

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

**Hovedkontor** Postboks 33, Blindern 0313 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80  
Telefax (02) 39 41 29

**Sørlandsavdelingen** Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033  
Telefax (041) 42 709

**Østlandsavdelingen** Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

**Vestlandsavdelingen** Breiviken 5  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 95 17 00  
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: 0-89065
Undernummer:
Løpenummer: 2240
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Miljøkonsekvensvurdering Landdeponi og sjødeponi Titania A/S	Dato: 10. juni 1989
	Prosjektnummer: 0-89065
Forfatter (e): Hans Olav Ibrek John Arthur Berge Norman Green Rasmus Gulbrandsen Eigil Iversen Are Pedersen Jens Skei Haakon Thaulow	Faggruppe: VRF
	Geografisk område: Sokndal
	Antall sider (inkl. bilag): 108

Oppdragsgiver: Titania A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
-------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt:

Prosjektet har på et ensartet sammenligningsgrunnlag klarlagt miljøkonsekvensene av sjødeponi og av landdeponi for Titania A/S. NIVA har ikke kommet med konklusjoner i form av anbefalinger om valg av et alternativ framfor et annet. Rapporten er basert på eksisterende undersøkelser. Det er ikke utført nye undersøkelser.

4 emneord, norske:

1. Miljøkonsekvenser
2. Sjødeponi
3. Landdeponi
4. Titania A/S

4 emneord, engelske:

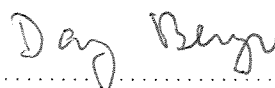
1. Environmental Impact Assessment
2. Marine tailings disposal
3. On land tailings disposal
4. Titania A/S

Prosjektleder:



Hans Olav Ibrek

For administrasjonen:



Dag Berge

ISBN - 82-577-1536-0

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
OSLO

0-89065

MILJØKONSEKVENSVURDERING

LANDDEPONI OG SJØDEPONI  
TITANIA A/S

Oslo, 10 juni 1989

Prosjektleder: Hans Olav Ibrek  
Medarbeidere: John Arthur Berge  
Normann Green  
Rasmus Gulbrandsen  
Egil Iversen  
Are Pedersen  
Jens Skei  
Haakon Thaulow

## FORORD

NIVA fikk 21 april 1989 oppdrag av Titania A/S å utføre en analyse av miljøkonsekvensene av alternative deponeringsmåter for avgangsmasser fra bedriften til sjødeponi og på land. Rapporten bygger på et forprosjekt/programforslag utført av NIVA i mars/april 1989 (Ibrekk, H.O., Gulbrandsen, R. 1989).

NIVA har vurdert begge deponialternativene ut fra én og samme metode for sammenligning og sammenveing. Vi har ikke anbefalt hvilket deponialternativ som ut fra miljøhensyn bør velges, eller konkludert med hvilket alternativ som gir de minste miljømessige konsekvenser. Dette er i tråd med forutsetningene for oppdraget. Slike tilrådninger ville forutsette sammenligninger av klart politisk natur som ligger utenfor NIVAs rolle som rådgiver i vannfaglige spørsmål. Ansvar for slike sammenligninger tilligger forvaltningen, i dette tilfellet Miljøverndepartementet.

Prosjektet er basert på foreliggende rapporter og opplysninger fra bedriften. I vedlegg er det satt opp en liste over personer vi har kontaktet. Vi vil rette en takk til alle disse for velvillig bistand.

Bedriftens kontaktperson har vært direktør Emil Fjeld.

Prosjektet er utført av en arbeidsgruppe på NIVA. Prosjektleder for prosjektet er Hans Olav Ibrekk. Prosjektmedarbeidere har vært John Arthur Berge, Norman Green, Rasmus Gulbrandsen, Eigil Iversen, Are Pedersen, Jens Skei og Haakon Thaulow. Prosjektets tidsramme har vært meget kort. Prosjektlederen vil rette en stor takk til de som har bidratt til denne rapporten.

Oslo, 10 juni 1989



Hans Olav Ibrekk  
Prosjektleder

# INNHALDFORTEGNELSE

	side:
<b>FORORD</b> .....	<b>2</b>
<b>INNHALDSFORTEGNELSE</b> .....	<b>3</b>
<b>0. SAMMENDRAG</b> .....	<b>4</b>
<b>1. INNLEDNING</b> .....	<b>15</b>
1.1 Bakgrunn .....	15
1.2 Tidligere undersøkelser og konsekvensanalyser ....	16
1.3 Om det utførte forprosjektet .....	17
1.4 Formålet med prosjektet .....	17
<b>2. VALG AV METODE</b> .....	<b>18</b>
2.1 Kriterier for valg av metode .....	18
2.2 Presentasjon av metode .....	19
2.3 Kvantifisering av virkninger .....	20
2.3.1 Innledning .....	20
2.3.2 Evaluering av virkninger .....	20
2.3.3 Analysehorisont .....	22
2.3.4 Metodikk for evaluering av virkninger .....	23
<b>3. SJØDEPONI</b> .....	<b>28</b>
3.1 Generelt .....	28
3.2 Avgangens mengde og sammensetning .....	28
3.3 Topografi og hydrografiske prosesser .....	29
3.4 Tilstanden i sjøområdet før etablering .....	31
3.5 Tilstanden i sjøområdet idag .....	35
3.6 Sjødeponiet avsluttes i 1991-1993 .....	53
3.7 Videreføring av sjødeponi .....	59
3.8 Fremtidig avslutning av sjødeponiet .....	63
3.9 Mulige tekniske tiltak for å bedre sjødeponeringen.	65
3.10 Konto-oppsett - Sammenstilling av konsekvenser ...	69
<b>4. LANDDEPONI</b> .....	<b>72</b>
4.1 Generelt .....	72
4.2 Vurderingsgrunnlag .....	74
4.3 Nå-tilstanden i områdene for landdeponi .....	75
4.4 Anleggs- og driftsfase for landdeponi .....	81
4.5 Langtidseffekter .....	95
4.6 Konto-oppsett - Sammenstilling av konsekvenser ....	98
<b>LITTERATURLISTE</b> .....	<b>101</b>
<b>LISTE OVER KONTAKTPERSONER</b> .....	<b>108</b>

## O. SAMMENDRAG

### BAKGRUNN OG FORMÅL

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har på oppdrag fra Titania A/S foretatt en vurdering av miljøkonsekvensene av deponeringsmåter for avgangsmasser fra Titania A/S til sjødeponi og på land.

Formålet med prosjektet er på et ensartet sammenligningsgrunnlag å:

- i. Klarlegge miljøkonsekvensene av sjødeponi for Titania A/S
- ii. Klarlegge miljøkonsekvensene for landdeponi for Titania A/S.

Titania A/S deponerer i dag avgangsmassen i Dyngadypet. Rapporten belyser konsekvensene av dagens utslipp til Dyngadypet, konsekvensene av videreføring av dagens deponeringsmåte og av et alternativ som forutsetter tekniske tiltak for å forbedre sjødeponiet. Dette alternativet omfatter også et mindre landdeponi.

Bedriften har tidligere fått utført en miljøkonsekvensvurdering av et framtidig landdeponi. Denne er lagt til grunn for vårt prosjekt. Vi har i rapporten vurdert to alternativer for landdeponi; Lundetjern og Logsvatnet.

Miljøkonsekvensene og påvirkning av brukerinteresser er kvantifisert så langt dette er mulig både for sjø- og landdeponering.

NIVA har vurdert miljøkonsekvensene av de to hoveddeponeringsalternativene med de tilhørende underalternativer; med andre ord i alt fire alternativer. Disse er stilt opp mot hverandre, men ikke vurdert mot hverandre. Vi har følgelig ikke kommet med konklusjoner i form av anbefalinger om valg av et alternativ framfor et annet.

### METODE

Ved opplisting og kvantifiseringen av miljøeffektene har vi valgt å bruke en metode som bygger på prinsippene fra den såkalte "planleggingens balansekonto". Metoden er en form for strukturt oppstilling av alle konsekvenser (jfr. Kap 2.)

