



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 464|91

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

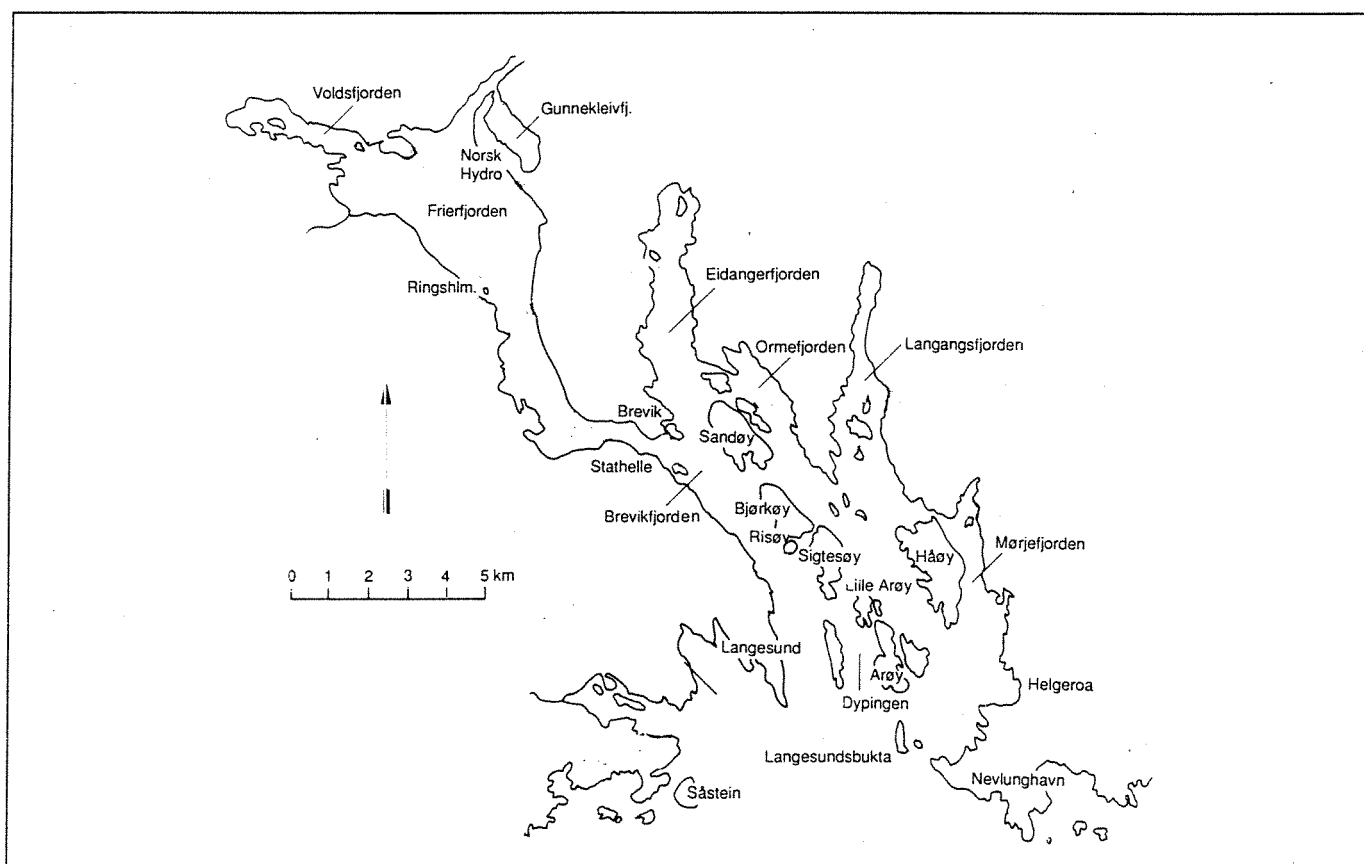
Utførende institusjon

NIVA

Undersøkelse av eutrofiering i **Grenlandsfjordene**

1988-89

Delrapport 4: Sedimentasjon av organisk materiale og oksygenforbruk i dypvannet i Frier- og Brevikfjorden



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for
vannforskning



| | | | |
|-------------------------|------------------------|------------------------|-------------------------|
| Hovedkontor | Sørlandsavdelingen | Østlandsavdelingen | Vestlandsavdelingen |
| Postboks 89, Korsvoll | Televeien 1 | Rute 866 | Brevikven 5 |
| 0808 Oslo 8 | 4890 Grimstad | 2312 Ottestad | 5035 Bergen - Sandviken |
| Telefon (47 2) 23 52 80 | Telefon (47 41) 43 033 | Telefon (47 65) 78 752 | Telefon (47 5) 95 17 00 |
| Telefax (47 2) 39 41 89 | Telefax (47 41) 44 513 | Telefax (47 65) 78 402 | Telefax (47 5) 25 78 90 |

| |
|-------------------------|
| Prosjektnr.: |
| O-800376/E-87696/90420 |
| Undernummer: |
| |
| Løpenummer: |
| 2629 |
| Begrenset distribusjon: |
| |

| | |
|---|-----------------------------|
| Rapportens tittel: | Dato: |
| Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 4: Sedimentasjon av organisk materiale og oksygenforbruk i dypvannet i Frier- og Brevikfjorden. (Overvåkingsrapport nr. 464/91, TA-777/1991) | August 1991 |
| Forfatter (e): | Faggruppe: |
| Kristoffer Næs | Marin eutrofi |
| | Geografisk område: |
| | Telemark |
| | Antall sider: Opplag: |
| | 55 150 |

| | |
|--|--|
| Oppdragsgiver: | |
| Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking) | |

| |
|--|
| Ekstrakt: |
| Dypere enn 20 m i Frierfjorden ble det, som et gjennomsnitt for 1988-89, nedbrutt 685 tonn organisk karbon. Ca. 100 tonn/år av dette var fra primærproduksjonen. Oksidasjonen krever 2400 tonn oksygen årlig. I Brevikfjorden ble det tilsvarende nedbrutt 500 tonn organisk karbon årlig. Av dette var ca. halvparten fra primærproduksjonen. Nedbrytingen krever 1750 tonn oksygen/år. |

4 emneord, norske

1. Grenlandsfjordene
2. Marin eutrofi
3. Sedimentasjon
4. Oksygenforbruk

4 emneord, engelske

1. Grenlandfjords
2. Marine eutrophication
3. Sedimentation
4. Oxygen consumption

Prosjektleder

.....
...

For administrasjonen

.....
...



Statlig program for forurensningsovervåking

O-800376/E-87696/E-90420

UNDERSØKELSE AV EUTROFIERING I GRENLANDSFJORDENE 1988-89

Delrapport 4:

Sedimentasjon av organisk materiale og oksygenforbruk i
dypvannet i Frier- og Brevikfjorden

Grimstad, august 1991

Prosjektleder: Kristoffer Næs

Medarbeidere: Unni Efraimsen
Frank Kjellberg
Jarle Molvær

FORORD

Foreliggende rapport inngår i en undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene, som er en del av den tiltaksorienterte overvåking av dette fjordområdet. Overvåkingen inngår i Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsene finansieres av den lokale industrien (Hydro Porsgrunn, Hydro Rafnes, Elkem A/S PEA, Statoil, Union A/S) og SFT. Deler av eutrofiundersøkelsen er også finansiert av NIVA's egne forskningsmidler.

Prosjektet startet vinteren 1988 etter inngående drøftelser i Kontaktutvalget for overvåking av Grenlandsfjordene og Skienselva. Prøveinnsamlingen ble avsluttet høsten 1989.

Prosjektet er todelt, og omfatter både utvikling av en dose-respons modell, og feltundersøkelser som skal ajourføre kunnskapen om tilstanden i fjordområdet og gi datainput til modellen. Foruten undersøkelsene av sedimentasjon og oksygenbehov i dypvannet som rapporteres her, har prosjektet omfattet undersøkelser av :

- Forurensningstilførsler (rapportert 1989)
- Planteplankton og næringssalter i overflatevannet
- Gruntvannssamfunn (rapportert 1990)
- Bløtbunnsfauna i Håøyfjorden (rapportert 1989)
- Vannutskiftning i fjorden (rapportert 1991)
- Modell for miljøeffekter fra utslipp av næringssalter, oppløst og partikulært materiale (rapportert 1990)

Resultatene rapporteres i form av delrapporter. I tillegg vil det bli utarbeidet en konklusjonsrapport med en sammenfattende vurdering av eutrofitilstanden, og med anbefalinger om tiltak/prediksjon av effekter.

Institutt for energiteknikk (IFE) ved D. Stijfhoorn/I. Johansen har gjennomført analysene av karbonisotopen C-13.

Ved NIVA har fagassistentene Unni Efraimsen og Frank Kjellberg hatt ansvar for gjennomføring av feltarbeid/opparbeidelse av prøver. Jarle Molvær har vært hovedprosjektleder.

Grimstad, august 1991

Kristoffer Næs

INNHOLDSFORTEGNELSE

| | Side |
|--|------|
| FORORD | 2 |
| 1. KONKLUSJONER | 4 |
| 2. INNLEDNING | 5 |
| 2.1. Begrunnelse og mål | 5 |
| 2.2. Generell beskrivelse av området | 5 |
| 2.3. Tidligere undersøkelser | 12 |
| 3. FELTARBEID OG METODER | 13 |
| 4. RESULTATER OG DISKUSJON | 14 |
| 4.1. Mengde sedimentert materiale | 14 |
| 4.2. Kjemisk sammensetning av sedimentfelle materialet | 16 |
| 4.3. Fordeling mellom terrestrisk og marint organisk materiale | 19 |
| 4.4. Fluks av organisk karbon, nitrogen og fosfor | 22 |
| 4.5. Stoffbudsjetter | 28 |
| 4.5.1. Frierfjorden | 28 |
| 4.5.2. Brevikfjorden | 29 |
| 5. REFERANSER | 32 |
| 6. VEDLEGG | |
| 1. Rådata fra sedimentfelle målingene | 35 |
| 2. Sedimentakkumulasjon i Grenlandsfjordene | 37 |

1. KONKLUSJONER

Denne undersøkelsen av sedimentasjon av organisk materiale og oksygenbehov i dypvannet i Frier- og Brevikfjorden har hatt som hovedmål:

** å kvantifisere mengde og type av organisk sedimentasjon av materiale i Frier- og Brevikfjorden.*

Undersøkelsen er del av en større undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene.

Hovedkonklusjonene er:

Frierfjorden og Brevikfjorden tilføres partikulært materiale fra produksjon i fjordområdet og avrenning fra land. Sedimentasjonen av dette materialet er sesongavhengig. I Frierfjorden var sedimentasjonen i 1988/89 1,5-2 ganger høyere enn i Brevikfjorden. Den organiske andelen av dette materiale var generelt 5-10% i Frierfjorden og 5-15% i Brevikfjorden.

Dypere enn 20 meter og på sedimentoverflaten i Frierfjorden ble det, som et gjennomsnitt for 1988-89, nedbrutt ca. 685 tonn organisk karbon pr. år. Av dette var ca. 15 prosent eller ca. 100 tonn/år av marin opprinnelse fra primærproduksjon, resten fra avrenning fra land (i hovedsak fra industriutslipp/generell avrenning).

Oksidasjon av dette materiale krever 2400 tonn oksygen årlig. Av dette brukes ca. 1000 tonn pr. år til nedbrytningen av det marine organiske materialet.

Dypere enn 20 meter og på sedimentoverflaten i Brevikfjorden, ble det som et gjennomsnitt for 1988-89, nedbrutt ca. 500 tonn organisk karbon pr. år. Av dette var ca. halvparten av marin opprinnelse og ca. halvparten fra avrenning fra land (terrestrisk).

Oksidasjon av dette materiale krever 1750 tonn oksygen årlig. Av dette brukes ca. 950 tonn pr. år til nedbrytningen av det marine organiske materialet og resterende 800 tonn årlig til oksidasjon av terrestrisk organisk materiale.

Det var en god overensstemmelse mellom oksygenforbruk beregnet ut fra sedimentfellemålingene, og oksygenbehov beregnet ut fra oksygenmålinger i vannmassene.

2. INNLEDNING

2.1. Begrunnelse og mål.

Tilførsler av partikulært organisk materiale til Grenlandsfjordene, enten det er partikler fra land, industri/kommunale utslipp eller fra planktonproduksjon, vil etter hvert synke til bunns og påvirke dypvannet og sedimentene. Oksygenforholdene er avhengig av mengde og type av organisk materiale og av oksygentilførselen via vannutskiftningen. Er oksygenforbruket fra den organiske belastningen gjennomgående større enn oksygentilførselen, vil dette medføre redusert oksygeninnhold i dypvannet med eventuelt uegnede forhold for fisk og reker, forandringer i sammensetning av sedimentene og bunndyrsamfunnene.

Sedimentfeller måler fluksen, det vil si mengde pr. tidsenhet, av partikulært materiale som synker gjennom vannmassene. Ved å bestemme mengde og type (marint/terrestrisk) organisk materiale som tilføres dypvannet og brytes ned her, og kople det sammen med strømmålinger og målinger av oksygeninnhold, kan stoffbudsjetter og modeller for oksygenbalansen settes opp.

Hovedformålet med denne undersøkelsen har derfor vært:

- * å måle sedimentasjonen av organisk materiale i Frier- og Brevikfjorden.
- * gi grunnlagsinformasjon for undersøkelsene av eutrofieringen i Grenlandsfjordene.

2.2. Generell beskrivelse av området.

Topografi og ferskvannstilførsel.

En oversikt over fjordområdet med stasjonsplasseringer er vist på figur 1.

Området preges av innsnevring (terskler) med dype bassenger innenfor (figur 2). I disse bassengene er det liten utskiftning av dypvannet, og periodevis oksygenproblemer. En oversikt over arealer og volumer i de aktuelle fjordområdene er vist i figur 3.

Skienselva munner ut i Frierfjorden. Vassdraget er sterkt regulert, med 270-300 m³/s som typisk årsgjennomsnitt. Vannføringen er karakterisert av en vårfloem i tidsrommet april-juni (normalt opptil 1000 m³/s), minimum på 50-100 m³/s i juli-august, og høstfloem i september-oktober.

Figur 4 viser variasjoner i vannføring i 1988-89.

Distansen fra Skienselvas munningsområde til Langesundsbukta er ca. 23 km.

Vannmasser.

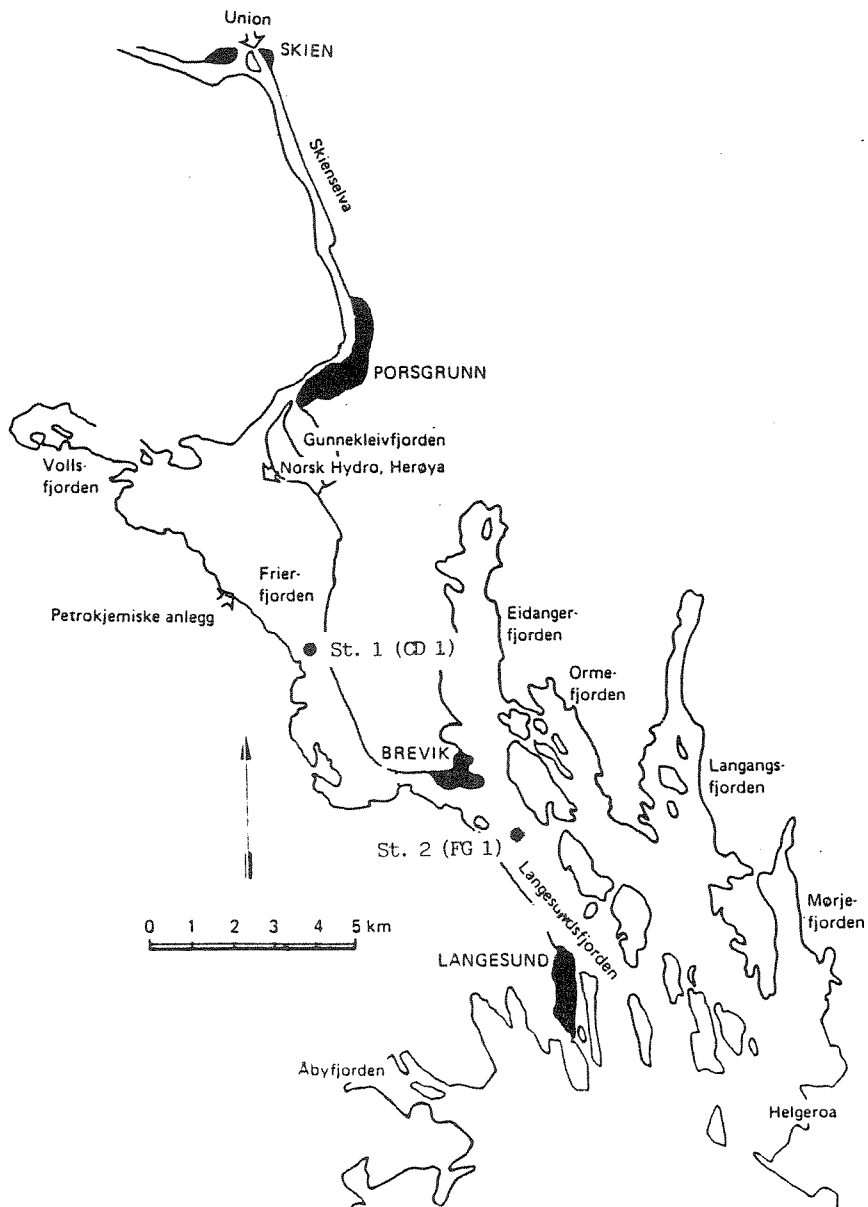
Den store ferskvannstilførselen og tersklene gjør det naturlig å inndele vannmassene i tre: et brakkvannslag, et intermediert sjøvannslag som strekker seg ned til terskeldypet, og dypvannet (figur 5). Overgangen fra brakkvannslag til sjøvannslaget er markert ved en sterk økning i saltholdighet, og omtales ofte som et sprangsjikt.

Tykkelsen av overflatelaget varierer mellom 2 m og 8 m, særlig avhengig av ferskvannstilførsel og vindforhold. Dette brakkvannslaget strømmer raskt ut gjennom fjordområdet.

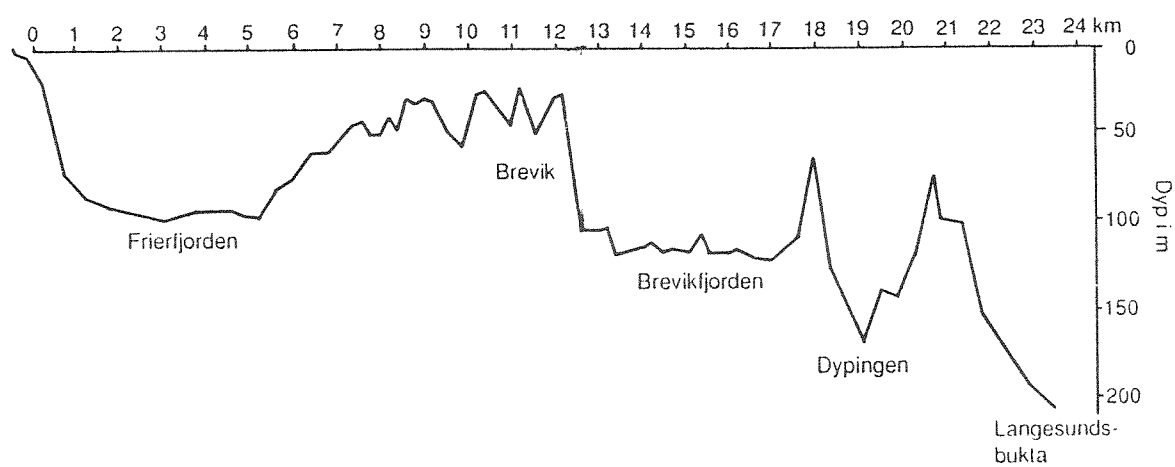
Ettersom tersklene mot Langesundsbukta ligger dypere enn terskelene innenfor, vil det intermediaere vannlaget i de enkelte bassengene ha fri forbindelse med kystvannet i

Langesundsbukta. Vannutskiftningen i denne vannmassen styres av tidevann, mer langperiodiske tetthetsvariasjoner i kystvannet, den estuarine kompensasjonsstrømmen og lokal vind.

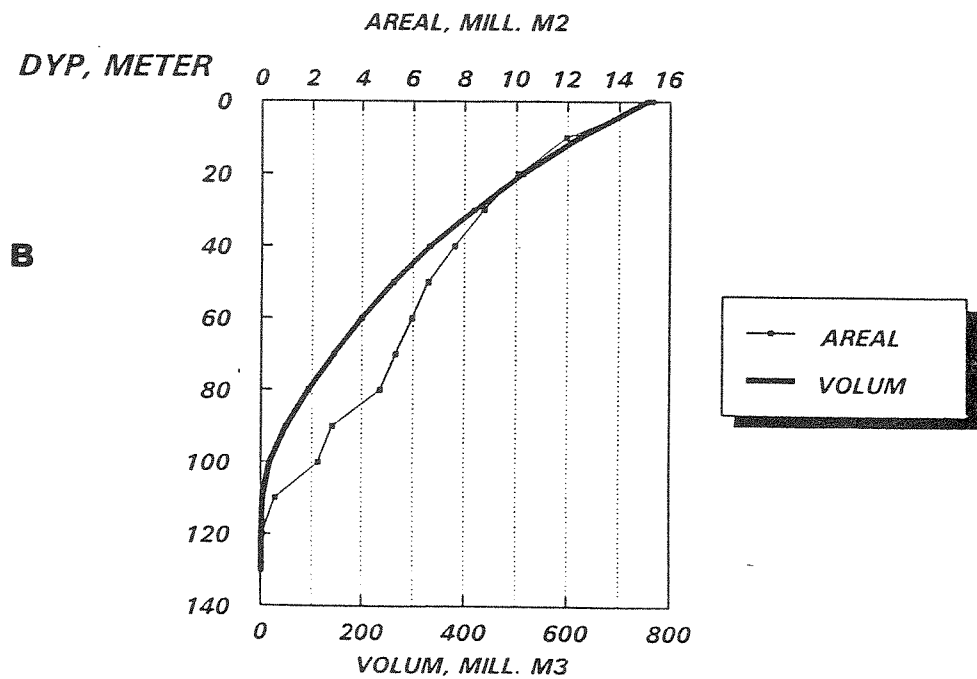
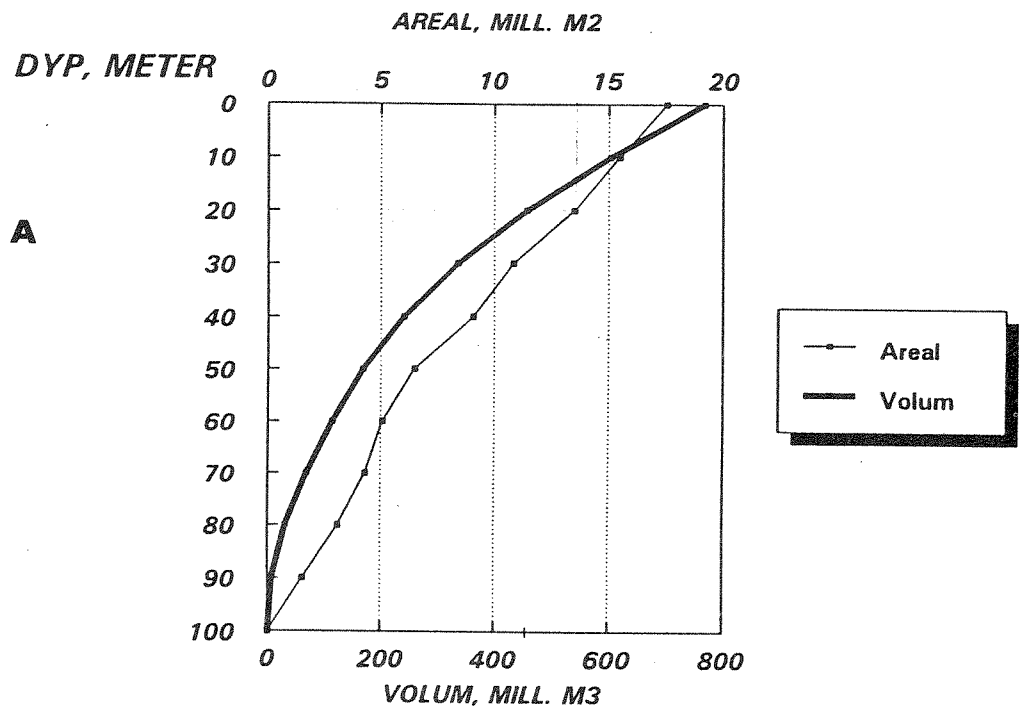
På grunn av tersklene har ikke dypvannet i de enkelte fjordbassengene fri forbindelse med kystvannet, og vannutskiftningen er derfor gjennomgående liten. To samvirkende mekanismer er dominerende: den vertikale diffusjonen medfører en blanding av intermediært vann inn i dypvannet - som dermed blir lettere. Når de hydrografiske forholdene i kystvannet/Langesundsbukta ligger til rette for det, vil vann med høy egenvekt strømme inn over tersklene og kan helt eller delvis fornye dypvannet innenfor.



