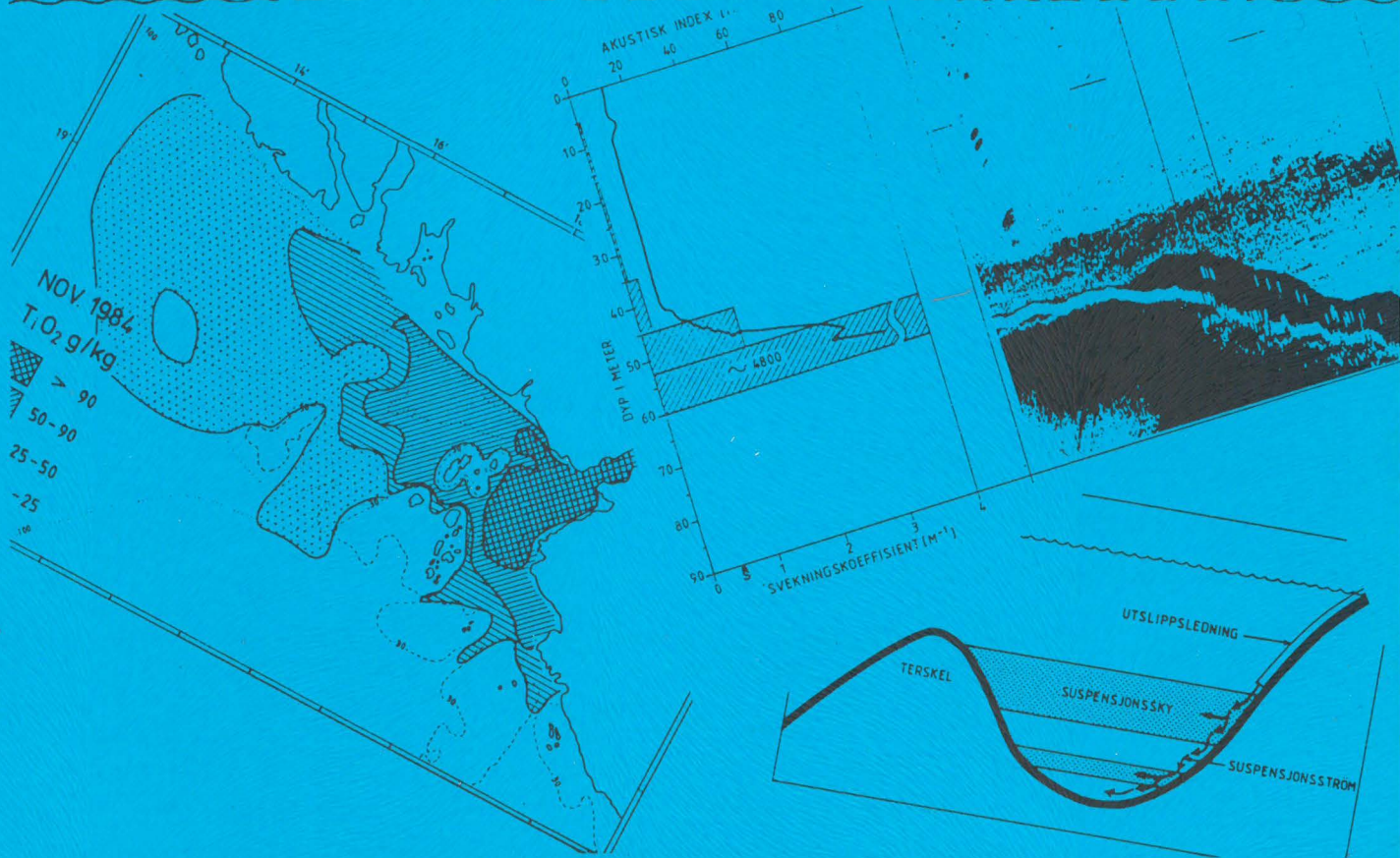
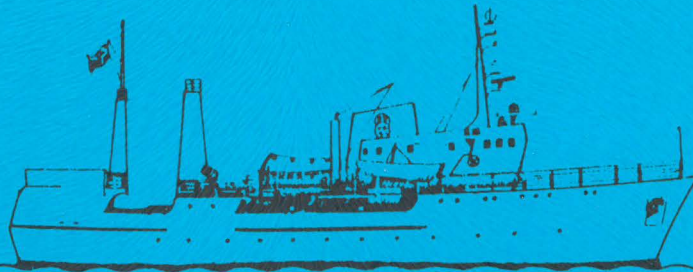


SPREDNING AV GRUVEAVFALL I KYSTOMRÅDET UTENFOR JØSSINGFJORD FRA TITANIA A/S



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

FEB. 1985

Dato: . 22. februar .1985

Rapport/Notat Nr. . . FO. 8502



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Nordnesparken 2, Postboks 1870, 5011 Bergen. Tlf. 05 327760

Rapportens Tittel:

SPREDNING AV GRUVEAVFALL I KYSTOMRÅDET UTENFOR
JØSSINGFJORD FRA TITANIA A/S.

Forfatter/Saksbehandler:

Jan Aure, Egil Ona og
Svein Sundby

Avdeling:

Fysisk oseanografi

Prosjekt Nr:

FO 8502

Oppdragsgiver ref:

Ansvarlig:

Grim Berge

Sammendrag:

Se kapittel 1.

Stikkord:

Gruveslam
.....
Spredning
.....
Sedimentanalyse
.....
Akustikk
.....
.....

Sendt til:

.....
.....
.....
.....
.....

565

FISKERIDIREKTORATET
HOVEDBIBLIOTEKET

eks. 1

FORORD

Denne undersøkelsen er gjennomført på anmodning av Miljøvern-
departementet og Statens Forurensningstilsyn med det formål å
klarlegge forholdene omkring spredning og sedimentering av
gruveslam i Jøssingfjord området. En rekke personer har
bidratt til denne rapporten. Harald Kismul, Havforsknings-
instituttet har tegnet figurene. Per Erik Bjerke, Norges
Hydrotekniske Laboratorier har stått for transmisjonsmeter-
målingene under Havforskningsinstituttets undersøkelse i
november 1984. Finn Aarefjord, A/S Miljøplan har bistått med
bunnprøvetaking ved den samme undersøkelsen. Sturle Trovik,
Geologisk institutt, Universitetet i Bergen har bearbeidet
sedimentprøvene og gjort titandioksydanalysene. Kåre Julshavn,
Ernæringsinstituttet har analysert sedimentprøvene for metaller.
Titania A/S ved direktør Fjeld og laboratoriesjef Mellgren har
skaffet til veie data for utslippet.

Bergen, 25. februar 1985

INNHOLDSFORTEGNELSE

	side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	1
2. INNLEDNING	9
3. TOPOGRAFI	11
4. HYDROGRAFISKE PROSESSER	14
4.1. Utslippet	14
4.2. Dypvannsinnsstrømninger	15
4.3. Vannutskiftning i terskelnivå	17
5. HYDROGRAFISKE FORHOLD	18
5.1. Hydrografiske forhold langs kysten i 1984	18
5.2. Hydrografiske forhold i Dyngadypet 2-7 nov. 1984	19
6. STRØMMÅLINGER (18 september - 7 november 1984)	22
7. UTSKIFTNING AV BASSENGVANNET	25
7.1. Innstrømninger i 1984 og prognoser for årene framover	25
7.2. Innstrømninger 18 september - 7 november 1984..	27
8. SPREDNING AV UTSLIPPET	29
8.1. Suspendert mengde gruveslam i utslippet under overvåkingsundersøkelsene mars - desember 1984..	29
8.2. Akustiske målinger av suspendert gruveslam 2-7 november 1984	31
8.3. Transport av gruveslam ut av Dyngadypet	42
8.4. Sedimentering utenfor Dyngadypet	43
9. SEDIMENTUNDERSØKELSER FRA 1976 TIL 1984	44
9.1. Innhold av titandioksyd (TiO ₂) i sedimentene ...	44
9.2. Innhold av tallolje i sedimentene	52
9.3. Innhold av metaller i sedimentene	53
9.4. Samlet vurdering av sedimentering av gruveslam i perioden 1976 - 1984	57
10. LEKKASJE FRA DET NYE UTSLIPPSYSTEMET	59
REFERANSER	63

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

I denne rapporten blir fysiske og kjemiske forhold omkring spredning og sedimentering av gruveslam fra A/S TITANIA, Jøssingfjord vurdert. Innvirkning på det marine liv blir ikke vurdert. Arbeidet bygger på rapporter fra A/S Miljøplan i tiden 1976–1984, hydrografiske målinger ved Lista i tiden 1936–1984 og to spesialundersøkelser på kysten utenfor Jøssingfjord, utført av Havforskningsinstituttet. Den første av disse ble utført i mai/juni 1980, den andre ble utført 2–7 november 1984.

Bevegelsene av vannmassene i kystområdet omkring Lista er preget av store vekslinger. Dette skyldes variasjoner i kyststrømmen som påvirkes av vind- og lavtrykk/høytrykk i Østersjøen, Skagerrak og Nordsjøen. Disse vekslingene gir seg blant annet utslag i vertikal heving og senking av dypvannet nær kysten. Det er dette fenomenet som fører til hyppig utskiftning av bassengvannet i Dyngadypet idet tyngre dypvann strømmer inn over terskelnivå og fortrenger lettere bassengvann. Denne prosessen blir kunstig øket på grunn av at utslippet inneholder ferskvann. Ferskvannstilførselen fører til reduksjon av saltholdigheten i bassengvannet, og dermed raskere reduksjon av tettheten.

Vertikalbevegelsene kan best belyses med data fra Havforskningsinstituttets faste hydrografiske stasjon ved Lista, hvor det er en mer enn 40 års måleserie. Den viser at tettheten i 100 m dyp har raske svingninger. Sett i sammenheng med den kontinuerlige avsaltningen av bassengvannet i Dyngadypet kan en beregne gjennomsnittlig tid for innstrømninger. Med en ferskvannstilførsel på $0,22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (slik som utslippet ble kjørt høsten 1984) vil det i 82% av tiden gjennom ett år være innstrømming til Dyngadypet. Med en ferskvannstilførsel på $0,45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ vil det gjennom ett år være innstrømming til Dyngadypet i 92% av tiden. Etter hvert som deponiet fylles vil avsaltningen av bassengvannet øke, og dermed også innstrøm-

ningsaktiviteten. Med en ferskvannstilførsel på $0,45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ vil det være innstrømning til Dyngadypet hele året gjennom innen 1989.

Hyppigheten av situasjoner uten innstrømning, såkalt blokkering, er høyest om høsten da det vanligvis er store fall i tettheten i 100 m dyp. Således er det i gjennomsnitt blokkering i ca. 22% av tiden i november måned. Under Havforskningsinstituttets undersøkelse 2-7 november 1984 var det hele tiden blokkering for innstrømning til Dyngadypet. På denne måten var det mulig med stor nøyaktighet å måle avsaltningen i bassengvannet.

Seint på våren og tidlig på sommeren er sannsynligheten for blokkering av innstrømning nær null. Dette skyldes at tettheten i 100 m nivå er høy og at det er mindre tetthetsendringer med tiden.

Den viktigste effekten av innstrømningsaktiviteten er at suspensjonsskyen i Dyngadypet heves og dermed blir tilgjengelig for transport ut av deponiet. Mengden av slam som går ut vil være avhengig av intensiteten i innstrømningen. Innstrømninger med relativ høy tetthet på det innstrømmende vannet gir en kraftig uttransport av slam. Intensiteten av innstrømningene vil variere sterkt med tiden.

Vertikalfordelingen av suspensjonsskyen målt under Miljøplans overvåkingsundersøkelser i 1984 er i god overensstemmelse med beregnet innstrømningsaktivitet basert på de hydrografiske data fra Lista. Bare i en av situasjonene (7 nov. 1984 og samtidig med Havforskningsinstituttets undersøkelser) var det en klar blokkeringssituasjon til Dyngadypet. Det var da et markert tetthetssprang i terskelnivå på 105 m dyp, noe som bevirker at suspensjonsskyen "når taket" i terskeldypet, og suspensjonsskyen kan dermed ikke strømme fritt ut av deponiet. Det vil trolig være store variasjoner i transport av slam ut av deponiet på tross av at innstrømningen skjer kontinuerlig,

fordi den delen av suspensjonsskyen som løftes opp over terskelnivå vil være utsatt for variasjoner i horisontale strømhastigheter. Derfor er det også vanskelig å beregne eksakte verdier for hvor mye gruveavfall som går ut av deponiet.

Basert på typiske konsentrasjonsfordelinger og typiske strømningsprofiler over terskelnivået er det her beregnet at ca. 100.000 tonn gruveavfall årlig vil lekke ut slik som topografien i deponiområdet er i dag. Lekkasjen fra deponiet vil øke etter hvert som deponiet fylles. Størstedelen av dette vil sedimentere i Knubedalsdypet, i området sør for Knubedalsdypet til Foksteinane og i Dyngafjorden. Resten vil hovedsaklig sedimentere rundt Båen og vest for Knubedalsdypet. Det er usikkert om det vil lekke gruveavfall ut over tersklene i sør mot Siragrunnen. Slik den topografiske situasjonen er i deponiet i dag vil det trolig være ubetydelige mengder som går ut denne veien, men det kan ikke utelukkes at en vil få spredning også i denne retningen når deponiet blir grunnere. En eventuell påvirkning på Siragrunnen sør for Dyngafjorden vil trolig først vise seg som følge av spredning via Knubedalsdypet.

Grovavgangen i utslippet vil delvis avsettes skråningen ned mot den dypeste delen i deponiet. Utrasninger fra skråningen kan bringe gruvemateriale i suspensjon på ny, men vi har ikke data som kan avklare dette spørsmålet. Med de høye strømhastighetene som tidvis er observert nede i selve deponiet kan det heller ikke utelukkes at materiale kan resuspenderes på grunn av kraftige innstrømninger.

Sedimentundersøkelser gjennomført av A/S Miljøplan i 1976 viser høye verdier av titandioksyd (TiO_2) i toppsedimentet i hele måleområdet, d.v.s. i Dyngadypet og østre del av Knubedalsdypet. Utenfor dette området ble det ikke tatt prøver og følgelig er det på grunnlag av undersøkelsene i 1976 vanskelig å si noe om påvirkningen utenfor Dyngadypet og utenfor østre del av Knubedalsdypet. Maksimalverdiene for TiO_2 i

sedimentet i selve utslippsområdet var 100–120 g TiO_2 pr. kg sediment, mens i Knubedalsdypet var det mer enn 50–60 g TiO_2 pr. kg. Dersom TiO_2 -innholdet var jevnt fordelt over hele spekteret av partikkelstørrelser i utslippet betyr dette at det var mer enn 50% gruveavfall innblandet i toppsedimentet i Knubedalsdypet i 1976.

I 1978 var målingene enda mer begrenset, d.v.s. bare i Dyngadypet, men trolig har det vært en svak økning i TiO_2 -innholdet i Dyngadypet.

I 1980 gjorde Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen, en marinbiologisk undersøkelse (HOGNESTAD, 1980). Det ble ikke utført TiO_2 -analyse av bunnsedimentene, men med visuell vurdering av bunnsedimentene og med undersøkelser av reke-trålfangster ble det konkludert at hele Dyngadypet og Knubedalsdypet var sterkt forurenset. Det ble også funnet meget høye konsentrasjoner av tallolje i skråningen fra Jøssingfjorden og ut i Dyngadypet, men betydelig lavere konsentrasjoner i Knubedalsdypet.

I 1983 gjorde A/S Miljøplan undersøkelser i Dyngadypet, Knubedalsdypet og videre 3,5 km vestover langs land. Ut ifra disse målingene kan det konkluderes at hele Dyngadypet og Knubedalsdypet hadde mer enn 50 g TiO_2 pr. kg sediment, d.v.s. ca. 50% av toppsedimentet var gruveavfall. Området videre vestover til Rekefjord var påvirket, og det var høyere verdier enn bakgrunnsverdien for TiO_2 -innhold i hele måleområdet. Målingene er i god overensstemmelse med målingene fra HOGNESTAD (1980). Strukturen i fordelingen av TiO_2 viser at det meste av materialet er spredt fra utslippet i Jøssingfjord.

Sedimentundersøkelsene i perioden 1976–83 sett under ett viser klart at det har vært en betydelig lekkasje av gruveslam til de omkringliggende områder fra utslippet i Jøssingfjord.

Høsten 1984 ble et enda større område dekket, d.v.s. området vest og sør for Båen i tillegg til det området som ble dekket i 1983. Både Miljøplans og Havforskningsinstituttets målinger ble her vurdert samlet. Det er god overensstemmelse mellom de to måleseriene når det gjelder innhold av titandioksyd. I tillegg ble Havforskningsinstituttets målinger analysert for innhold av sink, kopper, krom og jern, samt talloljeanalyse av to av prøvene. Målingene viser markert høyere innhold av titandioksyd i Dyngafjorden sør for deponiområdet, øst i Knubedalsdypet, og mellom Båen og Foksteinane. I området mellom Dyngafjorden og Siragrunnen er det imidlertid ikke tatt bunnprøver, men trolig er det her lave TiO_2 -verdier. Innholdet av sink, kopper, krom og jern i sedimentene er høyest i Knubedalsdypet. I Knubedalsdypet og Dyngadypet er innholdet av krom 2-4 ganger høyere enn høyeste normalverdi for kystfarvann og 5-10 ganger høyere enn bakgrunnsverdien lokalt i området. I det samme området er innholdet av kopper 2-3 ganger høyere enn høyeste normalverdi for kystfarvann og 4-10 ganger høyere enn bakgrunnsverdien lokalt i området. Innholdet av jern er 100-130 g/kg i Knubedalsområdet, og dette er ca. 4 ganger mer enn bakgrunnsverdien lokalt i området. Innholdet av nikkel er ikke målt i sedimentene, men ut ifra konsentrasjonen i avgangen kan en slutte at det må være et betydelig høyere innhold av nikkel i Knubedalsdypet og Dyngadypet enn normalt. Konsentrasjonen av sink i området er ikke over normale verdier. Konsentrasjonen av bly, kadmium og kvikksølv i den faste delen av avgangen overstiger ikke normale verdier for naturlig sediment.

Området med høye konsentrasjoner av krom og kopper og mer enn 50g TiO_2 pr. kg sediment har et samlet areal på 4.3 km². Det området som har et innhold av titandioksyd på mer enn 25 g/kg må regnes for et potensielt sterkt truet området. Dette har et samlet areal på 7,6 km³.

Gruveslammet er svart på farge, mens naturlig sediment er grått. Ved visuell vurdering av sedimentprøvene var en istand

til å vurdere graden av slampåvirkning direkte ut i fra fargen på sedimentet. Av de 20 bunnprøvene som ble tatt ved Havforskningsinstituttet ble prøvene rangert i rekkefølge fra svart til grått. Rangeringen av prøvene ut i fra visuell bedømmelse viste meget god overensstemmelse med TiO_2 -analysene.

I 1973 var største bunndyp i Dyngadypet på 172 m. I november 1984 var største bunndyp ca. 160 m. Rominnholdet var ca. 1,5 - 2.0 mill. m^3 mindre i november 1984, tilsvarende 3-3,5 mill. tonn gruveavfall. Dette indikerer at det må ha skjedd utrasning fra Jøssingfjorden til Dyngadypet siden 1973.

Under Havforskningsinstituttets undersøkelse ble det registrert en kraftig lekkasje fra avløpsrøret i munningen av Jøssingfjord. Deler av dette slammet rant som en tung suspensjonssky ned i Dyngadypet, mens en del ble spredt ut i vannmassene fra 40 til 70 m dyp. Skyen ble spredt ut i hele Dyngadypet og i Knubedalsdypet. Samlet ble skyen over Knubedalsdypet og Dyngadypet beregnet å inneholde ca. 140 tonn gruveavfall. Med karakteristiske transporthastigheter i området vil den delen av lekkasjen som gikk ut i suspensjon i det øvre vannlag være på 7000-10.000 tonn pr. måned. Dette har trolig spredt seg over et stort område.

Utprøvingen av akustiske metoder (ekkolodd) for registrering av partikler i suspensjon viser at høyfrekvente ekkoloddsvingere er meget følsomme for selv små konsentrasjoner av partikler. Det er også vist i denne rapporten at metoden egner seg godt til kvantifisering av suspenderte slammengder, og er spesielt gunstig med hensyn på registrering ved lave konsentrasjoner. Akustisk utstyr gir kontinuerlig registrering både horisontalt og vertikalt på meget kort tid.

