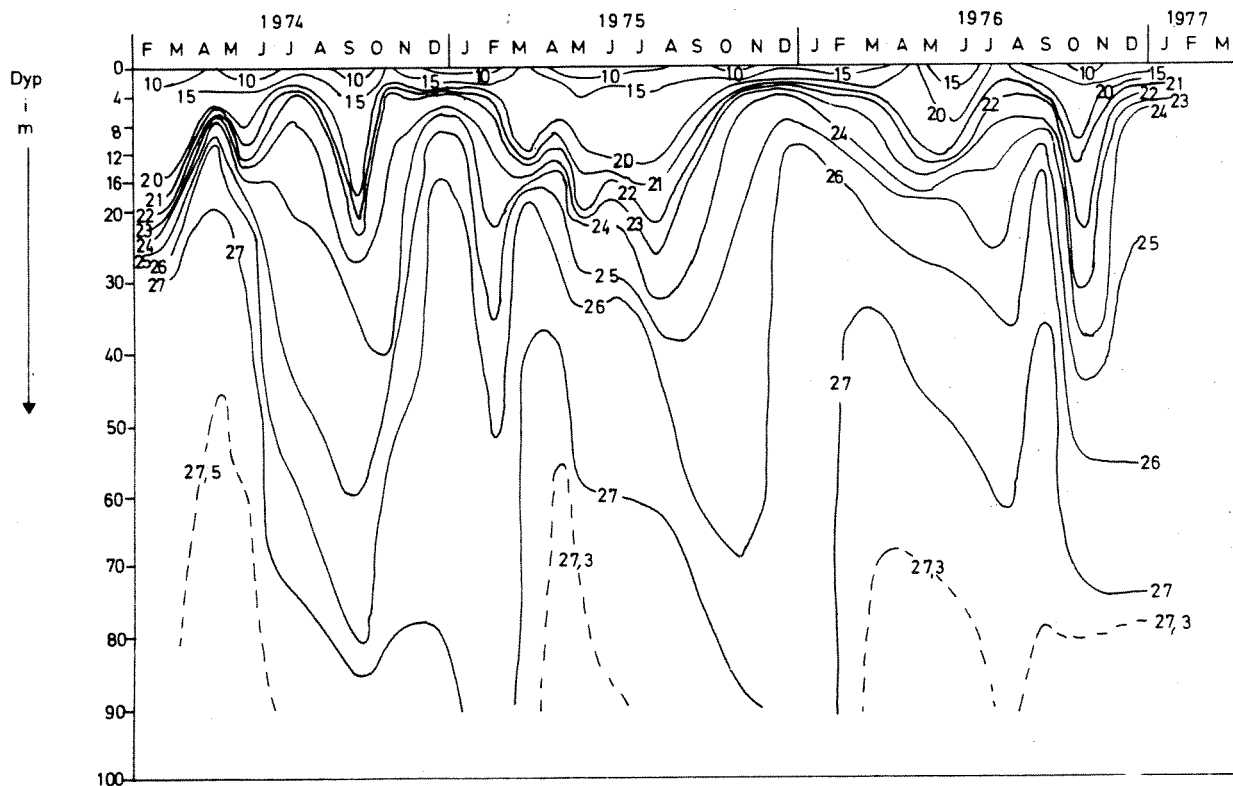


Fig. 14. Eidangerfjorden st. DF-1. Variasjoner i tetthet (σ_t) mars 1974 - desember 1976.

I tidsrommet april - juli 1976 opptrådte etterhvert vesentlig lettere vannmasser på Langesundsbukta (se Fig. 11), og det foregikk utstrømming(er) av relativt tungt vann fra Langesundsfjorden. I en returstrøm høyere oppe i vannmassen kom da lettere vann inn i fjordbassenget. Ved denne innstrømmingen ble storparten av vannmassen over terskeldypet skiftet ut.

Også under terskeldyp ble denne innstrømmingen merkbar ved betydelig økt temperatur, en mindre økning i saltholdighet og ved redusert tetthet, sterkest i Langesundsfjorden og Brevikfjorden. Ettersom det innstrømmende vannet i seg selv var for lett til å kunne fornye dypvannet på vanlig måte, må denne forandring i dypvannets temperatur og saltholdighet skyldes at disse ut- og innstrømmingene har forårsaket sterk vertikal blanding (turbulens) mellom dypvannet og den overliggende lettere vannmasse.

I august-september inntraff en ny innstrømming av salt og relativt kaldt vann til de ytre fjordområder. Den medførte en betydelig dypvannsfornyelse ned til ca. 80 m dyp, og virkningene kunne spores helt til bunnen. Innstrømmingen falt sammen med en periode med relativt mye nordlig vind.

Innstrømmingen ble etterfulgt av en periode med lavere tetthet i vannmassene over 50 m dyp på Langesundsbukta, og dette resulterte i en utstrømming fra Langesundsfjorden med en returstrøm av mindre salt og varmere vann i tidsrommet september-oktober. I likhet med innstrømmingen på forsommeren medførte dette også en delvis fornyelse av vannmassene under terskeldyp i Eidangerfjorden ned til ca. 75-80 m dyp.

Utover høsten og fram til februar 1977 hadde vannmassene over ca. 50 m dyp på Langesundsbukta vekslende tetthet, med en markert økning av tettheten i slutten av perioden (fig. 11). Dette resulterte senere i en omfattende innstrømming og fornyelse av dypvannet i Grenlandsfjordene (NIVA 1979).

Vi vil oppsummere undersøkelsene av vannutskiftningen i fjordbassengene utenfor Brevik ved følgende punkter:

1. Hovedinnstrømmingen foregår hvert år i tidsrommet januar-mars. Den vil gi en nærmest fullstendig fornying av dypvannet i fjordbassengene.

Det faktum at innstrømmingen er så regelmessig og i tid faller sammen med innstrømminger til andre fjorder i Skagerrak-Kattegat-området, sannsynliggjør at innstrømmingene ikke primært skyldes lokale forhold, men at de i første rekke skyldes mer storstilte skiftende hydrografiske og meteorologiske forhold i Skagerrak-Nordsjøområdet.

Mer kortvarige og mindre omfattende inn- og utstrømminger vil foregå utover sommeren og høsten. Disse vil i langt sterkere grad skyldes lokale forhold, spesielt perioder med sterk nord-nordøstlig vind (Aure 1978).

2. De raskt skiftende hydrografiske forhold på Langesundsbukta medfører at det etter en innstrømming av tungt vann til Langesundsfjorden/Eidangerfjorden etter en tid vil opptre relativt lettere vannmasser utenfor. Dette resulterer i utstrømming av tungt vann over terskelen ved Kjørtingen og en innstrømming av lettere vann fra Langesundsbukta høyere opp i vannsøylen. I større omfang synes denne type utstrømninger å skje 2-3 ganger pr år, særlig i tidsrommet vår-høst. De vil også kunne bidra til en viss fornyelse av dypvannet under terskeldyp.

3. På denne bakgrunn vil en anslå oppholdstiden for vannmassene over terskeldyp (ca 50 m) til å variere innenfor intervallet 1 - 3 måneder i Langesundsfjorden og kanskje opptil 2 - 4 måneder i Eidangerfjorden.

For vannmassene under terskeldyp anslås en midlere oppholdstid på 4 - 6 måneder for Langesundsfjorden og 6 - 8 måneder for Eidangerfjorden.

3.2.3 Frierfjorden

Ved diskusjonen av vannutskiftningen i Frierfjorden i tidsrommet januar 1976 - februar 1977 vil det som nevnt foran bli skjelnet mellom 3 vannmasser:

- Overflatelaget
- Det intermediære lag
- Dypvannet

Vi skal særlig konsentrere oss om overflatelaget og dypvannet.

Overflatelaget

Resultatene fra undersøkelsene i 1974-75 (NIVA 18.5.1976) viste at forholdene i overflatelaget var sterkt avhengig av ferskvannstilførselen til Frierfjorden.

Fig. 15 viser sammenhørende verdier av vannføring i Skienselva målt ved Skotfoss, overflatelagets tykkelse og saltholdighet i 1 m dyp på st. BC-1 i Frierfjorden. Overflatelagets saltholdighet (S) i ‰ er fremstilt som $\frac{1}{S} \times 10$. Figuren viser at det er en meget nær sammenheng mellom fjordens ferskvannstilførsel på den ene siden og overflatelagets tykkelse og saltholdighet.

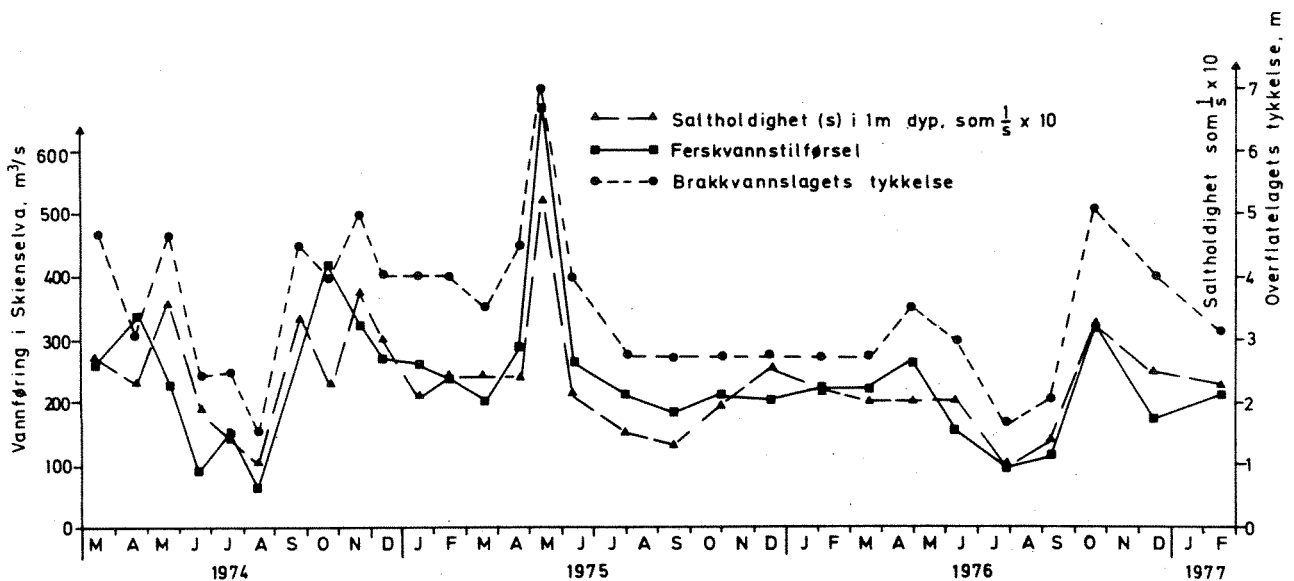


Fig. 15. Vannføring i Skienselva, brakkvannslaget tykkelse og saltholdighetsvariasjoner i 1m dyp i Frierfjorden mars 1974 - februar 1977.

Volumtransporten i den utgående overflatestrømmen og returstrømmen i det mellomliggende sjøvannslaget kan beregnes ved de såkalte Knudsens relasjoner. Disse forutsetter konstant vannvolum og saltmengde i fjorden. Forutsetningen vil ikke være oppfylt over lengre tidsrom, men resultatene bør allikevel gi en viss oppfatning av størrelsen av volumtransportene og deres avhengighet av fjordens ferskvannstilførsel.

Budsjett for volum:

$$Q_{ut} = Q_{inn} + R \quad (1)$$

Budsjett for salt:

$$Q_{ut} \cdot \rho_{ut} \cdot S_{ut} = Q_{inn} \cdot \rho_{inn} \cdot S_{inn} \quad (2)$$

der: R = Fjordens netto ferskvannstilførsel (m^3/s)

Q_{inn} = Innstrømmende volum (m^3/s)

Q_{ut} = Utstrømmende volum (m^3/s)

S_{inn} = Saltholdighet i innstrømmende vann.

ρ_{inn} = Tetthet i innstrømmende vann.

S_{ut} = Saltholdighet i utstrømmende vann.

ρ_{ut} = Tetthet i utstrømmende vann.

I praksis er $\rho_{inn} \approx \rho_{ut}$. Dermed fås av ligning (2):

$$Q_{ut} \cdot S_{ut} = Q_{inn} \cdot S_{inn} \quad (3)$$

Av ligning (1) og ligning (3) får vi:

$$Q_{ut} = \frac{S_{inn}}{S_{inn} - S_{ut}} \cdot R \quad (4)$$

$$Q_{inn} = \frac{S_{ut}}{S_{inn} - S_{ut}} \cdot R \quad (5)$$

Som S_{inn} er brukt saltholdighet i 12 m dyp i Frierfjorden. Resultatene er presentert i tabell 9. Vi ser at mens volumtransporten ved den utgående overflatestrømmen har variert mellom ca. $100 \text{ m}^3/\text{s}$ og ca. $600 \text{ m}^3/\text{s}$, dvs. med en faktor på 6, så har volumtransporten i den inngående sjøvannsstrømmen variert i området $30\text{-}80 \text{ m}^3/\text{s}$, dvs. en faktor på ca. 3. Årsaken må være at den sterke stabiliteten som oppstår i sprangsjiktet ved høy ferskvannstilførsel, resulterer i relativt mindre innblanding av sjøvann i overflaten enn tilfellet er ved lavere vannføringer.

Tabell 9 Volumtransport i brakkvannsstrømmen og kompensasjonsstrømmen for Frierfjorden.

| Dato | Ferskvannstilførsel | Volumtransport (m ³ /s) | | Innblanding av sjøvann i overflatelaget i % |
|------------|---------------------|------------------------------------|-------------------------|---|
| | | Utgående strøm | Inngående sjøvannsstrøm | |
| 12.03.1974 | 260 | 320 | 60 | 23 |
| 24.04.1974 | 340 | 405 | 65 | 19 |
| 21.05.1974 | 220 | 250 | 30 | 14 |
| 20.06.1974 | 110 | 140 | 30 | 27 |
| 18.07.1974 | 150 | 205 | 55 | 35 |
| 15.08.1974 | 60 | 95 | 35 | 56 |
| 24.09.1974 | 270 | 330 | 60 | 21 |
| 22.10.1974 | 410 | 490 | 80 | 19 |
| 20.11.1974 | 360 | 415 | 55 | 15 |
| 10.12.1974 | 270 | 320 | 50 | 18 |
| 15.01.1975 | 250 | 310 | 60 | 24 |
| 12.02.1975 | 240 | 300 | 60 | 25 |
| 17.03.1975 | 230 | 290 | 60 | 27 |
| 23.04.1975 | 240 | 295 | 55 | 23 |
| 14.05.1975 | 540 | 580 | 40 | 17 |
| 11.06.1975 | 205 | 270 | 65 | 31 |
| 30.07.1975 | 145 | 205 | 60 | 41 |
| 16.09.1975 | 125 | 170 | 45 | 36 |
| 29.10.1975 | 200 | 255 | 55 | 27 |
| 17.12.1975 | 260 | 340 | 80 | 30 |
| 03.02.1976 | 230 | 280 | 50 | 21 |
| 16.03.1976 | 220 | 285 | 65 | 29 |
| 28.04.1976 | 260 | 335 | 75 | 28 |
| 09.06.1976 | 150 | 205 | 55 | 36 |
| 28.07.1976 | 90 | 135 | 45 | 50 |
| 07.09.1976 | 130 | 200 | 70 | 54 |
| 19.10.1976 | 320 | 365 | 45 | 14 |
| 07.12.1976 | 260 | 340 | 80 | 30 |

Overflatelagets midlere oppholdstid T i selve Frierfjorden kan nå enkelt beregnes som:

$$T = \frac{A \cdot H}{Q_{ut}}$$

der A = fjordens overflateareal på 17.5 km^2

H = brakkvannslagets tykkelse.

Resultatet av beregningene er vist i tabell 10.

Tabell 10 Overflatelagets midlere oppholdstid i Frierfjorden.

| Dato | R m ³ /s | \bar{T} timer | Dato | R m ³ /s | \bar{T} timer |
|------------|------------------------|--------------------|------------|------------------------|--------------------|
| 12.03.1974 | 260 | 61 | 14.05.1975 | 540 | 59 |
| 24.04.1974 | 340 | 36 | 14.06.1975 | 205 | 63 |
| 21.05.1974 | 220 | 78 | 30.07.1975 | 145 | 72 |
| 20.06.1974 | 110 | 87 | 16.09.1975 | 125 | 87 |
| 18.07.1974 | 150 | 60 | 29.10.1975 | 200 | 58 |
| 15.08.1974 | 60 | 76 | 17.12.1975 | 260 | 43 |
| 24.09.1974 | 270 | 66 | 03.02.1976 | 230 | 53 |
| 22.10.1974 | 410 | 40 | 16.03.1976 | 220 | 52 |
| 20.11.1974 | 360 | 47 | 28.04.1976 | 260 | 51 |
| 10.12.1974 | 270 | 61 | 09.06.1976 | 150 | 72 |
| 15.01.1975 | 250 | 63 | 28.07.1976 | 90 | 72 |
| 12.02.1975 | 240 | 65 | 07.09.1976 | 130 | 49 |
| 17.03.1975 | 230 | 58 | 19.10.1976 | 320 | 67 |
| 23.04.1975 | 240 | 66 | 07.12.1976 | 260 | 50 |

Som en ville vente viser beregningene at den midlere oppholdstid i hovedtrekkene avtar med økende ferskvannstilførsel, og vil variere i området 40 - 100 timer. Resultatene viser imidlertid stor spredning, noe som enten må skyldes at kravet om stasjonære forhold ikke er oppfylt eller at de valgte midlere saltholdigheter for de inn- og utstrømmende vannmasser

iblant avviker mye fra de riktige. Det siste er sannsynligvis den viktigste feilkilden, som ikke kan korrigeres uten omfattende strømmålinger.

Videre må understrekes at i områder hvor brakkvannsstrømmer er på sitt sterkeste (i Skiensselvas munningsområde, langs Rafneslandet og i søndre del av fjorden) vil oppholdstiden være betydelig kortere enn den beregnede midlere oppholdstid. Overslagsberegningen tyder på at brakkvannsstrømmen tilbakelegger strekningen Skiensselvas munning - Brevikbrua (ca. 11 km) på 8-20 timer, avhengig av ferskvannstilførselen.

Det intermediære lag

Temperatur-, saltholdighet- og tetthetsforholdene i Frierfjordens intermediære lag og dypvann fremgår av fig. 16-19. I det intermediære lag fornyes vannmassene ved periodiske tidevannstrømmer, ved den estuarine kompensasjonsstrømmen, og ved strømmer forårsaket av meteorologisk (vind, lufttrykk) genererte vannstandsendinger og ved mer eller mindre tilfeldige terskeloverskyllinger.

Tidevannet i Grenlandsfjordene er i det vesentlige halvdaglig, 12.42 timers periode. Ved en midlere forskjell mellom høyvann og lavvann på 0.25 m og et fjordareal på ca. 20 km² innenfor Brevik vil et vannvolum på ca. $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ bli transportert ut og inn gjennom Brevikstrømmen to ganger i døgnet. Bare en mindre del av dette er netto utskiftning. I rapporten fra tidsrommet 1974-1975 (NIVA 18.5.1976) ble den netto fornyelsen anslått til ca. 30% pr. tidevannsperiode. Det er grunn til å tro at dette er for høyt og at 20% er et mer realistisk anslag. Dette gir en netto utskiftning på 10^6 m^3 pr. tidevannsperiode eller $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pr. døgn.

Den estuarine kompensasjonsstrømmen er beregnet til å transportere ca. 30-80 m³/s, i middel ca. 55 m³/s. Pr. døgn tilsvarende dette:

$$30 \text{ m}^3/\text{d} = 2.6 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$55 \text{ m}^3/\text{s} = 4.8 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$80 \text{ m}^3/\text{s} = 6.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$$

Vi adderer tidevannsutskiftningen på $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{d}$ og beregner den tid som kreves for å skifte ut hele volumet av det intermediære vannlag, dvs. ca. $280 \cdot 10^6 \text{ m}^3$:

$$\text{Ved } 4.6 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{d} : \text{Ca. 60 døgn}$$

$$\text{" } 6.8 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{d} : \text{" } 40 \text{ døgn}$$

$$\text{" } 8.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{d} : \text{" } 30 \text{ døgn}$$

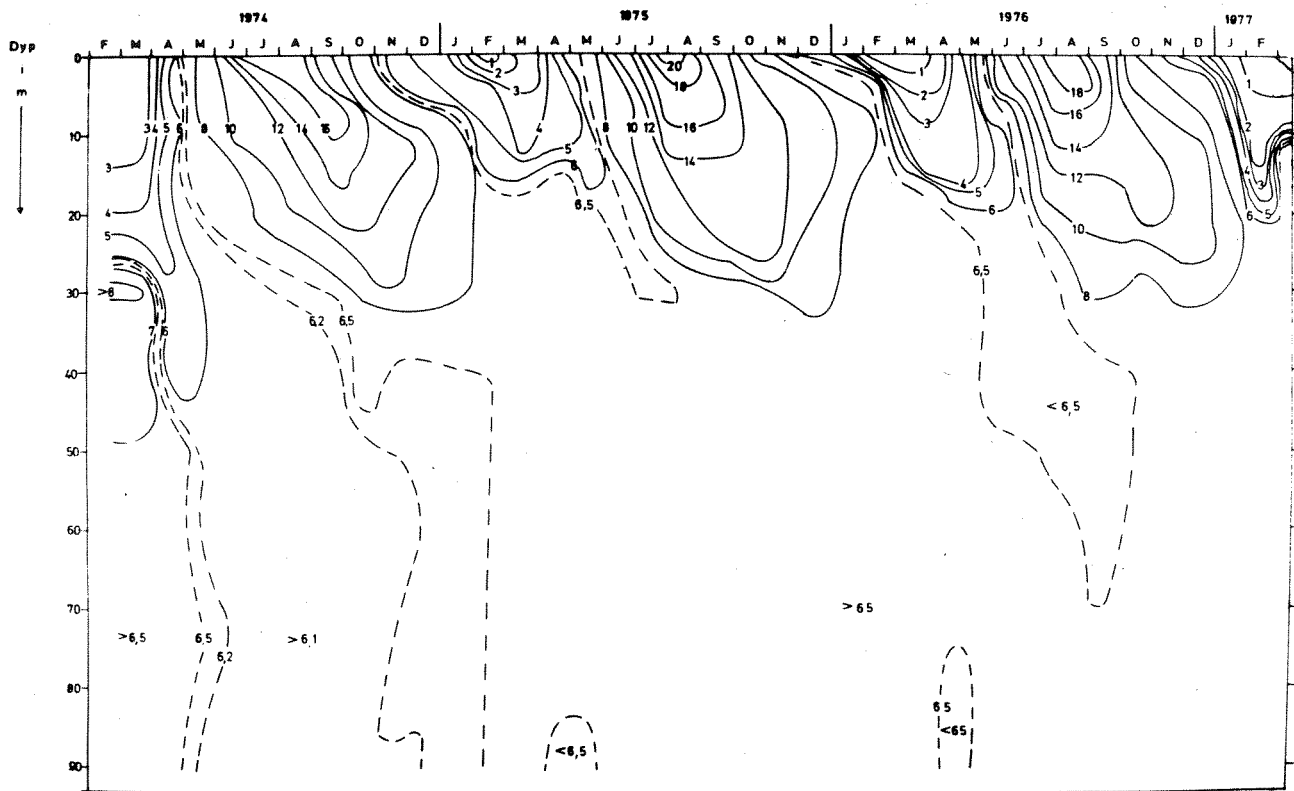


Fig. 16. St. BC-1 Frierfjord. Variasjoner i temperatur mars 1974 - februar 1977.

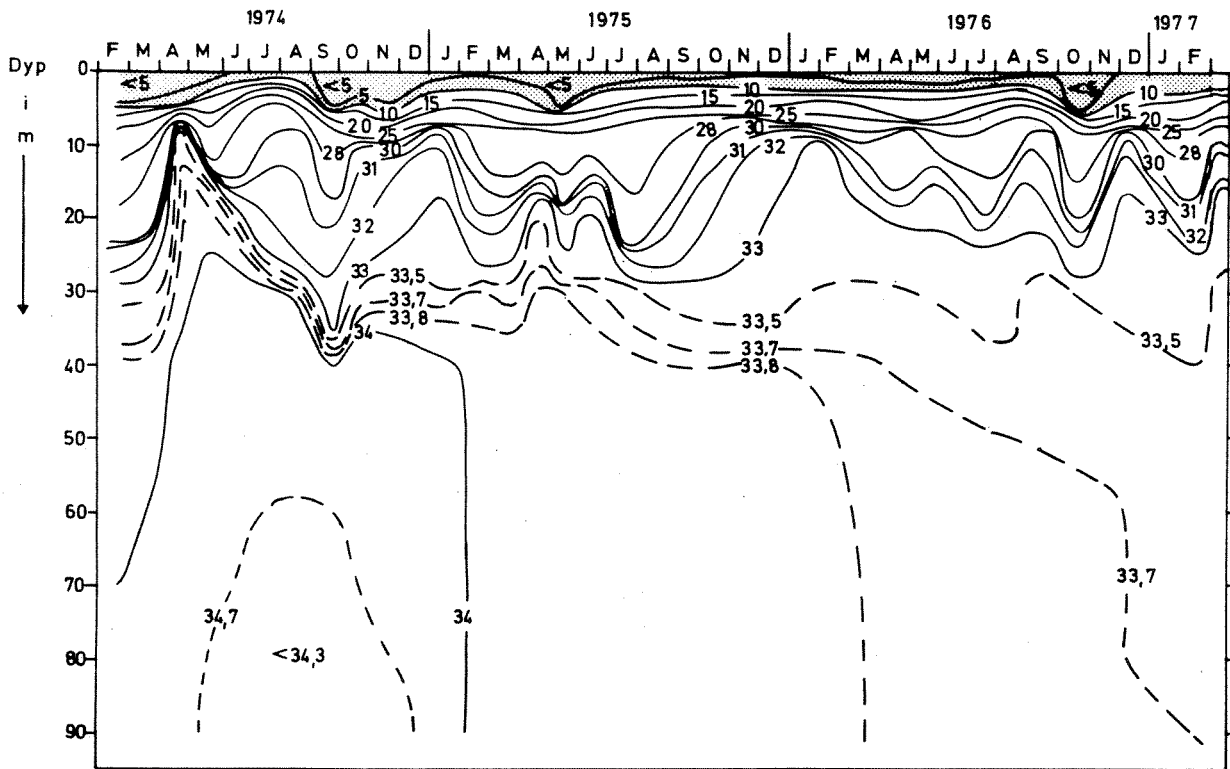


Fig. 17. St. BC-1. Frierfjorden. Variasjoner i saltholdighet (‰) mars 1974 - februar 1977.

Beregningene bygger på en forutsetning om at total fosfor kan betraktes som en konservativ parameter over tidsrommet mars - juni i 1975. Det betyr at Tot-P-konsentrasjonen bare endres gjennom fortynningsprosesser og ved transport ut av dybbassenget ved de strømmende vannmasser. Vi ser dermed i første omgang bort fra en eventuell tilførsel av fosfor fra bunnsedimentene til vannmassene og økning av fosforkonsentrasjonene i dypvannet som følge av utslipp. Tatt i betraktning de betydelige fall i Tot-P-konsentrasjoner en her står overfor, er ikke dette et urimelig utgangspunkt.

Vi beregner endringer i mengde total fosfor for valgte dypintervall innenfor Saltbua, og benytter følgende budsjett:

$$Q_{\text{nytt}} \cdot (P_{\text{inn}} - P_{\text{mars}}) = Q_{\text{gammelt}} \cdot (P_{\text{juni}} - P_{\text{mars}}) \quad (6)$$

der

Q_{nytt} : Volum av nytt vann tilført er gitt dypintervall.

Q_{gammelt} : Vannvolum i et dypintervall.

P_{inn} : Konsentrasjon av total fosfor i det innstrømmende vann.

P_{mars}
og
 P_{juni} } : Midlere konsentrasjon av total fosfor i det aktuelle dypintervall i henholdsvis mars og juni 1975.

Ut fra målinger av total fosfor i områdene utenfor Brevik og i Frierfjorden (NIVA 30.8.1977), velges $P_{\text{inn}} = 30$ ug P/l. De andre størrelsene er fremstilt i tabell 11 sammen med resultatet av beregningene.

Tabell 11 Prosentvis utskiftning av Frierfjordens dypvann under innstrømmingen mars-april 1975.

| Dypintervall m | Volum, Q_{gammelt} m^3 | P_{mars} $\mu\text{g P/l}$ | P_{juni} $\mu\text{g P/l}$ | Prosentvis utskiftning |
|-------------------|---|--|--|---------------------------|
| 40-50 | $69.5 \cdot 10^6$ | 92 | 86 | 10 |
| 50-60 | $54.0 \cdot 10^6$ | 98 | 88 | 15 |
| 60-80 | $82.0 \cdot 10^6$ | 100 | 90 | 14 |
| 80-bunn | $30.5 \cdot 10^6$ | 100 | 90 | 14 |

Vi har som nevnt sett bort fra de tilførsler av fosfor vannmassene kan ha fått i etter at utskiftningen var avsluttet. Hvis vi antar at fosfortilførslene har økt Tot-P-konsentrasjonene med gjennomsnittlig 5 $\mu\text{g P/l}$ fram til juni-toktet 1975 så øker den prosentvise utskiftning med ca. 7%. Det er da rimelig å konkludere med at 15-20% av Frierfjordens dypvann ble utskiftet i mars-april 1975.

Tilsvarende beregninger kan gjøres for dypvannsutskiftningen året før. Vi baserer Tot-P-konsentrasjonene på data fra mars og juni 1974 og velger $P_{\text{inn}} = 35 \mu\text{g P/l}$. Resultatet av beregningene er gjengitt i tabell 12.

Tabell 12. Prosentvis utskiftning av Frierfjordens dypvann under innstrømningen mars-april 1974.

| Dypintervall m | Volum, Q_{gammelt} m^3 | P_{mars} $\mu\text{g P/l}$ | P_{juni} $\mu\text{g P/l}$ | Prosentvis utskiftning |
|-------------------|---|--|--|---------------------------|
| 20-30 | $102.5 \cdot 10^6$ | 40 | 65 | 14 |
| 30-40 | $86.0 \cdot 10^6$ | 90 | 60 | 55 |
| 40-50 | $69.5 \cdot 10^6$ | 150 | 65 | 74 |
| 50-60 | $54.0 \cdot 10^6$ | 195 | 64 | 82 |
| 60-80 | $82.0 \cdot 10^6$ | 205 | 76 | 76 |
| 80-bunn | $30.5 \cdot 10^6$ | 230 | 85 | 74 |

Graden av fornyelse harmonerer meget godt med beregningene basert på saltholdighet og temperatur (NIVA 18.5.1976). Endringene i Tot-P-konsentrasjonene var denne gangen så store at man kan anta at den økning i konsentrasjoner som skyldes utslipp skulle ha lite å si for resultatet.

At den prosentvise utskiftning avtar markert over ca. 40 m dyp, skyldes at det her ligger igjen noe av det gamle dypvannet fra før utskiftningen.

I treårs-perioden mars 1974 - februar 1977 har vi dermed registrert tre terskeloverskyllinger som har fornyet Frierfjordens dypvann:

Mars-april 1974 : 70-80% fornyelse
 Mars-april 1975 : 15-20% fornyelse
 Januar-februar 1976 : Ca. 10% fornyelse

Som nevnt i NIVA (18.5.1976) foregikk også dypvannsfornyelser årene 1954, 1955, 1958, 1960, 1964, 1971 og 1972, muligens også i 1963. Omfanget av disse utskiftningene er ikke beregnet, men må antas å variere fra gang til gang.

Ettersom graden av fornyelse varierer fra år til år, vil dypvannets oppholdstid også variere noe med tiden. På bakgrunn av det foranstående vil vi anslå oppholdstiden i dypvannet til å variere innenfor intervallet 1.5-2.5 år.

Årsaken til dypvannets lange oppholdstid er primært at Frierfjorden har to terskler mellom seg og åpent hav. Dette gjør det vanskelig for tilstrekkelig store og tunge vannmasser å nå inn over den innerste terskelen.

Hyppigheten av dypvannsfornyelsen vil dessuten variere med den vertikale turbulente diffusjon av salt og varme i dypvannet. Ved vertikal turbulent diffusjon utveksles vann fra høyere nivå med vann fra lavere nivå, og da det førstnevnte alltid er mindre salt, vil denne prosessen transportere salt oppover til det intermediære vannlag hvor utskiftningsprosesser bringer det ut av fjorden. Diffusjonsprosessen bidrar også til en viss oppvarming av dypvannet. Totalt sett blir resultatet at dypvannets tetthet langsomt avtar, og sjansene øker for at en terskeloverskylling vil resultere i en viss fornyelse av dypvannet. Lav vertikal diffusjon vil således resultere i lange mellomrom mellom dypvannsutskiftningene.

Lillehaug (1976) har beregnet diffusjonskoeffisienten for salt gjennom 40 m-nivået i Frierfjorden for tidsrommet mai 1974 - mars 1975, da Frierfjordens dypvann var stagnant. Den totale salttransport Q_s pr. tidsenhet gjennom 40 m-nivået ble uttrykt ved:

$$Q_s = K_s \cdot A_{40} \frac{\partial s}{\partial z}$$

der K_s er diffusjonskoeffisienten for salt i 40 m dyp, A_{40} er arealet av 40 m-flaten og $\frac{\partial s}{\partial z}$ den vertikale saltholdighetsgradient i 40 m dyp.

Dette gir:

$$K_s = \frac{Q_s}{A_{40} \frac{\partial s}{\partial z}}$$

For det aktuelle tidsrom beregnet Lillehaug den midlere diffusjonskoeffisient til $\bar{K}_s = 0.17 \text{ cm}^2/\text{s}$.

K_s var imidlertid ikke konstant i hele perioden.

I tidsrommet mai - oktober 1974 var K_s relativt liten. For tidsrommet november 1974 - mars 1975 var diffusjonen betydelig sterkere med en $\bar{K}_s = 0.27 \text{ cm}^2/\text{s}$. Dette kan ha sammenheng med at økt ferskvannstilførsel tilfører fjorden mer energi, noe som vil bidra til økt turbulent diffusjon (Lillehaug 1976). Innstrømmingen av tungt vann som foregikk i samme tidsrommet har trolig også vært av vesentlig betydning i denne sammenheng.

Diffusjonskoeffisienter i området $0.1-0.3 \text{ cm}^2/\text{s}$ må sies å være lave. For indre Oslofjord (Vestfjorden, terskel på ca. 20 m) ble midlere diffusjonsfor salt i 40 m dyp beregnet til ca. $0.5 \text{ cm}^2/\text{s}$ for tidsrommet 1963-65 (Gade 1970). Fjorden har regelmessige, store dypvannsfornyelser hvert år.

Frierfjorden er i så måte sammenlignbar med Bunnefjorden innerst i Oslofjorden. Den har en terskel på ca. 50 m dyp, og den midlere diffusjonskoeffisient for salt i 60 m dyp er beregnet av Gade (1970). Hans verdier var følgende:

$$\text{År 1963 : } \bar{K}_s = 0.35 \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$\text{År 1964 : } \bar{K}_s = 0.10 \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$\text{År 1965 : } \bar{K}_s = 0.26 \text{ cm}^2/\text{s}$$

Vi kan nevne at også dypvannet i Bunnefjorden fornyes med 2-3 års mellomrom.

Den lave vertikale diffusjonen 40 m nivået kan ha sammenheng med topografien i fjordens søndre del. Stigebrandt (1976), har utviklet en teori om at indre bølger som genereres ved en fjordterskel kan være av vesentlig betydning for den vertikale diffusjonen inne i fjordbassenget. Dette skyldes at de indre bølgene som forplanter seg innover i fjorden og bryter når de treffer skrånende bunn, kan være den dominerende energikilde for turbulensen under terskeldyp. Senere målinger har vist at denne teorien trolig stemmer for Oslofjordens (Vestfjorden) vedkommende (Stigebrandt 1978).

For Frierfjordens vedkommende må en imidlertid vente at krumningen av fjordens søndre del resulterer i at indre bølger som genereres ved terskelen, vil i det alt vesentlige bryte mot bunnen lenge før de når Frierfjordbassenget. De vil således bidra lite til å opprettholde den turbulente diffusjon i fjordens dypvann.

3.2.4 Gunnekleivfjorden

Undersøkelsene i Gunnekleivfjorden har i første rekke vært konsentrert om vannkvalitet og bunnsedimenter. Resultatene utgjør derfor et spinkelt grunnlag for en vurdering av vannutskiftningsmekanismer og vannmassenes oppholdstid i fjorden. Et grovt overslag over vannutskiftningen i Gunnekleivfjorden er imidlertid utført (NIVA, 3.4.1978), og vi skal gjengi enkelte av resultatene.

Med et største dyp på ca. 11 m og utløp på ca. 2.2 m, er fjorden et relativt grunt basseng med to grunne åpninger. Vannmassene kan inndeles i to lag: Et overflatelag som vanligvis synes å nå ned til 3-3.5 m og dypvannet under dette. I overflatelaget varierer saltholdigheten rundt ca. 5^o/oo, og i dypvannet vil en vanligvis finne saltholdigheter på 10-20^o/oo.

I Gunnekleivfjorden vil det i prinsippet være 5 "mekanismer" som er viktige for utskifting av vannmassene. Disse er:

1. Utstrømning på grunn av utslipp av store volum avløpsvann til fjorden.
2. Gjennomstrømning av ellevann fra Skienselva.
3. Tidevannsstrømmer
4. Vind- og lufttrykkdrevne strømmer
5. Sporadiske innstrømninger av tungt (oftest salt og kaldt) vann gjennom kanalene.

De fleste av disse vannutskiftningsmekanismer er i gang samtidig, og vil variere med tiden. Det man kan registrere i fjorden er således resultatet av flere samvirkende mekanismer, og det kreves vanligvis ganske omfattende måleprogram for å kunne kvantifisere vannutskiftningen ved de enkelte mekanismer.

I nevnte rapport ble utført kvantitative vurderinger av mekanismene 1, 2 og 3. Betydningen av de øvrige vannutskiftningsmekanismene kunne bare vurderes ut fra generell kjennskap til forholdene i Gunnekleivfjorden, Frierfjorden og Skienselva.

Overflatelaget

Overflatelaget har i middel trolig en utskifting på 4-5 m³/s, muligens opp mot 6-7 m³/s på grunn av tidevannsstrømmer og store utslipp av avløpsvann. Gjennomstrømning av ellevann ble anslått til å være uvesentlig ved normal vannføring i Skienselva.

Midlere oppholdstid for overflatelaget kan etter dette ikke være mer enn 8-9 dager, muligens ned mot 5 dager. Vedvarende sterk vind kan redusere oppholdstiden med ytterligere 2-3 dager.

Dypvannet

I blant vil det oppstå situasjoner da vannmassene over terskeldyp utenfor Gunnekleivfjorden er tyngre enn vannmassene innenfor. De tunge vannmassene kan da strømme inn i Gunnekleivfjorden og mer eller mindre fortrenge det gamle fjordvannet. Er det nye vannet tyngre enn fjordens bunnvann, vil vannutskiftningen nå helt til bunns.

Innstrømninger som mer eller mindre fornyer overflatelaget skjer trolig relativt ofte. De foreliggende data fra 1975-76 tyder imidlertid på at større bunnvannsfornyelser bare skjer 2-3 ganger pr. år. Første gang vil være i tidsrommet februar-april i forbindelse med de årvisse innstrømningene av tungt vann til Grenlandsfjordene. Under tilsvarende forhold utpå høsten (oktober-desember) kan det foregå en ny dypvannsutskiftning.

Mindre dypvannsfornyelser kan inntreffe i de mellomliggende tidsrom. Ut fra det foreliggende datamateriale kan en således slutte at Gunnekleivfjordens bunnvann har en oppholdstid på størrelsesorden måneder, muligens opptil 4-6 måneder.

3.2.5 Skienselva

Det er ikke utført strømmålinger i Skienselva. Ved beregning av volumtransporter og oppholdstider må vi derfor bygge på vannføringsdata og målinger av saltholdighet. De resultater som fremkommer vil inneholde en betydelig usikkerhet, men gir allikevel en pekepinn om hvilke størrelser det dreier seg om.

Volumtransporten i overflatelaget kan således grovt beregnes ved bruk av Knudsens relasjoner (se side 56). Vi benytter følgende betegnelser:

- Q_o = Volumtransporten i overflatelaget
- Q_s = Volumtransporten i sjøvannsstrømmen
- S_o = Midlere saltholdighet i overflatelaget
- S_s = Midlere saltholdighet i sjøvannsstrømmen
- R = Netto ferskvannstilførsel.

Resultatene er vist i tabell 13.

Tabell 13 BEREGNET TRANSPORT I OVERFLATELAGET OG SJØVANNSLAGET I SKIENSELVAS NEDRE DEL

| Dato | R m ³ /s | S _o o/oo | S _s o/oo | Q _o m ³ /s | Q _s m ³ /s |
|----------|------------------------|------------------------|------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 21.8.74 | 62 | 8 | 30.0 | 85 | 23 |
| 18.12.75 | 243 | 3 | 32.5 | 268 | 25 |
| 17.3.76 | 219 | 2 | 28.5 | 236 | 17 |
| 10.6.76 | 146 | 4 | 26.0 | 173 | 27 |
| 8.9.76 | 128 | 5 | 30.0 | 154 | 26 |

Beregningene tyder på at ved lave og midlere vannføring i Skienselva, vil sjøvannsstrømmen ved Porsgrunn transportere ca. 15-30 m³/s oppover elva. Dette er den sjøvannsmengden som på strekningen Porsgrunn - Skien blir innblandet i overflatelaget og ført nedover elva. Volumtransporten i sjøvannsstrømmen vil avta betydelig på strekningen opp mot Skien.

Elvestrekningen fra Frierfjorden til Skien er ca. 10 km. Vannføringen i elva vil være avgjørende for overflatelagets oppholdstid på denne strekningen. Havnevesenet i Porsgrunn har opplyst at overflatelaget vil strømme med hastigheter på ca 0.2 - 1 m/s. Tas dette som midlere hastigheter for hele elvestrekningen, fås oppholdstider på ca 4-12 timer. Beregninger basert på overflatelagets volum og transport har gitt noenlunde tilsvarende resultater.

Ved en vurdering av sjøvannslagets oppholdstid i Skienselva er det praktisk å dele det i to. Minste dyp på elvestrekningen er ca. 7 m, og vi velger å betrakte vannmassene over og under 7 m hver for seg. Midlere bredde av Skienselva er ca. 200 m. Vi antar at midlere bredde av det "øvre" sjøvannslaget er ca. 100 m. Ut fra saltholdighetsmålingene i Skienselva vil vi anslå midlere tykkelse av dette laget til vanligvis å være 2-4 m. Dette tilsvarer volumer i størrelsesorden $2-4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Ved transporter i området $15-30 \text{ m}^3/\text{s}$ skulle dermed midlere oppholdstid ligge i intervallet 20-80 timer.

Vannmassene i elvas dypbassenger blir helt eller delvis utskiftet når sjøvannsstrømmen bringer inn vann med høyere tetthet (egenvekt) enn tettheten til det gamle dypvannet. Dette foregår trolig to ganger pr år i nedre del av Skienselva (St. S-2) og en gang pr år i Skienselvas øvre del (St. S-1).

Under vedvarende høy vannføring i Skienselva kan sjøvannslaget bli presset nedover i elva. En slik situasjon ble registrert 11.5.1977 (NIVA 1979), da hele elvestrekningen ovenfor Porsgrunn var tømt for sjøvann, også dybbassengene. Vannføringer hadde da i 12 dager vært mellom $400 \text{ m}^3/\text{s}$ og $500 \text{ m}^3/\text{s}$. Som fig. 2 antyder kan en ikke vente at dette vil skje hvert år.

4. NÆRINGSSALTER, ORGANISK STOFF OG PLANTEPLANKTON

4.1 Innledning

Vannkvalitet er et noe upresist uttrykk. For de fleste henger det sammen med hvordan vannet ser ut og eventuelt lukter, og med forekomst av giftstoffer eller sykdomsfremkallende organismer som er helserisiko for planter, dyr og mennesker. Synsintrykket er avhengig av hvor mye partikler det er i vannet, hva slags partikler det er og også av oppløste fargestoffer. Partiklene kan være uorganisk materiale f eks leirpartikler tilført via elver og bekker, spesielt i flomperioder. Det kan også være suspenderte partikler fra industri, bebyggelse og annen virksomhet langs elv og vassdrag. Mikroskopiske planter (planteplankton) har betydelig innflytelse på vannets gjennomskinnelighet og farge i produksjonssesongen. Når planteplanktonbestanden blir spesielt tett, benevnes det algeoppblomstring. Da blir overflaten farvet tydelig brun, grønn, rød eller melkehvit.

Planteplanktonbestandenes størrelse og produksjon bestemmes av forholdet mellom vekststimulerende faktorer (som sollys, temperatur, gunstige hydrografiske forhold, tilførsel av plantenæringsstoffer) og faktorer som fjerner planter fra vannmassene, eller reduserer veksten (som naturlig dødelighet, giftstoffer, beiting av dyr, ugunstige hydrografiske forhold). Tilførsel av plantenæringsstoffer fra bosetningsområder, jordbruk og industri er en viktig vekststimulerende faktor som har ansvar for forurensningsutviklingen i mange vannforekomster.

Fra det produktive overflatelaget synker døde planter og planterester, døde dyr og ekskrementer fra beitende dyr samt tilførte organiske partikler mot bunnen. Dette organiske stoffet tjener som næring for dyr og bakterier i dypvannet, hvor næringen omsettes under forbruk av oksygen. Forholdet mellom mengde tilført organisk stoff og tilførsel av oksygen til dypvannet blir dermed avgjørende for dypvannets tilstand. I områder der dypvannsutskiftningen er spesielt dårlig, kan forbruket av oksygen normalt overstige tilførslene. I forurensede fjorder blir ofte tilførselen av organisk stoff til dypet så stor at en normalt tilstrekkelig utskiftningsfrekvens ikke lenger strekker til, oksygenreservene brukes opp og dypvannet råtner. Dette kan i sin tur på ulike måter få konsekvenser for overflatelaget.

I dette kapitlet er hovedhensikten å få frem karakteristiske forhold ved de ulike fjordavsnitt og å knytte påviste forskjeller til naturgitte forhold og sivilisatoriske faktorer, som f eks avstand til utslippskildene. En vil videre beskrive endringer med tiden og avklare om disse kan knyttes til endringer i belastningen.

For overflatevannet er det lagt spesiell vekt på:

- * Forekomst av plantenæringsstoffer som stimulerer planteplanktonbestanden
- * Algevekstpotensialet, som gir et mål på vannets vekstegenskaper for elva
- * Klorofyll, som er et mål på planteplanktonbestandens størrelse
- * Mengde organisk stoff, som gir et mål på totalbelastningen (planteplankton pluss annet organisk stoff)
- * Siktedyp, som gir en direkte tallfesting av synsinntrykket av vannet.

I de dypere vannmasser er oppmerksomheten først og fremst rettet mot oksygeninnholdet og årsakene til de dårlige oksygenforhold i Frierfjorden. Som nevnt i rapport nr 5 (NIVA 25.11.76), vil direkte utslipp av organisk materiale og plantenæringsstoffer begge å være av betydning i Frierfjorden. I denne rapporten vil vi forsøke å komme nærmere en avveining mellom disse to faktorer, i tillegg til en rent beskrivende fremstilling av dypvannets innhold av organisk karbon, næringssalter og oksygen.

Undersøkelsesområdet består av fem deler som klart skiller seg fra hverandre.

- 1) *Frierfjorden*, som fra naturens side er dominert av den kraftige ferskvannspåvirkningen fra Skienselva. Dette skaper et forholdsvis stabilt brakkvannslag med saltholdighet varierende fra under 1 til ca 10 ‰ og et midlere dyp på ca 4m, som strømmes forholdsvis raskt ut fjorden. Dette er i utgangspunktet et vanskelig miljø for levende organismer. Brakkvannsområder er kjennetegnet av et tildels meget lavt artsantall, både sammenlignet med ferskvann og sjøvann, og det mest kritiske området er ved saltholdigheter nær 7 ‰. Det vil si at både arter som fraktes ned til fjorden fra vassdraget og med kompensasjonsstrømmen fra fjordområdene utenfor vil ha dårlige livsforhold i Frierfjordens overflatevann. Den raske gjennomstrømningen skaper ytterligere problemer fordi arter som lever fritt i vannmassene (plankton) får liten tid til å reprodusere og dermed opprettholde bestander i overflatelaget (Dahl 1976). Ferskvannet fører også med seg andre stoffer, som næringssalter som kan stimulere algevekst og oppløste stoffer og partikler som kan redusere vannets gjennomskinnlighet. Dette er ofte spesielt fremtredende i flomperioder.

På dette naturgitte systemet virker den komplekse tilførsel av forurensninger og annen påvirkning fra industri, kraftverk og bosetting ved fjord og vassdrag.

- 2) *Eidangerfjorden - Langesundsfjorden*, med en betydelig påvirkning av overflatevann fra Frierfjorden, med de forurensningskomponenter dette vannet fører med seg. En del av vannet tar veien ut Håøyfjorden via Kalvsundet, resten strømmes ut Langesundsfjorden. Innblandingen av sjøvann er her betydelig større enn i Frierfjorden. Saltholdigheten kan være lav, men er stort sett over 10 ‰. Sørlige vinder kan stuve det brakke overflatelaget inn i fjordene, mens saltholdigheten er forholdsvis høyere ved nordlige vinder (NIVA, 18.5.1976).

Overflatevannet i dette området gir langt større mulighet for normalt organismeliv enn Frierfjorden. Det vesentligste naturgitte forhold i den sammenheng er den gunstigere saltholdigheten (større avstand til forurensningskildene kommer i tillegg).

- 3) *Langesundsbukta*, med stasjon JH-1. Denne stasjonen ble valgt som referansestasjon for kystvann, men er under en viss påvirkning av vann fra Skiensvassdraget.
- 4) *Gunnekleivfjorden*, en terskelfjord i miniatyr. Den mottar meget store utslipp fra industri og via kommunal kloakk.
- 5) *Skienselva*, med et lag av hurtig strømmende ferskvann (brakkvann) over et sjøvannslag. Mottar store utslipp fra blant annet treforedlingsindustri og husholdningskloakk.

4.2 Frierfjorden og utenforliggende områder

4.2.1 Overflatelaget

4.2.1.1 *Materiale og metoder*

Forholdene i overflatevannet er bedømt ut fra overflateprøver som er analysert i laboratoriet, samt direkte målinger av siktedyp. Stasjonsnettet fremgår av fig. 1. De metodene som er benyttet er beskrevet i delrapport nr. 5.

I den følgende bearbeiding er det lagt vekt på følgende målevariable:

Klorofyll-a er et fargestoff som finnes i alle grønne planter. Det er nødvendig for plantenes overføring av lysenergi til kjemisk energi, og gir derfor et brukbart mål på størrelsen av aktivt primærproduserende plantebestander.

Total *organisk karbon (TOC)* gir summen av partikulært og oppløst organisk stoff i vannprøvene og er et resultat av tilførsel av organisk stoff til vannmassene, produksjon av plantemateriale i vannmassene på grunnlag av lys og tilgjengelige plantenæringsstoffer og nedbrytning av organisk stoff ved respirasjonsprosesser.

Oksygenmetning er blant annet et resultat av forholdet mellom produksjon av plantemateriale (primærproduksjon), som også medfører produksjon av oksygen, og nedbrytning av tilført og produsert organisk stoff (respirasjon), som medfører forbruk av oksygen. I tillegg har temperatur og saltholdighet og transport til og fra atmosfæren innflytelse på oksygenforholdene.

Siktedypet er det dyp hvor en hvit skive med 25 cm diameter såvidt kan skimtes fra overflaten. Det er et resultat av oppløste og partikulære stoffers innflytelse på vannets gjennomskinnelighet. Blant annet kan store planteplanktonbestander redusere siktedypet betydelig. Siktedypet er målt uten bruk av vannkikkert.

Plantenæringssalter er nødvendige for å underholde plantevekst. Det er lagt spesiell vekt på ortofosfat og nitrat og ammonium. Av disse kan ammonium ved høye konsentrasjoner også virke som et giftstoff (NIVA, 25.11.1976). Det ble analysert på ufiltrerte prøver.

Algevekstpotensialet gir et mål på hvor store bestander av en testalge som maksimalt kan produseres i vannet. Algen *Selenastrum capricornutum* er benyttet i Frierfjorden og *Phaeodactylum tricornutum* i Langesundsbukta.

I delrapport nr 5 (NIVA, 25/11 1976) er resultatene for næringssalter, organisk stoff og siktedyp frem til og med desember 1975 behandlet. Av hensyn til helheten i fremstillingen er disse resultatene delvis behandlet på nytt i denne rapporten.

4.2.1.2 Resultater

Klorofyll

Figur 20a viser de målte klorofyllverdiene i overflatevannet 0 - 2 m i Frierfjorden og Langesundsbukta gjennom undersøkelsesperioden. Det ble ikke innsamlet klorofyllprøver i Eidanger-Langesundsfjorden i forbindelse med prosjektet, men det ble i 1974 og 1975 innsamlet et betydelig materiale fra stasjon FG-1 i Brevikfjorden og fra Langangsfjorden, Håøyfjorden og Helgerofjorden i forbindelse med et prosjekt for NVE/Statskraftverkene. Figur 20b viser de målte klorofyllverdiene på stasjon FG-1 og en stasjon i Håøyfjorden i 1974 og 1975.

I Håøyfjorden var det to våroppblomstringer i 1974, med målte klorofyllmengder på 10 - 15 µg/l. Den ene med maksimum i mars, den andre i mai, med et utpreget minimum mellom dem. Gjennom sommeren var klorofyllverdiene fra 2.5 til 4.5 µg/l. I september-oktober var det en tydelig høstoppblomstring.

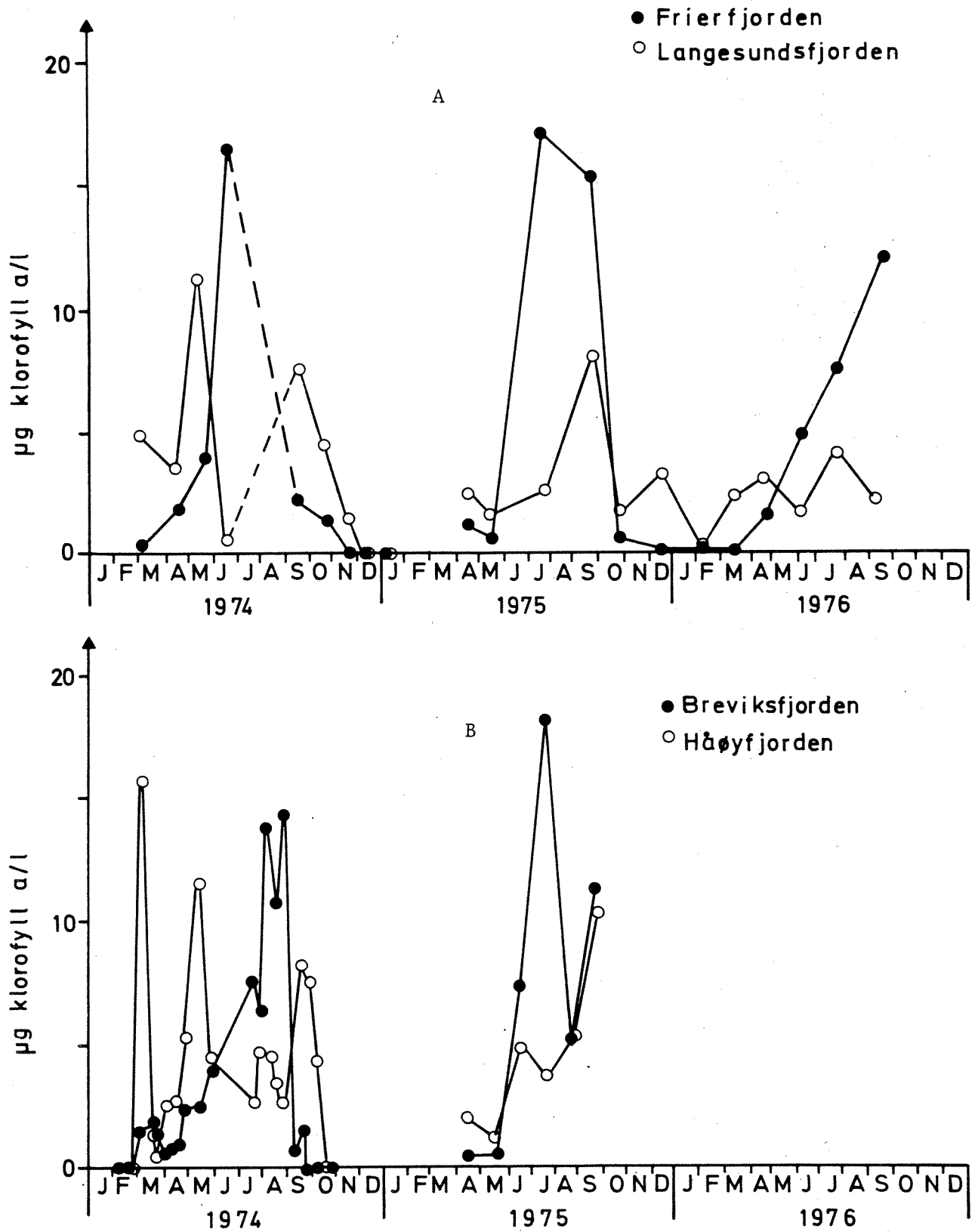


Fig. 20. Klorofyllkonsentrasjoner i Grenlandsfjordenes overflatelag.
A: Frierfjorden og Langesundsfjorden.
B: Breviksfjorden og Håøyfjorden.

Utviklingen i Langesundsbukta er ikke beskrevet like godt på grunn av mer sparsomt materiale, men den ser ut til å ha vært likeartet med Håøyfjorden, - det vil si to våroppblomstringer, sommerminimum i hvert fall ned til ca 1 µg/l og en høstoppblomstring. Verdiene gjennom sommeren kan ha vært noe høye i Håøyfjorden, men utviklingen ellers kan ikke sies å ha vært unormal de to stedene.

I 1975 og 1976 klaffet ikke prøvetakingstidspunktene så godt med våroppblomstrings-periodene som i 1974. Sommerverdiene var på omtrent samme nivå som i 1974. I 1975 var det en markert høstoppblomstring i september, tilsvarende den i 1974.

I Frierfjorden og i Brevikfjorden, som er direkte influert av Frierfjordvann, var det ikke tegn til noen normal våroppblomstring. Klorofyllverdiene var lave om våren, men det bygde seg opp betydelige bestander utover sommeren, med maksimumsverdier på rundt 20 µg/l i juli-september. Deretter falt bestandene raskt, og det var ingen tegn til høstoppblomstring. Dette gjentok seg med små avvik alle de tre årene.

Denne utviklingen lar seg forklare ut fra de spesielle forhold i Frierfjordens overflatelag. Som tidligere beskrevet, er forholdene her dårlige for oppbygging av planktoniske bestander. Organismenes veksthastighet holder vår og høst rett og slett ikke tritt med den hastighet de skylles ut med. Dette kan hovedsaklig tilskrives naturgitte forhold, så som overflatevannets oppholdstid og temperatur (Dahl 1976). Antakelig spiller dårlige lysforhold i overflatelaget også stor rolle. Plantenes veksthastighet kan i tillegg være påvirket av forurensningsforholdene eller andre veksthemmende faktorer.

Om sommeren er temperatur og lysforhold bedret og forholdet mellom plantenes veksttid og overflatevannets oppholdstid noe gunstigere, slik at store sommerbestander kan bygges opp.

Spesielt vår og høst må en dermed regne med at plantenæringsstoffer i Frierfjorden ikke utnyttes fullt ut inne i fjorden, men føres ut til de ytre fjordområdene og dermed gir tilskudd til produksjonen der (jfr delrapport nr 5).

Oksygenmetning

Planteproduksjon fører, som tidligere nevnt, til en økning av oksygenkonsentrasjonen, mens forbruk av organisk stoff medfører nedgang. Metningsprosenten for oksygen gir derfor holdepunkter for å bedømme om produksjon eller nedbrytning av organisk stoff har vært dominerende i en vannmasse.

Som det fremgår av fig. 21 var det i sommerhalvåret (mars-september) overvekt for respirasjon eller andre oksygenforbrukende prosesser både i 0 m og 4 m dyp i Frierfjorden, - omtrent likevekt eller overvekt for produksjon i Eidangerfjorden-Langesundsfjorden, og overvekt for produksjon i Langesundsbukta. Dette mønsteret gjentok seg alle de tre somrene, bortsett fra 4 m dyp i 1976 da det også var nær likevekt i Frierfjorden. I samme periode var saltholdigheten i dette dypet noe høyere enn sommeren før, dette kan ha gitt bedre vekstforhold, men det var nær likevekt også ved så lave saltholdigheter som 7 - 10 ‰. Det er derfor mer sannsynlig at det endrede forhold mellom produksjon og respirasjon henger sammen med bedret siktedyp (side 84) og dermed økt lystilgang i 4 m dypet. Eventuelt redusert veksthemming kan heller ikke utelukkes.

I fig. 22 er overflatelagets metningsprosent for oksygen i sommerhalvåret (mars-september) satt opp i forhold til klorofyllverdiene. Selv ved forholdsvis høye konsentrasjoner av klorofyll var det oftest undermetning i Frierfjorden, i motsetning til forholdene i Langesundsbukta. Dette kan komme av at algenes fotosyntese var svak i Frierfjorden på grunn av brakkvann og dårlig lystilgang, eventuelt veksthemmende stoffer. Det er også rimelig å anta at forholdene i Frierfjorden ligger til rette for mikro-organismer, som bryter ned organisk stoff under forbruk av oksygen, og tar opp nitrogen og fosforforbindelser (delrapport nr 5), og at dette gir lavere oksygenkonsentrasjon.

Total organisk stoff

De ovennevnte resultater tyder på at det i 1974-76 ble brutt ned mer organisk stoff i Frierfjordens overflatelag enn bygd opp ved planteplanktonproduksjon. Det er allikevel en klar sammenheng mellom planteplanktonbestandene målt som klorofyll-a og mengde organisk stoff (TOC). Høye klorofyllverdier om somrene i Frierfjorden samsvarer godt med tilsvarende maksimum for TOC. (Fig. 20 og fig. 23), se også rapport nr. 5 (NIVA 25.11.1976).

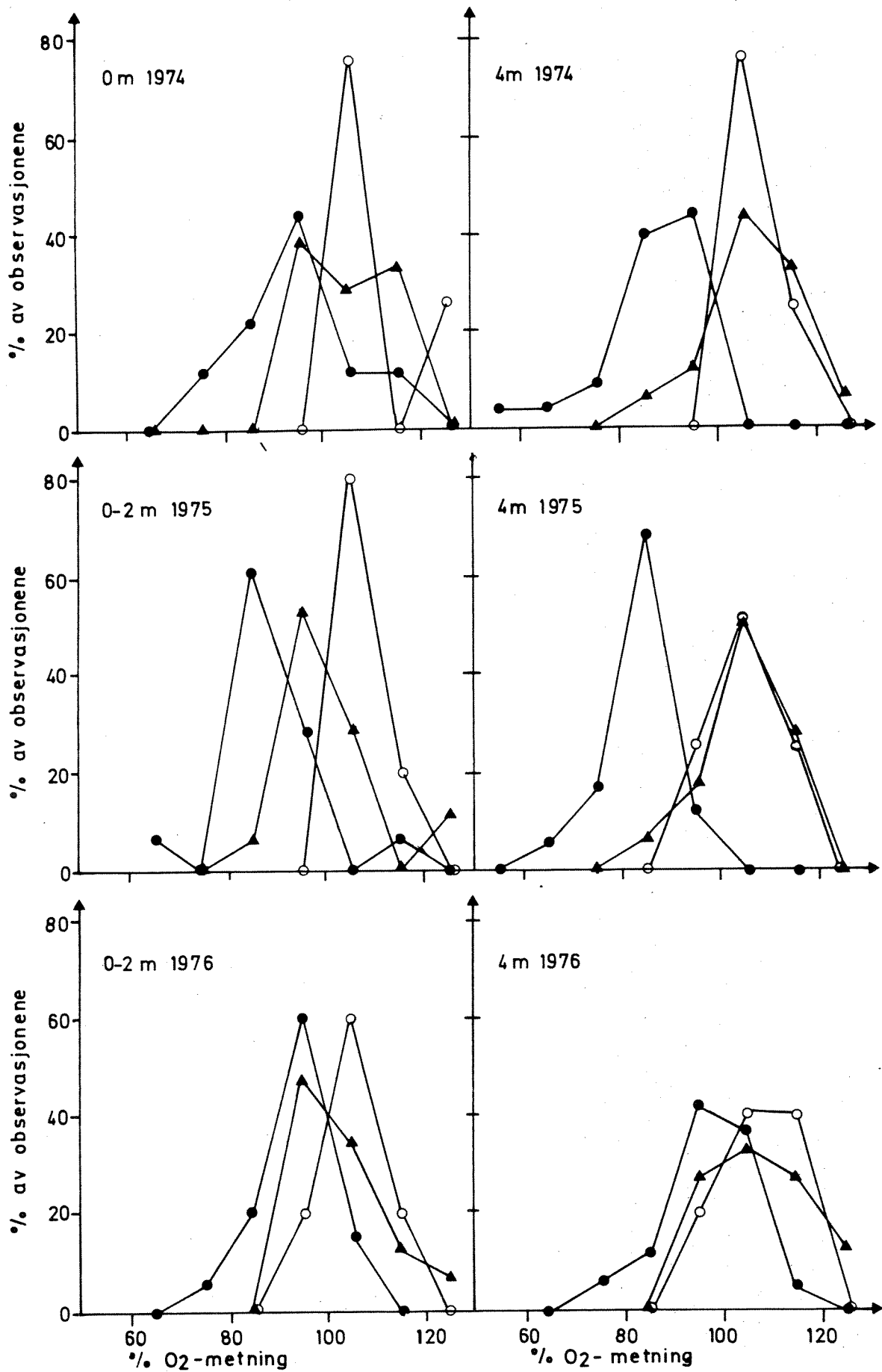


Fig. 21. Oksygenmetning i Grenlandsfjordenes overflatelag.