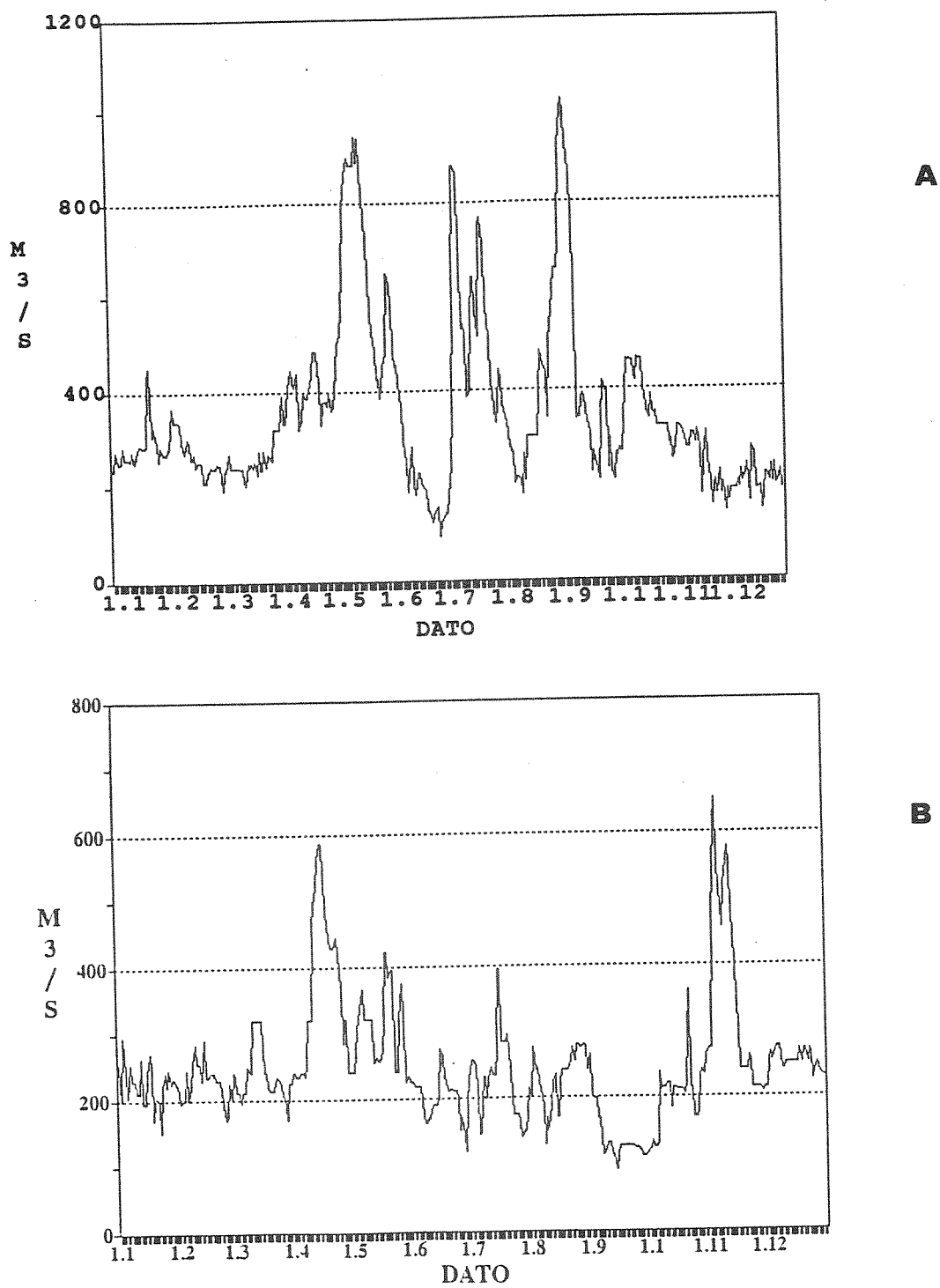
Figur 1. Oversiktskart med stasjonsplassering for sedimentfeller i Frier- og Brevikfjorden.



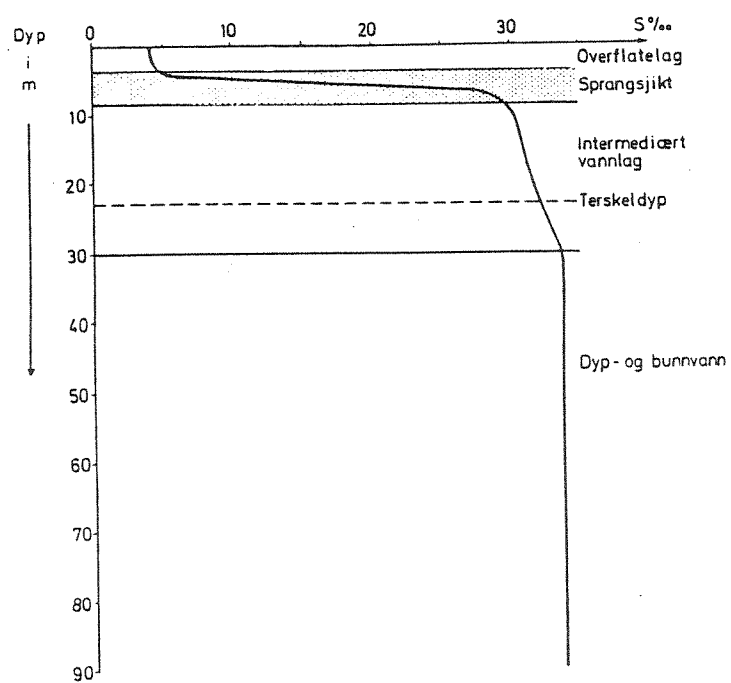
Figur 2. Langsgående dybdeprofil fra Frierfjorden til Langesundsbukta.



Figur 3. Arealer og volumer i Frier- (A) og Eidanger-/Langesundsfjorden (B).



Figur 4. Døgnvariasjoner av vannføring ved Skotfoss:
A: 1988, B: 1989.



Figur 5. Inndeling av vannmassene i Frierfjorden etter den vertikale saltholdighetsfordelingen.

2.3. Tidligere undersøkelser.

Det er gjennomført et betydelig antall undersøkelser av fjordsystemet, spesielt under det statlige programmet for forurensningsovervåking (se Rygg et al. 1987 for oversikt). Spesielt relevant for denne undersøkelsen er rapporter nevnt i forordet knyttet til undersøkelsene om eutrofieringen i Grenlandsfjordene i tidsrommet 1988-1989: Forurensningstilførsler (Ibrekk og Gulbrandsen 1989), planteplankton og næringssalter i overflatevannet (Källqvist 1991), gruntvannssamfunn (Knutzen 1990), bløtbunnsfauna i Håøyfjorden (Rygg 1989), modell for miljøeffekter fra utslipp av næringssalter, oppløst og partikulært materiale (Stigebrandt og Molvær 1990) og undersøkelser av vannutskiftning i fjordene (Molvær og Stigebrandt 1991).

Målinger av sedimentasjon er også gjennomført i 1986/87 av Rygg et al. (1988).

3. FELTARBEID OG METODER

Sedimentfellerigger ble satt ut på en stasjon i Frierfjorden og en i Brevikfjorden, figur 1. Fellene hadde en indre diameter på 10 cm , høyde 100 cm og ble plassert i 20 og 80 meters vanddyb. Oversikt over innsamlingsdatoer og analyser er gitt i tabell 1.

Tabell 1. Oversikt over innsamlingsdatoer og analyser av sedimentfellemateriale. Datoer merket med * er materialet analysert for totalt partikulært materiale, totalt/organisk karbon og total nitrogen. C13 og P betyr at materialet i tillegg er analysert for henholdsvis karbonisotopen C-13 og total fosfor. Den 5.4.89, 80m (merket *-) er det kun data for totalt partikulært materiale.

| Dato | Frierfjorden | | Brevikfjorden | |
|----------|--------------|---------|---------------|---------|
| | 20m | 80m | 20m | 80m |
| 17.02.88 | Utsetting | | Utsetting | |
| 24.03.88 | *,C13,P | *,C13,P | *,C13 | *,C13,P |
| 20.04.88 | *,P | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P |
| 26.05.88 | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P |
| 15.06.88 | *,C13,P | *,C13,P | Tapt | *,C13,P |
| 10.08.88 | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P |
| 07.09.88 | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P |
| 05.10.88 | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P | *,C13,P |
| 02.11.88 | *,C13 | *,C13 | *,C13 | *,C13 |
| 07.12.88 | *,C13 | *,C13 | *,C13 | *,C13 |
| 05.01.89 | *,C13 | *,C13 | *,C13 | *,C13 |
| 08.02.89 | *,C13 | *,C13 | *,C13 | *,C13 |
| 07.03.89 | * | * | * | * |
| 05.04.89 | * | *- | * | *- |
| 10.05.89 | Tapt | * | * | * |
| 15.06.89 | * | * | * | * |
| 23.08.89 | * | * | * | * |
| 13.10.89 | * | * | * | * |

Innhold av totalt karbon/organisk karbon er analysert med CHN-elementanalysator henholdsvis før/etter fjerning av karbonater i syredamp. Fosfor er bestemt spektrofotometrisk etter oppløsning med svovelsyre/kaliumperoxodisulfat. Mengden av den stabile karbonisotopen C-13, er bestemt ved Institutt for energiteknikk (IFE). Syredampbehandlet prøve ble der oksidert med kobberoksyd og forbrent ved 900° C i evakuert kvartssampulle. Karbondioksyd-gassen ble deretter analysert massespektrofotometrisk.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

Alle rådata finnes i vedlegg 1.

4.1. Mengde sedimentert materiale.

Sedimentfellene fanger opp det partikulære materialet som faller gjennom vannmassene og som etter eventuelle kjemiske forandringer, til slutt danner bunnsedimentene. Sedimentasjonen gjennom et dypnivå er gitt av den totale partikulærte fluksen (TPF) uttrykt i milligram eller gram pr. kvadratmeter og døgn, eventuelt år.

TPF-verdiene bestemmes av hva som transporteres med elver, her i all vesentlig grad Skiensselva, avrenning fra land, direkte industriutslipp, produksjonsforhold i vannmassene og resuspenderte eller oppvirvlede bunnsedimenter bragt inn i området. Fluksen vil derfor variere over tid og sted. Figur 6 viser dette for fellene i Frierfjorden og Brevikfjorden. Det er betydelige tidsmessige variasjoner, spesielt i Frierfjorden.

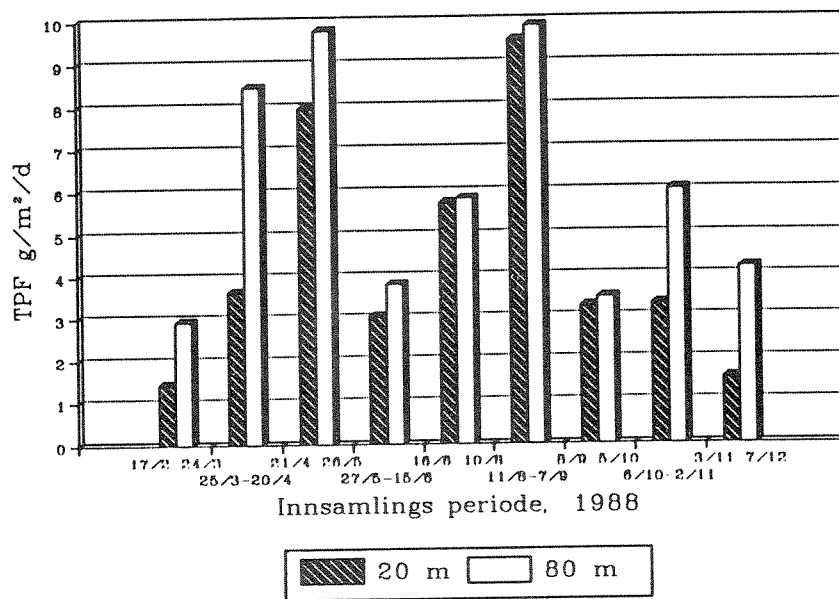
TPF-verdiene for 1988 i Frierfjorden samsvarer godt med vannføring i Skiensselva (figur 4). Dette var et nedbørsrikt år med stor vannføring i elva, sjelden mindre enn 200 m³/s. I mai, juli og september var det flom i Skiensselva med vannføringer på henholdsvis ca. 900, 800 og 1000 m³/s. Tilsvarende var de høyeste TPF-tallene i fellene fra Frierfjorden i mai og september med verdier på 8-9 g/m²/d for fella i 20 meters vanddyb. Det var ingen tømning i juli. Stor partikkeltilførsel i forbindelse med flommen i elva i juli finnes derfor igjen i høy TPF-verdi for innsamlingen i august.

I motsetning til 1988, var 1989 et år med lavere gjennomsnittlig vannføring i Skiensselva og mindre framtrepende flomtopper. Dette resulterte i relativt lave TPF-verdier fra fellene i Frierfjorden, generelt med verdier rundt 2 g/m²/d.

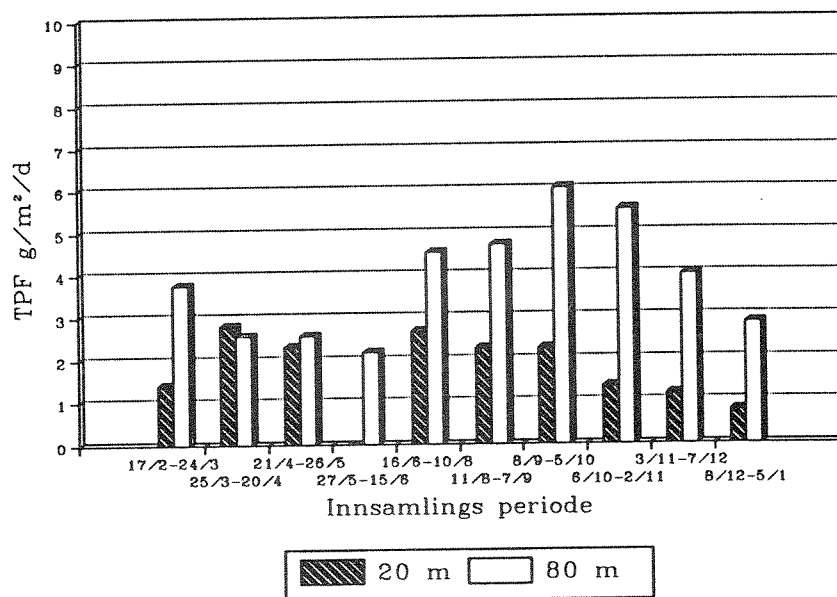
Sammenlignes resultatene for Frier- og Brevikfjorden, tyder de på at en stor del av det elvetilførte materialet sedimenterer i Frierfjorden. Mens de høyeste TPF-verdiene i 1988 i Frierfjorden var på vel 9 g/m²/d i 20 meters nivået, var tilsvarende tall ca. 2 g/m²/d i Brevikfjorden. En slik høy sedimentasjon innenfor en terskel er også observert i Glommaestuaret (Næs og Skei 1986, Helland et al. 1990).

Det var gjennomgående høyere sedimentasjon i 80 metersnivået enn i 20 meter. Dette skyldes resuspensjon av bunnsedimenter og transport av partikler med vann inn over terskelen. I 1988 hadde dette en utpreget sesongmessig variasjon. I månedene mai, juni og august (for Frierfjorden) var det nær samme fluks gjennom 20 og 80 meters-nivået med økende verdier for vår, høst og vinter. Den største forskjellen i Frierfjorden ble observert i desember hvor det var vel 2.5 ganger mere materiale i 80 meters-fella enn i 20 m. I Brevikfjorden ble den største forskjellen observert i november med en forskjell på fire ganger. Den sesongmessige variasjonen var mindre framtrepende i 1989.

Frierfjorden



Brevikfjorden



Figur 6. Sedimentasjon av totalt partikulært materiale i Frier- (A) og Brevikfjorden (B) i 1988.

På grunnlag av de månedlige TPF-verdiene er tidsveide årsmidler for sedimentasjon i Frier- og Brevikfjorden gitt i tabell 2.

Tabell 2. Total sedimentasjon av partikulært materiale (TPF) i Frierfjorden og Brevikfjorden regnet som tidsveid årsmiddel i $\text{g/m}^2/\text{år}$.

| År | 1988 | | 1989 | |
|---------------|------|------|------|------|
| | 20m | 80m | 20m | 80m |
| Frierfjorden | 1639 | 2291 | 823 | 1248 |
| Brevikfjorden | 749 | 1423 | 538 | 1054 |

Sedimentfellemålinger er tidligere utført i Frier- og Brevikfjorden fra oktober 1986 til oktober 1987 (Rygg et al. 1988). I 20 metersnivået på en stasjon nær innløpet til Volls fjorden ble den årlige middelfluksen beregnet til 939 g/m^2 . I Brevikfjorden på samme stasjon som i denne undersøkelsen ble fluksen beregnet til 676 og $1241 \text{ g/m}^2/\text{år}$ for henholdsvis 20 og 80 meter. Resultatene fra 1988/89 er derfor i godt samsvar med tidligere målinger.

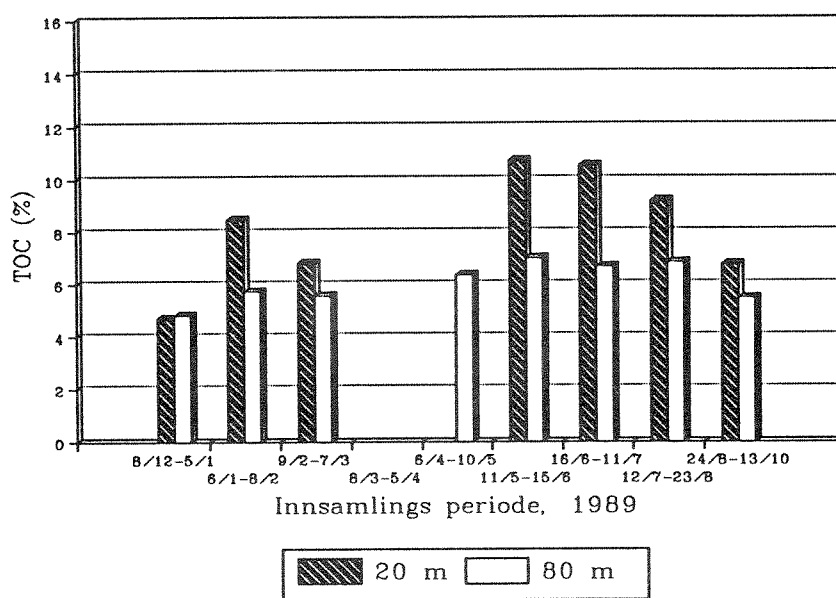
Sammenlignes det med andre områder, ble total partikulær fluks beregnet til $360 \text{ g/m}^2/\text{år}$ i Sørfjorden (v/Kvalnes, 25 m dyp, Skei et al. 1988), $998 \text{ g/m}^2/\text{år}$ i Sækken, Hvalerområdet (10 m dyp, Helland et al. 1990) og $538 \text{ g/m}^2/\text{år}$ i Lindåspollene, Bergen (20 m dyp, Wassmann 1983).

4.2. Kjemisk sammensetning av sedimentfelle materialet.

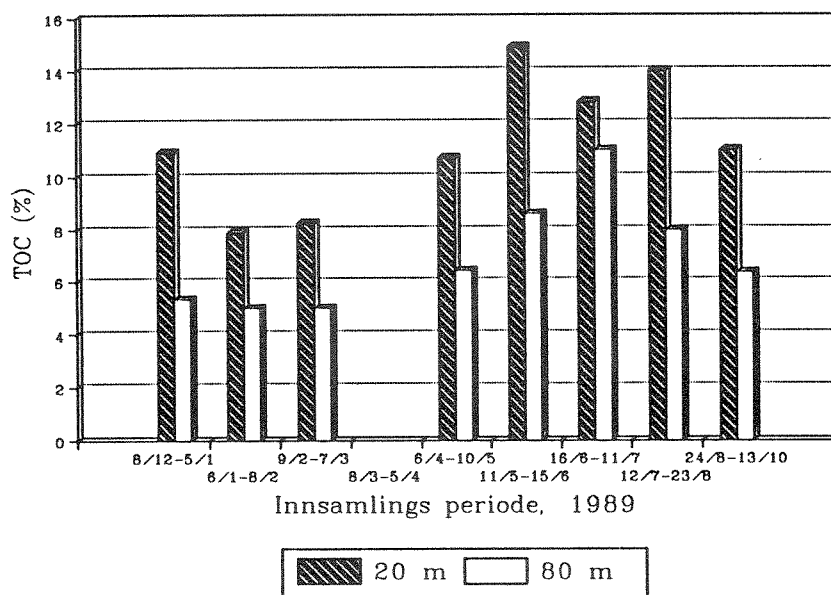
Det organiske materiale som samles i fellene er både produsert i vannmassene (i hovedsak marint plankton) og tilført med elvevannet eller direkte utslipp til vannmassene. Det organiske karboninnholdet i fellene fra Frierfjorden varierte relativt lite i 1988 med verdier fra ca. 4-7%. Variasjonen var noe større i 1989, ca. 4-11%. Tilsvarende tall for Brevikfjorden var 4-12% i 1988 og 5-15% i 1989. Figur 7 illustrerer dette for 1989.