KONKLUSJONER

1. Det har vært en betydelig større spredning av gruveslam fra det gamle utslippet i Jøssingfjorden enn det som er kommet frem under det tidligere overvåkningsprogrammet.
2. Gruveavfall fra det gamle utslippet i Jøssingfjorden kan spores i sedimentene over et område på 15-20 km². Et område på ca. 4 km² som hovedsaklig utgjør Dyngadypet og Knubedalsdypet er blitt sterkest påvirket av utslippet i Jøssingfjord.
3. Bassengvannet i det nye deponiområdet i Dyngadypet utskiftes hyppig som følge av bevegelser i kyststrømmen og tilførselen av ferskvann fra utslippet. Dette bidrar sterkt til spredningen av gruveslammet.
4. Et halvt år etter at det nye utslippet til Dyngadypet startet er det registrert økte konsentrasjoner av gruveavfall i randområdene omkring deponiet, dvs. sør i Dyngafjorden, øst i Knubedalsdypet og mellom Foksteinane og Båen.
5. Det er påvist høye konsentrasjoner av enkelte metaller i sedimentene i deponiområdet, i Knubedalsdypet og i området sør for Knubedalsdypet til Foksteinene. Dette gjelder jern, kopper og krom. Konsentrasjonene av bly, kadmium og kvikksølv i utslippet overstiger ikke konsentrasjonene i naturlig sediment.
6. Omlag 100.000 tonn gruveavfall pr. år spres nå ut av Dyngafjorden. Mengden vil øke etterhvert som deponiet fylles.
7. Størstedelen av gruveavfallet på 100.000 tonn som spres ut av Dyngafjorden vil sedimentere i Knubedalsdypet med et gjennomsnitt 3-4 cm pr. år. Resten vil hovedsaklig

sedimentere vest for Knubedalsdypet og rundt Båen. I tillegg vil området i Dyngafjorden sør for deponiet inn mot tersklene bli kraftig påvirket av gruveslam.

8. *Lekkasje på utslippsledningen ved munningen av Jøssingfjord høsten 1984 har ført til at anslagsvis 7000-10000 tonn gruveavfall pr. måned ble spredt ut av deponiet.*

2. INNLEDNING

I desember 1980 ga Statens forurensningstilsyn (SFT) Titania A/S utslippstillatelse for 2,2 mill. tonn avgangsmasse pr. år til Dyngadypet. Avgjørelsen ble påklaget fra en rekke hold. Etter behandling av saken ble den oversendt Miljøverndepartementet i april 1981. Miljøverndepartementet nedsatte en arbeidsgruppe sommeren 1981 med mandat til å utrede de forskjellige deponeringsalternativene for gruveavfall fra Titania A/S. Arbeidsgruppens utredning var ferdig i slutten av desember 1981. Miljøverndepartementet gav på bakgrunn av arbeidsgruppens innstilling tillatelse til utslipp av 2,2 mill. tonn gruveavfall pr. år til Dyngadypet 12 februar 1982. Tillatelsen bygget på SFT's utslippstillatelse fra 23 desember 1980.

Av det totale utslippet på 2,2 mill. tonn pr. år utgjør den såkalte slamfraksjonen ca 0,5 mill. tonn og grovfraksjonen de resterende 1,7 mill. tonn. Sammen med utslippet går det ut 4000 tonn tallolje pr. år, diverse kjemikalier og tungmetaller, samt inntil 18 mill. m³ ferskvann pr. år. Utslippet går ut i ca 100 m dyp i skråningen fra Jøssingfjord mot Dyngadypet (Fig. 3.1). Ved full produksjon og under forutsetning av at gruveavfallet spres jevnt utover dypet, vil det ta ca 15 år til Dyngadypet er fylt opp til terskelnivået (105 m dyp).

På bakgrunn av den store uenigheten mellom Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI) og A/S Miljøplan angående spredningen av gruveslammet, ble FHI i et møte med SFT 17.10.83 bl.a. anmodet om å fremlegge et forslag til en nærmere undersøkelse av spredningen av suspendert gruveavfall fra Dyngadypet. Et forslag til undersøkelse ble oversendt SFT 1.12.1983 og inneholdt følgende hovedelementer:

1. Undersøkelse av dynamiske prosesser i Dyngadypet for bedre å kunne beregne innstrømningshyppighet og dermed hvor store mengder suspendert gruveavfall som lekker ut fra deponiområdet til de omkringliggende sjøområder.

2. Undersøke hvor store mengder gruveavfall som til enhver tid finnes i suspendert form i Dyngadypet.
3. Observere strømforholdene i terskelområdet mot Knubedalsdypet, samt undersøke de hydrografiske forholdene i Dyngadypet og det nærmeste kystområdet.
4. Kartlegge sedimentering av gruveavfall utenfor deponiområdet.

Formålet med undersøkelsen er følgelig å kvantifisere mengdene av suspendert gruveavfall i Dyngadypet og mengdene som transporteres ut til det utenforliggende kystområdet. I tillegg vil spredningen av gruveavfall fra Titania A/S dokumenteres ved analyser av sedimentenes innhold av titandioksyd (TiO_2) og tungmetaller. Denne rapporten omhandler altså bare de rent fysiske og kjemiske aspektene ved avfallet, og ikke virkninger på det marine liv.

3. TOPOGRAFI

Deponiområdet Dyngadypet er en forsenkning i havbunnen utenfor Jøssingfjordens munning. Fig. 3.1 viser kystområdet omkring Dyngadypet. Fig. 3.2 er et detaljert bunnkonturkart av Dynga-

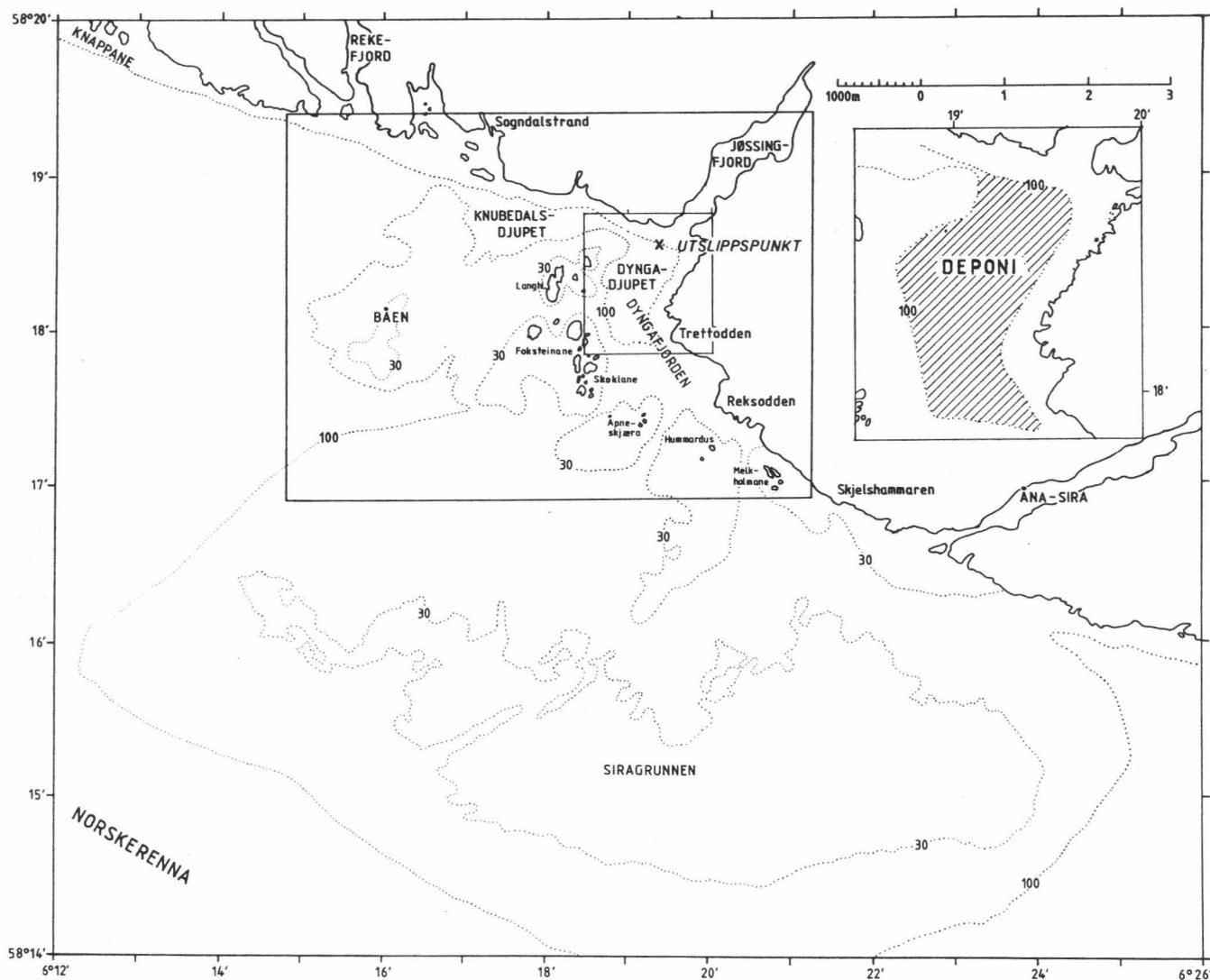


Fig. 3.1. Oversiktskart for kysten omkring Jøssingfjord. (Detaljert dybdekart innenfor rammen i Fig. 3.2).

dypet og de nærmeste områdene omkring. Arealet av deponiområdet er på ca $0,7 \text{ km}^2$ (begrenset ved 100 m dybdekoten). Største bunndyp var 172 m. Dette er basert på målinger i 1973 fra Titania A/S. Dybdemålinger utført av Havforskningsinstituttet i november 1984 viser at bunntopografien under

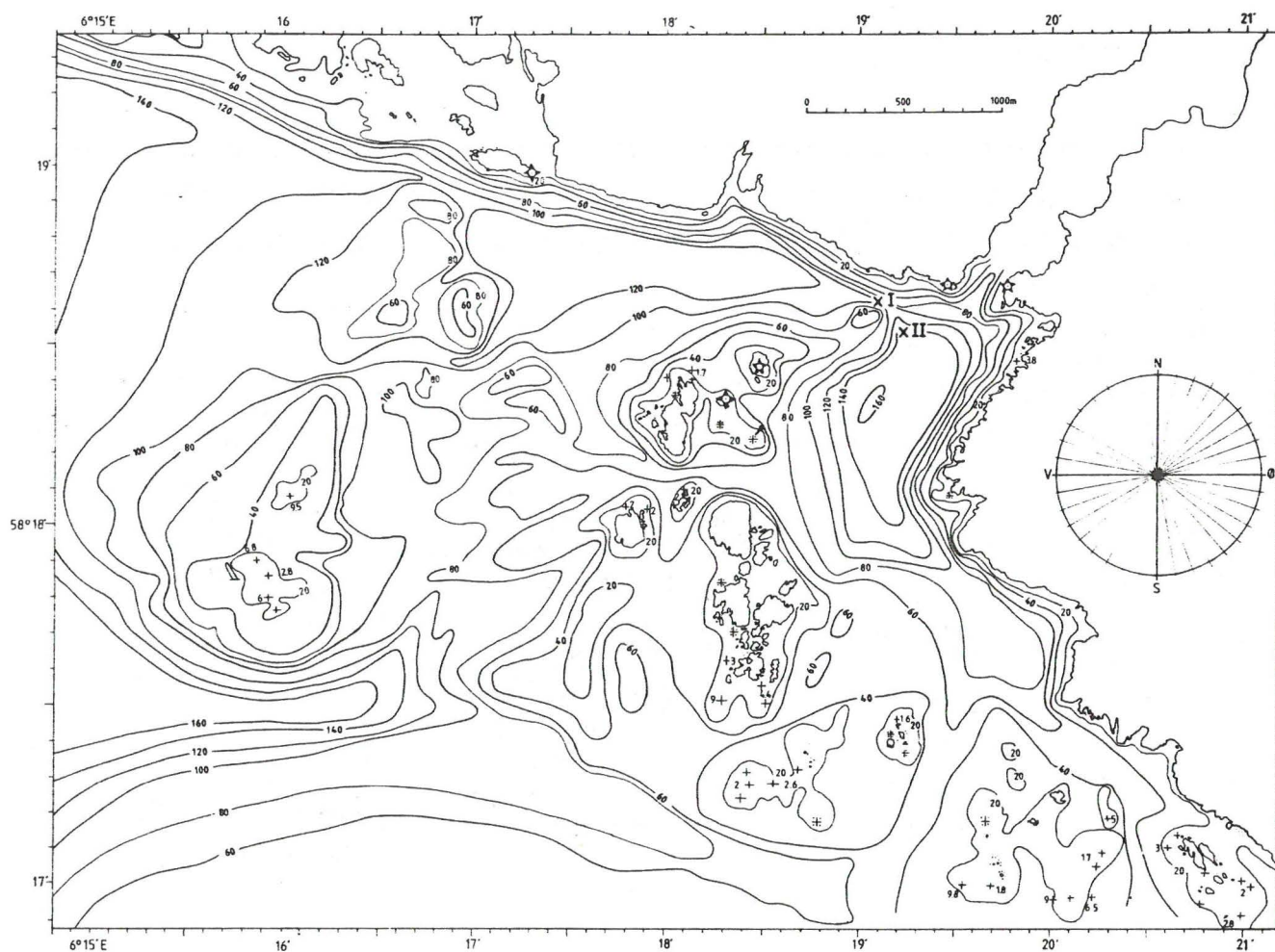


Fig. 3.2. Bunntopografi i undersøkelsesområdet (november 1984). Posisjoner for strømmålerstasjonene I og II.

150 m dyp har endret seg, og største dybde er nå ca 160 m. Dette vil si at rominnholdet i Dyngadypet har avtatt med ca 1,5 - 2,0 mill. m³. Fig. 3.3 viser rominnholdet av Dyngadypet som en funksjon av dybden, A i 1973, og B i 1984.

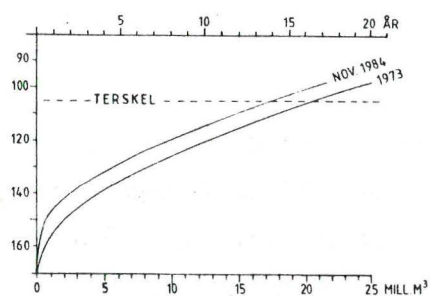


Fig. 3.3. Rominnholdet av Dyngadypet i 1973 og 1984 som en funksjon av dybden og fyllingsnivå som en funksjon av tiden (med start i 1984).

Omkring deponiområdet ligger en gruppe av holmer og skjær som utgjør begrensningen av det større området som lokalt kalles Dyngjefjorden. Dette har et areal på $3,8 \text{ km}^2$. Vannmassene i Dyngafjorden blir utvekslet via 5 renner, i nordvest med terskeldyp på 105 m, i vest med terskeldyp på 67 m, i sørvest to renner med terskeldyp på 55 m og 50 m, og i sør med terskeldyp på ca 40 m.

Den dypeste renna mot nordvest med terskeldyp på 105 m fører over i Knubedalsdypet med et areal på $1,0 \text{ km}^2$ begrenset ved 100 m-bunn koten. I nordvest og sørvest løper renner ut av Knubedalsdypet med terskeldyp på henholdsvis 115 m og 100 m.

Mellom grunnområdet Båen og Foksteinane løper en uregelmessig renne nord-sør fra Knubedalsdypet. Denne renna har dybder på 90-110 m.

Grunnområdet Siragrunnen med minste dyp på 11 m ligger ca 6 km sør for Dyngadypet, mens Båen ligger ca 3 km vest for Dyngadypet.

Når det gjelder bruken av navnet Siragrunnen har det vært en del misforståelser tilstede mellom fiskere, forskere og sentraladministrasjon. Havforskningsinstituttet har oppfattet sentraladministrasjonen slik at Siragrunnen er det grunneste området med dybder mindre enn 30 m slik som indikert på sjøkart nr. 12. Fra lokalt fiskerhold er det imidlertid blitt presisert at Siragrunnen også omfatter området helt nord til Hummardus og Åpneskjæra. Når det gjelder sildegytefeltene og sildefiskefeltene er det denne delen av Siragrunnen det menes.

4. HYDROGRAFISKE PROSESSER

4.1. Utslippet

Utslippet går ut i ca 100 m dyp i skråningen fra munningen av Jøssingfjorden mot Dyngadypet (se Fig. 3.1 og 4.1). Skråningen

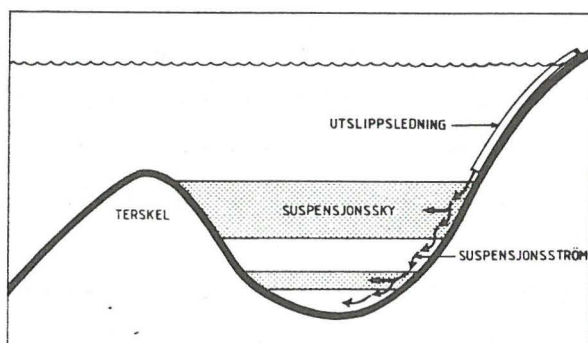


Fig. 4.1. Prinsippkisse av utslippet med suspensjonsstrøm langs bunnen og dannelse av suspensjonssky.

er bratt med en helningsvinkel på ca 25° . Utslippet er en blanding av gruveavfall og ferskvann. Ifølge utslipps-tillatelsen skal innholdet av fast stoff være minimum 120 g/l. De høyeste konsentrasjonene av fast stoff forventes å ligge mellom 200 og 300 g/l. Dette betyr at mellom $0,25 \text{ m}^3$ og $0,6 \text{ m}^3$ ferskvann tilføres Dyngadypet pr. sekund. Av utslippet på ca 2,2 mill. tonn pr. år utgjør slamfraksjonen ca 0,5 mill. tonn, mens den resterende grovfraksjonen utgjør 1,7 mill. tonn.

Utslippet er tyngre enn sjøvannet når det kommer ut av røret, og det har stor hastighet (ca 7 m/s). Fra utløpsrøret renner det nedover skråningen som en suspensjonsstrøm (Fig. 4.1). Den store hastighetsforskjellen mellom suspensjonsstrømmen og sjøvannet, ujevnheter i bunnen osv. vil føre til sterk turbulens ("virvler"). Etter hvert som grovavgangen faller ut av suspensjonsstrømmen blir tettheten lavere og turbulensen øker. Tilsvarende utslipp i Canada og i Kirkenes viser at det kan dannes en omlag 40 m tykk suspensjonssky 10-20 meter under munningen på utslippsrøret. Dette skyldes den omtalte virveldannelsen.

Når størstedelen av grovfraksjonen er felt ut, vil den resterende del som består av en blanding av ferskvann, sjøvann og slam, være like tungt eller lettere enn det omgivende sjøvann. Denne delen utgjør teoretisk ca 25% av totalavgangen. (Med ferskvannsutslipp på $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$) (RYE, personlig meddelelse).

Dyngadypet tilføres altså store mengder ferskvann på årsbasis. En tilførsel på $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ vil utgjøre ca 12 mill. m^3 ferskvann pr. år. Volumet av Dyngadypet under 105 m dyp (deponiområdet) er til sammenlikning ca 18 mill. m^3 . Tilførselen av ferskvann vil dermed stadig redusere saltholdigheten (og tettheten) i bassengvannet. Dette har stor innvirkning på innstrømmingshyppigheten til Dyngadypet og vil bli behandlet spesielt i avsnitt 4.2.

Avsetning av grovavgang i den bratte skråningen kan føre til ras når helningsvinkelen blir for stor. Slike ras kan i en kortere periode føre til massiv spredning av gruveavfall utenfor deponiområdet.

4.2. Dypvannsinnstrømminger

Transporten av suspendert gruveavfall ut fra deponiområdet er sterkt avhengig av utskiftningshyppigheten av vannmassene i deponiområdet. Vannmassene under terskelnivå (bassengvannet) vil skiftes ut når tettheten av sjøvannet i terskelnivået (ρ_T) er større enn tettheten i bassengvannet (ρ_B) (se Fig. 4.2). Når tettheten i terskelnivå er mindre enn i bassengvannet, vil bassengvannet være i ro og bare påvirkes av vertikal turbulens som gradvis vil senke saltholdigheten (og dermed tettheten). Utskiftningshyppigheten vil dermed være styrt av:

1. Endringene av tettheten i terskelnivå som er styrt av kystvannets bevegelser.
2. Reduksjonen av tettheten i bassengvannet som her i det alt vesentlige er styrt av ferskvannstilførselen fra gruveutslippet.

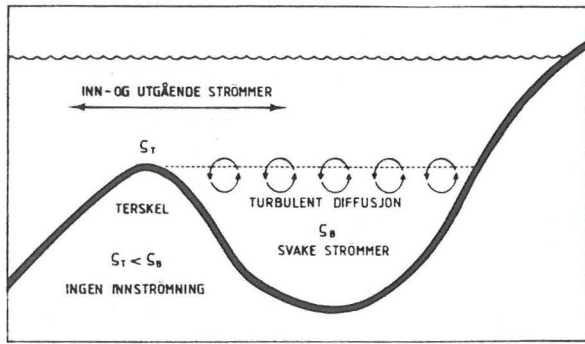


Fig. 4.2. Prinsippskisse av strømningsbildet uten innstrømning ($\rho_T < \rho_B$) og med innstrømning ($\rho_T < \rho_B$) til Dyngadypet.