- : Langesundsbukta
- ▽ : Eidangerfjorden - Langesundsfjorden
- : Frierfjorden.

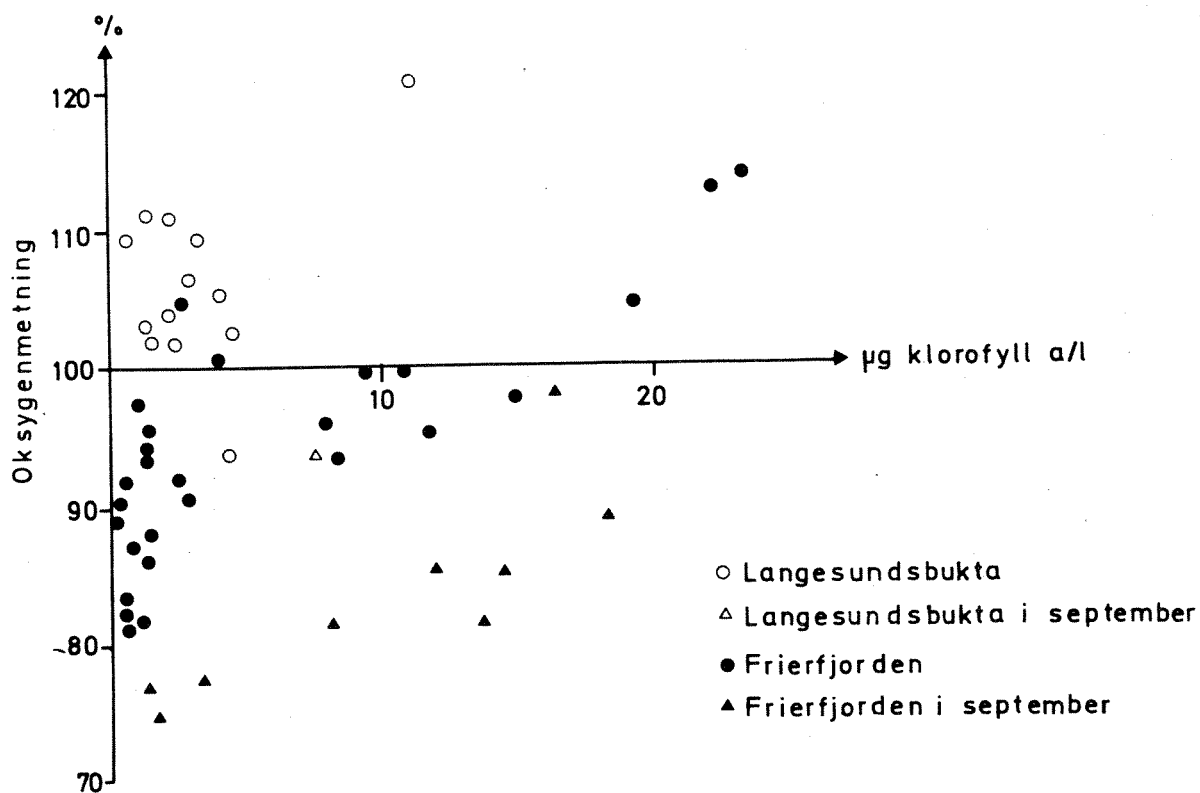


Fig. 22. Klorofyllkonsentrasjoner og oksygenmetning i Grenlandsfjordenes overflatelag.

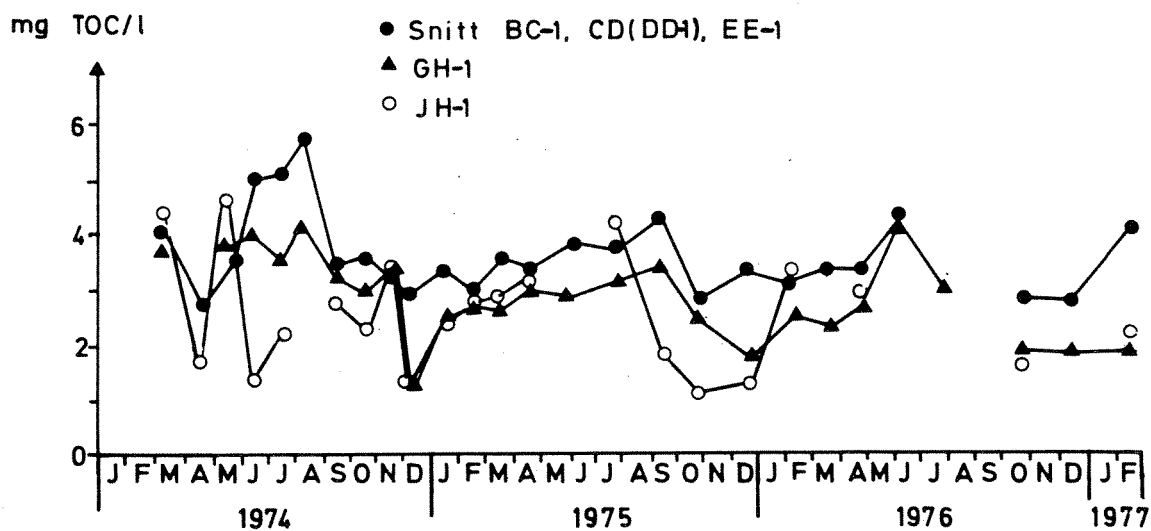


Fig. 23. Konsentrasjoner av total organisk karbon (TOC) i Grenlandsfjordenes overflatelag.

Mengden av organisk stoff i områdene utenfor Frierfjorden er avhengig av det som er tilført fra Frierfjorden og det som er produsert av planter i området. Våroppblomstringene og antakelig også høstopplomstringen i Langesundsbukta (JH-1) i 1974 vises på TOC (fig 23). Tilsvarende synes ikke å være tilfelle for Langesundsfjorden.

I 1975 og 1976 er det en utpreget samvariasjon mellom TOC i Frierfjorden og Langesundsfjorden (st. GH-1). Det er rimelig å anta at tilførsel av organisk stoff fra Frierfjorden har relativt stor betydning ved denne stasjonen. Konsentrasjonen av organisk stoff i vintersesongene (oktober-februar) er uavhengig av primærproduksjonen. Av fig. 23 fremgår at det er en klar gradient fra Frierfjorden til Langesundsfjorden og Langesundsbukta, med de høyeste verdiene i Frierfjorden. Disse høye vinterverdiene må skyldes direkte tilførsler (Delrapport nr 5).

Av fig. 23 fremgår videre at det ikke ser ut til å være noen vesentlige forskjeller mellom de tre vinterene.

Selv om man stort sett kan snakke om en transport av organiske stoff fra Frierfjorden til områdene utenfor i overflatelaget, må en i en analyse av belastningen på Frierfjorden ta i betraktning en muligens betydelig transport av plantemateriale fra de ytre områdene til Frierfjorden via kompensasjonsstrømmen.

Siktedyp

Siktedypet er den måling som mest direkte samsvarer med det subjektive inntrykket av vannkvaliteten. Siktedypets utvikling med tiden fremgår av tabell 14 og figur 24.

Tabell 14. RESULTATER AV SIKTEDYPMÅLINGER I GRENLANDSFJORDENE FOR MARS 1974 - FEBRUAR 1977.

| | | Stasjoner | | | | | | | | |
|----------------|----------------------------|-----------|------|---------------|------|------|------|------|------|------|
| | | BB-1 | BC-1 | CD-1* DD-1 | EE-1 | DF-1 | FG-1 | GH-1 | JH-1 | |
| 1974 | Minimum | m | 1.3 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 2.0 | 1.8 | 2.3 | 2.0 |
| | Maksimum | m | 3.5 | 3.5 | 4.5 | 3.0 | 11.0 | 7.5 | 7.5 | 20.0 |
| | Aritmetrisk middelverdi | m | 2.4 | 2.7 | 2.8 | 2.4 | 4.8 | 3.6 | 4.1 | 7.9 |
| | Standardavvik | m | 0.7 | 0.8 | 0.9 | 0.6 | 2.8 | 1.7 | 2.3 | 5.5 |
| 1975 | Minimum | m | 1.5 | 2.0 | 2.0 | 2.0 | 2.0 | 2.0 | 2.0 | 3.5 |
| | Maksimum | m | 3.0 | 5.3 | 4.5 | 3.8 | 11.0 | 8.5 | 8.5 | 12.0 |
| | Aritmetrisk middelverdi | m | 2.4 | 2.8 | 2.8 | 2.8 | 4.6 | 4.2 | 4.4 | 7.4 |
| | Standardavvik | m | 0.5 | 1.0 | 0.7 | 0.6 | 2.9 | 2.3 | 2.0 | 3.7 |
| 1976 | Minimum | m | 1.5 | 2.5 | 2.5 | 2.5 | 3.0 | 2.5 | 3.8 | 6.6 |
| | Maksimum | m | 3.5 | 4.0 | 4.5 | 4.0 | 7.0 | 10.5 | 10.0 | 11.0 |
| + feb. 1977 | Aritmetrisk middelverdi | m | 2.6 | 3.4 | 3.5 | 3.2 | 5.6 | 5.3 | 5.6 | 8.6 |
| | Standardavvik | m | 0.6 | 0.5 | 0.7 | 0.5 | 1.5 | 2.4 | 1.9 | 1.4 |

* Fra juli 1975 ble målingene utført på st. DD-1.

Innenfor Brevik var siktedypet hele tiden betydelig dårligere enn i fjordområdene utenfor. Sosialdepartementets kvalitetskrav til vann for friluftsbad (sjøvann) angir en nedre grense på 2 - 3 m for siktedypet (Sosialdep. 1976). Forholdene i Frierfjorden sommerstid har jevnt over ligget på denne grensen, i Herrebukta har den iblant blitt klart underskredet.

Variasjonene over året var små, dvs. at overflatelagets utseende i Frierfjorden i stor grad bestemmes av en relativt konstant tilførsel av partikulært materiale og oppløste stoffer fra Skienselva og fra kommunale og industrielle utslipp til fjorden. Vinterstid, under minimal planktonproduksjon, ble således siktedypet vanligvis målt til mellom 2m og 4m. Partikulært materiale fra den naturlige erosjon i vassdraget kan her ha en viss betydning.

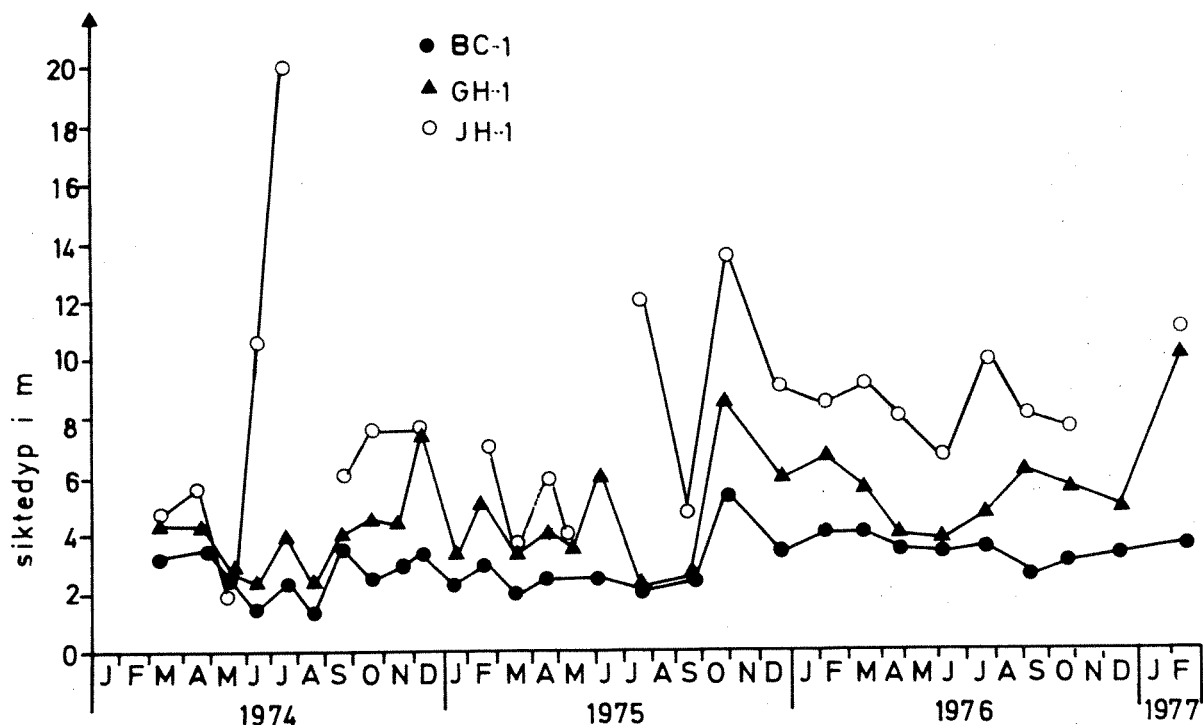


Fig. 24. Observasjoner av siktedyb i Frierfjorden, Langesundsfjorden og Langesundsbukta.

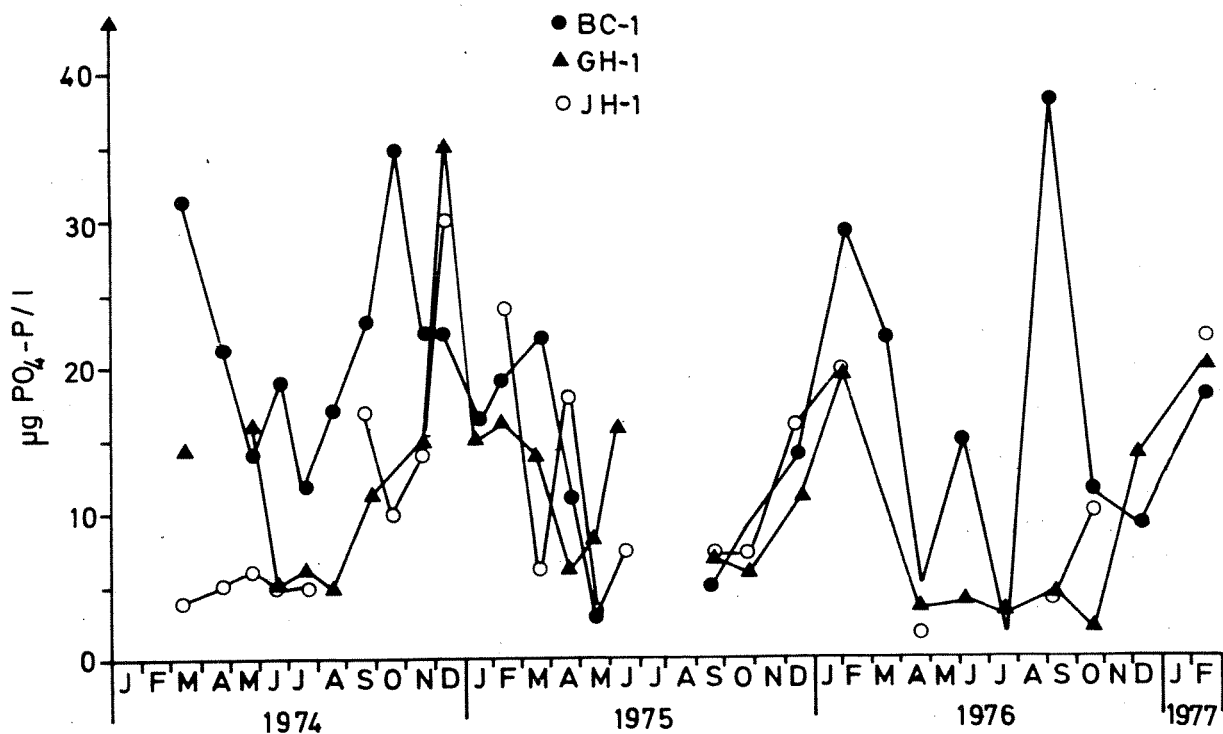


Fig. 25. Konsentrasjoner av ortofosfat (PO₄-P) i Frierfjordens, Langesundsfjordens og Langesundsbuktas overflatelag.

I fjordområdene utenfor Brevik gjennomgår siktedypet store variasjoner over året, med laveste verdier om våren og i sommerhalvåret. Dette skyldes at størrelsen av planktonbestanden her har meget stor betydning. Nedbør og vind (pålandsvind og fralandsvind) skaper også variasjoner i siktedypet.

I 1976 var siktedypet bedre enn de to foregående år. Betrakter en middeldypet for Frierfjorden under ett (2.6m i 1975, 3.2m i 1976) var økningen mer enn tre ganger dens standardavvik og således statistisk signifikant. En tilsvarende økning ble registrert i fjordområdene utenfor Brevik. Ukentlige til 14-daglige siktedypmålinger i Frierfjorden utført av Porsgrunns havnevesen i 1977 har vist at denne forbedringen har vedvart (NIVA 1979).

I hvilken grad denne forbedring av siktedypet skyldes utslippsreduksjoner eller naturlige variasjoner gjenstår å se.

Det kan være interessant å sammenligne siktedypet i Frierfjorden i 1974-76 med månedlige siktedypmålinger for tidsrommet september-1961 - august 1962 (Brækken, 1966).

Resultatene var:

| | | |
|--------------------|---|--------|
| Minimum | : | 1.6 m |
| Maksimum | : | 4.5 m |
| Aritmisk middelvei | : | 3.4 m |
| Standardavvik | : | 0.7 m. |

Resultatene i 1976 er sammenlignbare med forholdene i 1961-62.

Plantenæringsstoffer

Fig. 25 viser ortofosfatkonsentrasjonene på stasjonene BC-1, GH-1 og JH-1 gjennom undersøkelsesperioden. Ortofosfatkonsentrasjonene varierer naturlig gjennom året med maksimumsverdier om vinteren og minimumsverdier om sommeren, fordi fosfatene da er tatt opp av planter. En slik variasjon var tydelig både i Frierfjorden og områdene lenger ute. Vinterens maksimumsverdier lå på omtrent samme nivå som Indre Oslofjord i samme tidsrom, eller noe lavere NIVA (1.11.1977).

I Frierfjorden (St. BC-1) var sommerverdiene i 1974 uvanlig høye, mens de to øvrige stasjonene var sammenlignbare med Indre Oslofjord.

På samme stasjon var det en betydelig reduksjon av konsentrasjonene fra sommeren 1974 til sommeren 1975, noe som kan henge sammen med reduserte utslipp (delrapport nr 5). I 1976 var forholdene noe vekslende. På de to øvrige stasjonene i Frierfjorden var forandringene mindre, men det var muligens en viss nedgang også der.

Sammenligning mellom de tre stasjonene viser at ortofosfatkonsentrasjonen i Frierfjordens overflatevann i lange perioder, blant annet hele 1974 og omtrent hele 1976, var høyere enn i områdene utenfor. I 1975 var forskjellene små.

Figur 34a-c (side 101) viser ammonium-konsentrasjonene og fig. 26 nitrat-konsentrasjonene gjennom undersøkelsesperioden på stasjonene BC-1, GH-1 og JH-1. I 1974 og vinteren 1975 var det flere tilfeller med meget høye ammoniumkonsentrasjoner, særlig i Frierfjorden, men også lenger ute. Reduksjonen til 1975 var betydelig, som beskrevet i fremdriftsrapport nr 5, men det var tegn til ny økning vinteren 1976-1977. Nitrat-konsentrasjonene var meget høye i fjordene, og det var liten forskjell på vinter og sommer. Dette henger sammen med at algeproduksjon bare makter å omsette en liten del av tilgjengelig nitrat. På stasjon JH-1 var forholdene mer normale, men med noe høye verdier. Det er en klar avtagende gradient fra Frierfjorden og ut til Langesundsbukta.

Fig. 27 viser vektforholdet mellom uorganiske nitrogen- og fosforforbindelser. Hvis dette forholdet er langt over 7:1, vil fosfor først bli brukt opp av en voksende planktonbestand. Motsatt når forholdet er langt under 7:1. Fosfor, henholdsvis nitrogen, er da potensielt begrensende fra algeveksten i de to tilfellene. Av figuren fremgår at det var klart overskudd av nitrogen både på stasjon BC-1 og GH-1. Nitrogenoverskuddet var minst utpreget om vinteren, men meget tydelig om sommeren. De høye sommerverdiene henger sammen med at planteveksten fjerner en betydelig del av fosfatet i produksjonssesongen. I Langesundsbukta var det også stort sett et nitrogenoverskudd, men høsten 1974 var det nær likevekt. Høstoppløstringen her kan ha vært nitrogenbegrenset. I februar 1975 var det også nær likevekt i dette området.

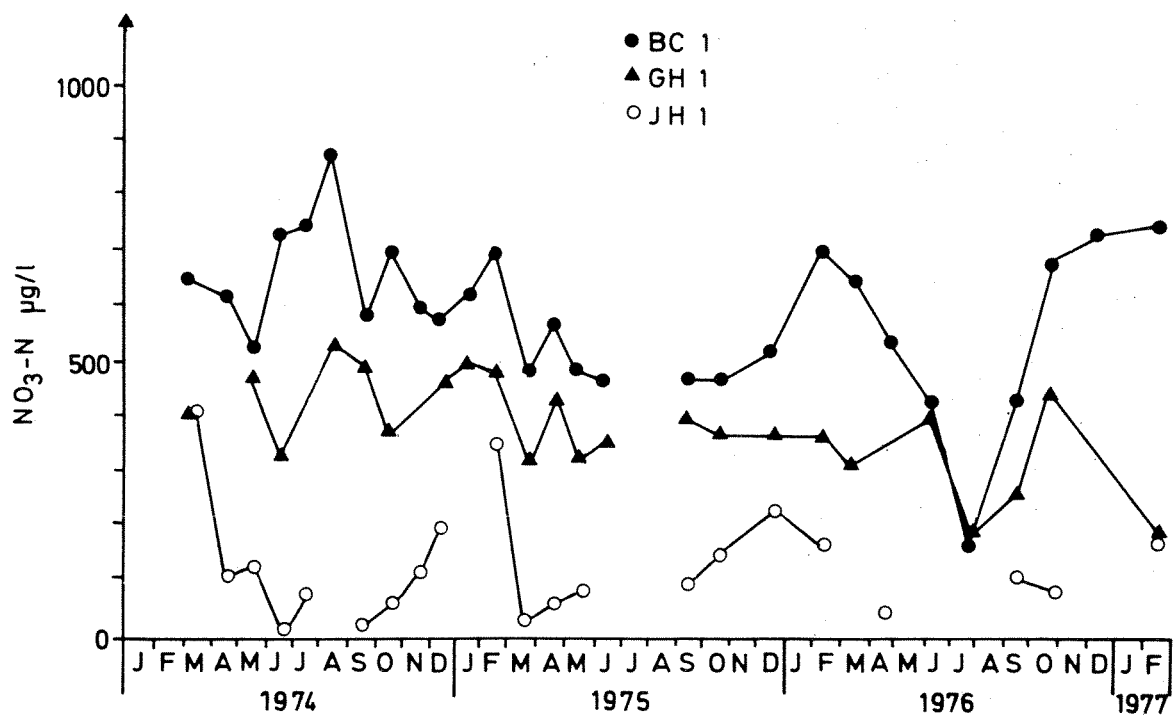


Fig. 26. Konsentrasjoner av nitrat+nitritt (NO₃-N) Frierfjordens, Langesundsfjordens og Langesundsbuktas overflatelag.

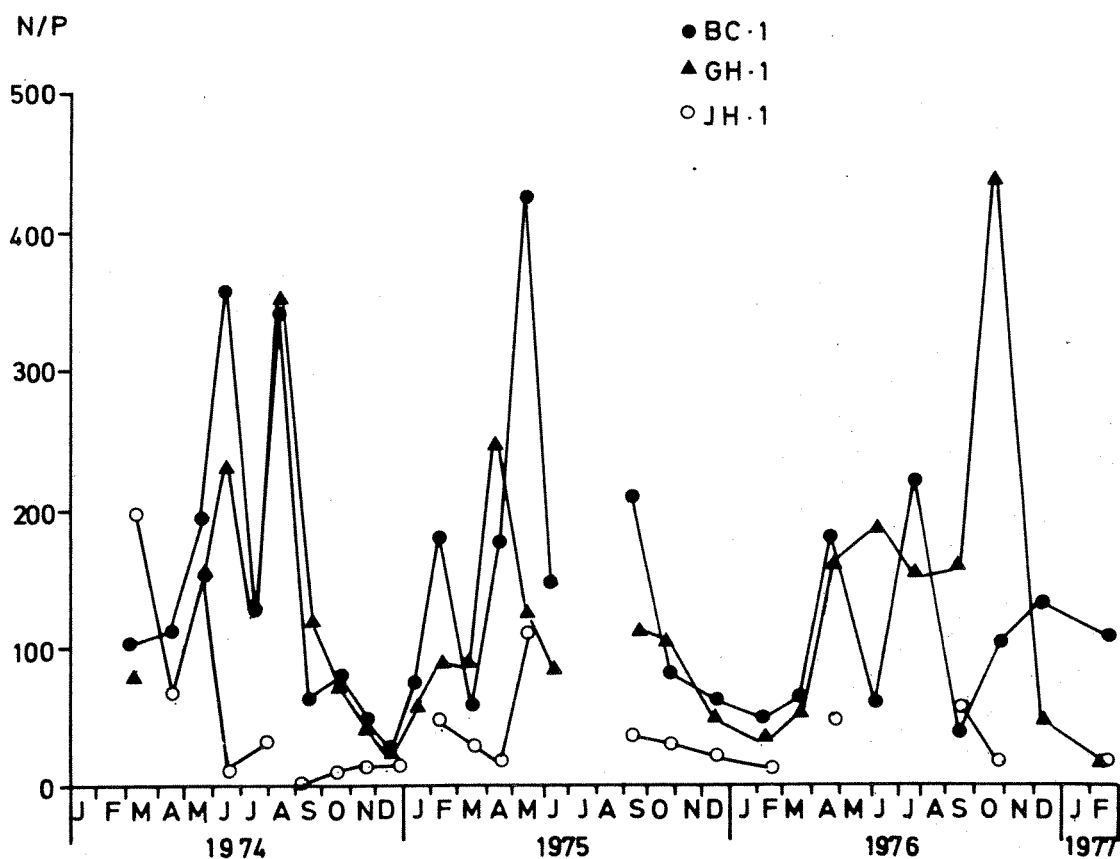


Fig. 27. Vektforhold mellom uorganiske fosfor- og nitrogenforbindelser (N/P) i Frierfjordens, Langesundsfjordens og Langesundsbuktas overflatelag.

Algevekstpotensialet

Dette er et mer direkte mål på vannets vekstegenskaper. I fig. 28 er vist utvikling av algevekstpotensialet sammen med ortofosfatverdiene på stasjon BC-1 og JH-1. Testalgen som er brukt på vann fra Frierfjorden er *Selenastrum capricornutum*. Den viser gode vekstegenskaper ved saltholdigheter opp til ca 6 ‰ og er derfor stort sett velegnet for bruk i Frierfjorden. I laborieforsøk er vekstutbyttet ved fosforbegrensning beregnet til $23 \cdot 10^6$ celler/l for hvert mikrogram ortofosfat/l. *Selenastrum* vokser ikke i sjøvann. I vann fra Langesundsbukta er derfor benyttet testalgen *Phaeodactylum tricornutum*, som vokser bra ved saltholdigheter over 10-15 ‰. Den er altså velegnet for det aktuelle saltholdighetsområdet. Dens vekstutbytte ved fosforbegrensning er ca. $20 \cdot 10^6$ celler/l for hvert mikrogram ortofosfat/l.

Det er stort sett godt samsvar mellom algevekstpotensial og ortofosfat i Langesundsbukta. Dette styrker antagelsen om at fosfor var potensielt begrensende i dette området. I mai 1974, april 1975 og september i både 1975 og 1976 (septemberdata for 1974 mangler) tyder resultatene på at det kan ha vært andre minimumsfaktorer enn fosfor, eventuelt stoffer i vannet som har hemmet testalgenes vekst.

Resultatene fra Frierfjorden er helt forskjellig. Vekstpotensialet var gjennomgående langt lavere enn det som skulle ventes. Dette tyder på at det enten er noe annet som ble begrensende før fosfor, selv om fosfor er potensielt begrensende relativt til nitrogen, eller det var veksthemmende stoffer i vannet. (I dette tilfellet kommer ikke lysbegrensning på tale). Det kan ikke avgjøres hva denne veksthemningen består i. Om den skyldes naturlige forhold eller utslipp av veksthemmende stoffer er altså uvisst, men det er nærliggende å knytte fenomenet til forurensningssituasjonen i fjorden.

Ut fra disse vekstpotensial-forsøkene kan det ikke direkte avgjøres om denne hemningen også gjør seg gjeldende for de naturlige bestandene i området, eller om det bare er testalgen som ikke trives i Frierfjordvann. Den dårlige produksjonsevne som planteplanktonbestandene i Frierfjorden har, kan imidlertid tyde på en reell veksthemning for planteplanktonet i fjorden.

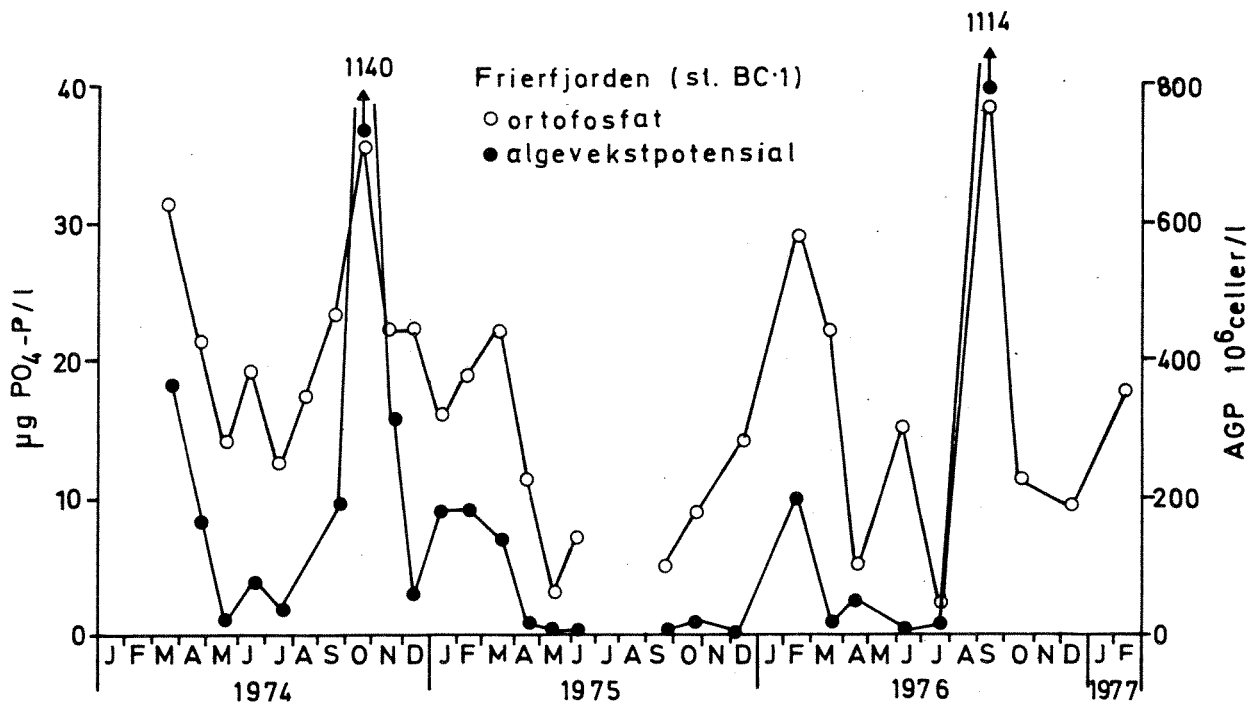
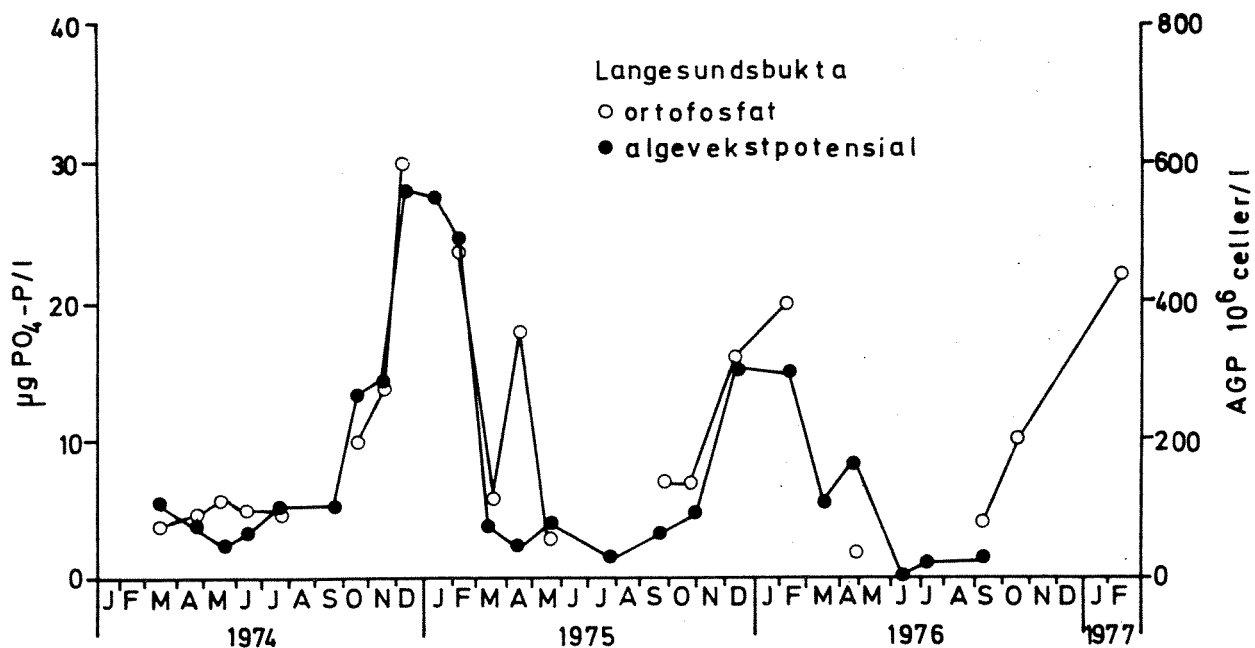


Fig. 28. Algevekstpotensial (AGP) og konsentrasjon av ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) i Langesundbuktas og Frierfjordens overflatelag.

Sestonundersøkelser.

Seston er en fagbetegnelse for vannets innhold av partikler som lar seg sile ut. Det består av organiske og uorganiske partikler og organismer. Den levende del av dette materialet betegnes plankton.

Ved en undersøkelse av gjødslingspåvirkning i Frierfjorden i 1971-72, ble det i april 1974 opprettet tre sestonstasjoner. Disse var ved utløpet av Norsjø, st. BC-1, i Frierfjorden og i Brevikstrømmen utenfor Stathelle. Prøvene ble tatt fra 1 m dyp. Måleprogrammet ble avsluttet i mai 1974.

Resultatene fra 1971 - 72 har blitt rapportert (NIVA, april 1973). Materialet fra 1973 - 74 er analysert, og både filtre og resultater oppbevares på NIVA. Ved eventuelle fremtidige undersøkelser kan dette utgjøre et verdifullt referansemateriale.

4.2.2 De intermediære og dypere vannmasser

Resultatene av analysene av oksygen (fig. 29-30), ortofosfat (fig. 31 a-c) nitrat + nitritt (fig. 33 a-c), ammonium (fig. 34 a-c) og total organisk karbon (fig. 36 a-c) er fremstilt som tidsisoplet-diagrammer. Tidsisoplet-diagrammet viser fordelingen av en målevARIABLE i dyp og tid på en hydrografisk stasjon. Alle rådata finnes i en egen datarapport (NIVA 30.8.1977).

4.2.2.1 *Oksygen*

Tilgang på oksygen er en forutsetning for at høyerestående organismer skal overleve. Ifølge FAO (1969) overlever de fleste marine organismer ikke oksygenverdier lavere enn 0.8 ml/l. Hos fisk inntreffer visse forandringer bl.a. i blodet mellom 1.7 og 2.1 ml/l. Verdier omkring 3.5-5.6 ml/l anses tilfredsstillende for de fleste arter av fisk og vekster i saltvann. En vil dog påpeke at visse arter er mer ømfindtlige enn andre, og at disse grenseverdier varierer for de ulike arter.

Dette kan fremstilles ved følgende modifiserte skala:

| Karakter | Oksygenkonsentrasjon ml/l |
|-------------------|------------------------------|
| Råtten | 0 |
| Kritisk | 0-2 |
| Dårlig | 2-3.5 |
| Tilfredsstillende | >3.5 |

Som tidligere nevnt er vannets oksygeninnhold et resultat av fysiske og biokjemiske prosesser. Ved betraktning av oksygeninnholdet i overflate- laget og de intermediære vannmasser (ned til ca 30 m i Frierfjorden, 50 m i Eidanger-Langesundsfjordene), må en ta hensyn til oksygenproduksjon ved fotosyntese. I dypvannet er imidlertid oksygeninnholdet hovedsaklig et resultat av balansen mellom oksygenforbrukende nedbrytnings- og oksydasjonsprosesser og tilførsler av oksygenholdig vann utenfra.

Tidsisoplet-diagrammet for oksygen i Eidangerfjorden (fig. 29) viser forholdsvis homogene oksygenforhold. En finner ikke noe markert skille i oksygenkonsentrasjon mellom intermediært vann og dypvann.

Selv om dypvannet i Eidangerfjorden ikke har vært anoksisk i undersøkelsesperioden, var oksygeninnholdet i kortere perioder relativt lavt ($< 3 \text{ ml O}_2/\text{l}$). Disse oksygenminima forekom regelmessig i september-oktober. En må anta de skyldes nedbrytning av organisk materiale fra planteplanktonproduksjonen om sommeren i en periode med forholdsvis varmt dypvann.

Oksygeninnholdet i dypvannet av Eidangerfjorden syntes å vise noe bedring i løpet av undersøkelsesperioden.

Oksygenforholdene på st. BC-1 i Frierfjorden er framstilt på figur 30. En ser at det intermediære vannlag kan påvirkes av oksygenfattig dypvann etter dypvannsutsiftninger (april-desember 1974). Ellers fant en stort sett størst forandring i oksygenkonsentrasjon i overgangssonen mellom intermediært vann og dypvann. Dette henger sammen med forskjell i tilgang på oksygenrikt vann utenfra.

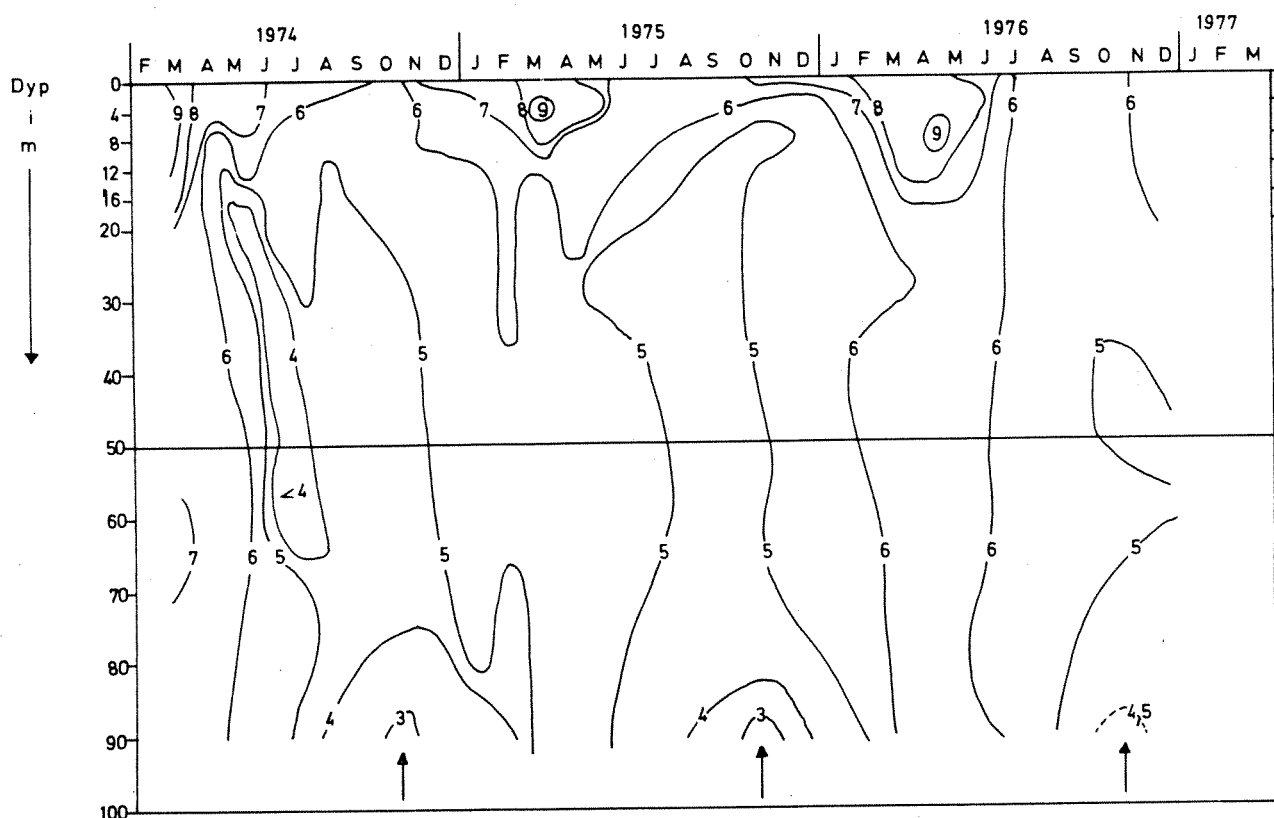


Fig. 29. Eidangerfjorden st. DF-1. Variasjoner i oksygeninnhold (ml O₂/l) mars 1974 - desember 1976.

Dypvannet i Frierfjorden var anoksisk (hydrogensulfidholdig) opp til ca 40 m dyp i mars 1974. Dette ble radikalt endret ved en dypvannsutsiftning i april samme år. Oksygeninnholdet sank imidlertid raskt ned mot svært lave verdier (mindre enn 1 ml/l) i desember. En delvis (ca 15 - 20%) dypvannsfornyelse i mars - april 1975 tilførte dypvannet noe nytt oksygen, slik at anoksiske forhold først inntrådte i oktober 1975. Dette innledet en lengre periode med hydrogensulfidholdig dypvann opp til 40 - 50 m, som ikke var slutt ved utgangen av 1976. En større dypvannsutsiftning i februar - april 1977 betydde imidlertid begynnelsen på en ny periode med oksygenholdig dypvann i Frierfjorden (NIVA 1979). De sterkt vekslende forholdene illustrerer nødvendigheten av relativt hyppig prøvetaking og særlig av lange tidsserier for å få et pålitelig materiale til bedømmelse av oksygenutviklingen i Frierfjordens dypvann.

Av fig. 30 fremgår at i løpet av de 3 år undersøkelsen foregikk var det kritiske oksygenforhold og tildels hydrogensulfid over i alt ca. 2.5 år i dypvannslaget.

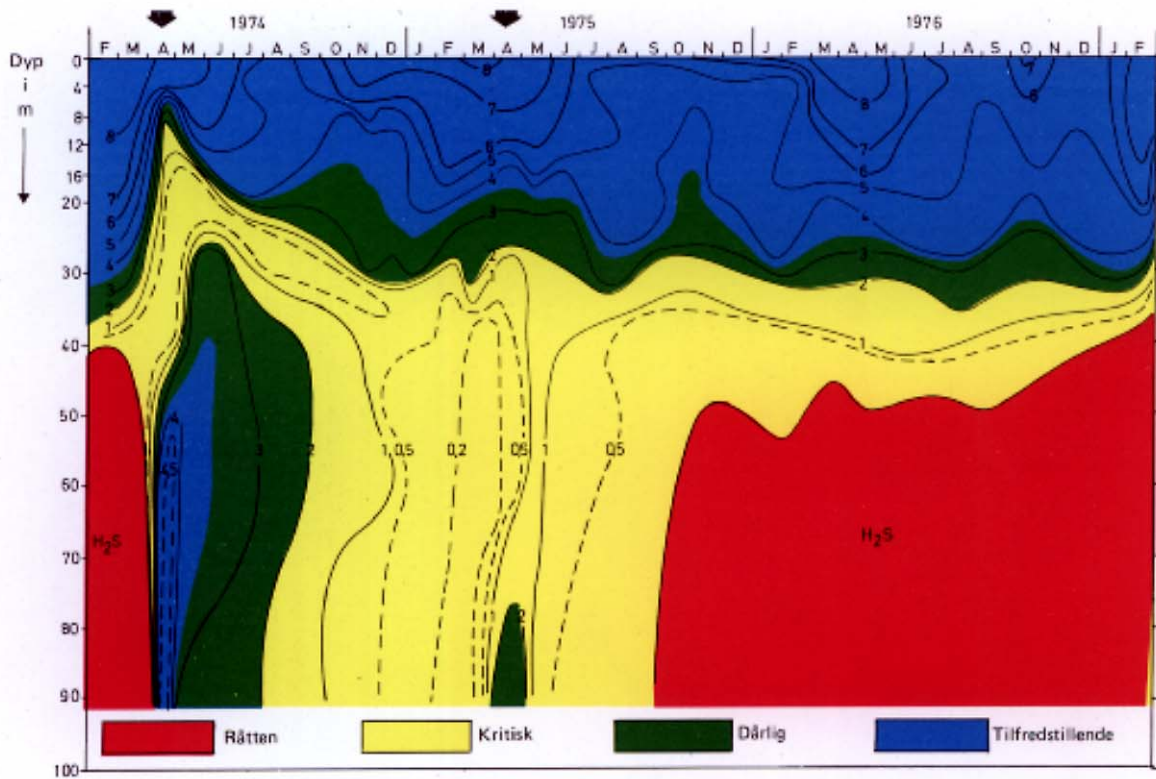


Fig. 30. St. BC 1, Frierfjorden. Variasjoner i oksygeninnhold (ml O₂/l) februar 1974 - februar 1977.

Når det gjelder muligheten for å oppnå en bedring av oksygenforholdene i Frierfjordens dypvann, må en ikke bare ta hensyn til lengden av periodene med hydrogensulfid, men også graden av oksygenunderskudd i det anoksiske vannet. Oksygenunderskuddet kan beregnes på grunnlag av vannets innhold av hydrogensulfid, ammonium, organisk karbon og 2-verdig jern og mangan. Det høyeste innhold av oksygenforbrukende substanser i Frierfjorden i perioden 1975 - 1976 ble funnet i 90 m dyp på stasjon BC-1 i desember 1976. Konsentrasjonene og bidraget til vannets oksygenunderskudd fremgår av tabell 15.

Tabell 15. DE VIKTIGSTE REDUSERTE SUBSTANSER I FRIERFJORDENS DYPVANN
90 M DYP, DESEMBER 1976.

| Substans | Konsentrasjon mg/l | Bidrag til oksygenunderskudd ml O ₂ /l |
|---|--------------------|--|
| H ₂ S | 1,64 | 3,28 |
| TOC* | 0,5 | 0,90 |
| NH ₄ | 0,21 | 0,67 |
| N ₂ (fra NO ₃)** | 0,15 | 0,38 |
| Mn II | 0,57 | 0,12 |
| Fe II | 1,2 | 0,12 |
| | | SUM 5,47, |
| | | avrundet = <u>5</u> |

* en har ikke anvendt ekstremverdien på 3.15, men en mer vanlig verdi i anoksiske vann på 1.0. Fra denne er trukket en bakgrunnskonsentrasjon i oksygenholdig dypvann satt til 0.5 mg/l.

** Vi har gått ut fra 0,15 mg NO₃-N/l i oksygenrikt dypvann.

Om en går ut fra at utgangskonsentrasjonen i dypvannet etter en omfattende fornyelse er 5 ml O₂/l og ønsker at oksygeninnholdet ikke skal synke under 1 ml/l, kan en sette opp følgende regnestykke:

$$\begin{array}{rcl}
 \text{Forbrukt oksygen pluss oksygenunderskudd i 1976:} & 5 - (-5) = & 10 \text{ ml O}_2/\text{l} \\
 \text{Ønsket maksimalt oksygenforbruk:} & 5 - 1 = & 4 \text{ " " } \\
 \text{Behov for reduksjon av oksygenforbruk:} & & \underline{\underline{6 \text{ ml O}_2/\text{l}}}
 \end{array}$$

For å oppnå et oksygeninnhold i dypvannet på minst 1 ml/l i desember 1976, måtte belastningen på oksygenbeholdningen i Frierfjordens dypvann etter disse beregninger reduseres med minst 60%. Vertikal transport av oksygen ved diffusjon er ikke tatt med i disse betraktninger. Denne vil være større jo større gradientene er, og gjør at de 60% må betraktes som et minimumstall. Men siden den diffuse utveksling med de overliggende vannlag er liten, er det sannsynlig at beregningen er noenlunde riktig, og at den nødvendige reduksjon i oksygenforbruk vil ligge mellom 60 og 70% for å oppnå oksygenerte forhold i Frierfjordens dypvann i dette tilfelle. Dette regne-eksempel er ikke ment som grunnlag for å fastsette utslippsgrenser, men gir et begrep om hvor overbelastet Frierfjordens dypvann var med organisk materiale fra planteplanktonproduksjon og direkte tilførsler i undersøkelsesperioden.

4.2.2.2 Ortofosfat

For Langesundsfjorden og Eidangerfjorden viser fig. 31a-b, karakteristiske minima for ortofosfat i de øvre vannlag om sommeren. På midlere dyp var konsentrasjonen mer konstant, mens en nær bunnen fant karakteristiske maksima om høsten. Disse maksima faller sammen med de tidligere omtalte oksygen-minima, og skriver seg sannsynligvis hovedsaklig fra nedbrytingen av fosforholdig organisk materiale (planteplankton) i perioder med liten utskiftning av dypvannet. Akkumuleringen av ortofosfat i dypvannet har avtatt i løpet av undersøkelsesperioden.

I juni 1974 opptrådte et tydelig maksimum i 40 - 60 m både i Langesundsfjorden og Eidangerfjorden. Samtidig ble et langt høyere ortofosfatmaksimum funnet i 20 m dyp i Frierfjorden. Det siste var gammelt dypvann etter dypvannsutskiftningen om våren. Disse vannmasser hadde alle liknende temperatur, saltholdighet og tetthet, hvilket tyder på at ortofosfatmaksimumene i Langesundsfjorden og Eidangerfjorden skyldtes påvirkning av gammelt dypvann fra Frierfjorden. Fosfatmaksimumet i Eidangerfjorden falt således også sammen med et oksygenminimum (fig. 29).

Også i Frierfjorden (fig. 31 c) fant man de laveste konsentrasjoner av ortofosfat i de øvre vannlag (overflatelaget og det intermediære vannlag) sommeren 1975 og 1976. Minimaene lå dels i kompensasjonsstrømmens nivå og kan derfor skyldes påvirkning fra de utenforliggende områder i tillegg til opptak i planteplankton og bakterier i selve Frierfjorden.

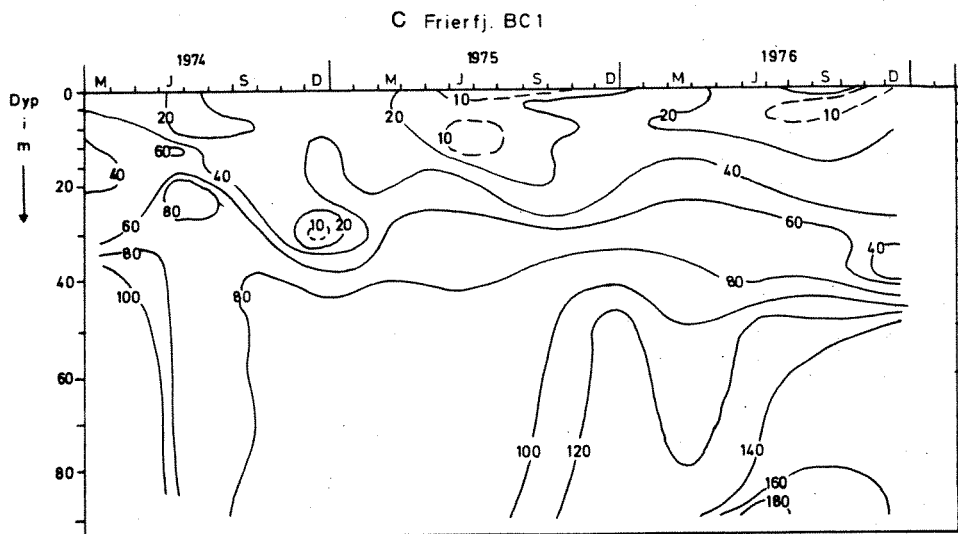
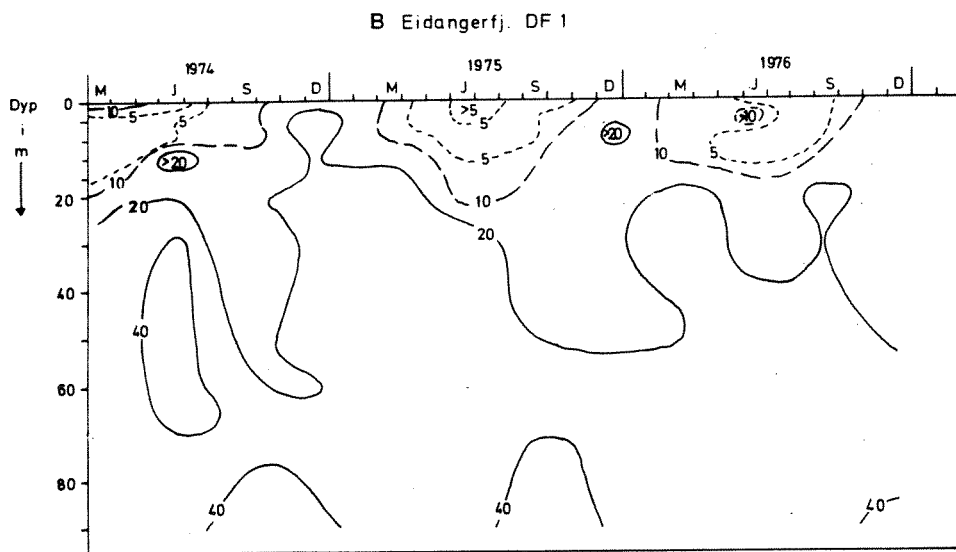
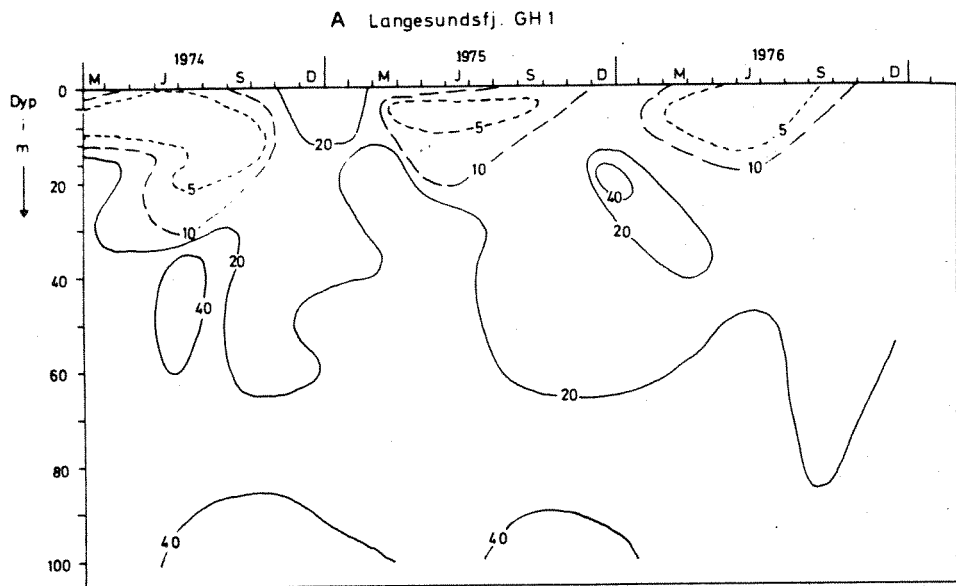


Fig. 31. Tidssisopleter for ortofosfat ($\mu\text{g P/l}$).

I nedre del av det intermediære vannlag var ortofosfat-konsentrasjonen mer konstant. Men den lå 2 - 3 ganger høyere enn i vann med samme tetthetsforhold fra områdene utenfor. Dette gjenspeiler høy belastning med fosfat på Frierfjorden.

Dypvannet i Frierfjorden viste store variasjoner i ortofosfat-innhold, noe som skyldes ujevne vannutskiftningsforhold. Spesielt under anoksiske forhold økte fosfatinnholdet raskt, noe som kan henge sammen med utløsning av fosfat fra sedimentet.

Sammenhengen mellom oksygen og ortofosfat i dypvannet er tidligere omtalt i fremdriftsrapport nr. 5 (NIVA 25.11.76). Denne sammenhengen skulle også avspeile sammensetningen (karbon : fosfor-forholdet) av det organiske materialet som nedbrytes i Frierfjordens dypvann. Dette forutsetter imidlertid at fosfatet frigis fra det organiske materiale under nedbrytningen og at det ikke felles ut ved fysisk-kjemiske prosesser i større utstrekning.

Fig. 32 viser at denne sammenhengen for Frierfjordens vedkommende ikke skiller seg fra den som er funnet i Oslofjorden og Nord-Rogalandsfjordene, og heller ikke skiller seg fra det en skulle vente ut fra karbon:fosfor-forholdet i marint planteplankton. Selv om et slikt resultat kan ha flere årsaker, støtter det den oppfatning at planteplankton spiller en betydelig rolle for belastningen av Frierfjordens dypvann (j.fr. NIVA 25.11.1976). Bakterieceller har forøvrig et liknende karbon:fosfor-forhold som planteplankton, og det er mulig at også bakterieproduksjon i overflatelaget yter et bidrag til belastningen av dypvannet.

En tredje mulighet er at dypvannet i Frierfjorden tilføres organisk stoff og ortofosfat ved to uavhengige prosesser, f.eks. ved synking av treforedlingsavfall og adsorpsjon/desorpsjon av ortofosfat til jernhydroksyd. Det er også mulig at den lineære sammenhengen mellom oksygen og ortofosfat under oksiske forhold skyldes en rent fysikalsk-kjemisk likevekt. Dette er imidlertid prosesser som er lite undersøkt.

I den grad planteplanktonet spiller en rolle for oksygenforbruket i Frierfjordens dypvann, er det sannsynlig at dette for en stor del tilføres Frierfjorden fra de utenforliggende områder ved den innadgående kompensasjonsstrømmen. Ifølge undersøkelsene av partikulært materiale (NIVA 25.11.76) inneholder kompensasjonsstrømmen selv senhøstes en overvekt av materiale fra planteplanktonproduksjon.

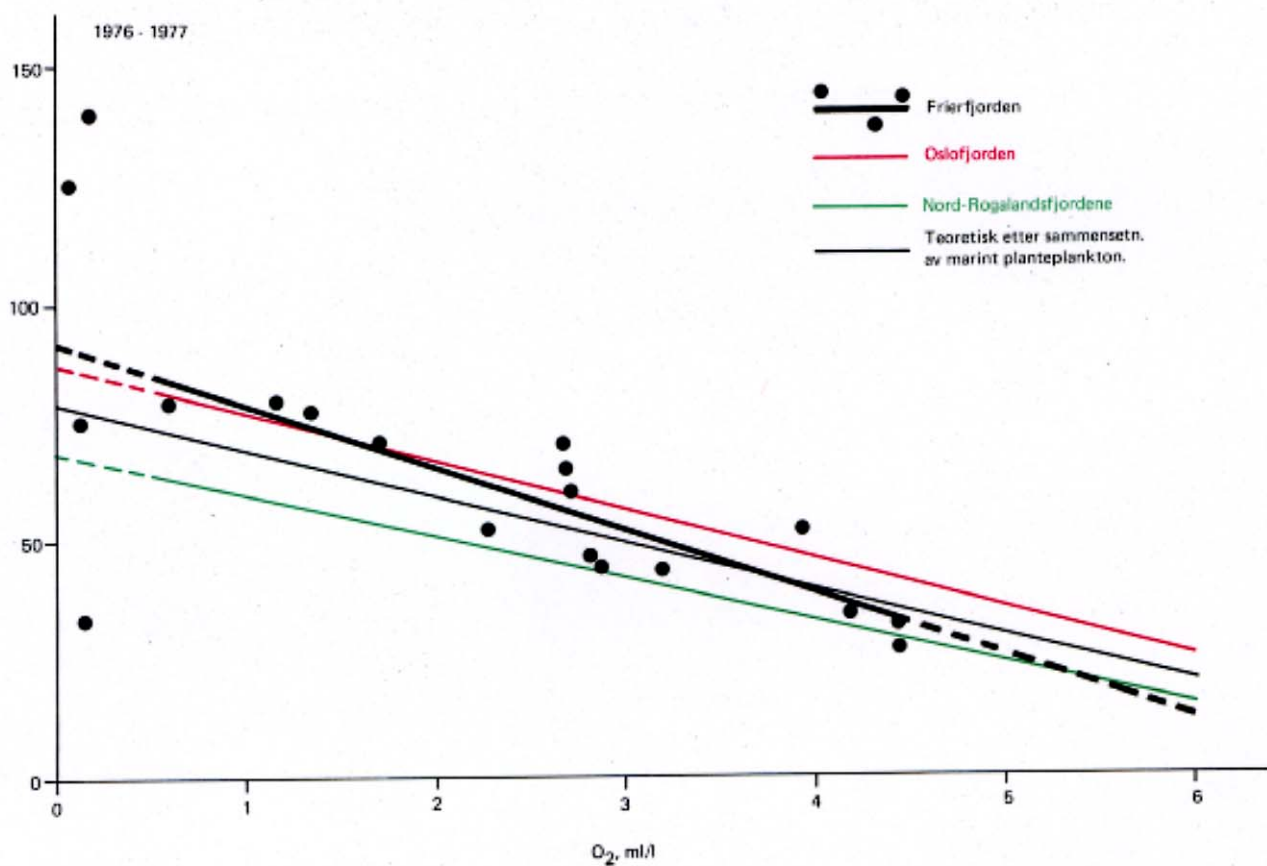


Fig. 32. Sammenhengen mellom oksygen og ortofosfat i Frierfjordens dypvann og i andre fjorder (dyp ≥ 30 m). Oksygenverdier $< 0,5$ ml/l er utelatt fra regresjonen.

4.2.2.3 Nitrat, nitritt og ammonium

Samtlige områder (fig. 33, 34) viste meget høye konsentrasjoner i overflate- laget. I de midlere og dypere vannmasser var konsentrasjonene ikke høyere enn normalt.

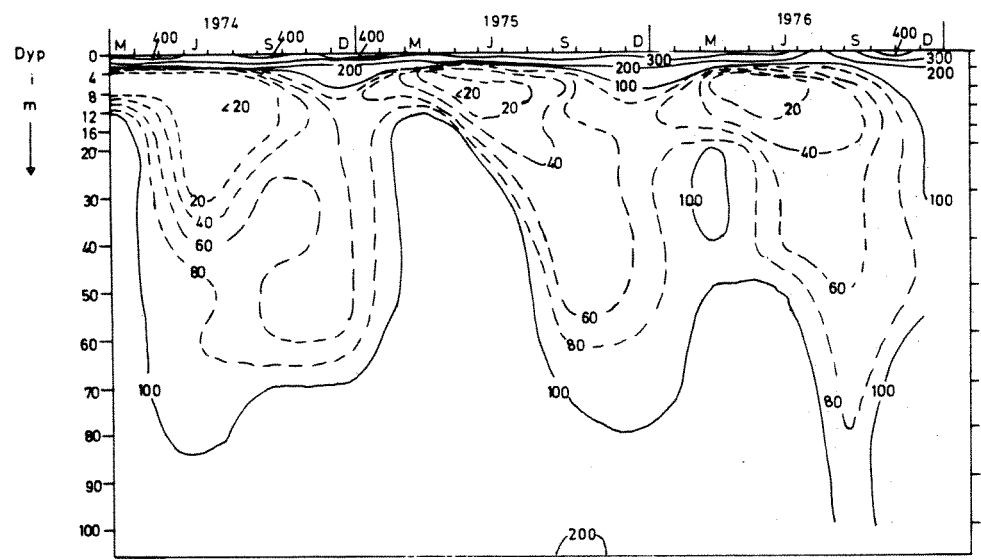
I Langesundsfjorden og - suksessivt i mindre grad - i Eidangerfjorden og Frierfjorden, oppsto minima under overflatelaget om sommeren. Lite tyder imidlertid på at nitritt/nitrat forelå i konsentrasjoner som var begrensende for planteplankton-produksjon, selv i Langesundsfjorden.