Høyere organisk karbonkonsentrasjon i materialet fra Brevikfjorden skyldes at mye av de uorganiske partiklene tilført med Skienselva sedimenteres i Frierfjorden eventuelt også høyere primærproduksjon i Brevikfjorden. Variasjonene innen og mellom årene kan tilskrives både variasjoner i tilførsler og produksjonsforhold i vannmassene. Sistnevnte vil selvfølgelig være mest framtrædende i perioder med lav vannføring i elva, og mer i Brevikfjorden enn i Frierfjorden. Dette framgår også av figurene. For eksempel ble de høyeste konsentrasjonene av organisk karbon i Frierfjorden målt i juni, juli og august 1989. Det var da relativt høy planktonproduksjon i vannmassene med klorofyll a verdier i 0-2 m vanddyp på 14.5, 8.6 og $7.4 \mu\text{g/l}$, henholdsvis for datoene 13/6, 3/7 og 11/7 (Källqvist 1991). Likeledes var karbonkonsentrasjoner i materialet fra 20 meters-fella i Brevikfjorden i de samme månedene 13-15% og klorofyll a verdiene $5.0-7.2 \mu\text{g/l}$ i 0-2 m dyp på samme tidspunkt som nevnt foran.

Frierfjorden



Brevikfjorden



Figur 7. Sedimentasjon av totalt organisk karbon i Frier- (A) og Brevikfjorden (B) i 1989.

Forandringer i kjemisk sammensetning av felle materialet fra 20 til 80 meter kan skyldes nedbrytning av organisk materiale, tilførsler av oppvirvlede bunnsedimenter (med relativt lavt organisk innhold) eller transport inn av partikler fra et annet område med vannutskiftninger. Generelt var organisk karbon-verdiene lavere i materialet fanget i 80 meters-nivået sammenlignet med 20 meter. Dette var mer framtrødende i 1989 enn i 1988 (høyere prosentandel organisk karbon i -89). Likeledes var forskjellene større i Brevikfjorden enn i Frierfjorden.

I Brevikfjorden var nitrogenkonsentrasjonene i 80 meter lavere enn i 20 meters nivå på grunn av resuspendering av bunnsedimenter og nedbrytning av organisk materiale. Dette var ikke tilfelle i Frierfjorden. Her var konsentrasjonene de samme i 20 m og i 80 meter. Når organiske partikler synker gjennom vannmassene brytes de ned. Siden det ikke observeres noen forandring i nitrogen-innholdet mellom 20 og 80 meter i Frierfjorden, tyder dette på tilførsler av marint plankton utenfra (som også skjer i Brevikfjorden) og mulige forskjeller i nedbrytingshastighet på grunn av ulike oksygenforhold i de to fjordavsnittene. Sannsynligvis bringes plankton inn i Frierfjorden med inngående vanntransport. Denne konklusjonen støttes av observasjoner av Molvær et al. (1979) og av Stigebrandt og Molvær (1990).

Forholdstallet mellom organisk karbon og nitrogen (C/N) gir informasjon om type materiale. Forholdstall på 6-8 er typisk for marint plankton. Økende innslag av terrestrisk organisk stoff vil medføre et høyere C/N-tall. Verdier på over 10 vil derfor indikere en betydelig terrestrisk påvirkning. Det er naturlig å observere et økende forholdstall med økende vanddyb. Dette fordi de nitrogenrike organiske forbindelsene mineraliseres hurtigere enn de karbonrike.

I Brevikfjorden var det en svak økning i C/N-forholdet fra 20 til 80 meter som forventet. I Frierfjorden derimot, var det et lavere forholdstall i materialet samlet i fella i 80 meters dyp jamnført med 20 meters-materialet. Dette må skyldes transport av marint plankton til fjorden fra Brevikfjorden eller utenforliggende fjordområder og støtter antagelsen gitt ovenfor.

En summering av organisk karbon og nitrogen-konsentrasjonene og C/N-tall gitt som tidsveide årsmidler er gitt i tabell 3 sammen med verdiene for bunnsedimentene på fellestasjonene.

Tabell 3. Tidsveide årsmidler for organisk karbon (TOC) og total nitrogen (TN) i prosent, samt tilsvarende verdier for bunnsedimentene.

| A: 1988 | | | |
|------------------------|------|------|------|
| | TOC | TN | C/N |
| Frierfjorden, 20m | 5.7 | 0.47 | 12.2 |
| Frierfjorden, 80m | 5.1 | 0.49 | 10.5 |
| Brevikfjorden, 20m | 8.7 | 1.23 | 7.2 |
| Brevikfjorden, 80m | 6.3 | 0.74 | 8.1 |
| B: 1989 | | | |
| | TOC | TN | C/N |
| Frierfjorden, 20m | 8.7 | 0.73 | 13.1 |
| Frierfjorden, 80 m | 6.3 | 0.64 | 10.9 |
| Brevikfjorden, 20m | 11.4 | 1.63 | 7.9 |
| Brevikfjorden, 80m | 7.0 | 0.89 | 8.8 |
| Bunnsedimenter: | | | |
| Frierfjorden | 4.5 | 0.27 | 16.6 |
| Brevikfjorden | 3.1 | 0.30 | 10.4 |

Partikulært fosfor vil være bundet til både uorganiske partikler (tilført i hovedsak med avrenning) og til organiske partikler (prodert i vannmassene og tilført ved avrenning). Felle materialet fra 1988 ble analysert og viste konsentrasjoner varierende fra 0.14-0.28 % for Frierfjorden og 0.14-0.23 % for Brevikfjorden. Dette er sammenlignbart med verdier som ble målt f.eks. i grensefarvannet mellom Norge og Sverige (Helland et al. 1990). Det var ingen systematiske tidstrender.

4.3. Fordeling mellom terrestrisk og marint organisk materiale

En av hovedmålsetningene med dette prosjektet var å forsøke å beregne hvor mye av det sedimenterende organiske materialet som er av marin (dvs i hovedsak marint plankton) og hvor mye som er av terrestrisk opprinnelse (generell avrenning, fiberutslipp osv.). For å illustrere dette er det analysert på forholdet mellom de to stabile karbonisotopene ^{13}C og ^{12}C . Generelt vil organisk materiale ha isotopforholdstall som er karakteristisk for dets opprinnelse og som blir opprettholdt i forandringen (nedbrytning) av det organiske materiale. For videre opplysninger henvises det til Gearing (1988).

Forholdstallet mellom isotopene oppgis som $\delta^{13}\text{C}$ med benevnning ‰ og beregnes etter

formelen $((R_{\text{prøve}}/R_{\text{standard}})-1) \times 1000$ hvor R er isotopforholdstallet.

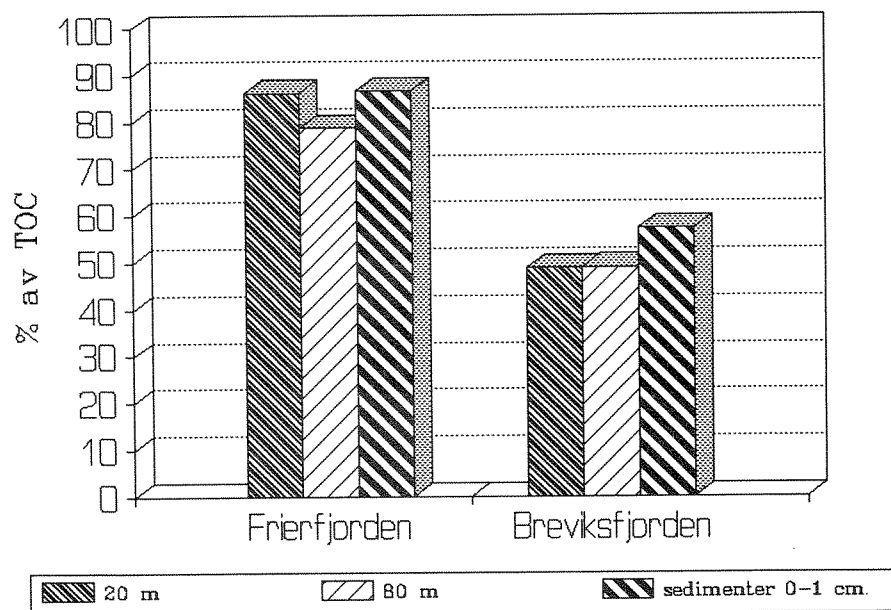
For å kunne beregne fordelingen mellom terrestrisk og marint organisk karbon, må isotopfordelingen for terrestrisk/marint endepunkt være kjent. Som terrestrisk endepunkt er brukt gjennomsnitt for tre hovtrekk nederst i Skienselva med verdi på -25.9 (st.avvik 0.90). Partikler i overflateprøver (0.5 m) fra ytre Oslofjord samlet i august 1988 er anvendt som marint endepunkt. Disse ga en $\delta^{13}\text{C}$ -verdi på -16.5 (n=7, st.avvik 1.07). Verdiene stemmer godt med litteraturverdier (Gearing 1988).

I Frierfjorden i 20 meters dyp var den marine prosentandelen av det organiske materialet 5-25 % . Det var en svak sesongmessig variasjon med mest marint innslag i den produktive delen av året. I 80 meters nivået var andelen større, 15-35 % . I fellene i Brevikfjorden var innslaget av marint organisk materiale betydelig større, 25-60% i 20 meters nivået. Det var ikke klare forskjeller mellom 20 og 80 meters dyp.

Omregnet til tidsveide årsmidler, var 15% av materialet som sedimenterer gjennom 20 meters-nivået i Frierfjorden av marin opprinnelse mot 20% i 80 meter. Tilsvarende var 50% av det organiske materiale marint både i 20 og 80 meters nivået i Brevikfjorden.

Bunnsedimentene på de to fellestasjonene ble også analysert for $\delta^{13}\text{C}$. I Frierfjorden var verdien -25.4 (gj.sn. av -25.5 og -25.3), mens Brevikfjordssedimentet hadde -22.5 (n=3, st.avvik 0.06). Dette betyr at det organiske materiale i sedimentene i Frierfjorden består av 13 % med marin opprinnelse mot 43 % i Brevikfjorden. Dette er i god overensstemmelse med sedimentfelleresultatene. Figur 8 summerer opp dette.

Terresterisk karbon



Figur 8. Terrestrisk andel av totalt organisk materiale i sedimentfeller og bunnsedimenter i Frier- og Brevikfjorden i 1988.

4.4. Fluks av organisk karbon, nitrogen og fosfor.

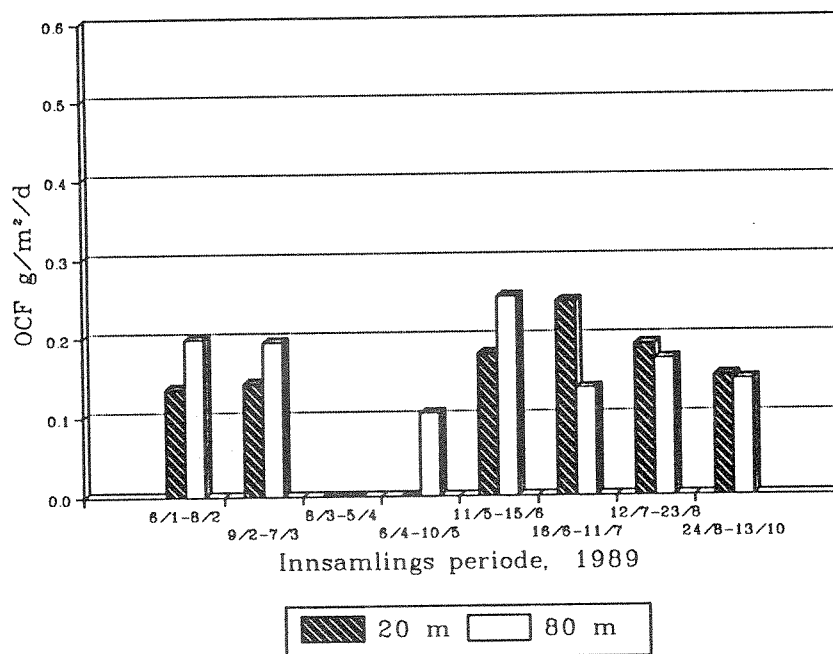
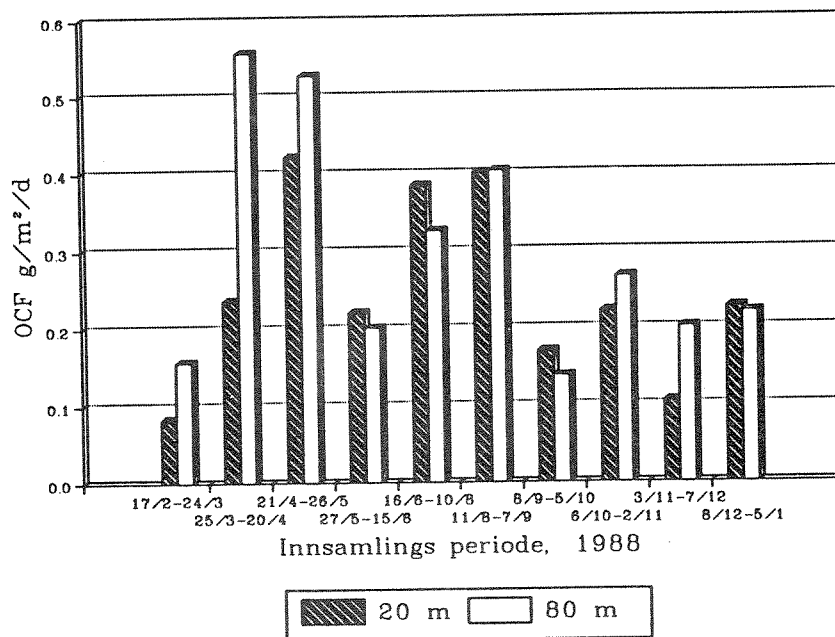
Ut fra verdiene for totalt partikulært materiale (TPF-verdiene) og konsentrasjonene av de enkelte elementene, kan størrelsen på sedimentasjonen beregnes. Figurene 9-13 viser dette beregnet som døgnverdier for de enkelte innsamlingsperiodene, mens tabell 4 summerer det som tidsveide årsmidler.

Tabell 4. Sedimentasjon og konsentrasjon beregnet som tidsveide årsmidler.

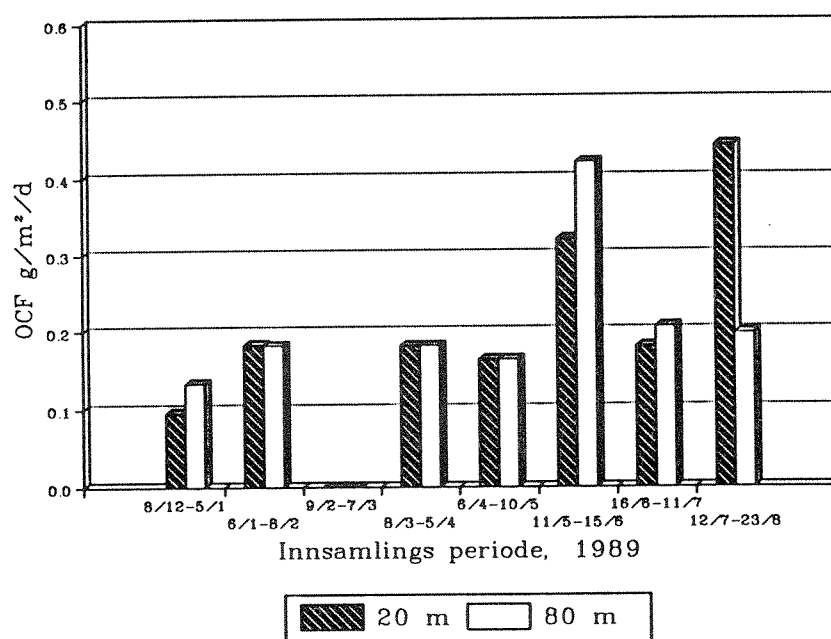
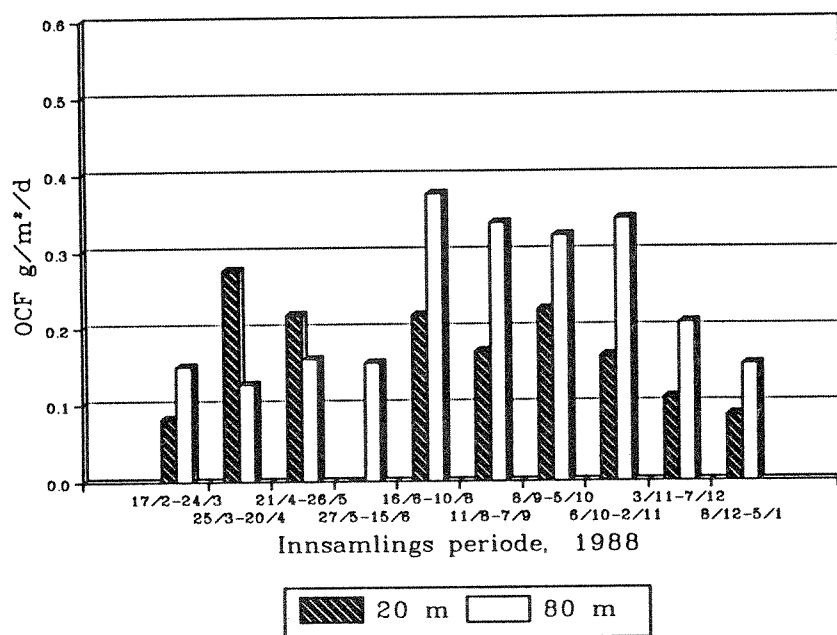
| | | TIDSVEIDE ÅRSMIDLER ===== | | | | | | | %, årsbasis (% av TPM) | | | | | |
|------------------------|-----------|------------------------------|------|------|-----|-----|-------------|------------|------------------------|------------|-----------|------|------|------|
| | | Fluks, g/m ² /år | | | | | | | | | | | | |
| | STASJON | DYP | TPF | NF | PF | OCF | TERR OCF | MAR OCF | TOC | TERR OC | MAR OC | N | P | C/N |
| 1988 | Frierfj. | 20 m | 1649 | 7,6 | 3,8 | 93 | 81 | 13 | 5,7 | 4,9 | 0,8 | 0,47 | 0,23 | 12,2 |
| | | 80 m | 2154 | 10,6 | 4,1 | 111 | 87 | 23 | 5,2 | 4,0 | 1,1 | 0,49 | 0,19 | 10,5 |
| | Brevikfj. | 20 m | 704 | 8,7 | 1,6 | 63 | 31 | 32 | 8,9 | 4,3 | 4,6 | 1,23 | 0,23 | 7,2 |
| | | 80 m | 1417 | 10,7 | 2,3 | 87 | 43 | 44 | 6,1 | 3,0 | 3,1 | 0,74 | 0,16 | 8,1 |
| 1989 | Frierfj. | 20 m | 717 | 4,8 | | 63 | | | 8,7 | | | 0,73 | | 13,1 |
| | | 80 m | 985 | 5,7 | | 62 | | | 6,3 | | | 0,64 | | 10,9 |
| | Brevikfj. | 20 m | 740 | 10,7 | | 85 | | | 11,4 | | | 1,63 | | 7,9 |
| | | 80 m | 1056 | 8,4 | | 74 | | | 7,0 | | | 0,89 | | 8,8 |
| SEDIMENTER 0 - 1 CM | Frierfj. | | 1200 | | | 54 | 47 | 7 | 4,5 | 87* | | 0,27 | | 16,6 |
| | Brevikfj. | | 1200 | | | 37 | 21 | 16 | 3,1 | 57* | | 0,30 | | 10,4 |

*) % av TOC.

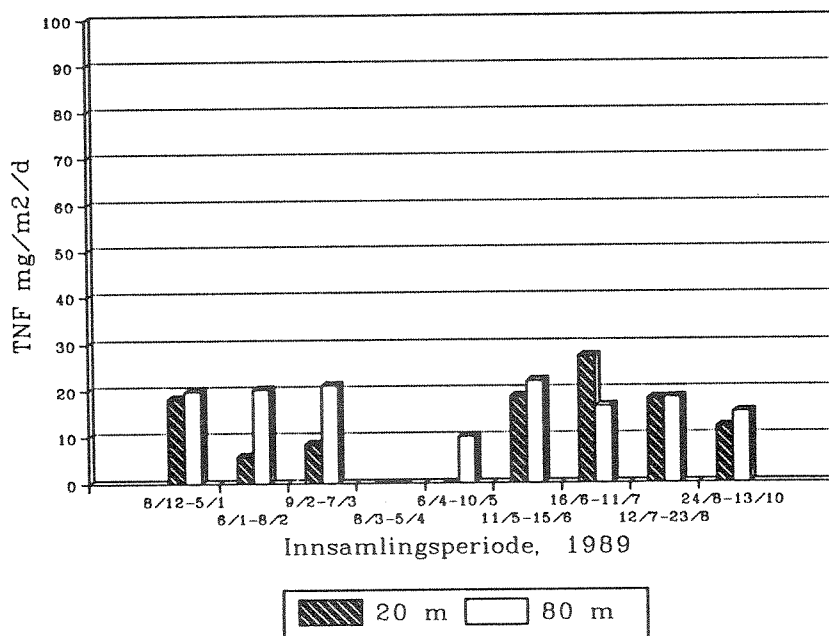
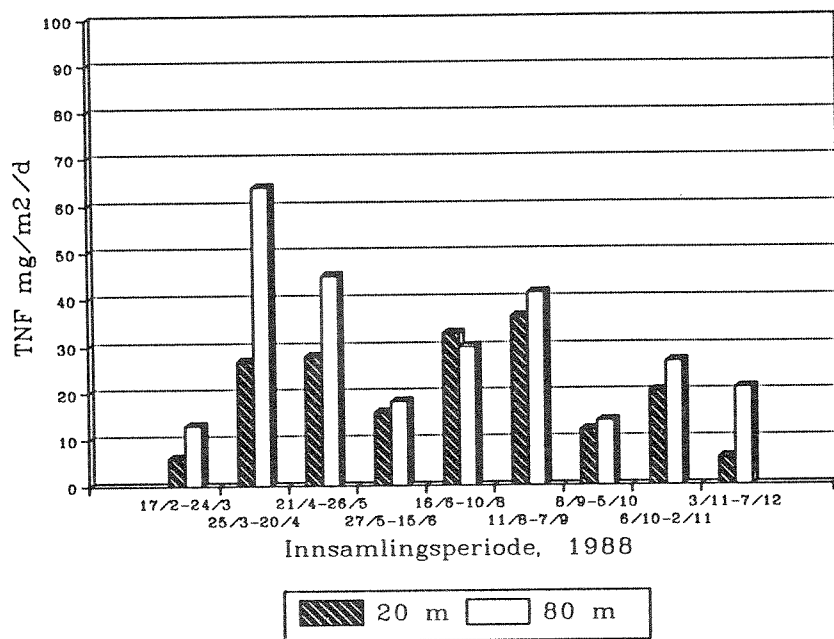
| | |
|-----------------|--|
| TPF | = Total partikulær fluks |
| NF | = Nitrogenfluks |
| PF | = Fosforfluks |
| OCF | = Organisk karbonfluks |
| Terr og Mar OCF | = Terrestrisk og marin organisk karbonfluks |
| TOC | = Totalt organisk karbon (konsentrasjon) |
| Terr og Mar OC | = Terrestrisk og marin organisk karbon (konsentrasjon) |
| N | = Nitrogen (konsentrasjon) |
| P | = Fosfor (konsentrasjon) |
| C/N | = Forholdstall mellom organisk karbon og nitrogen |