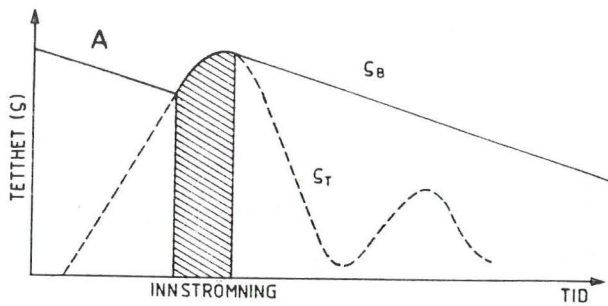
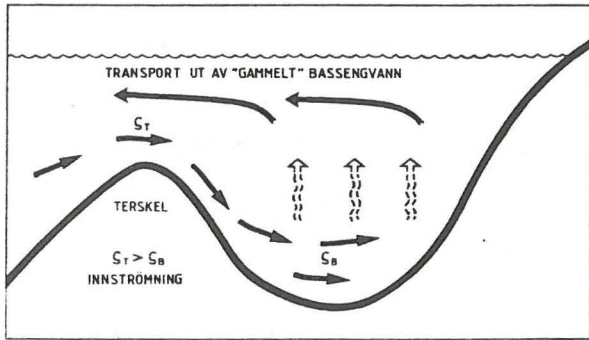
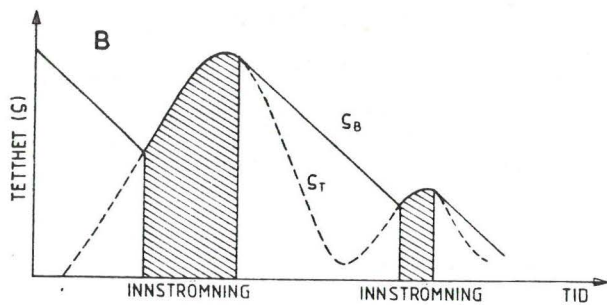


Fig. 4.3. Eksempler på innstrømning til et dypbasseng med henholdsvis liten (A) og stor (B) tetthetsreduksjon med tiden i bassengvannet.



I Fig. 4.3 er det gitt eksempler på innstrømninger til et dypvannsbasseng med henholdsvis høy og lav tetthetsreduksjon med tiden i bassengvannet. Tetthetsendringene med tiden i terskelnivå (som følge av kystvannets bevegelser) er den samme i begge tilfellene. Av figuren framgår det at når tetthetsreduksjonen er høy, skjer det hyppigere innstrømninger. Dette betyr at høy tetthetsreduksjon med tiden i dypvannsbassenget fører til stor innstrømningshyppighet og økt innstrømningsperiode. Som nevnt under pkt. 4.1 foran vil utslippet av ferskvann i Dyngadypet resultere i en langt hurtigere saltholdighetsreduksjon (tetthetsreduksjon) enn den naturlige. Den økte tetthetsreduksjonen med tiden vil dermed øke innstrømningshyppigheten vesentlig og følgelig øke transporten av slam ut av deponiområdet.

Hydrografiske målinger i en 45 års periode utført av FHI i kystområdet ved Jæren viser store vekslinger i kystvannets vertikalutbredelse gjennom året. I terskelnivået til Dyngadypet (105 m) vil derfor tettheten kunne forandre seg hurtig over kort tid. Med stor tetthetsforskjell mellom vannet i terskelnivå og bassengvannet innenfor kan det oppstå sterke strømmer i den bratte skråningen fra terskelen til bunnen av deponiområdet.

4.3. Vannutskiftning i terskelnivå

Ved utstrømning over terskelen kan det trekkes vannmasser fra større dyp enn terskeldypet. Denne prosessen har størst betydning ved høye hastigheter på terskelen og liten lagdeling i vannmassene. De hyppige inn- og utstrømningene av kystvann i Dyngaområdet sammen med de markerte tidevannsstrømmene fører til hyppig utskiftning av vannmassene over og et stykke under terskelnivå.

5. HYDROGRAFISKE FORHOLD

5.1. Hydrografiske forhold langs kysten i 1984

Som beskrevet foran er de hydrografiske forholdene langs kysten viktige for innstrømningsfrekvensen til Dyngadypet. FHI's faste hydrografiske stasjon ved Lista, like sør for undersøkelsesområdet, er benyttet til å belyse de hydrografiske endringene i kystområdet i 1984. Disse målingene utføres ca 3 ganger pr. måned. Fig. 5.1 er et såkalt isopletdiagram som beskriver endringene i saltholdighet i de øverste 300 m gjennom året. Kystvannet har en saltholdighet mindre

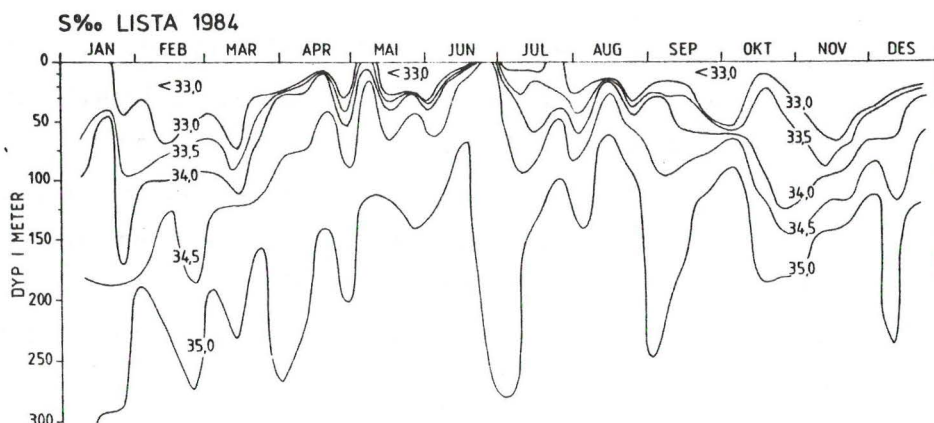


Fig. 5.1. Saltholdighetsvariasjoner mellom 0 m og 300 m ved Lista i 1984. (Skillet mellom kystvann og dypvann er 34,5‰/‰).

enn 34,5%. Dette blir grunnere ved oppstrømning av tyngre dypvannsmasser og dypere ved nedstrømning. Oppstrømningssituasjonen resulterer i tyngre vann ved tersklene til Dyngadypet, mens nedstrømningssituasjonen fører til det motsatte. Det er størst sannsynlighet for innstrømning av vann til Dyngadypet i oppstrømningssituasjoner. De hydrografiske prosessene beskrevet foran styres av de storstilte meteorologiske forhold i Nordsjøen og Skagerrak (AURE og SÆTRE 1981).

I januar og februar 1984 var det et relativt dypt kystvannslag på ca 160 m. Fra mars til juli måned foregikk det en gradvis oppstrømning av dypvann. Kystvannslaget ble stadig grunnere og nådde overflaten i slutten av juni. Etter en del kortere opp- og nedstrømningssituasjoner inntraff en kraftig nedstrømning av kystvann i begynnelsen av oktober. I første del av november (under FHI's tokt) var det nådd en dybde på ca 140 m. Utover i november skjedde en gradvis oppstrømning av tyngre dypvann med en topp i månedsskiftet november/desember.

Fig. 7.1 viser at variasjonene i kystvannets vertikalutbredelse i 1984 også reflekteres som tetthetsendringer i 100 m dyp (terskelen til Dyngadypet ligger på 105 m). Oppstrømning av dypvann gir økende tetthet, og nedstrømning av kystvann gir minkende tetthet. (Se ellers kap. 7).

5.2. Hydrografiske forhold i Dyngadypet 2-7 november 1984

I løpet av undersøkelsene til FHI i første del av november var det som nevnt foran et dypt kystvannslag. Tettheten i terskelnivået til Dyngadypet (105 m) var relativt lav og mindre enn tettheten i Dyngadypet (se Fig. 5.2). I denne

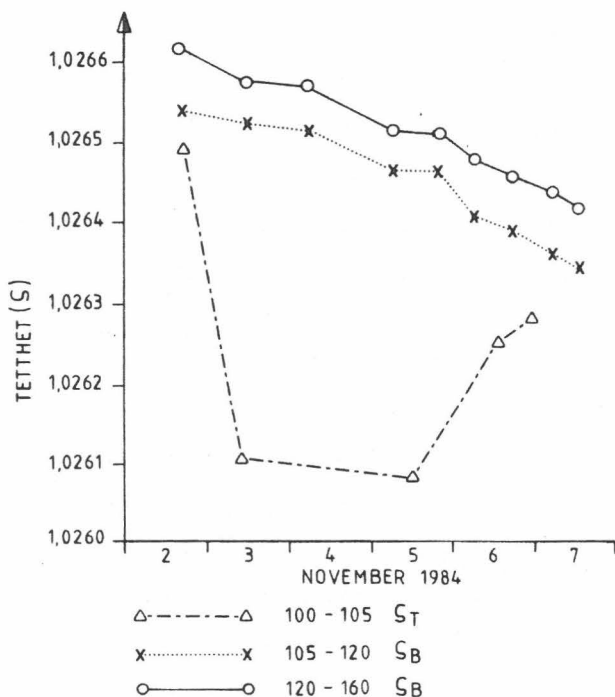


Fig. 5.2. Tetthetsobservasjoner i Dyngadypet (ρ_B) og i terskelområdet mot Knubedal (ρ_T).

perioden var dermed Dyngadypet blokkert for innstrømning av vann utenfra. Fig. 5.3 viser vertikalfordelingen av tetthet i et snitt fra Dyngadypet mot kysten langs Knubedalsdypet.

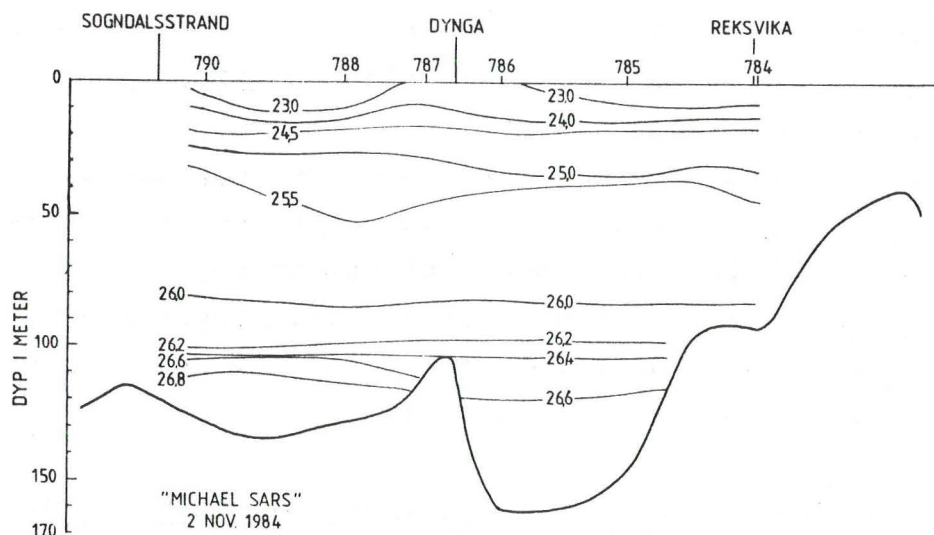


Fig. 5.3. Vertikalfordelingen av sjøvannets tetthet (i σ_t -enheter) langs et snitt gjennom Dyngafjorden og Knubedalsdypet fra Reksvika til Sogndalsstrand. (Havforskningsinstituttets målinger).

Det går her tydelig fram at kystvannet i terskelnivå er lettere enn vannet i Dyngadypet innenfor terskelen. Denne hydrografiske situasjonen resulterte i at hoveddelen av slam-skyen ble blokkert inne bak terskelen i undersøkelsesperioden.

Den stabile hydrografiske situasjonen i Dyngadypet var gunstig med hensyn på beregning av mengdene av suspendert slam og for undersøkelse av de lokale hydrografiske prosessene i Dyngadypet.

I Dyngadypet mellom 105 m og bunn (160 m) ble det observert en kraftig reduksjon av tettheten (ρ_B) i undersøkelsesperioden (Fig. 5.2) som følge av at saltholdigheten ble redusert. Tetthetsreduksjonen var til sammenlikning 100-200 ganger større enn den naturlige tetthetsreduksjonen i tilsvarende fjordbasseng. Den store tetthetsreduksjonen med tiden vil vesentlig

øke innstrømningshyppigheten av vann til Dyngadypet (se avsnitt 4.2 og Fig. 4.3). Konsekvensene dette har for lekkasje av suspendert gruveslam ut fra Dyngadypet vil bli diskutert i kap. 8. Den store avsaltningen ($0,2^{\circ}/\text{oo}$ over 5 døgn) i Dyngadypet er direkte knyttet til utslippet av ferskvann sammen med gruveavfallet. For å senke saltholdigheten med $0,2^{\circ}/\text{oo}$ over 5 døgn, slik som ble observert i første del av november, må dypvannet tilføres en ferskvannsmengde på ca $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$. Dette er i overensstemmelse med det oppgitte utslippet av ferskvann på ca $0,22 \text{ m}^3/\text{s}$ mellom 2 og 7 november.

6. STRØMMÅLINGER (18 september - 7 november 1984)

To strømmålerrigger ble utplassert i utslippsområdet 18 september og tatt opp igjen 7 november 1984 (Fig. 3.2). Den ene riggen ble satt ut på terskelen til Dyngadypet mot Knubedalsdypet hvor det ble målt strøm og temperatur i 55 m, 85 m og 102 m dyp. Den andre riggen ble forankret i skråningen fra terskelen mellom Knubedalsdypet og Dyngadypet hvor det ble målt strøm og temperatur i 105 m dyp og strøm, temperatur og salt-holdighet i 152 m dyp.

Fig. 6.1 viser antall observasjoner i prosent i fartsintervallene 0-5 cm/s, 5-10 cm/s osv. På terskelen mot Knubedalsdypet

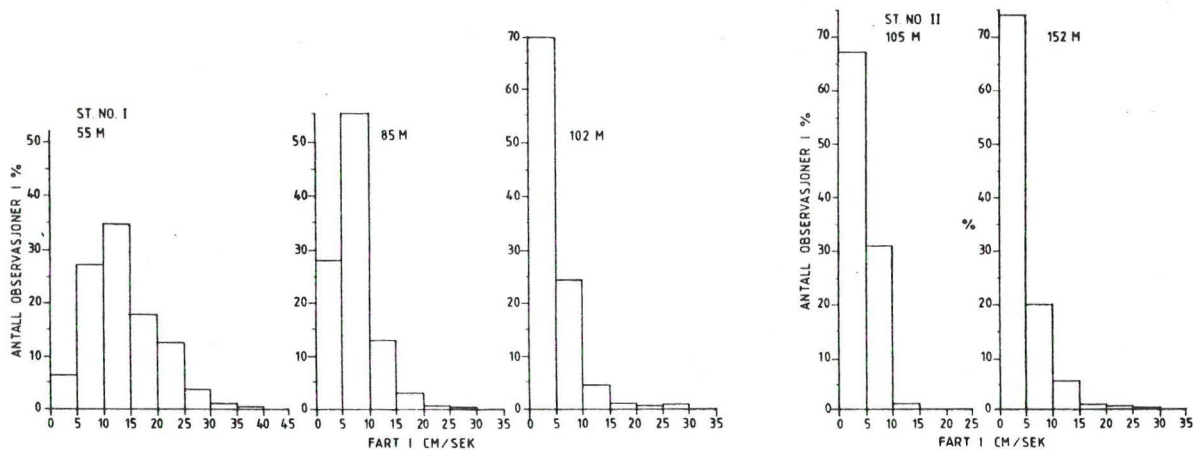


Fig. 6.1. Antall observasjoner i prosent i fartsintervallene 0-5 cm/s, 5-10 cm/s osv. ved Stasjon I og Stasjon II i perioden fra 18 september til 7 november 1984. (For lokalisering se Fig. 3.2).

(Stasjon I) finner en den største strømfarten i 55 m dyp med avtagende fart mot bunnen. Middelstrømmen i 55 m dyp var ca 14 cm/s og nær bunnen på 102 m dyp ca 4 cm/s (ca 3,4 km pr. døgn). Maksimal strømfart i 55 m dyp var 35-40 cm/s, mens den i 85 m og 102 m dyp var 25-30 cm/s. Ved Stasjon II i Dyngadypet var midlere strømfart i 105 m dyp ca 4 cm/s, mens den maksimale strømfart på 10-15 cm/s var mindre enn i tilsvarende dyp på Stasjon I. Midlere strømfart i 152 m dyp var

like stor som i terskelnivå, ca 4 cm/s. Maksimal observert strømfart i skråningen mot Dyngadypet var ca 30 cm/s. Den periodevis høye strømfarten i 152 m har sammenheng med innstrømninger til Dyngadypet.

Fig. 6.2 viser antall observasjoner i prosent i retningsintervallene $0-30^{\circ}$, $30^{\circ}-60^{\circ}$ osv. I 55 m dyp på Stasjon I var

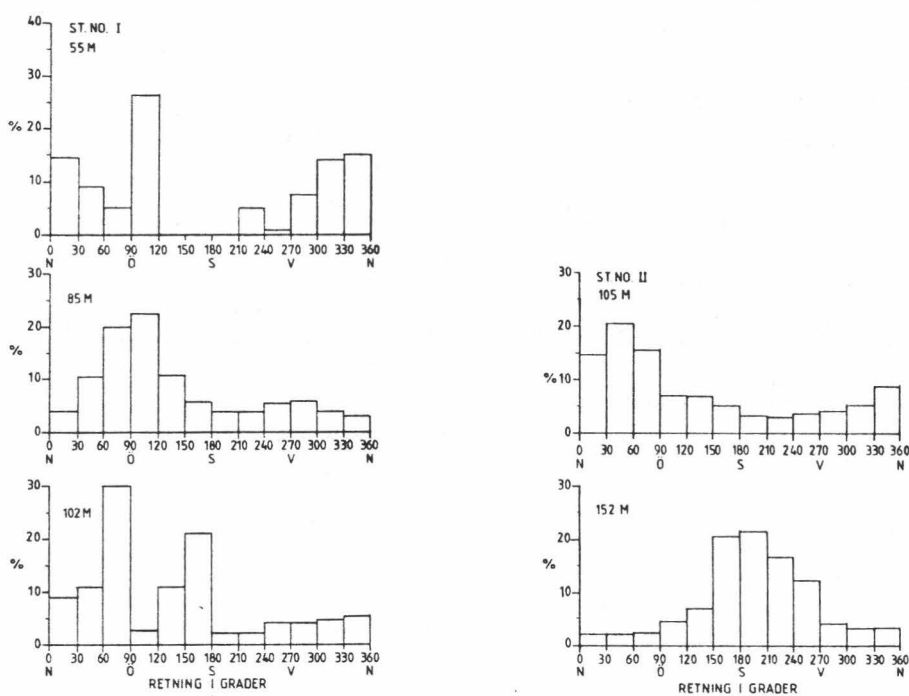


Fig. 6.2. Antall observasjoner i prosent i retningsintervallene $0-30^{\circ}$, $30^{\circ}-60^{\circ}$ osv. ved Stasjon I og Stasjon II i perioden fra 18 september til 7 november 1984. (For lokalisering se Fig. 3.2).

hovedstrømretningene mot nordvest og øst-sørøst. I 85 m dyp var det i måleperioden flest observasjoner i østlig retning inn mot Dyngaområdet. I 102 m dyp på terskelen mot Knubedalsdypet var hovedstrømretningene mot nordøst og sørøst. Strømretningen mot sørøst finner vi ikke igjen i tilsvarende dyp like innenfor i Dyngadypet. Dette tyder på at denne strømretningen er knyttet til innstrømningen til Dyngadypet. I

105 m dyp i Dyngadypet ble det hyppigst observert strøm mot øst og nord. I Dyngadypet i 152 m dyp var det markert flest retningsobservasjoner mot øst og sørøst. Disse retningsobservasjonene er knyttet til innstrømninger til Dyngadypet.

Innvirkningen av halvdøgnlig tidevann var størst i 55 m dyp. I de dypere lagene er tidevannet mindre utpreget. Det ble også observert vekslinger i strømmen med perioder større enn 2 døgn.

Fig. 6.3 viser "middelstrømmen" når tidevannsstrøm og andre mer kortperiodiske svingninger er "filtrert" vekk. I 152 m

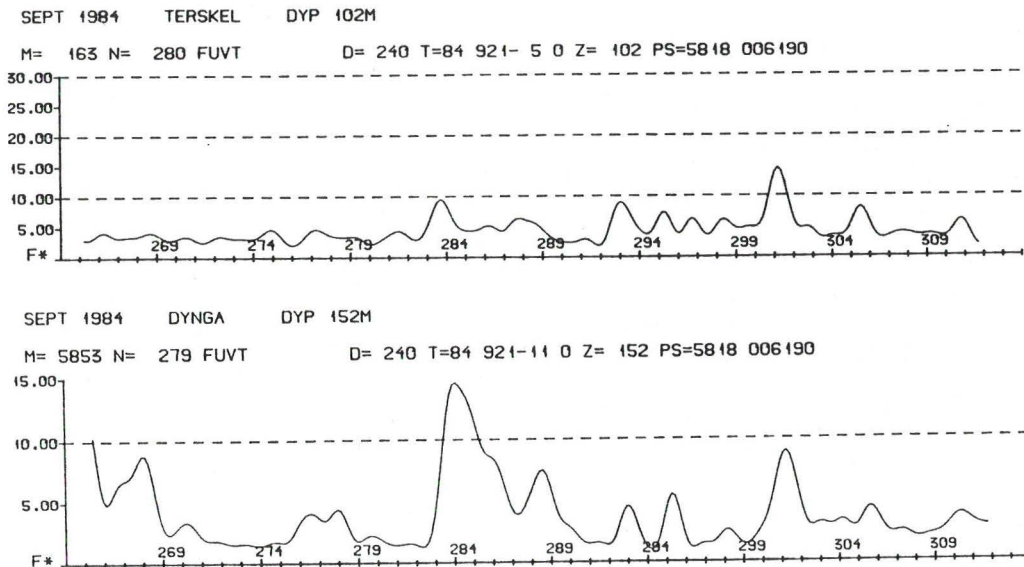


Fig. 6.3. "Middelstrøm", med tidevannsstrøm og andre kortperiodiske svingninger filtrert vekk, ved Stasjon I i 102 m dyp (terskel) og ved Stasjon II i 152 m dyp (Dyngadypet) i perioden fra 20 september til 7 november 1984. (For lokalisering se Fig. 3.2).

dyp (Stasjon II) i Dyngadypet ses at det periodevis var høye strømhastigheter. De høye strømhastighetene var knyttet til innstrømninger til Dyngadypet. Innstrømningsperiodene til Dyngadypet varierte mellom 3 og 7 døgn, og maksimal observert strømhastighet (enkeltmålinger) var ca 30 cm/s. I 102 m dyp på Stasjon I ser vi at innstrømningene til Dyngadypet også reflekteres i økte strømhastigheter på terskelen mot Knubedalsdypet. (Innstrømningene til Dyngadypet vil vi ellers komme tilbake til i kap. 7).