Som nevnt i fremdriftsrapport nr 5 (NIVA 25.11.1976) fant en ammonium i så høye konsentrasjoner i Frierfjordens overflatevann (1974 - 1975) at det kunne være tale om giftvirkninger. Også i 1976 har ammoniumkonsentrasjonen periodevis vært høy (opp mot 1 mg/l) i overflatelaget (se fig. 34c).

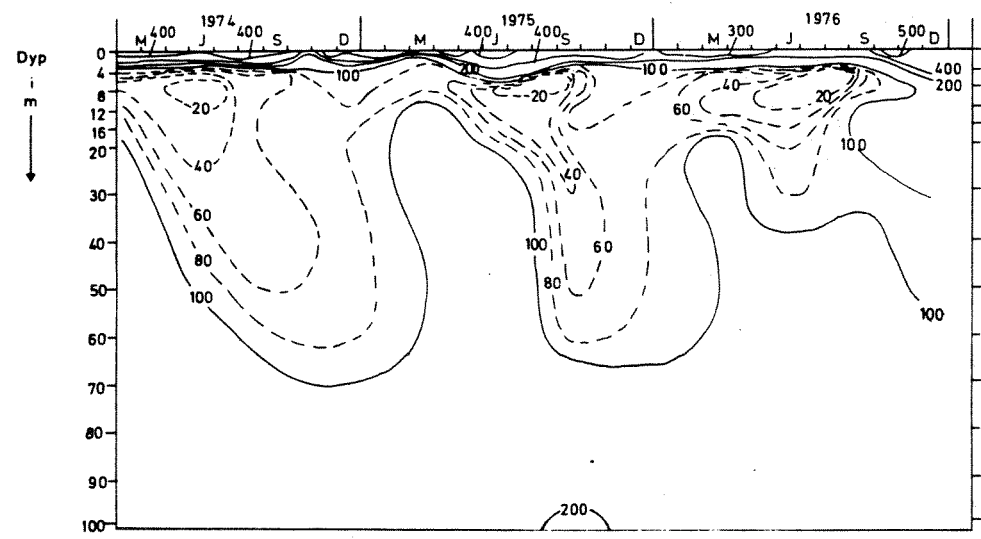
I samme rapport ble også nevnt at det var en klar sammenheng mellom innhold av hydrogensulfid og ammonium i oksygenfritt vann. Analyseresultater fra 1976 støtter dette.

Det ble også nevnt tendens til akkumulering av uorganiske nitrogenforbindelser, ettersom oksygen ble oppbrukt ved høye og middels høye oksygenkonsentrasjoner, mens en ved lave oksygenkonsentrasjoner (< 1 ml/l) fikk tydelig nedgang i innholdet av disse. Denitrifisering ved lave oksygenverdier ble nevnt som den mest sannsynlige årsak til det siste. Dataene fra 1976 (fig. 35) faller ikke sammen med resultatene fra 1974-75, og tyder på at andre prosesser også gjør seg gjeldende. Året 1976 var karakterisert av anoksisk dypvann opp til 40 - 50 m dyp, og de relativt få resultatene fra 1976 på fig. 35 skriver seg fra 30-40 m dyp, altså svært nær overgangssonen mellom oksygenholdig og hydrogensulfidholdig vann. Det er et omdiskutert spørsmål (Grasshoff 1975) om nitrat og hydrogensulfid kan eksistere sammen i sjøvann, og det er en mulighet for at nitrat/nitritt er redusert til fritt nitrogen av hydrogensulfid som er diffundert opp fra de underliggende vannmasser.

A Langesundsfj. GH 1.



B Eidangerfj DF1



C Frierfj. BC 1

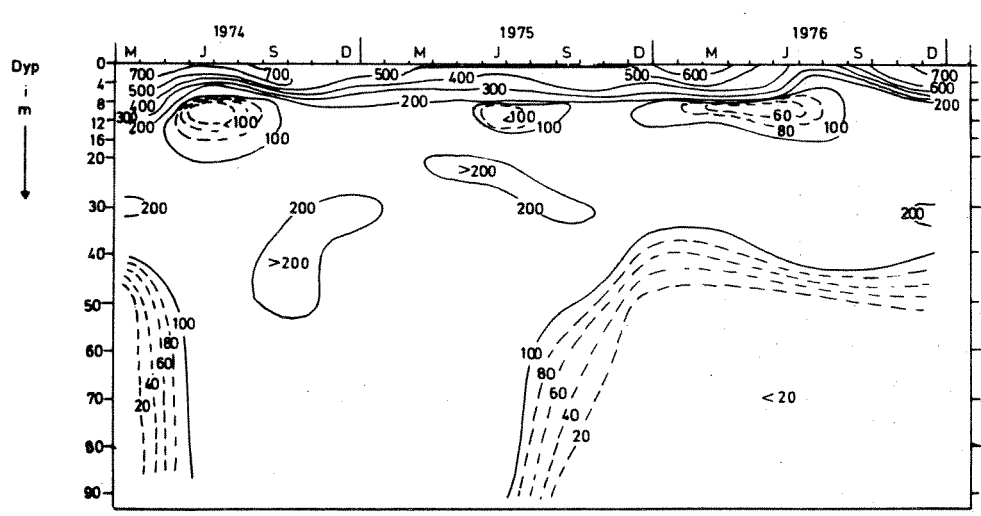
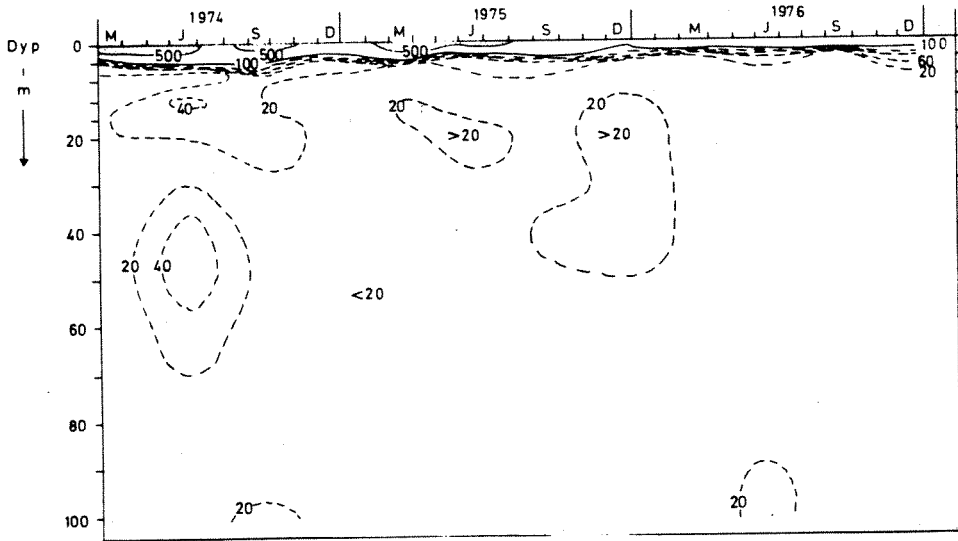
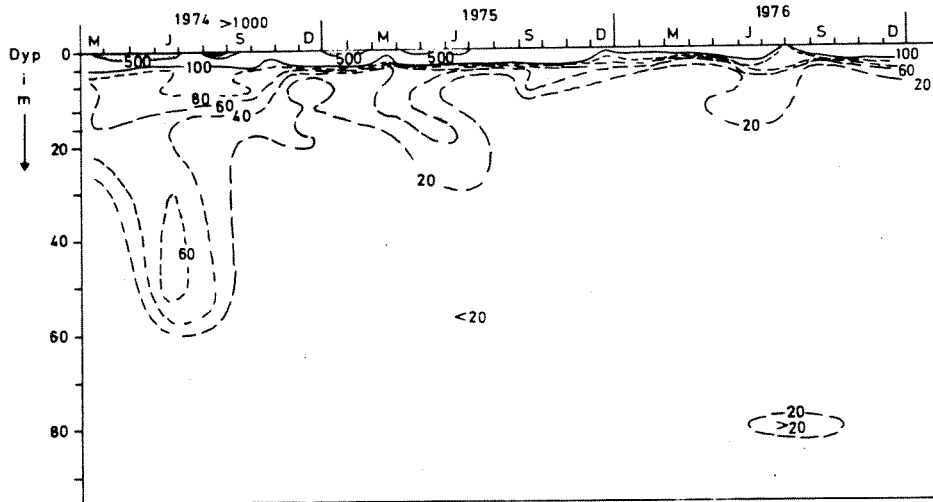


Fig. 33. Tidsisopleter for nitrat + nitritt ($\mu\text{g N/l}$).

A Langesundsfj. GH 1



B Eidangerfj. DF 1



C Frierfj. BC 1

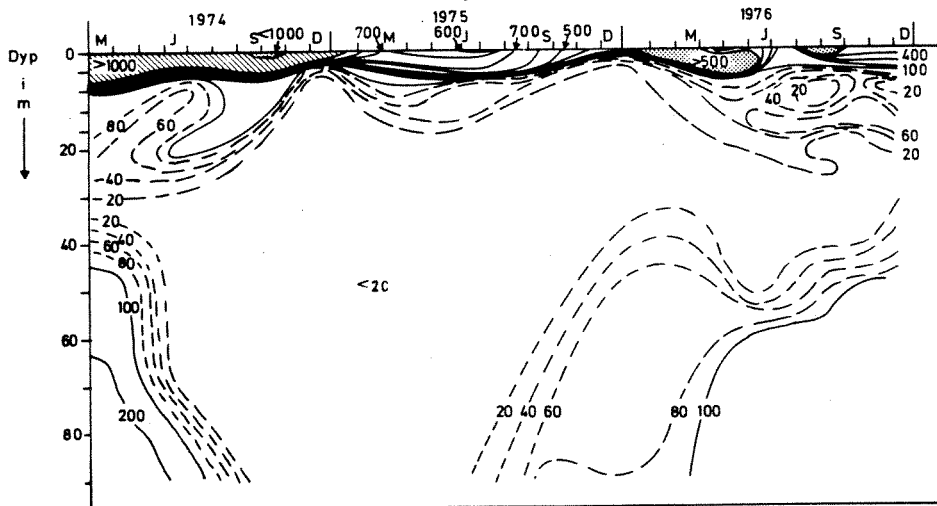


Fig. 34. Tidsisopleter for ammonium ($\mu\text{g N/l}$).

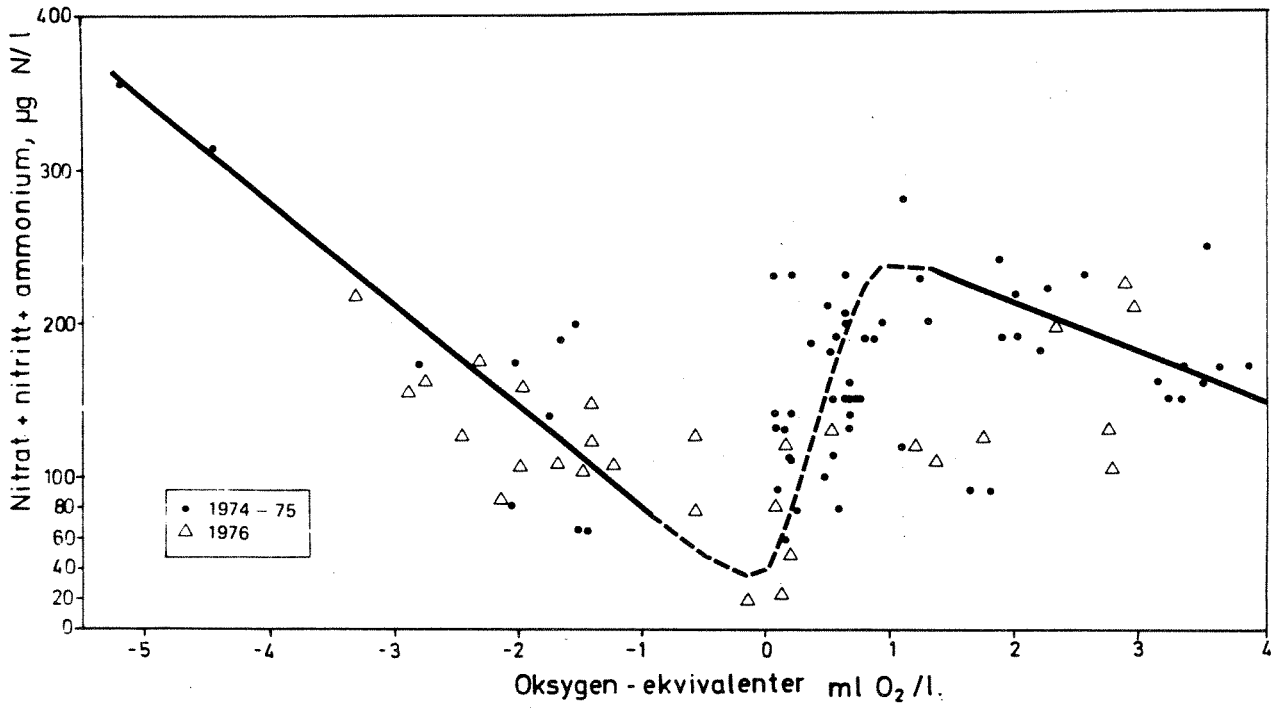


Fig. 35. Nitrogenforbindelser som funksjon av oksygen - ekvivalenter i Frierfjordens dypvann, mars 1974 - desember 1976.

4.2.2.4 Organisk karbon

I Langesundsfjorden og Eidangerfjorden (fig. 36 a, b) opptrådte maksima på 3 - 4 mgC/l i de øvre vannlag om sommeren, samtidig som en hadde fosfat-minima. Dette skriver seg utvilsomt fra planteplanktonproduksjonen. (Jfr s 86).

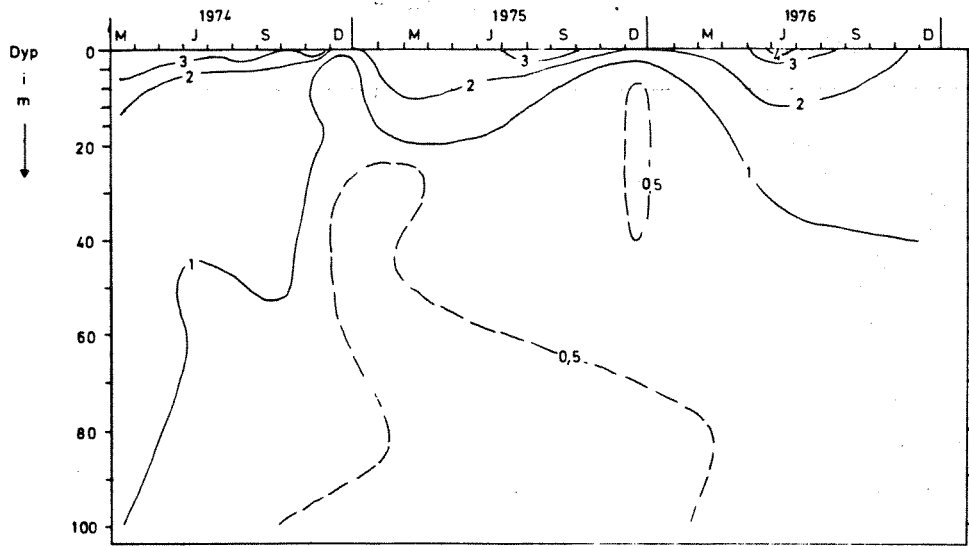
Konsentrasjonene av organisk karbon i de øvre vannlag holdt seg ellers stort sett mellom 2 og 3 mgC/l i disse områdene, mens dypvannet stort sett holdt 0,2 - 1 mgC/l. Dette er normalt for kystvann.

Det høye innholdet av organisk karbon i Eidangerfjordens dypvann desember 1974 - juni 1975 kan det ikke gis noen sikker forklaring på.

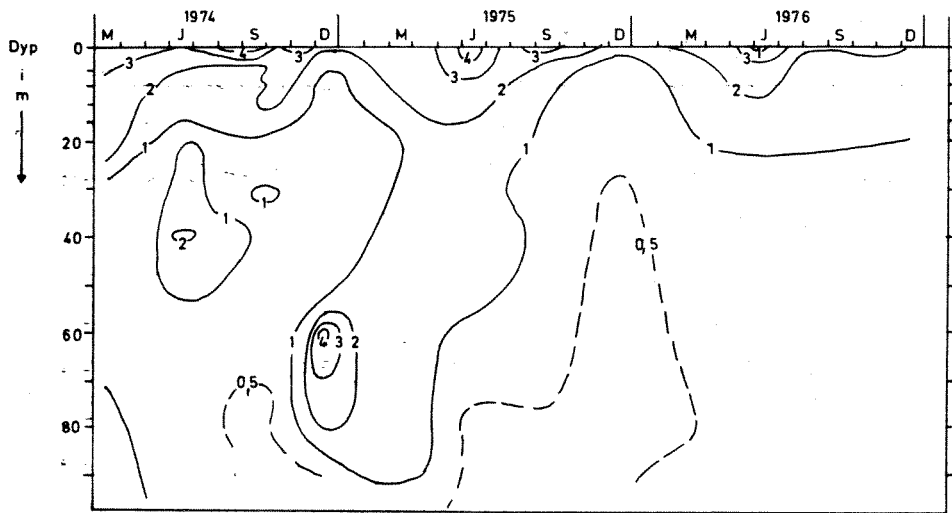
Også Frierfjordens øvre vannlag viste tegn til maksimale konsentrasjoner av organisk karbon om sommeren, spesielt i 1976. Ellers lå konsentrasjonen her stort sett mellom 3 og 4 mgC/l.

I Frierfjordens dypvann kunne det observeres en økning i organisk karbon etter utskiftningen våren 1974. Dette skjedde i en periode med stagnerende vann. Det er uvisst om økningen fra ca. 0.4 til ca. 1.2 mgC/l skyldtes generelle utslipp av organisk stoff til fjorden, eller spesielle forhold som dumping av muddermasse i denne perioden. En kan merke seg at konsentrasjonen av organisk karbon avtok igjen mot slutten av den stagnante perioden.

A Langesundsfj. GH 1



B Eidangerfj. DF 1



C Frierfj. BC 1

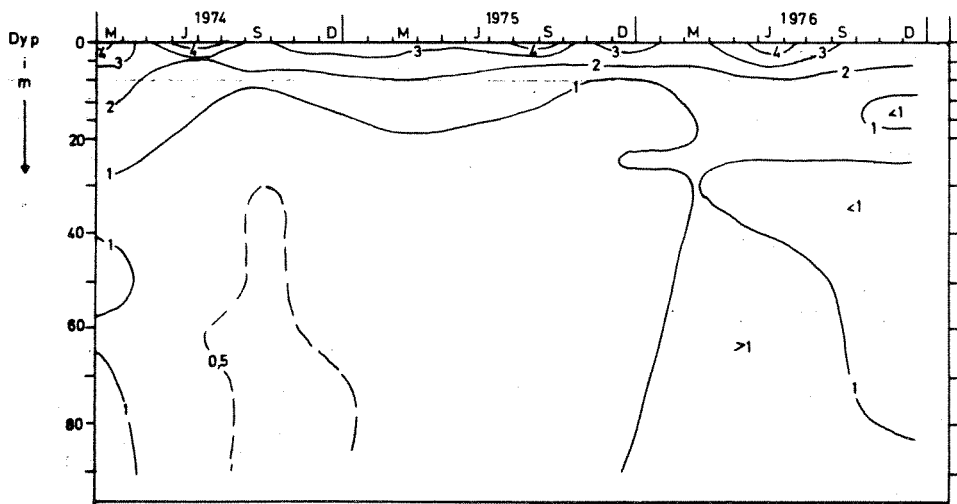


Fig. 36. Tidsisopleter for total organisk karbon (mg C/l).

4.3 Gunnekleivfjorden

Gunnekleivfjorden er et relativt vidt og grunt basseng med smale og grunne åpninger mot Skienselva og Frierfjorden. Den tilføres til dels store forurenkede utslipp som for en stor del kommer fra industrien på Herøya, (det kommunale avløp er på 4500 p.e.).

Utslippene setter et sterkt preg på vannmassene i fjorden. Overflatevannet har inneholdt ekstremt store mengder nitrogen: 2000 - 6000 µg N/l regnet som total nitrogen. Storparten av dette var ammonium, som dermed har opptrådt i konsentrasjoner som kan være giftige for fisk.

Fosforkonsentrasjonene i overflatevannet har variert i området 10 - 46 µg P/l regnet som total fosfor. Dette har jevnt over vært noe høyere enn i Frierfjordens overflatelag. Rundt 1/3 av fosforet forelå vanligvis som ortofosfat.

Med hensyn til organisk stoff har prøvene fra Gunnekleivfjordens overflatelag gitt konsentrasjoner i området 1.7 - 9.5 mg C/l regnet som total organisk karbon. Tre av fire prøveserier har ligget høyere enn for Frierfjordens overflatelag.

I bunnvannet har nitrogenkonsentrasjonene vært lavere enn i overflatelaget, 1600 - 2000 µg N/l regnet som total nitrogen. Men selv dette er meget høye verdier til sjøvann å være. Ammonium utgjorde vanligvis 30-60% av nitrogenet.

Fosforinnholdet har variert betydelig som følge av vannutskiftningen. Den høyeste konsentrasjon ble funnet i september 1976: 120 µg P/l regnet som total fosfor. De andre målingene har gitt resultater i området 10 - 50 µg P/l som total fosfor.

Mellom de sporadiske utskiftningene av bunnvannet oppstår fort kritiske oksygenforhold. Hydrogensulfid ble registrert i september 1975 og september 1976.

4.4 Skienselva

Vannprøvene fra Skienselva er innsamlet like nedenfor Klosterfoss (S-1) og ved Porsgrunn bybro (st. S-2), se fig. 1.

For å vurdere belastningen med fosfor og nitrogenforbindelser på overflate- laget på denne strekningen velger vi å sammenligne med forholdene i Norsjø. Vi benytter målingen fra utløpet av Norsjø utført i tidsrommet 29.9.1975 - 14.12.1976 (NIVA, 7.9.1976).

De konsentrasjonene en måler i elvas overflatelag nedenfor Klosterfoss forekommer ved en blanding av tre vannmasser.

- ellevann fra Norsjø.
- innblandet vann fra elvas sjøvannslag.
- avløpsvann tilført elva nedenfor Norsjø.

Vi benytter data fra tabell 13 og kan beregne hvor mange prosent sjøvann (C_s) som er innblandet i overflatelaget:

$$C_s = \frac{S_o}{S_s} \cdot 100\%$$

Når sjøvann og Norsjøvann blandes blir den teoretiske fosforkonsentrasjonen (P_o^1) i overflatelaget:

$$P_o^1 = \frac{C_s \cdot P_s + (100 - C_s) \cdot P_n}{100}$$

- der:
- P_s = målt fosforkonsentrasjon i Skienselvas sjøvannslag.
 - P_n = målt fosforkonsentrasjon ved utløp av Norsjø.
 - P_o = målt fosforkonsentrasjon (Total fosfor) ved st. S-1.

Som P_n benytter vi måling av total fosfor fra det tidspunktet som i tid ligger nærmest måleserien i elva. Resultatene er fremstilt i tabell 16.

Tabell 16. TRANSPORT AV TOTAL FOSFOR FRA SJØVANNSLAG TIL OVERFLATELAG I SKIENSELVA.

| Dato | C _s % | P _s µg /l | P _n µg /l | P _o µg /l | P _o µg /l | P _o ¹ /P _o % |
|----------|---------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|--|
| 18.9.75 | 5 | 16 | 3 | 4 | 16 | 25 |
| 18.12.75 | 1 | 26 | 3 | 3 | 13 | 23 |
| 17.3.76 | 2 | 43 | 7 | 8 | 9 | 89 |
| 10.6.76 | 4 | 19 | 6 | 7 | 19 | 37 |
| 8.9.76 | 7 | 22 | 3 | 4 | 14 | 29 |
| 7.12.76 | 5 | 30 | 4 | 5 | 10 | 50 |

Selv om dette er en meget enkel modell, så indikerer den klart at 50-80% av fosforinnholdet i Skienselvas overflatelag ved Skien vanligvis vil skyldes utslipp.

Videre nedover i elva vil fosforkonsentrasjonene dels være bestemt av størrelsen av utslippene, innblanding av sjøvann og sedimentering av partikulært bundet fosfor. Utslippene av fosfor mellom Skien og Porsgrunn er relativt små. Saltholdigheten i overflatelaget øker oftest med 2 - 3 ‰ nedover elven, dvs. minst en dobling av overflatelagets saltinnhold. Transporten av fosfor fra sjøvannslaget og opp i overflatelaget øker tilsvarende.

Det er ingen klar tendens til økning eller minskning av fosforkonsentrasjonene fra st. S-1 til st. S-2. Av 11 måleserier viste 5 serier avtakende konsentrasjoner nedover elva, 4 serier viste økning og to serier viste samme verdier. Av de siste 6 serier viste imidlertid 4 avtakende verdier nedover elva. Dette kan henge sammen med at st. S-1 våren 1975 ble flyttet til midt i elva. Det er således mulig at sedimenteringen av fosfor på elvestrekningen fra Skien til Porsgrunn er like stor eller større enn fosfortilførselen ved innblandet sjøvann og utslipp av kommunal kloakk.

Samholder vi målingene av total nitrogen ved utløp av Norsjø med målinger ved Skien og Porsgrunn får vi: (tabell 17).

Tabell 17. MÅLINGER AV TOTAL NITROGEN I OVERFLATELAGET VED UTLØPET AV NORSJØ, VED SKIEN OG VED PORSGRUNN

| Stasjon | Variasjonsbredde µg N/l | Middelverdi µg N/l |
|-----------------|----------------------------|-----------------------|
| Norsjø | 350 - 450 | 400 |
| Skien (S-1) | 410 - 1600 | 1035 |
| Porsgrunn (S-2) | 310 - 1600 | 1050 |

Den tilsvarende måleserie fra sjøvannslaget i Skienselva gav middelverdiene 312 µg N/l og 283 µg N/l for henholdsvis Skien og Porsgrunn.

I motsetning til fosfor vil innblanding av sjøvann i overflatelaget bidra til å reducere nitrogenkonsentrasjonene der. Når nitrogeninnholdet i elvas overflatelag øker med 2 - 3 ganger på strekningen Norsjø - St.S-1, må det alene skyldes utslipp.

Konsentrasjonene ved Porsgrunn og Skien er nær de samme, noe som tyder på at nitrogenutslippene på denne strekningen kompenserer for sjøvannets fortynnende effekt og fjerning av nitrogen ved sedimentasjon.

Mengden av nitrat + nitritt varierer betydelig, men sammenholdt med resultatene i tabell 17 utgjør det i middel ca. 1/3 av nitrogenet i Skienselvas overflate- lag.

Som nevnt ovenfor er konsentrasjonene av fosfor- og nitrogenforbindelser i sjøvannslaget henholdsvis høyere og lavere enn i elvas overflatelag. Konsentra- sjonene passer jevnt over med konsentrasjonene i 4-12 m dyp i Friarfjorden, dvs. den vannmassen som sjøvannsstrømmen bringer opp i Skienselva.

I en tidligere rapport (NIVA 25.11.1976) ble det påpekt at belastningen med nedbrytbart organisk stoff var for høy til at en kunne unngå perioder med kritiske oksygenforhold i sjøvannslaget.

Målingene sommer og høst 1976 bekrefter dette ved at oksygenkonsentrasjonen i 10 m dyp på St. S-1 varierte i området 0.7 - 1.5 ml/l (12 - 21% metning). På St. S-2 varierte konsentrasjonene i området 2.0 - 3.5 ml/l (27-58% metning).

5. MILJØGIFTER I VANN OG SEDIMENTER

5.1 Innledning

Dette kapitlet skal gi et tverrsnitt av 3 års undersøkelser av miljøgifter i vann og sedimenter i Grenlandsområdet. Metoder for prøvetaking og analyser og resultater fra 2 års undersøkelser er rapportert i Fremdriftsrapport nr. 3 og 5 og rådata fra metallanalyser i vann er rapportert for hele 3-årsperioden (Fremdriftsrapport nr. 7). Stasjonskart for vannprøver og sedimentprøver er vist på fig. 1, og 37-38. Metaller er i alt blitt analysert i ca. 400 vannprøver og 90 sedimentprøver, mens klorerte hydrokarboner er blitt analysert i ca. 180 vannprøver og 25 sedimentprøver. I tillegg er 8 sedimentprøver analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Resultater som tidligere ikke er rapportert (bortsett fra i toktrapper) er gjengitt i tabell 20-26, 28-29 og 32-33. På grunn av det store omfanget som metallanalysene i vann har, er data komprimert i tabell 18, som viser det gjennomsnittlige (aritmetriske) innhold av metaller i overflatelaget (0 - 4 m), det intermediære lag (4 - 30) og i dypvannet (>30 m) i Skiens-elva, Frierfjorden, Eidangerfjorden og ytre fjordområde. Det bør påpekes at det ofte forekommer store variasjoner og at svært få analyser, spesielt ved intermediære dyp, kan gi misvisende middelverdier.

I dette kapitlet er det lagt vekt på å få frem eventuelle tendenser m.h.t. konsentrasjoner av miljøgifter i vann, dessuten å knytte sammen observasjoner som er gjort i vannmassen med observasjoner i sedimentene. Mulighetene for restaurering av bunn og dypvann ved eventuell sanering av utslipp til Frierfjorden er vurdert på bakgrunn av naturlig tilførsel av partikulært materiale og sedimentasjonshastigheter.

5.2 Miljøgifter i vann

Betegnelsen miljøgifter er her brukt om naturfremmede stoffer (f.eks. heksaklorbenzen) og metaller som kan gi giftvirkninger på marine organismer eller hindre utnyttelsen av marine ressurser.

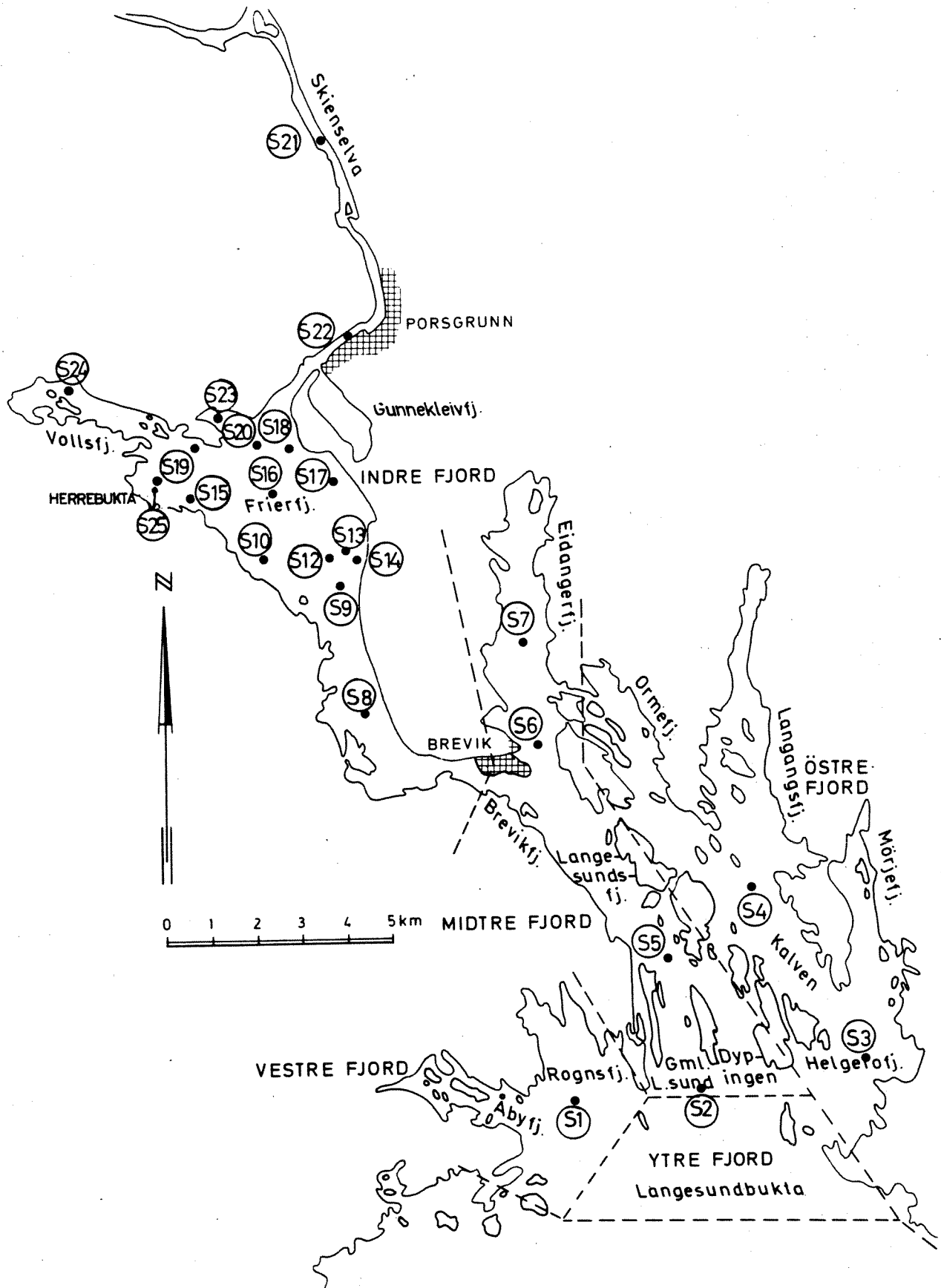


Fig. 37. Sedimentasjoner i Skinselva og Grenlandsfjordene.

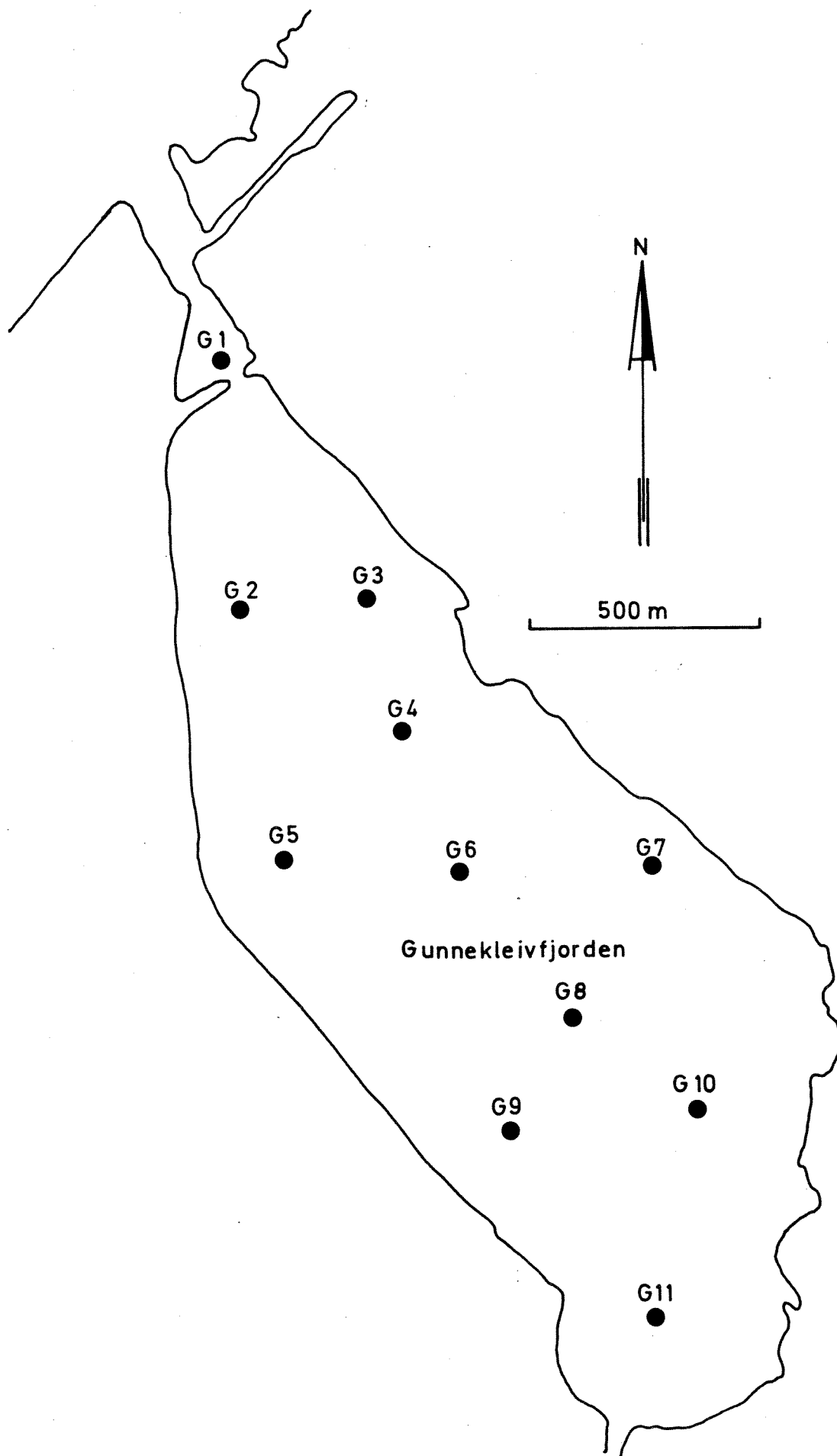


Fig. 38. Sedimentasjoner i Gunnekleivfjorden desember 1976.

5.2.1 Metaller i vann

Analyser av metaller i sjøvann er kompliserte av to årsaker:

1. Det er alltid en fare for kontaminering av prøver under prøvetaking og analyser.
2. Analysemetodene forutsetter at alt metall ekstraheres fra prøvene.

I tillegg kommer problemet med hvor representativ en vannprøve er for en vannmasse.

Konklusjonene etter 2 års undersøkelser (Fremdriftsrapport nr. 5) var at metallforurensningen av vannmassene i undersøkelsesområdet var moderate, og at fluktasjonene var store og usystematiske. Det var vanskelig å påvise horisontalgradienter som kunne bidra til å identifisere kilder. Det har m.a.o. vært en tendens til å finne like høye konsentrasjoner utenfor Brevik som i selve Frierfjorden.

Kvikksølvkonsentrasjonene var i denne 2-årsperioden jevnt over høye, men ikke særlig høy i forhold til det antatt maksimale bakgrunnsnivå på 0.2 µg/l, (Dyrssen et al. 1972) bortsett fra i september og desember 1975. Da ble det registrert en meget stor økning i kvikksølvinnholdet i vannet i hele undersøkelsesområdet (fig. 39).

Også i mars 1976 viste kvikksølvanalysene relativt høye verdier (fig. 39), selv om de var lavere enn i desember 1975. Konsentrasjonene avtok ytterligere i juni 1976, og dette forsterker sannsynligheten for at det var en reell "økning" i kvikksølvnivået høsten 1975. Tilførselen av kvikksølv på dette tidspunkt må ha vært meget stor ettersom konsentrasjonene i vannet var influert et halvt år etterpå.

I september 1976 skjedde det igjen en betydelig økning av kvikksølv i vannet, spesielt i ytre fjordområde, slik som året i forveien (fig. 39). Konsentrasjonene var fortsatt høye i desember 1976, men mengdene var avtakende.

Tabell 18. GJENNOMSNITTSKONSENTRASJONER AV METALLER I OVERFLATELAGET, INTERMEDIÆRT VANN OG I DYPPANNET I
UNDERSØKELSESONRÅDET.

Tegnforklaring: 1 = Skienselva
2 = Frierfjorden
3 = Eidangerfjorden
4 = Ytre fjordområde
0 = Overflatelaget (0 - 4 m)
I = Intermediært vann (4 - 30 m)
D = Dypvann (>30 m)
- = ingen data
+ = deteksjongrense 50 µg/l
* = kontaminerte prøver

| Parameter: | Område: | MARS 1974 | | | JUNI 1974 | | | SEPTEMBER 1974 | | | DESEMBER 1974 | | |
|------------|---------|-----------|-------|-------|-----------|------|------|----------------|------|---|---------------|------|-------|
| | | 0 | I | D | 0 | I | D | 0 | I | D | 0 | I | D |
| Hg µg/l | 1 | - | - | - | - | - | - | 0.08 | - | - | - | - | - |
| | 2 | <0.06 | <0.05 | <0.09 | - | - | - | < 0.11 | 0.14 | * | <0.06 | 0.46 | 0.25 |
| | 3 | 0.06 | <0.05 | 0.08 | - | - | - | < 0.05 | - | - | 0.11 | 0.28 | - |
| | 4 | 0.12 | 0.07 | <0.06 | - | - | - | 0.10 | - | - | 0.15 | - | - |
| Pb µg/l | 1 | - | - | - | - | - | - | < 1.7 | - | - | - | - | - |
| | 2 | <7.1 | 1.9 | 4.0 | 3.9 | 5.8 | 5.7 | 10.1 | 2.7 | * | 5.3 | <1.0 | < 1.7 |
| | 3 | 5.9 | 5.5 | 1.0 | <1 | - | - | 4.8 | - | - | 5.0 | <1.0 | - |
| | 4 | 18.7 | 6.5 | 7.3 | <1.8 | 13.5 | 1.6 | 2.5 | - | - | <3.5 | - | - |
| Cu µg/l | 1 | - | - | - | - | - | - | 1.9 | - | - | - | - | - |
| | 2 | 2.9 | 1.8 | <1.1 | 4.8 | 9.3 | <4.0 | 3.9 | 2.5 | * | 4.1 | 1.2 | 1.2 |
| | 3 | 3.4 | 3.3 | 0.3 | 2.0 | - | - | 15.2 | - | - | 5.1 | 1.0 | - |
| | 4 | 2.7 | 1.8 | 3.1 | 2.0 | 14.0 | 1.0 | 4.3 | - | - | 2.6 | - | - |
| Mn mg/l | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | 3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | 4 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Zn µg/l | 1 | - | - | - | - | - | - | 12.0 | - | - | - | - | - |
| | 2 | + | + | + | 29.5 | 89.7 | 53.0 | 31.8 | 9.8 | * | 17.9 | 3.6 | 4.5 |
| | 3 | + | + | + | 6.0 | - | - | 146.0 | - | - | 27.0 | 3.0 | - |
| | 4 | + | + | + | 18.5 | 67.0 | 10.0 | 26.3 | - | - | 10.8 | - | - |

| Parameter: | Område: | MARS 1975 | | | JUNI 1975 | | | SEPTEMBER 1975 | | | DESEMBER 1975 | | |
|------------|---------|-----------|-------|--------|-----------|------|-------|----------------|-------|-------|---------------|-------|-------|
| | | 0 | I | D | 0 | I | D | 0 | I | D | 0 | I | D |
| Hg µg/l | 1 | < 0.05 | - | - | < 0.05 | - | - | 0.17 | 0.28 | - | 0.10 | 0.21 | - |
| | 2 | 0.07 | 0.45 | < 0.23 | 0.07 | 0.33 | 0.10 | 0.66 | 1.76 | 1.77 | 0.25 | 0.33 | 0.16 |
| | 3 | 0.46 | 0.57 | 0.18 | 0.06 | - | 0.08 | 0.78 | - | 0.28 | 0.31 | - | 0.54 |
| | 4 | 0.10 | 0.23 | 0.12 | 0.07 | 0.08 | 0.06 | 1.31 | - | 3.53 | 0.36 | 0.22 | 0.40 |
| Pb µg/l | 1 | 1.8 | - | - | < 1.0 | - | - | <1.8 | 4.8 | - | <1.0 | < 1.0 | - |
| | 2 | <1.6 | <1.0 | * | 2.2 | 3.0 | < 4.6 | <1.7 | < 1.4 | < 1.0 | <1.3 | < 1.0 | < 1.0 |
| | 3 | <1.0 | - | < 1.0 | < 1.3 | - | 2.2 | <1.0 | - | < 1.0 | <1.0 | - | < 1.0 |
| | 4 | <1.0 | <1.0 | < 1.0 | < 1.7 | 1.5 | < 1.0 | <1.2 | - | < 1.8 | <1.0 | 4.8 | < 1.4 |
| Cu µg/l | 1 | 4.0 | - | - | 2.6 | - | - | 1.9 | 3.5 | - | 0.9 | 0.6 | - |
| | 2 | 1.6 | 0.7 | 0.6 | 4.1 | 4.8 | 7.6 | 1.8 | 1.2 | 1.5 | 1.4 | 0.7 | 0.5 |
| | 3 | 1.7 | - | 0.7 | 4.1 | - | 0.5 | 0.9 | - | 0.5 | 0.7 | - | 0.2 |
| | 4 | 1.3 | 1.1 | 1.3 | 2.3 | 3.3 | 0.7 | 1.1 | - | 1.2 | 0.8 | 0.7 | 0.5 |
| Mn mg/l | 1 | - | - | - | 0.02 | - | - | - | - | - | <0.04 | 0.16 | - |
| | 2 | 0.07 | <0.02 | < 0.07 | 0.07 | 0.04 | 0.08 | 0.07 | <0.04 | 0.37 | <0.08 | <0.04 | <0.18 |
| | 3 | <0.02 | - | < 0.02 | 0.05 | - | 0.10 | 0.04 | - | 0.10 | <0.10 | - | <0.10 |
| | 4 | <0.03 | <0.02 | < 0.02 | 0.04 | 0.03 | 0.07 | <0.04 | - | <0.06 | <0.04 | <0.04 | <0.04 |
| Zn µg/l | 1 | <5.0 | - | - | 7.0 | - | - | 6.0 | 26.0 | - | 5.9 | 4.2 | - |
| | 2 | 9.5 | 2.8 | 3.3 | 95.8 | 60.0 | 126.8 | 12.3 | 3.0 | 4.3 | 6.2 | 3.6 | 2.2 |
| | 3 | 5.0 | 3.0 | 5.0 | 13.5 | - | 3.0 | 3.0 | - | 2.0 | 1.9 | - | 1.4 |
| | 4 | 8.4 | 5.0 | 2.3 | 12.0 | 16.0 | 3.0 | 4.3 | - | 2.7 | 4.8 | 2.8 | 1.0 |

forts. tabell 18.

| Parameter: | Område: | MARS 1976 | | | JUNI 1976 | | | SEPTEMBER 1976 | | | DESEMBER 1976 | | |
|------------|---------|-----------|-------|-------|-----------|------|------|----------------|--------|-------|---------------|--------|--------|
| | | O | I | D | O | I | D | O | I | D | O | I | D |
| Hg ug/l | 1 | 0.21 | 0.13 | - | 0.10 | 0.10 | - | 0.44 | 0.26 | - | 0.17 | 0.27 | - |
| | 2 | 0.25 | 0.35 | 0.24 | 0.10 | 0.29 | 0.15 | 0.26 | 0.35 | 0.34 | 0.27 | 0.28 | 0.25 |
| | 3 | 0.40 | - | 0.23 | 0.10 | - | 0.09 | 0.24 | - | 0.23 | 0.22 | 0.19 | 0.21 |
| | 4 | 0.16 | 0.53 | 0.44 | 0.12 | 0.09 | 0.08 | 0.63 | 0.44 | 0.76 | 0.24 | 0.40 | 0.24 |
| Pb ug/l | 1 | <1.0 | <1.2 | - | <1.0 | <1.2 | - | - | < 1.1 | - | 7.4 | 6.7 | - |
| | 2 | <1.6 | <1.0 | <1.2 | <1.3 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | < 1.0 | <1.2 | - | - | - |
| | 3 | <1.0 | - | <1.0 | 3.0 | - | <1.0 | <1.0 | - | - | <1.3 | < 1.0 | < 1.0 |
| | 4 | <1.3 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | 7.5 | < 1.0 | <1.0 | 4.2 | < 2.6 | < 1.0 |
| Cu ug/l | 1 | 1.0 | 0.9 | - | 1.5 | 0.8 | - | 0.8 | 0.7 | - | 3.2 | 4.3 | - |
| | 2 | 1.4 | 0.6 | 1.0 | <0.6 | <0.2 | <0.3 | 1.2 | 0.9 | 0.9 | 4.0 | 2.5 | 0.7 |
| | 3 | 1.1 | - | 1.0 | 1.3 | - | <0.2 | 1.1 | - | - | 1.8 | 1.0 | 0.7 |
| | 4 | 1.0 | 0.7 | 1.5 | 0.7 | 0.5 | 1.1 | 4.6 | < 0.2 | 0.3 | 2.1 | 2.7 | 0.6 |
| Mn mg/l | 1 | <0.04 | <0.11 | - | < 0.05 | 0.23 | - | <0.05 | < 0.11 | - | < 0.05 | < 0.09 | - |
| | 2 | <0.06 | 0.06 | 0.32 | 0.07 | 0.08 | 0.49 | <0.11 | 0.16 | <0.44 | < 0.07 | < 0.05 | 0.42 |
| | 3 | <0.05 | - | 0.04 | 0.07 | - | 0.10 | <0.05 | - | 0.07 | < 0.05 | < 0.05 | < 0.05 |
| | 4 | <0.04 | <0.04 | <0.04 | 0.06 | 0.07 | 0.07 | <0.06 | 0.05 | 0.05 | < 0.05 | < 0.05 | < 0.05 |
| Zn ug/l | 1 | 6.4 | 11.9 | - | 6.3 | 6.6 | - | - | 3.8 | - | 15.3 | 14.6 | - |
| | 2 | 7.1 | 1.5 | 3.9 | 6.4 | 2.2 | <1.7 | 4.9 | 2.7 | 2.2 | - | - | - |
| | 3 | 2.5 | - | 1.4 | 5.9 | - | <0.5 | 9.3 | - | - | 4.7 | 1.9 | 1.2 |
| | 4 | 3.5 | 3.4 | 1.6 | 4.1 | 2.0 | 1.6 | 23.0 | < 3.5 | 3.8 | 5.6 | 3.8 | 1.1 |

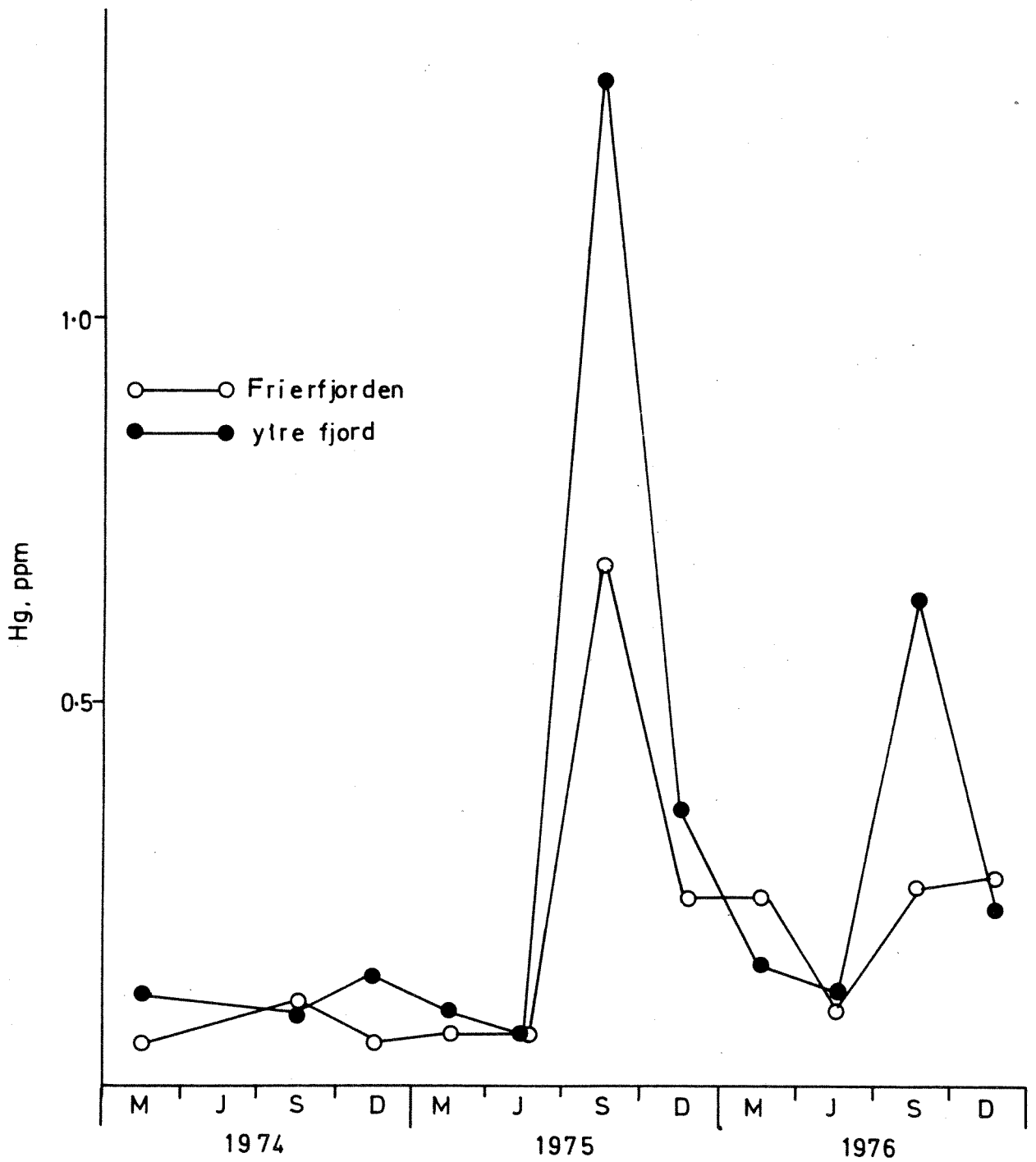


Fig. 39. Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) i overflatevann i Frierfjorden og ytre fjord (utenfor Brevik).

Det samme gjentok seg altså to etterfølgende år på samme tidspunkt på året, men med forskjellig omfang. I Fremdriftsrapport nr. 5 ble det ikke gitt noen endelig forklaring på disse maksima om høsten, og det er få nye momenter som kan bidra til en løsning på disse spørsmålene. Det bør kanskje nevnes at under en resipientundersøkelse i Sørfjorden i Hardanger 1972-73 ble det registrert en økning av kvikksølv i vannmassene om høsten, spesielt i ytre deler av fjorden og ved intermediære dyp (5 - 20 m) (Miljøvernkomiteen i Odda, 1973). Det ble da gitt to alternative forklaringer:

1. Oppblomstring av plankton om høsten fører til aktiv opptak eller adsorpsjon av kvikksølv til plankton. Dette vil holde kvikksølv tilbake i fjorden og forurensningsgraden vil øke. Kvikksølv i dette tilfelle stammet fra utslipp fra Norzinc A/S i Odda.
2. Det skjer en betydelig utlutning (metyllering) av kvikksølv fra sedimenter fra grunne områder om sommeren, trolig p.g.a. økning i vanntemperaturen.

Det kan ikke ses bort fra at disse mekanismene også influerer på kvikksølvnivået i Frierfjordområdet, selv om det ikke er påvist. Fordelingen av kvikksølv viser at de høyeste konsentrasjonene opptrådte i det intermediære vannlag (4 - 30 m). Årsaken til dette kan være adsorpsjon eller opptak av kvikksølv til plankton. (Knauer & Martin, 1972; Skei et al., 1976). De høyeste partikkelkonsentrasjonene i undersøkelsesområdet befant seg i overflatelaget og nær bunnen, mens konsentrasjonene av organiske partikler var størst like under sprangsjiktet. Det ser derfor ut til at affiniteten av kvikksølv overfor organiske partikler (plankton) er større enn overfor uorganiske partikler.

I 1977 ble det gjennomført en test for å studere hvilken betydning emballering av vannprøver kunne ha for kvikksølvbestemmelsen (NIVA, internt notat). Det ble da registrert vesentlig høyere kvikksølvkonsentrasjoner i gamle plastflasker enn i fabrikknye plastflasker og glassflasker. Testing av 8 gamle plastflasker som er brukt bl.a. i Frierfjorden viste gjennomsnittlig 0.2 µg/l høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn nye. Om dette skyldes kontaminering fra gamle flasker eller større adsorpsjon til veggene i de nye flaskene er imidlertid ikke fastlagt.

Inntil videre bør man gå utifra at målinger av kvikksølv som er gjort i Frierfjorden i perioden 1974-1976 viste generelt noe for høye verdier. Prøvetaking på nye plastflasker i 1977 i Frierfjorden har vist verdier stort sett på 0.05 µg/l. I så fall er også den tidligere anvendte bakgrunnsverdien for kvikksølv (0.2 µg/l) alt for høy. Men selv om det forelå en kontaminering av prøveflaskene i tidsrommet 1974-76, så endrer dette lite på diskusjonen om kvikksølv i vannmassene. Årsaken er at vi i så fall gikk ut fra en bakgrunnsverdi som var ca. 0.15 µg/l høyere enn den virkelige, mens kontamineringsnivået i de gamle prøveflaskene var ca. 0.2 µg/l kvikksølv.

Når det gjelder de øvrige metaller (kopper, bly og sink) analysert i vannprøver i 1976, viste disse lave og til dels betydelig lavere konsentrasjoner enn forventet. Unntak var desembertoktet, men her skyldtes høye verdier for bly og sink kontaminering under prøvetaking (se forøvrig tokt-rapport datert 1.3.77). Mangan skilte seg ut ved høye konsentrasjoner i dypvannet i Frierfjorden (se fig. 41). Bly, kopper og sink hadde en tendens til å vise høyest konsentrasjoner i overflatelaget og til dels nær bunnen. Analyser av partikulært bly, kopper og sink har vist meget lave konsentrasjoner (til dels under deteksjonsgrensen) og disse metallene foreligger tydeligvis hovedsaklig i løst form. Årsaken til at overflatelaget viste de høyeste konsentrasjonene er trolig at disse metallene tilføres i overflaten. Økningen nær bunnen må tilskrives utlutning fra sedimentene og i noen grad oppvirvling av bunnsedimenter i forbindelse med dypvannsutsiftninger (fig. 40).

De lave verdiene av kopper, bly og sink i undersøkelsesområdet, spesielt i 1975 og 1976, er nokså uvanlige. I de fleste andre fjorder hvor metaller er analysert ligger nivåene høyere. Under ekstraksjon av prøvene (bruk av MIBK) og tilsats av organisk kompleksdanner (bruk av APDC) har det gjentatte ganger skjedd reaksjoner og pH-forandringer som har gjort at ekstraksjon ikke har latt seg utføre. Kommentarene fra Sentralinstituttet for industriell forskning (SI) som har utført analysene, har vært at Frierfjordvann ser ut til å inneholde spesielle stoffer som påvirker dannelsen av metallkomplekser. I så fall er det naturlig å spørre om de generelt lave verdiene av kopper, bly og sink målt i vannprøver i hele undersøkelsesperioden skyldes ufullstendig ekstraksjon. Det kan også i så fall forklare hvorfor resultatene er usystematiske. Dette illustrerer noe av problemene som er knyttet til metallanalyser av vann.

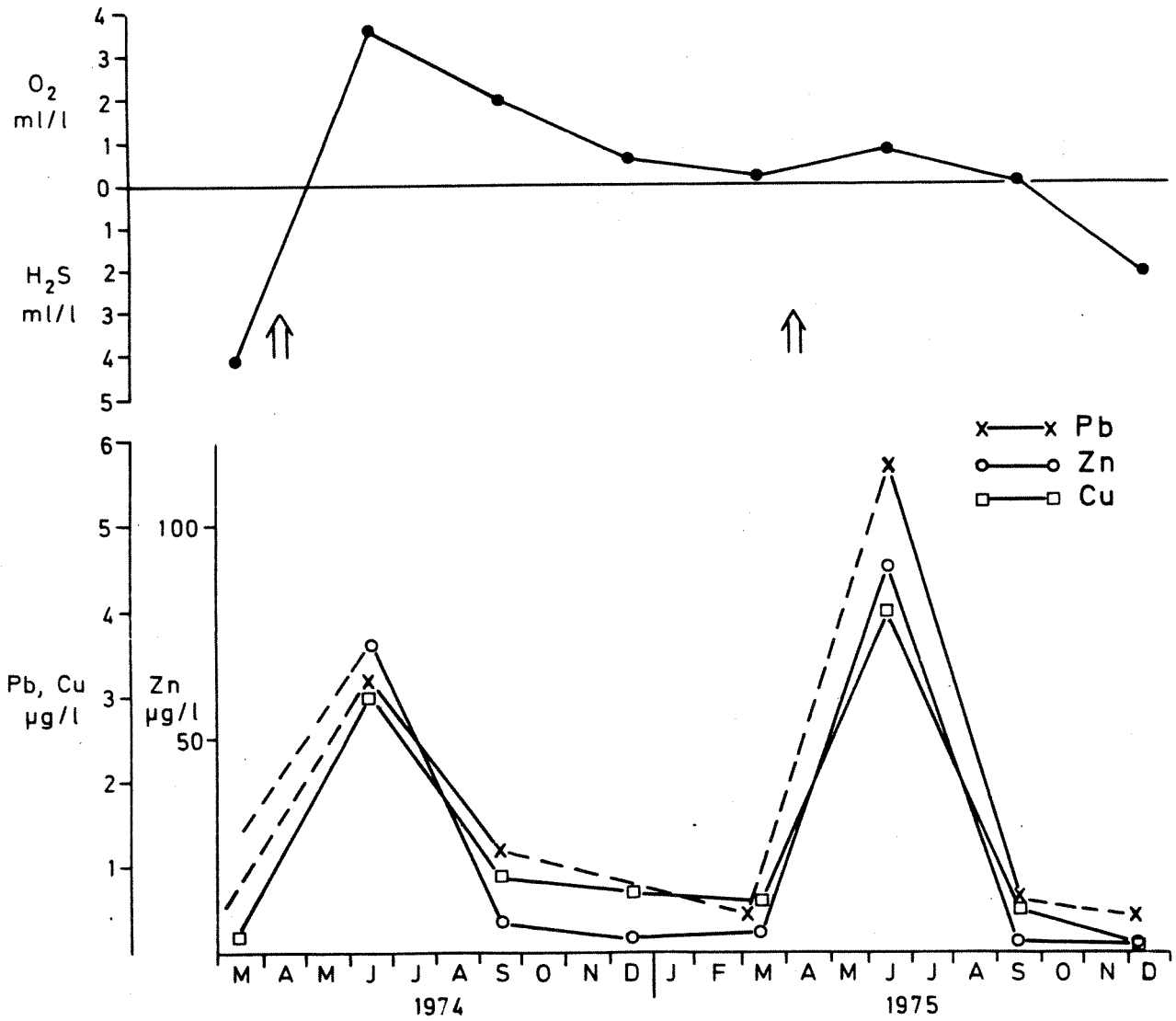


Fig. 40. Oksygen (O₂), bly (Pb), kopper (Cu) og sink (Zn) på st. BC-1 i Frierfjorden. Piler markerer dypvannsutskiftninger.

Det ble også gjort forsøk på å filtrere vannprøver og analysere filtrerte og ufiltrerte prøver (desember 1976 og i 1977). Disse viste alle at ekstraksjon og analyser av filtrerte prøver ga høyere konsentrasjoner enn ufiltrerte, selv om det motsatte skulle forventes. Dette kan tolkes som kontaminering av prøvene under filtrering, men det kan også være en annen forklaring. Ved filtrering filtreres bort de stoffene som virker inn på ekstraksjonsprosessen og resultatet er en mer fullstendig ekstraksjon av metaller. Analyser på filtrerte og ufiltrerte prøver for kvikksølv og mangan derimot, viste som forventet lavere verdier i de filtrerte prøvene. Dette taler for at ukjente stoffer som hindrer kompleksbinding er til stede i ufiltrerte prøver, ettersom kvikksølv og mangan analyseres uten APDC-MIBK ekstraksjon.

Konsentrasjonene av mangan i Frierfjordens dypvann skifter i takt med vannutskiftningen. Manganfordelingen er således bestemt av naturlige prosesser, selv om det er betydelige tilførsler av mangan fra industriell virksomhet. Når bunnvannet i Frierfjorden er stagnerende og oksygenfritt opptrer store mengder løst mangan i vannet. Etter en vannutskiftning oksyderes alt løst mangan, som går over i partikulær form og sedimenterer. Det er således en to-veis transport av mangan mellom bunnvannet og sedimentet; til sedimentet under oksyderende forhold og fra sedimentene under oksygenfrie forhold. Dette er framstilt i fig. 41 og 42.

Enkelte prøveserier er også analysert for kadmium, nikkel, krom, kobolt, vanadium, jern og fluor. Disse er ikke inkludert i oversiktstabellen (tabell 18) da de stort sett opptrådte i normale konsentrasjoner. Jern er på samme måten som mangan influert av naturlige redoksprosesser i dypvannet i Frierfjorden, mens i overflatelaget var mesteparten av jernet i partikulær form. Fluor, som ikke er noe metall, men som er tatt med her av praktiske årsaker, viste generelt lave og normale konsentrasjoner i området. Noe høyere verdier i overflatevannet på enkelte stasjoner kan skyldes utslipp av fluorid eller naturlig tilrenning fra apatittholdig berggrunn.