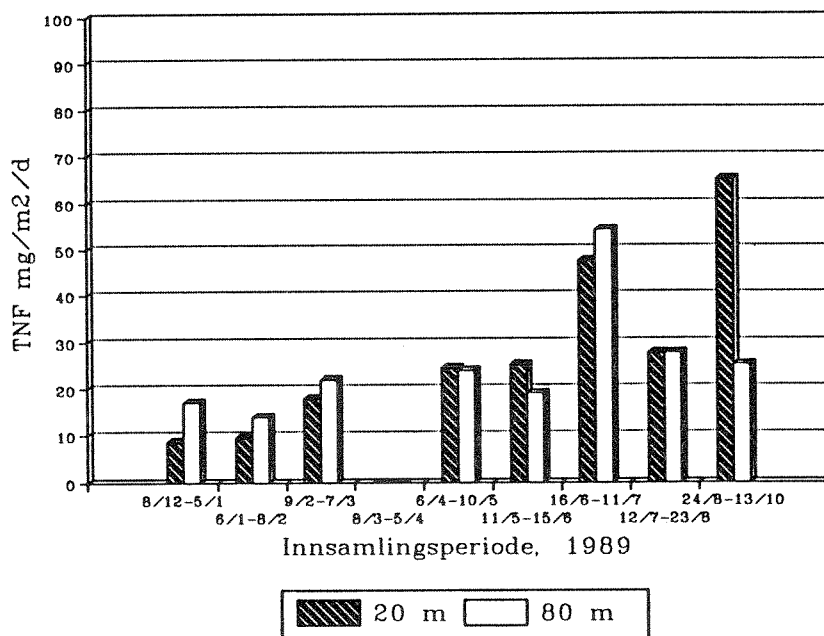
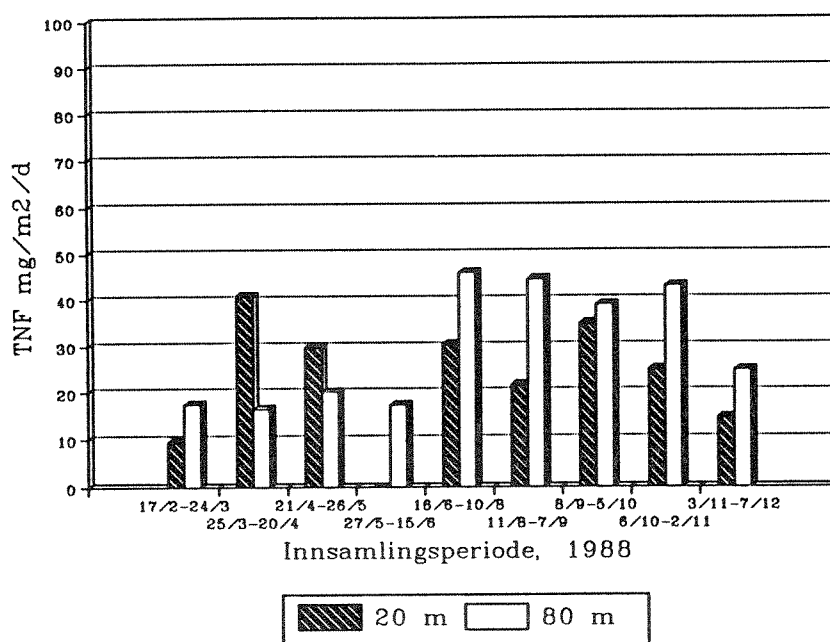
Figur 9. Sedimentasjon av totalt organisk karbon i Frierfjorden i 1988 (A) og 1989 (B).



Figur 10. Sedimentasjon av totalt organisk karbon i Brevikfjorden i 1988 (A) og 1989 (B).

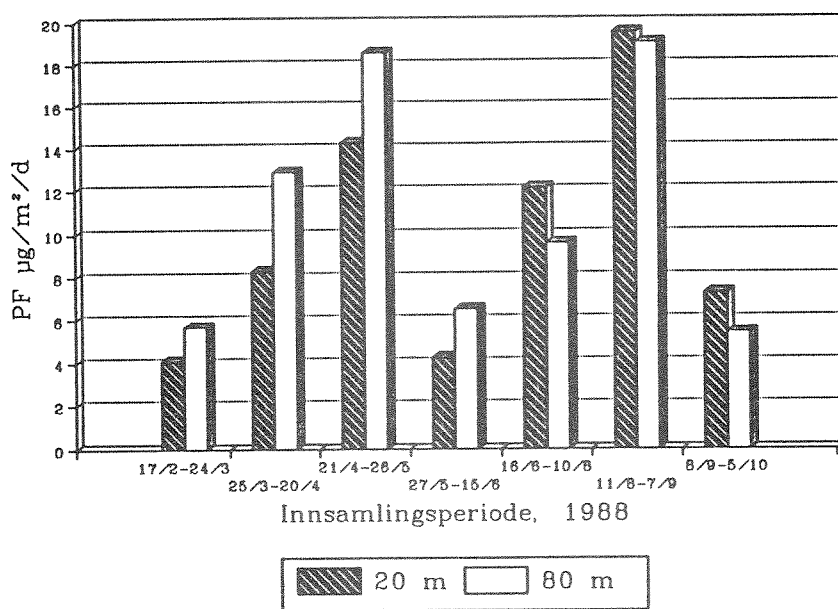


Figur 11. Sedimentasjon av total nitrogen i Frierfjorden i 1988 (A) og 1989 (B).



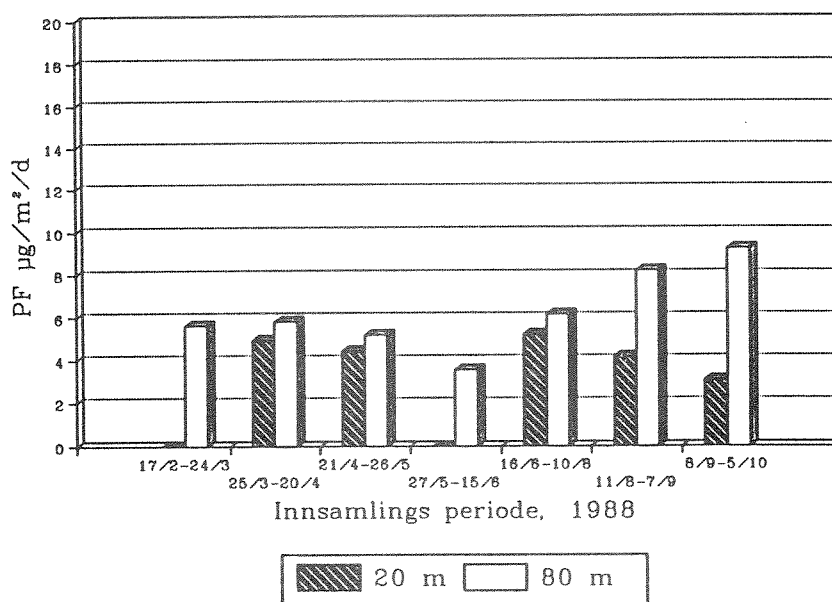
Figur 12. Sedimentasjon av total nitrogen i Brevikfjorden i 1988 (A) og 1989 (B).

Frierfjorden



A

Brevikfjorden



B

Figur 13. Sedimentasjon av total fosfor i Frier-(A) og Brevikfjorden (B) i 1988.

4.5. Stoffbudsjetter.

Et av hovedmålene med dette delprosjektet var å kvantifisere de forskjellige materialstrømmene for organisk materiale i Frierfjorden og Brevikfjorden. Spesielt gjaldt dette fordelingen mellom terrestrisk og marint organisk materiale, nedbrytning i vannmassene og på sedimentoverflaten og hvor mye som akkumuleres i sedimentene. Nedenfor er det derfor diskutert stoffbudsjetter for de to fjordsystemene.

4.5.1. Frierfjorden

For å komme fram til den totale akkumulasjonsraten i sedimentet, ble det gjort analyser av bly-210 isotopen i 2 cm tykke snitt nedover i sedimentkjernen. Beregninger ut fra disse analysene ga en sedimenttilvekst på 0.3-0.7 cm i året og en tilsvarende akkumulasjonsrate på 1200 g/m²/år i perioden etter 1960 for stasjonen i Frierfjorden (Vedlegg 2). Akkumulasjonen i de øverste 2 cm av sedimentet er derfor et gjennomsnitt av de siste 3-6 år. Et gjennomsnitt av TPF- og OCF-verdiene fra sedimentfellemålingene for 1988/89 er derfor anvendt i de videre beregningene.

Det partikulære materiale som faller gjennom vannmassene vil bestå av en organisk komponent og en uorganisk, i hovedsak minerogen del. Den minerogene komponenten vil i hovedsak sedimentere uten kjemisk forandring (konservativ) og kan grovt estimeres ved TPF-verdien minus den organiske delen (lik 2 ganger karbonkonsentrasjonen, Hedges et al. 1988 a,b). Sammenligner vi den beregnede minerogene sedimentfluksen i 20 m og 80 m med akkumulasjonsraten i sedimentet, får vi et forholdstall på henholdsvis 0.95 og 1.28 for henholdsvis 20 og 80 meters-nivået. Det viser at for Frierfjorden blir 95 % av det minerogene materialet som akkumuleres i sedimentene blir tilført grunnere enn 20 meter. Et forholdstall på 1.28 for 80-metersnivået viser at det skjer en tilførsel av materiale mellom 20 og 80 meter som er resuspenderte bunnsedimenter i Frierfjorden og materiale transportert inn med vann utenfra.

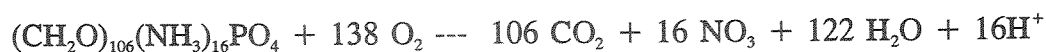
Forslag til stoffbudsjett for totalt organisk karbon samt den marine og terrestriske delen av dette er satt opp i figur 14. Som tidligere nevnt er dette basert på gjennomsnittstall for sedimentfelle-målingene i -88/89. Videre er den marine delen av det totale organiske materialet satt til 15 % for 20 meter og 20 % for 80 meter. Tallene for TPF viser at det mellom 20 og 80 meter må tilføres 393 g/m²/år. Dette vil komme både fra en inntransport vann fra Langesundsfjorden og resuspendering av bunnsedimenter i Frierfjorden. I maksimalbetraktningene er det brukt at dette kun er tilførsler utenfra med en marin prosentandel på 50 av det totale organiske materiale (gitt ved resultatene fra 20 meters fella i Brevikfjorden).

Figur 14 viser at det i vannmassene og på sedimentoverflaten i Frierfjorden, dypere enn 20 meter, er et oksygenforbruk svarende til oksidasjon av ca. 20 g C/m²/år av marin opprinnelse. Det er omtrentlig lik fordeling mellom nedbrytning i vannmassene og på sedimentoverflaten. Videre er det et oksygenbehov svarende til nedbrytning av 30 g C/m²/år av terrestrisk opprinnelse. Her er mineraliseringen på sedimentoverflaten dobbelt så stor som den i vannmassene. Tilsammen gir dette et oksygenbehov i vannmassene og på sedimentoverflaten svarende til oksidasjon av ca. 50 g C/m²/år.

Gjennomsnittlig akkumuleres det i de øverste cm av sedimentet 54 g C/m²/år hvorav kun ca. 10 % er av marin opprinnelse. Dette er derfor et lager, i hovedsak av terrestrisk organisk materiale, som på grunn av sin langsomme nedbrytnings hastighet vil kunne belaste dypvannet i Frierfjorden i lang tid framover.

Bunnarealet av Frierfjorden dypere enn 20 meter er ca. 13.7 mill. m². Ut fra en årlig mineralisering på 50 g C/m², som diskutert i kapitlene ovenfor, svarer dette til oksidasjon av 685 tonn C/år i Frierfjorden dypere enn 20 meter. Oksidasjon av marint organisk

materiale kan generelt framstilles etter formelen:



som medfører forbruk av 1.3 mol O_2 ved oksidasjon av 1 mol organisk karbon. Det årlige oksygenbehovet under 20 meters dyp i Frierfjorden blir derfor 2400 tonn O_2 . Stigebrandt og Molvær (1990) har beregnet det totale midlere oksygenforbruket i bassengvannet dypere enn 23 meter (terskeldypet) til 2700 tonn. Sedimentfelle- målingene stemmer derfor meget godt med målinger i vannmassene.

Et beregnet oksygenforbruk på 2400 tonn/år er ut fra oksidasjon etter den generelle formelen for marint organisk materiale. Stoffbudsjettet i figur 14 antydnet mineralisering av 20 g marint karbon og 30 g terrestrisk karbon pr. kvadratmeter og år (tilsammen 50 g som brukt ovenfor). Det terrestriske materialet er fattigere på nitrogen enn det marine. Oksygenforbruket inklusive oksidasjon av ammonium til nitrat, skulle derfor bli noe lavere enn ved oksidasjon av marint organisk materiale (noe mindre enn en faktor på 1.3 som er brukt ovenfor). Det er imidlertid antatt at dette medfører forskjeller som er innenfor usikkerheten i beregningene.

Hvis det antas at oksidasjon av marint og terrestrisk organisk materiale har omtrent samme oksygenbehov, vil oksygenbehovet i Frierfjorden dypere enn 20 meter på totalt 2400 tonn årlig, være sammensatt av: Et forbruk på ca. 1000 tonn O_2 /år for oksidasjon av marint organisk materiale fra planktonproduksjon og et forbruk på ca. 1400 tonn O_2 /år for oksidasjon av terrestrisk organisk materiale (industriutslipp/generell avrenning).

Aure og Stigebrandt (1989) har, på grunnlag av målinger i fjorder på kysten av Møre og Romsdal, utviklet en empirisk modell for den naturlige fluksen av organisk materiale (F_c) ned i terskelbassenget som funksjon av terskeldyp:

$$F_c = a - bH_t \quad (\text{g C/m}_2/\text{år})$$

hvor $a = 5.38$, $b = 0.07$ og H_t er terskeldypet. Med $H_t = 23$ m (terskeldypet ved Brevik) gir ligningen en årlig "naturlig" fluks av karbon knyttet til marint organisk materiale ned i terskelbassenget i Frierfjorden på 45 g/m^2 . Sedimentfellemålingene ga en årlig fluks av marint organisk karbon gjennom 20 meters-nivået på 12 g/m^2 . Forskjellen mellom fjorder på Vestlandet og Frierfjorden kan skyldes relativt sett større ferskvannstilførsel-forskjeller i type organisk materiale til Frierfjorden og dermed kortere oppholdstid av overflatevannet og hindring av planktonoppblomstring (Dahl 1978), og høy turbiditet som lysbegrenser primærproduksjonen.

4.5.2. Brevikfjorden.

Blydateringer av sedimentet fra stasjonen i Breviksfjorden ga en sedimenttilvekst på 0.3 cm i året. Her vil akkumulasjons-hastigheten i sedimentet ($1200 \text{ g/m}^2/\text{år}$) i de øvre 2 cm representere gjennomsnittet av de siste 6-7 årene. Beregnes den konservative minerogene komponenten tilsvarende som for Frierfjorden, blir forholdstallet mellom fellefluks og akkumulasjonshastighet 0.51 og 0.96 for henholdsvis 20 og 80 meter. I likhet med Frierfjorden skjer det tilførsler av partikulært materiale mellom 20 m og 80 m dyp (relativt sett mere i Brevikfjorden). I motsetning til Frierfjorden avspeiler imidlertid fluksen gjennom 80 meters-nivået akkumulasjonsraten i de øverste 2 cm av sedimentet. Denne forskjellen mellom de to fjordene er forståelig ut fra at Brevikfjorden er omgitt av store, relativt grunne områder.

Et stoffbudsjett for organisk karbon er foreslått i figur 7 basert på gjennomsnittstall for TPF og OCF for 1988/89. Ut fra $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene er en marin prosentandel av det totale organiske

materialet på 50 anvendt både for 20 og 80 meters nivået. TPF-verdiene gir at det må tilføres 515 g/m²/år mellom 20 og 80 meter. Samme marin prosentandel er anvendt for dette.

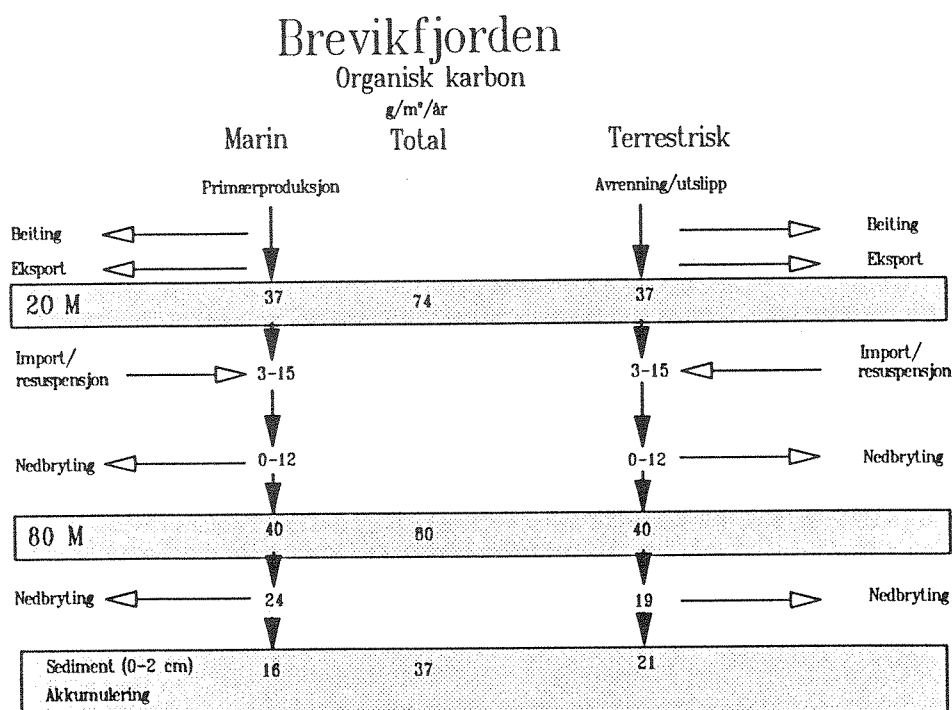
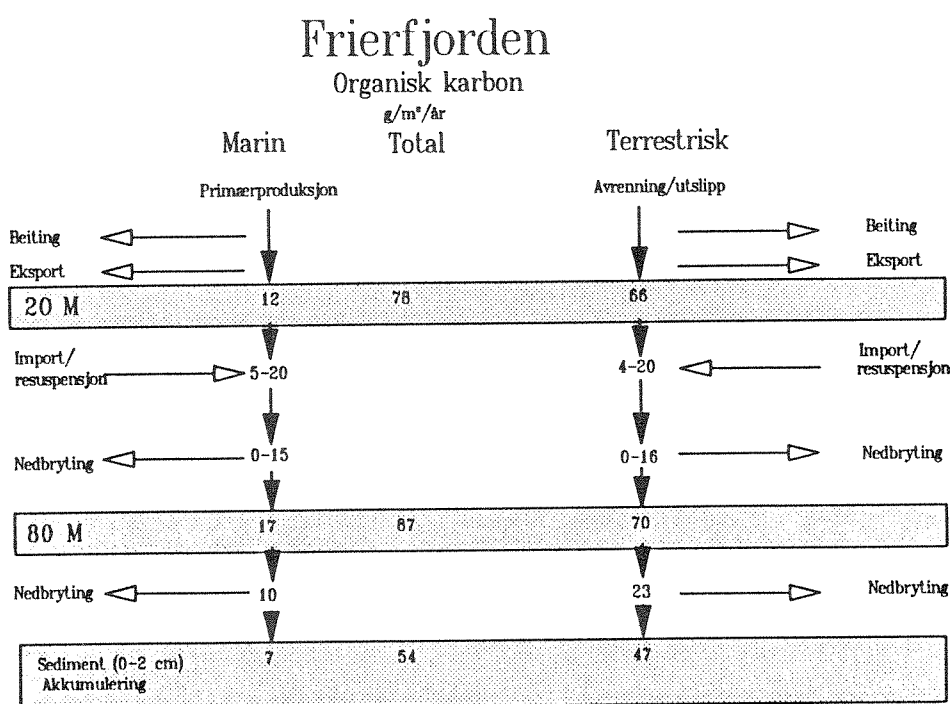
Beregningene vist i figur 7 gir at det i vannmassene og på sedimentoverflaten i Brevikfjorden dypere enn 20 meter er et oksygenforbruk svarende til oksidasjon av ca. 30 g C/m²/år av marin opprinnelse. Figuren indikerer at nedbrytning på eller nær sedimentoverflaten er viktigst. Videre er det et oksygenbehov svarende til nedbrytning av ca. 25 g C/m²/år av terrestrisk opprinnelse. Igjen er mineraliseringen på sedimentoverflaten viktigst. Tilsammen gir dette et oksygenbehov i vannmassene og på sedimentoverflaten svarende til oksidasjon av ca. 55 g C/m²/år.

Gjennomsnittlig akkumuleres det i de øverste cm av sedimentet 37 g C/m²/år hvorav ca. 40 % er av marin opprinnelse.

Antas det sterkt forenklet at sedimentfellene i Brevikfjorden er representative for Brevikfjorden/Langesundsfjorden/Eidangerfjorden, tilsvarer det et areal og volum på henholdsvis 10 mill. m² og 500 mill. m³ for nivået dypere enn 20 meter (Molvær og Stigebrandt 1991). Beregningene fra sedimentfellemålingene antyder en mineralisering i vannmassene dypere enn 20 m og på sedimentoverflaten på tilsammen 55 g C/m²/år (figur 14). Dette medfører et oksygenbehov på 1750 tonn O₂/år dypere enn 20 meter.

Molvær og Stigebrandt (1991) oppgir at varierende tall for oksygenforbruket i fjordområdet er beregnet. I tre stagnasjonsperioder i 1974 varierte oksygenforbruket i 70 m dyp i Langesundsfjorden fra 0.20 til 0.73 ml/O₂/l/mnd. I tre perioder i 1988 var verdiene 0.21 - 0.54. Det er valgt å anvende et forbruk på 0.3 ml/O₂/l/min for vannsøylen dypere enn 20 meter. Dette gir et oksygenforbruk på 2580 tonn O₂/år. Det er således en meget god overenstemmelse mellom sedimentfellemålingene er beregningene til Stigebrandt et al. (1990).

Etter de samme argumenter som ble brukt i diskusjonen om Frierfjorden, skulle et totalt oksygenbehov på 1750 tonn O₂/år være fordelt mellom 950 tonn årlig til mineralisering av marin organisk materiale og 800 tonn/år til oksidasjon av terrestrisk organisk materiale.



Figur 14. Stoffbudsjett for organisk karbon for Frier- og Brevikfjorden på grunnlag av resultater fra 1988.