Konsekvensene er inndelt i sammenlignbare grupper etter den form de kan kvantifiseres/beskrives:

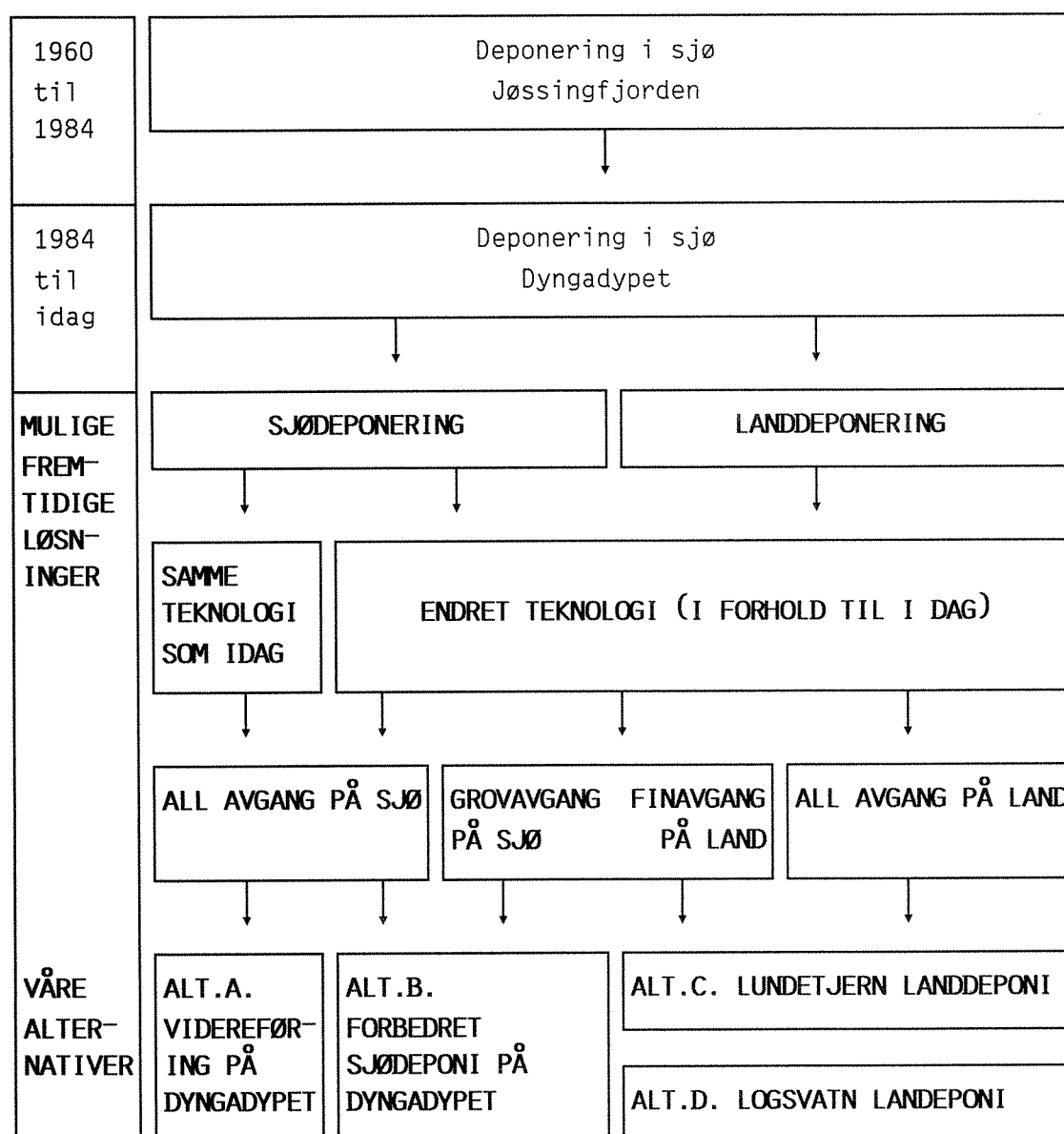
- Virkninger som direkte lar seg økonomisk kvantifisere
- Virkninger som bare kan måles i fysiske enheter

- Virkninger som er vanskelig målbare, men som kan gis en kvalitativ beskrivelse.

Metoden for kvantifisering av virkninger for sjø- og landdeponiet er beskrevet i detalj i kap. 2.3. For hvert deponialternativ er miljøkonsekvensene (kontooppsett) stilt sammen. Det henvises til kap. 3.10 for sjødeponi og kap. 4.5 for landdeponi.

## ALTERNATIVER SOM ER VURDERT

Figur 0.1 nedenfor viser mulige fremtidige løsninger for deponering av avgangsmasse i sjø og på land. Figuren viser også de fire alternativene som er vurdert i denne rapporten.



FIGUR 0.1 FREMTIDIGE DEPONILØSNINGER. VURDERTE ALTERNATIVER.

## OM HOVEDALTERNATIVET SJØDEPONI (ALT. A OG B)

Dagens utslipp: Årlig avgangsmengde fra Titania A/S er ca. 2 mill. tonn, derav 400000 tonn finpartikulært materiale mindre enn 18 $\mu$ m. 340 tonn tallolje, hvorav 54 tonn harpikssyrer føres med avgangen til sjøen. Innholdet av metaller er relativt lite.

Det må presiseres at den tekniske gjennomførbarheten for alternativ B ikke er tilstrekkelig dokumentert.

### Tilstanden i sjøområdet i dag.

FYSISKE INNGREP: Utslippsledning på land og i sjøen ut til Dyngadypet.

NATURTILSTAND: Vi antar at et areal på minimum 25 km<sup>2</sup> til tider viser vannkvalitetsendringer som følge av dagens utslipp. Dette tilsvarer et like stort areal som Sokndal kommunes sjøareal innenfor grunnlinjen.

Influensområdet, ca. 9 km<sup>2</sup>, har fått en økt belastning de siste årene. Suspensjonsskyen når opp mot og over terskelnivåene. Betydelig sedimentasjon i Knubedalsdypet. De dypere deler av Dyngafjorden sør for deponiet og dypere deler av Knubedalsdypet er sterkt påvirket av utslippet.

Bløtbunnen innenfor influensområdet er tildels klart påvirket av nedslamming. Det har foregått en gradvis forverring. Undersøkelse av gruntvannsfauna i Dyngadypet viser at arts sammensetningen har endret seg, men det er uklart hvorvidt dette skyldes naturlige svingninger eller utslippet.

Utenfor det definerte influensområdet har andelen av finfraksjonen i sedimentene økt signifikant i perioden 1986-88. Det skjer en klar spredning av finfraksjonen utenfor det definerte influensområdet. Det er kun påvist spor av effekter på bløtbunnsfauna utenfor influensområdet.

Hele sjøarealet i Sokndal kommune innenfor grunnlinjen er definert som gyte- og oppvekstområde for fisk og reker.

De dypere deler av Dyngadypet er sannsynligvis ødelagt som beiteområde bunnfisk. Vi antar at pelagiske fiskearter er lite påvirket. Lokale fiskere påstår at fanget fisk er kvalitetsforringet. Smakstestingen gir ingen grunn til å si at smaken på fisk er påvirket negativt. Andelen tilslammede reker har økt til 50 % i 1988. Det er påvist tall-

oljelignende komponenter i gjeller fra reker fanget nær utslippsstedet. Tallolje inneholder harpikssyrer. Effekter av opptak av harpikssyrer i fisk er ikke klarlagt.

Det er ikke utført undersøkelser for å kartlegge eventuelle skadevirkninger av utslippet på fisk og reker utover Miljøplan's reketråling og smakstesting.

**BRUKERINTERESSER:** Hele Sokndal kommunes sjøareal innenfor grunnlinjen er fiskefelt. Antall fiskere i kommunen (ca. 50) har ikke endret seg siden 1980. Fangstverdien i området er anslått av Asplan til kr. 3,1 mill. kroner.

Det er ikke foretatt analyse av mulig fangsttap. Dokumentasjon av negative effekter på fiskeriene mangler. Det er registrert problemer med nedslamming av fiskeredskap.

Naturvern- og friluftssinteressene er ikke påvirket av dagens utslipp.

#### **Avslutning av sjødeponiet i 1991 - 1993**

Forutsetningen er at landdeponi bygges og står ferdig i 1991-1993.

**NATURTILSTAND:** Vannkvalitetspåvirkningen vil reduseres raskt (umiddelbart).

I de påvirkede områdene vil bløtbunnfaunaen bli forskjøvet i retning av arter tilpasset et mer finkorning materiale. I Jøssingfjord og i Dyngadypet vil antall arter nå et asymptotisk nivå i løpet av 5-10 år. Hardbunnsfauna er i dag ikke påvirket.

Gyteforholdene for fisk og reker vil forbedres. Bestanden av bunnfisk på dypere vann vil antas å være "normal" i løpet av en 10-årsperiode. Pelagisk fisk vil komme raskere tilbake til normal situasjonen, under forutsetning av at de er påvirket.

**BRUKERINTERESSER:** Lokale fiskebestander er i dag ikke dokumentert påvirket, med unntak av bunnfisk. Fiskebestanden vil ta seg opp igjen i løpet av 10 år. Problemer med nedslamming vil reduseres.

Naturvern- og friluftssinteressene er ikke påvirket i dag.

#### **Videreføring av sjødeponi (alt. A)**

Dyngadypets praktiske levetid som deponiområde er kortere enn det



totalvolumet tilsier, fordi det må påregnes vesentlig økt spredning når den deponerte avgangen nærmer seg terskelnivåene. Videreføring av sjødeponiet utover år 2000 bør kreve tiltak (eks. bygging av dammer) for å øke deponivolumet.

NATURTILSTAND: Spredningen av avgangsmasse vil øke etterhvert som Dyngadypet fylles opp. Influensområdet vil øke. Mulighet for sedimentering av avgang i området mellom Siragrunnen (områder med dybder mindre enn 30 m) og Åpneskjæra og Hummardus. Det forventes ingen sedimentering på selve Siragrunnen. Det påvirkede området mot Båen og videre ut av Knubedalsdypet vil øke.

Det sterkt belastede bløtbunnsområdet vil øke. Bløtbunnsfaunan i Knubedalsdypet vil gradvis forverres i retning av de tilstander en har i Dyngadypet og Jøssingfjord. En forventer ingen vesentlig endring i hardbunnsfauna.