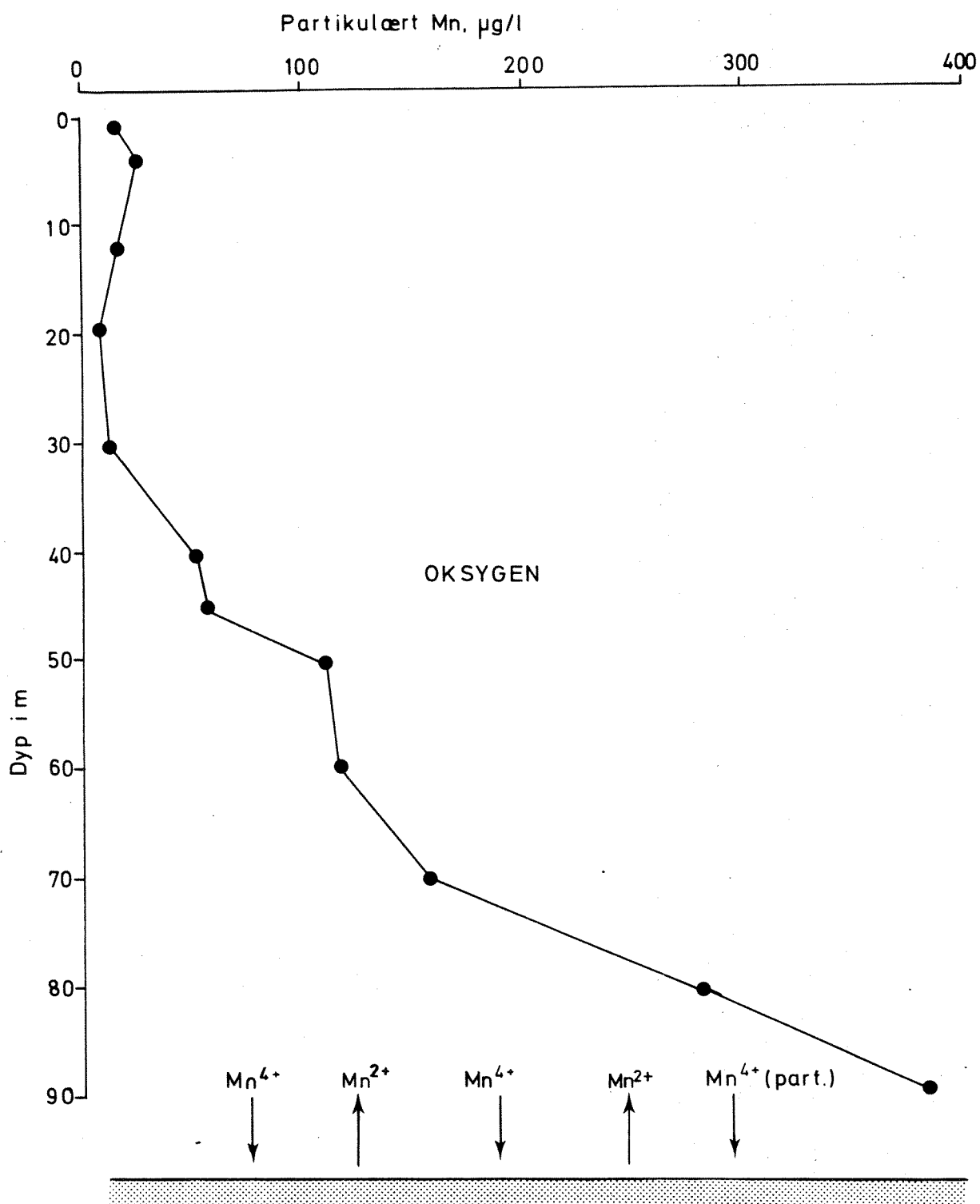


Fig. 41. Partikulært mangan i bunnvannet i Frierfjorden (BC-1) under oksyderende forhold.

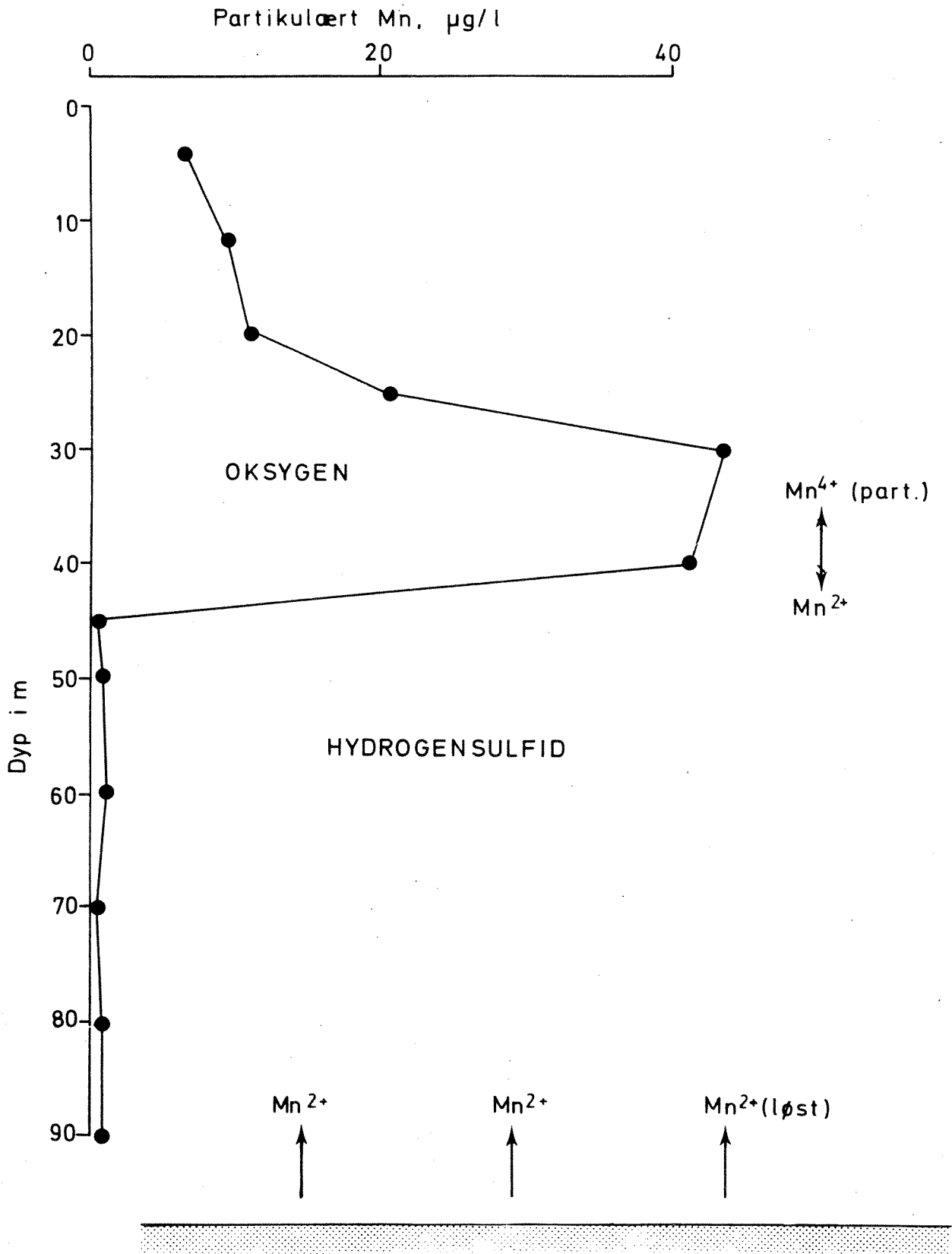


Fig. 42 . Fordeling av partikulært mangan i vannmassen i Frierfjorden (BC-1) når hydrogensulfid er tilstede i bunnvannet.

5.2.2 Klorerte hydrokarboner i vann

I gruppen klorerte hydrokarboner inngår en rekke forskjellige komponenter hvor sannsynligvis bare et mindre antall av de som opptrer i Frierfjorden er tilfredsstillende karakterisert (identifisert). Disse omfatter bl.a. polyklorerte bifenyler (PCB), heksaklorbenzen (HCB), pentaklorbenzen (5CB) og oktaklorstyren (OCS). Resultatene fra prøveseriene i 1974-75 er rapportert i Fremdriftsrapport nr. 5 og i tabell 19 og resultatene fra 1976 er gjengitt i tabell 20-23.

Fordelingen av HCB og PCB i overflatevannet og i sprangsjiktet i undersøkelsesområdet er vist på fig. 43. De høyeste konsentrasjonene av HCB ble registrert på stasjon BC-1 i Frierfjorden, med en generell nedgang i ytre fjordområde. Også for PCB ble de høyeste verdiene funnet på BC-1, men tendensen til minking utover mot Langesundsbukta var mindre markert. Mot slutten av året i 1975 ble det imidlertid observert en reduksjon i HCB-konsentrasjonene, noe som må sees i sammenheng med at utslippene ble redusert fra juli 1975.

I september 1976 skjedde det imidlertid en betydelig økning i konsentrasjonene av HCB i vannmassene. (Tabell 22). Dette ble satt i forbindelse med unormalt store utslipp av HCB p.g.a. rengjøring av klorlinjene på magnesiumfabrikken. Allerede i desember 1976 var konsentrasjonene betydelig redusert i forhold til september, bortsett fra i Gunnekleivfjorden og i sjøvannskilen i Skienselva, hvor konsentrasjonene var høye. I Gunnekleivfjorden har forøvrig konsentrasjonene av 5CB og OCS vært spesielt høye i forhold til HCB.

Resultatene fra 1976 viste også store fluktasjoner i PCB-konsentrasjonene med noe lavere konsentrasjoner mot slutten av året, sammenlignet med tidligere prøveserier. Som i 1974-75 var det en viss, men ikke helt entydig tendens til å finne de høyeste verdiene for PCB i selve Frierfjorden.

Fra prøveserien i juni 1976 ble det analysert på klorerte hydrokarboner i suspendert partikulært materiale (tabell 24). Også disse analysene viste klart høyeste konsentrasjoner i Frierfjorden og lave konsentrasjoner i Breviksfjorden for OCS og PCB, mens HCB og 5CB lot seg ikke påvise. Prøveantallet er lite og mengdene av partikulært materiale på filtrene var så små at det vanskelig kan fastslås om de klorerte hydrokarbonene hovedsaklig forelå i partikulær eller løst form. I tillegg er det mulig at klorerte hydrokarboner knyttet til meget små partikler har gått gjennom de glassfiberfiltrene som ble brukt.

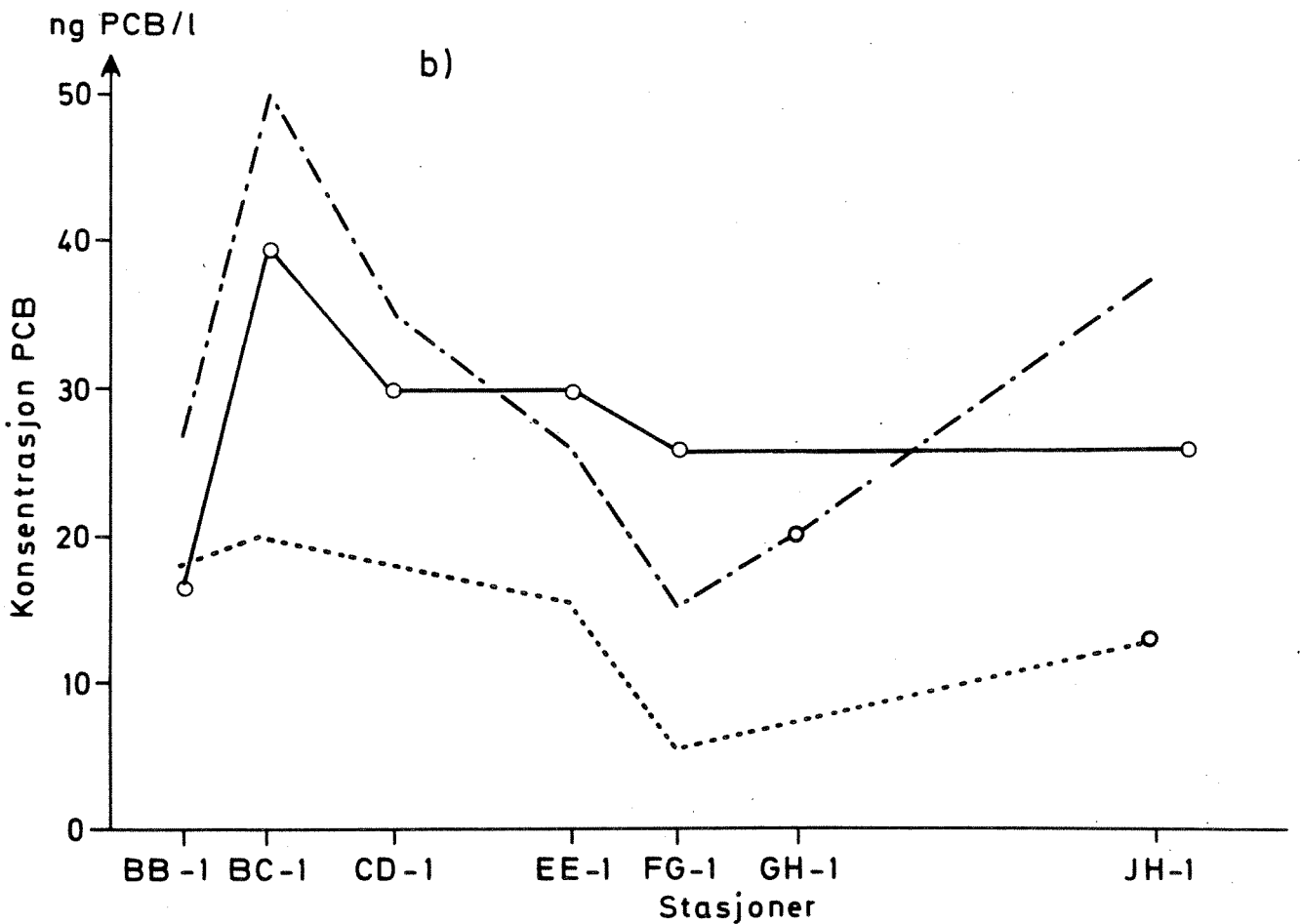
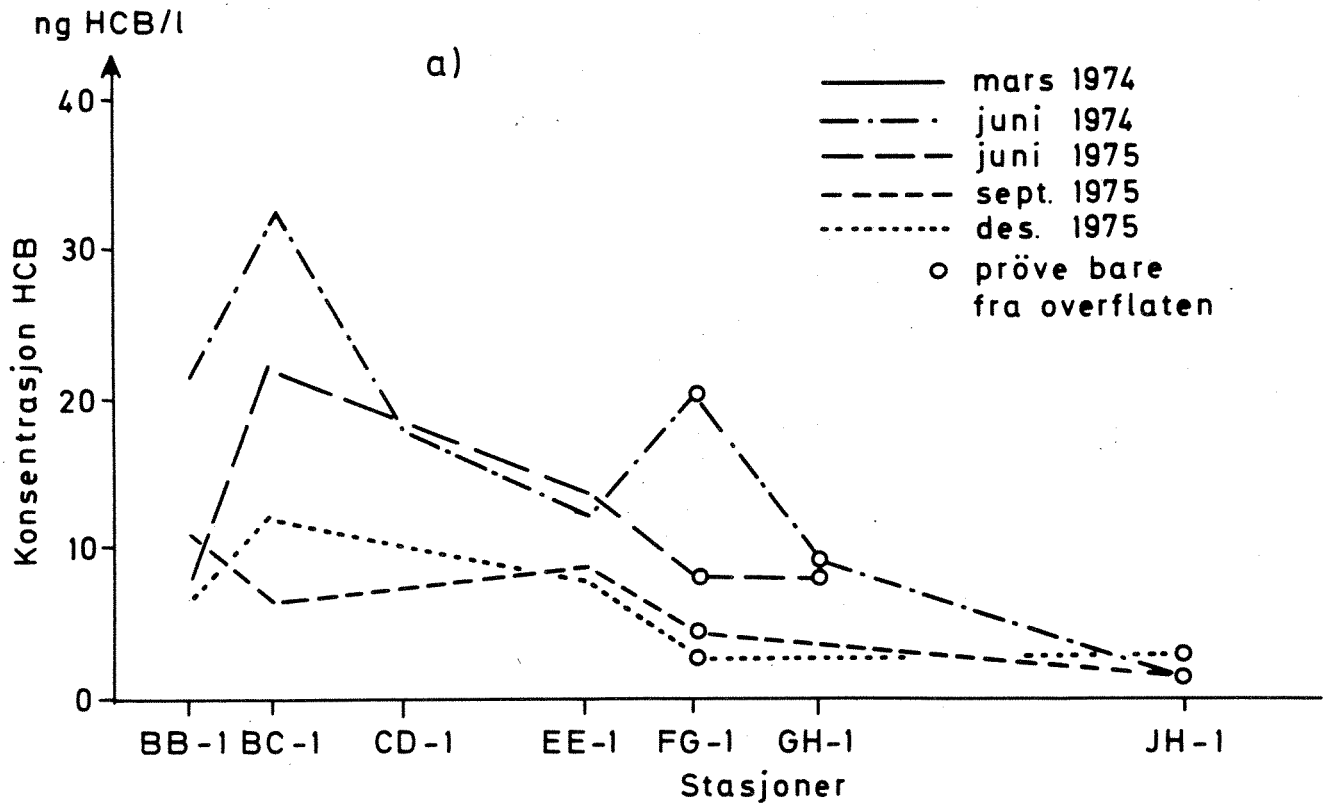


Fig. 43. Middell av HCB- og PCB-konsentrasjoner i overflate og sprangsjikt for mars 1974 - desember 1975.

Tabell 19. Innhold av halogenerte hydrokarboner i vannprøver fra Grenlandsfjordene i perioden 1974-75.

| Dato | Prøvestasjon | Prøvedyp m | Konsentrasjoner (ng/l) | | | |
|-----------|-------------------|---------------|------------------------|--------|-------------------|--------|
| | | | PCB | HCB | 5CB | OCS |
| 12.3.1974 | BB.1 | 0,2 | 17 | | | |
| " " | BC.1 | " | 40 | | | |
| 13.3. " | CD.1 | " | 30 | | | |
| " " | EE.1 | " | 30 | | | |
| 14.3. " | FG.1 | " | 26 | | | |
| " " | JH.1 | " | 26 | | | |
| 19.6.1974 | BB.1 | 0,2 | 37,5 | 12,8 | | |
| " " | " | 4 | 15,0 | 30,3 | | |
| 20.6. " | BC.1 | 0,2 | 40 | 15,6 | | |
| " " | " | 4 | 60 | 49,3 | | |
| " " | " | 85 | 20 | 8,8 | | |
| " " | CD.1 | 0,2 | 50 | 13 | | |
| " " | " | 4 | 20 | 22,5 | | |
| " " | " | 90 | 52,5 | 10,3 | | |
| " " | EE.1 | 0,2 | 22,5 | 11,5 | | |
| " " | " | 4 | 30 | 13,0 | | |
| " " | DF.1 | 0,2 | 15 | 7 | | |
| " " | FG.1 | 0,2 | 15 | 20,3 | | |
| " " | H.1 | 0,2 | 102,5 | 14,5 | | |
| " " | " | 4 | 37,5 | 57,2 | | |
| " " | " | 15 | 90 | 40,8 | | |
| " " | H.2 | 0,2 | 33,8 | 10,9 | | |
| " " | " | 4 | 107,5 | 98,0 | | |
| " " | " | 18 | 12,5 | 21,5 | | |
| " " | H.3 | 0,2 | 32,5 | 22,0 | | |
| " " | " | 4 | 62,5 | 217,0 | | |
| " " | " | 18 | 40 | 19,5 | | |
| 21.6. " | GH.1 | 0,2 | 20,0 | 9,3 | | |
| " " | JH.1 | 0,2 | 37,5 | 1,3 | | |
| 10.6.1975 | BB.1 | 0-2 | < 1,4 | < 0,92 | 6,1 | 0,49 |
| " " | " | 4-5 | < 1,2 | 15,3 | 8,3 | 0,47 |
| " " | " | 50 | < 1,2 | 8,4 | 2,1 | 0,53 |
| " " | BC.1 ^x | 0-2 | < 5,6 | < 0,49 | 0,88 | 0,24 |
| " " | " | 4-5 | < 4,9 | 41,6 | 17,2 ^x | 16,5 |
| 11.6. " | EE.1 | 0-2 | < 1,0 | 21,0 | 10,7 ^x | 2,0 |
| " " | " | 4-5 | 3,9 | 7,0 | 4,6 | 0,95 |
| " " | " ^x | 50 | < 2,4 | < 0,07 | < 0,12 | < 0,04 |
| " " | DF.1 | 0-2 | < 2,6 | 117,3 | 6,3 | 0,36 |
| " " | " | 4-5 | < 1,4 | 2,7 | 1,5 | < 0,02 |
| " " | " | 95 | < 2,8 | 1,4 | 0,29 | < 0,02 |
| " " | FG.1 | 0-2 | < 0,9 | 14,6 | 10,9 ^x | 0,48 |
| " " | " | 4-5 | < 1,3 | 1,5 | 0,5 | 0,07 |
| " " | " | 100 | < 1,0 | 0,55 | 0,05 | < 0,02 |
| 12.6. " | GH.1 | 0-2 | < 1,2 | 8,2 | 4,2 | 0,34 |

Tabell 19. forts.

| Dato | Prøvestasjon | Prøvedyp m | Konsentrasjoner (ng/l) | | | |
|------------|--------------|---------------|------------------------|--------|--------|--------|
| | | | PCB | HCB | 5CB | OCS |
| 16.9.1975 | BB.1 | 0,2 | ID | 6,5 | 2,3 | ID |
| " | " | 4-5 | < 5,2 | 13,9 | 7,1 | < 0,31 |
| " | " | 50 | ID | 12,8 | 6,9 | < 0,35 |
| " | FC.1 | 0,2 | " | 9,5 | 3,2 | < 0,48 |
| " | " | 4-5 | " | 3,7 | ID | ID |
| " | " | 90 | " | 6,4 | " | < 0,37 |
| " | EE.1 | 0,2 | " | 8,3 | 2,9 | < 0,42 |
| " | " | 4-5 | " | 9,5 | 3,1 | < 0,24 |
| " | " | 50 | " | 18,2 | 5,6 | < 0,60 |
| " | FG.1 | 0,2 | " | 5,9 | 0,3 | ID |
| " | " | 4-5 | " | 2,7 | ID | " |
| " | " | 100 | < 6,3 | 4,8 | < 0,4 | " |
| 17.9. " | DF.1 | 0,2 | ID | 3,7 | 1,2 | " |
| " | " | 4-5 | < 13 | 4,0 | 0,28 | < 0,13 |
| " | " | 95 | ID | 4,7 | < 0,2 | ID |
| " | JH.1 | 0,2 | " | 1,4 | < 0,04 | " |
| " | " | 50 | " | 2,3 | ID | " |
| " | " | 200 | " | 3,5 | " | " |
| 16.12.1975 | BB.1 | 0,2 | 27,0 | 4,5 | 0,7 | ID |
| " | " | 4-5 | 9,5 | 9,5 | 2,9 | 0,4 |
| " | " | 50 | 4,4 | 1,3 | 0,2 | 0,08 |
| " | BC.1 | 0,2 | 14,0 | 8,7 | 1,6 | 1,0 |
| " | " | 4-5 | 26,0 | 16,0 | 0,5 | 1,1 |
| " | " | 90 | 0,8 | 1,6 | 0,5 | 0,03 |
| " | EE.1 | 0,2 | 15,0 | 9,5 | 2,1 | 1,1 |
| " | " | 4-5 | 16,0 | 6,2 | 0,8 | 0,4 |
| " | " | 50 | 4,7 | 2,5 | 0,2 | 0,2 |
| " | FG.1 | 0,2 | 6,6 | 2,2 | 1,0 | 0,6 |
| " | " | 4-5 | 4,5 | 3,6 | 0,5 | 0,05 |
| " | " | 100 | 6,0 | 2,0 | 0,6 | ID |
| 17.12. " | DF.1 | 0,2 | 5,5 | < 0,06 | < 0,06 | " |
| " | " | 4-5 | 1,0 | 0,9 | 3,1 | 0,02 |
| " | " | 90 | 5,2 | 2,0 | 0,5 | ID |
| " | JH.1 | 0,2 | 12,7 | 2,9 | 0,3 | " |
| " | " | 50 | 3,6 | 0,5 | 1,3 | " |
| " | " | 200 | 5,2 | 0,9 | 0,06 | " |

ID = ikke identifisert.

x) Vannprøve med redusert volum.

Tabell 20. Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i vannprøver
16.-17.3.1976

| Prøve | Dyp | Dato | 5CB ng/l | HCB ng/l | OCS ng/l | PCB ng/l |
|--------------------------------|------|---------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| O-111/70 St. BB-1 Frierfjorden | 0.5m | 16.3.76 | 0.3 | 3 | 0.5 | 5 |
| " " " | 4-5m | " | K | K | - | 8 |
| " St. BC-1 " | 0.5m | " | K | K | - | 11 |
| " " " | 4-5m | " | 46 | 160 | 8 | 44 |
| " St. DD-1 " | 0.5m | " | K | K | - | 6 |
| " " " | 4-5m | " | 6 | 27 | 2 | 9 |
| " St. EE-1 " | 0.5m | " | K | K | - | 5 |
| " " " | 4-5m | " | <8 | ID | ID | ID |
| " St. FG-1 Brevik | 0.5m | " | 7 | 12 | 1 | 5 |
| " " fjorden | 4-5m | " | 2 | 4 | 0.5 | 6 |
| " St. DF-1 Eidanger- | 0.5m | " | K | K | - | 29 |
| " " fjorden | 4-5m | " | K | K | - | 5 |
| " St. JH-1 Langesunds- | 0.5m | 17.3.76 | K | K | - | 9 |
| " " bukta | 20m | " | K | K | - | 14 |
| " St. S-1 Klosterfoss | 0.5m | " | 0.5 | 1 | - | 9 |
| " " " | 10m | " | <2 | K | - | 54 |
| " St. S-2 P. Bybro | 0.5m | " | K | K | - | 4 |
| " " " | 3-5m | " | 2 | 5 | 1 | 6 |
| " " " | 10m | " | K | K | 1 | 6 |

K = kontaminert under inndamping

ID = ikke detekterbart

- = ikke påvist, OCS toppen dekkes av en av PCB-toppene

Tabell 21. Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i vannprøver, 9.-11.6.1976

| P r ø v e 0-111/70 | | | | | | | |
|----------------------|---------|--------|-----------|-------------|-------------|-------------|----------------|
| Område | Stasjon | Dyp | Dato | 5CB ng/l | HCB ng/l | OCS ng/l | PCB ng/l |
| 1 Frierfjorden | " BB-1 | 0.5 m | 9.6.1976 | 3 | 15 | 3 | 18 |
| 2 Frierfjorden | " BB-1 | 3.5 m | " | - | - | - | 2 ^x |
| 3 Frierfjorden | " BC-1 | 0.5 m | " | 6 | 8 | 1 | 4 ^x |
| 4 Frierfjorden | " BC-1 | 3.5 m | " | 10 | 22 | 2 | 5 |
| 5 Frierfjorden | " DD-1 | 0.5 m | " | 7 | 12 | 1 | 15 |
| 6 Frierfjorden | " DD-1 | 3.5 m | " | 5 | 9 | 1 | 3 ^x |
| 7 Brevikfjorden | " EE-1 | 0.5 m | " | 6 | 9 | - | 6 |
| 8 Brevikstrømmen | " EE-1 | 3.5 | " | 4 | 7 | 1 | 10 |
| 9 Brevikfjorden | " FG-1 | 0.5 m | " | 6 | 9 | 1 | 11 |
| 10 Brevikfjorden | " FG-1 | 3.5 m | " | 1 | 1 | 1 | 3 |
| 11 Eidangerfjorden | " DF-1 | 0.5 m | 10.6.1976 | 4 | 7 | 1 | 4 |
| 12 Eidangerfjorden | " DF-1 | 3.5 m | " | 2 | 2 | - | 2 |
| 13 Langesundsfjorden | " JH-1 | 0.5 m | " | - | - | - | 8 |
| 14 Langesundsbukta | " JH-1 | 3.5 m | " | - | - | - | 4 ^x |
| 15 Gunnekleivfjorden | " G-1 | 0.5 m | 11.6.1976 | 6 | 53 | 24 | 10 |
| 16 Gunnekleivfjorden | " G-3 | 0.5 m | " | 2 | 2 | - | 2 |
| 17 Gunnekleivfjorden | " G-1 | 8.0 m | " | 2 | 4 | 1 | 8 ^x |
| 18 Skienselva | " S-1 | 0.5 m | 10.6.1976 | - | - | - | 2 |
| 19 Skienselva | " S-1 | 10.0 m | " | 1 | 1 | 1 | 11 |
| 20 Skienselva | " S-2 | 0.5 m | " | 1 | 1 | - | 13 |
| 21 Skienselva | " S-2 | 10.0 m | " | 3 | 9 | 2 | 7 |

- ikke påvist

x dekkes tildels av andre komponenter

Tabell 22. Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i vannprøver,
7.-9.9.1976

| Prøve 0-111/70 | | | | 5CB (ng/l) | HCB (ng/l) | OCS (ng/l) | PCB (ng/l) |
|------------------------|---------|-------|--------|---------------|---------------|---------------|-----------------|
| Skienselva | St. S1 | 0.2 m | 8.9.76 | - | - | - | 3 |
| " | St. S1 | 10 m | " | 2 | 6 | - | 9 |
| " | St. S2 | 0.2 m | " | - | - | - | 8 |
| " | St. S2 | 10 m | " | 2 | 96 | 2 | 3 ^x |
| Frierfjorden | St. BB1 | 0.2 m | " | 2 | 39 | 4 | <2 |
| " | St. BB1 | 4-5 m | " | 2 | 52 | 7 | 9 |
| " | St. BC1 | 0.2 m | " | 3 | 28 | 3 | 6 |
| " | St. BC1 | 4-5 m | " | 1 | 45 | 1 | 9 |
| " | St. DD1 | 0.2 m | " | 4 | 84 | 9 | 9 ^x |
| " | St. DD1 | 4-5 m | " | 0.5 | 7 | 0.5 | 4 ^x |
| " | St. EE1 | 0.2 m | 7.9.76 | 4 | 8 | 0.6 | <2 |
| " | St. EE1 | 4-5 m | " | 0.6 | 2 | 0.5 | <1 |
| Breviksfjorden | St. FG1 | 0.2 m | " | 0.3 | 0.5 | - | <1 |
| " | St. FG1 | 4-5 m | " | - | - | - | <2 |
| Langesundsbukta | St. JH1 | 0.2 m | " | 0.3 | 0.7 | 2 | 9 ^x |
| " | St. JH1 | 4-5 m | " | - | 0.2 | 2 | 12 |
| Eidangerfjorden | St. DF1 | 0.2 m | " | 2 | 3 | - | 6 |
| " | St. DF1 | 4-5 m | " | 0.4 | 1 | - | <2 |
| Gunnekleiv- fjorden | St. G1 | 0.2 m | 9.9.76 | 18 | 82 | 29 | <2 ^x |
| " | St. G1 | 3 m | " | 7 | 31 | 9 | 3 |
| " | St. G3 | 0.2 m | " | 7 | 42 | 19 | 4 ^x |
| " | St. G3 | 8 m | " | 6 | 19 | 3 | 3 |

^x dekkes til dels av andre komponenter
- ikke påvist

TABELL 23. Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i vannprøver fra 7.-8.12.76.

| Nr | Prøve 0-111/70 | | | 5CB (ng/l) | HCB (ng/l) | OCS (ng/l) | PCB (ng/l) |
|----|----------------|---------|---------------|----------------|---------------|---------------|---------------|
| 16 | Frierfjorden | St. EE1 | 0.5 m 7.12.76 | 3 | 8 | 0.9 | 3 |
| 1 | " | " EE1 | 4 m " | 4 | 6 | 14 | < 2 |
| 10 | " | " DD1 | 0.5 m " | 3 | 9 | 0.6 | < 2 |
| 2 | " | " DD1 | 4 m " | 5 | 11 | 0.6 | < 2 |
| 3 | " | " FG1 | 0.5 m " | 3 | 7 | 0.9 | < 2 |
| 13 | " | " FG1 | 4 m " | 0.8 | 2 | 0.1 | < 2 |
| 19 | " | " FG1 | 4 m " | 1 | 2 | 0.2 | < 2 |
| 4 | " | " BC1 | 0.5 m " | 5 | 12 | 2 | < 2 |
| 12 | " | " BC1 | 4 m " | 2 | 12 | 0.3 | 9 |
| 11 | " | " BB1 | 0.5 m " | 2 | 4 | 0.3 | < 2 |
| 5 | " | " BB1 | 4 m " | 2 | 5 | 0.5 | < 2 |
| 6 | " | " G1 | 0.5 m 8.12.76 | 5 | 30 | 12 | < 2 |
| 8 | " | " G3 | 0.5 m " | 2 | 47 | 28 | < 2 |
| 7 | " | " G3 | 8 m " | 6 | 16 | 4 | < 2 |
| 9 | " | " S2 | 0.5 m 7.12.76 | - | 1 | 0.2 | < 2 |
| 14 | " | " S2 | 10 m " | 1 | 86 | 0.3 | 2 |
| 15 | " | " GH1 | 4 m 8.12.76 | 0.8 | 2 | - | 2 |
| 21 | " | " DF1 | 0.5 m " | 3 | 4 | 0.5 | 3 |
| 17 | " | " DF1 | 4 m " | 0.4 | 1 | 0.2 | 4 |
| 18 | " | " SI | 0.5 m 7.12.76 | 0.1 | 0.7 | - | < 2 |
| 20 | " | " SI | 10 m " | 0.3 | 2 | - | < 2 |
| | " | " GH1 | 0.5 m 8.12.76 | Flasken knuste | | | |

- ikke påvist

TABELL 24. KLORETE HYDROKARBONER I PARTIKULÆRT MATERIALE JUNI 1976.

| Prøve | OCS | PCB ng/l |
|-------------|--------|----------|
| BC-1, 0.5 m | 0.3 | 1.1 |
| BC-1, 3.5 m | 0.3 | 0.9 |
| FG-1, 0.5 m | 0.07 | < 0.4 |
| FG-1, 3.5 m | < 0.02 | < 0.5 |

5.3 Sedimentundersøkelser

Sedimentundersøkelsene ble hovedsaklig utført i 1975 og er således rapportert i Fremdriftsrapport nr. 3.

Supplerende undersøkelser ble utført i 1976 og omfatter sedimentprøver fra Gunnekleivfjorden, Herrebukta, Voldsfjorden og Flakvarpbukta (Fig. 37 og 38). Resultatene av samtlige undersøkelser er gjengitt i tabell 25 - 33.

5.3.1 Sedimenttransport og sedimentasjon

Den videre utvikling i sjøområdet m.h.t. påvirkning av forurensning vil avhenge av fremtidige utslipp og spredning og fortynning av forurensningskomponenter. Hvis vi antar at ytterligere rensetiltak vil bli satt i verk, med den følge at tilførslene reduseres i enda større grad, vil spredningsfaktoren bli av mindre betydning. Fortynning av forurensningsstoffer som allerede er akkumulert i resipienten vil derimot være en viktig faktor i spørsmålet om rehabilitering av området. Det er i første rekke akkumulerte forurensningsstoffer i sedimentene som kan påvirke vannkvaliteten i resipienten etter at utslippene er sanert. Overleiring av forurensede sedimenter med naturlige sedimenter vil ha en positiv innvirkning på miljøet i Frierfjorden og de tilstøtende fjordene. Hvor rask en slik overleiring vil skje vil avhenge av tilførslene av uorganisk partikulært materiale, hovedsaklig fra Skienselva, og graden av sedimentering i området.

For å belyse disse forholdene er det foretatt en vurdering av partikkeltransporten i Skienselva og i fjordene. I tillegg er sedimentasjonshastigheten målt i dypbassenget i Frierfjorden.

Aluminium er en av hovedkomponentene i uorganisk, mineralsk materiale. Det er derfor vanlig å analysere partiklene som frafiltreres vannprøver for aluminium for å kvantifisere mengden av uorganiske sedimenter i det partikulære materialet (Price & Calvert, 1973; Price & Skei, 1975). Ifølge Feely (1975) utgjør partikulært aluminium gjennomsnittlig 10% av uorganiske sedimenter, slik at vi kan estimere mengden av uorganiske, naturlige sedimenter ved å multiplisere aluminiumskonsentrasjonen med 10.

Sedimenttransporten i elver vil i stor utstrekning avhenge av vannføringen, selv om det ikke er noe lineært forhold mellom sedimenttransport og vannføring. Det er kjent at under flomperioder kan elver transportere like store mengder sedimenter i løpet av noen dager, som resten av året. Dette vanskeliggjør beregninger av sedimenttransport i elver. Skiensvassdraget er imidlertid regulert og de helt store flomtopper unngås.

Man har valgt å vurdere sedimenttransporten under to perioder med ulik ferskvannstilførsel; juni og desember 1976. Vannføringen i elva var da henholdsvis 150 og 260 m³/s. I desember 1976 var således vannføringen nær gjennomsnittvannføring for Skienselva (270 m³/s). Under begge disse periodene var bunnvannet i Frierfjorden stagnant. Partikulært materiale ble analysert på to stasjoner i elva (S1 og S2) og målinger av partikulært aluminium viste kun 5% og 8% reduksjon i aluminiumsmengden mellom øvre og nedre stasjon for henholdsvis juni og desember 1976. Dette indikerer at små mengder uorganisk materiale sedimenterer på elvestrekningen mellom Skotfoss og Porsgrunn bybro.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av aluminium i overflatevannet i elva i juni og desember 1976 var 90 og 125 µg/l. (Tabell 25 og 26). Dette tilsvarer en sedimenttransport på henholdsvis 12 og 28 tonn/døgn.

Tabell 25. Partikulært materiale i Frierfjorden - juni 1976 (µg/l)

| Sample nr. | S | Ca | K | Ti | Si | Al | P | Mg | Zn | Fe | Mn |
|------------|-------|------|------|-------|-------|-------|------|-------|------|-------|-------|
| BC - 1 m | 18.1 | 33.1 | 23.9 | 5.33 | 188.3 | 70.9 | 23.1 | 64.7 | 4.3 | 115.7 | 39.79 |
| 3.5 m | 6.3 | 35.3 | 9.9 | 1.25 | 72.8 | 20.2 | 5.2 | 24.9 | 1.2 | 38.7 | 23.11 |
| 12 m | 2.7 | 15.5 | 5.8 | 0.55 | 40.8 | 11.2 | 1.8 | 12.8 | 0.3 | 14.9 | 15.74 |
| 20 m | 2.6 | 13.8 | 5.0 | 0.53 | 35.6 | 9.9 | 1.9 | 13.1 | 0.6 | 17.6 | 24.66 |
| 25 m | 3.5 | 14.9 | 6.3 | 1.14 | 49.4 | 15.6 | 2.0 | 19.0 | 0.4 | 26.3 | 44.69 |
| 30 m | 2.1 | 13.3 | 4.8 | 0.53 | 31.7 | 9.2 | 2.9 | 14.3 | 0.6 | 29.2 | 49.94 |
| 40 m | 1.4 | 10.3 | 4.4 | 0.29 | 18.7 | 6.2 | 3.6 | 15.6 | 0.5 | 15.1 | 94.47 |
| 50 m | 56.6 | 10.5 | 8.8 | 0.58 | 31.3 | 11.9 | 7.1 | 18.6 | 1.4 | 20.2 | 4.78 |
| 60 m | 123.1 | 11.5 | 10.2 | 0.80 | 48.3 | 20.0 | 5.9 | 22.2 | 1.0 | 32.6 | 3.68 |
| 70 m | 258.9 | 7.6 | 9.8 | 0.87 | 44.9 | 18.6 | 2.8 | 18.5 | 0.5 | 17.0 | 1.71 |
| 80 m | 132.3 | 7.2 | 11.3 | 0.96 | 53.2 | 21.5 | 3.3 | 19.3 | 0.5 | 16.2 | 1.52 |
| 90 m | 400.4 | 7.9 | 11.4 | 0.53 | 30.6 | 13.1 | 4.6 | 22.4 | 1.5 | 15.3 | 0.93 |
| S2 - 1 m | 27.9 | 12.8 | 20.7 | 2.80 | 192.3 | 86.8 | 9.7 | 25.3 | 0.9 | 54.8 | 2.85 |
| S1 - 1 m | 18.3 | 16.8 | 26.6 | 3.60 | 234.3 | 91.7 | 9.1 | 30.0 | n.d | 68.3 | 2.83 |
| GH1- 1 m | 14.3 | 24.7 | 19.8 | 1.07 | 150.0 | 22.5 | 14.1 | 28.0 | 1.4 | 37.8 | 18.52 |
| DD1- 1 m | 25.9 | 82.1 | 43.8 | 16.35 | 482.0 | 208.8 | 18.6 | 178.3 | 4.9 | 296.8 | 39.08 |
| JH1- 1 m | 9.3 | 29.0 | 7.8 | 0.57 | 33.4 | 5.1 | 3.8 | 15.3 | 0.2 | 7.1 | 1.17 |
| EE1- 1 m | 12.6 | 19.8 | 19.1 | 1.40 | 162.4 | 32.2 | 17.4 | 45.7 | 2.0 | 52.4 | 25.54 |
| FG1- 1 m | 11.0 | 24.8 | 19.1 | 1.42 | 140.7 | 28.8 | 19.7 | 38.9 | 1.9 | 49.8 | 23.38 |
| 3.5 m | 13.0 | 42.5 | 15.5 | 0.53 | 61.5 | 11.2 | 11.4 | 20.2 | 0.4 | 14.5 | 5.80 |
| 12 m | 4.6 | 29.6 | 9.4 | 0.43 | 31.7 | 7.2 | 5.6 | 18.9 | 0.4 | 7.3 | 5.12 |
| 20 m | 9.7 | 18.9 | 5.9 | 0.54 | 28.1 | 8.3 | 1.3 | 40.3 | 0.3 | 7.5 | 3.75 |
| 30 m | 2.2 | 23.1 | 7.7 | 0.84 | 60.3 | 17.5 | 2.2 | 10.9 | 0.2 | 14.4 | 9.81 |
| 40 m | 4.9 | 21.6 | 9.6 | 0.95 | 63.2 | 19.4 | 1.9 | 21.2 | 0.1 | 14.7 | 6.26 |
| 50 m | 9.9 | 46.7 | 18.7 | 6.53 | 184.4 | 76.6 | 1.3 | 60.8 | 0.8 | 97.9 | 8.66 |
| 60 m | 3.2 | 20.7 | 10.3 | 1.70 | 83.0 | 31.5 | 2.2 | 16.3 | 0.1 | 29.2 | 9.64 |
| 70 m | 5.9 | 19.3 | 12.8 | 1.21 | 78.4 | 28.2 | 1.7 | 31.4 | <0.1 | 25.2 | 15.07 |
| 80 m | 2.5 | 20.4 | 13.4 | 1.35 | 87.4 | 32.7 | 1.8 | 19.8 | 0.2 | 30.4 | 26.07 |
| 90 m | 8.9 | 27.5 | 18.1 | 1.51 | 95.8 | 36.0 | 1.8 | 44.8 | 0.2 | 34.0 | 33.18 |
| 100 m | 20.2 | 44.8 | 33.7 | 2.90 | 163.1 | 59.5 | 2.7 | 84.6 | 0.4 | 63.5 | 31.50 |

Målinger av aluminiumskonsentrasjonen i overflatelaget ved Breviksterskelen på samme tidspunkt var 32 og 85 µg/l i juni og desember. Man kan anta at mesteparten av sedimenttransporten skjer i brakkvannslaget. Ut fra beregningen av brakkvannsstrømmen ut av Frierfjorden (tabell 9), kan man estimere hvor mye uorganiske sedimenter som transporteres i denne strømmen. Dette gir en uttransport av 5,7 tonn sedimenter pr. dag i juni og 25 tonn i desember. Som nevnt ovenfor er tilførselen av partikulært materiale forholdsvis liten ved lav vannføring. Til gjengjeld sedimenterer ca. 50% av det elve-transporterte materialet i selve Frierfjorden (sedimentasjon av ca. 6 tonn/døgn). Når vannføringen i elva er større, slik som i desember 1976, er sedimenttransporten i elva stor, men p.g.a. brakkvannslagets kortere oppholdstid i fjorden som følge av sterkere overflatestrøm, transporteres i størrelsesordenen 90% av sedimentene ut av fjorden.

Tabell 26. Partikulært materiale i Frierfjorden, desember 1976 (µg/l)

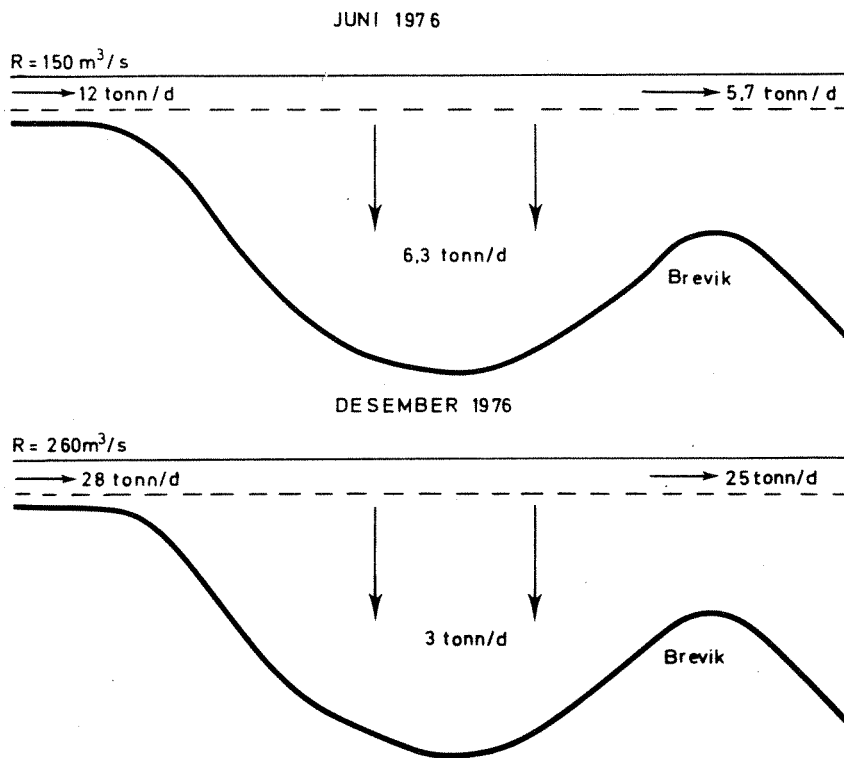
| BC-1 | S | Mg | Al | Si | P | K | Ca | Ti | Mn | Fe |
|------|------|------|-------|-------|------|------|------|------|-------|------|
| 4 | 5,2 | 24,9 | 44,3 | 113,0 | 6,8 | 16,7 | 18,1 | 2,19 | 6,59 | 46,3 |
| 12 | 3,1 | 14,4 | 14,3 | 43,8 | 3,0 | 6,7 | 9,5 | 0,84 | 9,79 | 15,7 |
| 20 | 4,2 | 11,6 | 13,7 | 41,6 | 1,5 | 5,3 | 9,8 | 0,70 | 11,60 | 17,5 |
| 25 | 1,5 | 13,4 | 16,0 | 50,1 | 1,6 | 6,3 | 11,4 | 0,82 | 20,76 | 18,3 |
| 30 | 2,9 | 23,3 | 16,4 | 46,6 | 2,4 | 7,7 | 12,8 | 0,85 | 43,65 | 24,5 |
| 40 | 28,3 | 29,1 | 48,0 | 126,9 | 13,6 | 22,4 | 14,0 | 2,60 | 41,36 | 54,4 |
| 45 | 57,7 | 21,5 | 32,4 | 80,9 | 4,8 | 14,1 | 6,7 | 1,48 | 0,58 | 28,8 |
| 50 | 79,1 | 30,8 | 45,7 | 116,5 | 5,1 | 19,7 | 9,8 | 2,20 | 1,00 | 34,9 |
| 60 | 41,2 | 35,0 | 88,0 | 228,3 | 3,6 | 33,4 | 13,1 | 4,30 | 1,30 | 59,8 |
| 70 | 21,9 | 56,5 | 71,0 | 182,7 | 3,4 | 28,9 | 14,7 | 3,54 | 0,79 | 54,4 |
| 80 | 29,3 | 47,9 | 122,4 | 320,7 | 3,8 | 46,1 | 17,5 | 5,94 | 1,31 | 83,4 |
| 90 | 38,8 | 51,8 | 142,3 | 390,7 | 4,4 | 54,3 | 21,5 | 7,07 | 1,45 | 93,8 |
| S1 | | | | | | | | | | |
| 1 | 11,4 | 47,1 | 130,4 | 305,6 | 5,6 | 35,0 | 18,1 | 5,60 | 1,81 | 77,4 |
| S2 | | | | | | | | | | |
| 1 | 13,4 | 35,8 | 119,6 | 251,6 | 5,8 | 29,2 | 12,0 | 4,30 | 2,46 | 62,6 |
| EE-1 | | | | | | | | | | |
| 1 | 15,3 | 41,4 | 85,1 | 193,6 | 18,6 | 31,2 | 17,0 | 3,31 | 5,81 | 72,5 |
| DD-1 | | | | | | | | | | |
| 1 | 13,2 | 63,3 | 121,2 | 260,8 | 26,7 | 40,2 | 22,2 | 4,12 | 15,28 | 95,2 |
| FG-1 | | | | | | | | | | |
| 1 | 6,0 | 32,7 | 64,4 | 144,0 | 12,1 | 21,9 | 19,5 | 2,37 | 4,67 | 57,4 |
| 4 | 3,6 | 13,9 | 7,1 | 17,0 | 1,0 | 3,9 | 5,4 | 0,21 | 0,22 | 6,4 |
| 12 | 2,6 | 17,2 | 46,5 | 129,8 | 2,4 | 15,8 | 45,8 | 2,32 | 3,00 | 36,7 |
| 20 | 1,3 | 17,5 | 33,1 | 94,6 | 1,8 | 11,7 | 24,8 | 1,61 | 2,55 | 30,0 |
| 30 | 1,7 | 16,8 | 26,6 | 83,7 | 1,4 | 9,9 | 16,9 | 1,33 | 7,94 | 24,5 |
| 40 | 4,1 | 19,0 | 19,0 | 60,8 | 0,9 | 4,0 | 14,4 | 0,95 | 3,68 | 15,4 |
| 50 | 2,0 | 15,7 | 26,2 | 80,9 | 1,1 | 9,6 | 18,1 | 1,31 | 4,82 | 19,6 |
| 60 | 1,2 | 14,8 | 31,2 | 88,6 | 1,1 | 10,3 | 18,6 | 1,30 | 5,05 | 21,6 |
| 70 | 1,6 | 18,9 | 31,0 | 94,3 | 1,3 | 11,3 | 20,0 | 1,54 | 9,83 | 25,9 |
| 80 | 1,1 | 12,7 | 20,4 | 60,3 | 1,3 | 7,0 | 13,2 | 0,97 | 15,41 | 23,4 |
| 90 | 0,7 | 13,9 | 28,0 | 80,3 | 2,0 | 9,5 | 18,6 | 1,21 | 37,57 | 38,5 |
| 100 | 0,8 | 15,7 | 25,7 | 69,3 | 2,0 | 8,7 | 17,0 | 0,90 | 40,88 | 37,7 |

Brakkvannslagets tykkelse ved disse to tidspunkter var omtrent den samme (3 og 3,5 m, se fig. 15 s. 55). Dette tilsier en sedimentering av ca. 3 tonn/døgn i desember 1976 eller halvparten av sedimenteringen i juni 1976 (fig. 44). I tillegg kommer sedimenteringen av organisk materiale.

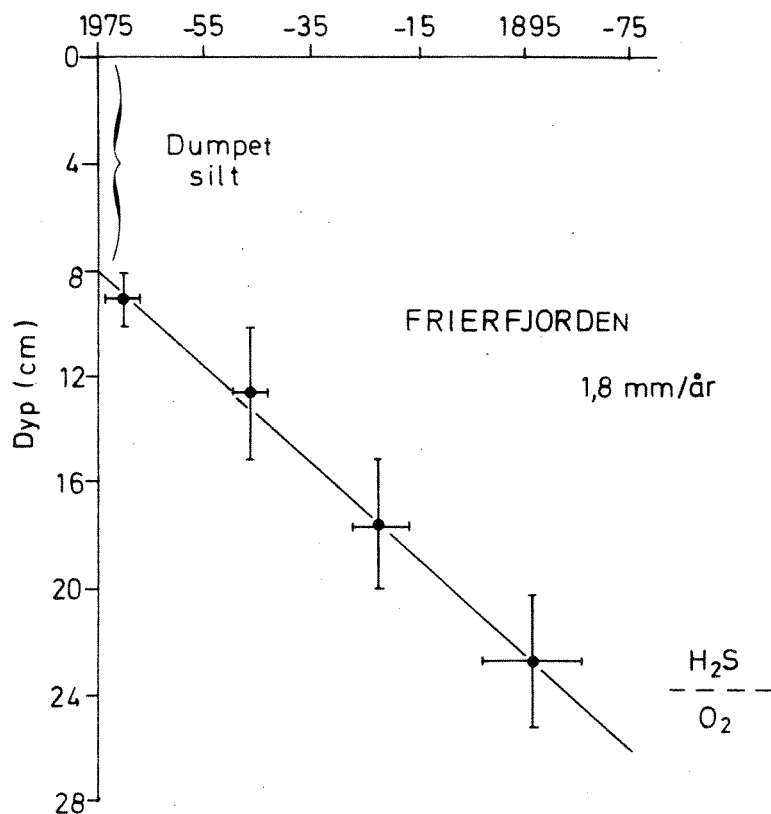
Selv om disse beregningene er beheftet med stor unøyaktighet, vil de likevel gi et bilde av sedimentasjonsforholdene i Frierfjorden ved liten og normal ferskvannstilførsel. Det bør påpekes at disse beregningene kun omfatter finfraksjonen (leire/silt) av sedimentene. Eventuell bunntransport av grovere materiale i Skienselva og sedimentering av dette nær elvas munning er ikke vurdert. Sedimentering under flom er heller ikke forsøkt beregnet.

Hastigheten som sedimentene akkumuleres med i Frierfjordområdet antas å variere mye. De mest stabile sedimentasjonsforhold finnes sannsynligvis i selve dypbassenget i Frierfjorden. Det ble derfor besluttet å aldersdatere en sedimentkjerne fra dette bassenget for direkte å beregne sedimentasjonshastigheten (datering utført ved Harwell Environmental and Medical Sciences Division, England). Resultatene av dateringene er vist på fig. 45, hvor relasjon mellom alder og dyp i sedimentet er fremstilt. De øverste 8 cm av kjernen var influert av siltdumpingen i 1975, slik at den yngste naturlige sedimentflaten befant seg 8 - 10 cm under overflaten. Den gjennomsnittlige sedimentasjonshastigheten i de underliggende oksygenfrie sedimentene lot seg beregne til 1.8 mm/år.

Basert på tykkelsen av det sorte, anoksiske sedimentlaget er det mye som tyder på at sedimentasjonshastigheten øker sårøver i bassenget. Hvis man antok at 2 mm/år er representativt for bassenget som helhet, vil det bety at det vil ta 50 år for å få avsatt et 10 cm tykt lag. Dette gir et innblikk i hvilke tidsperspektiver det er tale om ved en eventuell rehabilitering av bunnforholdene i Frierfjorden.



Figur. 44. Sedimenttransport i Skienselva og sedimentering i Frierfjorden ved lav- (juni -76) og normal vannføring (desember 76).



Figur. 45. Relasjonen mellom alder og dyp i sedimentet beregnet ved bly-210 dateringer.

Vi kan også foreta en vurdering av hvor stor rolle den normale tilførselen av uorganisk leire spiller når det gjelder den totale sedimenttilveksten i Frierfjorden. Basert på partikkelmålinger under normal vannføring gir dette et tilskudd på ca. 1000 tonn uorganisk finmateriale til Frierfjordens sedimenter. En sedimenttilvekst på 2 mm/år tilsier imidlertid sedimentering av 7700 tonn sedimenter pr. år i Frierfjorden (areal på 17 km², 80% vanninnhold i de øvre 2 mm og spesifikk våtvekt på 1.13). Av dette utgjør organisk materiale ca. 20%. Det vil si et tilskudd på ca. 6000 tonn uorganiske sedimenter, i motsetning til 1000 tonn beregnet for partikkelanalyser. Den vertikale endringen i sedimentenes vanninnhold i Frierfjorden er lite kjent og et valgt gjennomsnittsinhold på 80% er basert på målinger gjort i Herrebukta (S25) og på noen få prøver i selve Frierfjordbassenget. Hvis vanninnholdet var 70% tilsvarer dette en årlig sedimentering av 12500 tonn, i motsetning til 7700 tonn ved 80% vanninnhold (bør undersøkes nærmere ved supplerende prøver). Dette betyr i begge tilfeller at mere enn 80% av sedimenttilveksten skyldes sedimentering under flomperioder og/eller direkte tilførsler av uorganisk materiale til Frierfjorden eller til Skienselva nedenfor Porsgrunn bybro, fra industri eller annen virksomhet.

Analyser av partikulært aluminium i dypvannet i Frierfjorden i desember 1976 og mai 1977 viste at vannutskiftningen som skjedde våren 1977 førte til stor resuspensering (oppvirvling) av sedimenter (fig. 46). Mye av det oppvirvlede materialet sedimenterte igjen, men noe antas å bli transportert ut av Frierfjorden ved intermediære dyp. Mengden av resuspenderte sedimenter under 50 m dyp i Frierfjorden i mai 1977 ble beregnet ut fra aluminiumskonsentrasjonene i de forskjellige dyp. Denne beregningen antydte at vannutskiftningen forårsaket at ca. 600 tonn uorganiske sedimenter ble virvlet opp (NIVA, 1979).

Tekniske tiltak for å restaurere bunnforholdene i forurensede resipienter har vært mye på tale i de siste 10 år. Slik restaurering har særlig vært aktuell i innsjøer av mindre omfang, spesielt i Sverige. Men også i Japan har rehabilitering vært drøftet og da i tilknytning til kvikksølvforurensning av sedimenter. Alternativet til å fjerne sedimenter (mudre) er å tildekke sedimentene for raskt å begrave de forurensende stoffene. Det er beregnet at i Minamata Bay er det nødvendig å tildekke sedimentene med 1,8 m sand for å hindre metyllering av kvikksølv (Buffa, 1976). Selv om dette bare er relevant i sammenligning med Gunnekleivfjorden, hvor sedimentene inneholder kvikksølvmengder av samme størrelsesorden, så viser dette hvilke praktiske problemer slike inngrep medfører. Det viser også i hvilken grad myndighetene i enkelte land ser på forurensede sedimenter som en potensiell fare.

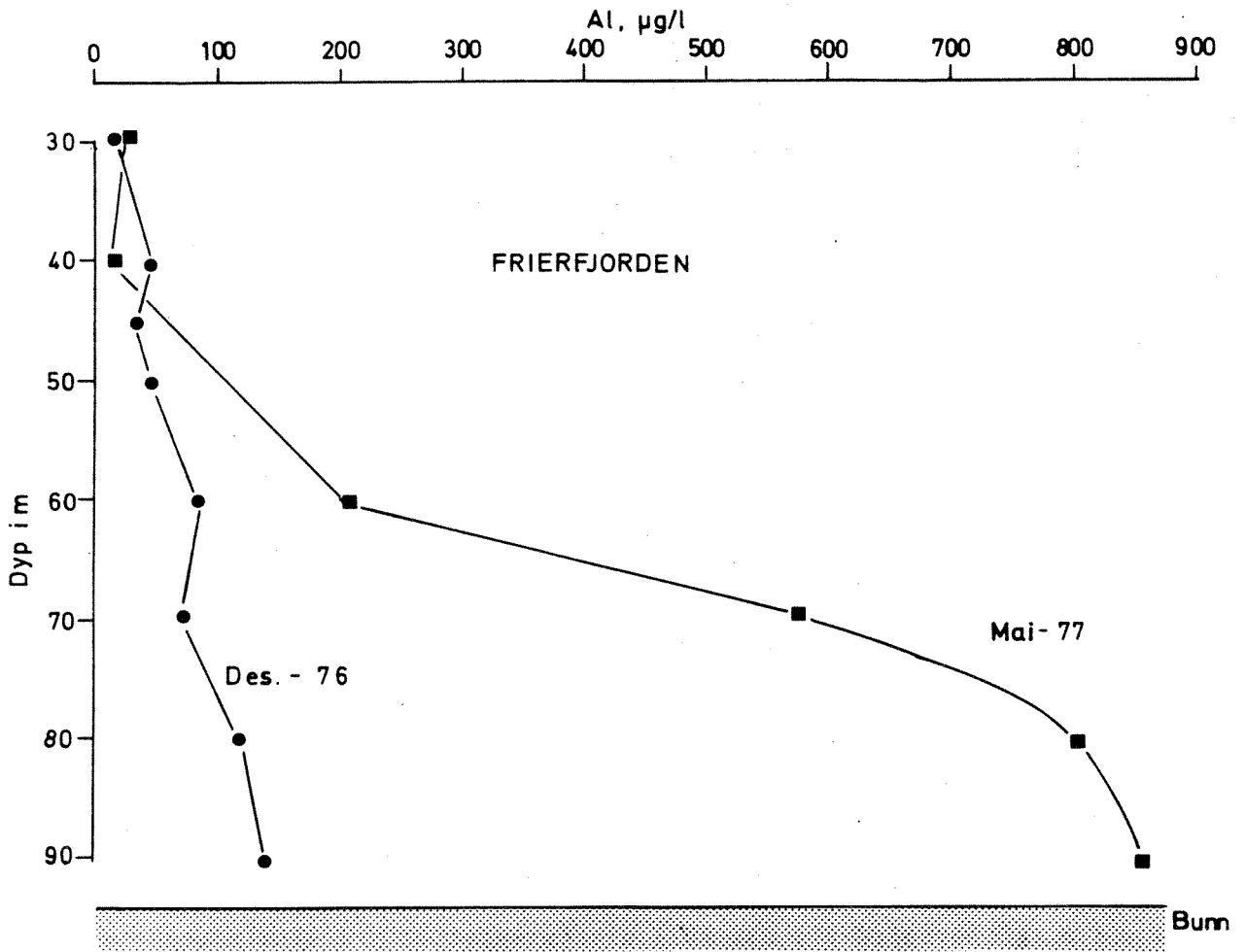


Fig. 46. Partikulært aluminium (Al) i bunnvannet i Friierfjorden (BC-1) før (des. 1976) og etter (mai 1977) i dypvannsutskiftning.

5.3.2 Metaller i sedimenter

Analyser av metaller i sedimentprøver som ble tatt i juli 1975 er gjengitt og diskutert i Fremdriftsrapport nr. 3. Dette omfatter mesteparten av det innsamlede materialet. I det følgende vil hovedkonklusjonene fra denne rapporten bli referert sammen med en gjennomgåelse av den supplerende sedimentundersøkelsen i 1976.

Sedimentenes innhold av metaller målt i prøver innsamlet i 1975 er gitt i tabell 27. Det ble påvist spesielt høye konsentrasjoner av kvikksølv, bly, sink og kadmium i Frierfjorden, og dette ble antatt å skyldes tilførsel av forurensninger. Mekanismer for naturlig anrikning av metaller i fjordsedimenter ble diskutert og det ble konkludert med at sett i relasjon til konsentrasjonsnivåene så har naturlig anrikning kun en modifierende betydning.