7. UTSKIFTNING AV BASSENGVANNET

7.1. Innstrømninger i 1984 og prognoser for årene fremover

Som beskrevet i avsnitt 4.2 er det endringene av tetthet i terskelnivå og reduksjonen av tettheten i bassengvannet som bestemmer innstrømningshyppigheten.

Den store observerte tetthetsreduksjonen med tiden i bassengvannet, forårsaket av ferskvannstilførselen fra gruveutslippet, indikerer stor innstrømningshyppighet. Innstrømningen vil inntreffe når kystvannets tetthet i terskelnivå er høyere enn bassengvannets, og når tetthetsreduksjonen i kystvannet er mindre enn tetthetsreduksjonen i bassengvannet. Innstrømningsperioder og perioder uten innstrømning i 1984 er beregnet ved hjelp av metoden beskrevet i avsnitt 4.2. Tettheten av kystvannet i terskelnivå er representert ved observasjonene i 100 m dyp på Lista (Fig. 7.1), mens tetthetsreduksjonen med tiden i bassengvannet er som observert i første del av november 1984 (Fig. 5.2).

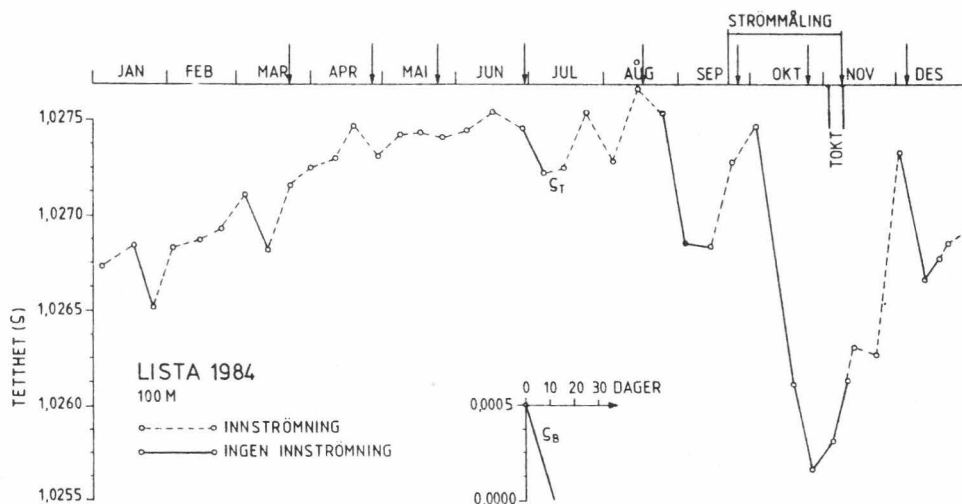


Fig. 7.1. Tetthetsvariasjonene i 100 m dyp ved Lista i 1984. Stiplet linje angir perioder med innstrømning til Dyngadypet, mens heltrukken linje angir perioder uten innstrømning. Tetthetsreduksjonen med tiden i Dyngadypet er angitt midt på figuren. Pilene angir tidspunktene for A/S Miljøplan's tokt i området. Tidsrommet for FHI's strømmålinger og tokt i området er også avmerket.

I 1984 var det korte og få perioder uten innstrømning fram til høsten 1984. De lengste periodene uten innstrømning inn-treffer i perioder med store fall i kystvannets tetthet. En slik situasjon inntraff i oktober og første del av november da det ikke var innstrømning til bassengvannet i 4-5 uker.

I 1984 er det beregnet ca 285 dager med innstrømning til Dyngadypet og ca 80 dager uten (blokkering).

Av A/S Miljøplan's 10 tokt i 1984 foregikk 8 av disse i innstrømningssituasjoner eller i en overgangssituasjon mellom innstrømning og stopp i innstrømning (mer om dette i kap. 8).

Midlere antall døgn med innstrømning pr. år til Dyngadypet er beregnet for 10-årsperioden 1975-85. Med en ferskvannstilførsel på $0,23 \text{ m}^3/\text{s}$ (pulptetthet ca 300 g/l) vil det i et "normalår" være 297 døgn med innstrømning til Dyngadypet. Med en redusert pulptetthet på ca 160 g/l , tilsvarende et utslipp av ferskvann på $0,45 \text{ m}^3/\text{s}$, vil innstrømningene pr. år øke til 335 døgn. Standardavviket i beregningene ligger mellom 15 og 20 døgn for de to tilfellene.

Fig. 7.2 viser at periodene uten innstrømning vil opptre hyppigst i høstmånedene.

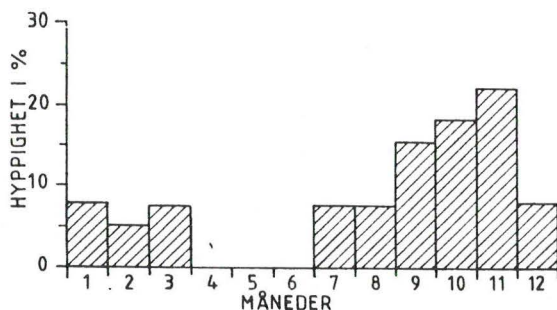


Fig. 7.2. Hyppighet i prosent av situasjoner uten innstrømning til Dyngadypet for "normalåret" 1975-85.

Etterhvert som deponiområdet fylles opp vil avsaltningen (tetthetsreduksjonen) øke pga. reduksjon av tilgjengelig for-tynningsvann i deponiområdet. Fig. 7.3 viser at en ferskvannstilførsel på $0,23 \text{ m}^3/\text{s}$ (pulptetthet på 300 g/l) i et "normalår"

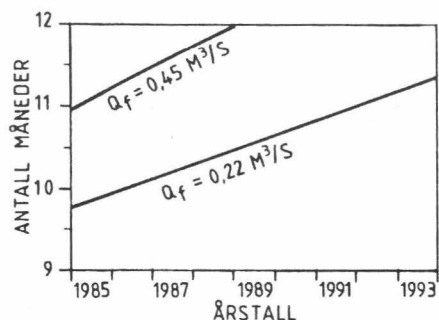


Fig. 7.3. Antall måneder med innstrømning til Dyngadypet fra 1985 til 1993, med ferskvannsutslipp på 0,22 m³/s og 0,45 m³/s.

gir innstrømning til deponiområdet i ca 10 måneder. Når deponiområdet er halvveis fylt (1992), vil innstrømning skje i 11 av årets måneder.

Med større ferskvannstilførsel (0,45 m³/s) og lavere pulpetetthet (ca 160 g/l) vil antall måneder med innstrømning øke fra 11 måneder med dagens volum til en tilnærmet kontinuerlig innstrømning av kystvann til deponiområdet etter 3-4 år.

7.2. Innstrømninger, 18 september - 7 november 1984

I perioden fra 18 september til 7 november ble det foretatt strøm-, temperatur- og saltholdighetsmålinger i 152 m dyp i deponiområdet (se også kap. 6). I Fig. 7.4 er disse dataene framstilt sammen med temperaturen i 105 m dyp (terskelnivå). Saltholdighetsmålingene i 152 m dyp er tydelig påvirket av slaminnholdet i vannet. I periodene med kraftige innstrømninger er det relativt høye og stabile verdier, mens det i perioder med svake eller ingen innstrømninger er relativt lave og vekslende verdier.

Ved hjelp av saltholdighetsmålingene, temperatur i terskelnivå/bassengvann og direkte strømmålinger i denne perioden er det beregnet omlag 23 døgn med innstrømning til Dyngadypet.

Metoden beskrevet i avsnittet foran gir 11 døgn med innstrømning mellom 20 september og 7 november. Dette viser at observasjonshyppigheten på Lista (3 ganger pr. måned) ikke fanger opp kortperiodiske svingninger i kystvannet som forårsaker

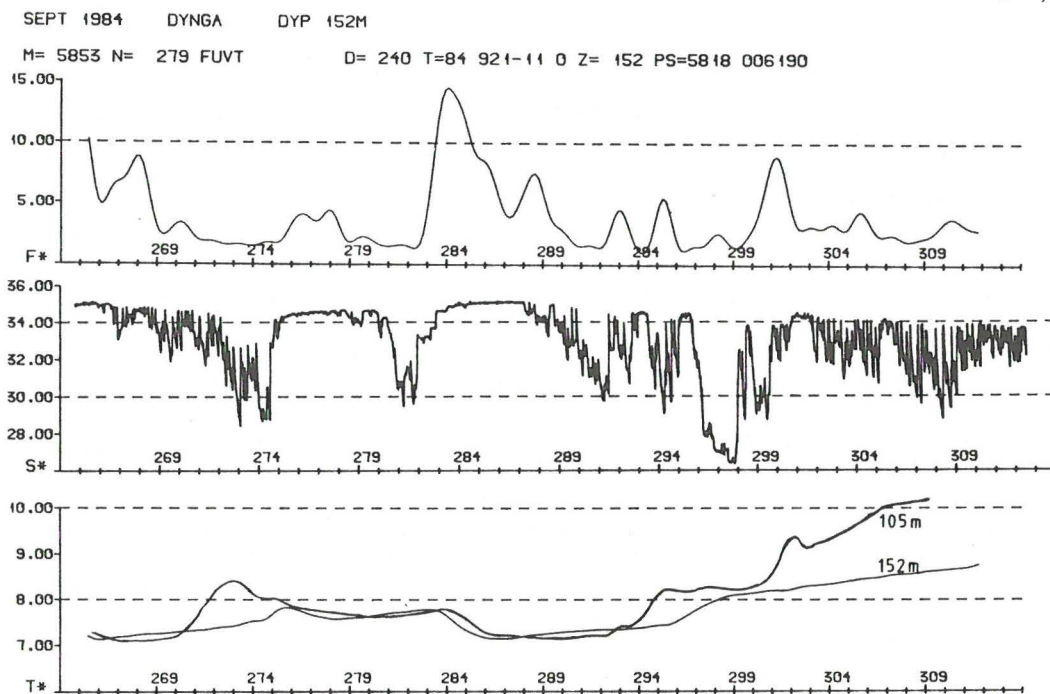


Fig. 7.4. "Middelstrøm", saltholdighet og temperatur i 152 m dyp samt temperatur i 105 m dyp ved Stasjon II i perioden 20 september til 7 november 1984. (For lokalisering se Fig. 3.2).

innstrømninger med varighet mindre enn ca 10 døgn. Dette tyder på at beregningene av antall dager med innstrømninger til Dyngadypet i 1984 og for normalåret 1975-85 er underestimert.

8. SPREDNING AV UTSLIPPET

8.1. Suspendert gruveslam i Dyngadypet under overvåkningsundersøkelsene mars-des 1984

Innholdet av gruveavfall i suspensjon er månedlig blitt overvåket av A/S Miljøplan fra mars 1984. Dette er utført delvis ved hjelp av filtrerte vannprøver i faste dyp og delvis ved hjelp av et transmisjonsmeter som måler svekningen av lysgjennomgang i vannprøven. Ved de seks første overvåkningsundersøkelsene ble det målt transmisjon i vannprøver for hver 5 meter. Ved de fire siste overvåkningsundersøkelsene er det brukt målinger fra et in-situ transmisjonsmeter for beregning av mengden av suspendert gruveavfall. De beregnede verdiene er omtrentlige siden kalibreringen av transmisjonsmeteret er noe usikker. Særlig ser det ut til at transmisjonsmeteret er lite følsomt for lave konsentrasjoner ($< 2 \text{ g/m}^3$). Fordelene med dette instrumentet framfor nøyaktige målinger med filtrerte vannprøver er kontinuerlige målinger med hensyn på dybden, og at en på den måten kan oppnå gode dybdeintegreerte verdier for mengde gruveavfall i suspensjon.

I selve deponiområdet er det målt i to posisjoner under den månedlige overvåkingen. Tabell 8.1 viser de beregnede verdiene i de forskjellige dybdenivåene innen Dyngadypet. Det framgår av denne at hovedtyngden av suspendert gruveavfall finnes i dybdenivåene fra 80 til 120 m. Over 80 m er det bare i enkelte situasjoner målt suspenderte partikler, men på grunn av liten følsomhet kan det likevel være betydelige mengder høyere oppe i vannmassene. Fra disse målingene er det imidlertid ikke gjort mengdeestimer over 80 meter.

Målingene fra august viser bakgrunnsverdier ved driftsstans på grunn av ferieavvikling. Målingene fra 7. november er spesielle fordi de representerer en situasjon med blokkering av innstrømning til Dyngadypet. Dette gjør at suspensjonsskyen blir "låst ned" under terkselevelen. Innstrømningen av dypvann blir hindret, og skyen blir derfor ikke løftet opp over terskel-

Tabell 8.1.1. Beregnede verdier (tonn) for gruveavfall i suspensjon i Dyngadypet basert på A/S Miljøplan's overvåkningsprogram i 1984.

Dybde inter- vall	D A T O											standard avvik	
	22 mar	26 mar	23 mai	29 jun	12 jul	16 aug	25 sep	24 okt	7 nov	5 des	middele		
60-80	40	-	70	100	-	10 >	-	-	-	-	-	-	-
80-120	180	150	210	150	180	20 >	120	170	90	110	150	40	40
120-140	60	50	90	40	40	5 >	70	60	70	80	60	20	20
140-BUNN	40	40	60	20	20	5 >	20	30	150	40	50	40	40
SUM	320	240	430	310	240	30 >	210	260	310	230	280	60	60

nivået. Særlig høye konsentrasjoner nærmere bunnen ble også registrert i denne situasjonen. (Nærmere om dette i kapittel 4, 5, 6 og 7). Også under målingene 24. oktober var det en liknende blokkeringssituasjon, men her er ikke vertikalfordelingen med økende verdier mot bunnen så utpreget. For alle de øvrige situasjonene finnes det forholdsvis store mengder suspendert materiale omkring terskelnivå på 105 m dyp. Dette skyldes som nærmere omtalt under kapittel 7 at bassengvannet kontinuerlig utskiftes som følge av ferskvannstilførselen fra utslippet. Forholdsvis store mengder suspendert materiale blir på denne måten direkte tilgjengelig for horisontal transport ut av Dyngadypet.

8.2. Akustiske målinger av suspendert gruveslam 2-7 november 1984

8.2.1. Innledning og kort metodisk bakgrunn

Fra Havforskningsinstituttets båter er det i områder med gruveavgang tidligere detektert suspensjonsskyer på ekkoloddet. Akustisk deteksjon av suspenderte partikler i silt-området (diam. 2-80 μm) er tidligere også beskrevet i litteraturen, blant andre av HAY (1983).

Kort skissert er metoden basert på at partikler eller organismer med en tetthetskontrast mot sjøvann vil reflektere endel av den påtrykte lydenergien tilbake i retning mot senderen. Denne kan måles, og forholdet mellom tilbakespredt og påtrykt lydenergi forteller noe om partikkelens akustiske spredningsegenskaper.

Hvor stor den tilbakespredte lydenergien blir er avhengig av partikkelens størrelse, tetthet og elastisitet.

Generelt sett blir en større del av lydenergien returnert dess høyere tetthetskontrasten mot sjøvannet er. Tilbakespredningsegenskapene for en gitt sedimenttype kan beregnes teoretisk som

i HAY (1983), eller bestemmes gjennom sammenlignende målinger ved hjelp av vannprøver og lystransmisjonsmålinger som gjort i denne rapporten.

Når partikkelradius er svært liten i forhold til lydets bølgelengde, ($a \ll \lambda$) gjelder den såkalte Rayleighs tilbakespredningsteori, hvor den tilbakespredte energien er svært følsom for både partikkelradius, (a) og frekvens, (f)

$$\sigma_{bs} \sim a^6 \cdot f^4 \quad (1)$$

hvor σ_{bs} er partikkelens tilbakespredningstverrsnitt [$m^2(tbs)$].

Dette betyr at det oppnås en kraftig økning av tilbakespredt lydenergi ved å øke ekkoloddets frekvens. Samtidig øker absorpsjonen av lydenergi i sjøvann med økende frekvens slik at rekkevidden avtar.

Til disse undersøkelsene er det benyttet et høyfrekvens ekkolodd (120 kHz) hvor rekkevidden for deteksjon av lave konsentrasjoner er 100 meter. Større tettheter vil kunne måles ned til ca. 150 meter. Ekkoloddet er tilkopleet en datamaskin som summerer ekkoenenergien i valgte dybdeskikt og skriver ut midlere integrert ekkomengde over en gitt utgått distanse eller for et gitt antall lydimpulser.

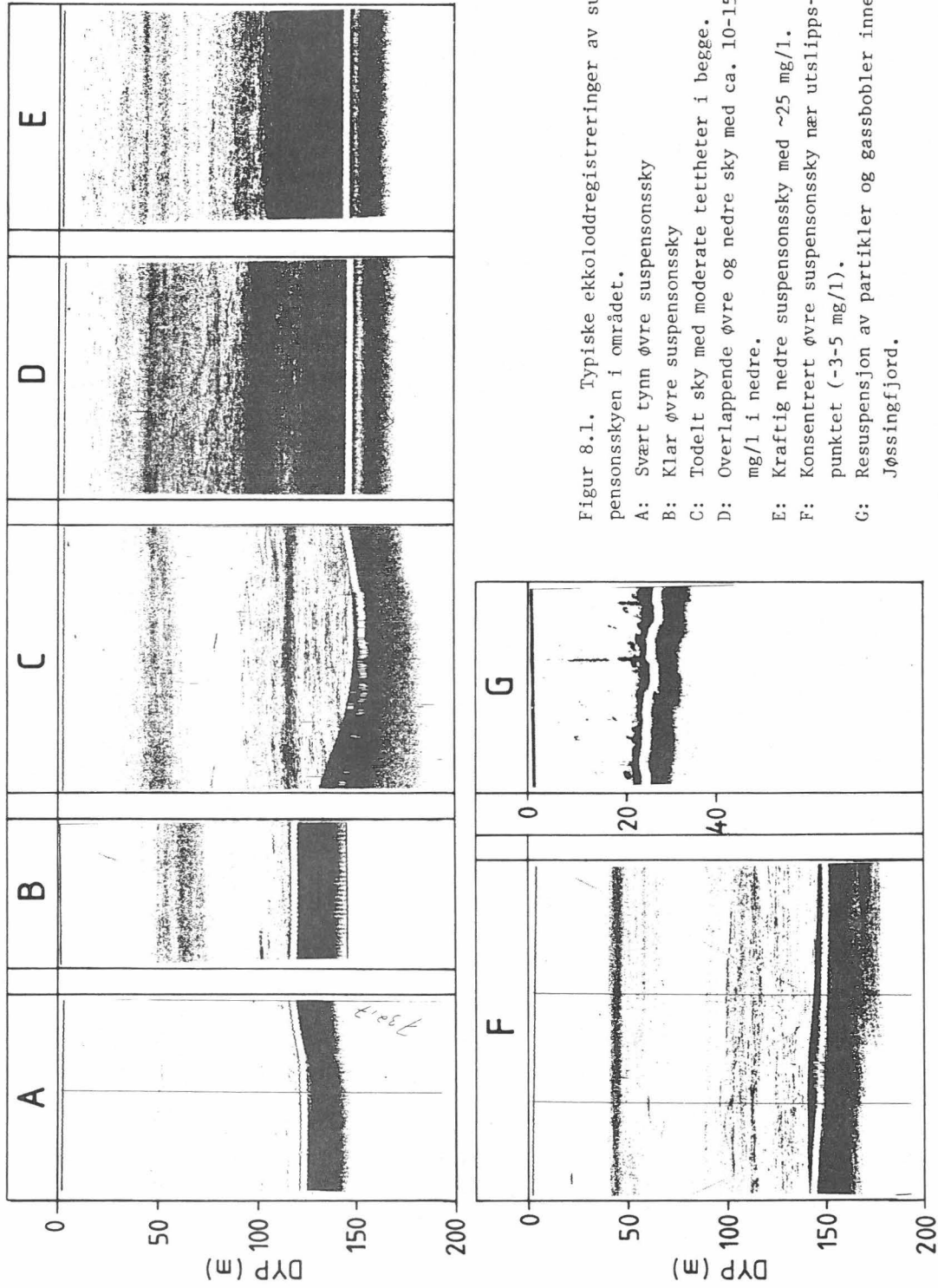
Over et vidt konsentrasjonsområde gjelder relasjonen

$$\rho_A = C_I \cdot C_p \cdot M \quad 3)$$

der ρ_A = arealtetthet av partikler [$gram/m^2$].