Større andel av gyte- og oppvekstområdene for fisk og reker vil bli påvirket. Større skader på den lokale fiskebestanden sammenlignet med i dag, vil opptre. Konsekvensene for en framtidig sildebestand antas å bli begrensede.

BRUKERINTERESSER: Økt spredning av avgang vil kunne påvirke fiskeriinteressene i større grad enn de eventuelt er i dag.

Ingen endringer for naturvern- og friluftslivsinteressene.

#### **Avslutning av sjødeponiet ved bedriftsnedleggelse**

Vi forventer at revegeteringen vil ta tilnærmet like lang tid som ved evt. stans i sjødeponering i 1991-93, dvs. 5-10 år. Pga. av økt spredningsområde må større arealer gjennomgå en revegeteringsperiode. Jøssingfjorden vil revegeteres raskere ved senere avslutning av deponiet da revegeteringen da vil ha kommet lengre enn den har i dag.

#### **Tiltak for å hindre spredning (alt. B.)**

UNDERSJØISK DEMNING for å øke deponikapasiteten. Økt spredning av avgang vil sannsynligvis kunne unngås ved suksessiv hevning av demningen(e) eller ved perforert demning på toppen av den tette.

MANIPULERING MED AVLØPSVANNETS SAMMENSETNING: Erstatning av mest mulig ferskvann med sjøvann i kombinasjon med økt fortykkerkapasitet vil bidra til redusert spredning av finmalt avgang i resipienten. Dette vil ha positive miljøeffekter.

Fjerning av finfraksjonen (<18 µm) og deponering av disse i landdeponi eller i fjellhaller vil trolig redusere de fleste miljøbetenkelighetene med sjødeponi.

Lagring av finfraksjonen i landdeponi vil i prinsippet ha de samme miljøkonsekvensene som ved lagring av hele avgangen på land.

## **OM HOVEDALTERNATIVET LANDDEPONI (ALT. C OG D)**

Vurderingene av miljøkonsekvensene av landdeponiet bygger i stor grad på Ing. A.B. Berdals rapport om miljøkonsekvensene av landdeponering. Vi har valgt kun å vurdere konsekvensene av en løsning med tette dammer, det såkalte Alt.1. Vi vurderer to lokaliseringer av landdeponi; ved Lundetjern og Logsvatn. Ved drift utover 30 år må begge disse deponiområdene benyttes.

Avgangsmengde og sammensetning er den samme som for sjødeponering.

### **Nå-tilstand i områdene aktuelle for landdeponi**

FYSISKE INNGREP: Rv 44 går forbi Logsvatnet, ca. 2 km. En traktorvei går nordover fra Logsvatnet, 1 km. Det går flere kraftlinjer gjennom området, både 300 kV hovedlinje og 60 kV tilførselslinje. Det er flere steintipper fra Titanias virksomhet i utkanten rett nord for Lundetjernområdet.

NATURTILSTAND: Terrenget består i stor grad av nakne fjellknauser med små dalsøkk med lite løsmasser. Bergarten (anortositt) er hard og gir lite næring til plantedekket. Området er ganske kupert og tildels lite tilgjengelig.

Floraen i området er artsfattig. Innsjøene er næringsfattige, sure, lite humuspåvirket og anses som fisketomme.

Området har ordinær og relativt fattig fuglefauna. Deponiområdene ligger tett opptil et område for elg med 8-14 dyr, trekkruter går dels gjennom deponiområdene. Det er noe rådyr i området.

BRUKERINTERESSER: Det er ikke naturverninteresser innenfor området. Det er en heller ved Logsvatnet. Området er ikke særlig mye brukt til friluftsliv. Fiske drives ikke fordi vannene er fisketomme. Det er relativt lite småviltjakt.

Det er ikke landbruksinteresser knyttet til området. Rv 44 går gjennom området. Logsvatn er drikkevannskilde for Åna-Sira.

#### **Anleggs- og driftsfase for Lundetjerneponiet (alt. C)**

**FYSISKE INNGREP:** Deponiet vil bli dannet ved bygging av 9 dammer, den høyeste 100 meter høy. Anleggsveier på 8,3 km må bygges. Kraftlinjer må flyttes. Deponiet vil danne en 1,3 km<sup>2</sup> flat høyslette tilsvarende ca. 0,7% av tilsvarende areal i kommunen.

**NATURTILSTAND:** Vil forstyrre fugleliv. 8-14 elg vil miste viktig trekkroute, mulighet for lokal bestandsdesimering. Floraen i deponiområdet vil dø ut, men er ansett som lite spesiell. 7 innsjøer som idag er fisketomme, vil bli fyllt opp med avgangsmasse. Merkbar sandflukt vil kunne nå 5 km unna 5 ganger i året. Dette kan påvirke store landområder avhengig av vindretninger. Dekanteringsvann fra deponiet vil føre ca. 300 tonn finpartikulært materiale til sjøen (tilsvarende under 0,1% av dagens utslipp av finpartikulært materiale).

**BRUKERINTERESSER:** Naturvern og arkeologi vil ikke påvirkes. Estetisk vil området bli helt dominert av deponiet. Området ødelegges for fri-luftslivet, men er idag lite brukt. Småviltjakten som idag er begrenset i omfang, vil bli lite påvirket. Landbruksinteresser vil ikke påvirkes. Transportinteressene vil bare påvirkes ved at det vil være utsikt til deponiet fra 2 km av Rv 44. Vannforsyningen til Åna-Sira må antagelig legges om, antatt kostnad ca. 10 mill. kr.. Flere kraftlinjer må legges om til en kostnad på ca. 5,8 mill. kr. Anslagsvis 450 personer bor innenfor en avstand av 5 km som 5 ganger årlig vil ha synlig og ubehagelig sandflukt.

#### **Anleggs- og driftsfase for Logsvatndeponiet (alt. D)**

**FYSISKE INNGREP:** Deponiet vil bli dannet av 2 (3) dammer, den høyeste vil være 100 m høy. Anleggsveier på ca. 11 km må bygges. Kraftlinjer må flyttes. Ny trase for Rv 44 må bygges i en lengde av ca. 2 km. Deponiet vil danne en 1,7 km<sup>2</sup> flat, høyslette, tilsvarende ca. 0,9% av tilsvarende areal i kommunen.

**NATURTILSTAND:** Vil forstyrre fugleliv. Deponiet vil delvis strekke seg inn i et elg-område og vil hindre en viktig trekkroute. Elgbestanden vil i området vil muligens bli redusert. Floraen vil dø ut, men er ikke regnet som spesiell. To innsjøer som idag er fisketomme vil fylles med avgangsmasse. Merkbar sandflukt vil kunne nå 5 km unna 5 ganger i året. Dette kan påvirke store landområder avhengig av vindretningen. Dekanteringsvann fra deponiet vil tilføre sjøen ca. 300

tonn finpartikulært materiale (tilsvarende under 0,1% av dagens utslipp av finpartikulært materiale).

BRUKERINTERESSER: Naturvern vil ikke bli påvirket. En heller ved Logsvatnet, som ikke er prioritert vernet, vil bli demmet opp. Estetisk vil området bli totalt dominert av deponiet. Deponiet vil være synlig fra Åna-Sira og fra Rv 44. Området vil ødelegges for friluftsliv, men er i dag lite brukt. Småviltjakten som idag er begrenset i omfang, vil bli lite påvirket. Landbruksinteresser vil ikke påvirkes. Rv 44 må omlegges ca. 2 km til en kostnad på 8-15 mill. kr. Vannforsyningen til Åna-Sira må antagelig legges om, antatt kostnad ca. 10 mill. kr. Flere kraftlinjer må legges om til en kostnad på 3,2-4,0 mill. kr. Anslagsvis 450 personer bor innenfor en avstand av 5 km som 5 ganger årlig vil ha synlig og ubehagelig sandflukt. Ca. 200 bosatte i Åna-Sira vil kunne få 10 ganger så høy max. belastning. Åna-Sira vil dessuten kunne bli støybelastet under anleggsfasen.

### Langtidseffekter

Et landdeponi vil bli liggende i terrenget for all fremtid og dermed påvirke rekreasjon, fugl og fauna, estetikk etc.

Langtidseffektene er svært vanskelig å forutsi. Deponiet kan tenkes overdekket med enten et vannspeil eller med et lag gråberg som søkes revegetert. Forutsatt en slik overdekking vil sandflukt unngås. Det må forventes et visst tungmetallinnhold, særlig nikkel, i lekkasjevann fra deponiet.

Pumpesystemer må holdes kontinuerlig i drift og det vil måtte foregå en kontinuerlig overvåking og kontroll.

### **SAMMENSTILLING AV MILJØKONSEKVENSENE AV DEONIALTERNATIVENE**

I Tabell 0.2 på neste side, er miljøkonsekvensene av de alternativene som er vurdert i denne rapporten stilt opp. For ytterligere opplysninger henvises til sammenstilling av miljøkonsekvenser av sjødeponi i kap. 3.10 og sammenstilling av miljøkonsekvenser av landdeponi i kap. 4.6.

Tabell 0.3 viser hva som vil skje i de ulike deponeringsalternativene på sjø og land relatert til en tidsakse. Denne framstillingen er meget summarisk.