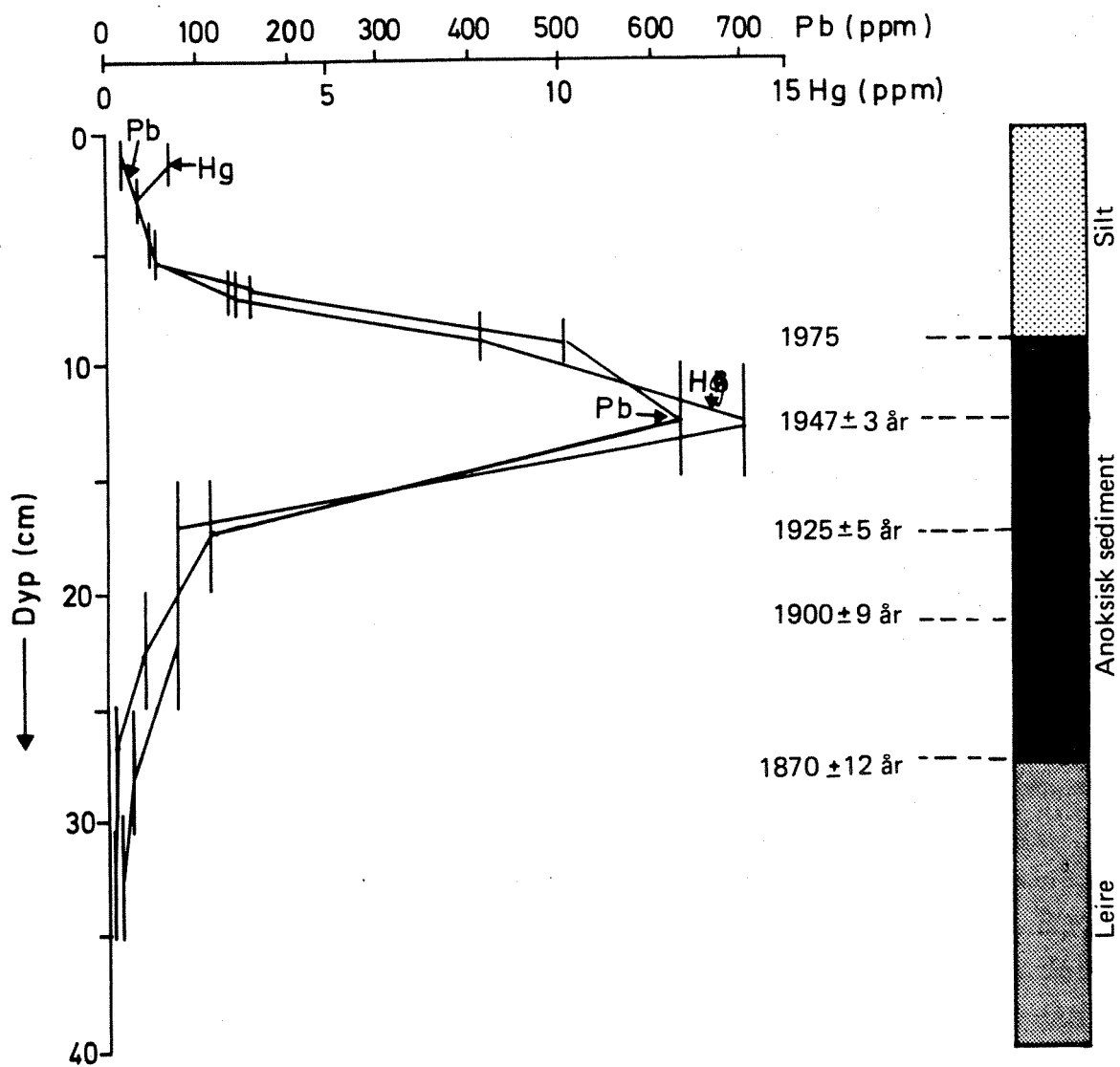
I tillegg til klare horisontale gradienter, ble det også påvist betydelige vertikale gradienter av metaller i sedimentene (fig. 47). Økningen mot overflaten ble tolket som et resultat av en økende metallforurensning av Frierfjorden i den senere tid. Sedimentene i selve Frierfjordbassenget og på vestsiden av fjorden var dekket av et lyst silt-lag som skyldtes mudring langs vestsiden av Frierfjorden og deponering fra lekter midt i fjorden. Denne deponeringen foregikk like før prøveinnsamlingen i juli 1975.

Det metallet som er blitt viet mest oppmerksomhet ved sedimentundersøkelsene i Frierfjordområdet, er kvikksølv. Kildene er her klare ved at treforedlingsindustrien hadde utslipp av kvikksølv i perioden 1950-1970 og klor-alkali industrien på Herøya fra samme tidsrom og fram til i dag.

Utslipp av kvikksølv fra klor-alkali industri og forurensning av bunnsedimenter har vært studert i Canada og USA i stor utstrekning. Et daglig utslipp av 5 - 10 kg kvikksølv til Bellingham Bay i løpet av en 5-årsperiode ga opphav til 10 - 11 ppm kvikksølv i sedimentene (Bothner & Carpenter, 1973). Utslipet ble så redusert til 100 g kvikksølv pr. dag og man målte reduksjonen av kvikksølv i sedimentene de påfølgende 3 år. Konsentrasjonene av kvikksølv i sedimentene ble halvert i løpet av 1,3 år. Rask metylering, utvikling av gassbobler i sedimentene som fjerner flyktige kvikksølvforbindelser, oppvirvling av sedimentene og aktiviteter av bunnlevende dyr, var faktorer som kan ha bidratt til den korte halveringstiden (Bothner & Carpenter, 1973).

Tabell 27. Metaller og karbon i sedimenter fra Frierfjord-området i juli 1975 (alle verdier i ppm tørt sediment, bortsett fra jern og karbon som er gitt i prosent).

| Stasjon no | Dyp (cm) | Hg | Zn | Mo | Pb | Ni | Cd | Cu | Mn | Fe | C |
|------------|----------|-------|-----|-----|-----|-----|------|-----|-------|------|------|
| S1 | 0-2 | 0.70 | 80 | <20 | 40 | 16 | <1.5 | 16 | 590 | 1.75 | 4.5 |
| S2 | 0-2 | 0.59 | 95 | <20 | 47 | 41 | 2.2 | 15 | 290 | 2.65 | 5.9 |
| | 2-4 | 0.43 | 99 | <10 | 69 | 33 | <1.5 | 23 | 300 | 2.25 | 5.8 |
| | 4-6 | 0.56 | 93 | <10 | 55 | 32 | <1.5 | 24 | 273 | 2.20 | 5.5 |
| | 10-15 | 0.33 | 90 | <10 | 45 | 32 | <1.5 | 21 | 227 | 2.05 | 5.3 |
| S3 | 0-2 | 1.04 | 107 | <20 | 55 | 28 | <1.5 | 24 | 3400 | 2.30 | 5.5 |
| S4 | 0-2 | 1.39 | 186 | <20 | 70 | 42 | <1.5 | 31 | 24000 | 4.50 | 8.7 |
| S5 | 0-2 | 2.13 | 155 | <20 | 98 | 29 | 4.0 | 37 | 4700 | 2.20 | 5.8 |
| S6 | 0-2 | 2.69 | 163 | <20 | 112 | 28 | <1.5 | 34 | 2600 | 2.90 | 6.6 |
| S7 | 0-2 | 1.93 | 585 | <20 | 126 | 28 | <1.5 | 41 | 2800 | 3.90 | 8.1 |
| S8 | 0-2 | 7.63 | 457 | <20 | 284 | 43 | 8.6 | 78 | 1100 | 3.10 | 14.8 |
| | 2-4 | 11.85 | 460 | 36 | 570 | 60 | 5.5 | 98 | 4700 | 4.00 | 10.1 |
| | 4-6 | 7.95 | 294 | <10 | 509 | 54 | 2.0 | 78 | 3750 | 3.85 | 8.1 |
| | 10-15 | 1.00 | 160 | 11 | 92 | 28 | 1.8 | 40 | 473 | 2.10 | 5.2 |
| | 25-30 | 0.12 | 68 | <10 | 20 | 24 | <1.5 | 15 | 307 | 2.10 | 2.2 |
| S9 | 0-2 | 1.66 | 154 | <20 | 49 | 22 | 1.5 | 17 | 2000 | 2.30 | 4.9 |
| | 2-4 | 5.03 | 385 | 52 | 207 | 36 | 5.5 | 55 | 12000 | 2.30 | 8.3 |
| | 4-6 | 7.40 | 473 | 40 | 222 | 35 | 10.5 | 55 | 72000 | 1.90 | 13.7 |
| | 10-15 | 8.71 | 264 | 25 | 312 | 59 | <1.5 | 76 | 21000 | 3.95 | 9.4 |
| | 45-50 | 0.11 | 70 | <10 | 17 | 25 | 1.8 | 14 | 1300 | 2.25 | 2.2 |
| S10 | 0-2 | 2.98 | 228 | 14 | 60 | 23 | 4.0 | 25 | 675 | 1.85 | 4.9 |
| S12 | 0-2 | 0.93 | 203 | <20 | 49 | 22 | 1.5 | 17 | 2000 | 2.30 | 2.3 |
| | 2-4 | 1.13 | 117 | <20 | 66 | 49 | 2.2 | 21 | 1400 | 2.30 | 2.4 |
| | 4-6 | 0.18 | 149 | <20 | 47 | 21 | 2.5 | 12 | 750 | 2.30 | 1.4 |
| | 10-15 | 2.09 | 176 | <20 | 120 | 27 | 2.5 | 38 | 3350 | 3.50 | 4.4 |
| | 20-25 | 6.50 | 272 | <20 | 316 | 58 | 1.5 | 85 | 22100 | 6.55 | 9.9 |
| | 45-50 | 0.12 | 65 | <20 | 8 | 20 | - | - | 2750 | 2.70 | 2.7 |
| S13 | 0-2 | 8.08 | 451 | 11 | 329 | 40 | 5.5 | 60 | 4650 | 2.45 | 7.0 |
| S15 | 0-2 | 5.50 | 541 | <20 | 290 | 19 | - | 77 | 1900 | 2.25 | 21.6 |
| | 2-4 | 12.30 | 715 | 27 | 473 | 48 | 18.5 | 103 | 1000 | 1.90 | 12.7 |
| | 4-6 | 11.75 | 385 | 13 | 483 | 49 | 6.0 | 97 | 567 | 1.70 | 10.8 |
| | 10-15 | 1.04 | 87 | <10 | 43 | 20 | 2.5 | 26 | 169 | 1.10 | 3.0 |
| S16 | 0-2 | 0.38 | 201 | <20 | 72 | 17 | 2.1 | 13 | 590 | 2.00 | 2.3 |
| | 2-4 | 0.73 | 126 | <20 | 35 | 31 | 1.5 | 17 | 580 | 2.00 | 1.6 |
| | 4-6 | 0.99 | 90 | <20 | 51 | 45 | 1.5 | 17 | 1200 | 1.90 | 2.2 |
| | 6-8 | 2.79 | 218 | 17 | 157 | 37 | 8.7 | 50 | 1600 | 2.80 | 5.6 |
| | 8-10 | 10.10 | 870 | 53 | 417 | 67 | 26.3 | 110 | 29500 | 3.15 | 14.0 |
| | 10-15 | 12.80 | 500 | 21 | 704 | 107 | 8.6 | 129 | 12000 | 5.45 | 11.6 |
| | 15-20 | 2.33 | 168 | 25 | 79 | 62 | 4.4 | 66 | 2450 | 4.00 | 7.6 |
| | 20-25 | 0.86 | 153 | 46 | 75 | 41 | <1.5 | 43 | 1400 | 3.30 | 9.1 |
| | 25-30 | 0.26 | 76 | 17 | 27 | 34 | <1.5 | 16 | 2600 | 3.80 | 3.3 |
| | 30-35 | 0.19 | 71 | <20 | 15 | 23 | - | 14 | 930 | 3.65 | 2.9 |
| S17 | 0-2 | 4.85 | 398 | <20 | 191 | 35 | 4.2 | 65 | 3450 | 2.25 | 14.1 |
| S18 | overfl. | 3.75 | 100 | <10 | 37 | 31 | 3.0 | 21 | 924 | 0.38 | 15.9 |
| S19 | 0-2 | 10.45 | 660 | 22 | 316 | 41 | 12.5 | 87 | 1350 | 2.20 | 12.3 |
| | 2-4 | 10.59 | 528 | 15 | 417 | 49 | 13.0 | 85 | 192 | 2.30 | 9.0 |
| | 4-6 | 4.43 | 167 | <10 | 168 | 37 | 3.0 | 47 | 344 | 1.90 | 5.4 |
| | 10-15 | 0.47 | 82 | <10 | 30 | 19 | 2.8 | 20 | 214 | 1.60 | 3.2 |
| S20 | overfl. | 1.81 | 134 | <20 | 51 | 91 | 1.5 | 51 | 1700 | 7.45 | 20.1 |
| S21 | 0-2 | 5.00 | 86 | <20 | 25 | 9 | 3.2 | 16 | 140 | 2.55 | - |
| | 2-4 | 3.83 | 97 | <10 | 37 | 14 | 2.0 | 30 | 93 | 0.27 | 23.0 |
| | 4-6 | 3.01 | 120 | <10 | 39 | 15 | 2.3 | 33 | 77 | 0.34 | 26.3 |
| | 6-8 | 0.71 | 145 | 27 | 43 | 14 | 3.0 | 37 | 69 | 0.36 | 31.3 |
| | 8-10 | 0.78 | 153 | 13 | 43 | 14 | 2.0 | 33 | 104 | 0.25 | 32.7 |
| | 10-15 | 0.47 | 173 | 13 | 57 | 16 | 3.0 | 37 | 130 | 0.35 | 32.2 |
| | 15-20 | 0.46 | 166 | 13 | 55 | 17 | 2.5 | 37 | 93 | 0.41 | 33.4 |
| | 30-35 | 0.77 | 205 | 26 | 64 | 16 | 4.0 | 47 | 105 | 0.42 | 29.1 |
| | 40-45 | 0.89 | 157 | 11 | 43 | 16 | 2.0 | 54 | 83 | 0.58 | 26.1 |
| S22 | 0-2 | 3.10 | 757 | <20 | 229 | 17 | 8.3 | 44 | 4000 | 0.80 | 26.4 |
| G1 | overfl. | 350 | 303 | - | 87 | 40 | - | 129 | 1490 | - | - |
| G3 | overfl. | 90 | 162 | - | 40 | 19 | - | 50 | 1815 | - | - |



Figur. 47 . Vertikalfordeling av kvikksølv (Hg) og bly (Pb) på st. S-16 i Frierfjorden 1975.

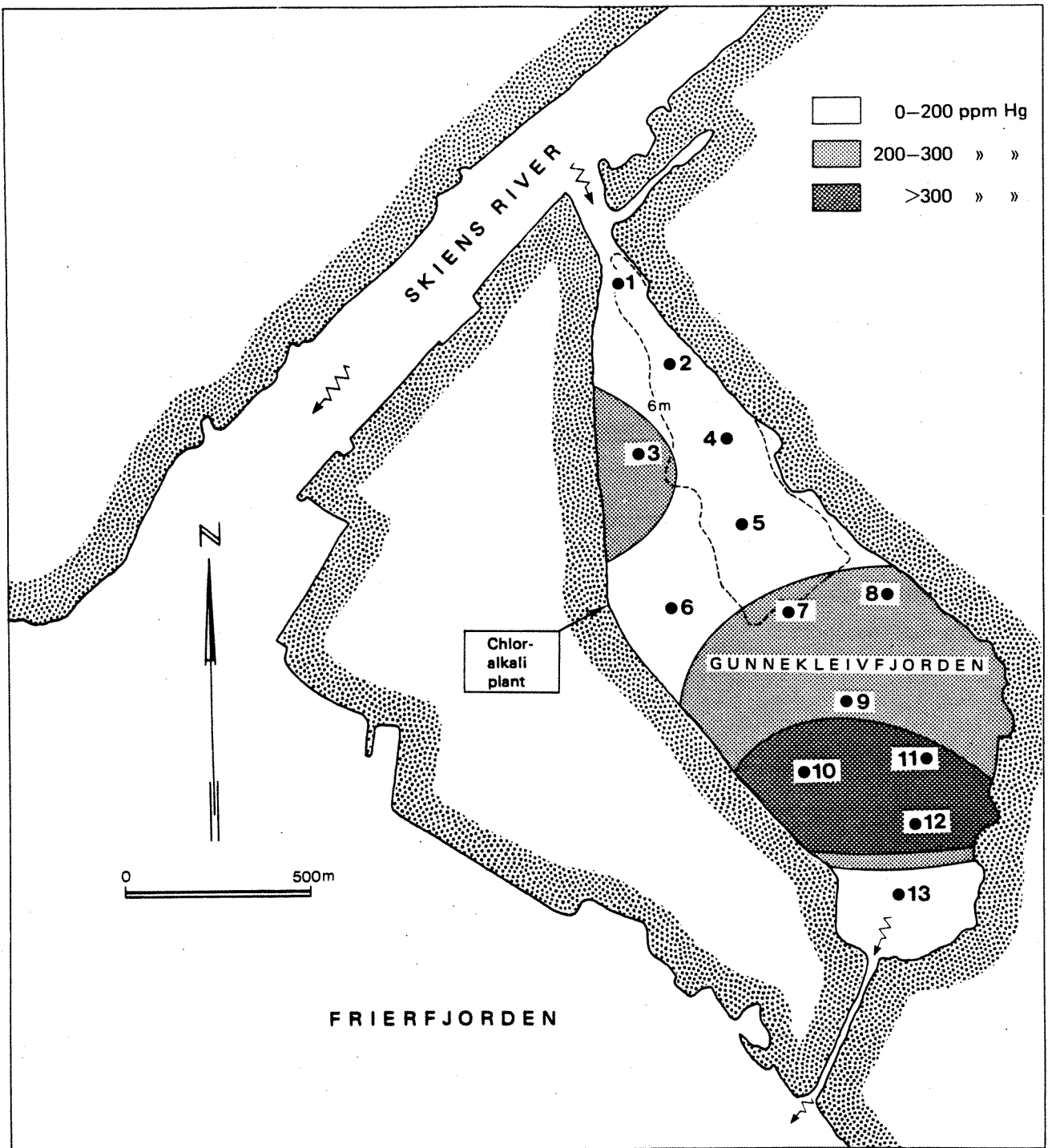
I Saguenay fjord i Canada er det også utslipp av kvikksølv fra klor-alkali industri. Her ble det målt maksimalt 218 ppm kvikksølv i sedimenter, 0,38 µg/l i vann og 10 ppm i fisk (Loring & Bowers, 1976). Det ble estimert at 105 tonn kvikksølv lå lagret i fjordsedimentene og at dette representerte ca. 80% av de totale kvikksølvutslippene. Store reduksjoner i utslippene ble gjennomført i 1971, men det er antatt at det vil ta mange 10-år før naturlig sedimenttilførsel fører til dekontaminering av sedimentene (Loring & Bowers, 1976). Forfatterne forsøkte også å sette opp en geokjemisk masseballanse for kvikksølv, etter at utslippene var redusert til et minimum. Beregnet ut fra utslippstall og kvikksølvtransport i resipienten framkom en stor uoverensstemmelse i budsjettet.

Årsakene til dette ble ikke klarlagt, men metylering av kvikksølv i sedimentene, resuspensjon (oppvirvling) av sedimentene og frigivelse fra partikulært materiale, samt diffuse tilførsler fra klor-alkali industrien trass utslippsreduksjoner, ble antatt å kunne bidra til uoverensstemmelsen (Loring & Bowers, 1976).

Disse undersøkelsene viser eksempler på problemstillinger knyttet til utslipp av kvikksølv fra klor-alkali industri, forurensning av sedimenter og rehabiliteringsforhold i marine resipienter.

I Frierfjordområdet er det Gunnekleivfjorden som er sterkest belastet av kvikksølv fra klor-alkali industrien på Herøya. I selve Frierfjorden må vi anta at kvikksølv i sedimentene delvis også stammer fra tidligere bruk av kvikksølv i slimbekjempningsmidler i treforedlingsindustrien (før 1970).

Analyser av to sedimentprøver fra Gunnekleivfjorden tatt i 1975 viste 90 og 350 ppm kvikksølv. For å konstatere om disse nivåene var representative for bunnsedimentene i Gunnekleivfjorden som helhet, ble det innsamlet 11 grabbprøver i desember 1976. Disse sedimentprøvene, som representerer de øverste 5 cm av sedimentet ble analysert for total kvikksølv. Konsentrasjonene varierte mellom 90 og 350 ppm (tørrvekt), med en medianverdi på 250 ppm (tabell 28). Fordelingen av kvikksølv i disse overflatesedimentene er vist på fig. 48. En beregning viser at minst 10 tonn kvikksølv ligger lagret i de øvre 5 cm av sedimentene i Gunnekleivfjorden (Skei, 1978). Hvor mye som ligger under de øvre 5 cm er ukjent. Vi vet heller ikke i hvilken grad dette kvikksølvet er biologisk tilgjengelig og om eventuell metylering influeres av demetyleringsprosesser.



Figur. 48. Fordeling av kvikksølv i overflatesedimentene i Gunnekleivfjorden (fra Skei, 1978).

I tillegg til sedimentprøvetaking i Gunnekleivfjorden i 1976, ble det også tatt sedimentkjerner fra Herrebukta, Flakvarpbukta og Voldsfjorden (S25, S23 og S24, fig. 37). Resultatene av metallanalysene er gjengitt i tabell 29.

Kjernen fra Herrebukta (S25) viste sort, hydrogensulfidholdig sediment i de øvre 11 cm og underliggende grå-brun silt. Samtlige metaller analysert viste en klar anrikning i de øvre 10 cm relativt til dypere sjikt i sedimentet. Anrikningen var størst for kvikksølv, bly og kadmium, men nivåene var noe lavere enn i selve Frierfjordbassenget.

Tabell 28. Kvikksølv i sedimentprøver fra Gunnekleivfjorden desember 1976

| Stasjon | G1 | G2 | G3 | G4 | G5 | G6 | G7 | G8 | G9 | G10 | G11 |
|-----------------|-----|-----|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Konsentrasjon, | 100 | 240 | 150 | 90 | 150 | 290 | 260 | 290 | 350 | 310 | 110 |
| ppm Hg tørrvekt | | | | | | | | | | | |

Tabell 29. Metaller i sedimenter juni 1976 (ppm tørrvekt)

| Sted | Dyp cm | Hg ppm | Zn ppm | Pb ppm | Ni ppm | Cd ppm | Mn ppm | Cu ppm | Fe % |
|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------|
| Flakvarpbukta | 0-2 | 0.64 | 95 | 41 | 12 | 2.0 | 375 | 12 | 0.7 |
| " | 2-4 | 0.07 | 16 | 4.4 | 6.7 | <0.5 | 85 | <1 | 0.4 |
| Voldsfjorden | 0-2 | 4.72 | 390 | 180 | 33 | 4.0 | 805 | 48 | 3.1 |
| " | 2-4 | 2.55 | 195 | 115 | 30 | 0.7 | 350 | 36 | 2.8 |
| " | 4-6 | 1.38 | 157 | 70 | 31 | 1.7 | 312 | 30 | 2.5 |
| " | 6-8 | 0.29 | 145 | 50 | 27 | 1.0 | 300 | 22 | 2.8 |
| " | 8-11 | 0.33 | 140 | 52 | 27 | 1.0 | 300 | 22 | 3.0 |
| " | 11-14 | 0.05 | 105 | 32 | 24 | 0.5 | 300 | 16 | 2.8 |
| " | 14-17 | 0.01 | 95 | 20 | 23 | 1.0 | 285 | 14 | 2.6 |
| " | 17-20 | 0.04 | 97 | 21 | 23 | 0.8 | 298 | 15 | 2.5 |
| Herrebukta | 0-2 | 1.41 | 275 | 125 | 27 | 5.0 | 650 | 46 | 1.6 |
| " | 2-4 | 7.64 | 460 | 295 | 44 | 7.0 | 720 | 79 | 2.2 |
| " | 4-6 | 7.18 | 245 | 460 | 51 | 3.0 | 500 | 79 | 2.8 |
| " | 6-8 | 3.61 | 170 | 130 | 50 | 3.0 | 520 | 62 | 2.2 |
| " | 8-11 | 0.63 | 175 | 75 | 43 | 3.0 | 690 | 48 | 2.1 |
| " | 11-14 | 0.10 | 110 | 48 | 25 | 1.5 | 460 | 30 | 1.8 |
| " | 14-17 | 0.21 | 140 | 59 | 25 | 1.5 | 370 | 36 | 1.8 |
| " | 17-20 | 0.05 | 105 | 32 | 24 | 0.5 | 300 | 16 | 2.8 |

I Flakvarpbukta (S23) var sedimentene meget sandige og resultatene av metallanalysene er ikke sammenlignbare med det øvrige datamaterialet.

Det var også noe tvil om i hvilken grad Voldsfjorden var influert av forurensningen i Frierfjorden. En sedimentkjerne fra indre deler av Voldsfjorden viste et 2 cm brunt overflatesjikt, som indikerer oksyderende forhold. Sedimentene under var sorte og rik på organisk materiale, med overgang til lysere sedimenter ved 11 cm dyp. Det ble ikke konstatert hydrogensulfid i noen del av kjernen. Metallanalysene viste en klar økning av metaller opp mot overflaten (fig. 49), men nivåene var lavere enn i Herrebukta. Bakgrunnsnivåene for kvikksølv, sink, bly og kopper var ca. 0,03, 100, 25 og 15 ppm, basert på verdier under 11 cm dyp i kjernen.

På bakgrunn av det eksisterende datamateriale om metaller i sedimenter i nedre del av Skienselva, Frierfjorden og de tilstøtende fjorder og resultater fra andre norske fjorder (tabell 30) kan det slås fast at i store deler av dette området er bunnsedimentene forurenset av kvikksølv, bly, kadmium og til dels sink. Konsentrasjonene av kvikksølv var høyest i Gunnekleivfjorden, men også i Skienselva og Frierfjorden ble det målt høye verdier. Kilden for kvikksølv i overflatesedimentene i området antas hovedsaklig å være utslipp fra kloralkalifabrikken på Herøya de siste årene. Kvikksølv i underliggende sedimenter som er avsatt i årene etter siste verdenskrig og fram til 1970 stammer trolig både fra treforedlingsindustri og fra kloralkalifabrikken. Vertikalprofilene sammen med aldersbestemmelsen av sedimentkjerne i Frierfjordbassenget (s. 142) indikerte at den største kvikksølvbelastningen opptrådte i 50-årene og at den kuliminerte ca. 1970.

Konsentrasjonene av bly, kadmium og sink viste en økning i Skienselva nær Elkem-Spigerverket A/S bedrift, og skyldes trolig utslipp fra denne bedriften. Økningen av disse metallene i sedimentene var også størst i årene etter 1940.

Utslippstall for partikulært kadmium fra denne bedriften mangler, men erfaringer fra andre smelteverk viser at slike utslipp kan være betydelige. Sauda Smelteverk slapp i 1974 ut over 2 tonn partikulært kadmium. (NIVA, 15.2.1976). Det bør ellers bemerkes at muddermasser like utenfor PEA's kaianlegg inneholdt over 20 ppm kadmium (opplysning fra SFT).

Tabell 30. Metaller i sedimenter fra norske, forurensede fjorder.

| Område | ppm Pb | ppm Cd | ppm Cu | ppm Zn | ppm Hg |
|-----------------------------------|---------|-----------|--------|----------|------------|
| Iddefjorden ¹ | 35-1335 | 0.26-14.6 | 30-351 | 102-1880 | 0.03-2.37 |
| Ranafjorden ² | 11-865 | - | 19-318 | 45-1665 | — |
| Byfjorden, Stavanger ³ | 11-38 | - | 8-13 | 31-57 | 0.05-0.50 |
| Gandsfjorden ³ | 23-127 | - | 13-36 | 72-245 | 0.08-1.0 |
| Hafrsfjorden ³ | 33-98 | - | 26-40 | 85-365 | <0.05-0.29 |
| Bekkelagsbassenget ⁴ | 26-900 | - | 39-978 | 98-1320 | 0.12-19.6 |
| Karmsundet ⁵ | 4-290 | 0.4-3.6 | 8-230 | 15-600 | 0.02-5.01 |
| Bunnefjorden ⁶ | 68-120 | - | 30-120 | 234-524 | 0.24-1.4 |

¹ NIVA (25.5.78)

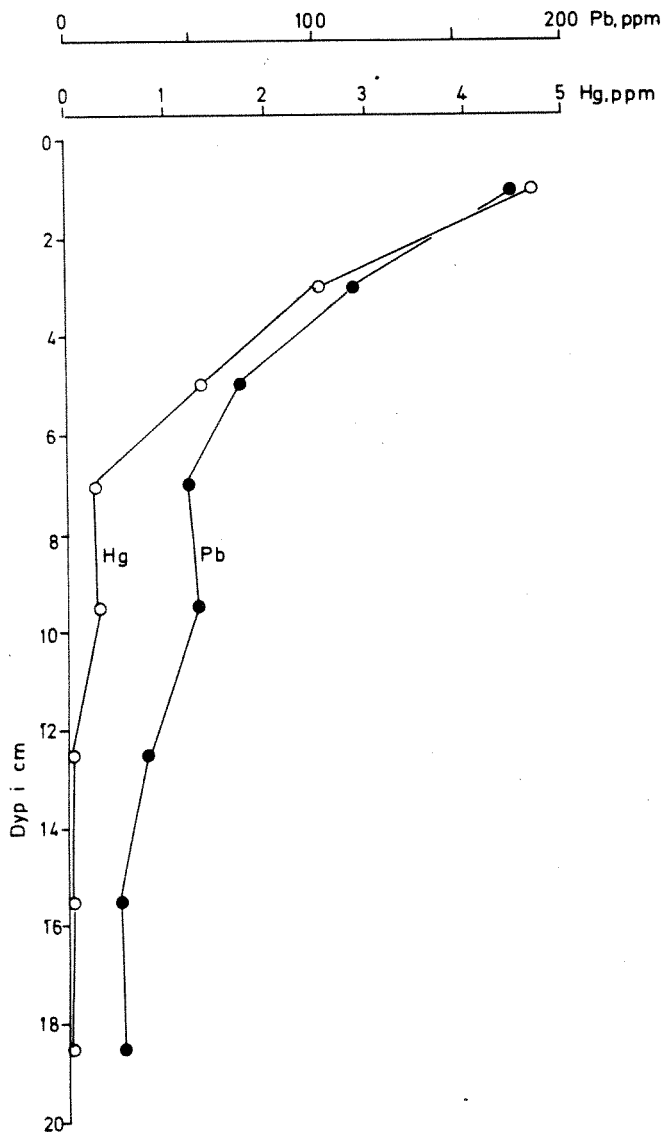
² NIVA (mars 1977)

³ NIVA (28.4.1978)

⁴ NIVA (19.9.1977)

⁵ NIVA (11.9.1978)

⁶ NIVA (under bearbeidelse)



Figur. 49. Vertikalprofiler for kvikksølv (Hg) og bly (Pb) i sedimentkjerne fra Voldsfjorden.

Den miljømessige betydningen av metallforurensede sedimenter vil avhenge av metallenes biologiske tilgjengelighet. Sedimentene som potensiell forurensningskilde er stadig et mere aktuelt tema etter hvert som rensetiltak reduserer direkte utslipp av metaller (Goldberg et al., 1977; Burton, 1978).

Forskningsresultater de siste årene har klart vist at bunnsedimenter ikke er noe permanent oppholdssted for metaller fra forurensning. Selv gruveavgang fra tungtløslige sulfidmalmer som deponeres i sjø avgir metaller til vannmassene etter en tid (Grønlands Geologiske Undersøkelse, 1977).

5.3.3 Klorerte hydrokarboner og polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter.

Resultater fra analyser av klorerte hydrokarboner i sedimenter fra Frierfjorden, Gunnekleivfjorden, Skienselva og ytre fjordområde er tidligere referert i Fremdriftsrapport nr. 3 og i Rygg og Bokn (1976). Analysemetoder for klorerte hydrokarboner er gjengitt i SI (1978) og for polisykliske aromatiske hydrokarboner i Bjørseth (1978).

Her vil hovedkonklusjonene fra Fremdriftsrapport nr. 3 bli referert, sammen med en gjennomgåelse av materiale som er tilveiebragt i 1976.

Analyseresultater for klorerte hydrokarboner i sedimentprøver tatt i 1975 er gitt i tabell 31. Disse viser at samtlige prøver analysert var forurenset av klorerte hydrokarboner (HCB, OCS etc.), som er naturfremmede stoffer og som således ikke har noe bakgrunnsnivå. De horisontale gradientene i sedimentene var store, med høye konsentrasjoner i selve Frierfjorden og avtagende mengder utover i området. Selv i ytre Langesundsfjord ble disse stoffene gjenfunnet i sedimentene, slik at spredningen er stor. De høyeste konsentrasjonene ble funnet ved Herøya og det er liten grunn til å tro at det eksisterer andre viktige kilder enn magnesiumfabrikken. Høye konsentrasjoner ble også funnet i Gunnekleivfjorden, hvor det var forholdsvis mere 5CB og OCS enn HCB, sammenlignet med Frierfjorden. Dette er i overensstemmelse med hva som ble funnet i vannmassene.

Undersøkelsen i 1975 viste også at det forelå store mengder uidentifiserte, klorerte og bromerte hydrokarboner i sedimentene. Disse forbindelsene var overveiende persistente, dvs. bestandige eller bare langsomt nedbrytbare i fjordmiljøet.

Tabell 31. Klorerte hydrokarboner og total organisk bundet persistent og ikke-persistent (svovelsyreløselig) klor og brom (alle verdier i ppm tørt sediment).

| Stasjon no | Dyp (cm) | 5CB | HCB | OCS | Tot. org. bundet | | Pers. org. bundet | |
|------------|----------|-------|--------|--------|------------------|-----|-------------------|------|
| | | | | | Cl | Br | Cl | Br |
| G3 | 0-5 | 2.100 | 3.800 | 0.700 | - | - | - | - |
| G1 | 0-5 | 5.500 | 9.400 | 3.900 | - | - | - | - |
| S3 | 0-5 | 0.002 | 0.006 | 0.003 | 1.6 | 0.3 | 0.1 | 0.2 |
| S4 | 0-5 | 0.003 | 0.040 | 0.006 | 0.9 | - | <0.1 | <0.1 |
| S7 | 0-5 | 0.003 | 0.200 | 0.050 | 4.9 | 4.7 | <0.1 | 0.4 |
| S9 | 0-5 | 0.170 | 0.830 | 0.320 | 11.1 | 1.0 | 7.1 | 1.0 |
| S10 | 0-5 | 0.080 | 0.480 | 0.220 | 8.1 | 1.7 | 4.7 | 0.9 |
| | 5-10 | 0.005 | 0.020 | <0.001 | 21.5 | 2.4 | 13.4 | 1.8 |
| S14 | 0-5 | 0.090 | 0.590 | <0.01 | 10.0 | 0.7 | 4.4 | 0.6 |
| S15 | 0-5 | 0.360 | 1.680 | 0.790 | 31.4 | 3.7 | 21.8 | 2.9 |
| S16 | 0-5 | 0.050 | 0.270 | 0.080 | 1.8 | - | 1.2 | - |
| | 6-11 | 0.710 | 2.290 | 1.300 | 54.0 | 7.4 | 29.8 | 4.7 |
| S17 | 0-5 | 1.130 | 6.290 | 1.130 | 39.2 | 2.5 | 18.7 | 2.1 |
| S18 | øverfl. | 2.230 | 10.910 | 1.630 | 263 | 4.8 | 206 | 5.0 |
| S19 | 0-5 | 0.350 | 1.870 | 0.510 | 36.6 | 2.8 | 16.6 | 1.9 |
| S20 | øverfl. | 0.040 | 0.230 | 1.470 | 16.8 | - | 9.6 | 1.2 |
| S22 | 0-5 | 0.060 | 0.640 | 0.100 | - | - | 2.9 | 0.4 |

Tabell 32. Klorerte hydrokarboner i sedimenter juni 1976 (ppm tørrvekt)

| Sted | Dyp cm | Dato | 5CB (ppm) | HCB (ppm) | OCS (ppm) | PCB (ppm) |
|--------------|-----------|---------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Herrebukta | 0-2 | 11.6.76 | 0.32 | 0.64 | 0.49 | - |
| " | 2-4 | " | 0.19 | 0.61 | 0.70 | - |
| " | 4-6 | " | 0.10 | 0.19 | 0.47 | - |
| " | 6-8 | " | 0.04 | 0.28 | 0.43 | - |
| " | 8-11 | " | <0.01 | - | <0.01 | - |
| " | 11-14 | " | <0.01 | - | <0.01 | - |
| " | 14-17 | " | <0.01 | <0.01 | <0.01 | - |
| Voldsfjorden | 0-4 | " | 0.08 | 0.27 | 0.14 | - |

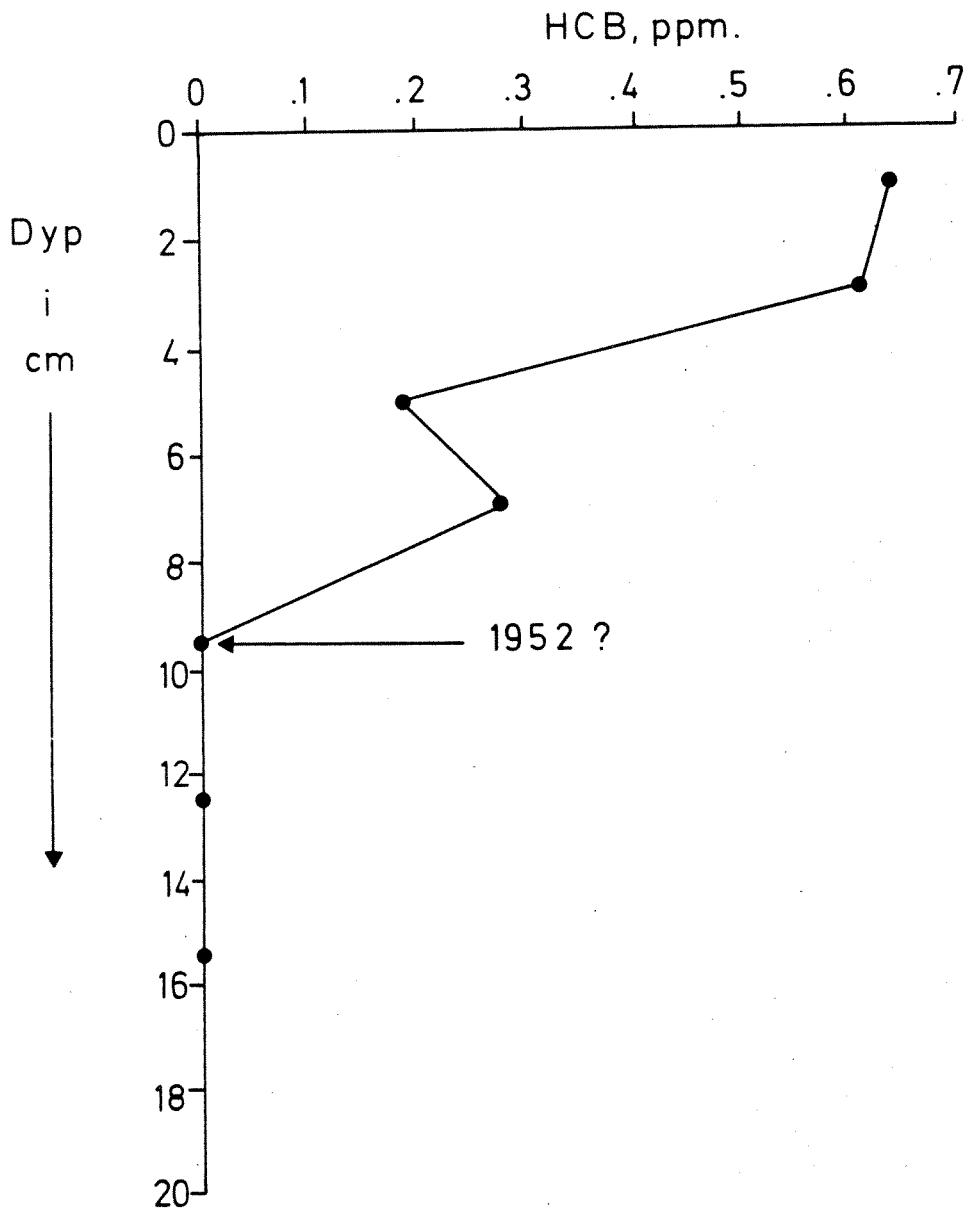
- ikke påvist

I 1976 omfattet undersøkelsene analyser av klorerte hydrokarboner i sedimentkjerner fra Herrebukta og Voldsfjorden, tabell 32.

Konsentrasjonene av klorerte hydrokarboner i Herrebukta var noe lavere enn i selve Frierfjorden og i Voldsfjorden var de ytterligere lavere. I Herrebukta viste HCB, OCS og 5CB en klar oppkonsentrering mot overflaten. Under 8 cm dyp ble det kun påvist spor av 5CB og OCS, mens HCB ikke lot seg påvise (fig. 50). Dette indikerer at de øvre 8 cm er avsatt etter at disse klorerte hydrokarbonene ble introdusert i miljøet i Frierfjorden. Produksjonen av magnesium og utslipp av klorerte hydrokarboner startet i 1952. Dette tyder på at sedimenttilveksten har vært ca. 3 - 4 mm pr. år i Herrebukta over den siste 25-årsperioden.

I tjære finnes en gruppe hydrokarboner som går under benevnelsen polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Disse komponentene har i de senere år blitt viet en god del oppmerksomhet p.g.a. at enkelte PAH-komponenter kan ha kreftframkallende virkning (Andelman & Suess, 1970, Knutzen, 1976, 1978, NIVA, O-5/76, 2.2.78).

8 sedimentprøver fra Herrebukta (S25), Voldsfjorden (S24) og Flakvarpbukta (S23) ble analysert for 16 PAH-komponenter (tabell 33). Totalkonsentrasjonen av PAH var høyest i Flakvarpbukta (46,6 ppm), mens den var lavest i Voldsfjorden (1,7 ppm). Analyser av flere sjikt i sedimentkjernene viste at konsentrasjonene var høyest i overflaten. I Herrebukta ble det påvist høyere PAH-konsentrasjoner i 20 - 24 cm dyp i kjernen enn i overflatesedimentene i Voldsfjorden. På 4 - 8 cm dyp i sedimentet i Voldsfjorden ble det bare påvist spor av PAH og på 20 - 24 cm dyp framkom ingen karakteristisk PAH-profil. De funne konsentrasjoner er relativt høye sammenlignet med hva som ellers er rapportert fra marine sedimenter (Knutzen, 1976), bortsett fra i Saudafjorden (Knutzen, 1978), hvor det også er et smelteverk for manganlegeringer. Andelen av PAH som kan ha kreftfremkallende egenskaper lar seg ikke fastslå eksakt, men utgjorde ca. 10% av total PAH i prøvene med høyest konsentrasjoner.



Figur 50. Heksaklorbenzen (HCB) i sedimentkjerne fra Herrebukta (S25).

Tabell 33. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter juni 1976. Resultater oppgitt i ppm tørrvekt

| Prøve merket PAH-forbindelse | Flakvarpbukta | |
|--|----------------|----------------|
| | Dyp: 0-4 cm | Dyp: 4-8 cm |
| Phenanthrene | 3,82 | 0,37 |
| Anthracene | 1,62 | 0,13 |
| Methyl $\left\{ \begin{array}{l} \text{phenanthrene} \\ \text{anthracene} \end{array} \right.$ | 4,00 | 0,18 |
| Fluoranthene | 6,02 | 0,90 |
| Dihydrobenzo(a/b)fluorene | 0,70 | 0,15 |
| Pyrene | 5,08 | 0,90 |
| Benzo(c)phenanthrene | 1,12 | 0,15 |
| Benz(a)anthracene | 3,10 | 0,48 |
| Chrysene/Triphenylene | 5,86 | 0,88 |
| Benzo(b&k)fluoranthene | 6,74 | 1,88 |
| Benzo(e)pyrene | 3,04 | 0,70 |
| Benzo(a)pyrene | 2,15 | 0,60 |
| Perylene | 0,60 | 0,18 |
| o-phenylenepyrene | 0,58 | 0,40 |
| Benzo(ghi)perylene | 1,80 | 0,40 |
| Anthanthrene | 0,36 | - |
| S u m PAH | 46,59 | 8,30 |

Tabell 33 forts.

| Prøve merket PAH-forbindelse | Voldsfjorden | | | |
|--|----------------|----------------|------------------|-------|
| | Dyp: 0-4 cm | Dyp: 4-8 cm | Dyp: 20-27 cm | |
| Phenanthrene | | } | } | |
| Anthracene | | | | |
| Methyl <div style="display: inline-block; vertical-align: middle; margin-right: 5px;">{</div> <div style="display: inline-block; vertical-align: middle; margin-right: 5px;">phenanthrene</div> <div style="display: inline-block; vertical-align: middle; margin-right: 5px;">anthracene</div> | | | | |
| Fluoranthene | 0,15 | | | <0,05 |
| Dihydrobenzo(a/b)fluorene | | | | |
| Pyrene | 0,15 | | | |
| Benzo(c)phenanthrene | | | | |
| Benzo(a)anthracene | 0,05 | | | |
| Chrysene/Triphenylene | 0,12 | | | |
| Benzo(b&k)fluoranthene | 0,60 | | | 0,15 |
| Benzo(e)pyrene | 0,21 | } | | |
| Benzo(a)pyrene | 0,13 | | | |
| Perylene | - | | <0,05 | |
| o-phenylenepyrene | 0,18 | | | |
| Benzo(ghi)perylene | 0,13 | | | |
| Anthanthrene | | | | |
| S u m PAH | 1,72 | | | |

Prøven viste ingen karakteristisk PAH-profil.
 Konsentrasjonen av de enkelte PAH-forbindelser vil være
 < 0.05 ppm.

| Prøve merket PAH-forbindelse | Herrebukta | | |
|--|--------------|--------------|---------------|
| | Dyp: 0-4 | Dyp: 4-8 | Dyp: 20-24 |
| Phenanthrene | 0,83 | 0,97 | 0,14 |
| Anthracene | 0,44 | 0,30 | 0,13 |
| Methyl $\left\{ \begin{array}{l} \text{phenanthrene} \\ \text{anthracene} \end{array} \right.$ | - | - | - |
| Fluoranthene | 1,83 | 2,00 | 0,36 |
| Dihydrobenzo(a/b)fluorene | 0,16 | 0,24 | 0,01 |
| Pyrene | 1,70 | 1,87 | 0,35 |
| Benzo(c)phenanthrene | 0,44 | 0,50 | <0,01 |
| Benz(a)anthracene | 1,20 | 0,90 | 0,10 |
| Chrysene/Triphenylene | 2,14 | 1,50 | 0,14 |
| Benzo(b&k)fluoranthene | 5,66 | 3,50 | 0,48 |
| Benzo(e)pyrene | 2,22 | 1,40 | 0,19 |
| Benzo(a)pyrene | 1,90 | 1,06 | 0,16 |
| Perylene | 0,43 | 0,22 | 0,07 |
| o-phenylenepyrene | 1,76 | 0,98 | 0,12 |
| Benzo(ghi)perylene | 2,26 | 1,32 | 0,10 |
| Anthanthrene | 0,24 | 0,18 | 0,02 |
| S u m PAH | 23,21 | 16,94 | 2,21 |

5.4 Relasjon mellom vann og sedimenter

I det akvatiske miljø står sedimenter og vann i direkte kontakt med hverandre. Kjemiske og biologiske prosesser som skjer i det ene mediet influerer på det andre, selv om det eksisterer en viss bufferkapasitet som gjør at små kjemiske og biologiske endringer ikke nødvendigvis forstyrrer likevekts-systemet. Det er ingen skarp overgang mellom vann og bunnsediment. Vannmassen inneholder suspenderte sedimenter og ved overgang mellom hva som betraktes som bunnvann og bunnsediment avtar mengdeforholdet mellom vann og sediment. Vanninnholdet fortsetter å avta nedover sedimentet. Det er derfor i realiteten en diffus overgang.

Når forurensninger tilføres vannmassene i en fjord, slik som i Frierfjorden, vil en del av forurensningene transporteres ut av fjorden, noe vil tas opp av biologisk materiale og en stor del sedimenterer i selve fjorden. Sedimentene vil derfor være en lagerplass for forurensninger. Fordelingen av forureningskomponenter mellom vann, biologisk materiale og sedimenter vil variere fra komponent til komponent. Hele 97% av total mengde kvikksølv i det akvatiske miljø vil være knyttet til sedimentene, 0,02% i biologisk materiale og det resterende i vann, ifølge Kudo et al., (1977). Sedimentene kan derfor betraktes som et reservoar for kvikksølv i områder hvor dette metallet tilføres miljøet. Hvis forholdene ligger til rette vil kvikksølv føres tilbake til vannmassen. Det skjer derfor en stadig syklring av metaller mellom vann og sediment. Det samme gjelder nedbrytbart organisk materiale. Når organisk materiale nedbrytes i sedimentene frigis næringssalter, som hvis de transporteres til overflatelaget kan gi ny næring til produksjon av organisk materiale. Når det gjelder organiske miljøgifter (PCB, HCB, PAH etc.) kjenner vi lite til hvilken syklus disse kan gjennomgå. Vi vet at disse stoffene lett adsorberes til partikler og at de stort sett er lite vannløselige. De vil derfor i stor grad oppkonsentreres i sedimenter. Man kjenner også til at disse stoffene lett anrikes i biologisk materiale. Hva som skjer med hensyn til nedbrytning og omdannelse av disse organiske miljøgiftene i sedimentene er lite kjent.

I Grenlandsfjordene er situasjonen komplisert ved at vi har en rekke forskjellige forurensningstyper. Organisk belastning har ført til at store deler av bunnarealet (ca. 75%) i selve Frierfjorden (innenfor Saltbua) er råttent. Dette har stor betydning for stoffutvekslingen mellom sediment og vann. Mangel av bunnorganismer fører til at utvekslingen må skje ved kjemiske og fysiske prosesser. I reduserende miljø vil reaksjonshastigheten til kjemiske prosesser være langsom og transporten av metaller (bortsett fra mangan) fra sediment til vann antas å være liten. Ved en dypvannsutskiftning vil overflatesedimentet bli mekanisk forstyrret og i tillegg vil hydrogensulfid bli erstattet av oksygen. En ny mikrobiell flora vil etableres og både kjemiske og biokjemiske prosesser vil aktiviseres. Det er i slike situasjoner at sedimentene i Frierfjorden kan være en forurensningskilde. Analoge situasjoner kan oppstå i forbindelse med mudring og deponering, hvor sedimentene virvles opp og kanskje overføres fra reduserende til oksyderende miljø.

For det øvrige fjordområdet (utenfor Brevik) er konsentrasjonene av miljøgifter i sedimentene såpass små at direkte utlekking ansees som lite viktig i forhold til bunndyrorganismenes opptak fra sedimentene. På grunn av biologisk aktivitet i sedimentene kan miljøgifter lett spres til de øvrige økosystemene.

5.5 Oppsummering

Tre års undersøkelser av miljøgifter i vann og sedimenter i Frierfjorden, Skienselva og de tilstøtende fjordområder, har påvist at stort sett hele området er påvirket av utslipp av metaller (kvikksølv, sink, bly og kadmium) og organiske mikroforurensninger (PCB, HCB og PAH).

Konsentrasjonene av metaller i vannmassene har i denne perioden vært moderate, bortsett fra kvikksølv som periodevis har vist høyere konsentrasjoner. Når metallforurensningen av vannet i området ikke er større, antas det å skyldes at dagens utslipp av metaller ikke er særlig store og at det som slippes ut raskt sedimenterer i Frierfjorden. Dette fører til at sedimentene er 10^3 til 10^5 ganger mere anriket på metaller enn vannmassene. Konsentrasjonene i sedimentene er ellers høyest i selve Frierfjorden og avtar utover mot Langesundsområdet. Spesielt høye konsentrasjoner av kvikksølv er påvist i sedimentene i Gunnekleivfjorden, hvor anslagsvis 10 tonn kvikksølv ligger lagret som følge av utslipp fra klor-alkalifabrikken på Herøya.

Den vertikale fordelingen av metaller i sedimentene sammenholdt med alderen på sedimentene bestemt ved isotopanalyse (bly -210), viser at den største belastningen av metaller i resipienten inntrådte i perioden etter andre verdenskrig. Dette er satt i forbindelse med den økte industriaktiviteten i området.

Konsentrasjonene av klorerte hydrokarboner (PCB, HCB etc.) i vannmassene var klart høyest i Frierfjorden i undersøkelsesperioden, men de kunne spores helt ut på Langesundsbukta. Da klorerte hydrokarboner i liten grad er vannløselig og lett adsorberes til partikler, finnes disse 10^5 til 10^7 ganger mere oppkonsentrert i sedimentene enn i vann. Horisontalgradientene for klorerte hydrokarboner i vann og sedimenter er således betydelig brattere enn tilsvarende gradienter for metaller.

Vertikalprofiler for klorerte hydrokarboner (f.eks. HCB) i sedimentene viser at disse ikke eksisterte i Frierfjord-miljøet en tid tilbake. Det er god grunn til å tro at disse stoffene ble introdusert ved etableringen av magnesiumfabrikken på Herøya i 1952.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) finnes ofte i avløpsvann fra smelteverksindustri og disse ble også gjenfunnet i sedimentene i Frierfjorden. Interessen omkring disse stoffene skyldes i stor grad at enkelte PAH-komponenter er kjent for sin kreftfremkallende virkning.

Den potensielle risiko som forurensede sedimenter representerer i fremtiden vil avhenge av hvor tilgjengelig miljøgiftene i sedimentene kommer til å bli og hvor raskt de begravnes av naturlige, uforurensede sedimenter. Tilgjengeligheten vil avhenge av en rekke fysiske, kjemiske og biologiske faktorer (f.eks. forstyrrelse av sedimentene ved dypvannsutskiftning, mudring, endring i oksygenforholdene og mikrobiologisk aktivitet). Restaurering av bunnen ved naturlig sedimenttilvekst er langsiktig. Måling av sedimentasjonstilveksten i dybbassenget i Frierfjorden viste en årlig tilvekst på ca. 2 mm/år. Dette tilsier et tilskudd på 7-8000 tonn sedimenter pr. år, hvorav mesteparten (~ 80%) tilføres under flomperioder eller via utslipp til fjorden direkte fra industri, eller annen virksomhet.

6. BIOLOGISKE FORHOLD

6.1 Innledning

Forurensninger påvirker miljøet til levende vesener. I resipientundersøkelser står biologiske studier derfor sentralt.

I Grenlandsfjordene har NIVA gjort undersøkelser av alger, hardbunnsfauna og bløtbunnsfauna. Undersøkelsene var både økologisk og kjemisk rettet.

De økologisk rettede undersøkelsene tar for seg sammenhengen mellom miljø og organismesamfunn. Hvilke arter som forekommer i et område, deres individ-tetthet og innbyrdes mengde gjenspeiler de totale betingelsene for liv på stedet.

Kjemiske analyser av organismer gjøres for å spore forekomsten av mikroforurensninger i resipienten. En rekke stoffer har den egenskap at de akkumuleres sterkt i biologisk materiale og kan komme opp i mye høyere konsentrasjoner enn i vannmassene. Analyser av miljøgift-konsentrasjoner i spiselige organismer er viktig ut fra et helsemessig synspunkt.

I dette kapitlet presenteres en del biologiske resultater fra siste halvdel av 1976 som ikke ble tatt med i den biologiske fremdriftsrapporten (NIVA, 12.9.1977) sammen med de viktigste resultater og konklusjoner fra denne rapporten. For mer detaljerte beskrivelser av de biologiske undersøkelsene og de resultater disse har gitt, henvises til fremdriftsrapporten.

6.2 Fastsittende alger

6.2.1 Innledning

De algologiske undersøkelser som ble påbegynt i juli 1974 ble avsluttet med to tokt i mai og august 1976. Nærmere beskrivelse av resultatene fra de foregående tokt, av materiale og metoder og bakgrunnen for algeundersøkelsene, er gitt i fremdriftsrapport 6, NIVA (12.9.1977).

Ved å registrere tang- og taresamfunn over flere år, vil en få større sikkerhet for at dataene er representative for det undersøkte området. Således er algefloraen i Grenlandsfjordene registrert ved 6 tokt i tidsrommet juli 1974 - august 1976. I tillegg foreligger det et hovedfagsarbeid i samme området fra 1973 - 1975 (Holt 1976).

Toktene kan deles i to kategorier:

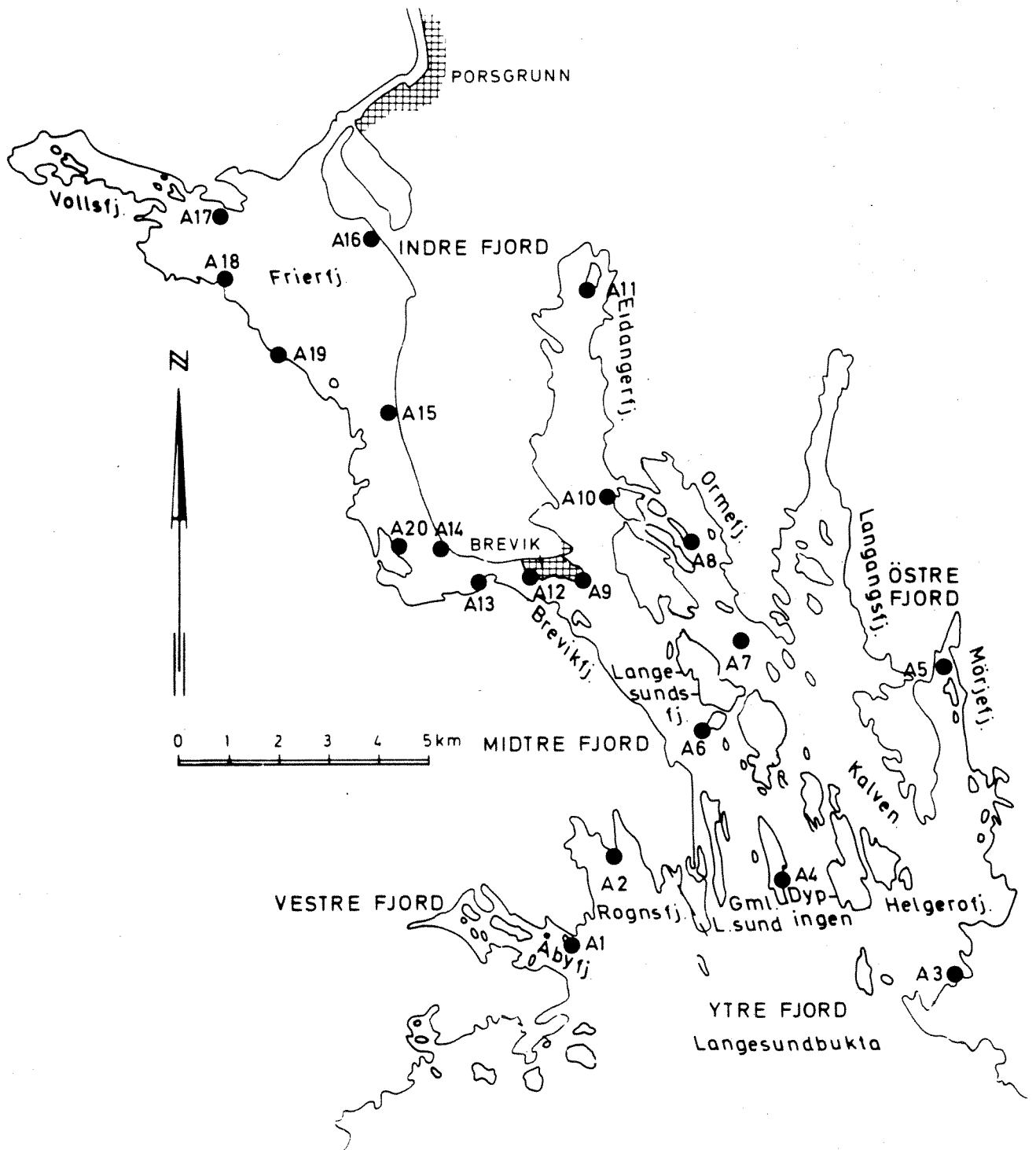
- 1) Registrering av fastsittende alger i strandsonen ned til 1-2 meters dyp, og
- 2) dykkerregistreringer av organismsamfunn ned til algenes nedre dybdegrense.

Under kategori 1) var det opprinnelig registrert alger på 20 forskjellige lokaliteter, se figur 51. Etter at industriutbyggingen på Rafnes startet, ble St A-19 i Traakbukta fylt igjen i løpet av 1975. Av samme grunn ble St A-18 flyttet 100 m vestover i 1976. Dykkerregistreringer er utført på stasjonene A-1, A-4, A-5, A-6, A-9, A-11, A-13, A-15 og A-17.

Toktene i mai og august 1976 var henholdsvis av kategori 2 og 1.

6.2.2 Resultater og diskusjon

Fig. 51 gir en oversikt over stasjoner, hvor algevegetasjonen er undersøkt. I tabell 34 og 35 er det stilt opp alle algefunn i 1976 av gruppene rødalger, brunalger og grønnalger, samt blågrønnalger, hvor disse var i øynefallende. Artsantallet for hver av de tre førstnevnte algegrupper samt totalsummen av arter er ført opp for hver stasjon. I tabellen er det brukt en mengdemessig grade-



Figur. 51 . Området for tang - og tare undersøkelser 1974-76

● Alge stasjoner

ring, 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 (Børgesen 1905). Hvor det ikke er tatt noe standpunkt til den mengdemessige gradering, er det brukt "X" i tabellen. Artsregistreringer som kun er fremkommet gjennom dykkerundersøkelser er merket "D", slik at stasjoner som er underkastet dykkerobservasjoner også skal kunne sammenlignes med stasjoner hvor det kun er gjort undersøkelser i strandsonen.

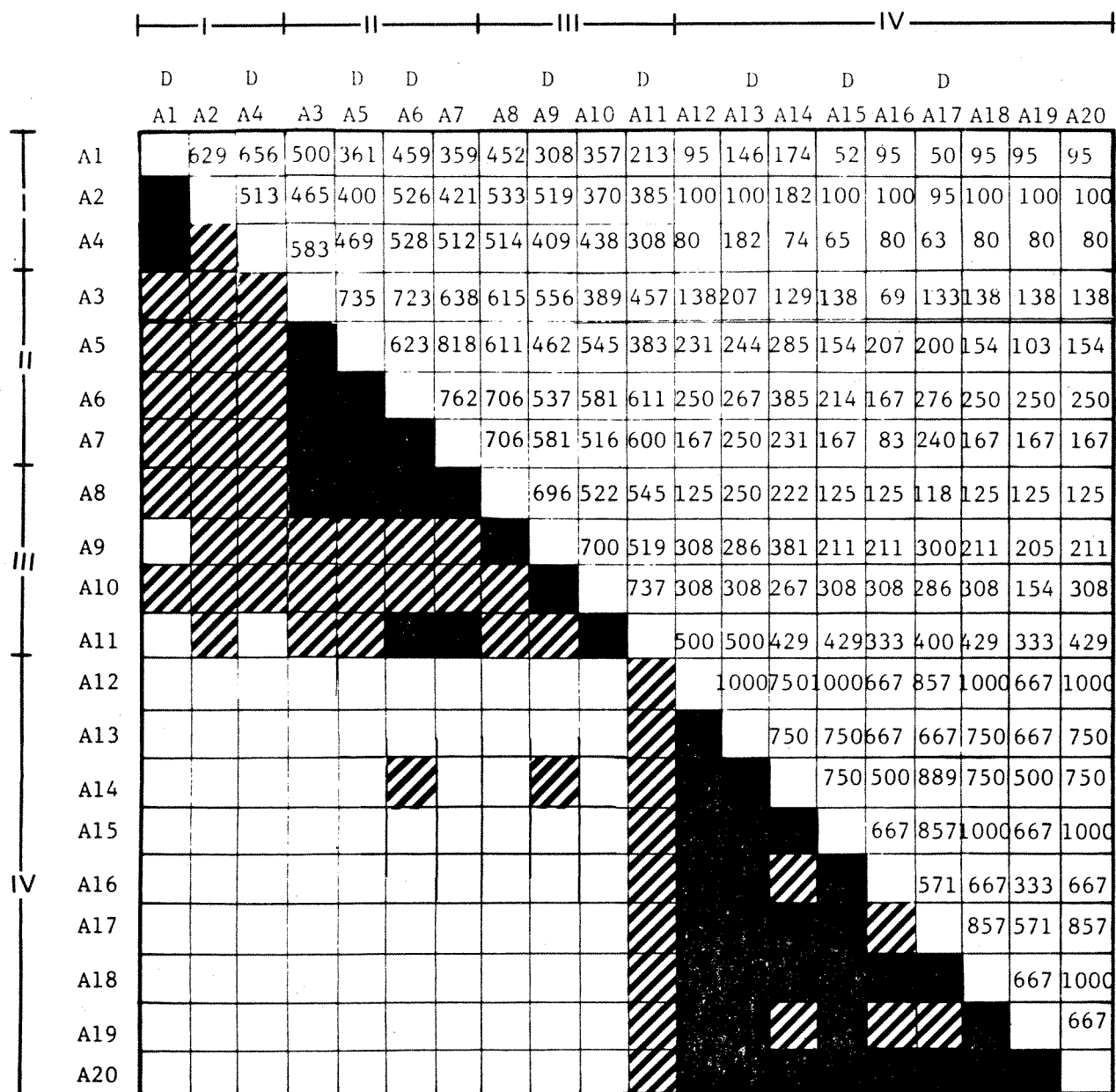
I perioden 1974 - 1976 ble det registrert 77 makroskopiske arter av rød-, brun- og grønnalger i undersøkelsesområdet.

Undersøkelsene i 1974 - 1975 (NIVA, 12.9.1977) viste at algevegetasjonen endret sammensetning fra de ytre fjordområder via midtre områder til Frierfjorden. Likeledes ble artsantallet vesentlig redusert. Stasjonenes innbyrdes likhet (se fig. 52) førte til en inndeling i fire floristiske underområder (fig 53). Det totale artsantall for algene var bemerkelsesverdig konstant i alle fire underområder i løpet av undersøkelsesperioden, se tabell 36.

Ved algeregistreringen i 1976 ble antall arter i slekter med vanskelig arts-systematikk redusert til færre arter i forhold til 1974 - 1975-undersøkelsen. Slektenes var *Ceramium* (rødalge), *Cladophora* og *Enteromorpha* (grønnalger). *Cladophora*-arten, som tidligere er antatt å være *C. fluxuosa*, er ved 1976-undersøkelsen registrert som *Cladophora* sp. Arten vil senere bli forsøkt dyrket på laboratoriet, for å muliggjøre en sikrere artsbedømming.

Helhetsbildet av den fastsittende algevegetasjonen i Grenlandsfjordene viser små endringer. Disse kan imidlertid indikere en viss utvikling i vannkvaliteten i løpet av undersøkelsesperioden.