5. REFERANSER

- Aure, J. og A. Stigebrandt 1989. Fiskeoppdrett og fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Rapport nr. FO 8803. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Dahl, E. 1978. Effects of river discharge on the coastal phytoplankton cycle. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 330-341.
- Gearing, J.N. 1988. The use of stable isotope ratios for tracing the nearshore-offshore exchange of organic matter. Pp 69-101 in B.-O. Jansson (ed.): *Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies*, Vol 22. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Hedges, J.I., W.A. Clark and G.L. Cowie 1988 a. Organic matter sources to the water column and surficial sediments of a marine bay. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 1116-1136.
- Hedges, J.I., W.A. Clark and G.L. Cowie 1988 b. Fluxes and reactivities of organic matter in a coastal marine bay. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 1137-1152.
- Helland, A., K. Næs og J. Skei 1990. Undersøkelse av partikler i vannmassen, sedimentasjon og bunnsedimenter i svensk/norsk grensefarvann. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 432/90, SFT/NIVA, Oslo, 117s.
- Ibrekk, H.O. og Gulbrandsen, R., 1989. Overvåking av Grenlandsfjordene. Delprosjekt: Forurensningstilførsler. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 356/89, SFT/NIVA, Oslo, 36s.
- Källqvist, T. 1991 (in prep.). Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 5: Planteplankton og næringssalter i overflatevannet.
- Knutzen, J. 1990. Overvåking av gruntvannssamfunn i Grenlandsfjordene 1988-89. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 435/90, SFT/NIVA, Oslo.
- Molvær, J., T. Bokn, L. Kirkerud, G. Nielsen, B. Rygg og J. Skei 1979. Resipientundersøkelser av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport nr. 8. Sluttrapport. NIVA-rap. O-111/70, Oslo.
- Molvær, J. og A. Stigebrandt 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3: Undersøkelser av vannutskiftning i fjordene. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 450/91, SFT/NIVA, Oslo.
- Næs, K. and J. Skei 1986. Pollutant transport and sedimentation in the Glomma estuary, southern Norway. *Rapp. P.-v. Réunion. Mer.*, 186: 352-360.
- Rygg, B., Green, N., Molvær, J. og Næs, K., 1987. Grenlandsfjordene og Skienselva 1986. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 287/87, SFT/NIVA, Oslo, 91 s.
- Rygg, B., N. Green, J. Knutzen og J. Molvær 1988. Grenlandsfjordene og Skienselva 1987. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 327/88, SFT/NIVA, Oslo, 72s.
- Rygg, B. 1989. Bløtbunnsfaunaundersøkelser i Grenlandsfjordene 1987. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 361/89, SFT/NIVA, Oslo.

- Skei, J., B. Rygg og K. Næs 1986. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1984-85. Delrapport 1: Sedimentfeller, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 222/86, SFT/NIVA, Oslo.
- Stigebrandt, A., J. Aure og J. Molvær 1990. Videreføring av metode for bestemmelse av effekter av fiskeoppdrett på oksygenforhold i terskelfjorder. Fase 1. Notat. Havforskningsinstituttet, Bergen og Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo, 13s.
- Stigebrandt, A. og J. Molvær 1990. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-1989. Delrapport 2: Modell for miljøeffekter fra utslipp av næringssalter, oppløst og partikulært materiale. Statlig prog. forurensn. overvåk., rap. 428/90, SFT/NIVA, Oslo, 74s.
- Wassmann, P. 1983. Sedimentation of organic and inorganic particulate material in Lindåspollene, a stratified, landlocked fjord in western Norway. Mar. Ecol. Prog. Ser., 13: 237-248.

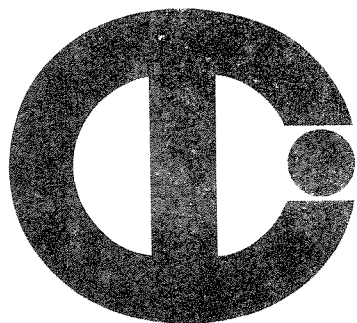
6. VEDLEGG

Vedlegg 1. Rådata fra sedimentfellemålingene.

Dataene angir innsamlingsdato (dato) stasjon (1=Frierfjorden, 2=Breviksfjorden), dyp (innsamlingsdyp, m), innsamlingsperiode (døgn), total partikulær mengde i perioden (TPM), total organisk karbonkonsentrasjon (TOC), total nitrogenkonsentrasjon, terrestrisk organisk karbon (Terr oc, som % av TOC), delta C-13 ($\delta^{13}\text{C}$), total partikulær fluks (TPF), total organisk karbon fluks (OCF), total nitrogen fluks (TNF), total fosforkonsentrasjon (Tot. P) og total fosfor fluks (PF).

| Dato | Stasjon | Dyp meter | Døgn | TPM gr./m ³ | TOC % | TN % | Terr oc % | S13C | TPF g/m ³ /d | OCF g/m ³ /d | TNF mg/m ³ /d | Tot. P % | PF mg/m ³ /d |
|-----------|---------|--------------|------|---------------------------|----------|---------|--------------|-------|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|-------------|----------------------------|
| 24-Mar-88 | 1 | 20 | 36 | 51.1 | 5.8 | 0.42 | 97.2 | -26.7 | 1.42 | 0.08 | 6.0 | 0.29 | 4.1 |
| 20-Apr-88 | 1 | 20 | 27 | 97.7 | 6.5 | 0.74 | | | 3.62 | 0.24 | 26.8 | 0.23 | 8.3 |
| 26-May-88 | 1 | 20 | 36 | 286.0 | 5.3 | 0.35 | 82.9 | -25.2 | 7.94 | 0.42 | 27.8 | 0.18 | 14.3 |
| 15-Jun-88 | 1 | 20 | 20 | 60.2 | 7.3 | 0.52 | 79.1 | -24.8 | 3.01 | 0.22 | 15.7 | 0.14 | 4.2 |
| 10-Aug-88 | 1 | 20 | 56 | 320.7 | 6.7 | 0.57 | 83.9 | -25.3 | 5.73 | 0.38 | 32.6 | 0.21 | 12.1 |
| 07-Sep-88 | 1 | 20 | 28 | 266.5 | 4.2 | 0.38 | 89.6 | -25.9 | 9.52 | 0.40 | 36.2 | 0.21 | 19.5 |
| 05-Oct-88 | 1 | 20 | 28 | 91.2 | 5.2 | 0.37 | 87.7 | -25.7 | 3.26 | 0.17 | 12.0 | 0.22 | 7.2 |
| 02-Nov-88 | 1 | 20 | 28 | 92.4 | 6.7 | 0.61 | 83.9 | -25.3 | 3.30 | 0.22 | 20.1 | | |
| 07-Dec-88 | 1 | 20 | 35 | 54.1 | 6.8 | 0.38 | 84.8 | -25.4 | 1.55 | 0.11 | 5.9 | | |
| 05-Jan-89 | 1 | 20 | 29 | 139.5 | 4.7 | 0.38 | 89.6 | -25.9 | 4.81 | 0.23 | 18.3 | | |
| 08-Feb-89 | 1 | 20 | 34 | 54.6 | 8.5 | 0.35 | 87.7 | -25.7 | 1.61 | 0.14 | 5.6 | | |
| 07-Mar-89 | 1 | 20 | 27 | 56.5 | 6.8 | 0.40 | 87.7 | -25.7 | 2.09 | 0.14 | 8.4 | | |
| 05-Apr-89 | 1 | 20 | 29 | 49.0 | | | | | 1.69 | | | | |
| 10-May-89 | 1 | 20 | 35 | | | | 74.4 | -24.3 | | | | | |
| 15-Jun-89 | 1 | 20 | 36 | 59.9 | 10.7 | 1.11 | 77.2 | -24.6 | 1.66 | 0.18 | 18.5 | | |
| 11-Jul-89 | 1 | 20 | 26 | 60.4 | 10.5 | 1.17 | 76.3 | -24.5 | 2.32 | 0.24 | 27.2 | | |
| 23-Aug-89 | 1 | 20 | 53 | 109.8 | 9.2 | 0.87 | 78.2 | -24.7 | 2.07 | 0.19 | 18.0 | | |
| 13-Oct-89 | 1 | 20 | 51 | 113.0 | 6.8 | 0.54 | 73.4 | -24.2 | 2.21 | 0.15 | 12.0 | | |
| 24-Mar-88 | 1 | 80 | 36 | 104.8 | 5.4 | 0.45 | 85.8 | -25.5 | 2.91 | 0.16 | 13.1 | 0.20 | 5.7 |
| 20-Apr-88 | 1 | 80 | 27 | 227.5 | 6.6 | 0.76 | 83.9 | -23.2 | 8.43 | 0.56 | 64.0 | 0.15 | 12.9 |
| 26-May-88 | 1 | 80 | 36 | 351.5 | 5.4 | 0.46 | 82.0 | -25.1 | 9.77 | 0.53 | 44.9 | 0.19 | 18.6 |
| 15-Jun-88 | 1 | 80 | 20 | 75.6 | 5.3 | 0.48 | 78.2 | -24.7 | 3.78 | 0.20 | 18.1 | 0.17 | 6.5 |
| 10-Aug-88 | 1 | 80 | 56 | 328.0 | 5.6 | 0.51 | 82.9 | -25.2 | 5.82 | 0.33 | 29.7 | 0.16 | 9.5 |
| 07-Sep-88 | 1 | 80 | 28 | 275.5 | 4.1 | 0.42 | 82.9 | -25.2 | 9.84 | 0.40 | 41.3 | 0.19 | 19.0 |
| 05-Oct-88 | 1 | 80 | 28 | 96.6 | 4 | 0.40 | 77.2 | -24.6 | 3.45 | 0.14 | 13.8 | 0.16 | 5.4 |
| 02-Nov-88 | 1 | 80 | 28 | 168.8 | 4.4 | 0.44 | 71.5 | -24.0 | 6.03 | 0.27 | 28.5 | | |
| 07-Dec-88 | 1 | 80 | 35 | 146.3 | 4.8 | 0.50 | 77.2 | -24.6 | 4.18 | 0.20 | 20.9 | | |
| 05-Jan-89 | 1 | 80 | 29 | 133.2 | 4.8 | 0.43 | 90.5 | -26.0 | 4.59 | 0.22 | 19.8 | | |
| 08-Feb-89 | 1 | 80 | 34 | 117.0 | 5.7 | 0.59 | 90.5 | -26.0 | 3.44 | 0.20 | 20.2 | | |
| 07-Mar-89 | 1 | 80 | 27 | 94.9 | 5.5 | 0.60 | | | 3.51 | 0.19 | 21.1 | | |
| 05-Apr-89 | 1 | 80 | 29 | 68.8 | | | | | 2.37 | 0.00 | | | |
| 10-May-89 | 1 | 80 | 35 | 57.1 | 6.4 | 0.60 | 83.9 | -25.3 | 1.63 | 0.10 | 9.8 | | |
| 15-Jun-89 | 1 | 80 | 36 | 129.1 | 7.0 | 0.61 | | | 3.59 | 0.25 | 21.9 | | |
| 11-Jul-89 | 1 | 80 | 26 | 52.1 | 6.7 | 0.82 | | | 2.01 | 0.13 | 16.4 | | |
| 23-Aug-89 | 1 | 80 | 53 | 132.1 | 6.9 | 0.73 | | | 2.49 | 0.17 | 18.2 | | |
| 13-Oct-89 | 1 | 80 | 51 | 134.5 | 5.5 | 0.57 | | | 2.64 | 0.14 | 15.0 | | |
| 24-Mar-88 | 2 | 20 | 35 | 48.8 | 5.8 | 0.68 | 64.9 | -23.3 | 1.39 | 0.08 | 9.5 | 0.00 | 0.0 |
| 20-Apr-88 | 2 | 20 | 27 | 75.1 | 9.9 | 1.47 | 43.0 | -21.0 | 2.78 | 0.28 | 40.9 | 0.18 | 4.9 |
| 26-May-88 | 2 | 20 | 36 | 82.6 | 9.5 | 1.29 | 53.5 | -22.1 | 2.30 | 0.22 | 29.6 | 0.19 | 4.4 |
| 15-Jun-88 | 2 | 20 | 20 | | | | | | | | | 0.16 | 0.0 |
| 10-Aug-88 | 2 | 20 | 56 | 147.9 | 8.2 | 1.15 | 50.6 | -21.8 | 2.64 | 0.22 | 30.4 | 0.20 | 5.2 |
| 07-Sep-88 | 2 | 20 | 28 | 63.4 | 7.4 | 0.95 | 43.0 | -21.0 | 2.26 | 0.17 | 21.5 | 0.18 | 4.1 |
| 05-Oct-88 | 2 | 20 | 28 | 63.5 | 9.9 | 1.53 | 40.2 | -20.7 | 2.27 | 0.22 | 34.7 | 0.14 | 3.1 |
| 02-Nov-88 | 2 | 20 | 28 | 38.0 | 11.9 | 1.83 | 43.0 | -21.0 | 1.36 | 0.16 | 24.8 | | |
| 07-Dec-88 | 2 | 20 | 35 | 40.8 | 9.2 | 1.25 | 53.5 | -22.1 | 1.16 | 0.11 | 14.6 | | |
| 05-Jan-89 | 2 | 20 | 29 | 22.5 | 10.9 | 1.09 | 59.2 | -22.7 | 0.78 | 0.08 | 8.5 | | |
| 08-Feb-89 | 2 | 20 | 34 | 40.9 | 7.9 | 0.78 | 62.0 | -23.0 | 1.20 | 0.09 | 9.3 | | |
| 07-Mar-89 | 2 | 20 | 27 | 59.6 | 8.2 | 0.81 | 66.8 | -23.5 | 2.21 | 0.18 | 18.0 | | |
| 05-Apr-89 | 2 | 20 | 29 | 53.2 | | | | | 1.84 | | | | |
| 10-May-89 | 2 | 20 | 35 | 59.0 | 10.7 | 1.45 | | | 1.68 | 0.18 | 24.4 | | |
| 15-Jun-89 | 2 | 20 | 36 | 39.4 | 14.9 | 2.29 | 52.5 | -22.0 | 1.09 | 0.16 | 25.1 | | |
| 11-Jul-89 | 2 | 20 | 26 | 65.0 | 12.8 | 1.90 | 73.4 | -24.2 | 2.50 | 0.32 | 47.5 | | |
| 23-Aug-89 | 2 | 20 | 53 | 68.1 | 14.0 | 2.14 | 48.7 | -21.6 | 1.29 | 0.18 | 27.5 | | |
| 13-Oct-89 | 2 | 20 | 51 | 205.0 | 11.0 | 1.62 | | | 4.02 | 0.44 | 65.1 | | |
| 24-Mar-88 | 2 | 80 | 35 | 130.6 | 4 | 0.47 | 60.1 | -22.8 | 3.73 | 0.15 | 17.5 | 0.15 | 5.6 |
| 20-Apr-88 | 2 | 80 | 37 | 94.4 | 4.9 | 0.64 | 38.3 | -20.5 | 2.55 | 0.13 | 16.3 | 0.23 | 5.8 |
| 26-May-88 | 2 | 80 | 36 | 91.9 | 6.2 | 0.78 | 53.5 | -22.1 | 2.55 | 0.16 | 19.9 | 0.20 | 5.2 |
| 15-Jun-88 | 2 | 80 | 20 | 43.1 | 7.1 | 0.80 | 55.4 | -22.3 | 2.15 | 0.15 | 17.2 | 0.17 | 3.6 |
| 10-Aug-88 | 2 | 80 | 56 | 252.6 | 8.3 | 1.02 | 49.7 | -21.7 | 4.51 | 0.37 | 46.0 | 0.14 | 6.1 |
| 07-Sep-88 | 2 | 80 | 28 | 131.1 | 7.2 | 0.95 | 44.0 | -21.1 | 4.68 | 0.34 | 44.5 | 0.17 | 8.1 |
| 05-Oct-88 | 2 | 80 | 28 | 169.0 | 5.3 | 0.65 | 42.1 | -20.9 | 6.04 | 0.32 | 39.1 | 0.15 | 9.2 |
| 02-Nov-88 | 2 | 80 | 28 | 154.5 | 6.2 | 0.78 | 48.7 | -21.6 | 5.52 | 0.34 | 43.0 | | |
| 07-Dec-88 | 2 | 80 | 35 | 138.7 | 5.2 | 0.62 | 53.5 | -22.1 | 3.96 | 0.21 | 24.6 | | |
| 05-Jan-89 | 2 | 80 | 29 | 82.5 | 5.3 | 0.60 | 52.5 | -22.0 | 2.85 | 0.15 | 17.1 | | |
| 08-Feb-89 | 2 | 80 | 34 | 90.5 | 5.0 | 0.52 | 57.3 | -22.5 | 2.66 | 0.13 | 13.8 | | |
| 07-Mar-89 | 2 | 80 | 27 | 97.7 | 5.0 | 0.60 | | | 3.62 | 0.18 | 21.8 | | |
| 05-Apr-89 | 2 | 80 | 29 | 91.0 | | | | | 3.14 | 0.00 | | | |
| 10-May-89 | 2 | 80 | 35 | 99.2 | 6.4 | 0.84 | | | 2.83 | 0.18 | 23.8 | | |
| 15-Jun-89 | 2 | 80 | 36 | 68.8 | 8.6 | 0.99 | | | 1.91 | 0.16 | 18.9 | | |
| 11-Jul-89 | 2 | 80 | 26 | 99.3 | 11.0 | 1.42 | | | 3.82 | 0.42 | 54.2 | | |
| 23-Aug-89 | 2 | 80 | 53 | 137.0 | 7.9 | 1.07 | | | 2.58 | 0.20 | 27.7 | | |
| 13-Oct-89 | 2 | 80 | 51 | 158.4 | 6.3 | 0.81 | 48.7 | -21.6 | 3.11 | 0.20 | 25.2 | | |

Vedlegg 2. Sedimentakkumulasjon i Grenlandsfjordene.



ISOTOPCENTRALEN/ATV


1308109.47

Sedimentakkumulering i Frierfjorden, Eidangerfjorden, Brevikfjorden og Langesandsbukta

Juni 1990

Sedimentakkumulation i Frierfjorden,
Eidangerfjorden, Brevikfjorden og Langesandsbukta

København, Juni 1990
for Isotopcentralen


Anders Jensen

1. Indledning

Isotopcentralen har for NIVA foretaget bly 210 datering på 4 sedimentkerner fra henholdsvis Frierfjorden (st. 14 B), Eidangerfjorden (st. 16 C), Brevikfjorden (st. 18 B) og fra Langesundsbukta (st. 21)

Sedimentkernerne er leveret til Isotopcentralen opskåret i 2 cm skiver og med tørstofindhold bestemt.

2. Bestemmelse af akkumulationsrater for tørstof

Baggrunden for Pb-210 datering af sedimentkerner er beskrevet i ref. /1/

Fordelingen af Pb-210 i en sedimentkerne beskrives generelt af en matematisk model, som er baseret på følgende ligning:

$$\frac{dA}{dt} = D \frac{d^2A}{dz^2} - w * \frac{dA}{dz} - l * A$$

hvor

A = aktiviteten af Pb-210 (dpm/g)

D = blandingskoefficient (cm²/år)

z = dybde fra overfladen (cm)

w = linier akkumulationsrate (cm/år)

l = henfaldskonstanten for Pb-210 (år⁻¹)

t = tiden (år)

Der anvendes en "steady-state"-løsning ($dA/dt = 0$), idet der defineres en blandingsdybde I(B), hvor $D > 0$ for $z < I(B)$ og

$D = 0$ for $Z \geq I(B)$. Betydningen af blandingsparametrene for f.eks sedimentets egnethed som monitoringsstation for tungmetaller, er nærmere beskrevet i ref. /2/, som er vedlagt i bilag 9.

3. Resultat

Det målte Pb-210 profil anvendes til bestemmelse af modellens parametre: D , w , $I(B)$ og akkumulationsrate af Pb-210. Resultatet af Pb-210 målingerne for st. 14 B, st. 16 C, st. 18 B, og st. 21 er vist i bilag 1, 2, 3 og 4. Alder- dybde sammenhænge og dybdeprofiler for unsupported Pb-210 fra de 4 stationer er vist i bilag 5, 6, 7, og 8. I st. 14 B er der sandsynligvis sket et fald i akkumulationsraten omkring 1960.

st 14 B Frierfjorden

| | | |
|--------------------------------|---------------|-----------------------|
| Akkumulationsrate (før 1960) | : 0.37 ± 0.02 | g/cm ² /år |
| Akkumulationsrate (efter 1960) | : 0.12 ± 0.01 | g/cm ² /år |
| svarende til w (gennemsnit) | : 0.3 - 0.7 | cm/år |
| Blandingskoefficient, D | : 1 | cm ² /år |
| Blandingsdybde, $I(B)$ | : 1 | cm |

st. 16 C Eidangerfjorden

| | | |
|-------------------------------|----------------|-----------------------|
| Akkumulationsrate | : 0.095 ± 0.01 | g/cm ² /år |
| svarende til w (gennemsnit) | : 0.24 | cm/år |
| Blandingskoefficient, D | : 525 | cm ² /år |
| Blandingsdybde, $I(B)$ | : 4 | cm |

st. 18 B Brevikfjorden

| | | |
|-------------------------------|---------------|-----------------------|
| Akkumulationsrate | : 0.12 ± 0.03 | g/cm ² /år |
| svarende til w (gennemsnit) | : 0.31 | cm/år |
| Blandingskoefficient, D | : 42 | cm ² /år |
| Blandingsdybde, $I(B)$ | : 1 | cm |

AJ/SUN 1308109.47
1990.06.28

4.

st. 21 Langesundsbukta

| | | |
|-----------------------------|---------------|-----------------------|
| Akkumulationsrate | : 0.15 ± 0.04 | g/cm ² /år |
| svarende til w (gennemsnit) | : 0.06 | cm/år |
| Blandingskoefficient, D | : 0 | cm ² /år |
| Blandingsdybde, I(B) | : 0 | cm |

4. Kommentare

Faldet i akkumulationsraten i st 14 B ses som et knæk i det ellers lineære forløb af den logaritmiske afbildning af Pb-210 aktiviteten i forhold til masse dybden. Knækket sker omkring 2.5 - 3.5 g/cm² svarende til 30 til 35 år fra idag. (bilag 5).

Sedimentet i st. 21 er meget sandet og Pb-210 aktiviteten derfor lav, fordi isotopen fortrinsvis bindes til det finkornede sediment (ler og silt) Dateringen af denne sedimentkerne er derfor usikker.