Tabell 0.2 Oppsummering av fremtidige konsekvenser. NB! Av plasshensyn gir oppsummeringen et forenklet bilde av konsekvenssituasjonen.

Utbyggingsalternativ	ALTERNATIV A: Videreføring av sjødeponiet uten tekn. forbedringstiltak	ALTERNATIV B: Videreføring sjødeponi. Med tekn. forbedringstiltak	ALTERNATIV C: Landdeponi Lundetjern	ALTERNATIV D: Landdeponi Logsvatndeponi
Fysiske inngrep	<ul style="list-style-type: none"> <li>Utslippsrør 1 km langs Rv 44</li> <li>Rør i sjø til utslippspunkt</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sjødeponi: Utslippsrør 1 km langs Rv44. Rør i sjø.</li> <li>Evt. undersjøiske demninger</li> <li>Evt. landdeponi for finfraksjonen: som deponering av hele avgangen på land</li> </ul> <p style="text-align: right;">Se: Alt.C.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Deponiet 1,3 km<sup>2</sup>, dvs 0,7% av sammenlignbart areal i kom.</li> <li>9 dammer, hvorav en 100 m høy</li> <li>8,3 km veier bygges</li> <li>Kraftlinjer må flyttes</li> <li>Støv og støy fra maskinbruk</li> <li>Støvflukt fra deponi</li> <li>Ca. 300 tonn finpartikulær avgang tilføres sjøen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Deponiet 1,7 km<sup>2</sup>, dvs 0,9% av sammenlignbart areal i kom.</li> <li>2 (3) dammer, en 100 m høy</li> <li>Ca. 11 km anleggsveier bygges</li> <li>Ny Rv 44 i ca. 2 km</li> <li>Kraftlinjer må flyttes</li> <li>Støv og støy fra maskinbruk</li> <li>Støvflukt fra deponi</li> <li>Ca. 300 tonn finpartikulær avgang tilføres sjøen</li> </ul>
Naturtilstand	<ul style="list-style-type: none"> <li>Økt spredning sør- og vestover</li> <li>Omr. med sterkt belastet bløtbunnsfauna vil øke</li> <li>Ikke endr. i hardbunnsfauna</li> <li>Større andel gyte-/oppvekstområder vil bli påvirket</li> <li>Større skader på lokale fiskestammer</li> <li>Konsekvenser for fremtidig sildestamme antas begrenset</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Påvirket omr. vesentlig mindre</li> <li>Influensomr. uvesentlig større enn selve deponiområdet</li> <li>Bløtbunn sterkt påvirket innenfor deponiet</li> <li>Revegetering utenfor deponiet i tidligere belastede områder</li> <li>Ikke konsekvenser for gruntvannsfauuna</li> <li>Reduserte konsekvenser for (bunn)fisk. Ingen konsek. for gyteområder utenfor deponiet</li> <li>Tilslamming av reker vesentlig redusert</li> <li>Land: Som Alt. C, mindre omfang</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>En 1,3 km<sup>2</sup> flat høyslette</li> <li>En 100 m høy + 8 mindre dammer</li> <li>Forstyrrer fugleliv.</li> <li>8-14 elg, ca. 1/4 av bestand i kom., mister viktig trekkrute.</li> <li>Liten betydning for rådyr</li> <li>Floraen (ikke spesiell) vil dø innen deponiområdet</li> <li>7 fisketonne sjøer dermes opp</li> <li>Merkbar sandflukt 5 ganger i året 5 km unna</li> <li>Ca. 300 tonn finpartikulær avgang tilføres sjøen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>En 1,7 km<sup>2</sup> flat høyslette</li> <li>En 100 m høy + 1(2) små dammer</li> <li>Forstyrrer fugleliv</li> <li>8-14 elg, ca. 1/4 av bestand i kom., mister viktig trekkrute. Deponiet dels inn i elg-områd.</li> <li>Liten betydning for rådyr</li> <li>Floraen (ikke spesiell) vil dø innen deponiområdet.</li> <li>Logsvatn og Nedre Gauknetjern (fisketonne) dermes opp</li> <li>Merkbar sandflukt 5 ganger i året 5 km unna</li> <li>Ca. 300 tonn finpartikulær avgang tilføres sjøen</li> </ul>
Brukerinteresser	<ul style="list-style-type: none"> <li>Økt påvirkn. på fiskeri. Tap ikke kvantifisert</li> <li>Ingen konsek. for friluftinteresser</li> <li>Ingen konsek. for naturverninteresser</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bare fiskefelt i Dyngadypet påvirkes</li> <li>Gjennoppbygg. av fiskefelt utenfor Dyngadypet</li> <li>Reduserte fangsttap</li> <li>Mindre (ingen) nedslamming av fiskeredskaper</li> <li>Naturvern ikke påvirket</li> <li>Friluftsliv ikke påvirket</li> <li>Land: Tilsvarende som Alt.C, men noe mindre konsekvenser</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Et lite brukt friluftsområde ødelegges. Små konsekvenser</li> <li>Liten småviltjakt, lite påvirket. Tilsv for rådyrjakt</li> <li>Ikke konsek. for arkeologi</li> <li>Bare estetiske konsekvenser for samferdsel</li> <li>Ingen konsek. for landbruk</li> <li>El-forsyn. Kostn. 5,8 mill.kr</li> <li>Vannforsyn. Kostn. 10 mill.kr</li> <li>Ubehagelig sandflukt for 450 personer 5 ganger årlig</li> <li>Nærliggende bosetting (Åna-Sira) noe støybelastet</li> <li>Små estetiske konsekvenser for bosetting</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Et lite brukt friluftsområde ødelegges. Små konsekvenser</li> <li>Liten småviltjakt, lite påvirket. Tilsv. for rådyrjakt</li> <li>Ikke prioritert heller NV for Logsvatnet vil dermes ned.</li> <li>Ny Rv44 i 2 km. Kostnad 8-15 mill.kr. Deponi synlig fra ca. 5 km av Rv 44</li> <li>Ingen konsek. for landbruk</li> <li>El-forsyning. Kostnader. 3,2-4,0 mill. kr.</li> <li>Vannforsyn. Kostn. 10 mill.kr</li> <li>Ubehagelig sandflukt for 450 personer 5 ganger årlig. 200 personer vil få ca. 10 ganger høyere max. belastning</li> <li>Nærl. bosetting (Åna-Sira, 200 pers.) en del støybelastet</li> <li>Nærl. bosetting (Åna-Sira, 200 pers.) vil kunne se deponiet</li> </ul>
Konsek. etter endt drift	<ul style="list-style-type: none"> <li>Umiddelbar vannkval. forbedr.</li> <li>Revegetering av bløtbunnsfauna i løpet av 5-10 år</li> <li>"Normal"-bestander av bunnfisk innen ca. 10 år</li> <li>Redusert tap for fiskeri</li> <li>Nedslamming av fiskeredskaper reduseres</li> <li>"Normal"-situasjon innen fiskeri innen ca. 10 år</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Som Alt.A. Men mindre område vil trenge revegetering</li> <li>Land: Langtidskonsekvenser tilsvarende som Alt.C, men noe mindre</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Deponiet eksisterer i all fremtid. Påvirker friluftsliv, vilt, fauna, estetikk mm.</li> <li>Mulig betydelig tungmetallmengder i lekkasjevann</li> <li>Forutsatt overdekking, vil støvflukt ikke oppstå</li> <li>Kont. drift av pumpeystemer</li> <li>Kont. overvåking og kontroll</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Som Alt.C.</li> </ul>

Tabell 0.3 Uvikling over tid for de ulike deponeringsalternativer. NB! Av plassensyn er fremstillingen meget summarisk.

År	1989	1993	ca.2000	ca.2020	Avslutning av deponering
Alt.A.	Sjø	Utslippet fortsetter. Økende miljøkonsekvenser.	Deponivolumet i Dyngadypet opp- brukt.		Revegetering i løpet av ca.10 år. Ny "normal"- tilstand inntreer
	Land	Ingen inngrep, ingen konsekvenser.			
Alt.B.	Sjø	Utslippet fortsetter. Økende miljø- konsekvenser.	Endret utslippssordning. Bygging av demning Reduserte miljøkonse- kvenser. Rehabilitering utenfor Dyngadypet. Ny "normal"- situasjon utenfor Dyngadypet		Revegetering.Ny "normal" tilstand etter ca. 10 år
	Land	Anlegg av lite land- deponi. Ødeleggelse av deponiområdet.	Drift av landdeponi for finfraksjon. Små miljøkonsekvenser.		Oppfølging av deponi for all fremtid. Mulige probl. m/ overvann.
Alt.C.	Sjø	Utslippet fortsetter. Økende miljø- konsekvenser.	Dyngadypet/Knubedalrenna rehabilitert. Ny "normal"-tilstand inntreer.		
	Land	Anlegg stort land- deponi. Ødeleggelse av deponiområdet.	Utslipp av finpartikulært materiale med dekanteringsavann fra landdeponi. Drift på deponering. Utslipp av finpartikulært materiale med dekanteringsavann fra landdeponi.		Oppfølging av deponi for all fremtid. Mulige probl. m/ overvann.
Alt.D.	Sjø	Tilsvarende som Alt.C.			
	Land	Tilsvarende som Alt.C.			