Den følgende diskusjon vil hovedsaklig bli basert på sammenligninger med registreringene i 1974 - 1975 (NIVA, 12.9.1977). Forholdstallet mellom de tre algegruppene rød-, brun- og grønnalger i relativt upåvirkede og salte vannmasser ble anslått i ovennevnte rapport. Dette forholdstallet er senere blitt noe modifisert, og forholdet mellom rød- (R), brun- (B) og grønn-



D = Dykkerstasjoner

$$L = 1000 \cdot \frac{2c}{a+b}$$
 a = antall arter på stasjon a
 b = antall arter på stasjon b
 c = felles arter

Fig. 52. Stasjonenes innbyrdes likhet mht. de fastsittende algers artssammensetning.

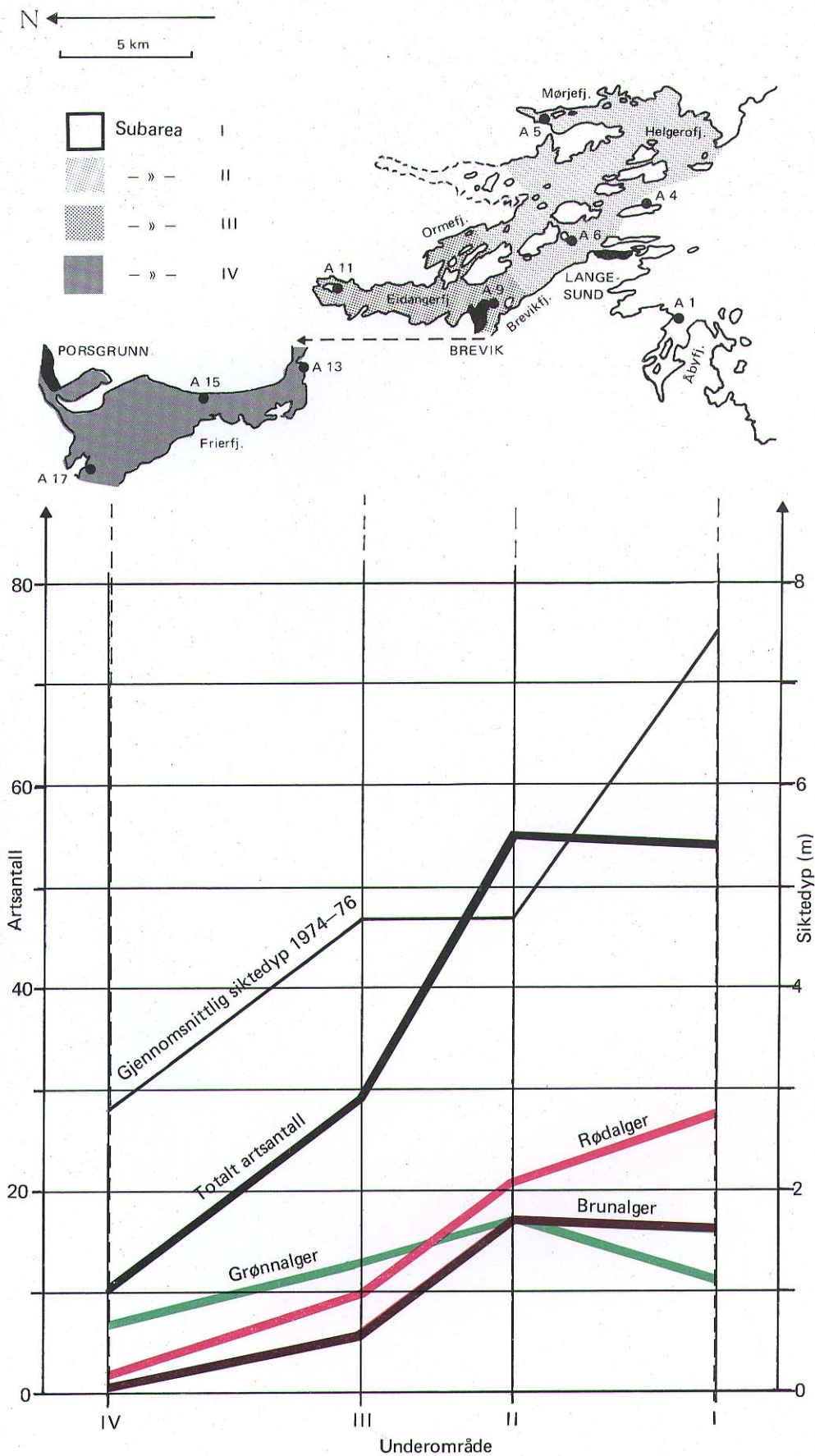


Fig. 53. Utbredelse av rød-, brun- og grønnalger samt totalt artsantall i Grenlandsfjordene, basert på resultater fra dykkerstasjonene i 1974 - 1976. Gjennomsnittlig siktedyp 1974 - 1977. Undersøkelingsområdet er inndelt i 4 floristiske underområder (I - IV).

alger (G) er satt til henholdsvis:

$$R = 45 \pm 10\%$$

$$B = 35 \pm 10\%$$

$$G = 15 \pm 5\%$$

I tabell 37 er det satt opp den prosentvise fordelingen i de fire floristiske underområdene. Med få unntak viser tabellen at fordelingen mellom de tre algegrupper har vært relativt stabil.

Underområde I

I dette ytterste fjordområdet med god vannbevegelse er det gjennom hele undersøkelsesperioden funnet 54 arter. Artsdominansen av rødalger har holdt seg meget konstant, og gjenspeiler relativt salte og klare overflatevannmasser. (Hydrografidata dokumenterer dette). Forholdet mellom brunalger og grønnalger er imidlertid forrykket. I 1974 viste forholdstallene mellom de tre algegruppene en svak påvirkning av næringssalter. Fra 1974 til 1976 ble prosenten av grønnalgearter redusert fra 26.3 via 20.6 til 17.2, mens brunalgeprosenten økte tilsvarende, fra 26.3, via 35.3 til 37.1 (se tabell 37). Holdt opp mot erfaringstallene fra andre norske kystområder kan det synes som om Underområde I har utviklet seg fra et noe næringssaltpåvirket område til ikke å være preget av gjødsling i påviselig grad. Imidlertid er det fremdeles et noe redusert artsantall i forhold til uberørte områder.

Underområde II

Som i de to foregående år var det ingen reduksjon av totalt artsantall fra Underområde I til Underområde II. Brunalgene har over alle tre år vist tilnærmet samme artsantall i begge de nevnte underområder. Imidlertid må det bemerkes at *Ascophyllum nodosum* (grisetang) var forsvunnet i 1976 fra stasjonene A-3, A-5 og A-6, hvor algen i de to foregående år var registrert som sjelden. Den kalde vinteren 1976 (se tabell 38) forårsaket isdannelse i deler av Grenlandsfjordene. Således kan is-skuring være årsaken til fraværet av grisetang på de nevnte stasjoner. Dette fenomen er tidligere beskrevet av bl.a. Sundene (1953).

På St A-5 ble det i årene 1974 - 1975 registrert 10 - 12 arter. I 1976 var artsantallet øket til 17. Likeledes var algenes nedre dybdegrense øket fra 10 - 12 m til 17 m dyp. *Laminaria saccharina* (sukkertare) ble funnet ned til 10 m dyp, mens spredte eksemplarer av rødalgene *Delesseria sanguinea* (fagerving) og *Phycodrys rubens* (eikeving) ble funnet ned til henholdsvis 15 og 17 m dyp. Hvorvidt denne utviklingen gjenspeiler en generell økning av vannets klarhet i Mørjefjorden er for tidlig å uttale seg om.

Med unntak av 1975 har rødalgene også vært den største algegruppe i dette underområdet. Noe færre rødalger enn område I, men særlig det høyere antall grønnalgearter, gjør at forholdet mellom de to algegrupper blir tydelig forskjellig fra i underområde I. Imidlertid er artsantallet tydelig redusert til fordel for grønnalgene. Den reduserte saltholdigheten i overflatelaget i dette fjordavsnittet i forhold til Underområde I, har rimeligvis bidratt til denne forskyvningen. Under 3 - 4 m dyp var det ingen forskjell i saltholdighet mellom de to ytterste underområder. Således kan rødalgene fremdeles konkurrere om plassen fra dette dyp og nedover. Næringssalttilførselen ser ut til, under de gitte forhold, også å kunne styrke grønnalgernes konkurranse med rødalgene.

Underområde III

Innerst i fjordene vil de fastsittende algene generelt sett oppvise en reduksjon i artsantallet i forhold til lokalitetene lenger ute i fjorden. Dette er forårsaket av liten vannbevegelse, redusert saltholdighet, dårligere sikt og nedslamming av algene, som følge av ferskvannstilrenning og/eller kloakkvannsbelastning. I Underområde III var artsantallet nesten halvert i forhold til Underområdene I og II (se fig. 53), hvilket i høy grad antas å skyldes ovennevnte faktorer.

Artsreduksjonen antas også å skyldes de næringsrike vannmassene, som har lagt forholdene til rette for de ettårige, hurtigvoksende grønnalgene. Disse eutrofi-indikatorerne legger seg over kimplantene av mer saktevoksende arter av rød- og brunalger og konkurrerer således mer eller mindre ut representanter

for denne algegruppen. Data viser (se fig. 53) at siktedypet ikke reduseres noe fra Underområde II til Underområde III.

Følgelig kan det synes som om eutrofieringseffekten indirekte har hovedskylden for artsreduksjonen av den fastsittende algevegetasjonen og forskyvningen mot store grønnalgesamfunn i Underområde III.

Forholdet mellom St A-9 ved Brevik og St-All på Kattøya innerst i Eidangerfjorden har vist en noe eiendommelig utvikling. I årene 1974, -75 og -76 endret nedre grense for fastsittende alger seg fra 6, via 4 til 9 m dyp på St A-9. Samtidig ble artsantallet redusert fra henholdsvis 16, 13 og ned til 10. I 1976 ble blant annet *Fucus serratus* (sagtang) ikke registrert (funnet i de to foregående år). På St A-11 derimot, var største algedyp i tilsvarende år henholdsvis 9, 6 og 4 m, uten at artsantallet ble redusert. I tillegg var littoralvegetasjonen på St A-11 skurt bort av isen vinteren 1976.

At nedre grense for algevegetasjonen ble redusert på St A-11 i 1976, kan skyldes at overveiende sydlige vinder som fører til oppstuing av turbid overflatevann hadde dominert i området året før algeregistreringen ble foretatt (se fig. 8). Likeledes kan isleggingen vinteren 1976 ha redusert lystilgangen.

Imidlertid kan også tilfeldig beiting ha vært den utslagsgivende faktor. Det er likeledes meget vanskelig å forklare hvorfor St A-9 i det strømrrike Breviksundet skulle oppvise en større reduksjon i artsantall samtidig som nedre grense for algevekst ble mer enn fordoblet det siste året.

Imidlertid var *Fucus vesiculosus* (blæretang) blitt assosiasjonsdannende igjen, som den var i 1974. I 1975 ble den registrert som sjelden. En viktig grunn til at blæretangen hadde ekspandert kan skyldes den beskjedne grønnalgevegetasjonen på forsommeren 1976. *Enteromorpha intestinalis* (tarmgrønske) ble ikke registrert i mai (se tabell 34).

Et annet karakteristisk trekk som gikk igjen på de fleste stasjoner i både Underområde II og III var reduksjonen av epifytter i 1976. Hvorvidt dette er en naturlig fluktuasjon eller en følge av bedret vannkvalitet, kan ikke avgjøres før flere registreringer er gjennomført.

Underområde IV

I områder med store fluktuasjoner i saltholdighet, samt andre faktorer som utsetter organismene for miljøstress, kan det utvikle seg artsfattige og labile organismsamfunn.

Utslipp av forurensningskomponenter kan forårsake enten direkte effekter eller være opphav til indirekte effekter som i form av endrede konkurranseforhold mellom artene (Rueness 1973, Bokn & Lein 1978). I labile organismsamfunn kan mindre endringer i miljøfaktorene føre til store forandringer i artssammensetningen, så som masseforekomster av en enkelt art. Sommeren 1975 var grønnalgen *Cladophora* (tidligere antatt *C. flexuosa*) den kvalitativt og kvantitativt dominerende algen i Frierfjorden. Året før var det moderate og like store bestander av både *Cladophora* og *Enteromorpha* (NIVA 12.9.1977). En mulig forklaring på denne endringen i artssammensetningen kan være den høye temperaturen i vannet i juli og august 1975 i forhold til samme periode i 1974. Sommeren 1976, som også utmerket seg med høye temperaturer (se tabell 38) var det likeledes masseforekomst og dominans av denne *Cladophora*-arten. I et labilt miljø som Frierfjorden kan det være mulig at en liten temperaturøkning i vannet sammen med de store næringssaltkonsentrasjonene har favorisert *Cladophoras* konkurransevne overfor *Enteromorpha*.

Den lave saltholdigheten i overflatevannet i Frierfjorden (i de fleste målinger $< 6 \text{ ‰}$ (NIVA, 18.5.1976) er sannsynligvis en barriere for etablering av blæretang, grisetang og andre fucaceer (jfr. Wachenfeldt 1975). Dessuten vil de kraftige grønnalge-assosiasjonene i sommerhalvåret hindre en eventuell etablering av de fucaceer som er fertile om sommeren (spredningsstadiene finner ikke ledig plass eller kimstadiene overvokses av grønnalgene).

Som landplantene er også de fastsittende alger avhengig av tilstrekkelige lysmengder til sin fotosyntese. Under spranlaget i Frierfjorden er det et saltere vannlag med relativt god vannbevegelse. Således skulle disse to naturbetingede faktorer kunne gi grunnlag for en etablering av marine benthosalger under spranlaget. Imidlertid synes det som om den store partikkelmengden i vannet (jfr. NIVA, 18.5.1976) hindret tilstrekkelig lystilgang til å kunne opprettholde planteliv under sprangsjiktet sommeren 1974.

Dessuten forårsaket store partikkelmengder en nedslamming av algene. Funn av to arter på ca 6 m dyp på St A-13 sommeren 1975 viser imidlertid at det kan være levelige vilkår for fastsittende alger under spranlaget i Frierfjorden. Rødalgen *Delesseria sanguinea* (fagerving) syntes å være i god vekst. Tareslekten *Laminaria* sp. ble også funnet på samme dyp. Denne store algen var imidlertid i dårlig forfatning og så ut til å leve på eksistensminimum. Algen ble ikke artsbestemt, men var sannsynligvis *L. saccharina* (sukkertare), som er den mest brakkvansstolerante taren i norsk kystfarvann. I følge Wachenfeldt (1975) tolererer begge algene saltholdigheter helt ned til 3 - 5 ‰.

I 1976 var begge de to ovennevnte arter forsvunnet på St A-13. Til gjengjeld ble rødalgen *Polysiphonia urceolata* registrert på stein under spranlaget på ca 5 m dyp. Denne arten har samme brakkvannstoleranse som *D. sanguinea* og *L. saccharina* (Wachenfeldt 1975). Dette er igjen en bekreftelse på at marin flora kan etablere seg i Frierfjorden dersom vannkvaliteten bedres, slik at siktbarheten i fjorden økes.

På Fig. 54 er gjennomsnittlig siktedyp 1974 - 76 jevnført med nedre grense for vekst av fastsittende alger. Figuren anskueliggjør at det kan ha funnet sted en positiv utvikling i vannkvalitet. Relativt sett gjelder dette særlig i indre og midtre fjordområder. Resultatene fra Underområde IV kan tyde på at turbiditeten i Frierfjorden i undersøkelsesperioden har ligget akkurat på grensen til levelige forhold for tang og tare under spranlaget.

Målinger i Underområde II viste god sammenheng mellom de to parametrene.

I Underområde I trer ikke dette forholdet så klart frem, og for Underområde III var det lite samsvar mellom siktedypet og nedergrensen for algevekst.

En mulig forklaring ligger i den store avstanden mellom biologistasjonene (St A-9 og A-11) og hydrografistasjonene DF-1 og FG-1 (se figurene 51 og 1).

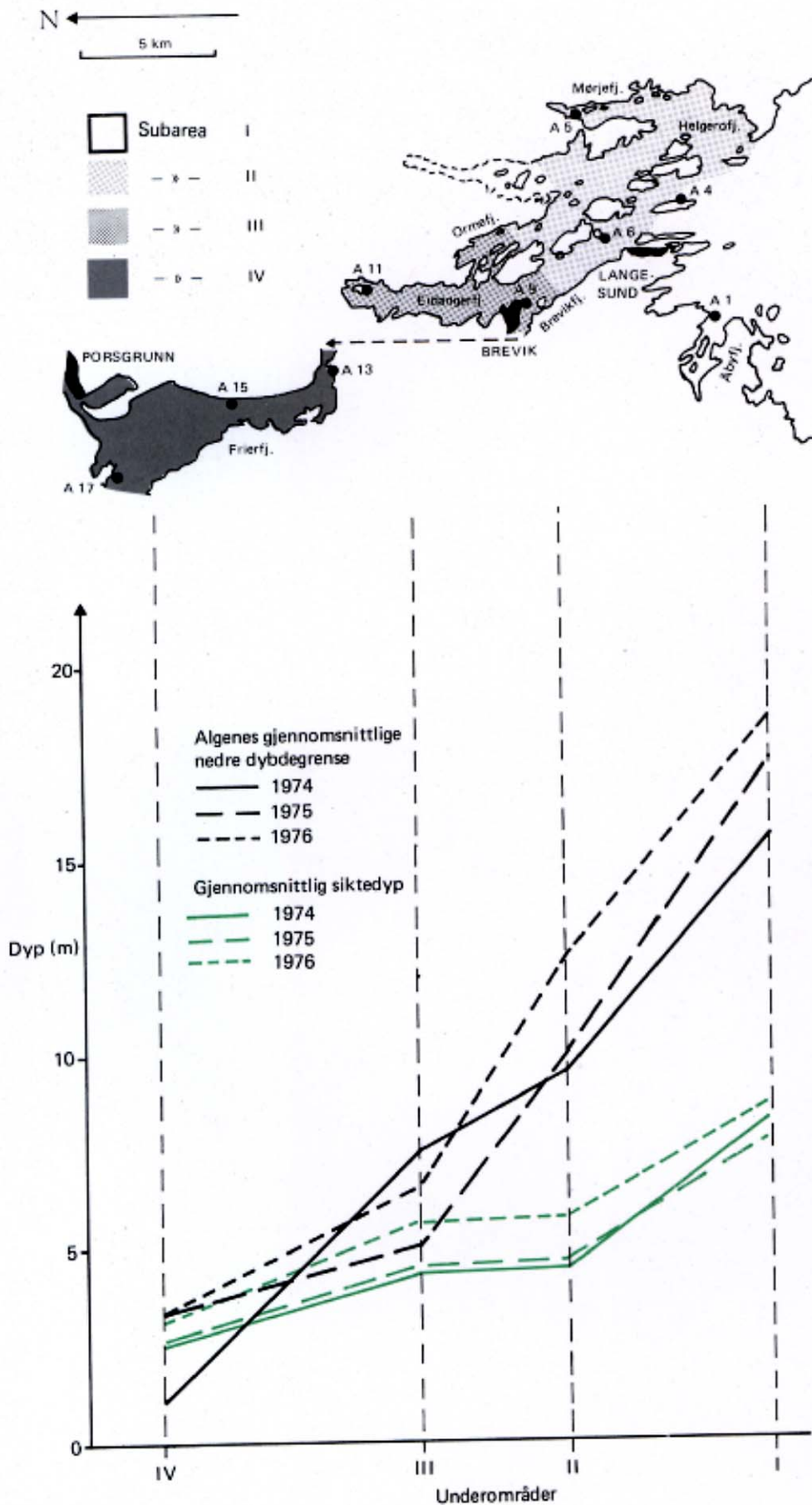


Fig. 54. Fastsittende algers dypeste voksested i gjennomsnitt, og gjennomsnittlig siktedyp i 1974 - 1976.

TABELL 34 REGISTRERTE ARTER AV RØD-, BRUN- OG GRØNNALGER

24. - 26. mai og 16. - 18. august 1976

Tegnforklaring - se s. 173.

| STASJONSBETEGNELSE | Underområde I | | | Underområde II | | | | Underområde III | | | | Underområde IV | | | | | | | | |
|--|----------------|----|----------------|----------------|----|----------------|----------------|-----------------|----|-----|----------------|----------------|----------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | A1 | A2 | A4 | A3 | A5 | A6 | A7 | A8 | A9 | A10 | A11 | A12 | A13 | A14 | A15 | A16 | A17 | A18 | A19 | A20 |
| RØDALGER: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bonnemaisonia hamifera</i> (<i>Trailiella</i>) | | | | | | X _D | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ceramium penicillatum</i> | 3 | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ceramium rubrum</i> | 3 | X | X | 2 | | X | | X | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ceramium strictum</i> | X | | X | X | 1 | X | 1 | X | | 1 | | | | | | | | | | |
| <i>Chondrus crispus</i> | X _D | | X _D | X | | X _D | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chylocladia verticillata</i> | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Corallina officinalis</i> | X _D | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cystoclonium purpureum</i> | | | | | | X _D | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Delesseria sanguinea</i> | X _D | | | | | X _D | X _D | | | | 1 _D | | | | | | | | | |
| <i>Dilsea carnosa</i> | X _D | | X _D | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Furcellaria lumbricalis</i> | X _D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hildenbrandia rubra</i> | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | X | 2 | 2 | | 2 | | | | | | | | | | |
| <i>Odonthalia dentata</i> | X _D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Palmaria palmata</i> | X _D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phycodrys rubens</i> | | | X _D | | | X _D | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phymatolithon lenormandii</i> | 1 | | | X | | X | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia nigrescens</i> | | | | | | X _D | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia urceolata</i> | X | | X | | | 2 | | | | | | | X _D | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia violaceae</i> | | | | | | X _D | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Porphyra umbilicalis</i> | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhodomela confervoidea</i> | X _D | | X _D | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| TOTALT | 15 | 3 | 10 | 6 | 6 | 10 | 2 | 3 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| UNDEROMRÅDE | 16 | | | 13 | | | | 6 | | | | 1 | | | | | | | | |

FORTS. TABELL 34

| STASJONSBETEGNELSE | Underområde I | | | Underområde II | | | | Underområde III | | | | Underområde IV | | | | | | | | |
|--|---------------|----|----|----------------|----|----------------|----|-----------------|----|-----|----------------|----------------|-----|-----|-----|-----|-----|-------|--------|-----|
| | A1 | A2 | A4 | A3 | A5 | A6 | A7 | A8 | A9 | A10 | A11 | A12 | A13 | A14 | A15 | A16 | A17 | * A18 | ** A19 | A20 |
| <i>Spongomorpha centralis</i> | 2 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulothrix subflaccida</i> | | | | | | 2 | | X | | | | X | | X | | | | | | |
| <i>Ulva lactuca</i> | X | 1 | 2 | 2 | | 3 _D | | | | | X _D | | | | | | | | | |
| <i>Urospora penicilliformis</i> | | | | | | 2 | | X | | | | X | | X | | | | | | |
| TOTALT | 5 | 3 | 5 | 4 | 5 | 6 | 4 | 3 | 5 | 6 | 6 | 2 | 4 | 2 | 3 | 1 | 1 | 3 | | 2 |
| UNDEROMRÅDE | 6 | | | 11 | | | | 10 | | | | 5 | | | | | | | | |
| Tot. Rød-, brun- og grønnalger (R+B+G) | 29 | 9 | 26 | 16 | 17 | 25 | 11 | 10 | 10 | 10 | 10 | 2 | 5 | 2 | 3 | 1 | 1 | 3 | | 2 |
| Underområde R+G+B | 35 | | | 36 | | | | 21 | | | | 6 | | | | | | | | |
| % R | 45.7 | | | 36.1 | | | | 28.6 | | | | 16.7 | | | | | | | | |
| % B | 37.1 | | | 33.3 | | | | 23.8 | | | | 0 | | | | | | | | |
| % G | 17.2 | | | 30.6 | | | | 47.6 | | | | 83.3 | | | | | | | | |
| DYKKERUNDERSØKELSE | + | | + | + | | + | + | + | | + | + | + | | + | | + | | | | |
| Algenes nedre dybdegrense | 17 | | 20 | 17 | | 8 | | 9 | | 4 | | 5 | | 3 | | 2 | | | | |

TABELL 35 REGISTRERTE BLÅGRØNNALGER
24. - 26. mai og 16. - 18. august 1976

| STASJONSBETEGNELSE | Underområde I | | | Underområde II | | | | Underområde III | | | | Underområde IV | | | | | | | | |
|---------------------------|---------------|----|----|----------------|----|----|----|-----------------|----|-----|-----|----------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | A1 | A2 | A4 | A3 | A5 | A6 | A7 | A8 | A9 | A10 | A11 | A12 | A13 | A14 | A15 | A16 | A17 | A18 | A19 | A20 |
| <i>Chroococcus</i> sp. | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | |
| <i>Oscillatoria</i> sp. | | | | | | X | | | | | X | | | X | | | X | | | |
| <i>Phormidium</i> sp. | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | |
| <i>Rivularia atra</i> | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Spirulina subsalsa</i> | | | | | | X | X | | | | | | | | | | | | | |

OPPLYSNINGER TIL TABELL 34 OG 35 :

- 1 = SJELDEN
- 2 = VANLIG
- 3 = ASSOSIASJONSDANNENDE
- X = TILSTEDEVÆRENDE
- D = BARE REGISTRERT VED DYKKERUNDERSØKELSER
- * = Stasjonen er flyttet 100 m vestover pga anleggsarbeid
- ** = Stasjonen er planert bort i perioden mellom de to undersøkelser i 1975

Bruk av to mengdetall betyr henholdsvis mengden i mai og august 1976.
(Eks.: 0-2 = ikke registrert i mai, men vanlig i august 1976)

TABELL 36 ARTSANTALL AV RØDALGER (R), BRUNALGER (B) OG GRØNNALGER (G)
SAMT TOTALT ARTSANTALL AV R, B OG G I ÅRENE 1974-76 I DE
FIRE FLORISTISKE UNDEROMRÅDER

| UNDEROMRÅDE | I | | | | II | | | | III | | | | IV | | | |
|-------------|----|----|----|------|----|----|----|------|-----|---|----|------|----|---|---|------|
| | R | B | G | Tot. | R | B | G | Tot. | R | B | G | Tot. | R | B | G | Tot. |
| 1974 | 18 | 10 | 10 | 38 | 16 | 12 | 14 | 42 | 7 | 6 | 11 | 24 | 0 | 0 | 6 | 6 |
| 1975 | 15 | 12 | 7 | 34 | 10 | 12 | 13 | 35 | 7 | 5 | 8 | 20 | 1 | 1 | 3 | 5 |
| 1976 | 16 | 13 | 6 | 35 | 13 | 12 | 11 | 36 | 6 | 5 | 10 | 21 | 1 | 0 | 5 | 6 |
| 1974 - 76 | 27 | 16 | 11 | 54 | 21 | 17 | 17 | 55 | 10 | 6 | 13 | 29 | 2 | 1 | 7 | 10 |

TABELL 37 PROSENTVIS SAMMENSETNING AV RØDALGER, BRUNALGER OG GRØNNALGER
I FASTSITTENDE ALGESAMFUNN GJENNOM ÅRENE 1974-76

| UNDEROMRÅDE | I | | | II | | | III | | | IV | | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| | R | B | G | R | B | G | R | B | G | R | B | G |
| 1974 | 47.4 | 26.3 | 26.3 | 38.1 | 28.6 | 33.3 | 29.2 | 25.0 | 45.8 | 0.0 | 0.0 | 100.0 |
| 1975 | 44.1 | 35.3 | 20.6 | 28.6 | 34.3 | 37.1 | 35.0 | 25.0 | 40.0 | 20.0 | 20.0 | 60.0 |
| 1976 | 45.7 | 37.1 | 17.2 | 36.1 | 33.3 | 30.6 | 28.6 | 23.8 | 47.6 | 16.7 | 0.0 | 83.3 |
| Intervall | 44.1 | 26.3 | 17.2 | 28.6 | 28.6 | 30.6 | 28.6 | 23.8 | 40.0 | 0.0 | 0.0 | 60.0 |
| 1974 - 76 | -47.4 | -37.1 | -26.3 | -38.1 | -34.3 | -37.1 | -35.0 | -25.0 | -47.6 | -20.0 | -20.0 | -100.0 |
| Fordeling over 2-årsperioder 1974 - 75 | 45.8 | 31.3 | 22.9 | 35.4 | 31.3 | 33.3 | 29.2 | 25.0 | 45.8 | 11.1 | 11.1 | 77.8 |
| Fordeling over hele perioden 1974, 1975, 1976 | 50.0 | 29.6 | 20.4 | 38.2 | 30.9 | 30.9 | 34.5 | 20.7 | 44.8 | 20.0 | 10.0 | 70.0 |

TABELL 38 TEMPERATURMÅLINGER I LUFT VED LANGØYTANGEN FYR, BAMBLE
I PERIODEN 1974-76. (NORSK METEOROLOGISK ÅRBOK FOR 1974, 1975 OG 1976).

| MÅNED | A n t a l l d a g e r | | | | | | | | | | | | | | |
|---------|-----------------------------------|------|------|---------------------|------|------|-----------------------|------|------|---------------------|------|------|--------------------|------|------|
| | Gjennomsnitts- temperatur (°C) | | | Min.temp. < 0° C | | | Min.temp. < -10° C | | | Max.temp. < 0° C | | | Overveiende sol | | |
| | 1974 | 1975 | 1976 | 1974 | 1975 | 1976 | 1974 | 1975 | 1976 | 1974 | 1975 | 1976 | 1974 | 1975 | 1976 |
| Januar | 1.8 | 2.5 | -1.5 | 12 | 13 | 25 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 9 | - | - | - |
| Februar | 1.4 | -0.5 | -0.6 | 13 | 22 | 22 | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | 14 | - | - | - |
| Mars | 2.2 | 1.6 | -0.4 | 14 | 24 | 24 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 8 | - | - | - |
| Juni | 15.2 | 13.3 | 14.7 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 7 | 4 |
| Juli | 15.3 | 17.0 | 17.9 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 | 4 | 7 |
| August | 15.3 | 18.3 | 17.2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 | 6 | 6 |

6.3 Hardbunnsfauna

Hardbunnsfaunaen i Grenlandsfjordene er undersøkt ved dykkertokt i september 1974, september 1975 og mai og september 1976 til stasjonene A1, A4, A5, A6, A9, A11, A13, A15 og A17 (Fig 51). Formålet med registreringen var å kartlegge forekomst og vertikalutbredelse av artene i de forskjellige deler av området. I den utstrekning artenes miljøkrav er kjent, kan deres forekomst eller fravær brukes som indikasjon på miljøforholdene, deriblant eventuelle forurensningspåvirkninger.

De tre første toktene ble gjennomført etter et konvensjonelt opplegg for dykkerregistreringer, med visuelle observasjoner og notering på stedet, i blant supplert med enkelte fotografier og prøver for senere gjennomgåelse. Resultatene fra disse toktene er i sin helhet gjengitt og diskutert tidligere (NIVA 12.9.1977), og refereres derfor bare i grove trekk her.

På Balsøya (Stasjon A17, fig. 56) ble det registrert forurensningsvirkninger i form av hydrogensulfidholdig miljø under 25 m i 1974 og 1975, og under 35 m i 1976. For øvrig kan forekomst eller mangel av de forskjellige arter på stasjonene forklares ut fra blant annet brakkvannspåvirkning, nærings-tilgang, sedimentering av partikler, substrat-type eller eksponering for strøm og bølger. På de ytre stasjonene (A1, A4) var faunaen ikke påvirket av brakkvann. Nærmere Frierfjorden og Skienselvas utløp ble brakkvannspåvirkningen tydeligere. I midtre og indre områder var faunaen også preget av stor næringstilgang, antagelig som følge av overgjødslingen av Frierfjorden.

Den langsiktige overvåkingen som etterfølger hovedundersøkelsen, har som formål å påvise endringer i tilstanden fra ett tidspunkt til et annet. Fra og med hardbunnsfaunatoktet i september 1976 er det derfor tatt i bruk en registreringsmetode som er spesielt egnet for dette formålet. Den består i å stereofotografere fast oppmerkete felter på bunnen. Organismene forstyrres lite, og nøyaktig de samme feltene kan siden besøkes og fotograferes med kortere eller lengre mellomrom for å følge med i eventuelle forandringer i organismesamfunnene. Figur 55 viser et stereobildepar fra en lokalitet i Frierfjorden. Det er identisk med kvadrat 5 i tabell 40.

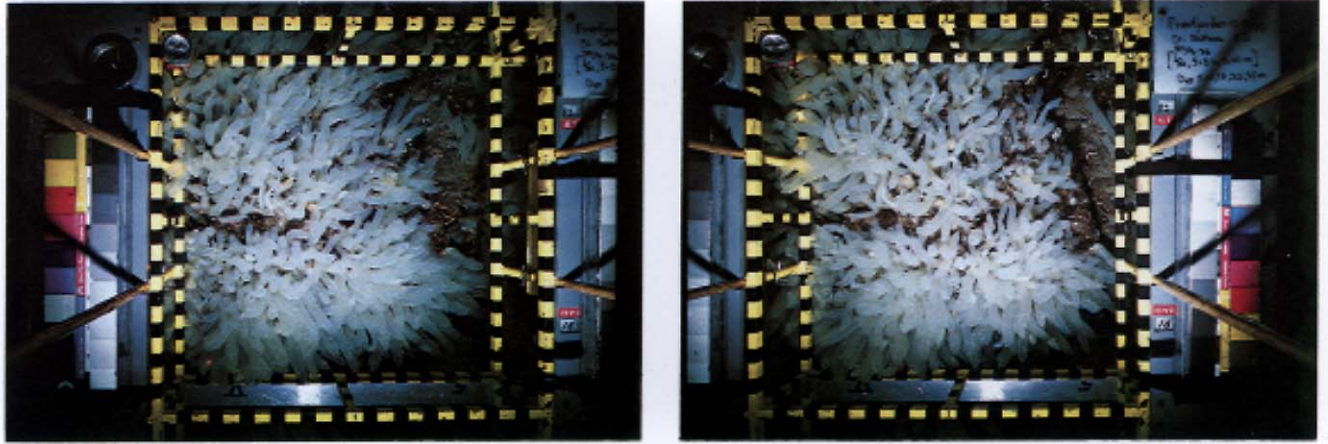


Fig. 55. Stereobildepar fra 5 meters dyp ved Saltbua 20/9 1976. Sjøpungen *Ciona intestinalis* dominerer.

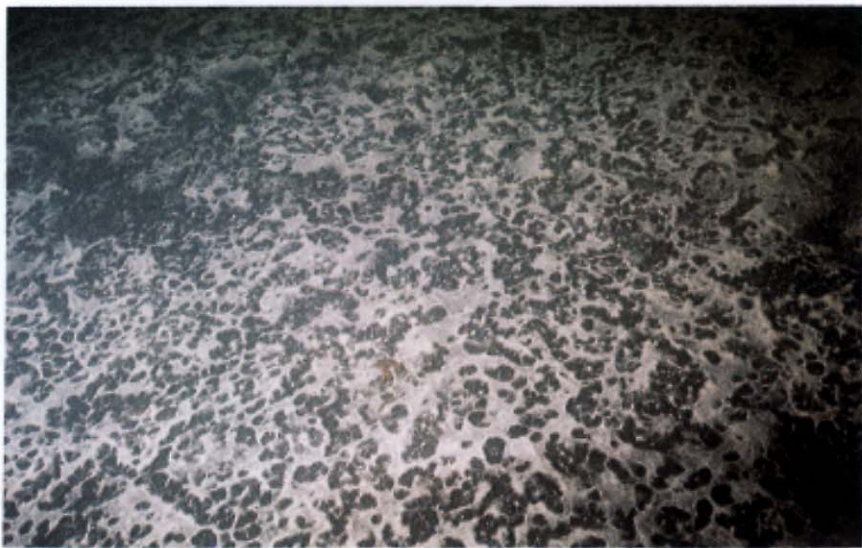


Fig. 56. Utsnitt av bunnen innerst i Frierfjorden på 30 meters dyp. Sopp og bakterier tilpasset oksygenfrie forhold.

Stereofotografering som metode til registrering av marine hardbunnsfauna-samfunn er beskrevet av Lundälv (1971) og Kennert & al. (1974).

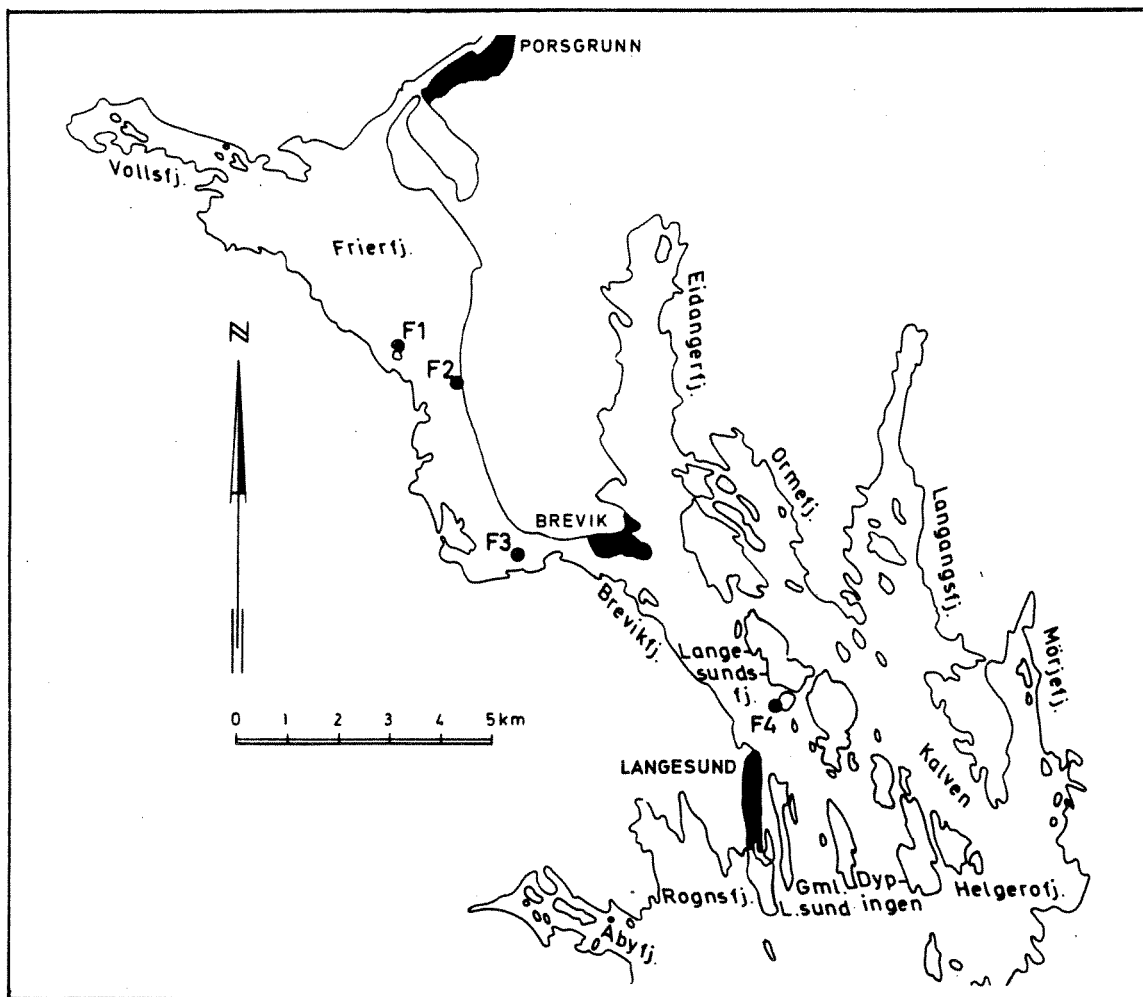
I 1976 laget NIVA sitt eget utstyr for stereofotografering. Man fulgte stort sett Lundälvs idéer, men gjorde enkelte forandringer. Utstyret ble bygget opp som et modulsystem og tilpasset flere anvendelsesområder (Kvalvågnæs, Green & Rørslett 1977; Rørslett, Green & Kvalvågnæs 1978).

I september 1976 ble det satt opp fire faste stasjoner i området (figur 57). Stasjonen på øvre Ringsholmen (F 1) ble opprettet for å overvåke forurensningsvirkningene fra den petrokjemiske industrien i Bamble. F 2, F 3 og F 4 er overvåkningsstasjoner for henholdsvis Frierfjorden, Breviksundet og Langesundsfjorden. F 2 og F 4 er topografisk like med bratt fjellbunn til dypere enn 30 m. En stasjon til, kalt F 1 A, ble senere satt opp ved siden av F 1. Dette ble gjort fordi den eksisterende stasjonen viste tendenser til nedslamming, og det var også ønskelig å nå et større observasjonsdyp. Største dyp på den gamle stasjonen var 15 meter, mens 20 meter ble nådd på den nye. Inntil videre (i overvåkningsprogrammet) vil fotograferingen fortsette også på den gamle stasjonen, slik at det i øyeblikket er fem stereofotostasjoner i drift med observasjonsfeltet på dyp fra 5 til 30 m (tabell 39).

Tabell 39 STEREOFOTOSTASJONER I GRENLANDSFJORDENE

| S T E D: | | OBSERVASJONSDYP | | | | |
|----------|------------------|-----------------|------|------|------|------|
| | | 5 m | 10 m | 15 m | 20 m | 30 m |
| F 1 | Øvre Ringsholmen | x | x | x | | |
| F 1 A | Øvre Ringsholmen | x | x | x | x | |
| F 2 | Saltbua | x | x | x | x | x |
| F 3 | Steinholmene | x | x | x | x | |
| F 4 | Risøyodden | x | x | x | x | x |

På hvert dyp blir det tatt bildepar av seks kvadrater langs et felt på 0.5 x 3 m. Hvert bildepar blir senere betraktet i en stereokomparator, hvor det er mulig å se tredimensjonale strukturer i opptil 40 gangers forstørrelse. Dette gjør det mulig å artsbestemme dyr ned til 1 mm's størrelse. Artenes individantall og



Figur 57. Stereofotostasjoner i Grenlandsfjordene.

dekningsgrad, dyrenes størrelse m m kan bestemmes. I og med at samme kvadrat kan sammenlignes med seg selv ved forskjellige tidspunkter, vil til og med ganske små endringer over tid være lette å påvise.

Ved analysen av dekningsgrad legges et nett bestående av 10 x 10 punkter over bildet (Lundälvs 1978). Det registreres hva som befinner seg under hvert av de 100 punktene. Hvert punkt representerer 1/100 av den avbildede bunnflaten. Antall "treff" av en art gir således artens dekningsgrad i prosent (tabell 40). Under ett og samme punkt kan det forekomme organismer i ett eller flere strata (lag). Primært stratum (I) betegner selve bunnen (= substratum) eller organismer som er fastvokst til bunnen og har sitt festested under analysepunktet. Sekundært stratum (II) betegner organismer som er fritt bevegelige eller som sitter oppå andre organismer. Organismer som dekker bunnflaten i punktet uten å ha sitt festepunkt der, sies å tilhøre "canopy" (III). Av og til er deler av bunnen ikke synlig. Alger eller andre objekter kan dekke synsfeltet, og det kan opptre skygger i det feltet som blitzen skulle belyse. Det synlige areal av kvadratet er derfor ikke alltid 100 prosent. I slike tilfeller oppgis artenes dekningsgrad som prosent av det synlige areal. Dette er "best estimate" av dekningsgraden i det fulle kvadratet (tabell 40).

Fordi formålet med registreringene er å observere forandringer over tid, har resultatene fra første stereofototokt sin hovedsakelige verdi som referanse for resultatene fra etterfølgende tokt. Presentasjonen av hele materialet vil derfor først bli gjort sammen med resultatene fra stereofototoktene i mai 1977 og januar 1978 i årsrapporten for overvåkingen i 1977. Et eksempel på dekningsgraden for ulike arter i de seks kvadratene innenfor et observasjonsfelt på stasjon F 2 er vist i tabell 40.

Alle primærdata fra bildeanalysene er lagret, og behandles, på EDB. Bildene er systematisk arkivert og kan studeres på nytt ved eventuelle behov for annen informasjon enn den som ble tatt ut ved den rutinemessige analysen.

Tabell 40 ARTENES DEKNINGSGRAD I ET OBSERVASJONSFELT VED SALTBUA I FRIERFJORDEN

MARINE SIERFOTOPHOGRAPHIC STATION - BEST ESTIMATE OF PERCENTAGE COVERAGE BY 100 SYSTEMATIC POINT ANALYSIS. PRINTED: 12/7 1974

COUNTRY ** INSTITUTION ** PROJECT ** LOCATION ** STATION ** NORTH EAST * DEPTH * DATE *
 * NORWAY * 0-129/76 ** FRIERFJORD ** F-2 SALTBUA * 59,4,05 9,38,59 * 5 * 760020 *
 QUADRAT (0=0.25M2) 1 2 3 4 5 6 * < 0.5 *****

TIME (HR-MIN-SEK) 110620 110700 110825 110900 110925 MEAN BEST % ESTIMATES
 TEMP DEGR. CEL. 77% 81% 93% 78% 88% (STANDARD DEVIATION)
 AREA VISIBLE 100 3 77 100 2 98 100 0 130 100 0 86 100 0 126 100 0 115 100(+) 1(1)105(22)
 BASED ON 6 QUADRATS

STRATUM I II III I II III I II III I II III I II III I II III I II III

FLORA

CYANOPHYCEAE: INDETN 26 0 0 0 10 0 0 13 0 0 0 10 0 0 19 0 0 3 0 0 13(8) 0(0) 0(0)
 CRUORIA SPP 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 3 0 0 6 0 0 2 0 0 2(3) 0(0) 0(0)
 LITHOTHAMNION SPP 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 8 0 0 1(3) 0(0) 0(0)
 CHLOROPHYTA INDETN 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0(0) 0(0) +(1)
 FAUNA

METRIDIUM SENILE (L.) 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 +(1) 0(0) 0(0)
 SABELLA PENICILLUS L. 176 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 3 0 0 1 0 0 0 0 0 0(0) 0(0) 1(1)
 POMATOCEROS TRIQUETER (L.) 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 0 0 0 0 0 +(1) 0(0) 0(0)
 CIOIRA INTESTINALIS (L. 176 23 0 74 63 0 96 84 0 128 74 0 85 59 0 124 86 0 115 65(23) 0(0)104(22)
 CORELLA PARALLELOGRAMMA (M 5 0 0 2 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1(2) 0(0) 0(0)
 ASCIDIELLA ASPERSA (MUELLER 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 6 0 0 0 0 1(3) 0(0) 0(0)
 ASCIDIELLA SCABRA (MUELLER 3 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 1 0 0 4 0 0 0 0 1(2) 0(0) 0(0)
 ASCIDIA MENTULA MUELLER 1 0 0 0 0 0 0 0 3 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 +(1) 0(0) 0(0)
 SUBSTRATES

ROCK 1 0 0 4 0 0 1 0 0 0 0 4 0 0 0 0 0 0 0 2(2) 0(0) 0(0)
 SAND 42 0 0 20 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 10(17) 0(0) 0(0)
 SHELL 0 3 0 0 2 0 0 0 0 0 0 3 0 0 4 0 0 0 0 1(2) 1(1) 0(0)
 TOTAL 100 3 77 100 2 98 100 0 130 100 0 86 100 0 126 100 0 115 100(+) 1(1)105(22)

COMMENTS : Q-3 MONO-PICTURE

6.4 Bløtbunnsfauna

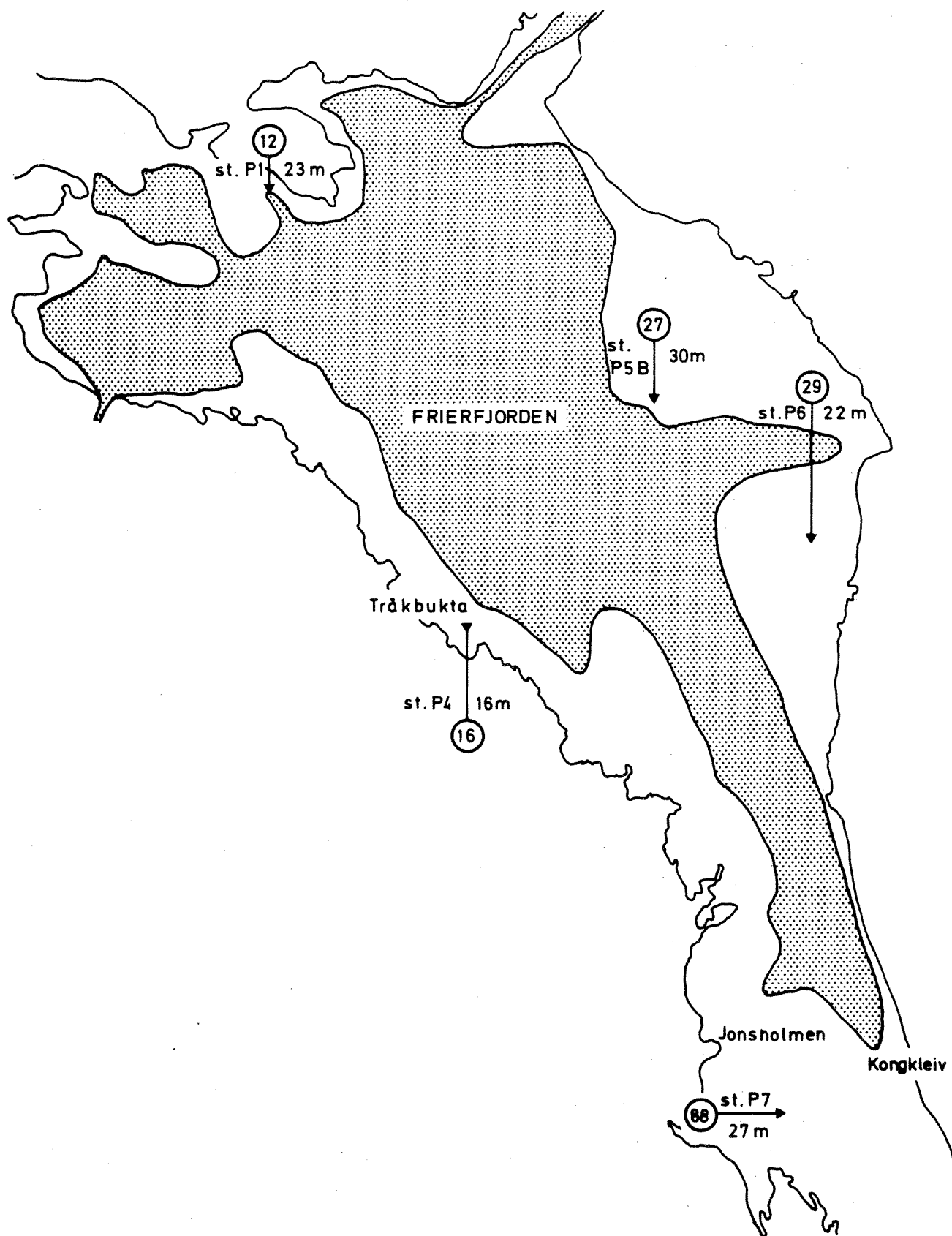
I så godt som alle fjorder består størstedelen av bunnarealet av sedimenter. Denne såkalte bløtbunn huser under normale forhold et rikt dyreliv, som ernærer seg av og omsetter det organiske materiale som tilføres fra overliggende vannmasser. Flere fiskarter har bløtbunnsdyr som sitt viktigste næringsgrunnlag.

Et ofte forekommende vannkvalitetsproblem i terskelfjorder er oksygenmangel, og det er i dypvannet og ved bunnen at oksygenproblemene først melder seg. Bløtbunnsfaunaen er derfor det organismesamfunn som først påvirkes ved en utvikling mot dårlige oksygenforhold. Når oksygeninnholdet i vannet synker, vil en rekke dyrearter slås ut, mens mer tolerante arter kan øke i mengde. Etterhvert som forholdene forverrer seg, er det færre og færre arter som kan overleve. I oksygenfrie eller hydrogensulfidholdige vannmasser dør så godt som alt makroskopisk liv. Ved siden av dårlig vannutskiftning forårsakes oksygenmangel gjerne av tilførsel av organisk stoff eller stor produksjon av planteplankton som følge av høy belastning med plantenæringsstoffer. Tilgrusning, nedslamming eller andre former for forurensning opptrer ofte samtidig. Disse faktorer virker samlet på de biologiske forholdene i en fjord, og det er neppe mulig å få målt hvor stor betydning hver enkelt faktor har.

Bløtbunnsfauna omfatter en rekke forskjellige dyregrupper fra encellede protozoer (urdyr) til store sjøpølser. Ved bearbeidelsen av prøver tas det bare hensyn til makrofauna-delen, det vil si de dyr som holdes tilbake når prøvene vaskes gjennom siler med 1 millimeters hull.

Det en vet om bløtbunnsfaunaen i Frierfjorden baserer seg hovedsakelig på prøver som ble innsamlet med grabb i juli 1974. Langesundsfjordens fauna ble undersøkt ved innsamling med bunnslede i 1975. Resultatene fra disse undersøkelsene er i sin helhet presentert i den biologiske fremdriftsrapporten (NIVA, 12.9.1977).

De registrerte artsantall på fem grabbstasjoner i Frierfjorden er vist på figur 58. Det prikkete området viser bunnarealer hvor det, i alle fall periodevis, råder akoksiske (råtne) forhold. Artsantallet på stasjonene



Figur 58. Artstall (n) i bløtbunnsfaunaprøver fra fem stasjoner (▲) og utbredelsesområdet for råtten bunn (::::) i Frierfjorden.

innerst i Frierfjorden var lite. Stasjonene på fjordens østside hadde en noe rikere fauna enn stasjonene på fjordens nord- og vestsida. Overgangen fra artsfattig til artsrik fauna var svært markert fra indre til ytre Frierfjord.

Det kan tenkes flere årsaker til den reduserte bløtbunnsfaunaen i indre Frierfjord, men fra ca 20 meters dyp og nedover er oksygenmangel i hvert fall den dominerende faktor. Pakker med råttent vann kan dessuten opptre høyere opp i forbindelse med de periodiske dypvannsutskiftningene. Dypere enn 30-40 meter er det flere ganger observert anoksiske vannmasser. Det må derfor antas at størstedelen av fjordens bunnarealer innenfor Jonsholmen - Kongkleiv, med unntak for spesialiserte mikrober, i lange perioder er uten liv (figur 58). Noen grabbprøver tatt på forskjellige dyp i Tråkbukta viste tydelige biologiske forskjeller forårsaket av den vertikale oksygengradienten. En prøve fra 35 meter inneholdt hydrogensulfidholdig og tilsynelatende dødt bunnmateriale. På 24 m fantes et fåtall levende individer av én muslingart (*Thyasira* sp.) og én børstemark-art (*Synelelmis klatti*). I prøver tatt mellom 18 og 15 m dyp fantes 3 muslingarter og 12 børstemarkarter, foruten at individtettheten var betydelig større.

Materialet fra innsamlingen i Langesundsfjorden med bunnslede hadde et dominerende innslag av krepsdyr, og ga inntrykk av et sunt organismesamfunn og gode miljøbetingelser for et variert dyreliv. En rik krepsdyrfauna ble også registrert av Hjort & Dahl (1900) i tråltrekk fra Brevikfjorden. De er nærmere referert i en tidligere rapport (NIVA 1973). På bløtbunn i Frierfjorden er det ikke funnet krepsdyr. Mange arter innenfor denne gruppen er kjent for å være ømtålige overfor forurensninger.

Bløtbunnsfaunaen på stasjon P 1 (ved Balsøya) og P 6 (utenfor Versvikbukta (figur 58) vil bli undersøkt hvert femte år (1979 og 1984) i forbindelse med den langsiktige overvåkingen av forurensninger i Grenlandsfjordene.

6.5 Metaller i fastsittende alger, fisk og andre dyr

6.5.1 Innledning

Vannmassene i fjorder og estuarer med trange utløp vil ofte inneholde høyere konsentrasjoner av metaller enn havvannet utenfor, hvor det foregår en rask fortykning. Dette skyldes at både "naturlige" og menneskeskapte forurensninger fra et helt nedslagsområde munner ut i fjorden. For å få pålitelige tall for tungmetallnivåene i sjøvannet, er det nødvendig med et stort antall kjemiske analyser. Metallkonsentrasjonene må forventes å vise betydelig variasjon med tiden. Faktorer som kan bidra til dette er f.eks. varierende tilførsler (utslipp o.a.), vekslende ferskvannspåvirkning, periodisk utspyling av forurensende elveavsetninger, skiftende strøm- og vannutskiftningsforhold, utløsning av metaller og oppvirvling av fjordsedimenter ved større bunnvannsfornyelser. Metallenes ulike tilstandsform er avgjørende for de resultater man får ved analysemetodene som benyttes.

Bruk av indikatororganismer til påvisning av metallbelastning har derfor vært benyttet i en rekke arbeider (Butterworth et al. 1972, Preston et al. 1972, Bryan & Hummerstone 1973, Fuge & James 1973 og Haug et al. 1974). Valg av indikatororganismer kan ofte være vanskelig. Slike organismer bør tilfredsstillende flere krav: De bør være fastsittende, representative for lokaliteten, lette å samle, tolerere brakkvann og høye konsentrasjoner av tungmetaller (Haug et al. 1974). Dessuten bør de være alminnelig forekommende og lette å identifisere. Et annet viktig poeng er at indikatororganismen bør ha en stor oppkonsentrering av metallene, og videre bør det være en god korrelasjon mellom metallinnholdet i indikatororganismen og vannet.

Vanlig brun tang (fucacéer) som vokser i strandsonen har vist seg å være gode indikatorer på metallbelastningen både i britiske og norske kystområder (Preston et al. 1972, Nickless et al. 1972, Bryan & Hummerstone 1973, Haug et al. 1974 og Myklestad et al. 1976). Metallkonsentrasjonene i algene gjenspeiler således et tilnærmet gjennomsnitt av metalltilførslene til de omgivende vannmasser (Haug 1972, Fuge & James 1973 og Foster 1976).

Imidlertid har Morris & Bale (1975) en rekke innvendinger og krav til bruk av brunalger som indikatorer på tungmetallbelastning, se (NIVA 12.9.1977, s 138).

Lave konsentrasjoner av de fleste metaller forekommer normalt i marine organismer, og elementer som blant annet sink og kopper er essensielle for normal utvikling og vekst. I kystområdene tilføres metallene naturlig ved elvevann, nedbør og tørravsetninger. I tillegg kommer metallkonsentrasjoner tilført fjorder og estuarer fra industriutslipp og kloakkvann. Ved tilstrekkelig høye konsentrasjoner er tungmetaller giftige for organismesamfunnene, eller spiselige organismer får et så høyt metallinnhold at de blir utjenelige som menneskeføde. Det er derfor viktig å vite hvor mye metallkonsentrasjonen i algene må overstige bakgrunnsnivåene før slike effekter kan påregnes.

Undersøkelser hittil har vist at fastsittende alger er gode indikatorer, fordi disse plantene både kan akkumulere og tolerere høye metallkonsentrasjoner tilsynelatende uten å ta skade. Imidlertid synes det som om trådformige alger kan være mer følsomme overfor store metallpåvirkninger enn grovere alger (Whitton 1970, Edwards 1972, Burkett 1975 og Schanz & Thomas, in press).

Det knytter seg en viss usikkerhet til hvilken betydning metallenes tilstandsform i sjøvann har for opptak av metaller i alger. I "normalt" sjøvann foreligger mesteparten av metallene i løst form (Brewer et al. 1974). I forurenset kyst- og fjordvann, hvor partikkelmengden er større, er en betydelig fraksjon av metallene knyttet til partikler (Skei et al. 1973), og således mindre tilgjengelig for alger. Kompleksbinding til organiske forbindelser (humus o.a.) må også antas å redusere tilgjengeligheten.

Formålet med undersøkelsen var å få et mest mulig komplett bilde av metallbelastningen i området. Siden dyr kan ta opp metall både direkte fra vannet og gjennom føden, kan utslagene her bli andre enn man finner hos fastsittende alger. Akkumulering av metaller i en organisme kan avhenge både av oppholdssted, føde og fysiologi. For å finne frem til eventuelle utsatte dyregrupper var det derfor påkrevet med analyser av flere arter. I denne undersøkelsen ble det analysert representanter for bløtdyr (blåskjell), krepsdyr (krabbe, strandkrabbe), tunicater (sjøpung) og fisk (torsk, sei, hvitting, rødspette, skrubbe og ål).

Algeprøvene er innsamlet på stasjonen A3, A6, A8, A9, A11, A12, A13, A15, A16, A17 (fig. 51). Organismene er blitt analysert på kadmium, krom, kopper, jern, kvikksølv, mangan, nikkel, bly, sink og vanadium (bare dyr).

Materialet og metoder er ellers beskrevet i fremdriftsrapport nr. 6 (NIVA, 12.9.1977).

For å kunne gjøre en sammenlikning med publiserte data fra andre områder, er det i fremdriftsrapporten sammenstilt resultater fra en rekke arbeider utført i såvel lite forurensede som sterkere forurensede kystområder. På grunn av de mange usikkerheter som råder ved bestemmelse av de forskjellige arters naturbetingede konsentrasjoner, er det for algenes vedkommende benyttet de høyest antatte bakgrunnsnivåer som sammenlikningsgrunnlag.

Under de rådende forhold i Grenlandsfjordene har det ikke vært mulig å bruke samme tangart i hele området (se tabell 34). Resultatene for Frierfjordmaterialet (*Cladophora*) kan derfor ikke direkte sammenlignes med data fra de øvrige fjorder (*Fucus vesiculosus*), fordi oppkonsentreringen ofte er artsspesifikk (Black & Mitchell 1952, Foster 1976).

Som kriterium på utsattheten til de enkelte arter/grupper av dyr, er det primært brukt konsentrasjoner i forhold til resultater fra andre og mer upåvirkede områder. For matnyttige dyr (blåskjell, taskekrabbe, fisk) ble det dessuten tatt hensyn til retningslinjer for innhold av metaller i matvarer (NIVA, 12.9.1977).

I det følgende rapporteres resultater av metallanalyser på algeprøver innsamlet 16-18 august og 3. november 1977, sett på bakgrunn av de tidligere rapporterte data (NIVA, 12.9.1977). For fullstendighets skyld gjentas kommentarene til resultatene av metallanalyser i fisk og andre dyr.

6.5.2 Alger

Resultatene av metallanalysene på algematerialet fra august og november 1976 er vist i tabellene 41 (*blæretang*) og 42 (*Cladophora sp.*). I tabell 43 er det satt opp gjennomsnittsverdier for alle observasjonene 1974-1976 sammen med antatte bakgrunnsnivåer av metaller i de to arter. Tabellene 44 og 45 viser endringer i metallkonsentrasjonen i løpet av undersøkelsesperioden.

Blant de undersøkte lokalitetene er Helgerofjorden og Ormefjorden de nærmeste til å bli betraktet som referanseområder.

Det er funnet mest oversiktlig å kommentere resultatene for hver art for seg. Med unntak av Breviksfjorden og Eidangerfjorden (st A9 og All) utgjør dette samtidig et skille mellom Frierfjorden og de utenforliggende områder.

BLÆRETANG

Jern (Fe) og mangan (Mn)

I 1974 - mai 1976 ble det ikke registrert jernkonsentrasjoner over bakgrunnsnivået. Resultatene fra 2. halvår 1976 viste liten endring fra tidligere år (tabell 41, 44).

Mangan-konsentrasjonene viste i gjennomsnitt samme høye nivåer som beskrevet tidligere (NIVA 12.9.1977), se tabell 43. Av tabell 44 fremgår imidlertid at blæretang i midtre fjordområder inneholdt betydelig mindre mengder mangan i siste halvår av 1976 enn i tidligere år. I Breviksområdet ble det derimot funnet en signifikant økning over samme tidsrom. Utviklingen var således vekslende og vanskelig å tolke.

Krom (Cr), nikkel (Ni) og kopper (Cu)

Alle tre metallene ble funnet i lave konsentrasjoner. De noe svakt forhøyede nivåer som ble funnet for kopper på st. A9 i 1974 (NIVA 12.9.1977) har vist nedgang i løpet av 1975-1976.

Sink (Zn)

Gjennomsnittskonsentrasjonen for sink er beregnet til samme nivå fra tidligere år, og viser følgelig bare en moderat eller svak sivilisatorisk påvirkning, I likhet med i 1974 - 1975 ble det også i 1976 funnet små forskjeller mellom alger fra de ulike fjordene.

Kadmium (Cd) og bly (Pb)

Blæretangen inneholdt lave nivåer av begge metallene, overensstemmende med resultatene fra de to tidligere år (NIVA, 12.9.1977).

Kvikksølv (Hg)

Sammenlignet med nivåene 1974 - mai 1976 viste kvikksølvinnholdet i blæretang siste halvår 1976 en signifikant nedgang (tabell 44) på alle stasjoner unntatt A9, der gjennomsnittsnivået lå på 0.3 ppm som sist. Imidlertid viste begge prøver fra 2. halvår 1976 høyere nivåer enn i mai 1976.

GRØNNDUSK (*Cladophora* sp.)

Bakgrunnsnivåer for metaller i *Cladophora* sp. har vært vanskelig å tallfeste (NIVA, 12.9 1977). I tabell 43 er det imidlertid ført opp antatte bakgrunnsnivåer for de ni metaller det er analysert på.

Jern (Fe) og mangan (Mn)

Jerninnholdet viste en generell nedgang i prøvene fra 2. halvår 1976 i forhold til tidligere observasjoner.