C_I = kalibreringskonstant for ekkolodd og ekkointegrator [$m^2(tbs)/m^2/mm$], etablert gjennom kulekalibreringer, og inneholder alle instrumentspesifikasjoner.

C_p = spredkonstant som angir spredstyrke for en gitt konsentrasjon av partikler [$gram/m^2(tbs)$], målt ved sammenlignende forsøk [se Fig. 8.7].



Figur 8.1. Typiske ekkolodregistreringer av suspensjons-skyen i området.
 A: Svært tynn øvre suspensjons-sky
 B: Klar øvre suspensjons-sky
 C: Totelt sky med moderate tettheter i begge.
 D: Overlappende øvre og nedre sky med ca. 10-15 mg/l i nedre.
 E: Kraftig nedre suspensjons-sky med ~25 mg/l.
 F: Konsentrert øvre suspensjons-sky nær utslipps-punktet (-3-5 mg/l).
 G: Resuspensjon av partikler og gassbobler inne i Jøssingfjord.

M = midlere integrert ekkomengde i dybdeintervallet R_1-R_2 , [mm].

Når C_I og C_p er kjente størrelser kan en ved å observere integrert ekkomengde over ett tett kursnett tegne utbredelseskart og beregne totalmengde suspendert materiale.

Biologisk materiale, zooplankton og fisk, vil også reflektere lyd i større eller mindre grad avhengig av størrelsen og tetthetskontrasten mot sjøvann. Målinger på suspendert materiale som her må derfor utføres med forsiktighet, og helst i perioder av året med lav planktonkonsentrasjon. Ekkomengde fra fisk kan isoleres ved å benytte et parallelt system med lavere frekvens. På fiske-ekkoloddet under dette forsøket var selv de kraftigste konsentrasjonene av suspendert materiale knapt synlige.

8.2.2. Registreringer

Det ble allerede idet en gikk inn i området klart at suspensjonsskyen var lett detekterbar på ekkoloddet. Registreringene i selve Dyngadypet var relativt svake over 90 meters dyp, mens den under hadde karakter av en tett sky. Noen typiske registreringer er vist i figur 8.1.

8.2.3. Sammenlignende målinger

For å kalibrere integrert ekkomengde mot reell partikkel-tetthet ble det utført totalt 45 lystransmisjonsstasjoner med samhørende akustiske profiler. Midlere integrert ekkomengde for 10 dybdekanaler ble utskrevet like før og like etter lysstasjonene og dividert med aktuell kanaltetthet for å transformere arealtetthet til midlere volumtetthet. Noen eksempler er vist i figurene 8.2 til 8.4.

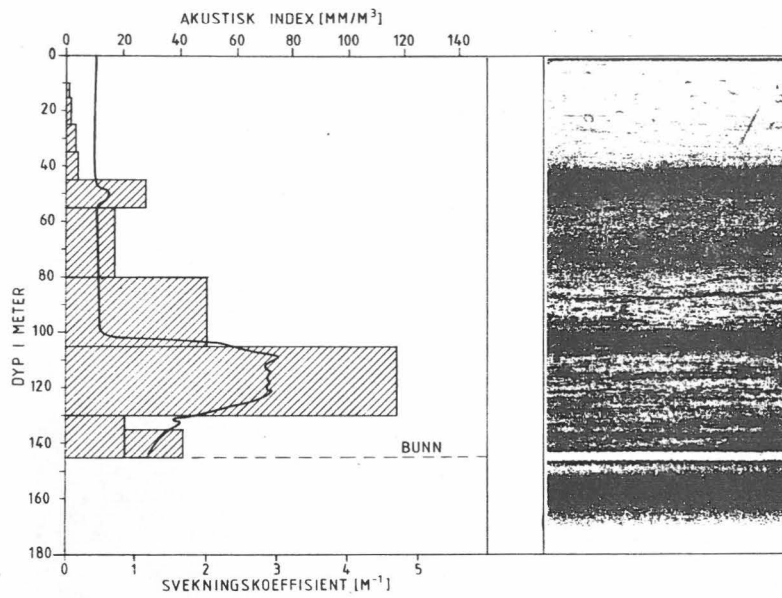


Fig. 8.2. Eksempel på samhørende akustiske målinger og transmisjonsmålinger på stasjon L34, 5.11.84. Integret ekkomengde i søyler og kontinuerlig lysmåling. Ekkogram til høyre. Svekningskoeffisient for rent vann er 0.48 m^{-1} .

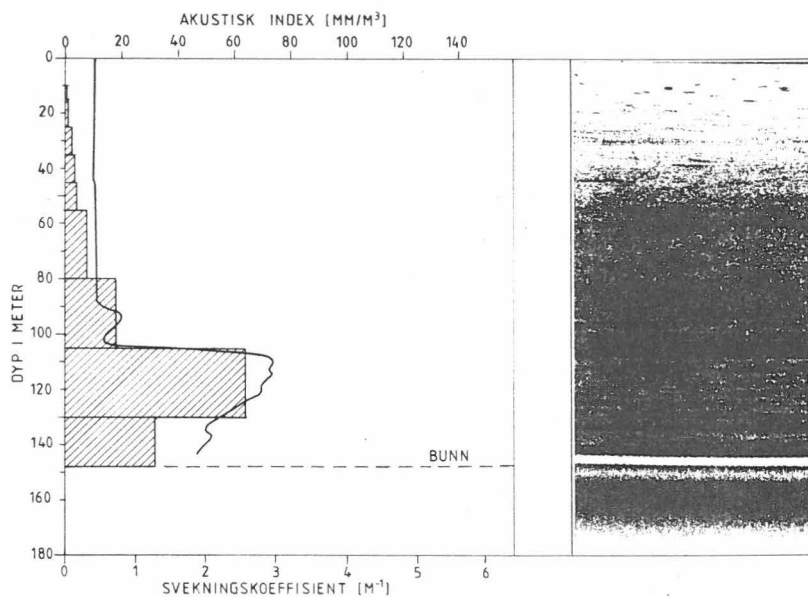


Fig. 8.3. Eksempler på samhørende akustiske målinger og transmisjonsmålinger på stasjon L35, 6.11.84. Ellers som i fig. 8.2.

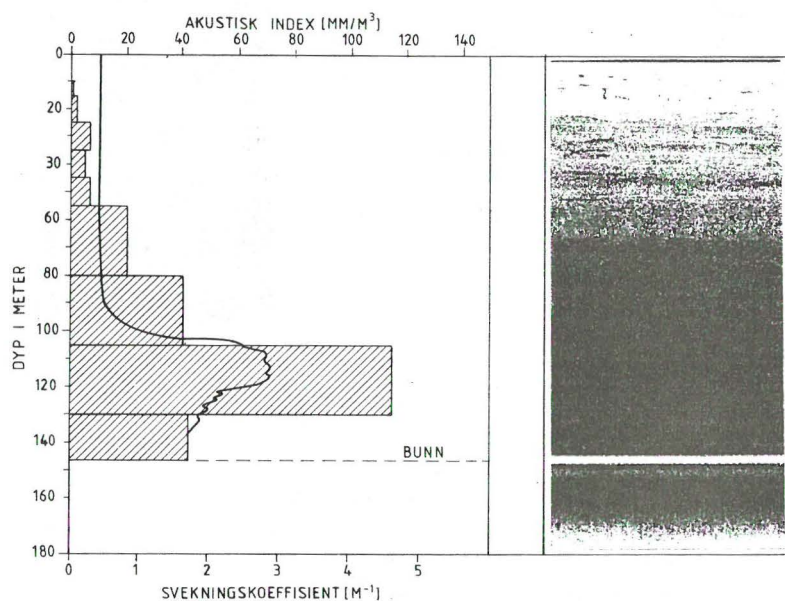


Fig. 8.4. Eksempel på samhørende akustiske målinger og transmisjonsmålinger på stasjon L36, 6.11.84. Ellers som i figur 8.2.

Med basis i laboratoriekalibrering av svekningskoeffisient mot partikkeltetthet, figur 8.5, og samhørende målinger med akustisk utstyr, har en etablert kalibreringskurvene for integrert ekkomengde, fig. 8.6 og 8.7. Anslått målenøyaktighet er antydnet ved skraverte felter om regresjonslinjene. Som før nevnt blir lave konsentrasjoner underestimert akustisk på dyp over 100 meter fordi svingeren er skrogmontert. Underestimeringen skyldes at forsterkeren som kompenserer for geometrisk spredning og absorpsjon av lyd i sjøvann har sin nedre grense på 100 meter (TVG-utløpt). Høye konsentrasjoner gir likevel et detekterbart ekko over støyterskelen, og kan korrigeres manuelt for de dypeste kanalene.

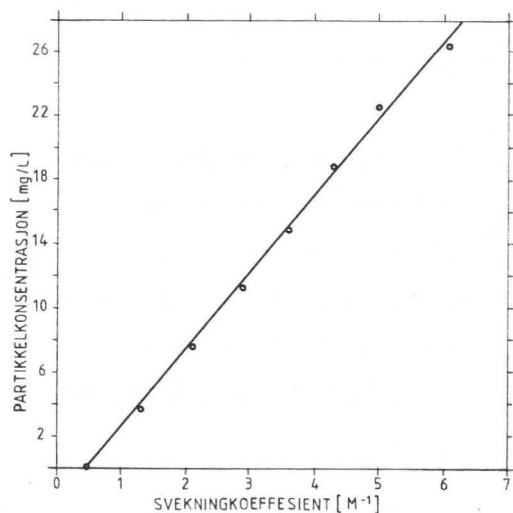


Fig. 8.5. Kalibreringskurve for transmisjonsmåler. ρ_v [mg/l] = $4.76 \cdot S_v$ [m⁻¹] - 2.42. Svekningskoeffisient for rent sjøvann er 0.48 (P.E. Bjerke, NHL, pers. med)

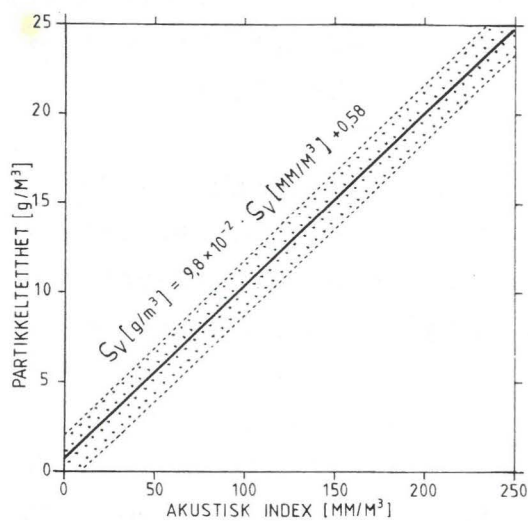


Fig. 8.6. Konverteringskurve for integrert ekkomengde til partikkeltetthet. Anslått målenøyaktighet er gitt ved skravering.

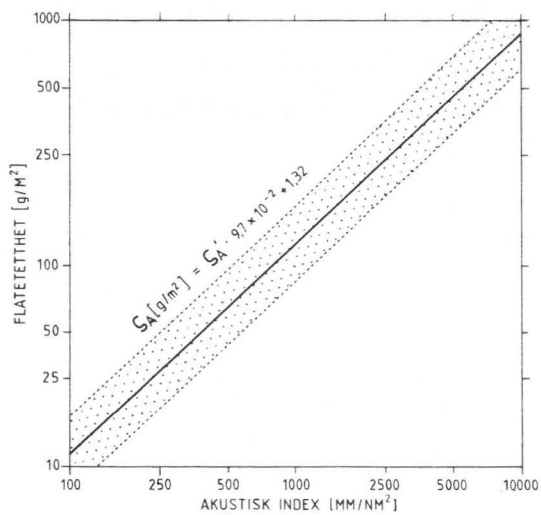


Fig. 8.7. Konverteringskurve for integrert ekkomengde, arealtetthet, til integrert flatetetthet av partikler. Anslått målenøyaktighet er gitt ved skravering.

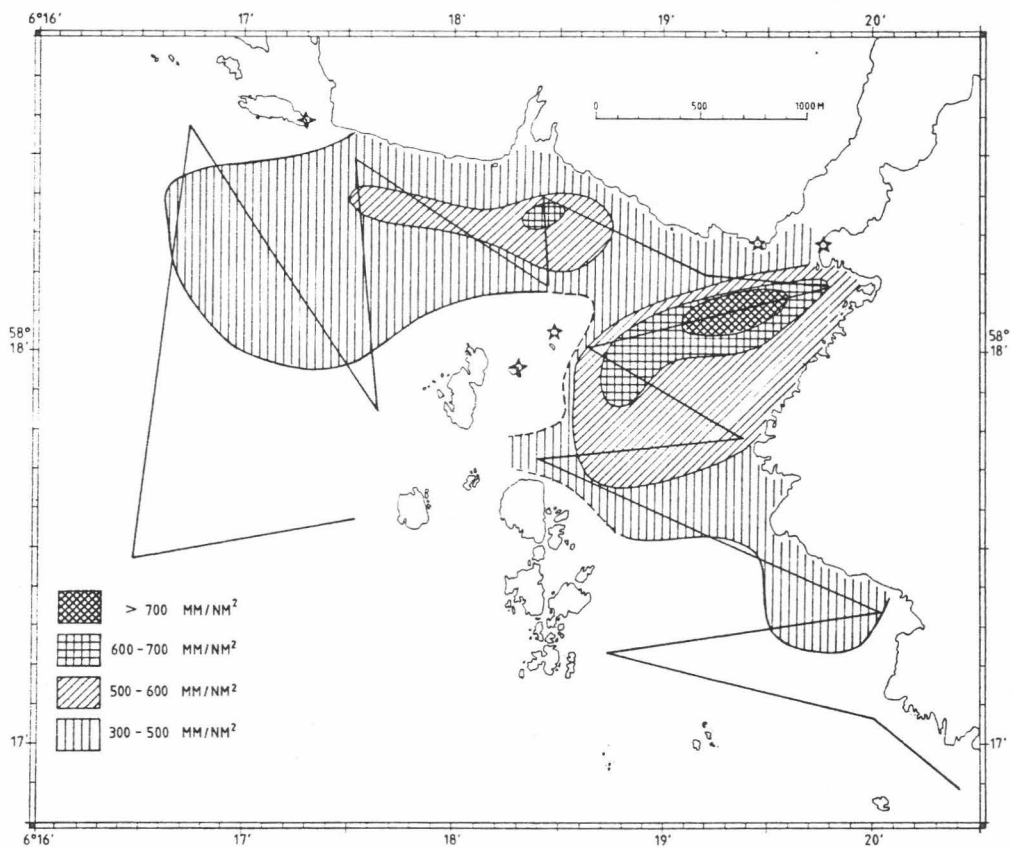
8.2.4. Suspensjonsskyens fordeling og utbredelse

For å kartlegge suspensjonsskyens utbredelse ble det lagt et surveynet for en akustisk dekning av Dyngafjorden og Knubedalsdypet. Midlere integrert ekkomengde over hver 0,1 n.m (185 m) langs kurslinjene er blitt brukt for tegning av fordelingskartene, Fig. 8.8 og 8.9. Ekkogrammene har dessuten blitt brukt direkte for beskrivelse av dybdeforholdene i området, (Kap. 3).

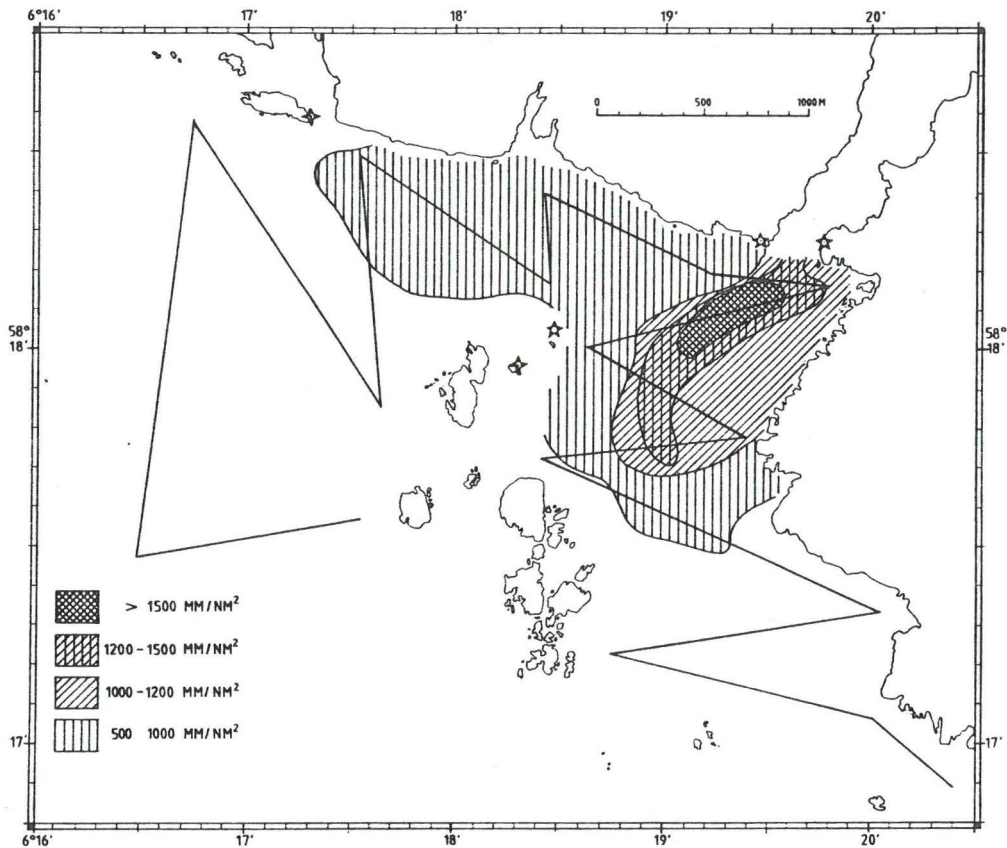
Som det klart framgår finner en hovedtyngden av det suspenderte materialet i selve Dyngadypet med høyeste konsentrasjon nær selve utslippsledningen. I utkantene, d.v.s. sør i Dyngadypet og i Knubedalsdypet er tettheten lavere, med typiske verdier i området $400-700 \text{ mm/nm}^2$ ($40-70 \text{ g/m}^2$) (ref. Fig. 8.7).

Ved arealintegrering og beregning av midlere tetthet i de skraverte områdene er totalt suspendert materiale beregnet for henholdsvis dybdekolonnen 0-75 meter for både Dyngadypet og Knubedalsdypet separat, og for 100 m til bunn i Dyngadypet (tabell 8.2).

I fordelingskartet for total ekkomengde i hele vannsøylen er de dypeste registreringene ikke TVG-korrigert, og verdiene i de dypeste områdene, spesielt i selve Dyngadypet er derfor kraftig underestimert i kartet (fig. 8.9). Beregningene for totalt suspendert masse i tabell 8.2 er derimot basert på TVG-korrigerte verdier fra døgntasjoner inne i Dyngadypet, eksempelvis representert ved Fig. 8.2-8.4.



Figur 8.8. Horizontal fordeling av suspendert materiale, 0-75 m, basert på en akustisk dekning 2.11.84. Integrert ekkomengde er brukt for skravering.



Figur 8.9. Horizontal fordeling av totalt suspendert materiale basert på en akustisk dekning 2.11.84. Integriert ekkomengde er brukt for skravering.

Tabell 8.2. Beregnet mengde suspendert materiale i Dyngadypet og Knubedalsdypet.

(Mrk. Pga. interkalibrering er metodene ikke uavhengige.)

Område og dybdesjikt		Akustisk estimat (tonn)	Transmisjonsestimat (tonn)
DYNGA- DYPET	Totalt	180-320	140-310
	0-75 m	70-90	< 20*
KNUBE- DALS- DYPET	Totalt	< 90*	< 20*
	0-75 m	50-70	-

* Usikre estimater, enten på grunn av lav følsomhet, eller pga. underestimering på tynne konsentrasjoner under 100 m.

Begge beregningsmetoder gir et bra samsvar også med Miljøplans målinger i samme tidsperiode, ca. 310 tonn totalt i Dyngadypet. Det akustiske estimatet for vannsøylen over terskelnivå (0–75 m) er derimot høyere enn fra transmisjonsmålingene, hvor svake konsentrasjoner ikke blir detektert. Estimatenes for Dyngadypet er her på henholdsvis 60 og 20 tonn.

I Knubedalsdypet er den øvre suspensjonsskyen beregnet til ca. 60 tonn akustisk, mens totalestimatet på 90 tonn er usikkert p.g.a. dybden. På transmisjonsmåleren ble det i Knubedalsdypet kun registrert partikkelkonsentrasjoner av betydning i de nederste 10 meter over bunn, og estimatet er følgelig lavere enn det akustiske.

I alle beregningene er en anslått bakgrunnsverdi på ca. 200 mm/ nm^2 for eventuelle bidrag for plankton og fisk trukket fra. Anslaget er basert på typiske verdier for integrert ekkomengde utenfor Knubedalsdypet og lengst sør i Dyngafjorden.