# 1. INNLEDNING

## 1.1 Bakgrunn

Titania A/S ble grunnlagt i 1902. Bedriften driver bergverksdrift og oppredning av titanmalm. Storgangenforekomsten ble drevet fra 1918 til 1965. Tellenesforekomsten har vært i drift siden 1960. Malmreservene i Tellenesforekomsten vil vare i 75-80 år med dagens produksjonstakt.

Titania A/S har frem til i dag benyttet avgangsdeponier både på land og i sjø. Fra 1918 til 1965 ble det meste av grovavgangen deponert på land i Sandbekkområdet, mens finfraksjonen samt avrenning fra landdeponiet ble ført til Sokndalselven og videre ut i sjøen. Fra 1960 til 1984 ble Jøssingfjorden brukt som deponi. Det nåværende sjødeponi på Dyngadypet ble bygget i 1983-85 og har vært i drift siden 1984.

Titania A/S søkte i 1975 om å bruke Dyngadypet og Knubedalsrenna som avgangsdeponier. Statens Forurensningstilsyn (SFT) ga i desember 1980 tillatelse til deponering på Dyngadypet. Det ble ikke gitt tillatelse til planmessig deponering i Knubedalrenna. Miljøverndepartementet (MD) stadfestet utslippstillatelsen 12.2.82. I tillatelsen heter det bla. at "... hovedforutsetningen ... er at avgangsmassene i hovedsak sedimenterer på Dyngadypet og ikke spres ukontrollert med skadevirkninger over større områder."

Ulike interessegrupper har helt siden starten av deponeringen i Dyngadypet gitt uttrykk for tildels sterke protester mot tillatelsen og deponeringen i Dyngadypet.

Flere bredt sammensatte komitéer har vært nedsatt for å vurdere avgangsdeponeringen. I 1981 anbefalte en komité nedsatt av MD sjødeponering. I 1985 nedsatte MD den sakålte embetsmannsgruppen. Gruppen avga sin rapport i februar 1986 (Miljøverndepartementet, 1986) og konkluderte med at deponeringen i sjøen måtte opphøre så snart som mulig, og at Titania A/S skulle få rimelig tid til å utarbeide planer for et landdeponi. I brev fra mars 1987 ba MD Titania A/S om å legge frem konkrete planer for landdeponi samt at miljøkonsekvensene ved deponering på land ble vurdert. Bedriften ble dessuten bedt om å legge frem mulige løsninger for å begrense spredningen av utslippet til Dyngadypet.

Spørsmålet om fremtidig deponi for Titania A/S ligger nå til avgjørelse i Miljøverndepartementet.

## 1.2 Tidligere undersøkelser/konsekvensanalyser

En uformell arbeidsgruppe fra Miljøverndepartementet og SFT har utarbeidet et notat med tittelen "En samfunnsøkonomisk vurdering av to utslippsalternativer av gruveavgang fra Titania A/S" (Sanderud og Beck 1980). Notatet gir en kort oversikt over produksjonsforhold, resipientforhold, tekniske løsninger og økonomiske konsekvenser som følge av utslippene ved valg av sjø- eller landdeponi.

Embetsmannsgruppens innstilling av 14.februar 1986 gir en oversikt over utslippstillatelsen for Titania A/S, en resipientbeskrivelse, vurderer miljøkonsekvensene av sjødeponering og gjennomgår alternative muligheter for landdeponi uten å gå vesentlig inn på miljøkonsekvensene av disse.

A.S. Miljøplan har på oppdrag av Titania A/S gjennomført omfattende marine overvåkningsundersøkelser i Jøssingfjorden og i Dynga-området. Disse undersøkelsene har på bakgrunn av feltarbeid søkt å beskrive og vurdere omfanget, spredning og følger av utslippene fra Titania A/S. Undersøkelsene har vurdert situasjonen på det tidspunkt feltarbeidet har vært utført.

Havforskningsinstituttet har kartlagt forholdene omkring spredning og sedimentering av gruveslam i sjødeponiets influensområde (Aure et al. 1985). NIVA har foretatt en oppfølgingsanalyse på sedimenter i områdene utenfor Jøssingfjorden (Skei 1985).

Det er i tillegg utført flere undersøkelser/rapporter angående sjødeponering, bla. av Asplan A/S (ang. fiske) og NIVA (ang. tallolje).

Det er ikke gjennomført noen sammenfattende miljøkonsekvensanalyse av mulig fremtidig utslipp til sjødeponi.

Ingeniør A.B. Berdal A/S har utført "Titania A/S. Landdeponi for avgangsmasser. Analyse av miljøkonsekvensene" (Berdal 1988). Analysen tar for seg vannkvalitetspåvirkning, sandflukt, natur- og kulturhistoriske verdier og jakt- og friluftslivsinteresser. Rapporten presenterer også de to alternativene for teknisk løsning; halvtette og tette dammer. I en avsluttende del beskrives aktuelle avbøtende tiltak for å begrense forurensning og miljøkonflikter og det gjøres en samlet vurdering av miljøpåvirkningene. Analysen omfatter et første landdeponi med varighet ca. 30 år.

For en mer fullstendig liste over rapporter viser vi til litteraturhenvisningene.



### **1.3 Om det utførte forprosjektet**

NIVA har utført et forprosjekt til denne rapport (Ibrekk, H.O. og Gulbrandsen, R. 1989). Denne rapport følger i hovedtrekk det opplegg som ble presentert i forprosjektet.

Det utførte forprosjektet var i hovedsak todelt. For det første, vurderte forprosjektet hvilken metode som burde benyttes for sammenveing og vurdering av de ulike konsekvensene. Det ble lagt opp til en metode som bygger en del på den såkalte "planleggingens balansekonto" som innebærer en strukturert presentasjon og vurdering av omfang og nivå av de enkelte konsekvenser og deres følger for de ulike brukerinteressene. Metoden er presentert i Kap. 2.

Med bakgrunn i den valgte metode ble, i forprosjektets annen del, de viktigste problemområder ved de to deponialternativene lokalisert. Mangler i bakgrunns materialet ble poengtert. På grunn av at de ulike konsekvenser opptrer i ulik grad i forskjellige faser i deponienes levetid, ble det lagt opp til en oppdeling i fire faser for hvert av alternativene.

### **1.4 Formålet med prosjektet**

Denne rapporten har følgende mål:

- i. Klarlegge miljøkonsekvensene av sjødeponi for Titania A/S
- ii. Klarlegge miljøkonsekvensene av landdeponi for Titania A/S

Miljøkonsekvensene og påvirkning på ulike interessegrupper vil bli kvantifiseres så langt dette er mulig samt at usikkerhet i vurderingsgrunnlaget vil bli poengtert. Konsekvensene for sjø- og landdeponi vil så langt det er mulig bli fremstilt på en sammenlignbar måte. Det vil bli lagt vekt på å fremstille konsekvensene på en klar og oversiktlig form.

NIVA har vurdert deponeringsalternativene ut fra én og samme metode for sammenligning og sammenveing. Vi har ikke anbefalt hvilket deponialternativ som ut fra miljøhensyn bør velges, eller konkludert med hvilket alternativ som gir de minste miljømessige konsekvenser.

I forbindelse med denne rapporten er det ikke gjennomført nye naturvitenskapelige feltarbeid, målinger eller laboratoriearbeid. Vurderingene i konsekvensanalysen er basert på eksisterende rapporter og undersøkelser.

## 2. VALG AV METODE

Nedstående er for en stor del gjengitt i forprosjektet, men for sammenhengens skyld har vi valgt å presentere det også her.

### 2.1 Kriterier for valg av metode

Det endelig valg av en metode for sammenligning og sammenveing av konsekvenser av ulike alternativer bør baseres på et sett av generelle kriterier og et sett av prosjektrelaterte kriterier.

#### Generelle kriterier:

Metoden bør generelt tilfredsstillende følgende kriterier:

- Gi mulighet for en pedagogisk fremstilling av konsekvensene.
- Kunne håndtere alle relevante konsekvenser og sikre at enkelte konsekvenser ikke blir glemt eller kamuflert gjennom teknikkbruken.
- Gjøre det enkelt å identifisere det faglig grunnlaget og å etterprøve de faglige avveinger som ligger til grunn for eventuelle rangeringer og klassifiseringer.
- Kunne vise ulike interessegruppers forskjellige vurderinger av konsekvensene.
- Kunne brukes selv om datagrunnlaget er svakt for å bedømme enkelte av konsekvensene.

#### Prosjektrelaterte kriterier:

Å vurdere deponering av avgangsmasser fra Titania A/S er et stort og omfattende arbeid. Hos ulike interessegrupperinger vil det være forskjellige ønsker og prioriteringer. En beslutningsprosess vil være preget av interessevurderinger og i mindre grad være basert på objektive kriterier. Det vil være nødvendig å kunne identifisere konsekvensene prosjektet har for de sentrale interessegrupperingene gjennom det materiale som fremlegges. Et formalisert sammenveingsopplegg bør derfor ikke gå for langt i aggregeringen av grunnlagsdata og konsekvenser.