5. Referencer

- /1/ Pfeiffer Madsen, P. and Sørensen, J. 1979. Validation of the Lead-210 method. Journal of Radioanalytical Chemistry, Vol 54, No.1-2, 1979, pp.39-48.
- /2/ Larsen, B. and Jensen, A. 1989. Evaluation of the Sensitivity of Sediment Stations in Pollution Monitoring. Marine Pollution Bulletin Vol. 20, 1989, No.11, pp.556-560

SAG NR M1 1308109.47 NIVA
 DATO 27. jun. 1990
 BETEGNELSE FRIERFJORD ST 14 B
 OPERATØR JS

BILAG 1

| I | T | B | TS | GL | TPB | STPB | TRV | TV | MD | LD | UPB | SUPB |
|----|----|----|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| cm | cm | cm | % vv | % ts | dpm/g | dpm/g | g/cm3 | g/cm2 | g/cm2 | cm | dpm/g | dpm/g |
| 1 | 0 | 2 | 17.35 | IM | 7.76 | 0.30 | 0.194 | 0.19 | 0.10 | 1 | 6.83 | 0.31 |
| 2 | 2 | 4 | 18.48 | IM | 8.55 | 0.33 | 0.208 | 0.21 | 0.30 | 3 | 7.62 | 0.34 |
| 3 | 4 | 6 | 17.07 | IM | IM | IM | 0.190 | 0.19 | 0.50 | 5 | IM | IM |
| 4 | 6 | 8 | 27.73 | IM | 4.87 | 0.20 | 0.333 | 0.33 | 0.76 | 7 | 3.94 | 0.21 |
| 5 | 8 | 10 | 24.37 | IM | IM | IM | 0.285 | 0.29 | 1.07 | 9 | IM | IM |
| 6 | 10 | 12 | 17.96 | IM | IM | IM | 0.201 | 0.20 | 1.31 | 11 | IM | IM |
| 7 | 12 | 14 | 18.58 | IM | 6.05 | 0.22 | 0.209 | 0.21 | 1.52 | 13 | 5.12 | 0.23 |
| 8 | 14 | 16 | 18.94 | IM | IM | IM | 0.214 | 0.21 | 1.73 | 15 | IM | IM |
| 9 | 16 | 18 | 24.01 | IM | 5.47 | 0.23 | 0.281 | 0.28 | 1.97 | 17 | 4.54 | 0.24 |
| 10 | 18 | 20 | 28.04 | IM | IM | IM | 0.337 | 0.34 | 2.28 | 19 | IM | IM |
| 11 | 20 | 22 | 29.36 | IM | 3.59 | 0.17 | 0.356 | 0.36 | 2.63 | 21 | 2.66 | 0.18 |
| 12 | 22 | 24 | 32.18 | IM | IM | IM | 0.399 | 0.40 | 3.01 | 23 | IM | IM |
| 13 | 24 | 26 | 38.28 | IM | IM | IM | 0.497 | 0.50 | 3.46 | 25 | IM | IM |
| 14 | 26 | 28 | 33.31 | IM | 2.19 | 0.12 | 0.416 | 0.42 | 3.91 | 27 | 1.26 | 0.14 |
| 15 | 28 | 30 | 29.98 | IM | IM | IM | 0.366 | 0.37 | 4.30 | 29 | IM | IM |
| 16 | 30 | 32 | IM | IM | IM | IM | 0.443 | 0.44 | 4.71 | 31 | IM | IM |
| 17 | 33 | 35 | IM | IM | IM | IM | 0.635 | 0.64 | 5.25 | 34 | IM | IM |
| 18 | 35 | 37 | 50.28 | IM | 1.71 | 0.11 | 0.720 | 0.72 | 5.92 | 36 | 0.78 | 0.13 |
| 19 | 37 | 39 | IM | IM | IM | IM | 0.821 | 0.82 | 6.69 | 38 | IM | IM |
| 20 | 39 | 42 | IM | IM | IM | IM | 0.866 | 0.87 | 7.54 | 40.50 | IM | IM |
| 21 | 42 | 44 | 59.62 | IM | IM | IM | 0.928 | 0.93 | 8.44 | 43 | IM | IM |
| 22 | 44 | 49 | IM | IM | IM | IM | 0.890 | 0.89 | 9.34 | 46.50 | IM | IM |
| 23 | 49 | 51 | 57.69 | IM | 1.26 | 0.08 | 0.882 | 0.88 | 10.23 | 50 | 0.33 | 0.11 |
| 24 | 51 | 56 | IM | IM | IM | IM | 0.890 | 0.89 | 11.12 | 53.50 | IM | IM |
| 25 | 56 | 58 | 56.50 | IM | IM | IM | 0.855 | 0.85 | 11.99 | 57 | IM | IM |
| 26 | 58 | 63 | IM | IM | IM | IM | 0.938 | 0.94 | 12.88 | 60.50 | IM | IM |
| 27 | 63 | 65 | 62.02 | IM | 1.03 | 0.07 | 0.988 | 0.99 | 13.85 | 64 | 0.10 | 0.10 |
| 28 | 64 | 66 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 65 | IM | IM |
| 29 | 65 | 67 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 66 | IM | IM |
| 30 | 66 | 68 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 67 | IM | IM |
| 31 | 67 | 69 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 68 | IM | IM |
| 32 | 68 | 70 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 69 | IM | IM |
| 33 | 69 | 71 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 70 | IM | IM |
| 34 | 70 | 72 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 71 | IM | IM |
| 35 | 71 | 73 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 72 | IM | IM |
| 36 | 72 | 74 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 73 | IM | IM |
| 37 | 73 | 75 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 74 | IM | IM |
| 38 | 74 | 76 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 75 | IM | IM |
| 39 | 75 | 77 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 76 | IM | IM |
| 40 | 76 | 78 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 77 | IM | IM |

ANTAL LINIER = 27
 SPB = 0.93 DPM/G
 SSPB = 0.07 DPM/G
 PRØVETAGNING = 1990
 BLANDINGSDYBDE = 1 CM
 BLANDINGSINT. = 1 CM2/YEAR

IM : IKKE MÅLT
 DPM : DISINTEGRATIONER/MINUT
 I : INDEX
 T , B : DYBDE TOP OG BUND
 TS : TØRSTOF
 GL : GLØDETAB
 TPB : TOTAL PB-210

STPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ TPB
 TRV : TØR RUMVÆGT
 TV : TØR VÆGT
 MD : MASSE DYBDE
 LD : LINIÆR DYBDE
 UPB : UNSUPPORTED PB-210
 SUPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ UPB

 SAG NR M1 1308109.47 NIVA BILAG 2
 DATO 27. jun. 1990
 BETEGNELSE EIDANGERFJORDEN ST 16 C
 OPERATØR JS
 DATATE-
 RING NR: 9046

| I | T | B | TS | GL | TPB | STPB | TRV | TV | MD | LD | UPB | SUPB |
|----|----|----|-------|------|-------|-------|-------------------|-------------------|-------------------|-------|-------|-------|
| | cm | cm | % vv | % ts | dpm/g | dpm/g | g/cm ³ | g/cm ² | g/cm ² | cm | dpm/g | dpm/g |
| 1 | 0 | 2 | 29.45 | IM | 6.88 | 0.30 | 0.358 | 0.715 | 0.358 | 1.00 | 5.95 | 0.31 |
| 2 | 2 | 4 | 31.70 | IM | 7.28 | 0.29 | 0.391 | 0.783 | 1.107 | 3.00 | 6.35 | 0.30 |
| 3 | 4 | 6 | 35.55 | IM | IM | IM | 0.452 | 0.904 | 1.950 | 5.00 | IM | IM |
| 4 | 6 | 8 | 36.62 | IM | IM | IM | 0.469 | 0.939 | 2.871 | 7.00 | IM | IM |
| 5 | 8 | 10 | 38.28 | IM | 4.75 | 0.19 | 0.497 | 0.994 | 3.838 | 9.00 | 3.82 | 0.20 |
| 6 | 10 | 12 | 40.49 | IM | IM | IM | 0.535 | 1.070 | 4.870 | 11.00 | IM | IM |
| 7 | 12 | 14 | 40.69 | IM | 3.12 | 0.16 | 0.538 | 1.077 | 5.943 | 13.00 | 2.19 | 0.17 |
| 8 | 14 | 16 | 42.06 | IM | IM | IM | 0.563 | 1.125 | 7.044 | 15.00 | IM | IM |
| 9 | 16 | 18 | 42.04 | IM | IM | IM | 0.562 | 1.124 | 8.168 | 17.00 | IM | IM |
| 10 | 18 | 20 | 44.08 | IM | 1.91 | 0.08 | 0.599 | 1.199 | 9.330 | 19.00 | 0.98 | 0.11 |
| 11 | 20 | 22 | 49.60 | IM | IM | IM | 0.706 | 1.412 | 10.635 | 21.00 | IM | IM |
| 12 | 22 | 24 | 48.87 | IM | IM | IM | 0.691 | 1.383 | 12.033 | 23.00 | IM | IM |
| 13 | 24 | 26 | 48.21 | IM | 1.09 | 0.06 | 0.678 | 1.357 | 13.403 | 25.00 | 0.16 | 0.09 |
| 14 | 26 | 28 | 47.65 | IM | IM | IM | 0.667 | 1.335 | 14.748 | 27.00 | IM | IM |
| 15 | 28 | 30 | 47.82 | IM | IM | IM | 0.671 | 1.341 | 16.086 | 29.00 | IM | IM |
| 16 | 30 | 32 | 48.44 | IM | 0.64 | 0.06 | 0.683 | 1.366 | 17.440 | 31.00 | -0.29 | 0.09 |
| 17 | 32 | 34 | 50.34 | IM | IM | IM | 0.721 | 1.442 | 18.844 | 33.00 | IM | IM |
| 18 | 34 | 36 | 55.22 | IM | IM | IM | 0.826 | 1.652 | 20.391 | 35.00 | IM | IM |
| 19 | 36 | 38 | 53.78 | IM | 0.82 | 0.05 | 0.794 | 1.588 | 22.011 | 37.00 | -0.11 | 0.09 |
| 20 | 38 | 40 | 48.58 | IM | IM | IM | 0.686 | 1.371 | 23.490 | 39.00 | IM | IM |
| 21 | 40 | 42 | 48.48 | IM | IM | IM | 0.684 | 1.367 | 24.860 | 41.00 | IM | IM |
| 22 | 42 | 44 | 47.85 | IM | 1.07 | 0.07 | 0.671 | 1.342 | 26.214 | 43.00 | 0.14 | 0.10 |
| 23 | 44 | 45 | 57.69 | IM | IM | IM | 0.882 | 0.882 | 27.327 | 44.50 | IM | IM |
| 24 | 45 | 46 | 58.00 | IM | IM | IM | 0.890 | 0.890 | 28.213 | 45.50 | IM | IM |
| 25 | 46 | 47 | 56.50 | IM | IM | IM | 0.855 | 0.855 | 29.085 | 46.50 | IM | IM |
| 26 | 47 | 48 | 60.00 | IM | IM | IM | 0.938 | 0.938 | 29.981 | 47.50 | IM | IM |
| 27 | 48 | 49 | 62.02 | IM | IM | IM | 0.988 | 0.988 | 30.944 | 48.50 | IM | IM |
| 28 | 49 | 50 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 49.50 | IM | IM |
| 29 | 50 | 51 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 50.50 | IM | IM |
| 30 | 51 | 52 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 51.50 | IM | IM |
| 31 | 52 | 53 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 52.50 | IM | IM |
| 32 | 53 | 54 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 53.50 | IM | IM |
| 33 | 54 | 55 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 54.50 | IM | IM |
| 34 | 55 | 56 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 55.50 | IM | IM |
| 35 | 56 | 57 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 56.50 | IM | IM |
| 36 | 57 | 58 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 57,50 | IM | IM |
| 37 | 58 | 59 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 58,50 | IM | IM |
| 38 | 59 | 60 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 59,50 | IM | IM |
| 39 | 60 | 61 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 60,50 | IM | IM |
| 40 | 61 | 62 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 61,50 | IM | IM |

 ANTAL LINIER = 16.
 SPB = 1. DPM/G
 SSPB = 0. DPM/G
 PRØVETAGNING = 1990.
 BLANDINGSDYBDE = 4. CM
 BLANDINGSINT. = 525. CM²/YEAR

IM : IKKE MÅLT
 DPM : DISINTEGRATIONER/MINUT
 I : INDEX
 T, B: DYBDE TOP OG BUND
 TS : TØRSTOF
 GL : GLØDETAB
 TPB : TOTAL PB-210

STPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ TPB
 TRV : TØR RUMVÆGT
 TV : TØR VÆGT
 MD : MASSE DYBDE
 LD : LINIÆR DYBDE
 UPB : UNSUPPORTED PB-210
 SUPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ UPB

SAG NR M1 1308109.47 NIVA
 DATO 12. jun. 1990
 BETEGNELSE BREVIKFJORDEN 18 B
 OPERATØR JS

BILAG 3

| I | T | B | TS | GL | TPB | STPB | TRV | TV | MD | LD | UPB | SUPB |
|----|----|----|-------|------|-------|-------|-------------------|-------------------|-------------------|----|-------|-------|
| cm | cm | cm | % vv | % ts | dpm/g | dpm/g | g/cm ³ | g/cm ² | g/cm ² | cm | dpm/g | dpm/g |
| 1 | 0 | 2 | 28.45 | IM | 6.19 | 0.23 | 0.343 | 0.34 | 0.17 | 1 | 5.26 | 0.24 |
| 2 | 2 | 4 | 32.47 | IM | 7.65 | 0.29 | 0.403 | 0.40 | 0.54 | 3 | 6.72 | 0.30 |
| 3 | 4 | 6 | 35.02 | IM | 4.30 | 0.17 | 0.443 | 0.44 | 0.97 | 5 | 3.37 | 0.18 |
| 4 | 6 | 8 | 40.50 | IM | IM | IM | 0.535 | 0.54 | 1.46 | 7 | IM | IM |
| 5 | 8 | 10 | 41.48 | IM | 2.75 | 0.13 | 0.552 | 0.55 | 2.00 | 9 | 1.82 | 0.15 |
| 6 | 10 | 12 | 44.75 | IM | IM | IM | 0.612 | 0.61 | 2.58 | 11 | IM | IM |
| 7 | 12 | 14 | 47.17 | IM | 2.32 | 0.12 | 0.658 | 0.66 | 3.22 | 13 | 1.39 | 0.14 |
| 8 | 14 | 16 | 46.60 | IM | IM | IM | 0.647 | 0.65 | 3.87 | 15 | IM | IM |
| 9 | 16 | 18 | 48.63 | IM | 2.96 | 0.14 | 0.687 | 0.69 | 4.54 | 17 | 2.03 | 0.16 |
| 10 | 18 | 20 | 47.21 | IM | IM | IM | 0.659 | 0.66 | 5.21 | 19 | IM | IM |
| 11 | 20 | 22 | 51.67 | IM | 1.11 | 0.07 | 0.749 | 0.75 | 5.91 | 21 | 0.18 | 0.10 |
| 12 | 22 | 24 | 48.96 | IM | IM | IM | 0.693 | 0.69 | 6.63 | 23 | IM | IM |
| 13 | 24 | 26 | 50.45 | IM | 0.82 | 0.06 | 0.724 | 0.72 | 7.34 | 25 | -0.11 | 0.09 |
| 14 | 26 | 28 | 49.36 | IM | IM | IM | 0.701 | 0.70 | 8.06 | 27 | IM | IM |
| 15 | 28 | 30 | 50.27 | IM | 0.84 | 0.07 | 0.980 | 0.98 | 8.90 | 29 | -0.09 | 0.10 |
| 16 | 30 | 32 | 50.72 | IM | IM | IM | 0.729 | 0.73 | 9.75 | 31 | IM | IM |
| 17 | 32 | 34 | 53.13 | IM | IM | IM | 0.780 | 0.78 | 10.50 | 33 | IM | IM |
| 18 | 34 | 36 | 53.44 | IM | IM | IM | 0.787 | 0.79 | 11.29 | 35 | IM | IM |
| 19 | 36 | 38 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 37 | IM | IM |
| 20 | 38 | 40 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 39 | IM | IM |
| 21 | 40 | 42 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 41 | IM | IM |
| 22 | 42 | 44 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 43 | IM | IM |
| 23 | 44 | 46 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 45 | IM | IM |
| 24 | 46 | 48 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 47 | IM | IM |
| 25 | 48 | 50 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 49 | IM | IM |
| 26 | 50 | 52 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 51 | IM | IM |
| 27 | 52 | 54 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 53 | IM | IM |
| 28 | 54 | 56 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 55 | IM | IM |
| 29 | 56 | 58 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 57 | IM | IM |
| 30 | 58 | 60 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 59 | IM | IM |
| 31 | 60 | 62 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 61 | IM | IM |
| 32 | 62 | 64 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 63 | IM | IM |
| 33 | 64 | 66 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 65 | IM | IM |
| 34 | 66 | 68 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 67 | IM | IM |
| 35 | 68 | 70 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 69 | IM | IM |
| 36 | 70 | 72 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 71 | IM | IM |
| 37 | 72 | 74 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 73 | IM | IM |
| 38 | 74 | 76 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 75 | IM | IM |
| 39 | 76 | 78 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 77 | IM | IM |
| 40 | 78 | 80 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 79 | IM | IM |

ANTAL LINIER = 11
 SPB = 0.93 DPM/G
 SSPB = 0.07 DPM/G
 PRØVETAGNING = 1990
 BLANDINGSDYBDE = 1 CM
 BLANDINGSINT. = 42 CM²/YEAR

IM : IKKE MÅLT
 DPM : DISINTEGRATIONER/MINUT
 I : INDEX
 T , B: DYBDE TOP OG BUND
 TS : TØRSTOF
 GL : GLØDETAB
 TPB : TOTAL PB-210

STPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ TPB
 TRV : TØR RUMVÆGT
 TV : TØR VÆGT
 MD : MASSE DYBDE
 LD : LINIÆR DYBDE
 UPB : UNSUPPORTED PB-210
 SUPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ UPB

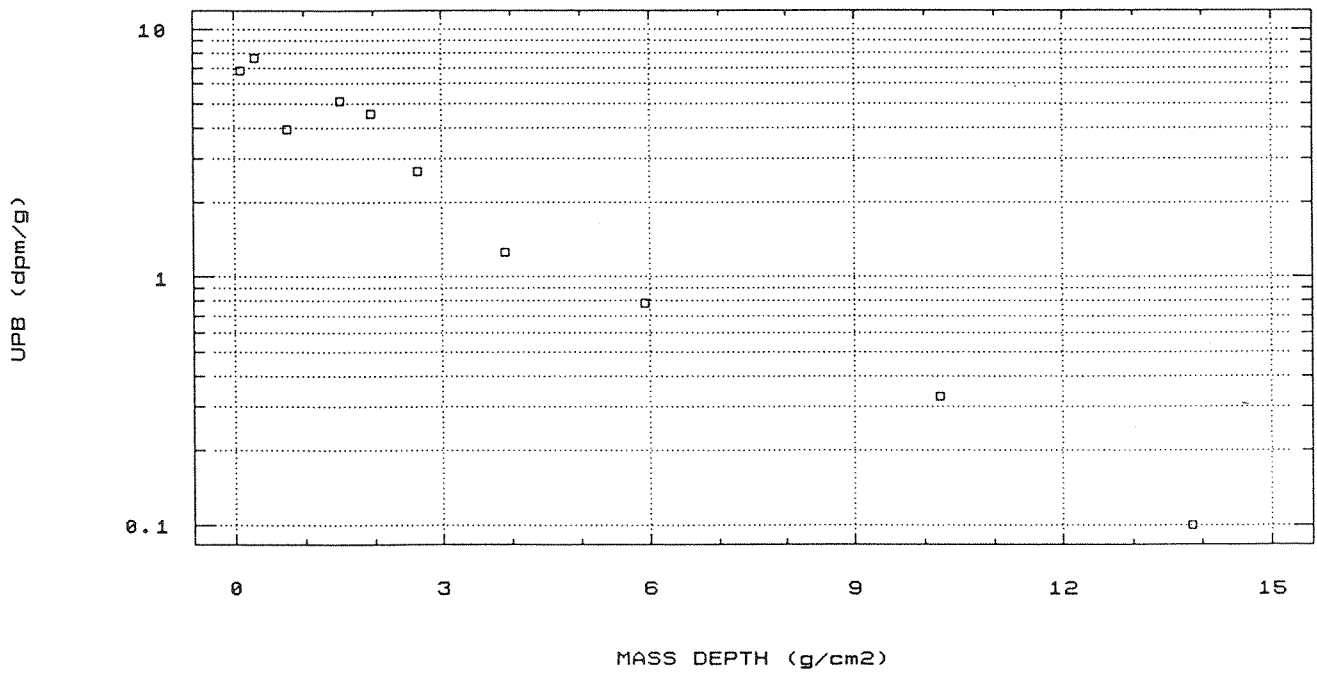
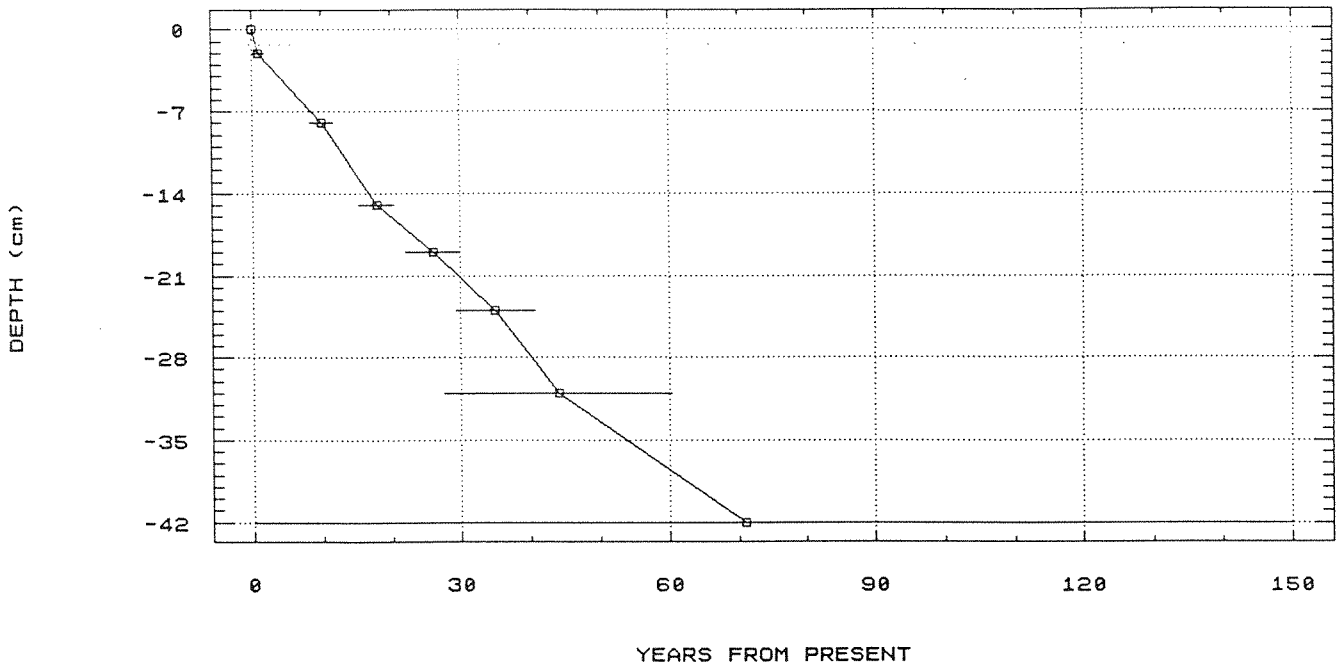
SAG NR M1 1308109.47 NIVA
 DATO 15. jun. 1990
 BETEGNELSE LANGESUNDSBUKTA ST 21
 OPERATØR JS