For å utelukke muligheten for eventuelle bidrag fra plankton ble det på døgnstasjonene i Dyngadypet tatt en rekke håvtrekk, spesielt for identifisering av det øvre suspensjonssjiktet. I 0,5 m² judayhåv ble det kun registrert mindre mengder chaetognater (Sagitta sp.) $<1 \text{ ml}/40 \text{ m}^3$, som i akustisk sammenheng må ansees som tilnærmet transparente p.g.a. lav tetthetskontrast mot sjøvann.

Innholdet i vannsøylen ble dessuten identifisert ved systematisk fotografering i 5 meters intervaller.

En registrering av krill nær overflaten ytterst i Knubedalsdypet ble identifisert ved bruk av finmasket Harstadtrål. Et 1,5 n.m trålhal (filtrert volum ca. 10.000 m³) gav ca. 2 kg krill (L= 20 mm). Sløret gav integratorverdier på 100–150 mm/ nm^2 , og har blitt brukt som antatt bakgrunnsverdi for plankton i hele området.

8.3. Transport av gruveavfall ut av Dyngadypet

Utskiftningen av bassengvannet fra deponiområdet skjer via de dype tersklene. Gruveslammet vil derfor spre seg ut over de dypeste partiene. Mestedelen vil transporteres ut via den dypeste terskelen (105 m) til Knubedalsdypet. I tillegg vil det i mindre grad bli transportert ut over terskelen mellom Langholmen og Foksteinane (67 m). Det synes ennå ikke å være vesentlige mengder som går ut over de tre grunne tersklene i sør.

Hovedsaklig vil materiale i suspensjon over 120 m dyp være direkte tilgjengelig for transport ut av deponiområdet via den dypeste terskelen. Utskiftningen av bassengvannet i Dyngadypet er som tidligere nevnt nesten kontinuerlig, men det kan være stor variasjon i intensiteten av denne prosessen. Det går særlig tydelig fram av strømmålingene nær bunnen i bassenget hvor strømhastigheten varierer mellom 0 og 30 cm/s. Det er bare på høstparten sannsynligheten for blokkering er stor. I øvrige situasjoner vil suspensjonsskyen være løftet ca. 20–30 m over utslippsdypet, og dermed bli tilgjengelig for transport ut av deponiområdet. Strømmålingsresultatene tyder på at vannvolumet mellom 80 og 120 m skiftes ut i løpet av $\frac{1}{2}$ –1 døgn. Som tidligere vist vil det i gjennomsnitt være blokkering av bassengvannet i ca. 15% av tiden gjennom ett år. Anvendes dette på den gjennomsnittlige mengde i suspensjon mellom 80 og 120 m (tabell 8.1) vil ca. 60.000–70.000 tonn gruveavfall årlig gå ut over dypterskelen. Etter hvert som deponiet fylles vil utskiftningen av bassengvannet gå kontinuerlig. Da vil årlig 70.000–80.000 tonn strømme ut over dypterskelen fra 80–120 m sjiktet. Over 80 m-nivået vil vannlagene i deponiområdet skiftes ut betydelig raskere, trolig mer enn fire ganger pr. døgn. Konsentrasjonen av gruveslam i disse nivåene er betydelig lavere, men her er det en større volumtransport. Selv forholdsvis små konsentrasjoner av gruveavfall i dette nivået vil derfor gi en stor uttransport. Det er sparsomt med målinger i disse nivåene, trolig er mer enn 30 tonn til enhver tid disponibelt for uttransport. På årsbasis vil dette bety et tillegg på ca. 40.000 tonn. Samlet kan det derfor anslås at ca. 110.000 tonn gruveavfall årlig vil

transporteres ut av Dyngadypet mot vest med dagens produksjon. Transport ut over tersklene i sør er idag ubetydelig, men etter hvert som deponiet fylles kan det ikke utelukkes at også suspendert materiale vil lekke ut her, men i betydelig mindre mengder enn mot vest.

Tidligere har Havforskningsinstituttet antatt at 60% av suspensjonsskyen i Dyngadypet vil skiftes ut pr. døgn. Med 85% utskifting pr. år vil denne beregningsmåten gi en transport ut av området på ca. 105.000 tonn. Samlet sett gir altså disse to beregningsmåter omtrent samme resultat. I tillegg til dette kommer materialet som sedimenterer sør for deponiområdet, men innenfor tersklene i sør. Det er ikke gjort forsøk på å beregne hvor store mengder som sedimenterer her, da området under alle omstendigheter vil bli helt nedslammet.

8.4. Sedimentering utenfor Dyngadypet

De største mengdene av gruveavfallet som går ut av Dyngadypet vil sedimentere i Knubedalsdypet. Det er vanskelig å beregne hvor store mengder som avsettes her fordi sedimenterings-egenskapene til gruveavfallet ikke er kjent i tilstrekkelig grad. Det er først og fremst virkningene av flokkulering av partiklene som gir øket sedimenteringshastighet som er ukjent.

Til en viss grad kan en imidlertid ved å bruke våre kunnskaper om sedimentfordelingen slik den er idag, og som skyldes lekkasje av gruveslam fra Jøssingfjord, kunne si noe om hvor slammet sedimenterer (Kap. 9). Anslagsvis vil ca. 60% av det som lekker ut av Dyngadypet sedimentere i Knubedalsdypet. Dette vil, fordelt over hele Knubedalsdypet, medføre en årlig slamavsetning på 3-4 cm pr. år. De resterende 40% vil spre seg ut over et mye større område, men hovedsaklig rundt Båen og vest for Knubedalsdypet. Der vil trolig avfallsavsetningen være på noe under 0,5 cm pr. år.

9. SEDIMENTUNDERSØKELSER FRA 1976 TIL 1984

Miljøplan har tidligere gjennomført undersøkelser av titandioksydinholdet i bunnsedimentene. Dette ble utført i 1976 og 1978. I forbindelse med overvåkingsprogrammet ble det utført undersøkelser i 1983 og 1984. Disse målingene vil her bli vurdert. I tillegg kommer Havforskningsinstituttets målinger i juni 1980 hvor talloljeprøver ble tatt og november 1984 hvor både innhold av tallolje, titandioksyd og enkelte andre metaller er analysert. Ved denne siste undersøkelsen ble det også tatt prøver mht. vertikalfordelingen nedover i sedimentet. Tabell 9.1 viser en oversikt over antall bunnprøver som er tatt i området.

Tabell 9.1. Antall bunnprøver for analyse av titandioksyd (TiO_2), tallolje* og øvrige metaller⁺

Område	Tid	Miljøplan 1976	Miljøplan 1978	H.I. 1980	Miljøplan 1983	Miljøplan 1984	H.I. 1984
Jøssingfjorden		2	2	1*	0	0	0 ⁺
Dyngafjorden		6	4	2*	5*	6	4,1* 4 ⁺
Knubedalsdypet		1	1	1*	3*	3	6,1* 6 ⁺
Øvrige områder		0	0	1*	5*	7	10 10 ⁺
Sum		9	7	5*	13	16	20,2* 20 ⁺

9.1. Innhold av titandioksyd (TiO_2) i sedimentene

Bunnprøvene fra 1976 og 1978 er meget begrenset i geografisk utstrekning. Fig. 9.1 og 9.2 viser posisjonene av målepunktene, og skraveringene antyder konsentrasjonen av gruveavfall. De stiplede strekene markerer yttergrensen for måleområdet.

I 1976 ble Dyngafjorden forholdsvis godt dekket, men i Knubedalsdypet ble det bare tatt én måling. Figuren viser at allerede på denne tiden var det mer enn 50 g/kg innhold

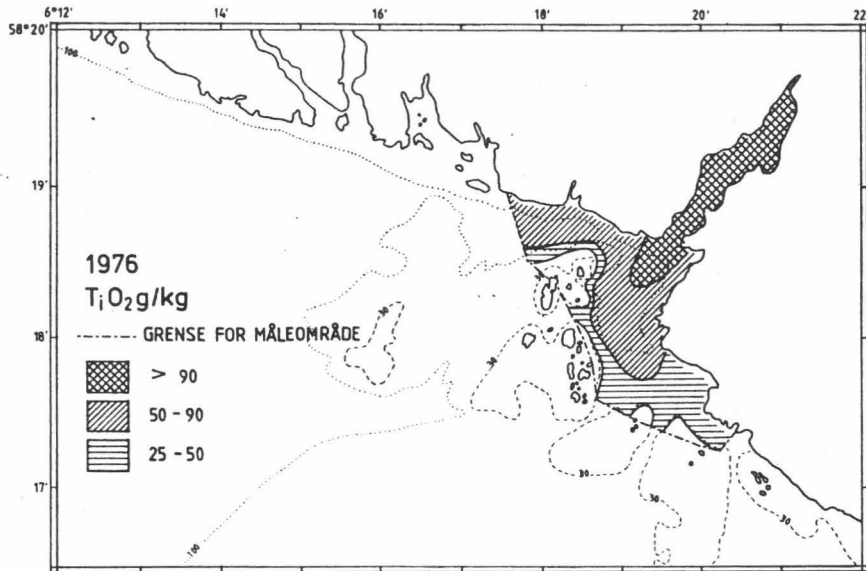


Fig. 9.1. Fordeling av titandioksyd (g/kg) i toppsedimentet i 1976. Skraveringene angir konsentrasjonen i g/kg. Det er ikke utført målinger utenfor den stiplede streken. (Basert på A/S Miljøplan's måledata)

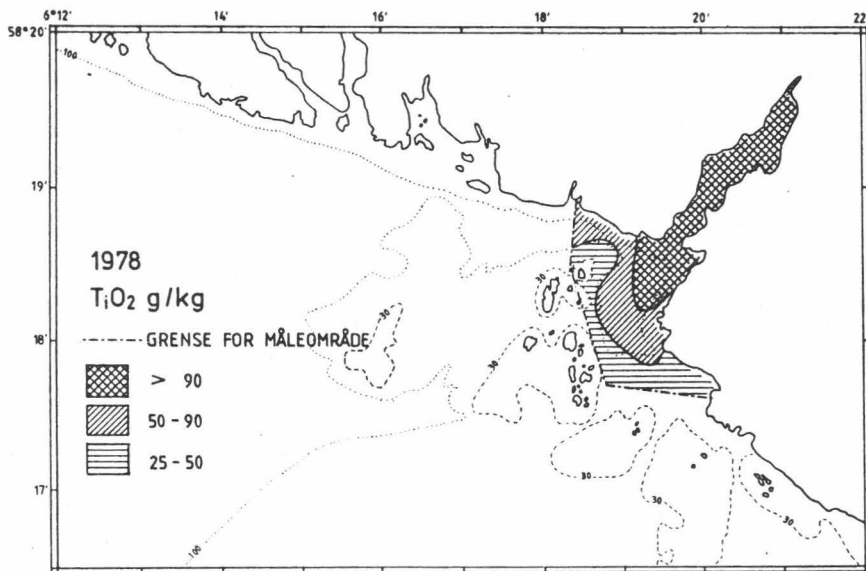


Fig. 9.2. Fordeling av titandioksyd (g/kg) i toppsedimentet i 1978. Skraveringene angir konsentrasjonen i g/kg. Det er ikke utført målinger utenfor den stiplede streken. (Basert på A/S Miljøplan's måledata)

av titandioksyd i bunnsedimentene i hele deponiområdet Dyngadypet og i østlige delen av Knubedalsdypet. Titandioksydinnholdet i rent gruveslam er 100-120 g/kg. Antas det at titandioksydinnholdet er likt fordelt i hele spekteret av kornstørrelser, vil dette si at i det ovennevnte område inneholdt toppsedimentet mer enn 50% gruveavfall. Samtlige av 1976-målingene er tatt i påvirkede områder, og det er derfor ut ifra disse målingene ikke mulig å si noe om den totale geografiske utstrekningen av påvirkning på dette tidspunkt. I 1978 var undersøkelsen av bunnsedimentene enda mer geografisk begrenset (Tabell 9.1 og Fig. 9.2), men det området som ble dekket kan tyde på at situasjonen var meget lik den i 1976. Imidlertid har det trolig vært en meget svak økning i innholdet av TiO_2 i selve Dyngadypet. Målingene i 1976 og 1978 indikerer imidlertid at et betydelig større område enn det undersøkte var påvirket av gruveslam fra Jøssingfjorden.

I 1980 ble det gjort en marinbiologisk undersøkelse av Havforskningsinstituttet, Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen (HOGNESTAD, 1980). I denne undersøkelsen ble det lagt hovedvekt på å undersøke rekeforekomster og fisk. Det ble derfor ikke tatt prøver for analyse av TiO_2 i bunnsedimentene, men det ble tatt 5 prøver for analyse av talloljeinnholdet. Fig. 9.3 viser posisjonene for disse prøvene samt verdien for tallolje i mg/kg vått sediment. De høye verdiene i Dyngadypet indikerer at det har skjedd eller skjer utrasning av gruveavfall fra Jøssingfjorden. Skraveringen på figuren indikerer området som ble vurdert sterkt påvirket av gruveavfall ut ifra en visuell vurdering av bunnssubstratene.

I 1983 ble det utført en mer omfattende grunnlagsundersøkelse av bunnsedimentene før utslippet til Dyngadypet kom igang. Denne gangen ble det tatt bunnprøver også utenfor Dyngaområdet og Knubedalsområdet, 3 prøver vest for Knubedalsdypet og 2 prøver sørvest for Dyngadypet. Resultatene er vist i Fig. 9.4. Den bedre dekningen geografisk sett gir her et bedre bilde av avsetningene av gruveavfall til omgivelsene. Den viser

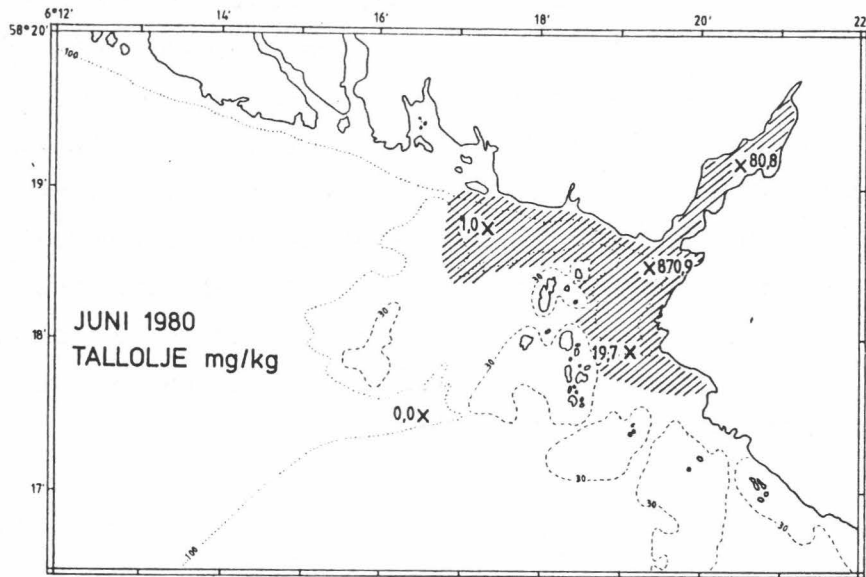


Fig. 9.3. Fem posisjoner for konsentrasjoner av tallolje (mg/kg) i toppsedimentet. Skraveringene angir området som visuelt ble vurdert som nedslammet i 1980. Etter HOGNESTAD (1980).

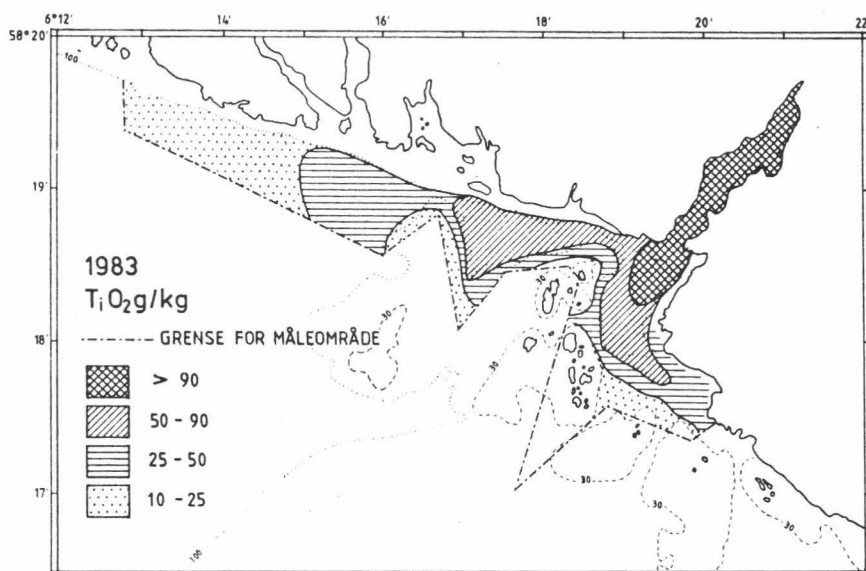


Fig. 9.4. Fordeling av titandioksyd (g/kg) i toppsedimentet i 1983. Skraveringene angir konsentrasjonen i g/kg. Det er ikke utført målinger utenfor den stiplede streken. (Basert på A/S Miljøplan's måledata)

at det er tydelig påvirkede områder vestover så langt det er utført målinger. Derimot er dekningen sørover for dårlig til å kunne si noe om utbredelsen av påvirkede bunnsedimenter i denne retningen. På grunn av den begrensede dekningen i 1976 og 1978 er det vanskelig å si noe om 1983-målingene viser en økende påvirkning. De gjentatte målingene i Reksvika indikerer imidlertid at kontamineringen har økt noe fra 1978. Dette går fram av Fig. 9.5 som viser økningen i konsentrasjonen av TiO_2 i bunnsedimentene ved 3 forskjellige lokaliteter i omgivelsene til deponiområdet.

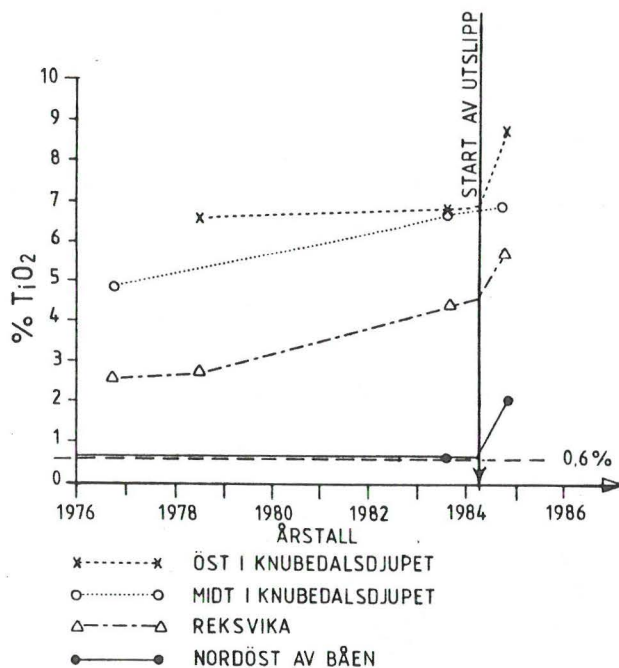


Fig. 9.5. Konsentrasjonen av titandioksyd i prosent i toppsedimentet i fire posisjoner fra 1976 til 1985.

Undersøkelsene av sedimentert gruveslam i perioden 1976-83 sett under ett, viser klart at det har vært en betydelig spredning av gruveslam fra Jøssingfjorden siden utslippet startet der i 1960.

Høsten 1984, omlag et halvt år etter at utslippet startet i Dyngadypet, tok både Havforskningsinstituttet og Miljøplan bunnprøver med identisk utstyr. Måleposisjonene er delvis overlappende. Havforskningsinstituttet dekket i tillegg områdene vest og sør for Båen. Utslipet til Dyngadypet hadde da pågått i et halvt år. Titandioksydanalysene ble som vanlig

utført av Titania A/S når det gjelder Miljøplan's prøver, mens Havforskningsinstituttet fikk analysert dette ved Geologisk Institutt, Universitetet i Bergen (TROVIK, pers. meddelelse). Havforskningsinstituttets prøver ble også analysert for tungmetaller, og to prøver ble analysert for talloljeinnhold. Det er en meget god overensstemmelse mellom TiO_2 -prøvene analysert ved Titania A/S og Geologisk Institutt. Derfor er verdiene plottet inn på samme kart (Fig. 9.6 og 9.7). Samlet gir dette et godt bilde av situasjonen høsten 1984, bortsett fra området sør for Dyngafjorden mot Siragrunnen. Her var bunnsbstratene for grove til å få opp en god prøve med den typen prøvetakingsutstyr.