En sammenveingsmetode som krever en stor grad av aggregering vil være

best egnet der de ulike alternativer som skal sammenlignes, har stor innbyrdes likhet. En slik metode kunne tenkes å være aktuell f.eks ved vurdering av konsekvensene av to ulike alternativer for landdeponi. I vårt tilfelle skal både sjødeponi og landdeponi vurderes. Dette vil kunne gi svært ulikartede konsekvenser samt at svært forskjellige interessegrupper med ulike prioriteringer vil kunne bli påvirket.

Et annet eksempel på de to alternativenes ulike karakter, er situasjonen etter at produksjonen ved Titania A/S er stoppet. I sjødeponiet kan det forventes en naturlig revegetering som kan gi en ny "normal"-situasjon etter en forholdsvis begreset tidsperiode, mens problemer med landdeponiet (så som sigevann, støvflukt, estetikk, barrierevirkning etc.) vil kunne eksistere for all fremtid. Dette illustrerer dessuten hvordan konsekvensene ved avgangsdeponering fra Titania A/S i stor grad vil være forskjellige i ulike faser av deponiets levetid; (ikke-utbygging,) anleggsfase, driftsfase, avslutningsfase.

Ut fra dette er vår konklusjon at en metode som krever en høy grad av aggregering og som vil gjennomføre en total sammenveining, ikke bør benyttes. Metoden må kunne fange opp at konsekvensene vil kunne variere mye i løpet av de ulike fasene i deponiets levetid.

## **2.2 Presentasjon av metode**

Etter en vurdering av flere ulike metoder, har vi ut fra de ovenstående kriterier valgt en metode som bygger på en del av prinsippene fra den såkalte "planleggingens balansekonto". Metoden er en form for strukturert opplisting av alle konsekvenser.

Etter metoden vil vi søke å inndelegge konsekvensene i sammenlignbare grupper etter den form de kan kvantifiseres/beskrives:

- Virkninger som direkte lar seg økonomisk kvantifisere.
- Virkninger som bare kan måles i fysiske enheter.
- Virkninger som er vanskelig målbare, men som kan gis en kvalitativ beskrivelse.

Metoden gir dessuten muligheter for å ta hensyn til at konsekvenser av de ulike alternativene vil opptre i forskjellig grad i løpet av deponiets levetid. Strukturen i metoden blir derfor lagt opp etter de ulike fasene i deponiets levetid:

- |            |   |
|------------|---|
| Sjødeponi: | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Frem til i dag</li> <li>• Avslutning innen 1991</li> <li>• Videre drift</li> </ul> |
|------------|---|

- Endelig avslutning

- Landdeponi:
- Nå-tilstand
  - Anleggsfase/ Driftsfase
  - Avslutning/Langtidseffekter

Ulike interessegrupper har ulike ønsker og målformuleringer. En og samme utvikling/situasjon kan derfor påvirke forskjellige interessegrupper i ulik styrke. Metoden er derfor lagt opp slik at konsekvensene og følgene/påvirkningene for de enkelte interessegrupper fremkommer.

## **2.3 Kvantifisering av virkninger**

### **2.3.1 Innledning**

I vårt forslag til program for konsekvensanalysen har vi identifisert de viktigste virkningene av deponialternativene. Dette er gjort ved hjelp av en "scoping"-prosess, dvs. en prosess der fagfolk identifiserer de viktigste problemstillingene. Dette danner grunnlaget for å vurdere hvor datainnsamlingsinnsatsen skal settes inn.

Som tidligere nevnt omhandler denne rapporten bare de miljømessige konsekvensene av deponialternativene. Kulturelle, sosiale, økonomiske og politiske konsekvenser er ikke vurdert.

I dette kapitlet blir den valgte metoden for kvantifisering av konsekvensene presentert i grove trekk. Vi har valgt å presentere metoden kortfattet.

### **2.3.2 Evaluering av virkninger**

En fullstendig konsekvensanalyse skulle ideelt sett bestå av to hovedtrinn:

1. En best mulig systematisk belysning av de ulike miljøkonsekvensene som vil følge med de ulike prosjekialternativene.
2. En sammenligning og sammenveining av de totale miljøvirkninger som er knyttet til de aktuelle prosjekialternativene som grunnlag for et valg av alternativ.

Begge disse trinnene er problematiske.

Det første trinnet starter med å gi en beskrivelse av nåtilstanden i

de områdene som vil kunne bli berørt. Denne brukes som referanse for vurdering av de endringene som vil oppstå. Endringens størrelse må identifiseres. Dette kan i stor grad overlates til fagekspertene. Viktigheten av virkningene avhenger av preferanser og bør være en primær oppgave for ansvarlige beslutningstakere på et senere trinn.

Et problem som vi vil stå overfor er mangelen på klare, kvantifiserbare forutsigelser for endringer prosjektet antas å gi. For sjødeponiet har vi undersøkelser som beskriver dagens virkninger godt. Det er imidlertid ikke mulig uten bruk av omfattende modellverktøy å anslå de framtidige konsekvensene av sjødeponiet. For landdeponiet er det nødvendig å anta de framtidige virkningene. Landdeponiet påvirker bare et begrenset landområde, mens sjødeponiet påvirker et større område samtidig som virkningen er mer diffus. Dette gir to helt ulike utgangspunkt for analysen. Likevel vil vi forsøke å bruke en sammenligningsmetode som er sammenlignbar.

Kvantifisering av virkninger er beheftet med usikkerheter. Det er meget vanskelig å angi forventede virkninger. Usikkerheter i anslagene må presenteres så langt som mulig. Vi har valgt å gjøre dette ved å angi et intervall for virkningen og mest sannsynlig størrelsesorden. Vurdering av usikkerhet knyttet til forventede virkninger er viktig å gjøre ved f.eks. valg/anbefaling av tiltak. Virkningene av dagens sjødeponi er stort sett klarlagte gjennom undersøkelser. Imidlertid knytter det seg usikkerheter til vurdering av størrelsesorden av flere av virkningene. Disse usikkerhetene vil bli kvantifisert så langt som råd. Virkningene av et landdeponi er ikke kjente. Disse må anslås basert på erfaringer og kunnskaper om tilsvarende situasjoner.

For å sikre etterprøvbarehet av konsekvensvurderingene er det helt avgjørende at alle virkninger kvantifiseres så langt råd er. Kvalitative beskrivelser vil bare bli brukt der det ikke er mulig å kvantifisere i fysiske eller økonomiske enheter.

Det andre trinnet er enda vanskeligere. Det finnes ikke noen praktisk anvendbar metode for en objektiv sammenveining og samlet kvantifisering av de ulike typene konsekvenser de aktuelle prosjektene kan gi opphav til.

Det finnes heller ingen objektiv sammenlikning for de to hovedalternativene. Dette særlig fordi de to hovedalternativene, sjødeponi og landdeponi er så ulike i hvilke miljøvirkninger de vil gi opphav til. Konsekvensene er av svært ulik karakter, og lar seg derfor ikke summere i en felles målestokk. Dessuten er usikkerheten i prediksjonene svært ulike.

Det som realistisk kan oppnås er en best mulig kvantifisering av enkeltvirkningene og en mest mulig ryddig og oversiktlig presentasjon av disse.

Målsettingen vil være å tilrettelegge det omfattende materiale om ulike virkninger slik at det er egnet til bedømmelse av hvilket alternativ som er å foretrekke. Dette betyr at virkningene må presenteres i en form som det kan knyttes verdioppfatninger til. Det blir derfor også viktig å identifisere hvem - hvilke interessegrupper - det er som blir berørt av de ulike virkningene.

Det må også påses at ikke visse typer virkninger blir tallet flere ganger. Det er ikke alle leddene i en årsaks-virkningskjede som skal med. Det er sluttvirkningen som skal sammenlignes.

Den metoden vi har valgt for sammenstilling av miljøvirkningene er basert på prinsippene i "planleggingens balansekonto". I denne metoden forsøker en å kvantifisere sluttvirkningene økonomisk i den grad dette er metodisk og kunnskapsmessig forsvarlig, andre virkninger vil bli kvantifisert i fysiske enheter (daa, kilo osv.), mens de vanskeligste kvantifiserbare virkningene bare blir rangert eller verbalt karakterisert (stor, middels, liten e.l.). Samtidig vil det bli forsøkt identifisert hvilke interessegrupper det er som særlig blir berørt av virkningene (fiskere, nasjonale verneinteresser, grunneiere, lokalbefolkningen osv.).

I det følgende vil vurderingsmetodikken for hver enkelt virkning bli gjennomgått i grove trekk. Beskrivelsen er generell. For nærmere opplysninger henvises til den detaljerte beskrivelsen av hver enkelt virkning av deponialternativene. Før beskrivelsen kommer en kort vurdering av analysehorisonten.

### 2.3.3 Analysehorisont

De to deponialternativene har ulik "levetid". Det er også stor debatt om sjødeponiets levetid. Titania A/S hevder at Dyngadjupet har kapasitet for fortsatt deponering i 15 - 20 år uten at tiltak settes inn for å øke kapasiteten. Bygging av dammer for å heve terskelene (og bygging av "energidrepere") kan øke området deponikapasitet ytterligere. SFT og Havforskningsinstituttet mener at skadevirkningene av utslippet blir uakseptable i løpet av 5 - 10 år slik at deponeringen i Dyngadjupet må opphøre i løpet av denne perioden.