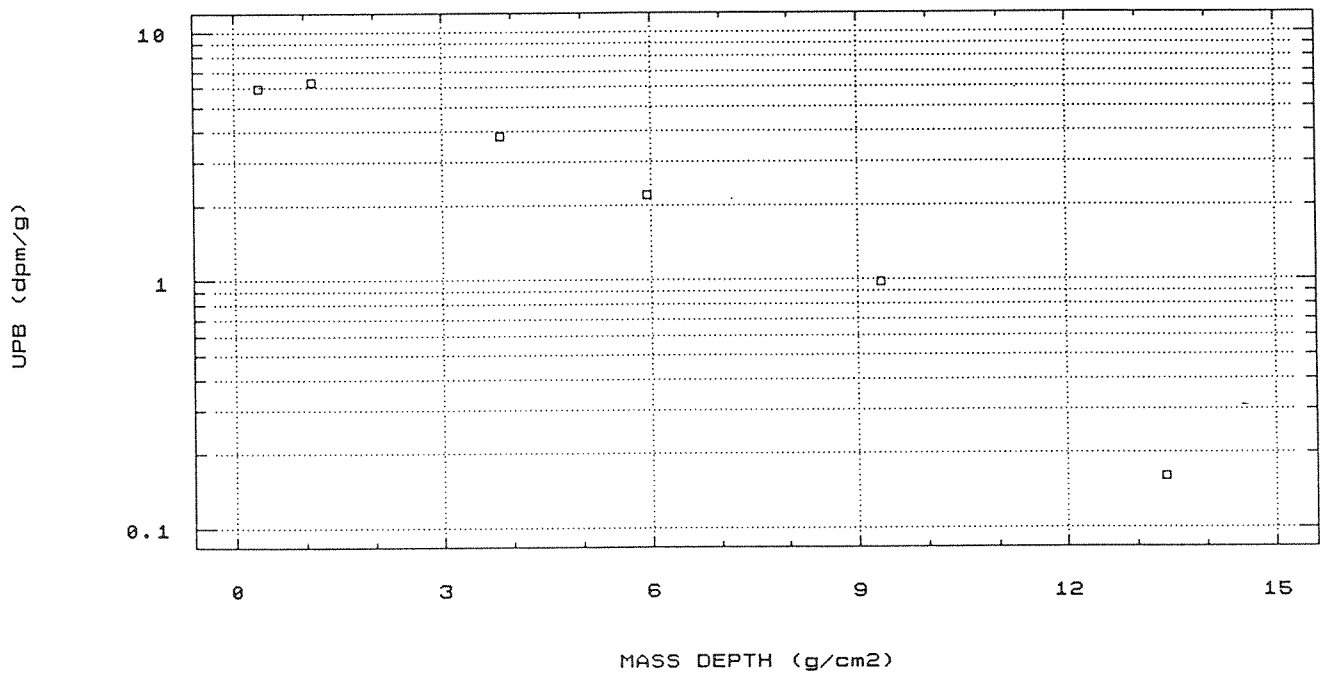
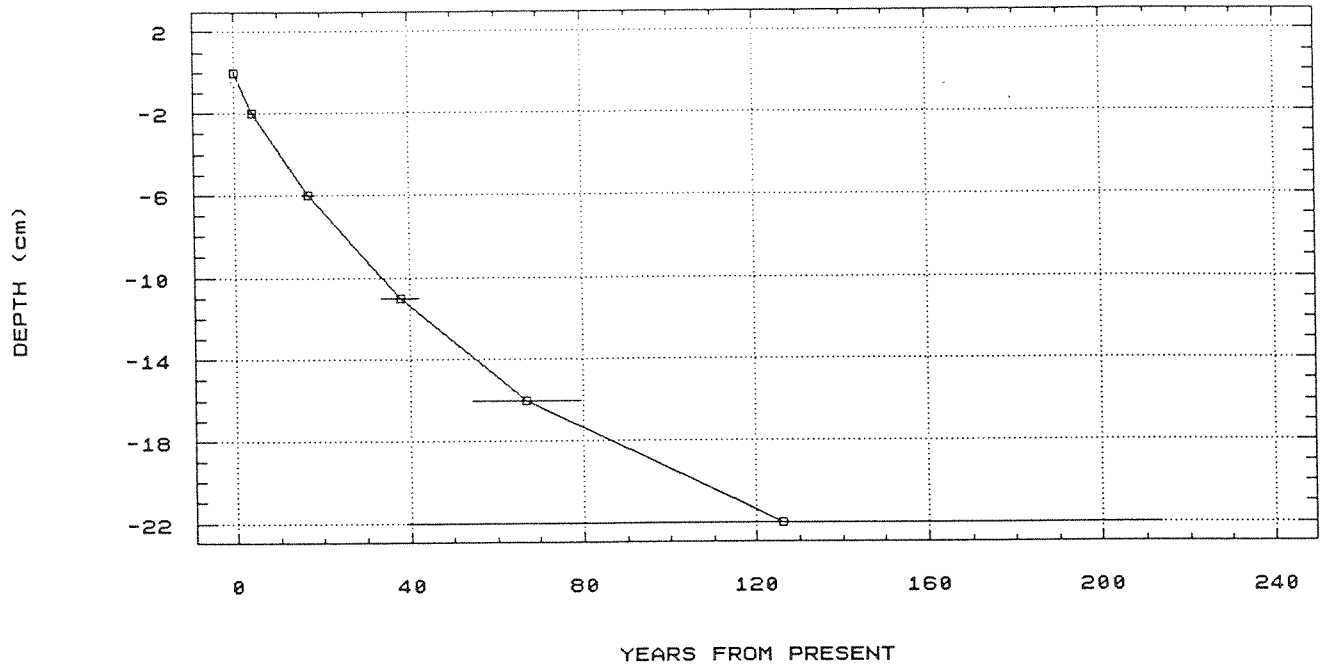
BILAG 4

| I | T | B | TS | GL | TPB | STPB | TRV | TV | MD | LD | UPB | SUPB |
|----|----|----|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|----|-------|-------|
| cm | cm | cm | % vv | % ts | dpm/g | dpm/g | g/cm3 | g/cm2 | g/cm2 | cm | dpm/g | dpm/g |
| 1 | 0 | 2 | 62.66 | IM | 2.62 | 0.13 | 1.004 | 1.00 | 0.50 | 1 | 2.04 | 0.14 |
| 2 | 2 | 4 | 76.99 | IM | 1.57 | 0.10 | 1.431 | 1.43 | 1.72 | 3 | 0.99 | 0.11 |
| 3 | 4 | 6 | 77.29 | IM | 1.27 | 0.08 | 1.441 | 1.44 | 3.16 | 5 | 0.69 | 0.09 |
| 4 | 6 | 8 | 76.53 | IM | 1.58 | 0.09 | 1.415 | 1.42 | 4.58 | 7 | 1 | 0.10 |
| 5 | 8 | 10 | 77.75 | IM | 1.53 | 0.10 | 1.457 | 1.46 | 6.02 | 9 | 0.95 | 0.11 |
| 6 | 10 | 12 | 75.81 | IM | 1.52 | 0.08 | 1.391 | 1.39 | 7.44 | 11 | 0.94 | 0.09 |
| 7 | 12 | 14 | 73.64 | IM | 1.61 | 0.10 | 1.319 | 1.32 | 8.80 | 13 | 1.03 | 0.11 |
| 8 | 14 | 16 | 72.55 | IM | 1.67 | 0.08 | 1.285 | 1.28 | 10.10 | 15 | 1.09 | 0.09 |
| 9 | 16 | 18 | 74.21 | IM | 1.46 | 0.08 | 1.338 | 1.34 | 11.41 | 17 | 0.88 | 0.09 |
| 10 | 18 | 20 | 73.68 | IM | 1.45 | 0.08 | 1.321 | 1.32 | 12.74 | 19 | 0.87 | 0.09 |
| 11 | 20 | 22 | 76.26 | IM | IM | IM | 1.406 | 1.41 | 14.10 | 21 | IM | IM |
| 12 | 22 | 24 | 77.62 | IM | 0.58 | 0.05 | 1.453 | 1.45 | 15.53 | 23 | 0 | 0.07 |
| 13 | 24 | 26 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 25 | IM | IM |
| 14 | 26 | 28 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 27 | IM | IM |
| 15 | 28 | 30 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 29 | IM | IM |
| 16 | 30 | 32 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 31 | IM | IM |
| 17 | 32 | 34 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 33 | IM | IM |
| 18 | 34 | 36 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 35 | IM | IM |
| 19 | 36 | 38 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 37 | IM | IM |
| 20 | 38 | 40 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 39 | IM | IM |
| 21 | 40 | 42 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 41 | IM | IM |
| 22 | 42 | 44 | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 43 | IM | IM |
| 23 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 24 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 25 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 26 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 27 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 28 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 29 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 30 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 31 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 32 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 33 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 34 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 35 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 36 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 37 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 38 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 39 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |
| 40 | | | IM | IM | IM | IM | IM | IM | IM | 0 | IM | IM |

ANTAL LINIER = 3
 SPB = 0.58 DPM/G
 SSPB = 0.05 DPM/G
 PRØVETAGNING = 1990
 BLANDINGSDYBDE = 0 CM
 BLANDINGSINT. = 0 CM2/YEAR

IM : IKKE MÅLT
 DPM : DISINTEGRATIONER/MINUT
 I : INDEX
 T , B: DYBDE TOP OG BUND
 TS : TØRSTOF
 GL : GLØDETAB
 TPB : TOTAL PB-210
 STPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ TPB
 TRV : TØR RUMVÆGT
 TV : TØR VÆGT
 MD : MASSE DYBDE
 LD : LINIÆR DYBDE
 UPB : UNSUPPORTED PB-210
 SUPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ UPB

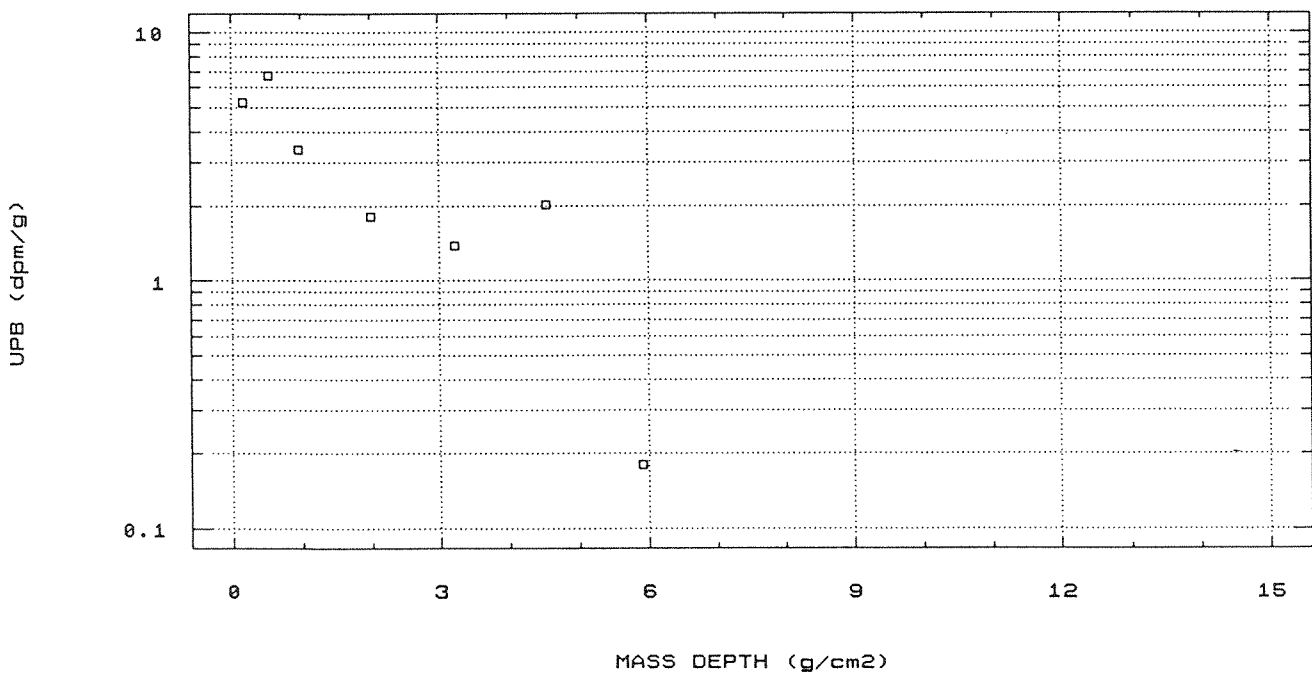
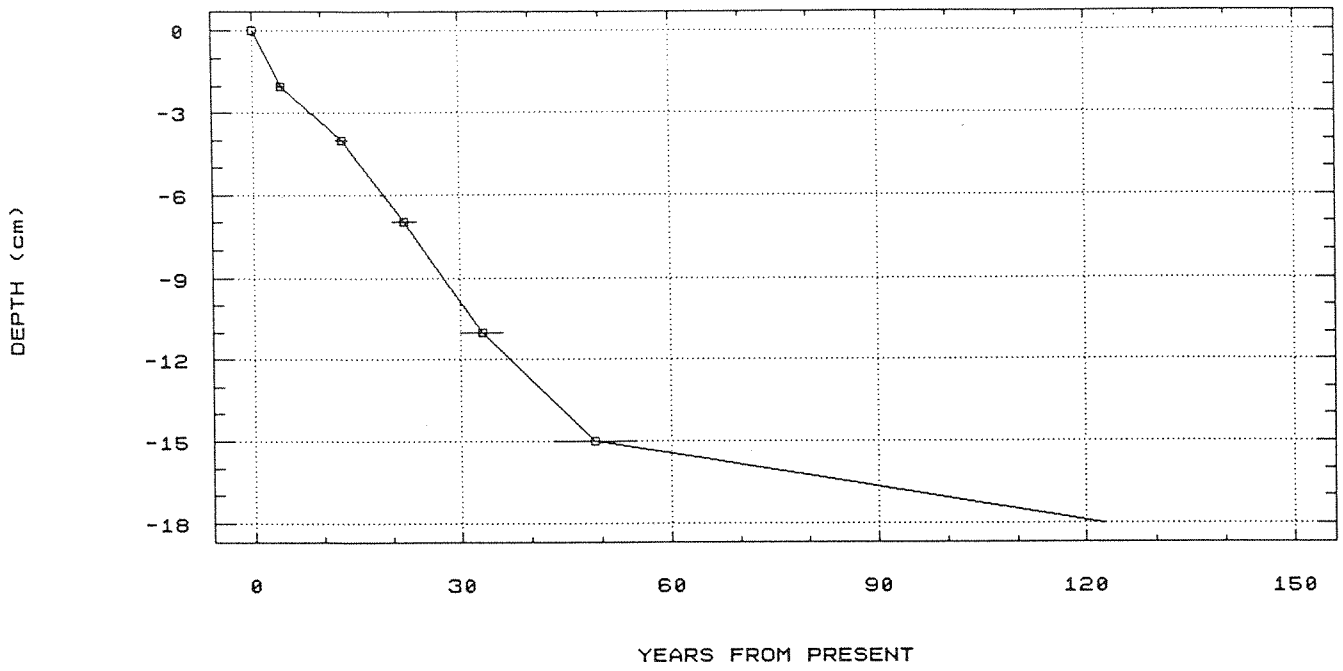




49

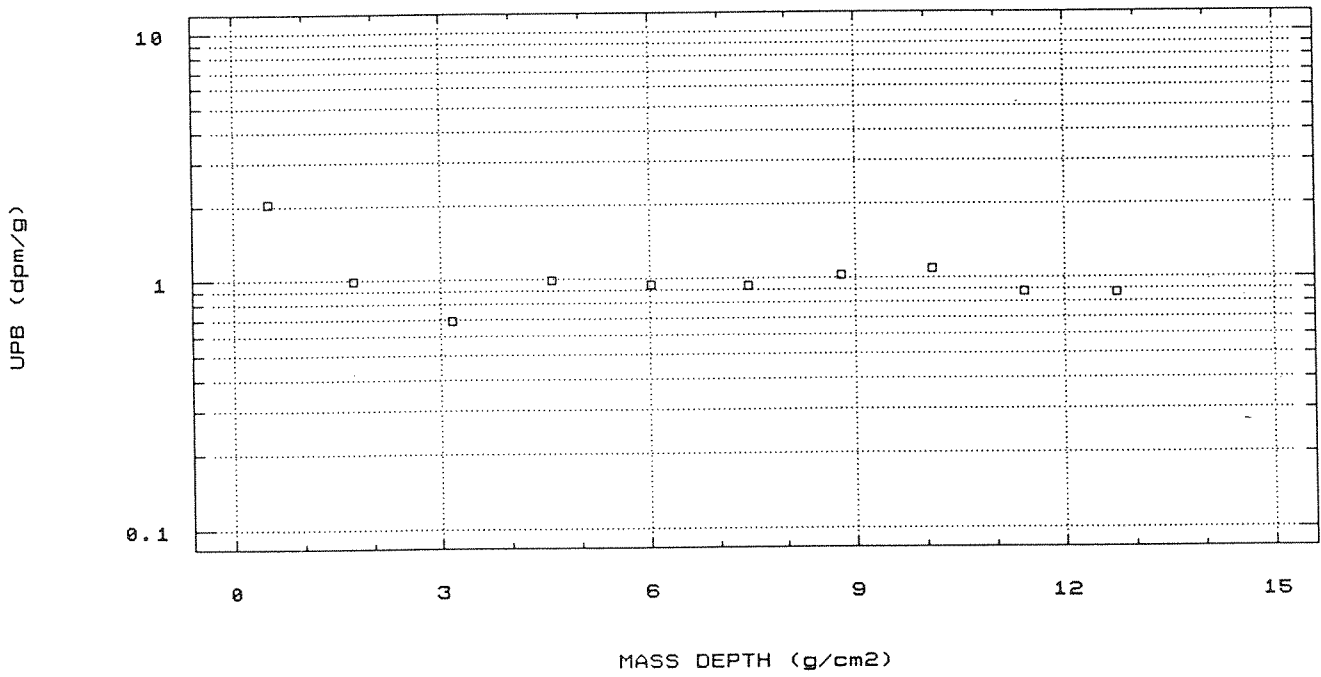
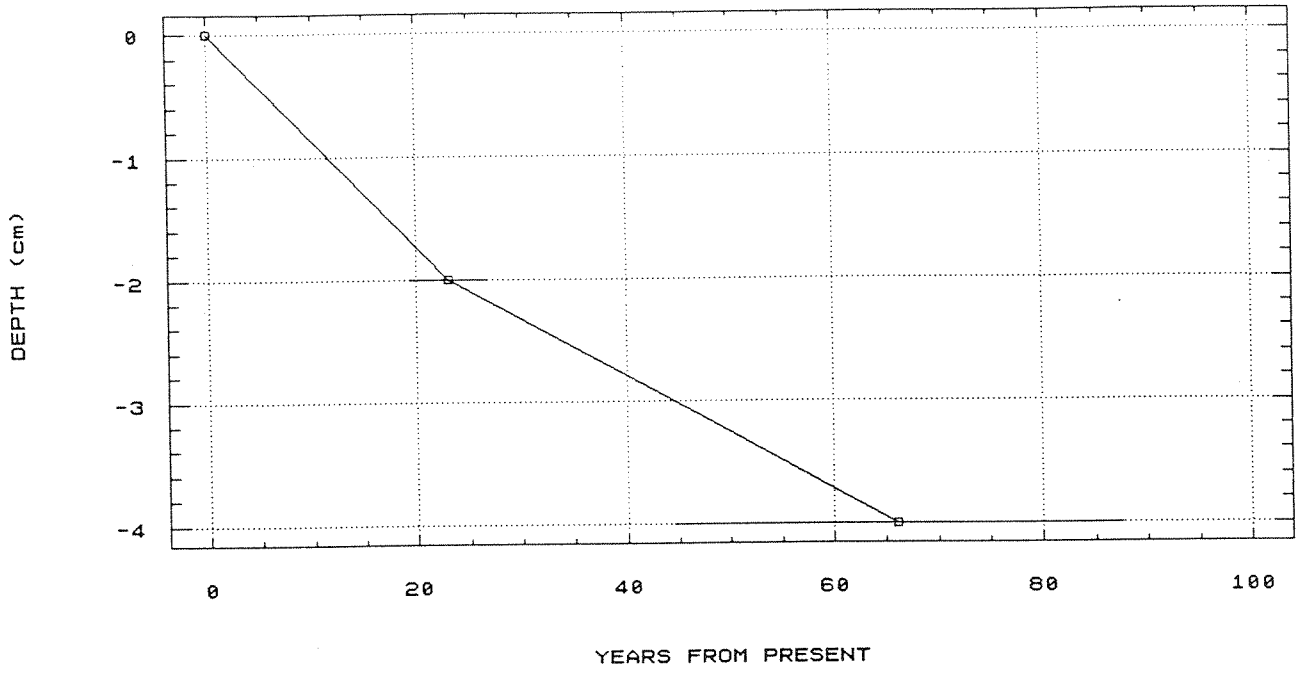
ST 18 B

BILAG 7



ST 21

(very sandy sediment)



Evaluation of the Sensitivity of Sediment Stations in Pollution Monitoring

BIRGER LARSEN* and ANDERS JENSEN†

**Institute for Applied Geology, Technical University of Denmark, DK-2800 Lyngby;*

†*Danish Isotope Center, Skelbækgade 2, DK-1717 Copenhagen V, Denmark*

The value of a sediment monitoring programme may be measured by its capability to reveal changes in the flux of the contaminant in question. The sensitivity of a sediment monitoring station in this respect is a function of the interactions between the change in the net deposition rate of the contaminant, the accumulation rate of the sediment, the thickness and intensity of the mixing zone in the bottom sediment and technical factors such as time between samplings, thickness of analysed samples, and reproducibility of the applied chemical methods. A model for these interactions is presented. It computes the response of the surface sample to changes in contaminant flux over a period of time. It is based on sediment parameters which can be estimated by ^{210}Pb dating of the sediment on the site. The model offers a quantitative evaluation of a sediment monitoring station and may be applied in the planning and interpretation of sediment monitoring programmes. Examples based on the observed range of sediment and chemical parameters are presented.

Bottom sediments are often the best available medium for long term monitoring of many contaminants in aquatic recipients. Sediment monitoring is carried out by measuring the concentration of the contaminant in surface sediment samples, often in the upper 0.5–1 cm. This is done at intervals of time in order to assess the present level of pollution and to detect changes in the flux of that contaminant. The sensitivity of a given monitoring site is the minimum change in flux recorded as a statistically significant change in concentration in the sediment detected by the sampling scheme and chemical methods used.

In some environments such as current swept estuaries and dumping grounds, renewal or redeposition of the upper sediment layer (≈ 10 cm) occurs frequently. Here sediment monitoring shows the changing compositions of the successive sediment 'covers' through time. In environments with reasonably steady but moderate sediment accumulation rates (≈ 1 mm yr^{-1}) the time

trend of the contamination flux is recorded as a concentration depth profile in the bottom sediment. A sample of for example the topmost 1 cm, will integrate the effects over a period of time depending on the accumulation rate of the sediment and the disturbances caused by the mixing processes. This is illustrated in Fig. 1, which shows that the same response in concentration change may cover a wide range of changes in flux. In such cases it is not easy to interpret the observed trend in concentration in terms of change in the flux of the contaminant and to plan a satisfactory monitoring programme. The problems are due to differences in sediment accumulation rate and/or depth and intensity of mixing of the sediment. These parameters may be estimated at the site using ^{210}Pb profile as described below.