For mangans vedkommende ble det ikke registrert noen signifikant endring av konsentrasjonene i alger fra indre del av Frierfjorden. I ytre del av Frierfjorden og i Breviksfjorden var imidlertid mangan-nivået tydelig øket (se tabell 45). Sammenlignet med tidligere data (NIVA, 12.9.1977) var det også høyere gjennomsnittsverdier for hele undersøkelsesperioden i disse to områdene. Brukas det høyest antatte bakgrunnsnivå for *Cladophora* sp., var manganinnholdet i grønnalgen 12 x høyere enn antatt bakgrunnsnivå. De høye konsentrasjonene av Mn tyder imidlertid på at en del av manganet kan være avleiret på utsiden av celleveggene, selv om algene ble vasket i destillert vann før analyse.

Tidligere arbeider har vist at tang ikke er i stand til å regulere metalloptaket, og følgelig skulle metallkonsentrasjonene i algene være direkte avhengig av de omgivende vannmasser (Young & Langille 1958, Gutknecht 1965, Bryan 1971). Dette synes å være tilfelle for opptaket av de fleste metaller. For Mn derimot er det fra forskjellige områder funnet en atskillig større variasjonsbredde i konsentrasjonsfaktoren vann/alge (Morris & Bale 1975, Saenko et al. 1976), som tilsvarer nivåintervallene registrert fra Frierfjordområdet. Dette, sammen med andre faktorer har ført til at Morris & Bale (1975) har konkludert med muligheten av at manganopptaket til en viss grad kan være regulert.

Krom (Cr), nikkel (Ni) og kopper (Cu)

Krom- og nikkelkonsentrasjonene var lave i hele området. Cr-nivåene er tydeligvis redusert (jfr tabell 12 i NIVA 12.9.1977, s. 153-154).

Gjennomsnittskonsentrasjonen av Cu viste samme moderate nivå som i de to tidligere år (se tabell 42 og 43).

Sink (Zn)

Sinkinnholdet i *Cladophora* sp. viste ingen signifikant endring på noen av stasjonene i Breviks- og Frierfjorden (tabell 45), og opptrådte fremdeles i moderate mengder (ca $2\frac{1}{2}$ x bakgrunnsnivået).

Kadmium (Cd) og bly (Pb)

Som i tidligere år, viste analysene ingen tegn på kadmium-belastning i Frierfjorden. (Man skal imidlertid være oppmerksom på den høye deteksjonsgrensen for kadmium). Bly-innholdet viste en signifikant nedgang i forhold til observasjonene 1974 - mai 1976 (Kfr tabellene 42, 45 og NIVA 12.9.1975). Gjennomsnittsnivået for 43 prøver i hele undersøkelsesperioden lå omtrent på antatt største bakgrunnsnivå (tabell 43).

Kvikksølv (Hg)

I tabell 43 er det satt opp det antatt høyeste bakgrunnsnivå av kvikksølv i *Cladophora* sp., samt gjennomsnittsverdien for hele undersøkelsesperioden i Breviks- og Frierfjorden. I perioden 1974 - mai 1976 ble det funnet 29 av 30 prøver med Hg-innhold over bakgrunnsnivået i de to ovennevnte fjorder. Siste halvår 1976 ble det derimot bare funnet 6 av 11 prøver med konsentrasjoner høyere enn ca 0.25 ppm. Tabell 45 viser at Hg-innholdet i *Cladophora* sp. har hatt en signifikant nedgang i siste halvår av 1976.

På stasjonen ved Herøya (St Al6), som hadde alger med en gjennomsnittsverdi på 4.46 ppm Hg, vokste *Cladophora* sp. 2. halvår av 1976 med et gjennomsnittlig innhold (kun to prøver) på 2.33 ppm. Dette er likevel 9 x høyere enn antatt bakgrunnsverdi.

Tabell 43 viser at gjennomsnittsverdien for Hg i *Cladophora* sp. i hele

Breviks- og Frierfjorden har sunket fra tidligere, 1.30 ppm (32 prøver) i 1974 - mai 1976) til 1.14 ppm (43 prøver), hvilket er 4 - 5 x høyere enn "normale" konsentrasjoner i *Cladophora* sp. Konsentrasjonsfaktorer fra vann til fastsittende alger er omtalt i fremdriftsrapport nr. 6 (NIVA 12.9.1977, s 149 og tabell 10, s 148).

Dersom en bruker metallkonsentrasjonene i fastsittende alger som et mål på Grenlandsfjordenes metallbelastning, var det i første rekke kvikksølv og mangan som viste seg å ligge høyt i dette området i perioden 1974 - mai 1976. Tendensen (se tabellene 44 og 45) for siste halvår 1976 indikerer at det har vært en signifikant nedgang i kvikksølvbelastning i stort sett hele fjordsystemet. Bare ved Saltbua (St A15) og Brevik (St A9) har det vært omtrent samme nivåer.

Kvikksølvkonsentrasjonene utenfor Breviksfjorden syntes å ligge omtrent på det antatte bakgrunnsnivået i blæretang (ca 0.10 ppm) i siste halvdel av 1976. I Breviks- og Frierfjorden lå gjennomsnittsverdien i *Cladophora* sp på 0.69 ppm, hvilket antas å være 2 - 3 x bakgrunnsnivået.

Manganinnholdet i *Fucus vesiculosus* (blæretang) har vist en markert nedgang i Underområde II (se tab. 44). I Eidangerfjorden og indre del av Frierfjorden (*Cladophora*) lå mangankonsentrasjonen på samme nivå som tidligere, mens ytre del av Frierfjorden og i Breviksfjorden viste økning.

Manganinnholdet i blæretang tydet på en viss belastning (ca 5 x normalt) av fjordvannet utenfor Brevik i siste halvdel av 1976. I samme tidsrom var gjennomsnittsbelastningen med mangan i Breviks- og Frierfjorden 14 - 70 x høyere enn antatt normal-nivå (normal-nivå for *Cladophora*: 100 - 500 ppm).

Tabell 41. METALLINNHOOLD I *Fucus vesiculosus* (blåretang) (mg/kg tørrvekt) august og november 1976.

| Lokalitet | St nr | Dato | Prøve- antall | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Hg | Pb |
|------------------------|-------|----------|------------------|-----|------|-----|------|----|-----|-----|------|------|
| HELGEROFJORDEN | A 3 | 17.08.76 | 1 | < 5 | 300 | 70 | < 10 | 4 | 62 | < 2 | 0.06 | < 10 |
| | | 03.11.76 | 1 | - | 250 | 70 | < 10 | 5 | 130 | < 1 | 0.06 | < 10 |
| LANGESUNDS- FJORDEN | A 6 | 16.08.76 | 1 | < 5 | 460 | 65 | < 10 | 7 | 170 | < 2 | 0.12 | < 10 |
| | | 03.11.76 | 1 | - | 1200 | 150 | < 10 | 8 | 240 | < 1 | 0.12 | < 10 |
| ORMEFJORDEN | A 8 | 16.08.76 | 1 | < 5 | 560 | 50 | < 10 | 6 | 180 | < 2 | 0.10 | 10 |
| | | 03.11.76 | 1 | - | 550 | 80 | < 10 | 6 | 240 | < 1 | 0.09 | < 10 |
| BREVIKSFJORDEN | A 9 | 17.08.76 | 1 | < 5 | 570 | 100 | 7.6 | 9 | 210 | 1.1 | 0.20 | 3 |
| | | 03.11.76 | 1 | - | 2500 | 250 | 11 | 17 | 350 | 2.8 | 0.36 | 10 |
| EIDANGER- FJORDEN | A 11 | 03.11.76 | 1 | - | 1100 | 180 | < 10 | 7 | 220 | < 1 | 0.09 | < 10 |

Tabell 42. METALLINNHOOLD I *Cladophora* sp. (grønn dusk) (mg/kg tørrvekt), august og november 1976.

| Lokalitet | St nr | Dato | Prøve- antall | Cr | Mn | Fe | Ni | Cu | Zn | Cd | Hg | Pb | |
|-----------------|---------|---------------------|------------------|-----------|-------|---------------|---------|--------|--------|--------|----------|----------|--------|
| EIDANGERFJORDEN | A 11 | 16.08.76 | 1 | <10 | 50 | 100 | < 25 | 5 | 23 | < 5 | 0.10 | < 25 | |
| BREVIKSFJORDEN | A 9 | 17.08.76 | 1 | <10 | 6500 | 650 | < 25 | 18 | 150 | < 5 | 0.34 | 25 | |
| | A 9 | 03.11.76 | 1 | <10 | 15000 | 6000 | < 25 | 48 | 300 | < 2.5 | 0.50 | < 10 | |
| FRIERFJORDEN | Trosvik | 17.08.76 | 1 | <10 | 2200 | 450 | < 25 | 12 | 150 | < 5 | 0.16 | < 25 | |
| | | 18.08.76 | 1 | <10 | 3100 | 500 | < 25 | 12 | 140 | < 5 | 0.26 | < 25 | |
| Steinholmene | A 13 | 03.11.76 | 1 | <10 | 12000 | 4600 | < 25 | 20 | 280 | < 2.5 | 0.26 | - | |
| | Saltbua | 18.08.76 | 1 | <10 | 7000 | 2000 | < 25 | 40 | 220 | < 5 | 0.58 | 30 | |
| A 15 | | 03.11.76 | 1 | <10 | 4300 | 4500 | < 25 | 20 | 140 | < 2.5 | 0.30 | - | |
| v/Kanalen | A 16 | 18.08.76 | 1 | <10 | 600 | 320 | 8 | 8.6 | 58 | 0.4 | 0.95 | 3.9 | |
| | A 16 | 03.11.76 | 1 | <10 | 11000 | 5000 | 27 | 25 | 320 | 1.6 | 3.7 | 24 | |
| Balsøya | A 17 | 18.08.76 | 1 | <10 | 4700 | 720 | 11.8 | 13.5 | 130 | 2.2 | 0.25 | 12.5 | |
| | A 17 | 03.11.76 | 1 | <10 | 12000 | 7500 | 19 | 25 | 300 | 1.2 | 0.25 | 15 | |
| FRIERFJORDEN | | Aug. - Nov. 1976 | 11 | Intervall | <10 | 600- 15000 | 320 | <25-27 | 8.6-48 | 58-470 | <2.5-2.2 | 0.16-3.7 | <10-30 |
| BREVIKSFJORDEN | | | | Gj.snitt | - | 7127.27 | 2930.90 | - | 22 | 198.90 | - | 0.68 | - |

Tabell 43. GJENNOMSNITTSVERDIER FOR INNHOLDET AV METALLER I *Fucus vesiculosus* (blæretang) og *Cladophora* sp. (grønndusk) i prøver fra Grenlandsfjordene (1974-1976) jevnført med antatte bakgrunnsnivåer (kfr. NIVA 12/9.1977).

| METALLER | <i>Fucus vesiculosus</i> | | <i>Cladophora</i> sp. | |
|----------|---------------------------------------|------------------------------|---------------------------------|------------------------------|
| | Brevikfj./Eidangerfj./ytrefjordområde | | Frierfj./Brevikfj./Eidangerfj.: | |
| | Gjennomsnitt (75 prøver) | Antatt Bakgrunns- nivå | Gjennomsnitt (43 prøver) | Antatt Bakgrunns- nivå |
| Cr | - | < 5 | - | < 5 |
| Mn | 915.5 | < 100 | 5.983 | 100-500 |
| Fe | 180.4 | < 500 | 4.515 | < 5000 |
| Ni | - | < 10 | - | < 15 |
| Cu | 8.7 | < 20 | 23.5 | < 20 |
| Zn | 227.8 | < 100 | 244.3 | < 100 |
| Cd | - | < 2 | - | < 4 |
| Hg | 0.18 | < 0.15 | 1.14 | < 0.25 |
| Pb | - | < 10 | 32.7 | 10-30 |

Tabell 44. SIGNIFIKANTE ENDRINGER I METALLKONSENTRASJONER I *Fucus vesiculosus* (blåretang) fra 1974 - mai 1976 i forhold til 2. halvår 1976. Signifikansnivå er 5 prosent eller bedre,

| STASJON | Mn | | Fe | | Cu | | Zn | | Hg | |
|----------|------------|--------------------------------|------------|---------------|------------|------------------------------|------------|------------------------|------------|--------------|
| | sign. nivå | økning/nedg. | sign. nivå | økning/nedg. | sign. nivå | økning/nedg. | sign. nivå | økning/nedg. | sign. nivå | økning/nedg. |
| A3 | > 5 | ingen | >5 | ingen | > 5 | ingen | > 5 | ingen | < 1 | nedgang |
| A6 | < 0.1 | nedg. | <0.1 | nedg. | > 5 | | < 0.5 | nedg. | < 0.5 | nedgang |
| A8 | < 0.1 | nedg. | >5 | ingen | < 5 | | > 5 | ingen | < 0.5 | nedgang |
| A9 | < 5 | økning | <0.5 | nedg. | < 5 | | > 5 | ingen | > 5 | ingen |
| A11 | > 5 | ingen | >5 | ingen | < 5 | | > 5 | ingen | < 0.5 | nedgang |
| Tendens: | | Nedgang utenfor Breviksfjorden | | Liten nedgang | | Liten nedg. Underrområde III | | Samme nivå som 1974-75 | | Nedgang |

Tabell 45. SIGNIFIKANTE ENDRINGER I METALLKONSENTRASJONER I *Cladophora* sp. (grønn dusk) fra 1974 - mai 1976 i forhold til 2. halvår 1976. Signifikansnivå er 5 prosent eller bedre.

| STASJON | Mn | | Fe | | Cu | | Zn | | Hg | | Pb | |
|----------|------------|-----------------------------|------------|----------------|------------|------------------------|------------|------------------------|------------|----------------|------------|----------------|
| | sign. nivå | økning/nedgang | sign. nivå | økning/nedgang | sign. nivå | økning/nedgang | sign. nivå | økning/nedgang | sign. nivå | økning/nedgang | sign. nivå | økning/nedgang |
| A9 | < 2.5 | økn. | < 2.5 | nedg. | > 5 | ingen | > 5 | ingen | <2.5 | nedg. | < 2.5 | nedg. |
| A12/13 | < 0.5 | økn. | < 0.5 | nedg. | < 1 | nedg. | > 5 | ingen | <0.1 | nedg. | < 0.1 | nedg. |
| A15 | > 5 | ingen | > 5 | ingen | < 2.5 | økn. | > 5 | ingen | >5 | ingen | > 5 | ingen |
| A16 | > 5 | ingen | < 1 | nedg. | > 5 | ingen | > 5 | ingen | <5 | nedg. | < 0.5 | nedg. |
| A17 | > 5 | ingen | > 5 | ingen | > 5 | ingen | > 5 | ingen | <1 | nedg. | < 0.1 | nedg. |
| Tendens: | | Økning ved Breviksterskeler | | Nedgang | | Samme nivå som 1974-75 | | Samme nivå som 1974-75 | | Nedgang | | Nedgang |

6.5.3 Fisk og andre dyr

Resultatene fra analysene på metallinnholdet i fisk og andre dyr er som nevnt rapportert i sin helhet i fremdriftsrapport nr 6 (NIVA 12.9.1977). Kommentarene og konklusjonene gjentas her, mens det for dokumentasjonen og den statistiske bearbeidelse av materialet henvises til fremdriftsrapporten. For metallene krom og vanadium er det bare utført orienterende analyser. Med unntak for vanadium i sjøpung ligger konsentrasjonene overveiende under deteksjonsnivå for måling ved atomabsorpsjon direkte. Materialet av sjøpung er for lite til å påvise eventuelle geografiske forskjeller i akkumulering av vanadium. Sammenlignet med gjennomsnittlig daglig inntak i USA (Laveskog et al., 1976) er innholdet av krom i fisk ikke høyt.

Innholdet av kadmium, kopper, jern og nikkel er ikke signifikant høyere i dyr fra Frierfjorden, Brevik og Eidangerfjorden enn i dyr fra de ytre fjordområder. Krabbeprøver fra Eidangerfjorden har sogar signifikant lavere kadmiuminnhold enn prøver fra de ytre områder, en tendens som også ble registrert i prøver av bunnsediment (NIVA 19.5.1976). Ellers er mangelen på signifikante forskjeller mellom fjordområdene i overensstemmelse med det som er funnet for metaller i de frie vannmasser (NIVA, 25.11.1976).

Sammenlignet med resultater fra Irskesjøen (Segar et al. 1971), og resultater for *Mytilus galloprovincialis* fra Middelhavet (Fowler & Oregioni, 1976), samt kadmium og kopper i blåskjell fra hele irskekysten (Crowley & Murphy, 1975), fra Oslofjorden (Andersen, 1973), fra skotske farvann (Topping, 1973), fra Spania og Portugal (Stenner og Nickless, 1975) og fra Australia (Phillips, 1976). kan innholdet av kadmium, kopper, nikkel og jern i blåskjell betraktes som normalt for lite forurensningspåvirkede områder.

Sammenlignet med metaller i matvarer (Laveskog et al., 1976) er innholdet av kadmium, kopper og nikkel i fisk fra Frierfjorden ikke høyt.

Konsentrasjonene av sink og bly i hvirvelløse dyr fra Breviksområdet synes å være noe høyere enn i prøver fra de ytre fjordområder.

Sammenlignet med blåskjellprøver fra Oslofjorden (Andersen, 1973), skotske farvann (Topping, 1973), irskekysten (Crowley & Murphy, 1975), kysten av Spania og Portugal (Stenner og Nickless, 1975) og Australia (Phillips, 1976) synes sinkverdiene i de ytre fjordområder å være vanlige for lite forurensningspåvirkede områder. Blyverdiene i ytre områder ligger gjennomsnittlig i overkant av det som er vanlig i lite påvirkede områder.

Når verdiene fra Breviksområdet synes noe høyere kan dette ha sammenheng med at blåskjellene her lever nær grensen av sin utbredelse innover i fjordområdet, og derfor ikke er i så god kondisjon. På den annen side synes ferskvannspåvirkning å kunne føre til redusert bly-akkumulering hos blåskjell (Phillips 1976). I alle fall tyder ikke resultatene på annet enn en moderat påvirkning av sink og bly fra ellevannet eller fra byområdet.

Fisk fra forventet lite forurensningspåvirkede områder i Sør-Norge (Havre et al., 1973) og Nordsjøen (Andersen, 1973) viste liknende sinkkonsentrasjoner som fisk fra Frierfjorden. For bly er det relativt stor uoverensstemmelse mellom resultatene fra de forskjellige laboratorier. Blyinnholdet i fisk fra Frierfjorden er høyere enn bakgrunnsverdier etter Havre et al. (1973), men på linje med resultater fra Universitetet i Oslo, samt skotske, engelske og franske laboratorier og lavere enn svenske resultater (jfr. Andersen, 1973).

Mangan viste økt anrikning i hvirvelløse dyr fra Breviksområdet og Frierfjorden. Dette stemmer overens med de relativt høye manganverdiene som er funnet i Frierfjordens overflatevann og i alger (NIVA 25.11.1976).

Sammenlignet med resultater fra irskeysten (Crowley & Murphy, 1975), Nordsjøen (Fowler & Oregoni, 1976) og California (Graham, 1971) er manganverdiene i blåskjell fra Breviksundet, Eidangerfjorden og ytre områder høye.

At verdiene er høye sammenlignet med de andre områder og høyest i Frierfjorden stemmer overens med resultatene fra sedimentundersøkelsen (NIVA, 19.5.76), Manganinnholdet i sjøpung er også svært høyt sammenlignet med Emerson, et al.'s (1975) verdier fra Los Angeles. Det er tydelig at sjøpung har en utpreget tendens til å akkumulere mangan og at tilgangen på mangan i Frierfjorden er stor.

Sammenlignet med beregnet daglig inntak gjennom føden i USA (Laveskog et al., 1976) er manganinnholdet i taskekrabbe, blåskjell og fisk fra Frierfjorden ikke høyt.

Blåskjell viser høyere akkumulering av kvikksølv i Eidangerfjorden enn i de utenforliggende områder, Sjøpung fra Frierfjorden har statistisk signifikant høyere kvikksølvinnhold enn prøver fra de ytre fjordområder. Siden det her dreier seg om en blanding av arter, kan en imidlertid ikke trekke noen vidtgående konklusjo-

ner om forurensningsbelastning. Når en ser resultatene for blåskjell, krabbe, sjøpung og fisk i sammenheng, gir de imidlertid indikasjon på en viss påvirkning av overflatevannet i Eidangerfjorden og det intermediære vannlag i Frierfjorden.

Sammenliknet med resultater fra Nordsjøen og tiliggende kystområder (Andersen 1973, Wolf 1975) er kvikksølvinnholdet i blåskjell fra Eidangerfjorden, Brevik og ytre fjordområder vanlig for sivilisatorisk påvirkede områder i begynnelsen av 1970-årene.

Innholdet av kvikksølv er høyere i fisk enn i blåskjell og krabbe fra undersøkelsesområdet. Fisk synes å ha relativt stor affinitet overfor kvikksølv. Det har også vist seg å være en tendens til at kvikksølvkonsentrasjonen i fiskekjøtt øker med fiskens vekt (jfr. ISOTOPCENTRALEN 1972). Selv om denne økning ikke synes å være stor, har en så langt det er mulig tatt hensyn til dette ved sammenlikninger med andre undersøkelser.

De forskjellige fiskearter fra Frierfjorden viste omtrent samme kvikksølvinnhold. Analyseverdiene for NIVAs fiskeprøver fra Frierfjorden (11 torsk, 5 sei, 3 hvitting, 3 rødspetter, 3 skrubbe, 4 ål og 1 ubestemt flyndre, tilsammen 30 prøver) ga et gjennomsnitt på 0.58 $\mu\text{g/g}$ våtvekt. For Eidangerfjorden og ytre fjordområder var gjennomsnittet (2 torsk, 2 sei, 2 lyr, 1 rødspette, tilsammen 7 prøver), 0.20 $\mu\text{g/g}$ våtvekt. Prøvene fra Frierfjorden har signifikant høyere kvikksølvinnhold enn prøvene fra de øvrige fjordområder (t-test: $n_1 = 30$, $n_2 = 7$, $t = 11,19$ $P \ll 1\%$). Forskjeller i artssammensetning, størrelse og tidspunkt mellom de to grupper av prøver kan ikke forklare dette. Fiskeanalysene indikerer derfor en lokalt forhøyet kvikksølvbelastning av Frierfjordens intermediære vannlag i undersøkelsesperioden. Dette stemmer overens med fiske-resultater fra veterinærmyndighetene (Hans Hoff, brev av 11.8.1977) og resultatene for hvirvelløse dyr og fastsittende alger (dette arbeid), vannanalyser (NIVA 25.11.1976) og sedimentanalyser (NIVA 19.5.1976).

Sammenlignet med resultater fra Nordsjøen og tiliggende kystområder (Havre et al. 1973, Andersen 1973, ISOTOPCENTRALEN 1972, Pørtman 1971, Underdal & Håstein 1971, Underdal 1972) og Canadas østkyst (Freeman et al. 1974) viste kvikksølvinnholdet i torsk fra Frierfjorden høsten 1976 således en betydelig forurensning. Resultatene fra veterinærmyndighetene viser samme høye kvikksølvnivå i torsk fra Frierfjorden i slutten av 1975 og 1976 som den foreliggende undersøkelse, men betydelig lavere innhold de nærmeste foregående år. De høye kvikksølvverdiene fra og med høsten 1975 skyldtes derfor sannsynligvis spesielle forhold.

Analyser av total-kvikksølv og metyl-kvikksølv viste at størstedelen av kvikksølvet i den analyserte fisken var metyl-kvikksølv. Dette er i overensstemmelse med resultater fra Norges Veterinærhøgskole (B. Underdal, pers.medd.) som gjelder fisk fra Frierfjorden og resultater for torsk i Øresund (Westöö og Rydälv, 1971).

Den helse- og fiskerimessige vurderingen av disse resultater tilligger helse-, veterinær- og fiskerimyndighetene. Her skal bare nevnes at kvikksølvinnholdet i fiskeprøvene fra Frierfjorden i 1976 gjennomsnittlig lå lavere enn grensen på 1 µg/g våtvekt som anvendes for fisk i Sverige, men var litt høyere enn grensen på 0,5 µg/g våtvekt som anvendes i Vest-Tyskland, Canada og USA (jfr. Gerlach 1976). Utenfor Frierfjorden var gjennomsnittsinholdet i fisk klart lavere enn 0,5 µg/g våtvekt. Kvikksølvinnholdet i lever var gjennomgående lavere enn i muskulatur.

6.6 Organiske miljøgifter i biologisk materiale

Følgende stoffer er analysert i biologiske prøver fra Frierfjorden og til-
liggende fjordområder:

Triklorbenzen (3CB), tetraklorbenzen (4CB), pentaklorbenzen (5CB),
heksaklorbenzen (HCB), heptaklorstyren (HCS), oktaklorstyren (OCS),
polyklorerte bifenyler (PCB), dekaklorbifenyl (DCB), totalt organisk
bundet klor (Cl), brom (Br) og jod (J), persistent organisk bundet
Cl, Br og J, polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og ikke-
halogenerte fenoler.

De viktigste analyseobjektene har vært fisk, krabber og blåskjell. Det er
også innsamlet prøveserier av sjøpung. Utover dette er det tatt enkelte
orienterende prøver av forskjellige andre organismer, blant annet alger,
plankton, muslinger, mark og reker. Analysene er utført av Sentralinstitutt
for industriell forskning. For beskrivelse av analysemetodikk henvises til
SI (12.9.1977) og SI (29.11.1977).

Ved vurderinger av miljøgiftproblemene er det særlig følgende momenter
som bør vies oppmerksomhet:

- 1) Helserisiko eller ubehag for mennesker
- 2) Giftvirkninger på marine organismer
- 3) Stoffenes influensområde og forskjeller i nivåene fra sted til
sted (stedsgradienter)
- 4) Utvikling over tid (tidsgradienter).

Resultater

De fleste analyseresultater for prøvene som ble innsamlet i løpet av hoved-
undersøkelsen er allerede rapportert (NIVA, 12.9.1977). Resultatene for
resten av materialet, som omfatter blåskjell, krabber, sjøpung og lever-
prøver av fisk, innsamlet høsten 1976, er presentert i tabell 46-50.
I tabell 51 er det gitt en samlet fremstilling av konsentrasjonene av noen
viktige klorerte hydrokarboner i torsk fanget i Grenlandsfjordene i 1975
og 1976.

Av de klororganiske forbindelser som var identifisert i prøvene, opptrådte som regel heksaklorbenzen og oktaklorstyren i størst mengde. I fisk (spesielt i torsk) fantes ofte konsentrasjoner av OCS som var flere ganger høyere enn HCB-konsentrasjonene.

Hovedkilden for de klorerte benzener, klorerte styrener og dekaloribifenyl er magnesiumfabrikken på Herøya. PCB er regnet for å være en global forurensning. Av den grunn venter en å finne et relativt konstant innhold av PCB i prøvene, mens innholdet av de øvrige klorerte forbindelsene vil være størst nær utslippskilden og avta med økende avstand fra utslippet. Resultatene for fisk demonstrerer tydelig at nivået av klorerte benzener og klorerte styrener i Eidangerfjorden og ytre fjordområder sør og øst for Breviksfjorden var lavere enn i Frierfjorden (tabell 51). Variasjonene i PCB-innholdet i fisk (særlig torsk) fulgte i store trekk variasjonene i innholdet av HCB og OCS. Dette kan tyde på at PCB ikke tilføres bare som global forurensning, men også fra lokale kilder (SI 29.11.1976 og NIVA 25.11.1976). En "lokal kilde" kan være Skienselva på grunn av at PCB kan samles opp fra et stort nedslagsområde. PCB-konsentrasjonene i torsk fra Grenlandsfjordene var 1.5 - 2.5 ganger høyere enn i torsk fra Østersjøen (Jensen et al. 1972).

Den endelige vurdering av forhold som angår bruk av fisk fra Grenlandsfjordene må gjøres av forvaltningsmyndighetene. En betydelig del av fiskeprøvene fra 1975 hadde konsentrasjoner av HCB som overskred de høyeste tillatte grenser i matvarer i land som har spesielle bestemmelser for dette stoffet. Giftigheten av OCS er foreløpig ukjent, og følgelig også den toksikologiske betydningen av de høye konsentrasjonene av dette stoffet i Frierfjordfisken.

Etter reduksjon i utslippene av klorerte hydrokarboner fra og med juli 1975 kunne det ventes en gradvis nedgang i innholdet i organismene i resipientområdet. For blåskjell, taskekrabbe og torsk var det en nedgang i HCB-nivåene fra 1975 til 1976. For OCS i torsk viste de fleste analysene lavere nivåer i 1976 enn i 1975. I 1976 ble det fanget to torsker som hadde ekstremt høyt innhold av OCS og PCB (Tabell 50). En antar at dette var helt tilfeldig og like gjerne kunne ha forekommet i et tidligere år.

Prøver tatt i 1977 og i april 1978 av Byveterinæren i Skien (i samarbeid med Veterinærinstituttet og Fiskeridirektoratet) viser en stadig nedgang i nivåene av klorerte hydrokarboner i torskfisk (Frøslie & al. 1978; Fiskeridirektoratet 1978). Fiskeridirektoratet konkluderer imidlertid med at det ikke er tilrådelig å spise lever av fisk fra Grenlandsfjordene, og det bør også vises forsiktighet med konsum av filét av fisk fra Friarfjorden. Disse resultatene vil bli nærmere referert i rapporten fra overvåkningen i 1977.

Tabell 46 . KLOERTE HYDROKARBONER I INNMAT AV BLÅSKJELL (SI 1.6.77).

| Lokalitet | Dato | % tørrstoff | PPM TØRRVEKT | | | | |
|---------------------|----------|-------------|--------------|------|-----|---------|------|
| | | | 5CB | HCB | HCS | OCS | PCB |
| A13, Steinholmen | 31.10.76 | 12.7 | 0.04 | 0.2 | - | < 0.02 | 0.2 |
| B5, Langesund | 2.11.76 | 14.5 | 0.02 | 0.1 | - | < 0.03 | 0.3 |
| B6, Geitrøya | 1.11.76 | 14.6 | 0.03 | 0.2 | - | < 0.03 | 0.3 |
| A9, Brevik | 2.11.76 | 14.4 | 0.03 | 0.2 | - | < 0.02 | 0.3 |
| B4, Bjerkøya | 1.11.76 | 11.7 | 0.03 | 0.2 | - | < 0.02 | 0.3 |
| B2, Eidangerfjorden | 1.11.76 | 10.8 | 0.04 | 0.2 | - | < 0.03 | 0.3 |
| * ØR, Ringsholmen | 31.10.76 | i.m. | 0.01 | 0,05 | - | < 0.005 | 0.04 |
| B7, Arøya | 2.11.76 | 15.1 | 0.02 | 0.1 | - | < 0.01 | 0.2 |
| B3, Eidangerfjorden | 1.11.76 | 15.5 | 0.02 | 0.1 | - | < 0.005 | 0.2 |
| * A17, Balsøya | 31.10.76 | i.m. | 0.01 | 0,03 | - | < 0.002 | 0.03 |

* ppm våtvekt

i.m. ikke målt

- ikke påvist

Tabell 47. KLOERTE HYDROKARBONER I SJØPUNG (SI 21.6.77).

| Lokalitet | Dato | % tørrstoff | PPM TØRRVEKT | | | | |
|-------------------|----------|-------------|--------------|------|------|------|-----|
| | | | 5CB | HCB | HCS | OCS | PCB |
| A6, Risøyodden | 1.11.76 | 4.8 | > 0.003 | 0.08 | 0.02 | 0.07 | - |
| A1, Åbyfjorden | " | 8.0 | 0.01 | 0.17 | 0.03 | 0.11 | - |
| A15, Saltbua | 31.10.76 | 7.1 | 0.04 | 0.48 | 0.03 | 0.17 | - |
| A13, Steinholmene | 31.10.76 | 7.9 | 0.03 | 0.44 | 0.04 | 0.25 | 0.7 |
| * A17, Balsøya | " | 14.7 | 0.02 | 0.58 | 0.05 | 0.63 | - |
| Øvre Ringsholmen | " | 10.9 | 0.06 | 0.98 | 0.14 | 0.67 | - |

* Styela sp.

- ikke påvist

Tabell 48 . KLOERTE HYDROKARBONER I STRANDKRABBE (SI 26.3.77).

| Lokalitet | Dato | % tørrstoff | PPM TØRRVEKT | | | | | | | |
|--------------|----------|-------------|--------------|--------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | | 3CB | 4CB | 5CB | HCB | HCS | OCS | DCB | PCB |
| A15, Saltbua | 31.10.76 | 24.4 | - | < 0.05 | 0.1 | 3.5 | 0.8 | 3.5 | 0.4 | 1.5 |
| A17, Balsøya | " | 18.0 | - | - | 0.2 | 4.9 | 0.7 | 9.9 | 0.5 | 3.4 |

- ikke påvist

Tabell 49 . KLORETE HYDROKARBONER I TASKEKRABBE (SI 26.8.78; SI 1.1.78).

| Lokalitet | Dato | % tørrstoff | PPM TØRRVEKT | | | | | | | |
|----------------------------|----------|-------------|--------------|-------|------|------|------|------|-----|------|
| | | | 3CB | 4CB | 5CB | HCb | HCS | OCS | DCB | PCB |
| A6, Risøya | 25.5.76 | 34.0 | | | 0.3 | 1.5 | 0.2 | 0.6 | | 5.3 |
| A13, Steinholmen | 26.5.76 | 22.8 | | | 3.0 | 18.1 | 2.2 | 8.3 | | 5.8 |
| A1, Stangodden | 17.8.76 | 25.0 | | | 0.2 | 0.4 | 0.08 | 0.2 | | 2.4 |
| A13, Steinholmene | 31.10.76 | 16.3 | - | - | 0.2 | 1.9 | 0.6 | 1.4 | 3.4 | 2.3 |
| A9, Brevik kirke | 2.11.76 | 22.0 | - | - | 0.2 | 1.6 | 0.5 | 0.8 | 0.7 | 2.0 |
| A6, Risøyodden | 1.11.76 | 19.9 | <0.07 | <0.01 | 0.1 | 0.9 | 0.3 | 0.4 | 0.3 | 1.0 |
| A11, Kattøya | " | 26.2 | <0.05 | <0.04 | 0.2 | 0.8 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.8 |
| Ø Ringsholmen | 31.10.76 | 14.9 | - | - | 0.6 | 5.8 | 1.1 | 2.4 | 0.8 | 2.9 |
| A15, Saltbua | " | 21.1 | - | - | 0.5 | 6.1 | 1.3 | 2.8 | 0.5 | 2.5 |
| A1, Åbyfjorden | 1.11.76 | 11.2 | - | - | 0.1 | 0.8 | 0.3 | 0.4 | 0.1 | 1.2 |
| A4, Geitrøya | " | 25.4 | - | <0.01 | 0.2 | 1.2 | 0.2 | 0.3 | 0.1 | 1.7 |
| Hydrostranda ¹⁾ | 12.3.76 | 11.0 | | | 0.02 | 0.05 | - | 0.02 | | 0.04 |
| - " - | " | 17.9 | | | 0.04 | 0.9 | 0.07 | 0.20 | | 1.0 |

1) funnet døde på stedet

- ikke påvist

Tabell 50 . KLORETE HYDROKARBONER I LEVER AV FISK FRA INDRE FRIERFJORD (SI 9.9.77).

| identifikasjoner | Dato | Art | % olje | PPM I OLJE | | | | | PPM I VÅTVEKT | | | | |
|------------------|----------|-------|--------|------------|-----|-----|------|-----|---------------|-----|-----|------|-----|
| | | | | 5CB | HCb | HCS | OCS | PCB | 5CB | HCb | HCS | OCS | PCB |
| 131 | 31.10.76 | Sei | 75 | 1.2 | 28 | 13 | 130 | 29 | 0.9 | 21 | 10 | 98 | 22 |
| 132 | " | Sei | 67 | 2.0 | 37 | 14 | 140 | 33 | 1.3 | 25 | 9 | 94 | 25 |
| 133 | " | Torsk | 70 | - | 54 | 170 | 1700 | 270 | - | 38 | 119 | 1190 | 189 |
| 134 | " | Torsk | 70 | - | 38 | 220 | 2500 | 970 | - | 27 | 154 | 1750 | 679 |

Tabell 51. GJENNOMSNIITT OG VARIASJONSOMRÅDE FOR KONSENTRASJONER (ppm våtvekt) av HCB, OCS og PCB I FILET OG LEVER AV TORSK I 1975 og 1976.

(Data fra Norsk Hydro (1977) og Frøslie & al. (1977) er inkludert). N = antall prøver.

| TORSK | | Indre Frierfjorden (innenfor Saltbua) | Eidangerfjorden - Langesundsfjorden |
|---------------|-------|--|--|
| <u>Filét:</u> | | | |
| HCB | 1975: | 0.71 (0.2-1.9) N 17 | 0.035 (0.02-0.05) N 2 |
| | 1976: | 0.13 (0.01-0.5) N 49 ✓ | 0.05 N 1 |
| OCS | 1975: | 1.52 (0.2-4.7) N 17 | 0.07 (0.04-0.1) N 2 |
| | 1976: | 0.94 (0.02-9.0) N 49 ✓ | 0.05 N 1 |
| PCB | 1975: | 0.50 (0.1-0.7) N 3 | 0.06 (0.02-0.1) N 2 |
| | 1976: | 0.32 (0.02-1.1) N 10 | 0.03 N 1 |
| <u>Lever:</u> | | | |
| HCB | 1975: | 61.0 (6-156) N 18 | 2.8 (0.5-6.5) N 22 |
| | 1976: | 11.4 (0.7-38) N 46 ✓ | 2.6 (0.04-16) N 23 |
| OCS | 1975: | 151.0 (18-380) N 18 | 7.7 (0.9-21) N 22 |
| | 1976: | 123.0 (2.6-1750) N 46 ✓ | 16.5 (0.2-170) N 23 |
| PCB | 1975: | 20 (2-50) N 18 | 3.2 (0.7-9) N 22 |
| | 1976: | 42 (3-679) N 27 | 4.3 (0.5-13) N 23 |

6.7 Biotester med heksaklorbenzen

Det er gjort tester med heksaklorbensens virkning på den encellede algen *Phaeodactylum tricoratum*. Løseligheten av HCB i vann er bare 5 - 7 ppb. Dette vanskeliggjør doseringen av stoffet. I samarbeid med Sentralinstitutt for industriell forskning ble derfor spesielle doseringsmetoder utprøvd.

I de innledende forsøk ble HCB tilsatt systemene i metanol-løsning. Det viste seg imidlertid at denne doseringsteknikken ga altfor variable resultater. Dosering av HCB via adsorbent ble derfor prøvd isteden. Et finfordelt eller porøst materiale, der overflaten av partiklene er påsatt en hinne med HCB, får før eller under forsøket ligge og avgi stoff til testvannet. I de forsøkene som her refereres ble aluminiumoksyd (Al_2O_3) brukt. Senere erfaringer har vist at adsorbenter av typen Celite eller Chromosorb kan være bedre egnet.

Algene ble dyrket i batch-kultur¹⁾ ved følgende betingelser: 15°C, 8 500 lux, 8 timer natt og 16 timer dag. Totalt kulturvolum var 250 ml. Det ble benyttet fosfatbegrensende næringsmedium fordi algene da antas å være mere følsomme for toksiske forbindelser.

Til forsøkene ble det benyttet aluminiumoksyd/HCB med 0.01 vekt % HCB. Totalmengde HCB tilsatt til kulturene ble variert fra 0.1 - 3 000 ppb. Den mengde aluminiumoksyd/HCB som tilsvarer den ønskede totale tilsats av HCB, ble veid inn. For å oppnå ellers like forhold, ble ren aluminiumoksyd tilsatt i tillegg, slik at totalmengde adsorbent ble lik i alle kulturene.

Den vanlige prosedyren ved forsøk uten adsorbent tilsatt var å ta ut prøver fra kulturen etter ønskede tidsintervaller, filtrere alger fra næringsløsningen og deretter analysere disse hver for seg for innhold av heksaklorbenzen. Med adsorbent tilsatt må denne prosedyren forandres. Det er av avgjørende betydning at ikke adsorbentpartikler følger med algene gjennom analysen, da dette HCB-bidraget vil forstyrre resultatene i vesentlig grad.

1) Batch-kultur er en populasjon av alger som får formere seg i et kar med begrenset volum og næringsmengde inntil plass- eller næringsmangel hindrer videre vekst.

For å skille alger fra partikler ble det derfor prøvet ut en teknikk med gradientsedimentering i en væskesøyle med økende egenvekt av væsken nedover i søylen.

Gradientsedimenteringen ble utført i en 500 ml målesylinder med totalt 6 x 50 ml sucrose/vann i forskjellige blandingsforhold fra 30% ned til 5% (se figur 59). På denne gradienten ble satt bunnsjiktet (70 ml) av en sentrifugert algeprøve. Etter ca $\frac{1}{2}$ time var alle synlige partikler sunket til bunns, mens algene, som er lettere, holdt seg svevende i de øverste 170 ml.

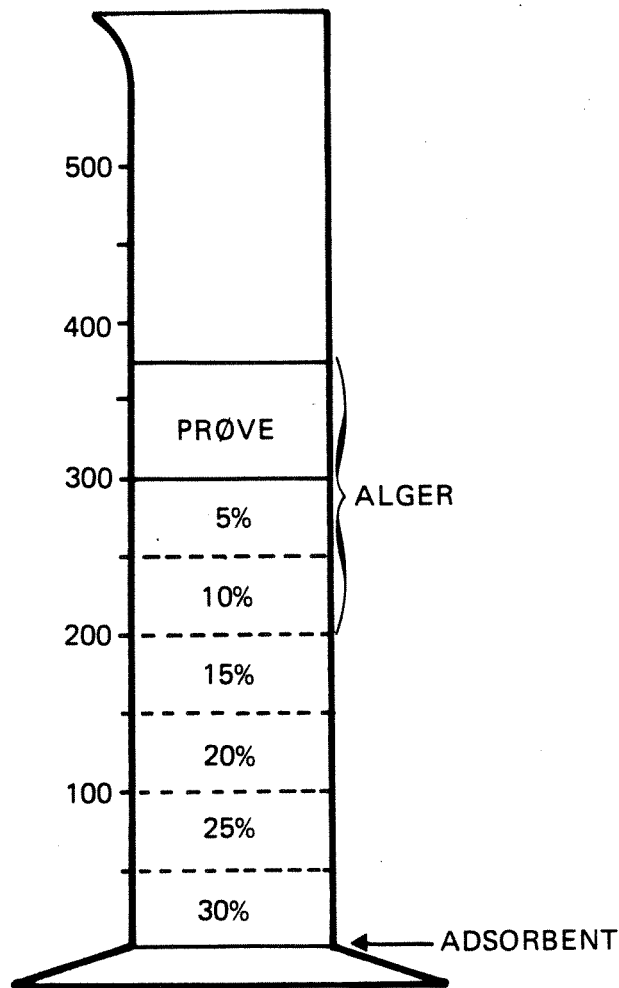


Fig. 59. Separering av alger og adsorbent på sucrosegradient.

Etter selve separeringsprosessen ble algene filtrert fra dette toppsjiktet og analysert etter vanlige retningslinjer (homogenisering, ekstraksjon, konsentrering av ekstrakter, svovelsyrebehandling, GC/ECD) for innhold av heksaklorbenzen.

For å studere hvilken virkning forskjellige mengder HCB ville ha på alge-systemet ble to faktorer valgt ut for nærmere undersøkelser:

Veksthastighet og opptak av HCB i algene (akkumulering). Hensikten var å prøve å se sammenhengen mellom biologiske effekter, akkumulering og forekomst av HCB.

Resultatene av vekststudiene er gitt i fig. 60. I figuren er celletallet plottet inn som funksjon av tiden (dager) for forsøkets varighet. Hver kurve representerer enten en kontrollkultur eller en kultur med en bestemt mengde HCB tilsatt. Resultatene viser at det ikke observeres noen effekt på veksthastigheten ved de laveste konsentrasjonene av HCB. Ved sammenligning av kontrollene fremgår imidlertid at tilsats av Al_2O_3 gir en viss reduksjon i veksthastigheten, og det er derfor som før nevnt viktig at alle kulturene inneholder like mye Al_2O_3 . Først ved tilsatsmengder større enn 10 ppb HCB inntreer en veksthemning i form av forsinket vekst i begynnelsen av vekstperioden. Denne effekten blir som ventet mer markert ettersom mengden økes videre ut over 10 ppb.

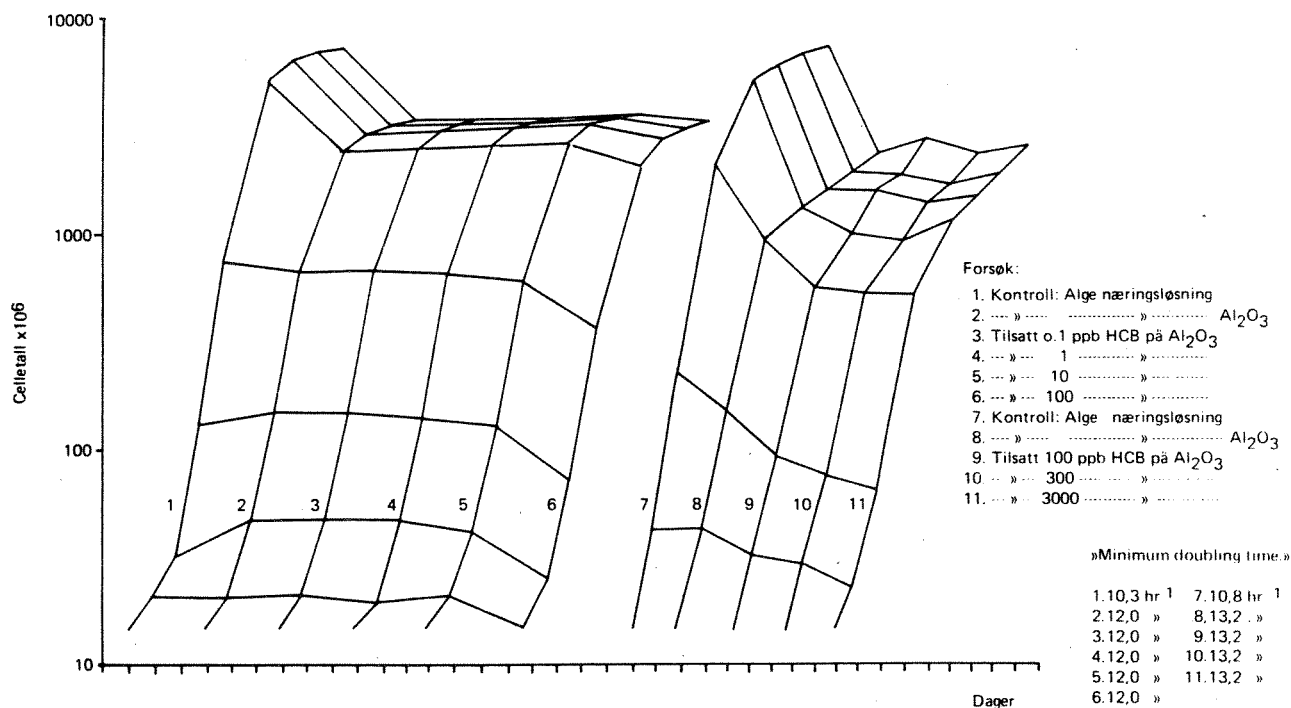


Fig. 60. Vekstforløp i algekultur.

For et utvalg av prøvene ble det utført analyser for å bestemme opptaket av HCB i algene. Samtidig ble det utført kontrollforsøk for å undersøke om teknikken for separasjon av adsorbent og alger virket tilfredsstillende.

I kontrollforsøket ble en ppm-blanding av HCB/adsorbent/vekstmedium "separert" ved hjelp av gradientsedimentering. Den øverste fasen ble filtrert på tilsvarende måte som med alger tilstede, og filteret ble analysert sammen med resten av prøvene. Kravet til kontrollen må være at den ikke inneholder HCB i mengder som er av samme størrelsesorden som innholdet i algeprøvene. Dersom kontrollen inneholder HCB, tyder det på at ikke all adsorbent er separert fra toppsjiktet.

Analysen av denne kontrollen viste at den inneholdt betydelige mengder HCB og derved at separasjonen ikke hadde vært tilstrekkelig.

Ved å sammenholde dette resultatet med de øvrige resultatene av algeanalyser, ble det klart at for de to høyeste tilsatsmengdene av HCB var analyseverdiene helt dominert av bidraget fra tilstedeværende adsorbentpartikler. Det var videre klart at for de laveste tilsatsmengdene (HCB \leq 10 ppb) ble det ikke funnet HCB-mengder i algene som var større enn i de øvrige blindprøvene (filter, alger + Al₂O₃ + filter). Et HCB-opptak av noen betydning kunne dermed ikke påvises for disse prøvene.

For prøvene tilsatt 50 og 30 ppb HCB var imidlertid opptaket målbart. Ved å trekke ifra blindverdien fra kontrollen fremkommer et HCB-innhold på henholdsvis 0.13 og 0.08 ng HCB pr 10⁶ celler. Disse verdiene er forbundet med relativt stor usikkerhet, men de gir likevel et inntrykk av på hvilket nivå HCB-innholdet ligger.

Ved valg av en annen og mindre skjør adsorbent enn Al₂O₃ til forsøkene, ville sannsynligvis resultatet vært bedre. Da disse forsøkene ble startet opp, forelå imidlertid ikke resultatene av SI's forsøk med andre adsorbenter (SI, 9.12.1977).

Så vidt en vet har det aldri blitt rapportert biologiske skadevirkninger grunnet heksaklorbenzertilførsler til det marine miljø, og eksperimentelle undersøkelser av stoffets giftighet overfor akvatiske organismer har hittil vært utført i liten grad. Planktonalgen *Tetrahymena pyriformis* eksponert for HCB-konsentrasjoner fra 0.001 til 0.5 ppm i 10-døgns kultur viste redusert populasjonsvekst. *Chlorella pyrenoidosa* eksponert for HCB-konsentrasjoner fra 0.001 til 10 ppm i 46-timers kultur viste en svak reduksjon i populasjonsveksten. Tre-måneders kulturer med de samme konsentrasjoner av HCB viste imidlertid en tydelig stiumulering av veksten, særlig ved 0.1 ppm (Geike & Parasher 1976 a, b).

Laseter & al. (1976) foretok eksperimenter med heksaklorbenzens virkning på krepsdyret *Procambarus clarki* og fiskene *Poecilia latipinna* og *Micropterus salmoides*. HCB-konsentrasjoner i testvannet på opptil 20 ppb forårsaket ikke dødelighet etter 10 dagers eksponering av dyrene. Det var heller ingen signifikant dødelighet etter injiserte doser på 125 µg/g kroppsvekt. Etter 15 dagers eksponering for 2 ppb HCB i vannet, akkumulerte unge *M. salmoides* 88 µg/g, som tilsvarer en konsentrasjonsfaktor på 44 000. Histologiske snitt av vev fra kronisk eksponerte krepsdyr og fisk viste skade på celler og organer. Dette ble observert i nyre, lever og galleblære hos *M. salmoides* eksponert for 25 ppb HCB. Hepatopankreas¹⁾ av kreps ble påvirket ved 10 døgns eksponering for 36 ppb.

Virkingen av HCB på brakkvanns-reker og fisk ble studert av Parrish & al. (1975). Ved eksponering for 25 µg/l i 96 timer døde 33% av forsøksdyrene av reken *Penæus duorarum* og 10% av reken *Palaemonetes pugio*. Det ble ikke registrert dødelighet hos fiskene *Cyprinodon variegatus* og *Lagodon rhomboides* ved denne konsentrasjonen. *L. rhomboides* eksponert for 0.06-5,2 µg/l i 42 døgn akkumulerte HCB i hele perioden. Den maksimale konsentrasjonen i muskelvev (våtvekt) var 32 000 ganger høyere enn i vannet. Etter 28 døgn i HCB-fritt vann inneholdt fisken fremdeles over 50% av det akkumulerte HCB.

HCB-konsentrasjonene i Frierfjordens vannmasser ligger betydelig under konsentrasjonene som ble testet i de nevnte eksperimentene (NIVA 25.11.1976). Det er derfor neppe sannsynlig at HCB har medført giftvirkninger for marine organismer i fjorden. Forskjellige organismer kan imidlertid ha ulike tole-

1) Hepatopankreas er et organ med funksjoner som tilsvarer bukspyttkjertelens og leverens hos høyerestående dyr.

ranse, og forsøk har dessuten vist at naturlige planteplanktonsamfunn kan være mer sensitive for miljøgiftpåvirkning enn alger i laboratoriekultur (Mosser et al. 1972)

Polyklorerte bifenyler (PCB) har vært brukt kommersielt siden 1929, men ble først påvist som potensielle miljøgifter i 1966 (Jensen, 1966). På grunn av sin persistens (bestandighet) og evne til å akkumuleres i biologisk materiale, har PCB blitt et globalt problem. Giftigheten er undersøkt ved en rekke eksperimenter med forskjellige organismer.

Virkninger på planktonalger er registrert ved 0.1 µg/l (Fisher 1974), men vanligvis er det funnet at de nedre grenser for giftighet ligger i området 1 - 100 µg/l. Akvarieforsøk med dyresamfunn som utviklet seg fra en sammensatt kultur av planktoniske larver viste at samfunnene endret seg i vann tilsatt 0.1, 1 og 10 µg PCB/l (Hansen 1974).

Duke et al. (1970) fant at en rekeart, *Penaeus duorarum*, hadde 100% dødelighet etter to døgnns opphold i vann med 100 µg PCB/l. Dyra hadde da et kroppsinhold på 3,90 mg PCB/kg (våtvekt). Derimot hadde en fiskeart, *Lagodon rhomboides*, ingen dødelighet ved et kroppsinhold på 17.0 mg/kg. Et 20 dagers eksperiment med reker i vann som inneholdt 5 µg/l resulterte i at 72% av dyra døde. Deres kroppsinhold av PCB var da 16 mg/kg. Samme eksperiment med krabber, *Callinectes sapidus*, førte ikke til signifikant dødelighet. Etter 20 dager hadde krabbene akkumulert PCB til mellom 18 og 27 mg/kg. Det var altså en betydelig forskjell i giftigheten fra art til art. Nimmo et al. (1974) undersøkte PCBs giftighet på reken *Palaemonetes pugio*, og fant en betydelig dødelighet etter 1 - 2 ukers opphold i vann som inneholdt 4.0-12.5 µg/l. Konsentrasjonen av PCB i kroppen var da 27-65 mg/kg (våtvekt).

Konsentrasjonene av PCB som er funnet i vannprøver (NIVA 25.11.1976) og biologiske prøver fra Grenlandsfjordene ligger på nivåer som, etter det som er referert ovenfor, neppe kan medføre virkninger på de marine organismene. Heller ikke fra andre områder er det rapportert skadevirkninger av PCB på naturlige populasjoner av fisk eller laverestående marine organismer.

Man antar at fugler og rovdyr som ernærer seg av marin fisk og sjøfugl er mest utsatt. Nedgangen i vandrefalkpopulasjonene ble satt i sammenheng med at arten i stor grad ernærer seg av sjøfugl som har høyt innhold av DDE (Risebrough et al. 1968), et stoff med liknende oppførsel i naturen som PCB. Østersjøens selpopulasjoner har i løpet av de seneste ti-år gått tilbake som følge av at forplantningsevnen er nedsatt. Dette skyldes selenes høye innhold av PCB (70-80 ppm i fettet), som de får ved å spise forurenset fisk (Helle et al. 1976, Kihlström 1976).

Organismesamfunnene i Frierfjorden er utsatt for en rekke forskjellige giftstoffer. Samlet kan de ha en virkning, selv om de hver for seg ikke opptrer i farlige konsentrasjoner.

I utslippet fra magnesiumfabrikken på Herøya er det tidligere påvist en rekke halogenerte organiske forbindelser (SI 1972). Mange av disse har ikke vært inkludert i analyseprogrammet for biologiske prøver fra Frierfjorden. NIVA henvendte seg derfor til SI for å få utført en mer fullstendig analyse av et biologisk prøvemateriale fra fjorden. En var interessert i å se hvilke utslippskomponenter som kunne gjenfinnes, og en var spesielt ute etter de meget giftige klorerte dibenzofuraner og klorerte naftalener. Klorerte dibenzo-dioxiner var også i søkelyset, selv om disse ikke var påvist i utslippet. Det ble valgt å utføre analysene på torskeleverprøver. Til sammenligning ble også prøver av sedimentert materiale utenfor Herøya analysert. Arbeidet ble utført som en del i et analyseutviklingsprosjekt ved SI.

I prøven av torskelever ble det identifisert klorerte benzener, klorerte styrener, klorerte naftalener, klorerte bifenyler (PCB) og DDE. I tillegg kom cycloheksylheksan og flere uidentifiserte komponenter som ikke er klorerte (tabell 52).

I bunnsedimentene ble de samme grupper klorerte forbindelser som i torskeleverprøven identifisert, med unntak av klorerte bifenyler og DDE.

I tillegg kom her en rekke klorerte naftalener og klorerte alkyl-naftalener som ikke fantes i torskeleverprøven. Dessuten ble det identifisert ikke-klorerte forbindelser som alkaner, alkylbenzener, alkylnaftalener m. fl. (tabell 53).

Ved sammenligning av torskelever og bunnsedimentene fremgår det tydelig at klorerte benzener og -styrener tas opp og akkumuleres i torskelever i langt sterkere grad enn klorerte naftalener og -alkylnaftalener. Substituerte naftalener er forøvrig kjent for å være adskillig lettere nedbrytbare enn f eks heksaklorbenzen og PCB.

Videre synes det som PCB tilføres fisken både som lokal forurensning (som f eks dekakorbifenyl) og som mere global forurensning på lik linje med DDE.

Sammenlignes resultatene av dette arbeidet med det som tidligere er rapportert for selve utslippet (SI 1972), ser en at stort sett alle de forbindelsene som er identifisert i prøven av utslippsmasse også finnes i utslippsvannet og derfor sannsynligvis stammer derfra. I tabell 52 - 53 er det anmerket om en komponent også er funnet i en annen av prøvetypene.

Et av formålene med denne undersøkelsen var dessuten, som nevnt innledningsvis, å se spesielt etter klorerte dibenzofuraner og klorerte dibenzo-p-dioxiner i torskeleverprøven. For klorerte dibenzofuraner og -dibenzo-p-dioxiner i torskeleverprøven ga dette imidlertid ingen resultater. Med utgangspunkt i innholdet av PCB og heksaklorbenzen, som var kjent i denne torskeleverprøven, kan det anslås en deteksjonsgrense for de aktuelle forbindelsene på 0.1 - 0.2 ppm i oljen. Disse forurensningene er følgelig ikke til stede i konsentrasjoner over ca 0.05-0.1 ppm i selve torskeleveren, som inneholdt omkring 60% olje.

Analysemetodikken som ble brukt er utførlig beskrevet i SI (8.2.1978).

Tabell 52 FORBINDELSER FUNNET I TORSKELEVER

| FORBINDELSE: | ANM.: S = OGSÅ FUNNET I SEDIMENTERT UTSLIPPSMASSE U = OGSÅ FUNNET I UTSLIPP (SI 1972) |
|----------------------|--|
| Pentaklorbenzen | S, U |
| Heksaklorbenzen | S, U |
| Heksaklorstyren | 4 isomere U |
| Heptaklorstyren | 3 isomere S, U |
| Oktaklorstyren | S, U |
| Pentaklornatftalen | S, U |
| Heksaklornaftalen | U |
| Tetraklorbifenyl | 4 isomere |
| Pentaklorbifenyl | 5 isomere U |
| Heksaklorbeifenyl | 6 isomere |
| Heptaklorbifenyl | 3 isomere |
| Oktaklorbifenyl | |
| Dekaklorbifenyl | S, U (ikke dientifisert med GC/MS) |
| DDE | |
| Cycloheksylheksan | |
| Ukjente forbindelser | En serie på 4 forbindelser som kan være fettsyrederivater |
| Ukjent, M = 96 | ligner noe hexadienal |
| Ukjent, M = 136 | 2 isomere |
| Ukjent, M = 180 | 2 isomere |
| Ukjent, M = 150 | |
| Ukjent, M = 196 | |

Tabell 53 FORBINDELSER FUNNET I SEDIMENTERT UTSLIPPSMASSE

| FORBINDELSE: | ANM.: T = OGSÅ FUNNET I TORSKELEVER U = OGSÅ FUNNET I UTSLIPP (SI 1972) |
|--|--|
| Tetraklorbenzen | U |
| Pentaklorbenzen | T, U |
| Heksaklorbenzen | T, U |
| Heptaklorstyren | T, U |
| Oktaklorstyren | T, U |
| Bromnaftalen | U |
| Klornaftalen | U |
| Diklornaftalen | U |
| Tetraklornaftalen | U |
| Pentaklornaftalen | T, U |
| Klormetylnaftalen | U |
| Diklormetylnaftalen | U |
| Klordimetylnaftalen | U |
| Diklordimetylnaftalen | U |
| Triklordimetylnaftalen | U |
| Diklortrimetylnaftalen | 2 isomere |
| Alkaner C ₁₂ -C ₂₂ | Også gjenkjent i fraksjon 2, som derfor ikke ble undersøkt med GC/MS |
| Alkyl (C ₄) benzen | |
| Alkyl (C ₅) benzen | |
| Naftalen | U |
| Metylnaftalen | U |
| Dimetylnaftalen | U |
| Ukjent, M = 204 | Ikke klorert |
| Ukjent, M = 132 | Klorert, muligens klortetrahydronaftalen |
| Ukjent, M = 218 | |
| Ukjente forbindelser | T, En serie på 3 forbindelser som kan være fettsyrederivater |
| Ukjent, M = 250 | Muligens keton |
| Ukjent forbindelse | Karakteristisk ion m/e 242 |
| Metylabietat | |
| Metyldehydroabietat | |
| Ukjent forbindelse | Alifat - umettet - amingruppe |

7. OPPSUMMERING OG SAMMENFATTENDE VURDERING AV FORURENSNINGS- SITUASJONEN I SKIENSELVA OG GRENLANDSFJORDENE I TIDSROMMET 1974-76.

7.1 Innledning

Det er to forhold som ligger til grunn for forurensningssituasjonen i Grenlandsfjordene, og spesielt Frierfjorden. Disse er:

- naturgitte forhold
- store utslipp av forurensende stoffer.

Med naturgitte forhold menes i første rekke at fjordene er terskelfjorder med såvel vertikale som horisontale innsnevringar ved munningene. Dette er spesielt til hinder for fornyelsen av fjordens dypvann. Frierfjorden har to terskler mellom seg og åpent hav, noe som gjør fjorden til en særlig følsom resipient. Den utgående brakkvannsstrømmen resulterer samtidig i at utslipp til Frierfjordens overflatelag raskt kan spres over hele fjordområdet.

For marine organismesamfunn representerer den markerte ferskvannspåvirkning en sterkt hemmende innflytelse, først og fremst for samfunnene på grunt vann. Videre skaper partikkeltransporten ved elvevann et generelt ugunstig lysmiljø og dessuten nedslamming. Dette spiller en rolle for fastsittende alger og ellers for alle arter som er tilpasset hardbunn.

Via husholdningskloakk og industrielt avløpsvann tilføres Skiensselva og fjordområdene en lang rekke stoffer som bidrar til å forurense området. Av disse må spesielt nevnes:

- Nedbrytbart organisk stoff
- Plantenæringsstoffer, spesielt fosfor- og nitrogenforbindelser
- Bakterier og virus fra kloakkvann
- Potensielle miljøgifter som enkelte metaller, klorerte hydrokarboner og polysykliske aromatiske hydrokarboner
- Uorganisk og organisk partikulært materiale.

Ved at befolknings- og industrikonsentrasjonene i hovedsaken ligger ved Frierfjorden og langs Skienselva gis de forurensende stoffer maksimal oppholdstid i de mest sårbare fjordområder.

Fra slutten av 1960-åra begynte forurensningssituasjonen i Grenlandsfjordene for alvor å vekke bekymring. Høye konsentrasjoner av kvikksølv i torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden ble påvist i 1968. I sommerhalvåret var vannmassene preget av algeoppblomstringer som følge av overgjødning med plantenæringsstoffer. Ved årsskiftet 1972/73 ble det nedsatt forbud mot fangst av brisling på grunn av ubehagelig lukt og smak på råstoffet.

Formålet med denne 3-års undersøkelsen over tidsrommet mars 1974 - februar 1977 har blant annet vært å gi en mest mulig helhetlig oversikt over forurensningsproblemer i Grenlandsfjordene og årsakene til disse, for dermed å legge grunnlaget for effektive rens tiltak.

Resultatene av undersøkelsene innenfor de enkelte fagområder er gjengitt i de foregående kapitler og i tidligere fremdriftsrapporter. Med utgangspunkt i disse gis her en sammenfattende og oppsummerende vurdering av forurensningssituasjonen i Skienselva og de forskjellige fjordområdene.

Etter graden av forurensning skal områdene inndeles i tre grupper

- Frierfjorden, Skienselva og Gunnekleivfjorden
- Eidanger-, Brevik- og Langesundsfjorden
- Langesundsbukta.

7.2 Skienselva

Forholdene i Skienselva var preget av store tilførsler av fosfor- og nitrogenforbindelser, organisk stoff og partikulært materiale fra industrielt avløpsvann og husholdningskloakk. Nær utløpet er det også betydelig belastning med metaller og organiske mikroforurensninger.