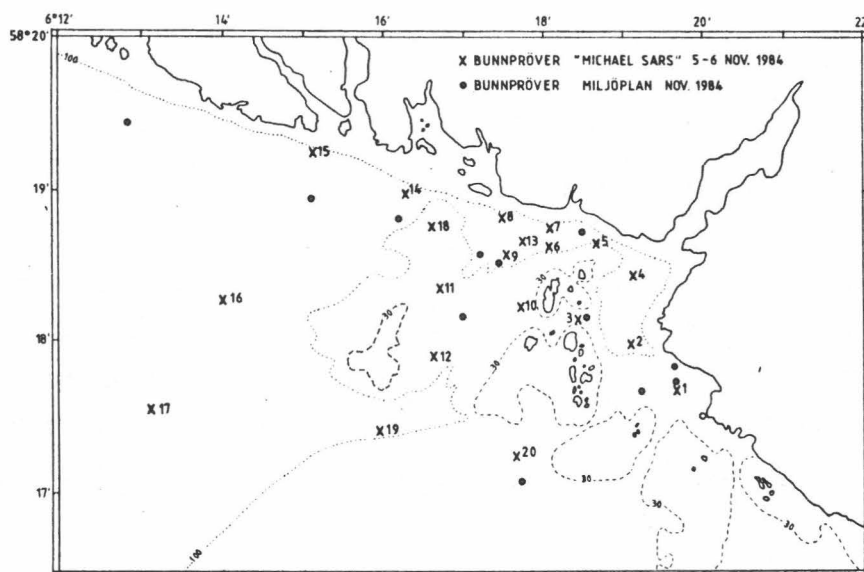


Fig. 9.6. Posisjoner for bunnprøver høsten 1984.
 X Havforskningsinstituttets måleposisjoner.
 o Miljøplan's måleposisjoner.

Fig. 9.7 viser klart at de dypere områdene rundt Båen er påvirket. En del av kontamineringen her har trolig vært tilstede før utslippet til Dyngadypet startet, men Fig. 9.5 indikerer en sterkere økning etter at utslippet startet. Fig. 9.5 viser også en signifikant økning av TiO_2 -innholdet i Reksvika og på stasjonen i østlige del av Knubedalsdypet etter at utslippet til Dyngadypet startet. Trolig er det også en økende kontaminering ut mot tersklene i sør mot Siragrunnen.

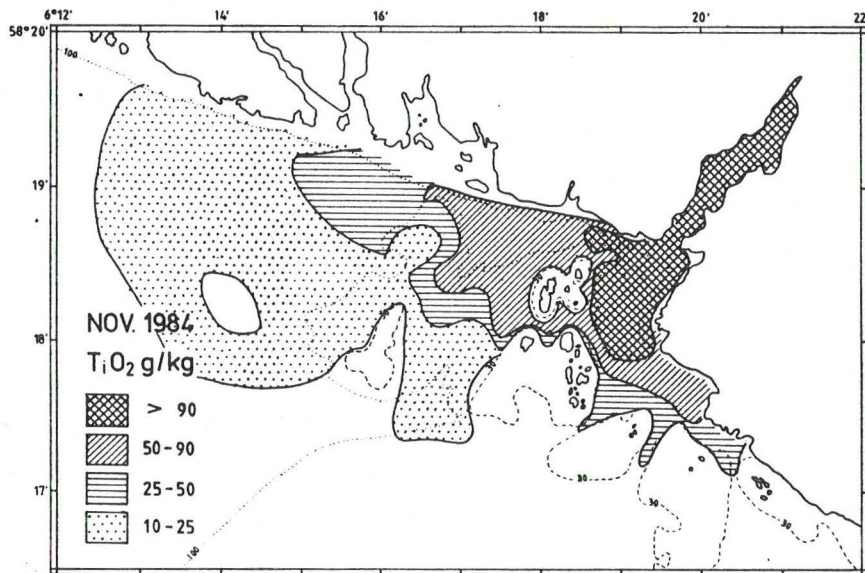


Fig. 9.7. Fordeling av titandioksyd (g/kg) i toppsedimentet i november 1984. Skraveringene angir konsentrasjonen i g/kg. (Basert på A/S Miljøplan's målinger og Havforskningsinstituttets målinger som angitt i Fig. 9.6)

Tabell 9.2 viser arealet i km^2 av de forskjellige konsentrasjonene av titandioksyd slik som angitt i Fig. 9.7. Arealet av området med mer enn 50 g TiO_2/kg i toppsedimentet er 4,3 km^2 eller ca 5 ganger deponiets areal. Arealet av området med mer enn 25 g TiO_2/kg i toppsedimentet er 7,6 km^2 eller ca 10 ganger deponiets areal.

Tabell 9.2. Areal av områdene (i Fig. 9.7) med påvirkede bunnsedimenter (Jøssingfjorden er utelatt)

Deponiets areal	>100 g TiO_2/kg	>50 g TiO_2/kg	>25 g TiO_2/kg	>10 g TiO_2/kg
0,8 km^2	1,3 km^2	4,3 km^2	7,6 km^2	18,3 km^2

Havforskningsinstituttets prøver ble også analysert for TiO_2 -innhold i flere sjikt nedover i sedimentet. Kjernedybden for de enkelte prøvene varierer fra 3-18 cm, avhengig av bunnsubstratets hardhet. Det er således ikke målt dypere ned i sedimentet enn det som er angitt i Fig. 9.8. Den hvite delen

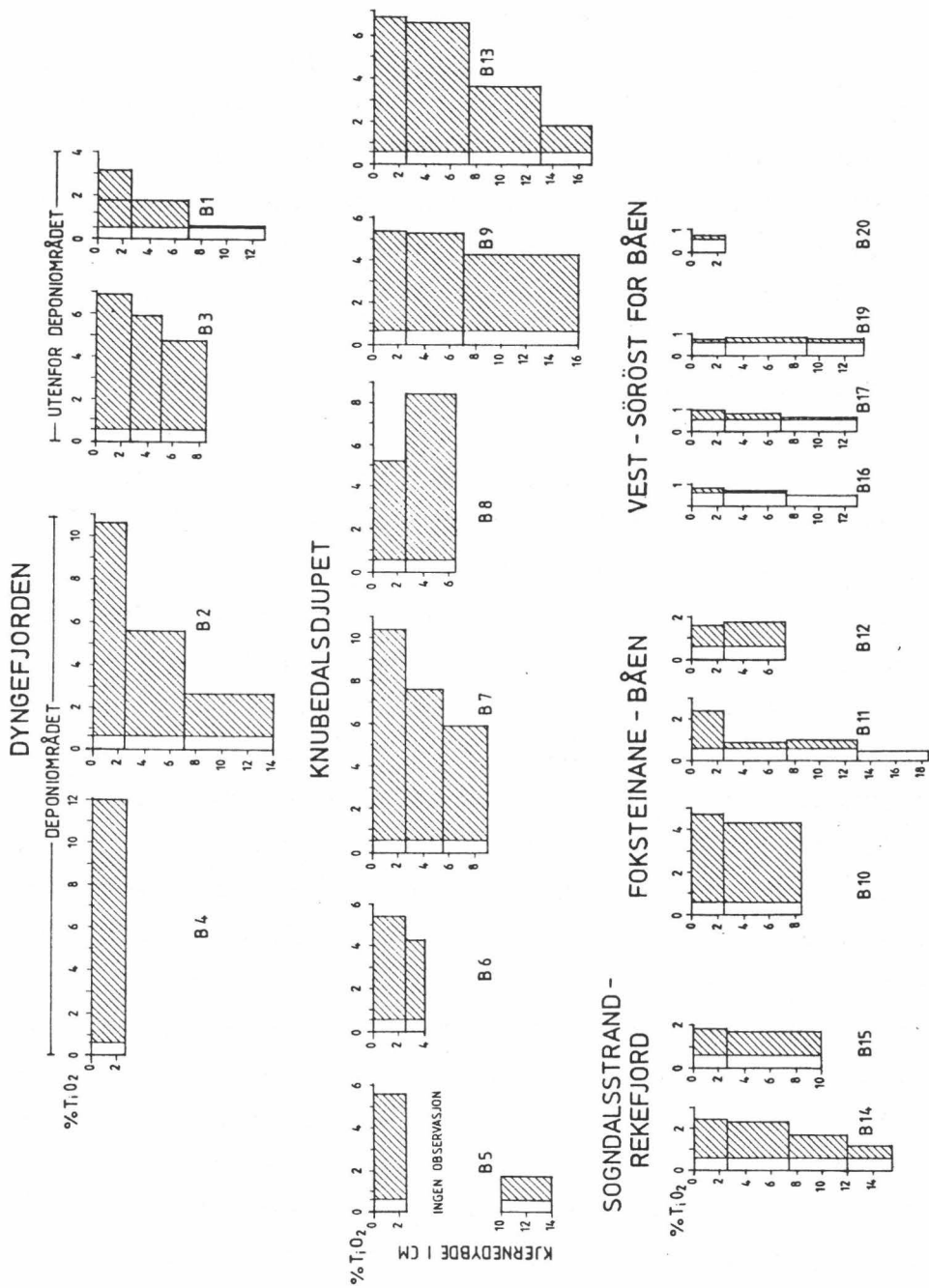


Fig. 9.8. Konsentrasjonen av titandioksyd i prosent (= 1/10 g/kg) som en funksjon av sedimentdybden på de enkelte stasjonene (posisjonene er angitt i Fig. 9.6). Den hvite delen av diagrammene angir bakgrunnsverdien av titandioksyd i området. Den skraverete delen viser tillegget som skyldes påvirkning av gruveavfall. (Havforskningsinstituttets målinger november 1984)

i figurene indikerer den sannsynlige bakgrunnsverdien av TiO_2 -innhold. I de ytre områdene, som er lite påvirket, er det bare en meget svak reduksjon i TiO_2 -innhold nedover i sedimentet. I mer påvirkede områder er TiO_2 -innholdet i toppsjiktet (0-2,5 cm) høyere enn dypere ned i sedimentet. I randområdene omkring deponiområdet er økningen i toppsjiktet (0-2,5 cm) særlig stor, som f.eks. ved Stasjon B1 (sør i Dyngefjorden) og B7 (øst i Knubedalsdypet). I de sentrale deler av Knubedalsdypet, nær land, er det imidlertid små vertikale gradienter. Her er også innholdet i dypere sjikt svært høyt, noe som indikerer at Knubedalsdypet har vært kontaminert i lengre tid.

9.2. Innhold av tallolje i sedimentene

Tallolje i sedimentene er undersøkt av Havforskningsinstituttet i juni 1980 og november 1984. A/S Miljøplan foretok tilsvarende målinger i 1983. I 1980 var innholdet i Dyngadypet på 870 mg/kg vått sediment. Vest i Knubedalsdypet ble det målt 1 mg/kg vått sediment. I 1984 var det målt 400 mg/kg vått sediment i deponiområdet, mens det øst i Knubedalsdypet ble målt 10 mg/kg. Talloljeinnholdet i bunnsedimentene reduseres altså i betydelig sterkere grad utenfor deponiområdet enn titandioksydinnholdet. Dette kan være forårsaket av at talloljen, naturlig nok, brytes raskere ned enn titandioksyd, men først og fremst skyldes det trolig at den delen av talloljen som ikke føres direkte ned med avgangsmassen til deponiområdet, flyter opp mot overflatelagene i form av små "dråper", flak eller partikler. Dette ble klart indikert i avsetningen av tallolje på strømmålingsriggen som var plassert på terskelen mellom Dyngadypet og Knubedalsdypet. Tauverk og strømmålere hadde et oljet/voksaktig belegg med den karakteristiske harpikslukten av tallolje. Dette belegget var mest utpreget høyt oppe i vannmassene mens avsetningen av gruveslam på tauverk og strømmålere økte mot bunnen. A/S Miljøplan's målinger, som ble analysert ved Rogalandsforskning, viste ikke innhold av tallolje ved tilsammen 8 observerte stasjoner.

9.3. Innhold av metaller i sedimentene

Innholdet av forskjellige metaller i gruveslammet viser store variasjoner ifølge målinger fra Institutt for Energiteknikk fra 1975 og 1984. Dette skyldes ulik kvalitet på malmen.

Ut fra disse målingene kan en slå fast at det er et relativt høyt innhold i gruveslammet av jern, krom, kopper, nikkel, både i 1975 og i 1984 sammenliknet med innhold i naturlig sediment. Sinkinnholdet var meget høyt i 1975, mens i 1984 var ikke innholdet av sink høyere enn i naturlig sediment. Innholdet av bly, kadmium og kvikksølv var ikke høyere enn for naturlig sediment hverken i 1975 eller i 1984 (SKEI, pers. meddelelse).

Havforskningsinstituttets bunnprøver ble analysert for konsentrasjonen av jern, sink, kopper, krom ved Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt (JULSHAVN, pers. meddelelse). Prøvene ble forarbeidet ved Geologisk institutt ved å male prøven og løse den fullstendig i fluss-syre. Metoden gir totalt innhold av metaller i sedimentet. Figurene 9.9, 9.10, 9.11, 9.12 viser den horisontale fordelingen av disse metallene. Fordelingene av krom, kopper og jern viser stort sett de samme trekk som fordelingen av titandioksyd, men det er imidlertid i Knubedalsdypet maksimalverdien finnes, og ikke i Dyngadypet. Dette kan tyde på at de minste partiklene har et forholdsvis høyere innhold av metaller.

Konsentrasjonene av kopper er i Knubedalsdypet og Dyngadypet 2-3 ganger høyere enn høyeste normalverdi i kystsedimenter og 4-10 ganger høyere enn bakgrunnsverdien lokalt i området. I de ytre områdene er konsentrasjonen innenfor normalverdiene.

Konsentrasjonene av krom er i Knubedalsdypet og Dyngadypet 2-4 ganger høyere enn høyeste normalverdi og 5-10 ganger høyere enn bakgrunnsverdien lokalt i området. I de ytre områdene ligger de innenfor normalverdiene.

Fordelingen av sink er derimot forskjellig fra fordelingen av de andre metallene. Her er konsentrasjonen dessuten om-

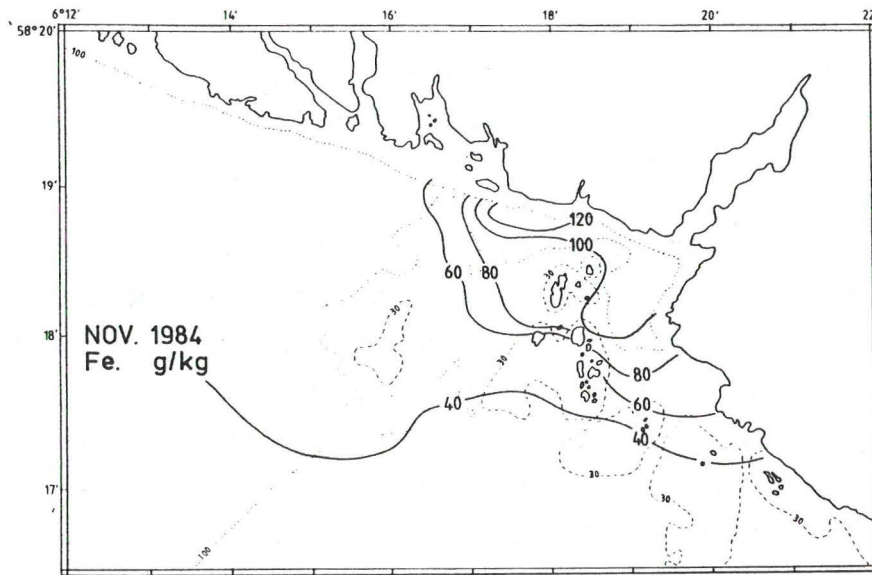


Fig. 9.9. Konsentrasjonen av jern i toppsedimentet (0-2,5 cm dyp) i g/kg 5-6 november 1984. (Basert på Havforskningsinstituttets målinger)

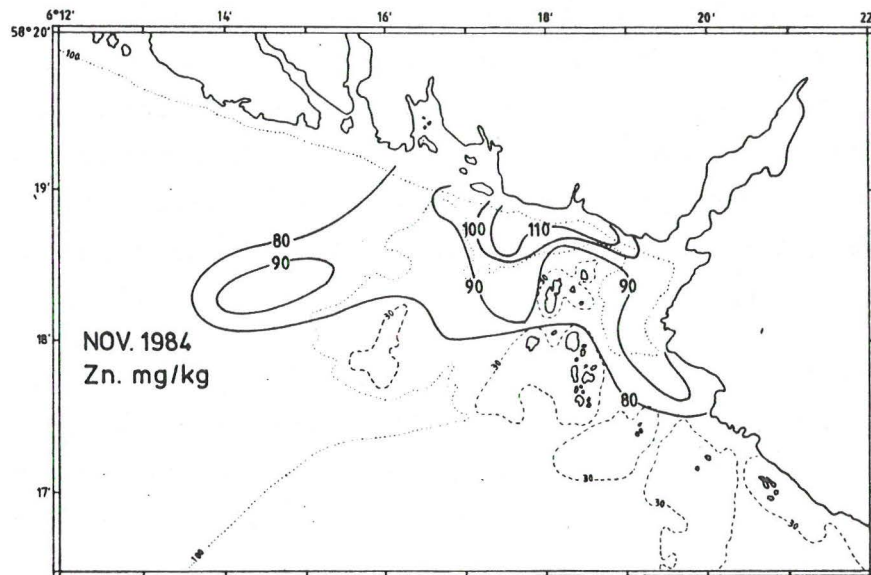


Fig. 9.10. Konsentrasjonen av sink i toppsedimentet (0-2,5 cm dyp) i mg/kg 5-6 november 1984. (Basert på Havforskningsinstituttets målinger)

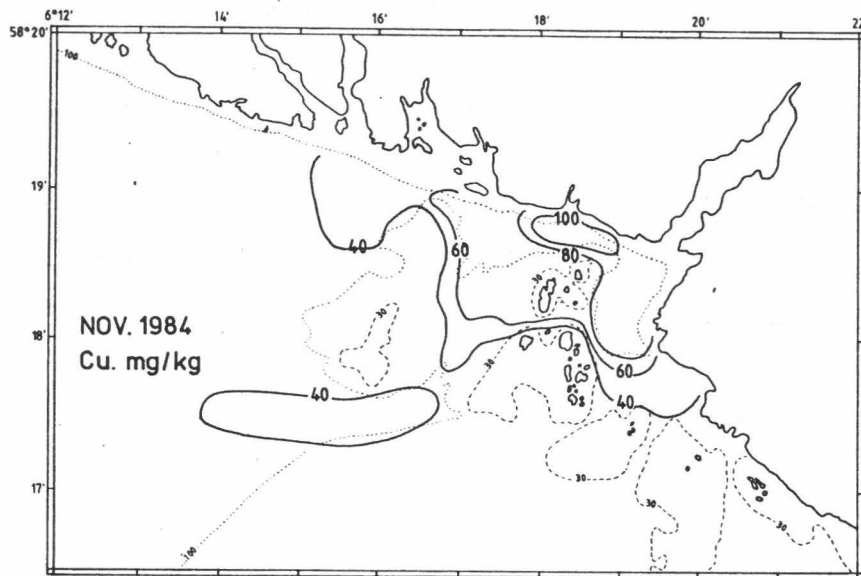


Fig. 9.11. Konsentrasjonen av kopper i toppsedimentet (0-2,5 cm dyp) i mg/kg 5-6 nov. 1984. (Basert på Havforskningsinstituttets målinger)

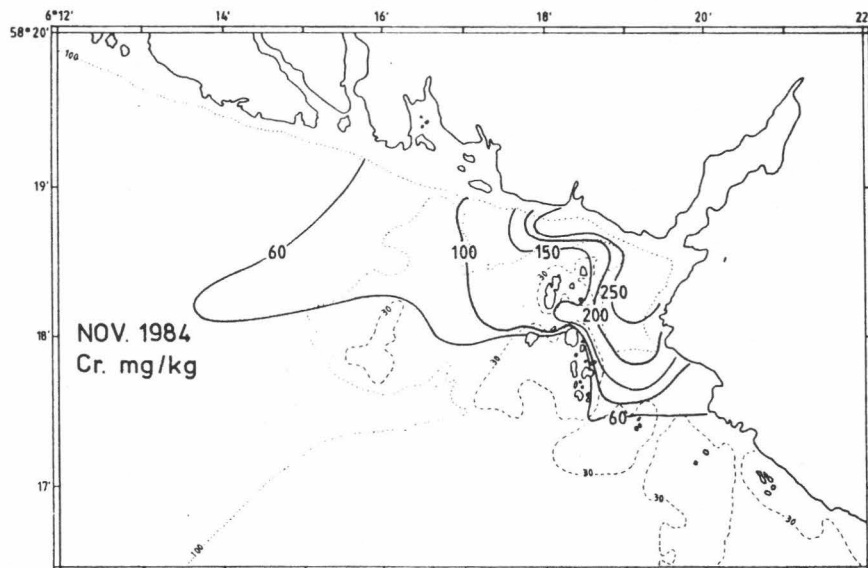


Fig. 9.12. Konsentrasjonen av krom i toppsedimentet (0-2,5 cm dyp) i mg/kg 5-6 nov. 1984. (Basert på Havforskningsinstituttets målinger)

kring normalverdiene for kystsediment, selv om også sink har høyeste konsentrasjoner i Knubedalsdypet. I de seineste analysene fra Institutt for energiteknikk fra desember 1984 er da også konsentrasjonen av sink i gruveslammet omtrent som konsentrasjonen i naturlig sediment, mens målingene fra 1975 viser betydelig høyere konsentrasjoner. Fig. 9.13 viser konsentrasjonen av de enkelte metallene som en funksjon av kon-