Landdeponiets levetid er mer klarlagt. Lundetjern-alternativet kan brukes i ca. 30 år, mens Logsvatn-alternativet kan brukes i ca. 25 år. Det er også mulig å heve de planlagte dammene slik at levetiden kan

økes på landdeponiene.

Denne forskjellen i mulig levetid gjør at vi ikke har valgt å bruke en felles analysehorisont for de to deponialternativene. Når landdeponiet er etablert er det ingen vesentlig forskjell i konsekvenser under etablering og oppfylling av deponiet. Mange konsekvenser vil opptre allerede i anleggsfasen. Dette gjør at det ikke er nødvendig å ha en fast analysehorisont for begge deponialternativene.

#### 2.3.4 Metodik for evaluering av virkninger

Metodikken for evaluering av virkninger/konsekvenser av deponialternativene er stort sett sammenfallende for både sjø- og landdeponi. Imidlertid er det visse forskjeller. Disse fremgår av beskrivelsen.

#### Metodik for evaluering av virkninger av sjødeponi

I det følgende blir metodikken for evaluering av virkningene av sjødeponiet beskrevet i korte trekk.

##### **Før-situasjonen**

Beskrivelse av før-tilstand i Dyngadjupet. Det foreligger sannsynligvis ikke gode nok data fra dette området som kan brukes for å beskrive før-tilstanden. Beskrivelsen fokuseres på vannkvalitet, bløtbunn, hardbunn, sedimenter, fisk etc.

##### **Utslipp og spredning av avgangsmasse**

Vi har valgt å vurdere to hovedalternativer:

- dagens utslipp fortsetter uten nye tekniske forbedringer
- dagens utslipp fortsetter med nye tekniske forbedringer

For begge disse alternativene skal følgende forhold beskrives:

- tekniske inngrep (utslippledning, etc)
- utslippsmengde
- utslippets sammensetning
- utskiftningsforhold i Dyngadjupet
- spredning av avgangsmasser
- sedimentering
- vannkvalitetsendringer

### Influensområde

Utslippets influensområde skal fastlegges ut fra eksisterende undersøkelser. Influensområdets størrelse skal angis i km<sup>2</sup>.

Influensområdets størrelse vil bli sammenlignet med Sokndal kommunes totale sjøareal. Influensområdets størrelse vil bli angitt i % av det totale sjøarealet.

Størrelse kan ikke direkte brukes som vurderingsskala for alle virkningstypene. Det vil i tillegg være nødvendig å vurdere områdets kvalitative betydning i forhold til denne regionen. Siragrunnen som er det eneste grunnområdet innenfor denne regionen, bør behandles spesielt.

### Spredning av partikler - sedimenter

Spredning og sedimentering av avgangsmasser i Dyngajupet og Knubedalsrenna er definert gjennom utslippets influensområde.

### Vannkvalitet

Endringer i vannkvalitet vil bli kvantifisert ved hjelp av de aktuelle vannkvalitetsparametre. Dette vil bli sammenlignet med før-situasjonen, eventuelt antatt "normal" vannkvalitet. Avvik fra før-situasjonen vil dermed bli brukt som kriterium.

### **Utslippets virkning på naturlig plante- og dyreliv**

Virkningene på naturlig plante- og dyreliv kan måles gjennom en kartlegging av framtidig influensområde og plante- og dyrelivs mangfold i området. Miljøvirkningene av utslippet vil bli beskrevet gjennom en vurdering av konsekvenser for naturlig plante- og dyreliv. Dette vil bestå av følgende forhold;

- Virkning på bløtbunn og hardbunn
- Virkning på fisk og reker

### **Påvirkning av bruk av sjøområdene**

De viktigste brukerne av det aktuelle sjøområdet er fiskere, lokalbefolkningen (friluftsliv og fritidsfiske) og turister. Konsekvensene og påvirkningen på ulike interessgrupper vil bli belyst. Følgende brukerinteresser vil bli belyst:



- Fiskeri
- Friluftsliv
- Naturvern

### **Revegetering av sjøbunn etter avslutning**

Undersøkelser i Jøssingfjorden viser at sjøbunnen er i ferd med å bli revegetert. Vi vil forsøke å anslå hvor lang tid det vil ta før vegetasjonen på sjøbunnen er tilbake til "normal situasjon". Denne vurderingen må baseres på skjønnsmessige antakelser og erfaringer fra tilsvarende situasjoner. Endringer i artssammensetningen over tid vil bli brukt som vurderingskriterium.

Revegetering eller rehabilitering av sjøområdet skal vurderes for to alternativer; eventuell stopp av utslippet i 1991-93 hvis landdeponi blir etablert og etter at en videreført deponering i sjø er avsluttet.

### **Metodikk for evaluering av virkninger av landdeponi**

Konsekvensene av landdeponi vil bli anslått på prinsipielt samme måte som for sjødeponi. Vurdering av konsekvensene av landdeponi vil bli basert på antakelse, beregninger og vurderinger. Dette er tidligere utført for Lundetjernalternativet av Berdal. Vi vil stort sett bruke denne konsekvensanalysen som grunnlag for våre vurderinger.

### **O-situasjon/før-tilstand**

Fysiske inngrep, naturlig plante- og dyreliv og dagens bruk i deponiområdene vil bli beskrevet i korte trekk. Dette vil danne basis for vurdering av virkningene av landdeponiet.

### **Fysiske inngrep**

Vi vil vurdere to alternative lokaliseringer av landdeponiet; Lundetjern og Logsvatn. Omfanget av fysiske inngrep som er nødvendige for å etablere landdeponiet vil bli kvantifisert i form av km veg, antall dammer, flytting av kraftlinjer og veger, etc. Konsekvensene av anleggsaktiviteten vil bli vurdert for de forhold som er beskrevet nedenfor.

### **Ny naturtilstand**

Den "nye" naturtilstanden etter at landdeponiet er etablert (gjelder

både bygging og drift) vil bli beskrevet og konsekvensene, dvs. avvik fra 0-situasjonen, vil bli kvantifisert. Følgende forhold vil bli vurdert:

- landskapsendringer
- planteliv
- vannkvalitet
- grunnvann
- fisk
- dyreliv
- luft (støvflukt)

#### **Påvirkning på bruken av deponiområdene og tilliggende arealer**

Etablering av landdeponi vil påvirke bruken av området. Følgende forhold vil bli vurdert;

- Naturvern
- Kulturminner
- Friluftsliv
- Estetikk
- Jakt og fiske
- Jord og skogbruk
- Transport
- Vannforsyning
- Kraftforsyning
- Lokal helse og trivsel (støvflukt, estetikk, etc.)

Virkningene for disse forholdene vil bli beskrevet og kvantifisert så langt det er mulig. Usikkerheten i kvantifisering vil bli angitt. Vi vil også belyse hvem som blir påvirket, dvs. hvilke interesser blir påvirket. Dette kan være lokale grunneiere, jegere, almenheten, interessegrupperinger osv.

#### **Langtidseffekter**

Landdeponienes langtidseffekter skal vurderes. Hovedproblemstillingene vil være eventuell utlekking av tungmetaller fra deponiet, støvflukt, sigevann, revegetering, tildekking, etablering og opprettholdelse av eventuelt vannspeil, drift og vedlikehold, etc. Disse forholdene vil være meget vanskelig å kvantifisere. Det vil imidlertid være mulig å antyde noen av langtidseffektene kvantitative betydning.

Tabell 2.1 Konsekvensene av deponialternativene fordelt på ulike faser i deponiets levetid.

SJØDEPONI	Frem til i dag	Stopp innen 1991	Videre drift	Etter endt drift
Deponi-situasjon	Beskrivelse av fysiske inngrep	Beskrivelse av fysiske inngrep	Beskrivelse av fysiske inngrep	Beskrivelse av fysiske inngrep
Natur-tilstand	Påvirkning av ulike naturelementer	Påvirkning av ulike naturelementer	Påvirkning av ulike naturelementer	Påvirkning av ulike naturelementer
Berørte interesse-grupper	Konsekvenser for ulike brukerinteresser	Konsekvenser for ulike brukerinteresser	Konsekvenser for ulike brukerinteresser	Konsekvenser for ulike brukerinteresser

LANDDEPONI	Nå-tilstand	Anleggs-/driftsfase	Etter endt drift
Deponi-situasjon	Beskrivelse av fysiske inngrep	Beskrivelse av fysiske inngrep	Beskrivelse av fysiske inngrep
Natur-tilstand	Påvirkning av ulike naturelementer	Påvirkning av ulike naturelementer	Påvirkning av ulike naturelementer
Berørte interesse-grupper	Konsekvenser for ulike brukerinteresser	Konsekvenser for ulike brukerinteresser	Konsekvenser for ulike brukerinteresser

Tabell 2.2 Eksempler på mulig kvantifiseringsnivå for ulike konsekvenser.