Fra utløpet av Norsjø til nedenfor Klosterfoss økte fosforinnholdet (total fosfor) i elvas overflatelag med 2 - 5 ganger. Beregninger tyder på at 50 - 90% av økningen skyldes utslipp. Videre nedover langs elva syntes det å være noenlunde likevekt mellom utslipp og innblanding av fosfor til overflatelaget fra sjøvann på den ene side og sedimentering av partikulært bundet fosfor på den annen side.

Konsentrasjonene av nitrogen (total nitrogen) økte med 2 - 3 ganger på strekningen Norsjø - nedenfor Klosterfoss. Dette skyldes i sin helhet utslipp av nitrogen. Videre nedover elva var konsentrasjonene av nitrogen noenlunde konstant, noe som tyder på at nitrogenutslippene på denne del av elvestrekningen i hvert fall oppveide sjøvannets fortyningseffekt og fjerning av nitrogen ved sedimentasjon.

I Skienselvas sjøvannslag ble en rekke ganger registrert lave oksygenkonsentrasjoner og iblant hydrogensulfid. Dette viser at belastningen med lett nedbrytbart organisk stoff var for stor til at perioder med kritiske oksygenforhold kunne unngås.

Transporten av partikulært materiale nedover elva er ved midlere (ca. 260 m³/s) og relativt lav (150 m³/s) vannføring beregnet til henholdsvis 28 og 12 tonn/døgn. Det er ikke noe lineært forhold mellom sedimenttransport og vannføring, og i flomperioder må en vente at sedimenttransporten øker til det mangedobbelte.

Bunnsedimentene i Skienselva var preget av store mengder trefiber. De inneholder til dels høye konsentrasjoner av kvikksølv. I den nederste delen av elva ble det påvist en klar økning i konsentrasjonene av bly, kadmium og sink, forårsaket av industriutslipp.

7.3 Gunnekleivfjorden

Gunnekleivfjorden er et relativt vidt og grunt basseng med grunne åpninger mot Frierfjorden og Skienselva. Fjorden var sterkt preget av store forurenssende utslipp, i det vesentlige fra industrien på Herøya.

Overflatevannet inneholdt ekstremt høye konsentrasjoner av nitrogen til sjøvann å være; 2 000 - 5 000 µg N/l regnet som total nitrogen. Mye av dette foreligger som ammonium som kan være giftig for fisk i de aktuelle konsentrasjoner. Fosforinnholdet var varierende: 10 - 46 µg P/l regnet som total fosfor.

Overflatelaget har ofte vært sterkt misfarget på grunn av utslipp av fargestoffer og partikulært materiale.

Både i overflatelaget og i bunnvannet ble det jevnlig påvist overkonsentrasjoner av kvikksølv: 0.5 - 1.7 µg Hg/l. Konsentrasjonene av klorerte hydrokarboner har variert betydelig, og har i blant ligget meget høyt. I Gunnekleivfjordens dypeste områder har det periodevis vært kritiske oksygenforhold.

Bunnsedimentene var sterkt preget av utslippene både hva utseende og konsistens angår, og meget sterkt forurenset. Spesielt alvorlig er funnene av høye konsentrasjoner av potensielle miljøgifter som kvikksølv (90 - 350 mg/kg, dvs. 1000 - 3000 ganger normalinnholdet), og klorerte hydrokarboner som heksaklorbenzen (3.8 - 9.4 mg/kg), oktaklorstyren (0.7 - 3.9 mg/kg) og pentaklorbenzen (2.1 - 5.5 mg/kg), alt regnet på tørt sediment.

Ved en biologisk befaring i 1975 manglet planter og dyr som vanligvis observeres på grunt vann.

Med mindre utslippene til Gunnekleivfjorden blir sterkt redusert i forhold til 1975-76 nivået, må en regne med at denne tilstanden i hovedsaken vil vedvare både hva vannkvalitet, sedimenter og biologiske forhold angår.

7.4 Frierfjorden

Nest etter Gunnekleivfjorden fremstår Frierfjorden som det hardest belastede fjordområdet. Forurensningene preget spesielt forholdene nær overflaten og under terskeldypet.

Vannmassene i fjorden kan generelt sett inndeles i tre lag: Et overflatelag (brakkvannslag) ned til maksimalt 8 m dyp, et intermediært lag som vanligvis når ned til ca. 30 m og dypvannet mellom ca. 30 m og bunn.

I overflatelaget har siktedypet vært lavt hele undersøkelsesperioden. Forskjellen mellom vinter og sommer var relativt liten, noe som skyldes at siktedypet i stor grad bestemmes av partikulært materiale som tilføres fra direkte utslipp til fjorden og via Skienselva. I sommerhalvåret lå siktedypet jevnt over på grensen av det som er akseptabelt for bading (2-3 m), i Herrebukta var forholdene til tider klart dårligere enn dette.

I 1976 og 1977 var siktedypet klart bedre enn i 1974-75. Resultatene er sammenlignbare med en måleserie fra 1961-62. Det gjenstår å se i hvilken grad denne forbedringen er varig og skyldes reduserte utslipp.

Konsentrasjonene av nitrogenforbindelser i overflatelaget var høye over hele måleperioden. Særlig har ammoniumkonsentrasjonene vært høye, og man kan ikke se bort fra at dette kan ha medført skadelige effekter på fisk. Dette gjelder særlig for 1974. I 1975-76 var konsentrasjonene lavere, men enkelte betenkelige høye nivåer er blitt målt. Nedgangen i konsentrasjoner må en anta skyldes de gjennomførte utslippsreduksjoner.

Relativt til fosfor har det hele undersøkelsesperioden, uavhengig av årstider, vært et meget klart nitrogenoverskudd i fjordens overflatelag.

Fosforinnholdet i overflatelaget har også vært relativt høyt, med noe avtakende verdier i 1975 og i 1976. Dette kan skyldes reduserte industriutslipp.

I norske fjorder opptrer vanligvis en større planktonoppblomstring vår og høst. I Frierfjorden ble det stort sett bare observert én oppblomstring som foregikk om sommeren og litt utover høsten. Dette skyldes en rekke, delvis naturgitte forhold, som skaper ugunstige vilkår for planktonoppblomstringer i Frierfjorden: Overflatevannets korte oppholdstid (spesielt i flomperiodene vår og høst), dårlige lysforhold, lav og vekslende saltholdighet.

Selv i perioder med relativt stor planktonbestand i overflatelaget var dette vanligvis ikke mettet med oksygen. Dette viser at nedbrytningen av organisk stoff overgikk det som ble bygget opp ved planteplanktonproduksjonen.

Undersøkelse av overflatelagets vekstegenskaper for planteplankton (algevekstpotensial) viste at dette var gjennomgående lavere enn man skulle vente ut fra fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene. Om dette skyldes naturlige forhold eller giftvirkninger er ikke avklart.

Metaller har stort sett forekommet i lave eller moderate konsentrasjoner i vannmassene. Høsten 1975 og i noen grad også høsten 1976 opptrådte meget høye kvikksølvkonsentrasjoner (0.5 - 3.3 µg Hg/l), spesielt i det intermediære vannlag og dypvannet. Det kan ikke gis noen sikker forklaring på hvor dette kvikksølv kom fra.

Det var uventet at bly, kopper og sink forekom i tildels lavere konsentrasjoner enn i andre norske fjorder. En mulig forklaring på dette er at prøvene har inneholdt organiske forbindelser som forhindret en fullstendig ekstraksjon av metallene fra vannet.

Frem til utslippsreduksjonen sommeren 1975 målte man jevnlig høye konsentrasjoner av stoffet heksaklorbenzen (HCB) i Frierfjordens overflatelag. Deretter ble konsentrasjonene betydelig redusert. Økte utslipp i forbindelse med vedlikeholdsarbeid på Norsk Hydros magnesiumfabrikk høsten 1976, resulterte umiddelbart i en sterk, men relativt kortvarig økning av konsentrasjonene.

Konsentrasjonene av polyklorete bifenyler (PCB) har vist store fluktuasjoner, men med en tendens til høyeste verdier i Frierfjorden. Dette kan tyde på at fjorden tilføres noe PCB enten via Skienselva eller fra direkte utslipp.

Frierfjordens dypvann gjennomgår lange stagnasjonsperioder. Oppholdstiden antas å variere mellom 1.5 til 2.5 år. I stagnasjonsperioder (mellom dypvannsfornyelsen) avtar oksygenkonsentrasjonene fort mot kritiske nivåer (< 2 ml O₂/l) på grunn av nedbrytning av organisk materiale. I løpet av de 3 år undersøkelsene foregikk, var det kritiske oksygenforhold med tildels dannelse av hydrogensulfid over i alt ca 2.5 år.

I stagnasjonsperiodene ble det også akkumulert betydelige mengder fosfor- og nitrogenforbindelser, som ved dypvannsutsiftninger ble løftet opp i høyere vannlag og etterhvert transportert ut i de ytre fjordområder. Dypvannsfornyelse i Frierfjorden medfører m.a.o. en ekstra gjødsling av vannmassene utenfor.

Undersøkelsene av biologiske forhold har særlig konsentrert seg om fastsittende alger (tang) og dyrelivet på bløtbunn.

Den fastsittende algevegetasjon var artsfattig og karakterisert ved nærmest fullstendig dominans av grønnalger med masseforekomster av en *Cladophora*-art enkelte år. I samsvar med dårlige lysforhold og nedslamming, lå nedre grense for algevekst i Frierfjorden så høgt opp som på 1 - 2 m, mot over 15 m i Langesundsbukta.

I så godt som alle fjordene består størstedelen av bunnarealet av bløtbunn. Denne huser under normale forhold et rikt dyreliv. I Frierfjorden var bløtbunnsfaunaen meget redusert med svært lavt artsantall. Fra ca. 20 m og nedover var oksygenmangel en av hovedårsakene, og en må anta at størstedelen av fjordens bunnarealer innenfor Jonsholmen i lange perioder er uten høyerestående liv.

Denne tilstanden er imidlertid ikke av ny dato, idet samme forhold er blitt registrert allerede ved århundreskiftet. Man vet imidlertid ikke om de anaerobe (råtne) forhold den gang gjorde seg gjeldende like høyt opp i vannmassene.

Hastigheten som sedimentene akkumuleres med antas å variere mye. Sedimentasjonshastigheten er trolig størst i Frierfjordens sørlige områder. For bassenget som helhet er det rimelig å anta en midlere sedimenttilvekst på 2 mm/år (målt 1.8 mm/år i det dypeste området). Med et vanninnhold på 80% i sedimentene tilsier dette en sedimentering av 7700 tonn partikulært materiale pr. år i Frierfjorden (ved 70% vanninnhold, 12500 tonn/år).

Bunnsedimentenes innhold av metaller og organiske miljøgifter er undersøkt ved prøver i 1975 og 1976. Avleiringene var sterkt forurenset med kvikk-

sølv og bly. I noe mindre grad kadmium og til dels sink. Kvikksølv ble påvist i konsentrasjoner opptil 100 ganger den antatte bakgrunnsverdien og bly ca. 50 ganger.

Kvikksølvet stammer fra utslipp fra treforedlingsindustrien (frem til 1970) og kloralkaliefabrikken på Herøya. For bly, sink og sammenligningsvis også kadmium, antas Elkem-Spigerverket (PEA) å være en hovedkilde.

Analyser for klorerte hydrokarboner i sedimentprøver har vist høye konsentrasjoner i hele Frierfjordområdet. De høyeste konsentrasjoner ble funnet utenfor Herøya. Undersøkelsene i 1975 viste også at det forelå store mengder uidentifiserte, klorerte og bromerte hydrokarboner i sedimentene. Disse er senere delvis identifisert.

Utslippene av kvikksølv og klorerte hydrokarboner er nå vesentlig redusert.

I alt 8 sedimentprøver fra Frierfjorden og Volls fjorden har blitt analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Denne gruppe hydrokarboner har de senere år blitt viet spesiell oppmerksomhet da enkelte PAH-komponenter kan være kreftfremkallende. Som det fremgår av tabell 4, har Elkem-Spigerverket utslipp av PAH. I prøvene fra Frierfjorden (Herrebukta og Flakvarpbukta) ble det konstatert høye konsentrasjoner, mens konsentrasjonene i Volls fjorden var relativt lave.

Det anbefales at utbredelsen av PAH-forurensning i Skienselva og utover i fjordområdene undersøkes nærmere.

Av det foranstående fremgår at bunnsedimentene i Frierfjorden er tildels sterkt forurenset av en rekke stoffer. Den potensielle risiko som disse sedimentene representerer avhenger av i hvilken grad de vil avgi de aktuelle stoffene til vannmassene igjen. Med den moderate sedimentasjonshastigheten i fjorden vil det ta mange ti-år før sedimentene er overdekket tilstrekkelig til at denne risikoen er eliminert.

Innholdet av metaller og klorerte hydrokarboner i fastsittende alger, fisk og andre dyr er undersøkt ved en rekke prøveserier. Alle de tre typene av prøvemateriale hadde høyere innhold av kvikksølv og mangan enn de antatte naturlige nivåer.

Innerst i Frierfjorden var maksimalkonsentrasjonene for kvikksølv i alger mer enn 10 x bakgrunnsnivået, synkende mot 2 - 3 ganger bakgrunnsnivået i fjordens sørlige deler. Algenes kvikksølvinnhold viste en svak tendens til nedgang mot slutten av 1976, minst markert innerst i Frierfjorden.

Middelkonsentrasjonen av kvikksølv i fisk lå i 1976 mellom 0.5 og 1 mg/kg våtvekt, dvs omtrent på de vanlig brukte grenseverdier for kvikksølvinnhold i fisk til mat. Utviklingen i 1975 - 76 var noe ujevn med hensyn til kvikksølv i fisk, da det var en forbigående sterk økning høsten 1975. Hvor dette kvikksølvet kom fra er ikke kjent.

Mangankonsentrasjonene var til dels meget varierende. For alger lå konsentrasjonene i Frierfjordområdet stort sett på 10 - 20 ganger bakgrunnsnivået, med enkelte resultater på omkring 100 ganger det normale. I fisk og andre dyr fra Frierfjorden - Brevikområdet lå manganinnholdet 2 - 4 ganger høyere enn i Eidangerfjorden og i ytre fjordområder.

Sammenholdt med retningslinjer for metaller i matvarer lå manganinnholdet under faresonen. Belastningsnivået har ikke vist noen klar endring over tid, noe som samsvarer med at utslippene ikke har avtatt.

Av de andre analyserte metallene (bly, kopper, sink, kadmium, krom, jern, nikkel, vanadium) viste bare sink og bly en svak tendens til høyere konsentrasjoner i dyr fra Brevikområdet enn i dyr fra de utenforliggende områder.

Innen gruppen klorerte hydrokarboner i prøvene opptrådte som regel heksaklorbenzen (HCB) i størst mengde, men i fisk (spesielt torsk) fantes ofte konsentrasjoner av oktoklorstyren (OCS) som var flere ganger høyere enn HCB-konsentrasjonene. Polyklorerte bifenyler (PCB) er også påvist i konsentrasjoner som i middel lå 1.5 - 2.5 ganger midlere nivåer for torsk i Østersjøen. Der blir PCB-forurensning regnet som et alvorlig problem.

Konsentrasjonene i fiskelever var spesielt høye, opptil 100 ganger konsentrasjonene i fiskefilet.

Etter reduksjonen i utslipp av klorerte hydrokarboner fra magnesiumsfabrikken i juli 1975 ble det fram til utgangen av 1976 påvist en nedgang på i middel ca. 80% i HCB nivået i fisk fra Frierfjorden.

For PCB-nivåene var det vanskelig å påvise noen økende eller synkende tendens fra 1975 til 1976.

Variasjonene fra fjordområde til fjordområde i PCB-nivået i fisk (særlig torsk) fulgte stort sett variasjonene i nivåene av HCB og OCS. Dette kan tyde på at PCB ikke bare tilføres som global forurensning, men også fra lokale kilder.

Konsentrasjonene av PCB funnet i vannprøver og biologiske prøver fra Grenlandsfjorden lå på nivåer som neppe har medført direkte giftvirkninger. I enkelte biologiske prøver fra Frierfjorden er det derimot påvist HCB i konsentrasjoner som kan ha effekt dersom stoffet har en liknende giftighetsgrad som PCB.

Giftighet av OCS er foreløpig ukjent, og følgelig også den toksikologiske betydningen av de høye konsentrasjonene av stoffet i fisk. Men da OCS synes å oppføre seg biologisk på liknende måte som HCB og PCB, bør man inntil videre regne med at OCS har en giftighetsgrad på linje med HCB og PCB.

Selv om de nevnte stoffene hver for seg ligger under nivåer hvor en kan vente giftvirkninger på organismer, kan en frykte at den totale belastningen kan gi skader på økosystemene. Dette gir imidlertid ikke prøvematerialet noen sikre holdepunkter om.

Man antar at fugler og rovdyr som ernærer seg av marin fisk og sjøfugl er mest utsatt ved at stoffene akkumuleres til høyere konsentrasjoner oppover i næringskjeden. Dette er tilfelle med Østersjøens selbestand som i de seneste 10 år har gått tilbake som følge av nedsatt forplantningsevne. Dette skyldes selenes høye innhold av PCB, som de får ved å spise forurenset fisk.

Den endelige vurdering av forhold som angår bruk av fisk fra Grenlandsfjordene må gjøres av forvaltningsmyndighetene. En betydelig del av fiskeprøvene har hatt konsentrasjoner av HCB som overskred de høyeste tillatte grenser i matvarer i land som har spesielle bestemmelser for dette stoffet. Giftigheten av OCS er som nevnt foreløpig ukjent og følgelig også den toksikologiske betydningen av de høye konsentrasjonene av dette stoffet i Frierfjordfisken.

Prøver tatt i 1977 og i april 1978 av Byveterinæren i Skien og Fiskeridirektoratet har vist en fortsatt nedgang i nivåene av klorerte hydrokarboner i torskefisk. Fiskeridirektoratet fraråder imidlertid folk å spise lever av fisk fra Grenlandsfjordene, og anbefaler at det vises forsiktighet med konsum av fileten fra fisk fanget i Frierfjorden.

7.5 Eidangerfjorden, Brevikfjorden og Langesundsfjorden

De forurensninger som preger forholdene i fjordområdene utenfor Brevik kommer fra to kilder. Fra direkte utslipp, hvor husholdningskloakk dominerer, tilføres vannmassene ikke ubetydelige mengder fosfor, nitrogen og organisk stoff. Av større betydning er imidlertid transporten av forurensninger ut av Frierfjorden, som foruten fosfor, nitrogen og organisk stoff også bringer med seg potensielle miljøgifter.

Sammenlignet med Frierfjorden har vannkvaliteten i undersøkelsesperioden vært klart bedre. Det gjelder såvel siktedyp som vannmassenes innhold av fosfor, nitrogen, metaller og klorerte hydrokarboner. Brevikfjorden og Eidangerfjorden er de områder som er mest utsatt, - den førstnevnte fordi den er sterkest påvirket av brakkvannsstrømmen fra Frierfjorden, og Eidangerfjorden fordi vannmassene der har relativt lengre oppholdstid enn i de to andre fjordområdene.

Vannkvaliteten har variert betydelig over året, men med et nokså permanent nitrogenoverskudd i overflatelaget. Det har vært visse indikasjoner på fosforbegrensning av planktonproduksjonen i sommerhalvåret.

Variasjonene i siktedyp var relativt store, og dette skyldtes i første rekke variasjoner i planteplanktonbestanden og dessuten vannutskiftningsforholdene i overflatelaget. I sommerhalvåret lå siktedypet overveiende på 2 - 5 m.

Konsentrasjonene av metaller har jevnt over vært lave. Et unntak var kvikksølvkonsentrasjonene høsten 1975, da nivåene var høye over hele Grenlandsfjordområdet.

Konsentrasjonene av klorerte hydrokarboner var klart lavere enn i Frierfjorden. Dette var mer utpreget for HCB enn for PCB.

På grunn av terskelen i Langesundsfjordens søndre del er dypvannet periodevis stagnant (stillestående). I disse stagnasjonsperiodene har det på ettersommeren og høsten flere ganger blitt registrert dårlige oksygenforhold i bunnvannet. Dette er en klar indikasjon på at den organiske belastningen på dypvannet har vært for høy. Tre-års-perioden sett under ett var det imidlertid tendenser til bedring av oksygenforholdene.

Undersøkelsene av fastsittende alger har anskueliggjort påvirkningen av plantenæringsstoffer og brakkvann. Dette har kommet til uttrykk ved markert reduserte artsantall og relativt stor andel av grønnalger. Mest utpreget var dette for Eidangerfjorden og Brevikfjorden utenfor Brevik.

En undersøkelse av bløtbunnsfaunaen i Langesundsfjorden sommeren 1974 ga inntrykk av et relativt upåvirket organismsamfunn og gode miljøbetingelser for et variert dyreliv.

Undersøkelsene av bunnsedimentene viste at disse inneholdt langt lavere konsentrasjoner av metaller og klorerte hydrokarboner enn sedimentene i Frierfjorden. Men konsentrasjonene i sedimentenes topplag av kvikksølv, bly, kadmium og sink lå likevel høyere enn antatte bakgrunnsnivåer. Spesielt høye sink-konsentrasjoner ble påvist i Eidangerfjorden, uten at årsaken til dette er klarlagt.

Metaller og organiske miljøgifter i fastsittende alger, fisk og andre dyr er undersøkt ved en rekke prøveserier. I fastsittende alger lå konsentrasjonene av mangan og delvis også kvikksølv (Brevikfjorden) over det antatte bakgrunnsnivå, men med overveiende klart lavere konsentrasjoner enn i Frierfjorden.

I fisk og andre dyr var kvikksølv og mangan de metaller som opptrådte i konsentrasjoner markert over det antatte bakgrunnsnivå. For begge metallers vedkommende lå gjennomsnittsinholdet imidlertid under grenseverdiene for fisk til mat. HCB, PCB etc. ble også påvist i fisk og andre dyr fra det ytre området, men som regel i vesentlig lavere konsentrasjoner enn i Frierfjorden (i middel 1 - 2 størrelsesordner lavere). Konsentrasjonene i lever var 50 - 100 ganger høyere enn i fiskekjøtt. I både fiskekjøtt og lever var det i middel mer oktaklorstyren enn heksaklorbenzen. For blåskjell var det imidlertid ingen regelmessig forskjell fra de ytre fjordene til Eidangerfjorden og Brevikfjorden.

Etter utslippsreduksjoner i juli 1975 viste HCB-nivåene i blåskjell tydelig nedadgående tendens. I fiskelever var det ingen klar tendens til nedgang. Forekomsten av halogenerte forbindelser i spiselige dyr er fortsatt under overvåkning og vurdering av fiskeri- og helsemyndighetene, og inntil videre fraråder Fiskeridirektoratet at det spises lever av fisk fanget i dette området.

7.6 Langesundsbukta

Forholdene i Langesundsbukta var i beskjednere grad påvirket av forurensningene fra Frierfjorden. Dette skyldes dels at området ligger så langt fra utslippene at strøm- og blandingsforhold skaper en sterk fortynning av forurensningene, og dels at forurensende stoffer sedimenterer underveis. Påvirkningene har likevel latt seg spore til de ytterste delene av undersøkelsesområdet.

Av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen opptrådte de sistenevnte ofte i høye konsentrasjoner i overflatelaget. Dette må en anta skyldes tilførsler fra Grenlandsfjordene.

Vannmassenes innhold av metaller og klorerte hydrokarboner har jevnt over vært lavt. Bemerkelsesverdig er det imidlertid at kvikksølv ofte er påvist i høyere konsentrasjoner enn i Frierfjorden, blant annet høsten 1975. Noen endelig forklaring på dette er ikke funnet.

Bunnsedimentenes innhold av kvikksølv, bly, sink og kadmium er høyere enn de antatte bakgrunnsnivåer. Konsentrasjonene er imidlertid ikke så høye at de gir noen grunn til bekymring.

Konsentrasjonene av metaller og klorerte hydrokarboner i alger, fisk og andre dyr har jevnt over vært lave.

Samfunnene av fastsittende alger har lite eller ikke preg av gjødselsstoffpåvirkning.

Strømmen på Langesundsbukta og videre sørover langs kysten går vanligvis i sør-vestlig retning parallelt med kysten. Typiske hastigheter er 0.2 - 0.6 m/s i overflaten, dvs. ca. 17 - 50 km/døgn. Resultatene fra Langesundsbukta reiser spørsmålet om hvilken betydning forurensset vann for Grenlandsfjordene har for tilstanden sørover langs kysten. Man tenker da spesielt på nitrogenforbindelser.

Ved undersøkelser som NIVA i samarbeid med Kragerø kommune og Telemark fylke utførte i Hellefjorden og i Kragerøfjorden sommeren 1978, viste 9 av 10 måleserier høyere nitrogenkonsentrasjon (total nitrogen) i overflaten ytterst i Kragerøfjorden enn i Hellefjorden (upublisert materiale).

Ved to tilfeller ble målt 1080 µg N/l ytterst i Kragerøfjorden mot 290 - 360 µg N/l i Hellefjorden. Det er nærliggende å anta at dette skyldes påvirkning av nitrogenholdig overflatevann fra Grenlandsfjordene.

Etter vår oppfatning bør det gjennomføres et måleprogram for eventuelt å få bekreftet at dette er riktig, og i så fall undersøke hvor langt påvirkningen strekker seg og hvilke konsekvenser det har for forurensningstilstanden i influensområdet.

7.7. Vurderinger av mulighetene for utbedring av den eksisterende tilstand, og fjordområdenes fremtidige utnyttelse som resipienter.

Denne undersøkelsen som rapporten omtaler ble planlagt i 1970/71, men forskjellige forhold gjorde at feltarbeidet først kunne begynne våren 1974. Forsinkelsen medførte at en rekke beslutninger om rensing og utslipp av kommunalt og industrielt avløpsvann måtte tas før undersøkelsene var avsluttet. Her kan nevnes den petrokjemiske industrien på Rafnes, enkelte utslipp fra Norsk Hydro's anlegg på Herøya, det felles renseanlegget for Porsgrunn og Skien, Porsgrunn kommunes renseanlegg på Heistad og Bamble kommunes renseanlegg på Salen. Foreløpige resultater fra undersøkelsene har imidlertid blitt trukket inn i vurderingene så langt som mulig.

Forholdet er da at de viktigste beslutninger om rensing og utslipp av kommunalt og industrielt avløpsvann i denne omgangen allerede er tatt, og for industriens vedkommende for en stor del gjennomført. Det gjenstår nå å se hvordan forurensningssituasjonen blir når rensetiltakene (særlig de kommunale) ventelig blir fullført i midten av 1980-åra. Det igangværende overvåkingsprogrammet for Grenlandsfjordene vil gi den nødvendige kunnskap om utviklingsforløpet de kommende år.

Ut fra pkt. 2-3 i målsettingen med undersøkelsene og kjennskap til iverksatte og planlagte utslippsreduksjoner skal vi imidlertid gjøre noen betraktninger over mulighetene for utbedring av den eksisterende forurensningstilstand, og om Skienselvas og fjordområdenes fremtidige utnyttelse som resipienter.

Skienselva

Ved en reduksjon av forurensende utslipp til Skienselva oppnås både at forholdene i Skienselva forbedres og at belastningen på Frierfjorden reduseres ved at påvirkningen med forurenset elvevann avtar.

Ved bygging av fellesrenseanlegg for Porsgrunn og Skien ved Knardalsstrand vil utslippene av fosfor til elva bli redusert med ca. 55%, forutsatt en renseeffekt på 85% (se tabell 1). Antas videre at anlegget får en renseeffekt på ca. 15% for nitrogen og 60% for organisk stoff, vil de totale utslipp til elva av disse to stoffene bli redusert med ca. 8%.

Belastningen på Skienselva med organisk stoff, fosfor og nitrogen vil således bli høy selv etter at de kommunale renseanlegg er kommet i drift.

Med hensyn til ytterligere tiltak, så vil det være mest å vinne ved en reduksjon av treforedlingsindustriens utslipp av bark og trefiber, lett nedbrytbart organisk stoff og fosfor.

Vi vil påpeke at undersøkelser av bakteriologiske forhold ikke inngikk i arbeidsoppgavene. Man vet imidlertid fra tidligere at elvevannet inneholder betydelige mengder bakterier og virus. Se henv. i rapport 1. (NIVA 1973).

Med hensyn til den fremtidige utnyttelse av Skienselva som resipient, så bør en vise stor varsomhet med nye utslipp. Etter forutgående rensing kan utslipp av avløpsvann til elva foregå til overflatelaget eller til sjøvannslaget. I det første tilfellet vil avløpsvannet raskt bli ført nedover elva og i større eller mindre grad ut i Frierfjorden. Avhengig av utslippets art kan en risikere at avløpsvannet setter et uheldig preg på overflatelaget.

Avløpsvann som slippes ut i sjøvannslaget vil vanligvis bli innlagret i sprangsjiktet eller like under dette (unntatter bestanddeler lettere enn vann). Det vil først bli ført oppover elva med den inngående sjøvannsstrømmen, for så etterhvert å bli innblandet i overflatelaget og ført nedover elva igjen. Avløpsvannet får på denne måten en relativt lang oppholdstid i elva. Muligheten for å unngå lokale skjæmmende virkninger er større enn ved utslipp til overflaten.

Om avløpsvannet skal ledes ut som overflateutslipp eller dyputslipp bør i hvert enkelt tilfelle avgjøres etter en vurdering av avløpsvannets innhold av forurensende stoffer, og antatte virkning på resipienten.

Frierfjorden.

Er det behov for ytterligere utslippsreduksjoner ?

Ved en reduksjon av utslippene til Frierfjorden oppnås vanligvis to fordeler:

- Forurensningssituasjonen i selve Frierfjorden bedres.
- Forurensningssituasjonen i områdene utenfor Brevik bedres ved at påvirkningen av forurenset Frierfjordvann avtar.

Det er ikke minst viktig å være klar over avlastningen av de utenforliggende sjøområder når man vurderer ønskeligheten av å redusere de forurensende utslipp til Frierfjorden.

Forutsettes at fosforutslippene til Frierfjorden fra 1978 i hovedsaken reduseres ved bygging av kommunale renseanlegg og at disse vil være gjennomført i 1985, viser overslagsberegninger at fosfortilførslene til Frierfjorden da vil tilsvare ca. 70.000 p.e. Dette er ca. 1/3 av belastningen i 1976, men representerer fortsatt en betydelig fosforbelastning på fjorden. Dominerende kilder vil være Norsk Hydros fabrikker på Herøya og treforedlingsindustrien (via Skienselva). Sannsynligvis vil det være ønskelig med en ytterligere reduksjon av fosfortilførslene til Frierfjorden for å minske algebegroingen langs strendene og belastningen på dypvannet med organisk stoff fra planktonalgeproduksjonen. Dette spørsmål vil imidlertid bli belyst nærmere ved den igangværende overvåking.

Nitrogenutslippene til Frierfjorden vil ventelig utover i 1980-årene være av størrelsen 1 - 1.2 millioner p.e. Dette er en meget stor tilførsel, som sannsynligvis fortsatt vil bli merkbar helt ut på Langesundsbukta. Den utførte undersøkelse indikerer at fosfor i fremtiden vil være en begrensende faktor for algeveksten i Grenlandsfjordenes overflatelag, og dermed at nitrogenet der kan spille en relativt underordnet rolle i forurensningsbildet. På Langesundsbukta kan nitrogenet imidlertid få langt større betydning for planktonbestanden ettersom overflatelaget der tilføres betydelig mengder fosfor ved vertikal blanding av vannmassene.

Ut fra dette bør man vurdere mulighetene for en ytterligere reduksjon av nitrogenutslippene til Frierfjorden.

Tilførslene av lett nedbrytbart organisk materiale til Frierfjorden vil etter treforedlingsindustriens og kommunenes utslippsreduksjoner tilsvare 250 - 300.000 p.e. Dette er fra ca. 1/2 til 2/3 av utslippene i 1976, og vil fortsatt utgjøre en stor belastning på oksygenet i Skienselvas og Frierfjordens dypvann. Ytterligere reduksjon av utslippene må derfor betraktes sterkt ønskelig, selv om det neppe er realistisk å regne med at man dermed helt vil unngå fortsatte perioder med kritiske oksygenforhold i dypvannet.

Tilførselene av partikulært materiale (trefiber, leire, slam osv.) fra Skienselva og fra direkte utslipp til fjorden setter idag et markert preg på overflatelaget i Frierfjorden. På bunnen bidrar dette på den ene side til en uheldig nedslamming av bunnfaunaen, og på den andre side til en gunstig overdekning av forurensede sedimenter. Vi anbefaler at man forsøker å redusere utslippene av organisk materiale (bl.a. trefiber) og de finere fraksjonene av uorganisk materiale (silt, leire) som har lavest synkehas-tighet og dermed spres mest. Stoff med større kornstørrelse vil synke raskere og påvirke forholdene i overflatelaget mindre.

Konsentrasjonene av potensielle miljøgifter som kvikksølv og stoffene innenfor gruppene klorerte hydrokarboner har vist en klar nedgang fra 1975/76. På bakgrunn av de betydelige utslippsreduksjoner som er gjennomført, skulle en vente at konsentrasjonene i bl.a. fisk i løpet av 1-2 år vil befinne seg på akseptable nivå, muligens med unntak for innholdet i fiskens lever. Forutsatt at konsesjonsbetingelsene overholdes, synes det derfor ikke påkrevet med ytterligere avlastningstiltak. Det må imidlertid tas forbehold for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), og eventuelt andre stoffer hvis forekomst foreløpig ikke er tilstrekkelig utredet eller som man idag ikke kjenner til. Det er derfor av største viktighet at den etablerte kontrollordning følges opp etter intensjonene og at man derved får en fullt tilfredsstillende karakteristikk av industrielle avløp.

Overflateutslipp eller dyputslipp ?

I Frierfjorden er forurensningsproblemene mest utpreget i overflatelaget og ved bunnen. Tar en så i betraktning at utslipp av forurensende stoff til Frierfjorden bør foregå på en måte som reduserer påvirkning på områdene utenfor Brevik, vil vi som hovedprinsipp tilråde at utslipp til Frierfjorden gjennomføres som dyputslipp med innlagring i det intermediære vannlag. I deler av fjorden, spesielt hvor brakkvannsstrømmen er sterk, kan da den inngående sjøvannsstrømmen by på et problem. Hvis avløpsvannet innlagres i den, vil avløpsvannet bli ført innover i fjorden og til dels opp Skienselva helt til Skien. Underveis kan (det fortynnede) avløpsvannet bli innblandet i overflatelaget. For mange typer av avløpsvann, bl.a. kommunalt, vil dette være en lite ønskelig situasjon.

Problemet kan imidlertid helt eller delvis unngås ved å innlagre avløpsvannet i det intermediære lags nedre del, f.eks. i 15-25 m dyp. Her er den inngående sjøvannsstrømmen svak eller ikke eksisterende. Valg av utslippsdyp for de enkelte utslipp må gjøres etter forutgående beregninger av innlagringsdyp. For større utslipp vil også undersøkelser av den inngående sjøvannsstrømmens vertikale utbredelse og styrke være aktuelle.

Fjordområdene utenfor Brevik.

I større grad enn for Frierfjorden gjelder her en "vente og se" situasjon. Utslippene av industrielt avløpsvann i disse områdene er relativt små, og når de kommunale rensetiltak i første halvdel i 1980-årene blir effektive, kan en anta at tilførselen av forurensninger i det vesentlige kommer fra Frierfjorden. På grunn av reduserte utslipp til Frierfjorden vil denne påvirkningen være klart mindre enn f.eks. i 1976. Skulle imidlertid forholdene utenfor Brevik i 1980-årene tilsi ytterligere rensetiltak, er det sannsynlig at disse må settes inn rundt Frierfjorden.

I likhet med Frierfjorden bør utslipp av forurenset avløpsvann til fjordområdene utenfor Brevik generelt sett gjennomføres som dyputslipp med innlagring i 15-30 m dyp. Dette er spesielt viktig for større utslipp og utslipp i områder med inngående sjøvannsstrøm.

Man kan nå regne med at det vil ta 6-8 år før de planlagte rensetiltak rundt Grenlandsfjordene blir fullt ut effektive. I denne tiden vil de forskjellige sider ved forurensningssituasjonen forbedres i varierende grad. Ved det igangværende overvåkningsprogram for Grenlandsfjorden vil en kunne følge denne utviklingen, og eventuelt belyse nødvendigheten av ytterligere vernetiltak.

7.8 Gjenstående spørsmål.

Selv om man gjennom den utførte undersøkelsen har oppnådd å dokumentere hovedtrekkene ved fjordens tilstand, er det også blitt avdekket flere problemer som en ikke har fått full klarhet i:

- A. Årsakene til vansker med å ekstrahere enkelte metaller fra vannprøvene
- B. Bunn sedimentenes mulige rolle som langvarig kilde for metaller og organiske miljøgifter
- C. Nærmere klargjøring av PAH-forurensning i Frierfjorden
- D. Kildene til den registrerte PCB-forurensning av fjordområdene
- E. Bakgrunnen for den til dels moderate vekst av planteplankton i det næringsrike Frierfjordmiljøet (naturforhold og/eller giftvirkninger ?).

I tillegg kan nevnes det generelle problemet med å avgjøre i hvilken grad forurensningstilstanden i Grenlandsfjordene (spesielt Frierfjorden) skyldes utslipp av enkeltkomponenter eller må tilskrives et samvirke mellom flere faktorer (også naturlige).

De fleste av disse spørsmål har hel eller delvis forskningskarakter, men samtidig er det klart at besvarelsen av dem kan ha betydelig praktisk interesse. Innenfor rammene av det igangværende overvåkningsprogram har det vært nødvendig å konsentrere innsatsen om de sentrale problemområder der man allerede har et referansemateriale som grunnlag for å bedømme utviklingen. I tillegg bør det gjøres en innsats på i hvert fall et utvalg av de ovennevnte problemområder. Enkelte av dem er allerede delvis dekket innenfor den overvåkning eller annen virksomhet som forskjellige institusjoner har i området (pkt. B og C). Det er imidlertid også behov for en direkte forskningsinnsats for å bringe klarhet i disse problemene som ikke bare har lokal, men også generell interesse for en forsvarlig vannressursforvaltning.

8. LITTERATURLISTE

Andersen, A.T., 1973:

Tungmetaller og andre forurensninger i Oslofjorden og kystfarvann-
innvirkninger av disse på marine organismer.

Vann, 1973, nr. 2.

Andelman, J.B. & M.J. Suess, 1970:

Polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment.

Bull. Wld. Hlth. Org., 43: 429-508.

Aure, J., 1978:

Den norske kyststrøm utenfor Langesund i juni og november 1974.

Samarbeidsprosjektet den Norske Kyststrøm. Rapport 1/78.

Bergen.

Bjørseth, A., 1978:

Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples
by glass capillary gas chromatography.

Carcinogenesis - Vol. III, R. Freudenthal and P. Jones (eds.)

Raven Press (1978). In press.

Black, W.A.P. & Michell, R.L., 1952:

Trace elements in the common brown algae and in sea water.

J.Mar.biol.Ass. U.K., 30: 575-584.

Bokn, T. & Lein, T.E., 1978:

Long-term changes in fucoïd associations of the inner Oslofjord,
Norway.

Norw. J. Bot., 25: 9-14.

Bothner, M.U. & R. Carpenter, 1973:

The rate of loss from contaminated estuarine sediments in Bellingham
Bay, Washington.

Proc. First Annual National Conf.,

Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Brewer, P.G., Spencer, D.W. & Bender, M.L., 1974:

Elemental composition of suspended matter from the Northern Argentine basin. (Abstract).

Transactions of the American Geophysical Union, 55: 309.

Bryan, G.W., 1971:

The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms.

Proc.Roy.Soc.Lond.B. 177: 389-410.

Bryan, G.W. & Hummerstone, L.G., 1973:

Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England.

J.mar.biol. Ass. U.K. 53: 705-720.

Brækken, A., 1966:

Hydrografiske undersøkelser i Frierfjorden.

Hovedfagsoppgave i geografi (limnologi), Universitetet i Oslo.

Stensilert 175 s.

Buffa, L. 1976:

Review of environmental control of mercury in Japan.

Economic and Technical Review

Report EPS 3-WP-76-7. Environment of Canada, 81 p.

Burkett, R.D., 1975:

Uptake and release of methylmercury-203 by *Cladophora glomerata*.

J. Phycol. 11: 55-59.

Burton, J.D., 1978:

Chemical processes in estuarine and coastal waters: Environmental and analytical aspects.

Jour.Inst.Water Eng. and Scientists, 32, 31-45.

Butterworth, J., Lester, P. & Nickless, G., 1972:

Distribution of Heavy Metals in the Severn Estuary.

Mar.Pollut.Boll. 3 (5): 72-74

Böckman, O.C., Crowo, J.A. og Johansen, J.G., 1976:

Heksaklorbenzen og andre halogenerte organiske forbindelser. Resultater fra arbeidet med eliminering av et miljøproblem. I "Organiske Miljøgifter i Vatten". Tolfte Nordiska Symposiet om Vattenforskning. Nordforsk, Miljøvårdssekretariatet.
Publikation 1976: 2.

Børgesen, F., 1905:

The algae-vegetation of the Færøese coasts. With remarks on the phyto-geography.
Botany of the Færøes, 2: 683-834.

Crowly, M. & Murhpy, C., 1975:

Heavy metals in mussels and in seawater from Irish coastal waters.
C.M. 1975/E: 29 Fisheries Improvement Committee, ICES.

Dahl, E., 1976:

Effects of river discharge on the coastal phytoplankton cycle.
International symposium on experimental use of algal cultures in limnology.
Sandefjord 26.- 28.10.1976

Dyrssen, D., C. Patterson, J. Vi and G.F. Weichart, 1972:

Inorganic chemicals.
In: A Guide to marine pollution. Ed. E.D. Goldberg, p. 41-59.
Gordon and Breach Science Publishers, New York, London and Paris.

Duke, T.W., Lowe, J.I. and Wilson, A., 1970:

A polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) in the water, sediment and biota of Escambia Bay, Florida.
Bull. Env. Contam. Toxicol., 5: 171-180.

Emerson, R.R., Soule, D.F. & Oguri, M., 1975:

Heavy metal concentrations in marine organisms and sediments collected near an industrial waste outfall. Int. Conference on Environm. Sensing and Assessments. 1, part 6-7.

Edwards, P., 1972:

Benthic Algae in Polluted Estuaries.

Mar. Pollut. Bull. 3 (4): 55-60.

FAO, 1969:

Fishery technical paper No 94.

Rome, p. 70.

Feely, R.A., 1975:

Major-element composition of the particulate matter in the near-bottom nepheloid layer of the Gulf of Mexico.

Mar.Chem., 3: 121-156.

Fisher, N.S., Carpenter, E.J., Remsen, C.C., and Wurster, C.F., 1974:

Effects of PCB on interspecific competition in natural and gnotobiotic phytoplankton communities in continuous and batch cultures.

Microb.ecol., 1: 39-50.

Fiskeridirektoratet, 1978:

Analyse av klorerte hydrokarboner og sporelementer i fisk fra Grenlandsfjordene 1977. Rapport nr 6/78. Av Bjarne Bøe, Eliann Egaas og Kåre Julshamn. Juni 1978. Stensilert 83 s.

Foster, P., 1976:

Concentrations and concentration factors of heavy metals in brown algae.

Environ. Pollut., 10 (1): 45-53.

Fowler, S.W. & Oregioni, B., 1976:

Trace metals in mussels from the N.W. Mediterranean.

Mar.Poll.Bull. 7: 26-29.

Freeman, H.C., Horne, D.A., McTague, B. & McMenemy, M., 1974:

Mercury in some Canadian Atlantic coast fish and shellfish.

J.Fish.Res.Bd. Can. 31: 369-372.

Frøslie, A., Norheim, G., Hoff, H. & Underdal, B., 1977:

Persistente klorerte hydrokarboner i fisk fra Grenlandsområdet inn-
samlet ved årsskiftet 1975-76 og 1976-77. Stensilert rapport.

Frøslie, A., Norheim, G., Hoff, H. & Underdal, B., 1978:

En kort oversikt over innholdet av persistente klorerte hydrokarboner
i fisk fra Grenlandsområdet, desember 1975 til april 1978. Utarbeidet
i forbindelse med miljøutstillingen VERN VERDIER, Porsgrunn 30. mai -
2. juni 1978.

Fuge, R. & James, K.H., 1973:

Trace metal concentrations in brown seaweeds, Cardigan Bay, Wales.
Marine Chemistry, 1: 281-293.

Gade, H.G., 1970:

Hydrographic investigations in the Oslofjord, a study of water
circulation and exchange processes. Vol. I-III.
Report 24. Geophysical Institute. Div. A., Bergen.

Geike, F. & Paracher, C.D., 1976 a:

Effect of heachlorobenzene on some growth parameters of *Chlorilla*
pyrenoidosa.
Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 670-677.

Geike, F. & Paracher, C.D., 1976 b:

Effect of hexachlorobenzene (HCB) on growth of *Tetrahymena pyriformis*.
Bull. Env. Contam. Toxicol. 16: 347-354.

Gerlach, S.A., 1976:

Meeresverschmutzung. Diagnose und therapie.
Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 145 pp.

Goldberg, E.D., E. Gamble, J.J. Guffin & M. Koide, 1977:

Pollution history of Narragansett Bay as recorded in its sediments.
Estuar. Coast. Mar. Sci., 5: 549-561.

- Graham, D.L., 1971:
Trace metal levels in intertidal mollusks of California.
The Veliger, 14: 365-372.
- Grasshoff, K., 1975:
The hydrochemistry of landlocked basins and fjords.
In: Chemical Oceanography. Vol. 2. pp. Riley, J.P. & Skirrow, G. (eds.)
p. 455-597. Academic Press, London, New York, San Francisco.
- Grønlands Geologiske Undersøkelse, 1977:
Resipientundersøgelse 1976/77
Agfardlikavsá Quaumarujuk. Rapport, 135 pp.
- Gutknecht, J., 1965:
Uptake and retention of cesium 137 and zinc 65 by seaweeds.
Limn. Oceanogr. 10: 58-66.
- Hansen, D.Y., 1974:
Aroclor 1254: Effect on composition of developing estuarine marine
communities in the laboratory.
Contribut. Mar. Sci. 18: 19-33.
- Haug, A., 1972:
Symposium om tungmetallforurensninger, Hurdalen 1972. Foredrag. Arr.
av: Norges almenvitenskapelige forskningsråd, Norges landbruksviten-
skapelige forskningsråd og Norges teknisk-naturvitenskapelige
forskningsråd. Oslo 1972. 218 s. ill. I.T. II-III Arr.
- Haug, A., Melsom, S. & Omang, S., 1974:
Estimation of heavy metal pollution in two norwegian fjord areas by
analysis of the brown alga *Ascophyllum nodosum*.
Environ. Pollut. 7: 179-192.
- Havre, G.N., Underdal, B. & Christiansen, C. 1973
The content of lead and some other heavy elements in different fish
species from a fjord in western Norway. Pp. 99-111 in Proceedings of the
international symposium Environmental health aspects of lead,
Amsterdam. Ect. 2.-6. 1972.

Helle, E., Olsson, M. & Jensen, S., 1976:

DDT and PCB levels and reproduction in ringed seal from the Bothnian Bay.

Ambio 5: 188-189.

Hjort, J. & Dahl, K., 1900:

Fishing experiments in Norwegian fjords.

Rep. Norw. Fish. Mar. Invest. 1(1): 1-214. Plansjer I-III.

Hoff, H., 1977:

Årsberetning fra byveterinæren i Skien, 1976. Skien.

Holt, G., 1976:

Den littorale algevegetasjonen i Grenland, Nedre Telemark.

Manuskript. Universitetet i Oslo.

Haamer, J., 1973:

Current measurements with gelatine pendulums.

Chalmers University of Technology

Geology Div. Report A4.

Isotopcentralen 1972:

Kviksølv i fisk (mercury in fish) 1968-1972. Sag.ng. 610B.

Isotopcentralen, Skjelsbækgade 2, 1717 København V.

Jensen, S., Johnels, A.G., Olsson, M. & Otterlind, G., 1972:

DDT and PCB in herring and cod from the Baltic, the Kattegat and the Skagerrak.

Ambio Special Report 1: 71-85.

Jensen, S., 1966:

Report of a new chemical hazard.

New Sci. 32: 612.

Johannessen, T.W., 1960:

Monthly frequencies of concurrent wind forces and wind directions.

Det Norske Meteorologiske Institutt, Oslo.

Kennert, A., Torlegård, I. & Lundälv, T.L., 1974:

Under-water analytical system. Photogrammetric Engineering 1974, p.287-293.

Kihlstrøm, J.E., Olsson, M. & Jensen, S., 1976:

Effekter på høgre djur av organiska miljøgifter.

12. nordiska symposiet om vattenforskning. NORDFORSK S.567-576.

Knauer, G.A. and Martin, H.M., 1972:

Mercury in a marine pelagic food chain.

Limnol.Oceanogr., 17: 868-876

Knutzen, J., 1976:

Polysykliske aromatiske hydrokarboner - forekomst og effekter i miljøet.

Organiska miljøgifter i vatten.

Tolfte Nordiska Symposiet om Vattenforskning. Visby 11 - 13, Maj 1976
401-417.

Knutzen, J., 1978:

Utslipp av PAH fra elektrokjemisk industri. Akkumulering of effekter
i det marine miljø.

Kjemi, særtrykk nr 3291.

Kudo, A., Akagi, H. Mortimer, D.C., & Miller, D.R., 1977:

Equilibrium concentrations of methylmercury in Ottawa river sediments.

Nature, 210, 419-420.

Kvalvågnæs, K., Green, N. & Rørslett, B., 1977:

Stereofotografering - et hjelpemiddel i akvatisk biologi.

Norsk institutt for vannforskning. Årbok 1976. s. 89-95.

Laseter, J.L., Bartell C.K., Laska, A.L., Holmquist, D.G., Condie, D.B.,
Brown, J.W. & Evans, R.L., 1976:

An ecological study of hexachlorobenzene (HCB).

Environmental Protection Agency (EPA) 560/6-76-009. viii + 62 p.

Laveskog, A. Lindskog, A. & Stenberg, U. 1976

Om metaller. Statens Naturvårdsverk, Stockholm, 262 pp.

Lillehaug, V., 1976:

En undersøkelse av hydrografiske og optiske forhold i Frierfjorden i
perioden mars 1974 - mai 1975.

Hovedoppgave i Oseanografi. Del I-II. Universitetet i Oslo.

Loring, D.H. & Bewers, J.M., 1976:

Geochemical mass balance for mercury in a polluted Canadian fjord.

25th Intern.Geol.Cong. Sydney, Australia. Abstract vol.2., sect.8.

Mar.Geol. p. 352.

Lundälv, T., 1971:

Quantitative studies on rochy-bottom biocoenoses by underwater photo-
grammetry - a methodological study.

Thalassia Jugoslavica 7: 201-208.

Lundälv, T., 1978:

Kausalanalys av dynamiken inom marina hårbottensamhällen under 1977.

Stensilert, 14 s. + 9 fig. Kristineberg marinbiologiska station.

Miljøvernkomitéen i Odda, 1973:

Resipientundersøkelser i Sørfjorden 1972.

Odda, 250 p.

Morris, A.W. & Bale, A.J., 1975:

The Accumulation of Cadmium, Copper, Manganese and Zinc by *Fucus*
vesiculosus in the Bristol Channel.

Estuar. and Coast.Mar.Sci. 3: 153-163.

Mosser, J.L., Fischer, N.S., Tzu-Chiu Teng & Wurster, C.F., 1972:

Polychlorinated biphenyls toxicity to certain phytoplankters.

Science 175: 191-192.

- Myklestad, S., Eide, I. E. Melsom, S., 1976:
Flytting av *Ascophyllum nodosum* fra lokalitet med høy - til lokalitet med relativt normal tungmetallbelastning. Foreløpig rapport.
- Nickless, G., Stenner, R. & Terrillen, N., 1972:
Distribution of Cadmium, Lead and Zink in the Bristol Channel.
Mar.Poll.Bull. 3 (12): 188-190
- Nimmo, D.R., Forester, J., Heitmuller, P.T. and Cook, G.H., 1974:
Accumulation of Aroclor^R1254 in grass shrimp *Palaemonetes pugio* in laboratory and field exposures.
Bull.Envir.Contam.Toxicol., 11: 303-308.
- NIVA, april 1973: En undersøkelse av gjødslingspåvirkning i Frierfjorden.
Saksbehandlere: S.T. Källquist, P. Brettum og O.14, Skulberg. Stensilert 39 s.
- NIVA, 9.11.1973: O-111/70 Resipientvurderinger av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Revidert forslag til undersøkelsesprogram.
Saksbehandler: Jon Knutzen. Stensilert 16 s.
- NIVA, 1973: O-111/70 Resipientvurderinger av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 1. Tidligere undersøkelser - generelle forhold - forurensningstilførsler.
Saksbehandlere: Ø, Johansen, S. Kolstad, T. Bokn & B. Rygg. Stensilert 93 s.
- NIVA, 15.2.1976: O-51/74 Resipientundersøkelse av Saudafjorden. Observasjoner av hydrografi, sedimenter og biologiske forhold 10-13/9 1974.
Saksbehandler: J. Knutzen. Stensilert 139 s.
- NIVA, 28.5.1975: O-111/70 Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Arbeidsoppgaver annet undersøkelsesår.
Saksbehandler: Jarle Molvær. Stensilert 11 s.

- NIVA, 18.5.1976: O-111/70 Resipientundersøkelse av nedre Skiensselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 4. Fremdriftsrapport fra undersøkelser av vannutskiftningen i fjordområdene mars 1974 - desember 1975.
Saksbehandler: Jarle Molvær. Stensilert 49 s. + fig.
- NIVA, 29.2.1976: O-111/70 Resipientundersøkelse av nedre Skiensselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder.
Arbeidsoppgaver tredje undersøkelsesår. Programforslag.
Saksbehandler: Jarle Molvær. Stensilert 20 s.
- NIVA, 28.5.1976: O-111/76 Resipientundersøkelse av nedre Skiensselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder.
Toktrappert fra hydrokjemisk hovedtokt 16.-18.3.1976.
Saksbehandler: Jarle Molvær. Stensilert 12 s. + fig.
- NIVA, 31.8.1976: O-50/76 Resipientmessig vurdering av de kommunale og regionale avløpsplaner for Grenlandsregionen.
Saksbehandler: Jarle Molvær. Stensilert 34 s. + fig.
- NIVA, 7.9.1976: Telemarkvassdraget. Fremdriftsrapport nr. 1. Undersøkelser 1975/76.
Saksbehandler: Hans Holtan. Stensilert 68 s.
- NIVA, 25.11.1976: O-111/70 Resipientundersøkelse av nedre Skiensselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 5. Fremdriftsrapport fra de hydrokjemiske undersøkelsene mars 1974 - desember 1975.
Saksbehandler: J. Molvær. Stensilert 143 s.
- NIVA, 30.8.1977: O-111/70 Resipientundersøkelse av nedre Skiensselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport 7. Hydrokjemiske data fra tidsrommet mars 1974 - februar 1977. Saksbehandler: Jarle Molvær. Stensilert, 300 s.

- NIVA, 12.9.1977: O-111/70 Resipientundersøkelse av nedre Skiensselva, Frierfjorden og tilliggende fjordområder. Rapport nr. 6. Fremdriftsrapport fra de biologiske undersøkelsene mars 1974 - mai 1976. (Forfattere: T. Bokn, L. Kirkerud, K. Kvalvågnæs, B. Rygg). Stensilert 234 s.
- NIVA, mars 1977: O-31/75 Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser.
Saksbehandler: L.A. Kirkerud. Stensilert 141 s.
- NIVA, 19.9.1977: O-34/76 Sedimentundersøkelse i Bekkelagsbassenget. Januar 1977.
Saksbehandler: J. Skei. Stensilert 45 s.
- NIVA, 1.11.1977: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram - Årsrapport 1975-76.
Saksbehandlere: J. Magnusson, T. Bokn, L. Kirkerud, T. Krogh, G. Nilsen. Stensilert 119 s.
- NIVA, 2.2.1978: O-5/76. Undersøkelse av PAH fra ferrosilisiumindustri. Litteraturstudium.
Saksbehandler: J. Knutzen. Stensilert 38 s.
- NIVA, 30.3.1978: O-129/76 Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skiensselva. Program for 1978.
Saksbehandler: Brage Rygg. Stensilert 12 s.
- NIVA, 3.4.1978: O-2/78 Deponering av muddermasser i Gunnekleivfjorden. En forhåndsvurdering.
Saksbehandler: Jens Skei. Stensilert 17 s.
- NIVA, 28.4.1978: O-82/76 Kjemisk/biologiske undersøkelser i fjordene omkring Stavangerhalvøya - september 1976.
Saksbehandler: T. Bokn. Stensilert 66 s.

NIVA, 25.5.1978: O-38/75 Nasjonalt program for overvåking av vannressurser
Pilotprosjekt Iddefjorden 1977.
Prosjektleder: J. Knutzen. Stensilert 74 s.

NIVA, 11.9.1978: O-147/76 Orienterende undersøkelse i Karmsundet.
Hydrokjemiske, sedimentgeokjemiske og biologiske
undersøkelser i juni 1977.
Saksbehandler: J. Skei. Stensilert 58 s.

NIVA, 1979: O-129/76 Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene
og Skienselva. Årsrapport 1977.
Saksbehandler: Brage Rygg. (Under utarbeidelse).

Norsk Hydro A.S., 1977:

Oversikt over utslipp til sjø av forskjellige komponenter fra Norsk
Hydro A.S, Porsgrunn Fabrikker. Tidsrom 1.1.1976 - 31.12.1976. 3 s.

Norsk Hydro A.S., 1977:

Klorerte hydrokarboner i fisk. Analyse av fisk fanget i Frierfjorden
og ytre Langesundsfjord 1975 og 1976. Notat v/E. Haver & O.C. Bøckmann.

Parrish, P.R., Cook, G.H. & Patrick, J.M.jr., 1975:

Hexachlorobenzene, effects on several estuarine animals.

Proceed.28th annual conference S.E. Assoc. Game Fish Commissioners: 179-187.

Phillips, D.J.H. 1976:

The Common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc,
cadmium, lead and copper. II. Relationship of metals in the mussel to
those discharged by industry. Marine Biology. 38:71-80.

Portman, J.E. 1971:

The levels of certain metals in fish from coastal waters around England
and Wales. Addendum to ICES paper C.M. 1971/E:13.

- Preston, A., Jefferies, D.F., Dutton, J.W.R., Harvey, B.R. & Steele, A.K., 1972:
British Isles coastal waters: The concentrations of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicators - A pilot survey. *Environ. Pollut.* 3: 69-82.
- Price, N.B. & S.E. Calvert, 1973:
A study of the geochemistry of suspended particulate matter in coastal waters. *Marine Chemistry*, 1: 169-189.
- Price, N.B. & J.M. Skei, 1975:
Areal and seasonal variations in the chemistry of suspended particulate matter in a deep water fjord. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 3:349-369.
- Risebrough, R.W., Rieche, P., Peakall, D.B., Herman, S.G. & Kirven, M.N., 1968:
Polychlorinated biphenyls in the global ecosystem. *Nature*, 220: 1098-1102.
- Rueness, J., 1973:
Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to *Ascophyllum nodosum* - *Helgoländer Wiss. Meeresunters.*, 24: 446-454.
- Rygg, B. & T. Bokn, 1976:
Klorerte hydrokarboner i vann, sedimenter og organismer i Frierfjordområdet.
I "Organiska Miljögifter i Vatten". Tolfte Nordiska Symposiet om Vattenforskning, Visby, 11-13 mai 1976. 363-400.
- Rørslett, B., Green, N. & Kvalvågnes, K., 1978:
Stereophotography as a tool in aquatic biology. *Aquatic Botany*, 4: 73-81.

Saenko, G.N., Koryakova, M.D., Makienko, V.F. & Dobrosmyslova, I.G., 1976:
Concentration of Polyvalent Metals by Seaweeds in Vostok Bay, Sea of
Japan.

Mar.Biol. 34: 169-176.

Schanz, F. & Thomas, E.A., in press:

Cultures of *Cladophoraceae* in water pollution problems. International
Symposium of Experimental use of Algal Cultures in Limnology.

Sandefjord, Norway, October 26.-28.1976.

Segar, D.A., Collins, J.D. & Riley, J.P. 1971:

The distribution of major and some minor elements in marine animals.

Part II. Molluscs. J.mar.biol.Ass. U.K. 51:131-136.

SI, 1972:

Tjærestoffer, karakterisering av nøytrale komponenter. Rapport 70 12 03
v/J. Bøler og N. Gjøs.

SI, 16.7.1975:

Analyse av halogenerte hydrokarboner i brisling fra Frierfjorden og omkring-
liggende fjorder. Oppdrag nr 451-720205. Teknisk rapport, 11 s.

SI, 29.11.1976:

Klorerte organiske forbindelser i fisk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden.
Oppdrag nr 451-720205. Rapport nr 10, 20 s.

SI, 1.6.1977:

Bestemmelse av 5CB, HCB, HCS, OCS samt PCB i 2 prøver av krabbe mai 1976,
Hydrostranda og 11 prøver av blåskjell fra Frierfjorden og Eidangerfjorden,
10 av prøvene fra okt/nov 1976 og 1 prøve fra mai 1976. Oppdrag nr 740702.
Rapport v/K. Martinsen.

SI, 21.6.1977:

Bestemmelse av 5CB, HCB, HCS, OCS og PCB i 6 prøver av sjøpung fra
31/10-1/11 1976 og 1 krabbe- og 1 blåskjellprøve mottatt fra NIVA 6/8.76.
Oppdrag nr 749702.
Rapport v/K. Martinsen.

SI, 26.8.1977:

Bestemmelse av klorerte hydrokarboner i krabbeprøver fra Frierfjorden 31.10.1976 og 1.-2.11.1976. Oppdrag nr 740702.

Rapport v/K. Martinsen.

SI, 9.9.1977:

Bestemmelse av 5CB, HCB, HCS, OCS og PCB i 4 prøver av fiskelever fra Frierfjorden 31.10.1976. Oppdrag nr 740702.

Rapport v/K. Martinsen.

SI, 12.9.1977:

Bakgrunnsnivåer i Frierfjorden. Oppdrag nr 760408.

Rapport v/K. Vadum m.fl.

SI, 20.10.1977:

Analyse av halogenerte fenoler i biologisk materiale, vann og sedimenter.

Oppdrag 72 02 05. Teknisk rapport, 29 s.

SI, 29.11.1977:

Klorerte organiske forbindelser i fisk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden.

Rapport 720205-10 v/E. Baumann Ofstad m.fl.

SI, 9.12.1977:

Dosering av lite vannløselige forurensninger til vann. Rapport 720205-14.

v/E. Baumann Ofstad.

SI, 8.2.1978:

Identifikasjon av forurensningskomponenter i prøvemateriale fra

Frierfjorden. Rapport 720205-15 v/E. Baumann Ofstad og N. Gjøs.

SI, 1978:

Identifikasjon av forurensningskomponenter i prøvemateriale fra

Frierfjorden. Rapport nr 720205-15.

Forfattere: E. Baumann Ofstad/N.Gjøs.

Skei, J.M., Price, N.B. & Calvert, S.E., 1973:

Particulate metals in waters of Sør fjord, West Norway.
Ambio, 2: 122-124.

Skei, J.M., 1976:

Mercury in plankton from a polluted Norwegian fjord.
Mar.Pollut.Bull., 7: 34-36.

Skei, J.M., 1978:

Serious mercury contamination of sediments in a Norwegian semi-enclosed bay.
Mar.Pollut.Bull., 9: 191-193.

Sosialdepartementet 1976:

Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann.
Rev.utgave november 1976.

Stenner, R.D. & Nickless, G. 1975:

Heavy metals in organisms of the Atlantic coast of S.W. Spain and Portugal.
Mar.Pollut.Bull. 6:89-92.

Stigebrandt, A., 1976:

Vertical diffusion driven by internal waves in a sill fjord.
Journal of Phys. Oceanography, 6. 486-495.

Stigebrandt, A., 1978:

Observational evidence of vertical diffusion driven by internal waves of tidal origin in the Oslofjord.
In press.

Sundene, O., 1953:

The algal vegetation of Oslofjord.
Skr. norske Vidensk. Akad. I. Mat.-Nat.kl 1953, 2: 1-245.

Topping, G. 1973:

Heavy metals in shellfish from Scottish waters. Aquaculture, 1:379-384.

Young, E.G. & Langille, M.W., 1958:

The occurrence of inorganic elements in marine algae of the Atlantic provinces of Canada. - Can. J. Botany, 36: 301-310.

Underdal, B. 1972:

Kvikksølv i næringsmidler. Pp. 142-147 in Underdal, B. (ed.):
Symposium om tungmetallforurensninger, Norges landbruksvitenskapelige
forskningsråd, OSLO.

Underdal, B. & Håstein, T. 1971:

Mercury in fish and water from a river and a fjord in the Kragerø region,
South Norway. Oikos, 22:101-105.

Wachenfeldt, T. von, 1975:

Marine benthic algae and the environment in the Øresund.
Thesis (mimeographed) 1-3. 328 p.
Lund.

Westbø, G. & Rydahl, M. 1971:

Metylkvikksilverhalter i fisk fångad mars 1968-april 1971.
Vår fæda, 23:177-318.

Whitton, B.A., 1970:

Toxicity of Zinc, Copper and lead to Chlorophyta from Flowing Waters.
Arch. Mikrobiol., 72:353-360.

Wolf, P. de 1975:

Mercury content of mussels from West European Coasts.
Mar.Pollut.Bull. 6:61-63.