Our model uses the mixing parameters and accumulation rates evaluated from the ^{210}Pb profile to show how changes in the flux of a compound to the sediment surface affects its concentration in the surface sample.

Sediment parameters

A first step in the selection of a sediment monitoring station is to assure that the sediments are reasonably uniform and muddy in the uppermost 50 cm in the sampling area. Changing sediment type through time and thus changing affinity of the pollutants to the sediment (Förstner & Wittmann, 1983) almost excludes meaningful monitoring at moderate pollution levels. Basic sediment parameters such as grain size distribution, content of organic matter, macrofauna and the variation in dry matter content (or water content) down a core should be available. Steady state is assumed for these parameters.

Determination of time-dependent sediment parameters is based on the vertical distribution of the natural radioactive isotope ^{210}Pb (for more details see Pheiffer Madsen & Sørensen, 1979). The content of unsupported ^{210}Pb (that is ^{210}Pb not produced in the sediment) decreases regularly downwards in undisturbed and steadily deposited sediment owing to radioactive decay. Departures from this predictable ^{210}Pb

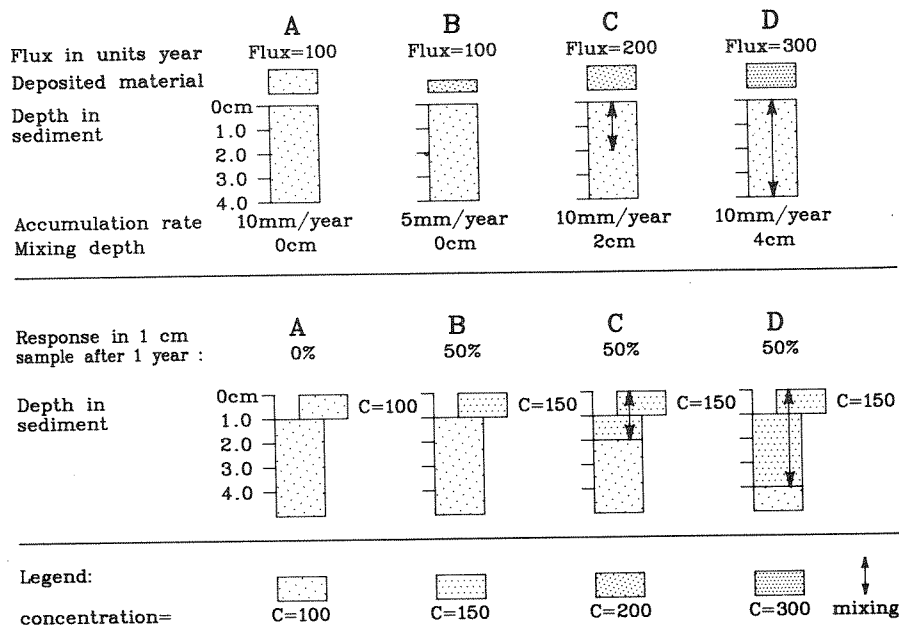


Fig. 1 Schematic model illustrating monitoring response in sediment. The upper bars illustrate flux in units yr⁻¹ to sediments with varying sediment parameters (A-D). The lower row of bars illustrates the response in the sediment and particular in the topmost 0-1 cm which are sampled 1 yr after the change. Number of dots in the bars illustrates the concentration of a pollutant in the sediment. Bar A illustrates a steady state situation with no increase in flux and no response. Bar B illustrates that the concentration in new deposited material is doubled in relation to A but the sedimentation rate is halved. Bar C and D shows how an increase in flux to the sediment are masked by mixing processes in the upper layers of the sediment. Note that the concentration in the sample is the same in case B, C, and D.

profile in the topmost sediment column permit an assessment of mixing and/or intermittent erosion. A condition for a sensitive monitoring site is reasonably rapid and continuous sedimentation with little or no mixing. Such a sampling site may be recognized by a preliminary study of the ²¹⁰Pb profile, before expensive chemical analyses are carried out.

It is not possible to fully describe the mixing caused by bioturbation etc. However, mixing that does not result in complete homogenization, and which still can be treated as random mixing, is according to Berner (1980) best approximated by a 'biodiffusion' or mixing coefficient, D. Fig. 2 illustrates the influence of the size of D on the ²¹⁰Pb profile, when other parameters are kept constant.

The observed depth profile of unsupported ²¹⁰Pb can be modelled by the advection-diffusion equation (Berner, 1980):

$$\frac{dC}{dt} = D \frac{d^2C}{dz^2} - w \frac{dC}{dz} - \lambda C \quad (1)$$

where z (cm) is the depth below the sediment-water interface, D (cm² yr⁻¹) is the mixing coefficient, λ is the radioactive decay constant, C (dpm g⁻¹) is the concentration of the ²¹⁰Pb, w (cm yr⁻¹) is accumulation rate and t (year) is time.

In the present work it is assumed that the mixing coefficient is constant to mixing depth I, and equal to 0 below that level. This simplification seems to work well in mud sedimentation areas of the Danish Seas and the Baltic. However Christensen & Bhunia (1986) have presented a more realistic model which includes variable bulk density due to compactation and a variable biodiffusion coefficient in the mixing zone. Using the steady state solution for (1) the parameters w, D, I and the flux of ²¹⁰Pb to the sediment surface can be

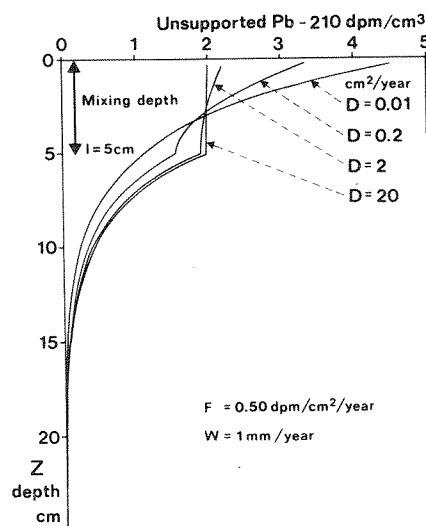


Fig. 2 Depth profile of unsupported ²¹⁰Pb, concentration decreasing downcore due to radioactive decay. The profile is deformed by random mixing in the 5 cm, being uppermost at any time with an intensity described by mixing coefficient D. For D exceeding 2 cm² yr⁻¹ almost homogenization is observed. In the examples is the flux of ²¹⁰Pb fixed at 0.50 dpm cm⁻² yr⁻¹ and accumulation rate of sediment to 1 mm yr⁻¹.

calculated. The range of variation of w, D and I is illustrated in Table 1 using data from approximately 100 stations. All samples are ²¹⁰Pb dated mud and muddy sand cores from the Danish Seas (Pheiffer Madsen & Larsen, 1986). Most of the stations were carefully selected by marine geological mapping as locations judged to be rather undisturbed accumulation areas. It appears that the accumulation rates in the mud accumulation basins frequently are 200-500 g m⁻² yr⁻¹ or 0.5-1.5 mm yr⁻¹. Only 25% of the cores show a mixing depth less than 2.5 cm corresponding to approx. 25 years of deposition and mixing coefficients less than 0.5 cm² yr⁻¹. This indicates that most mud sediments are

disturbed in the surface layers even in these rather sheltered seas.

Concentrations in surface samples

The flux of a pollutant, in contrast to the flux of ^{210}Pb , is not constant with time. A non-steady state solution of (1) can be obtained using the implicit finite differential equation (Crank-Nicholson) method (Christensen & Bhunia, 1986). The solution yields a concentration profile from a known or assumed input history. In sediment monitoring programmes mostly the topmost 1 cm of the bottom sediment is sampled, thinner samples may be chosen for better resolution. The model calculates the change in concentration in the topmost cm as a function of change in flux of the pollutant and the accumulation rate, the mixing depth and mixing intensity. As an example a sediment profile with fixed accumulation rate (1 mm yr^{-1}) and a fixed mixing depth ($I=2 \text{ cm}$) have been calculated. Figure 3 shows the relationship between increased flux (initial value=100) in the periods of 1 or 5 yr, and the resulting increased concentration in the topmost 0-1 cm sample (initial value=100) after that period. The relation is shown for varying values of the mixing rate. For no mixing ($D=0$) the figures show the consequences of an annual adding of 1 mm sediment with the higher concentration to the sediment profile and simultaneous removal of the lowest 1 mm from the sampling interval by burial. With increasing mixing rates greater amounts of the new added material are mixed below the sampling depth. Figure 4 shows the development of the increase in concentration through time as a response for a doubling of the accumulation rate, with the same assumptions as in Fig. 3. Fluxes of most trace metals have increased with a factor between 2 and 7 in the period from 1850 till today in the Danish seas (Pheiffer Madsen & Larsen, 1986). This indicates that an increase of 10% in flux from one year to the next should be considered large in this area. The next section addresses the problem of analytical ability to detect the responses predicted here.

The analytical uncertainty

Trend monitoring implies comparison of chemical determinations made at different points of time. The accuracy of the determinations through time—the reproducibility—for the laboratory or laboratories involved is thus essential when analytical results from different sources are to be compared in order to assess the trend of contamination (Loring, 1987; Nicholson, 1985).

The reproducibility of the chemical analyses (including reference sample variability) is expressed by the relative standard deviation ($\text{rsd}=\text{sd}$, in percent of the mean) for repeated determinations of concentrations of heavy metals in reference samples. The sediments in the examples are moderately contaminated muds. The concentration levels of the reference samples are shown in the first line in Table 2. I is the reproducibility (=intra-laboratory variability) achieved at

one experienced laboratory through 2 years. II is the inter-laboratory reproducibility among five inter-calibrated Danish laboratories, using one known and one unknown reference sample per analytical batch. III is an example from an international intercalibration involving about twenty laboratories, of which some were previously intercalibrated. (Example "HF treatment ICEMS-C" in Loring, 1987). IV is "achievable precision for reference materials" as suggested by MacDonald & Nielsen (1984).

From Table 2 it appears that the relative standard deviation (rsd), is substantial and increases considerably when more laboratories are involved. It is obvious that a close standardization and intercalibration is needed for conducting international monitoring programmes. Based on the ICES intercalibration Loring (1987) concludes that 10% is an achievable intra-laboratory rsd and 20% is an achievable inter-laboratory rsd for most elements in this type of samples, provided reference materials are used to avoid biased results. In order to assign statistical significance to an obtained difference in concentrations (a change) the difference should exceed 2 time standard deviation. When longer time series are available, trend analysis might be advantageous (Nicholson, 1985).

The sensitivity analysis

Sensitivity analysis comprises:

1. Determination of sediment parameters.
2. Selection of the increase of pollution flux of interest in the modelling. This may be based on a dated historical pollution record in the sediments at the site (Christensen & Goetz, 1987), ecotoxicologic or statutory considerations.
3. Calculation of the response in the surface sample of determined thickness through a sequence of years from the start of the change in flux, as shown in Fig. 3.
4. The expected rate of change in the topmost sample interval is subsequently compared with the analytical reproducibility for the substance in question, and the number of years required to reach a detectable response is determined.

Table 3 shows the number of years required before a 100% increase in the flux of a pollutant to the sediment surface can be detected as a 10, 30, or 75% increase in concentration of the pollutant in the topmost 0-1 cm of the sediments. The response times have been calculated using the assumptions from Figs 3 and 4 (no. 1-3) and for comparison three actual cores from the Baltic Sea are included.

To illustrate the practical use of the model an example are calculated based on sediment parameters from case 2 in Table 3 and 1 laboratory analytical reproducibility on Cd from Table 2. The question is how many years must pass until a doubling in the flux of Cd to the sediment can be detected by a significant increase ($2 \times \text{rsd}$) in concentration of Cd in the upper 1 cm of the sediment. Analytical reproducibility of Cd at

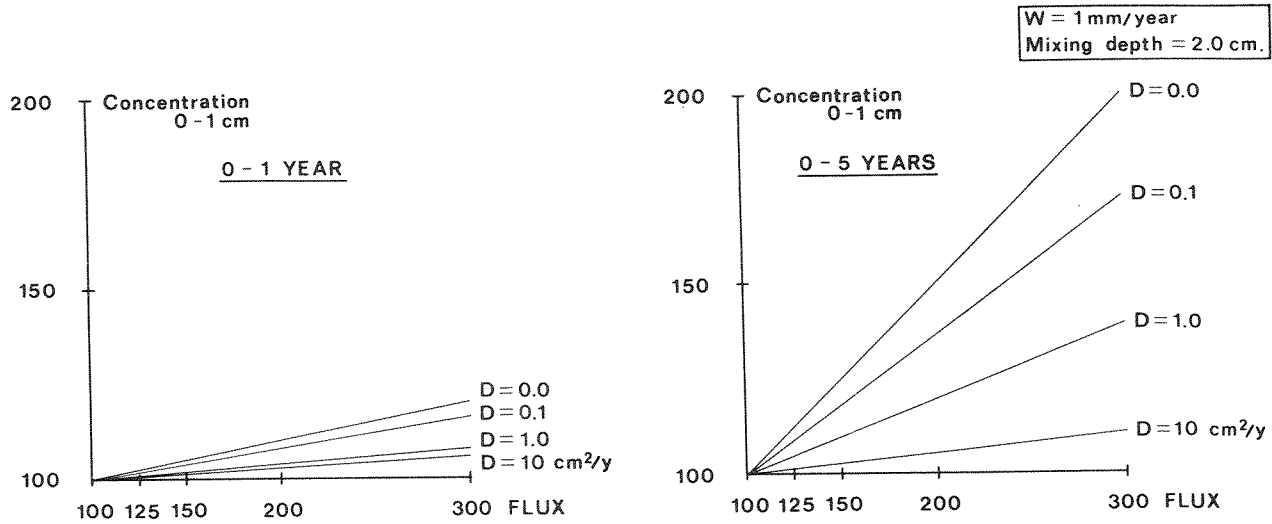


Fig. 3 Flux in percent of initial 100 increased for periods of 1 and 5 yr and the resulting concentration in 0-1 cm sample (initial 100) with various values of mixing described by mixing coefficient D. Accumulation rate constant 1 mm yr⁻¹ and mixing depth 2 cm.

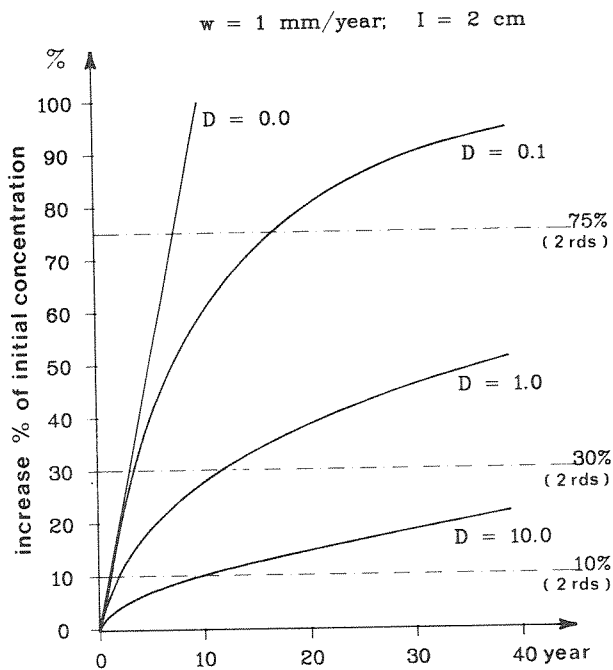


Fig. 4 Change in concentration in topmost 1 cm in percent of initial value as function of time since flux have been doubled, with various values of mixing coefficient. Preconditions as in Table 3 case 2. Dotted lines indicate detection limits for analytical rsd 2×5 , 2×15 , $2 \times 37.5\%$ respectively.

a concentration of 0.4 ppm is 9%, so the Cd concentration must increase 18% (to 0.5 ppm) before the change in flux is detectable. An accumulation rate 1 mm yr⁻¹ corresponds approximately to 400 g m⁻² yr⁻¹ (water content 210%, grain density 2.5 g cm⁻³) so 0.4 ppm corresponds to a flux of 0.16 mg m⁻² yr⁻¹. Figure 4 shows that a doubling in the flux of Cd to a sediment with w=1 mm yr⁻¹, I=2 cm and D=1.0 cm² yr⁻¹ would give a detectable increase in Cd concentration after approx. 4 yr. If all the five Danish intercalibrated laboratories from Table 2 were involved in this sediment monitoring programme, the Cd concentration should increase 2 × 28% (to 0.6 ppm) before the concentration change would be significant. The response time in the same sediment would in this case, be more than 40 yr.

TABLE 1 Outline of sediment model parameters from approximately 100 sediment cores from Danish marine areas.

| Fractile | Accumulation rates R g m ⁻² yr ⁻¹ | w cm yr ⁻¹ | Mixing depth I cm | Mixing coefficient D cm ² yr ⁻¹ |
|----------|--|--------------------------|----------------------|--|
| 25% | 250 | 0.06 | 2.5 | 0.5 |
| 50% | 385 | 0.10 | 5.5 | 10 |
| 75% | 650 | 0.17 | 9.5 | ∞ |

TABLE 2 Levels of metal concentrations in ppm and I-IV are relative standard deviation (rsd) in percent of the mean for repeated determinations of heavy metal concentrations in reference sediment.

| Concentration level in ppm | Cd | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn | Hg |
|----------------------------|-------|----|-----|----|-------|-----|----|
| I 1 laboratory | 9 | 6 | 5 | 11 | 13 | 2 | - |
| II 5 labs | 28 | 8 | 6 | 12 | 8 | 8 | - |
| III ICEM-C, HF | 53 | 29 | 18 | 34 | 38 | 8 | 39 |
| IV 'Achievable' | 10-24 | - | 3-4 | - | 17-26 | 3-6 | - |

TABLE 3 Number of years before a 100% increase in flux of a pollutant to a sediment surface can be detected as a 10, 30, or 75% increase in concentration of the pollutant in the uppermost 0-1 cm of the sediment. 1, 2, and 3 are constructed examples, while B12, B16, and B34 are cores from the Baltic Sea.

| R g cm ⁻² yr ⁻¹ | w cm yr ⁻¹ | D cm ² yr ⁻¹ | I cm | 10% years | 30% years | 75% years |
|--|--------------------------|---------------------------------------|---------|--------------|--------------|--------------|
| 1 | - | 0.1 | 0.1 | <2 | 4 | 7 |
| 2 | - | 0.1 | 1.0 | 2 | 12 | >50 |
| 3 | - | 0.1 | 10.0 | 10 | 50 | >100 |
| B12 | 0.1115 | 0.38 | 0.0 | <1 | 1 | 3 |
| B16 | 0.0129 | 0.049 | 2.5 | 10 | 39 | >50 |
| B34 | 0.0117 | 0.035 | 0.06 | 4.5 | 12 | 50 |

Conclusion

These examples indicate that it is possible to make estimations of the sensitivity of a given sediment site for trend monitoring using parameters obtained by modelling ^{210}Pb profiles from the site. The sensitivity is not a constant but varies from one site to another due to differences in the sedimentation parameters. It is therefore very important that sediment monitoring sites for long term monitoring are very carefully selected, and that the mixing is checked at each sampling of the station, as otherwise very substantial changes in flux of contaminants may go undetected.

The authors are indebted to Poul Pfeiffer Madsen who skilfully guided our first attempts to quantify monitoring responses and who provided Figs 2 and 3 and to Susanne Rahbek for having patience to retype an often difficult manuscript. The keen interest and careful assistance from colleagues in IC and ITG are gratefully acknowledged. Dr Charles Hansen kindly improved the language.

- Berner, R. A. (1980). *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton University Press, New Jersey.
- Christensen, E. R. & Bhunia, P. K. (1986). Modeling Radiotracers in Sediments: Comparison with Observations in Lakes Huron and Michigan. *J. Geophys. Res.* **91**, 8559–8571.
- Christensen, E. R. & Goetz, R. H. (1987). Historical Fluxes of Particle-bound Pollutants from Deconvolved Sedimentary Records. *Environ. Sci. Technol.* **21**, 1088–1096.
- Förstner, U. & Wittmann, G. T. W. (1983). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Verlag, Berlin.
- Loring, D. H. (1987). A final report on the ICES Intercalibrating for Trace Metals in Marine Sediments (L/TM/MS). ICES Cooperative Research Report No. 143.
- MacDonald, R. W. & Nelson, H. (1984). A laboratory performance check for the determination of metals (Hg, Zn, Cd, Cu, Pb) in reference marine sediments. Con. Technical Rep. Hydrogr. Ocean Sci. no. 33.
- Nicholson, M. D. (1985). The treatment of time effects in the statistical analysis of contaminants monitoring data. Doc. ICES C.M. 1985/E: 31.
- Pfeiffer Madsen, P. & Larsen, B. (1986). Accumulation of mud sediments and trace metals in the Kattegat and the Belt Sea. Report of the Marine Pollution Laboratory no. 10.
- Pfeiffer Madsen, P. & Sørensen, J. (1979). Validation of the Lead-210 Dating Method. *J. Radioanal. Chem.* **54**, 39–48.

Relative Concentrations of Dissolved/Dispersed Fossil Fuel Residues in Mediterranean Surface Waters as Measured by UV Fluorescence

MANFRED EHRHARDT and GERT PETRICK

*Institut für Meereskunde an der Universität Kiel, Department of Marine Chemistry,
Duesternbrookerweg 20, 2300 Kiel 1, Federal Republic of Germany*

During August–September 1987 concentrations of dissolved/dispersed petroleum residues were measured by UV fluorescence in surface waters of the eastern part of the central Mediterranean Sea. Dilute hexane solutions of a whole Agha Jari crude oil were used for instrument calibration. Concentrations corrected for procedural blanks were in the range of several tens to less than 200 ng l^{-1} and increased shoreward with the exception of the sea area around $35.5^\circ\text{N } 16.8^\circ\text{E}$ where also somewhat elevated concentrations were encountered. Limitations of the UV fluorescence method for assessing concentrations of petroleum residues in seawater are discussed as well as advantages of recording synchronous excitation spectra. A simple glass apparatus is described for collecting the lighter-than-water organic phase after extraction of lipophilic organics in the bottle used as sampler.

Measuring, at specific wavelengths of excitation and emission, the intensity of UV fluorescence radiation of a non-polar organic extract is a fast, convenient, and sensitive method to assess trace concentrations of dissolved and/or finely dispersed petroleum residues in seawater. The method is based on the insolubility, in non-polar organic solvents such as hexane, of high molecular weight fluorescent organic seawater constituents (Kalle's Gelbstoff), and the presence of hexane soluble, fluorescent aromatic hydrocarbons in petroleum. However, petroleum is not the only possible source of aromatic hydrocarbons in seawater. Incomplete combustion of organic material, regardless of its composition, is a prolific source of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the atmosphere (Youngblood & Blumer, 1975; Bjørseth & Eklund, 1979; Sporstøl *et al.*, 1983). Precipitation and dry

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo
ISBN 82-577-1977-3