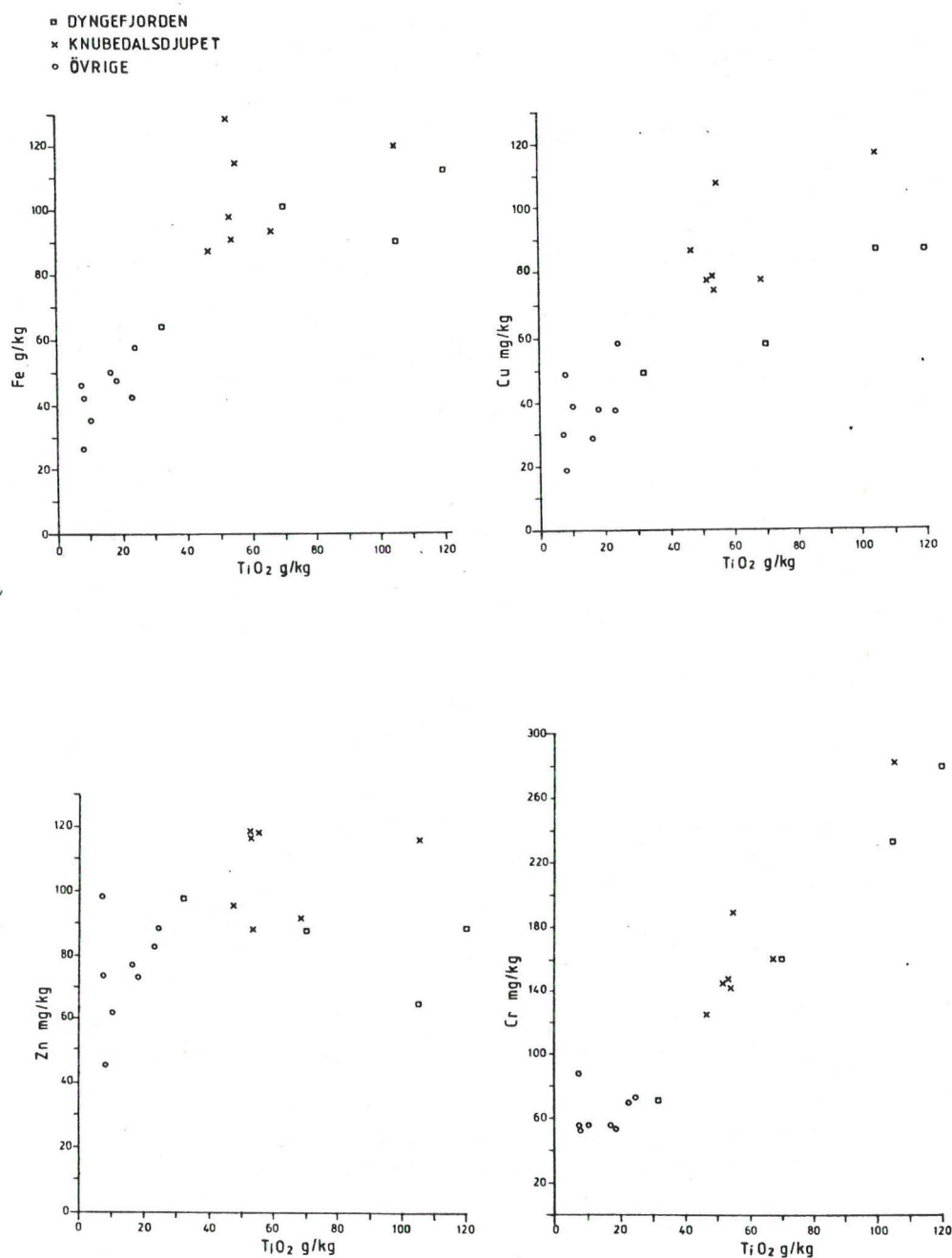


Fig. 9.13. Sammenheng mellom titandioksyd (TiO_2) og metallene jern (Fe), kopper (Cu), sink (Zn) og krom (Cr) i toppsedimentet (0-2,5 cm dybde) 5-6 november 1984. (Havforskningsinstituttets målinger)

sentrasjonen av TiO_2 . Figuren gir en indikasjon på om de enkelte metallene stammer fra gruveslammet. Det er en klar sammenheng mellom konsentrasjonen av jern, kopper og krom mot TiO_2 . Klarest er sammenhengen av krom mot TiO_2 . Konsentrasjonen av sink derimot, synes uavhengig av TiO_2 -konsentrasjonen.

Innholdet av bly, kadmium og kvikksølv er ikke analysert. Konsentrasjonen av disse metallene i gruveslammet er lave, selv om innholdet av bly i vannfasen av utslippet er høyere. Det er derfor ikke grunn til å anta at sedimentene har unormale konsentrasjoner av bly, kadmium og kvikksølv. Konsentrasjonen av nikkel er heller ikke analysert, men gruveslammet har et høyt innhold av dette metallet. Det må derfor antas at også sedimentene i hvert fall i Dyngafjorden og Knubedalsdypet har et høyt innhold av nikkel.

9.4. Samlet vurdering av sedimentering av gruveslam i perioden 1976 - 1984

Selv om målingene fra 1976, 1978 og 1980 er for sparsomme til å dekke hele det påvirkede området, er det klart at hele Dyngadypet og østlige del av Knubedalsdypet hadde mer enn 50% gruveavfall i toppsedimentet. I 1983, før utslippet til Dyngadypet startet, ble et større område dekket. Her går det fram at mestedelen av Dyngafjorden og hele Knubedalsdypet var dekket av mer enn 50% gruveavfall i toppsedimentet. Undersøkelsene i 1983 bekrefter at områdene beskrevet foran er tilført betydelige mengder gruveslam fra utslippet i Jøssingfjorden.

Sedimentundersøkelsene i 1984 (Havforskningsinstituttets og Miljøplan's), et halvt år etter at utslippet startet i Dyngadypet, dekket også området rundt Båen og ut mot Siragrunnen. Av disse undersøkelsene går det fram at det har vært en forholdsvis stor økning i TiO_2 -innholdet i randområdene rundt deponiet (Fig. 9.5). Slam har ikke bare lekket ut over den dypeste terskelen (105 m) i nordvest, men også over terskelen

mellom Langholmen og Foksteinane (67 m). Det er usikkert om det har lekket ut slam over de tre grunnere tersklene mot sør. Det var ikke mulig å få en brukbar bunnprøve fra dette området med det prøvetakingsutstyret som ble benyttet. Bunnprøven B20 (ved Siragrunnen) viser imidlertid et TiO_2 -innhold ned mot bakgrunnsverdien. Det er imidlertid klart at deler av området sør for Knubedalsdypet er dekket med mer enn 50% gruveavfall i toppsedimentet. De dypere områdene rundt Båen er også påvirket av gruveavfall. Dersom en antar at bakgrunnsverdiene for TiO_2 -innhold i naturlig sediment er på ca 5 g/kg tørt sediment, vil det si at 5-20% av toppsedimentene i dypområdene rundt Båen i dag består av gruveavfall. Samlet sett utgjorde det området som må betegnes som kraftig forurensset, dvs. mer enn 50% gruveavfall i toppsedimentet: Dyngaområdet unntatt områdene helt i sør opp mot de grunneste tersklene, hele Knubedalsdypet til tersklene i vest, samt området sør for Knubedalsdypet til Foksteinane. Arealet av dette området er $4,3 \text{ km}^2$ eller 5 ganger deponiets areal. I dette området er konsentrasjonen av kopper 2-3 ganger høyere og krom 2-4 ganger høyere enn de høyeste normalverdiene for kystfarvann, mens den er 4-10 ganger høyere enn bakgrunnsnivået lokalt i området. Virkningen av gruveavfall i form av høyere konsentrasjoner av titandioksyd enn naturlig, strekker seg over et område på ca 18 km^2 .

10. LEKKASJE PÅ RØRLEDNINGEN OG DANNELSEN AV EN ØVRE SUSPENSJONSSKY

Under Havforskningsinstituttets undersøkelser 2-7 nov. 1984 ble det på det akustiske registreringsutstyret observert en partikkelsky i de øvre lag, mellom 40 og 80 meters dyp. Sløret hadde en horisontal utstrekning over hele Dyngadypet, Knubedalsdypet og ytre deler av Jøssingfjord. Den horisontale utbredelsen av skyen er tidligere vist i Fig. 8.8

Det ble først antatt at suspensjonsskyen kom fra overløps-systemet inne i Jøssingfjorden, men det ble imidlertid raskt klart at den stammet fra en lekkasje på utløpsledningen. Lekkasjen ble lokalisert på 50 meters dyp i munningen av Jøssingfjord i skråningen ned mot Dyngadypet (Fig. 10.1), og fremtrer tydelig på ekkogrammene. Den tette turbiditetsstrømmen fra selve rørenden i 104 meters dyp (U) har en noe lavere fallvinkel enn lekkasjestrømmen som renner ned langs røret fra ca. 50-55 meters dyp. Ekkogrammene tyder på at rørledningen har tre separate hull, hvor massen sprutes ut i en søyle på ca. 10 meters høyde fra bunnkonturen (rfr. Fig. 10.1, pkt. H). De lettere deler av massen suspenderes ut i vannmassene mens den tyngre del renner ned langs skråningen til Dyngadypet. En integratorkanal som følger bunnkonturen i 10 meters tykkelse gir M-verdi-utslag på 40-80.000 mm, som transformert tyder på en tetthet i turbiditetsstrømmen over bunnkonturen på 600-1000 g/m³.

Konsentrasjonen i suspensjonssløret et stykke ut for selve lekkasjen er ca. 2,5 g/m³, og ble bare detektert på transmisjonsmåleren i nærheten av lekkasjestedet, eller på steder der skyen var konsentrert i et tynt sjikt (rfr. Fig. 8.1)

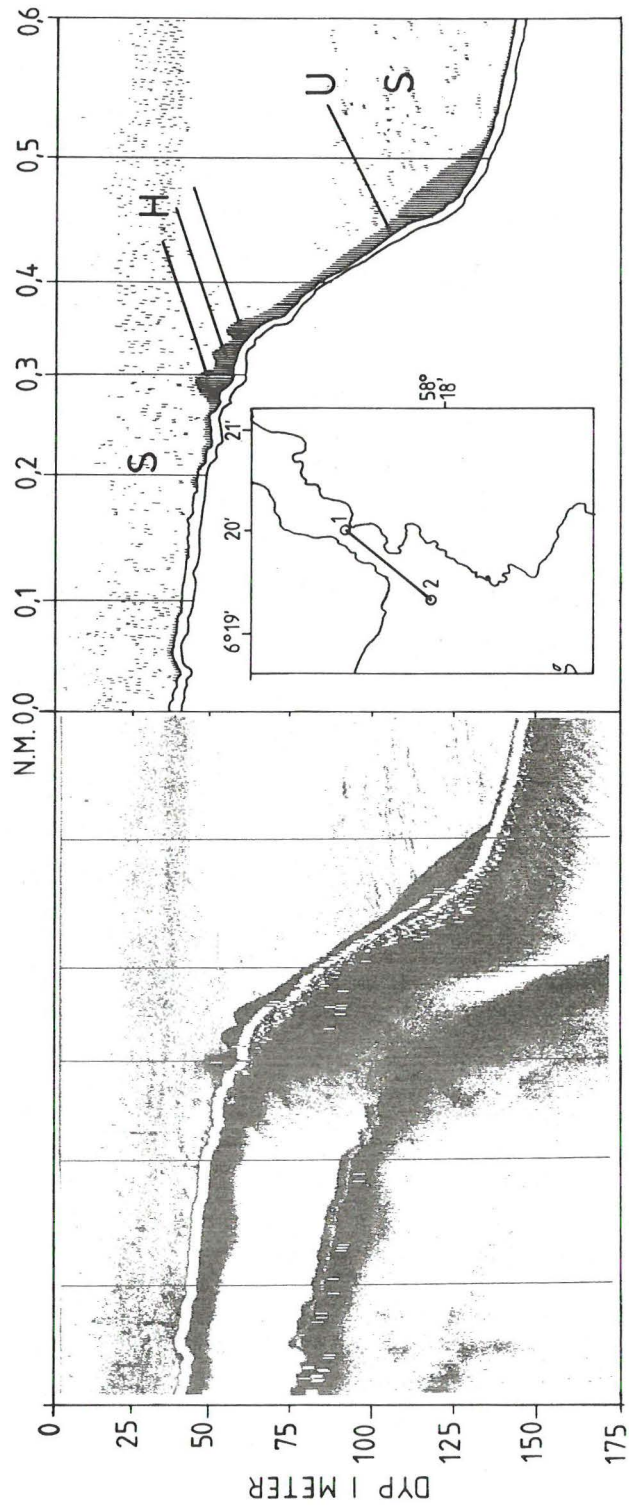


Fig. 10.1. Ekkogram fra ytre del av Jøssingfjord og bakken ned mot Dyngadypet som viser lekkasjen på rørledningen. Bunnkonturen er representert ved den øvre strek på kvitlinjen, og med turbiditetetskyen/strømmen klart over denne. Enden av røret er anmerket med (u) og de tre omtalte hullene hvor massen sprutes ut i en søyle på 10 meters høyde er angitt ved (H). Øvre og nedre suspensjonsky er angitt med (S).

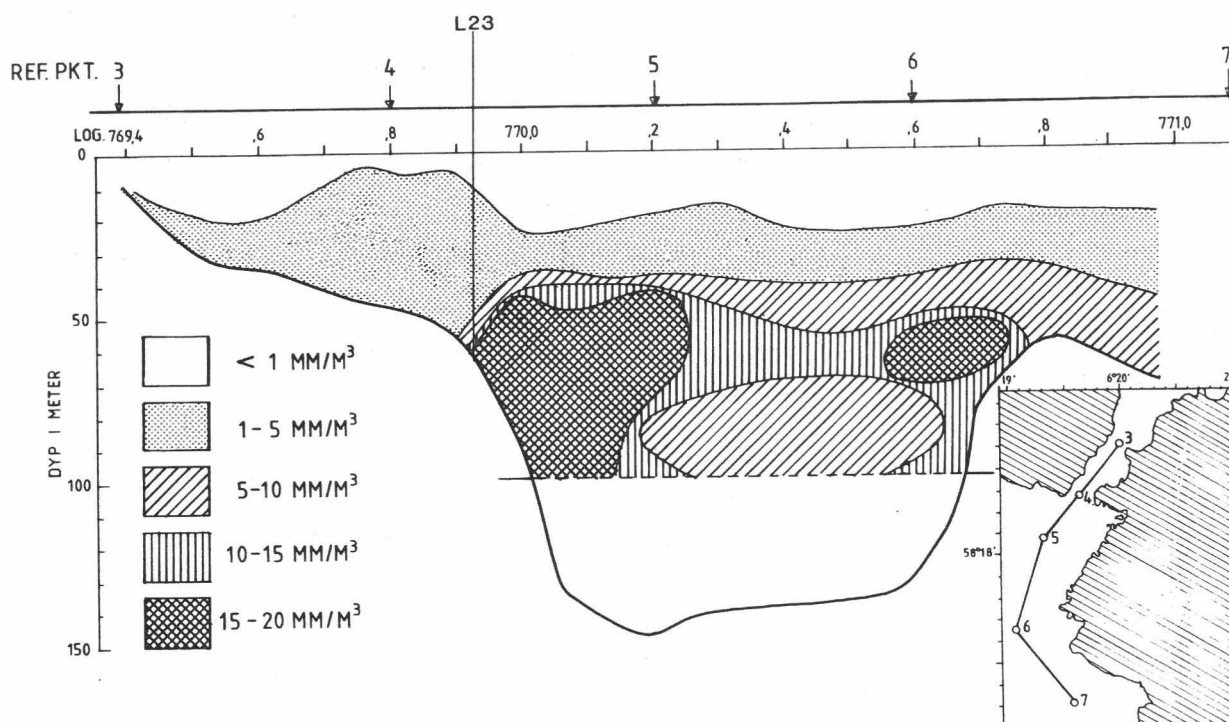


Fig. 10.2. Vertikalprofil gjennom ytre del av Jøssingfjord og Dyngadypet, ref. kart ned til høyre. Fritt suspendert materiale over 100 meter. Typiske verdier i Dyngadypet under 100 m er 60-250 MM/m³. Lystransmisjonstasjon L23, tatt litt senere en vertikalprofilen, er vist under.

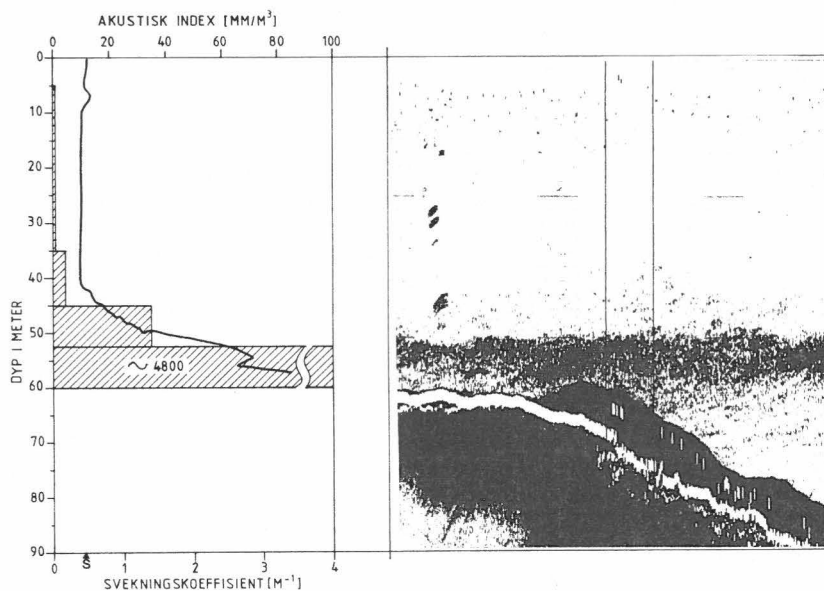


Fig. 10.3. Akustisk og transmisjonsprofil gjennom øvre suspensjonsky like over lekkasje stedet, rfr. pkt. (L23) i fig. 10.2. I nedre integratorkanal har endel av turbiditetsskyen kommet med, og tettheten er her estimert til 600 g/m³. I venstre del av ekkogrammet ser en 6-7 gassbobler som stiger mot overflaten, enten fra røret, eller fra selve sedimentet. Inne i Jøssingfjorden ble dette ofte observert på ekkogrammene.

En vertikalprofil gjennom selve Dyngadypet (Fig. 10.2), viser fordelingsmønster og konsentrasjonsforhold over 100 meters dyp. Verdier i nedre bunnkonturkanal på 10 meters tykkelse er her utelatt for ikke å inkludere de kraftigste konsentrasjonene i turbiditetsskyen, slik at figuren gjengir kun fritt suspendert materiale. Fig. 10.3 viser stasjon L23, tatt omtrent over selve lekkasjepunktet, gjennom suspensjonsskyen. Samlet er det beregnet at den del av lekkasjen som ligger som en suspensjons-sky i Dyngadypet og Knubedalsdypet er på henholdsvis 80 og 60 tonn.

Med de relativt raske transporthastighetene i de øvre lag vil den mengden som gikk i suspensjon fra lekkasjen være på anslagsvis 300 tonn/døgn, eller ca. 9000 tonn pr. måned. Det er senere fremkommet opplysninger om at lekkasjen startet allerede i slutten av august og trolig har pågått året ut. Opptil 30.000-40.000 tonn gruveavfall kan derfor ha blitt spredt over et stort område i denne tidsperioden.

REFERANSER

- Aure, J. og Sætre, R. 1981. Wind effects on the Skagerrak outflow. Pp. 263-293 in The Norwegian Coastal Current. R. Sætre and M. Mork (Editors), University of Bergen.
- Aure, J. og Sundby, S. 1981. Spredning av gruveavfall fra Dyngadypet. Notat Havforskningsinst. des. 1981. 75.
- Aure, J. og Sundby, S. 1984. Spredning av gruveslam fra Titania A/S. Situasjonsrapport etter et halvt års utslipp. Notat FO8406 Havforskningsinst. sept. 1984. 8 s.
- Hay, A.E. 1983. On the remote acoustic detection of suspended sediment at long wavelengths. J. Geophys. Res., 88, 7525-7542.
- Hognestad, P.T. 1980. Marine miljøundersøkelser i Jøssingfjord og tilgrensende farvann i mai-juni 1980. FHI, Statens Biologiske Stasjon Flødevigen 19 s.
- I/S Miljøplan 1977. Marinbiologiske undersøkelser i Jøssingfjordområdet. Hovedrapport. I/S Miljøplan. Mars 1977. 51 s.
- I/S Miljøplan 1978. Marinbiologiske undersøkelser i Jøssingfjordområdet. Hovedrapport. I/S Miljøplan, November 1978, 36 s.
- A/S Miljøplan 1981. Spredning av slam i sjøen ved deponering av avgang fra Titania A/S i Dyngadypet. A/S Miljøplan, Des. 1981 20 s.

A/S Miljøplan 1983. Marinbiologiske undersøkelser i
Jøssingfjordområdet. A/S Miljøplan, April 1983. 24 s.

A/S Miljøplan 1984. Marine overvåkningsundersøkelser i
Jøssingfjord-Dynga området. A/S Miljøplan, August
1984, 72 s.

Personlige meddelelser:

Per Erik Bjerke - Norges Hydrotekniske Laboratorier (HHL)

Kåre Julshavn - Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt

Karsten Palmork - Havforskningsinstituttet

Henrik Rye - Norges Hydrotekniske Laboratorier (NHL)

Jens Skei - Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)

Sturle Trovik - Geologi Institutt Universitetet i Bergen