ØKONOMISK KVANTIFISERING	Yrkesfiske Fritidsfiske	Kroneverdi av fangst/ fangstreduksjon
FYSISKE ENHETER	Bestander av fisk Fiskebåter Yrkesfiskere Fritidsfiskere	Antall, størrelse Antall Antall Antall
BESKRIVELSE	Kvaliteten på fisken Rekreasjonsverdi Estetikk Trivsel/glede	Verbal beskrivelse Verbal beskrivelse

### 3. SJØDEPONI

#### 3.1 Generelt

I perioden fra 1936 til 1965 ble grovavgangen fra Titania A/S avvannet og deponert på land, mens finpartiklene gikk rett i Sokndalselva og ført videre ut i sjøen. Fra 1960 til 1984 ble Jøssingfjorden brukt som deponi.

Jøssingfjorden var opprinnelig en terskelfjord med et terskeldyp på 60 meter og et bassengdyp på 90 meter. Da deponeringen i fjorden stanset i 1984 hadde terskelen fortsatt samme høyde, men bunnen stiger nå jevnt innover til et minimumsdyp på 20 meter innerst i fjorden.

Det nåværende sjødeponi på Dyngadypet ble bygget i 1983-85 og har vært i drift siden 1984. Rørenden var opprinnelig på 122 meters dyp, men i juli 1988 ble den hevet til 113 meters dyp. Dyngadypet var opprinnelig et 170 meters dypt basseng, omgitt av terskler på ca. 50 meters dyp. En terskel er på 100 meter. Denne terskel markerer overgangen til Knubedalsrenna og det meste av partikkeltransporten fra Dyngadypet går denne veien. I dag er Dyngadypet ca. 140 m.

Det er flere alternativer for sjødeponiets fremtid. Dersom landdeponi velges, vil sjødeponiet bli avsluttet på det tidspunkt landdeponiet står klar til bruk (1991-93). Om sjødeponi velges som fremtidig deponiform, vil utslippene av avgangsmasser fortsette til bedriften utvikles. Det kan dessuten tenkes flere muligheter for fremtidige tekniske forbedringer av sjødeponeringen som eventuelt kan gjennomføres. Dette kapitlet vil søke å vurdere de mest aktuelle alternativene.

Som nevnt i Kap. 1.2 er det utført mange rapporter om påvirkningen av fjordområdene som følge av utslippene fra Titania A/S, bl.a. av A/S Miljøplan. Det er derimot ikke gjennomført noen konsekvensanalyse av mulig fremtidig deponering i sjøen.

#### 3.2 Avgangens mengde og sammensetning

Årlig avgangsmengde fra Titania A/S er ca. 2 mill. tonn. Avgangen i 1988 var 2,03 mill. tonn (Rogaland fylkeskommune, 1989).

Innholdet av faststoff i avgangen varierer til dels mye. Størst volumprosjenter har  $\text{SiO}_2$ , ulike jernoksyder ( $\text{FeO}$  og  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) og  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . En analyse av faststoffinnholdet fra Tellnes 15 mars 1984 viser følgende fordeling av metaller (Titania A/S)(ikke alle er tatt med):

SiO <sub>2</sub>	43,0 %
TiO <sub>2</sub>	8,8 %
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	12,4 %
Fe (tot)	8,6 %
MgO	6,1 %
CaO	6,9 %
Zn	80 ppm
Ni	280 ppm
Co	60 ppm
Cu	135 ppm
Cd	< 0,2 ppm
Pb	< 10 ppm
Hg	< 0,01 ppm

Mineralfordelingen i den samlede avgangen er beregnet til å være; 64 % plagioklas, 13 % ilmenitt, 10 % hypersten, 7 % biotitt og 5 % div. silikater.

I flotasjonprosessen blir det tilsatt tallolje. I 1985 var tilsatsen av tallolje 1840 tonn, mens den i 1988 var ca. 850 tonn. Fra Titania A/S blir det opplyst at årsforbruket av tallolje vil holde seg på ca. 850 tonn i årene fremover. Bedriften opplyser videre at talloljen som brukes inneholder ca. 16% harpikssyrer og at analyser viser at ca. 40% av talloljeforbruket følger avgangen ut i sjødeponiet (60% følger de ulike produktene). Et årlig talloljeforbruk på 850 tonn, vil da medføre at totalt 340 tonn, hvorav ca. 54 tonn harpikssyrer, blir ført med avgangen ut i sjøen.

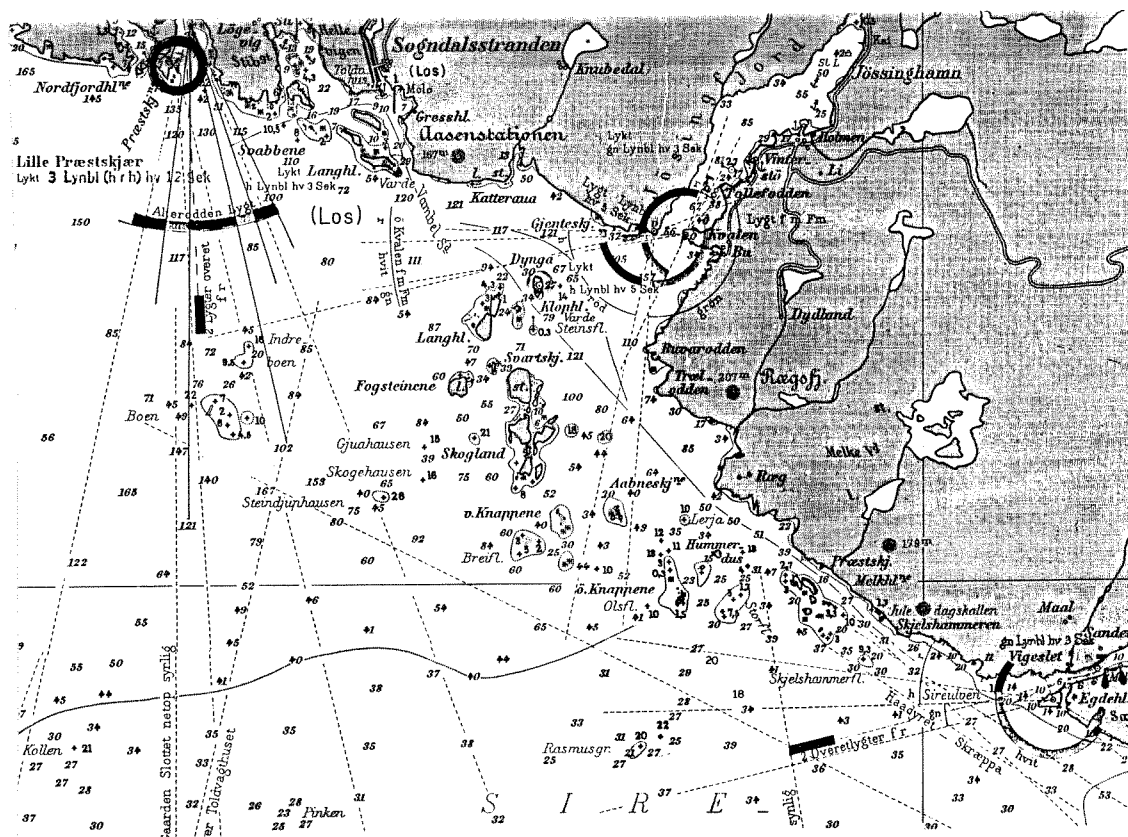
Kornfordelingsanalyser viser at 30 - 50% av avgangen som deponeres i sjøen, er finere enn 63µm (sand) og at 20% (tilsvarende ca. 400 000 tonn) er finere enn 18µm.

Pulptetthet i utslippet kjøres idag med 20 til 25 vektprosent.

### **3.3 Topografi og hydrografiske prosesser**

Denne beskrivelsen er basert på Havforskningsinstituttets rapport "Spredning av gruveavfall i kystområdet utenfor Jøssingfjord fra Titania A/S" (Aure et al., 1985).

Deponiområdet Dyngadypet er en forsenkning i havbunnen utenfor Jøssingfjordens munning. Figur 3.1 viser kystområdet omkring Dyngadypet.



Figur 3.1. Oversiktskart for kysten omkring Jøssingfjord.

Arealet av deponiområdet i Dyngadypet er på ca. 0,7 km<sup>2</sup> (begrenset ved 100 m dybdekoten). Største bunndyp var 172 m. Rominnholdet er beregnet til ca. 25 millioner m<sup>3</sup>.

Omkring deponiområdet ligger en gruppe av holmer og skjær som utgjør begrensningen av det større området som lokalt kalles Dyngafjorden. Dette har et areal på 3,8 km<sup>2</sup>. 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 km<sup>2</sup> begrenset ved 100 m bunnskoten. 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 renne 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.

### Hydrografiske prosesser

De hydrografiske forholdene langs kysten er viktig for innstrømningsfrekvensen til Dyngadypet. Vannmassene under terskelnivå (bassengvannet) vil skiftes ut når tettheten av sjøvannet i terskelnivået er større enn tettheten i bassengvannet. 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. Utskiftningsforholdene i Dyngadypet er dermed i følge Aure et al. (1985) styrt av:

1. Endringene av tetthet i terskelnivå som er styrt av kystvannets bevegelser.
2. Reduksjon av tettheten i bassengvannet som her i det alt vesentlige er styrt av ferskvannstilførslen av gruveutslippet.

Ved utstrømning over terskelen kan det trekkes vannmasser fra større dyp enn terskeldypet. Denne prosessen har størst betydning ved høye vannhastigheter over 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.

For nærmere detaljer henvises til Havforskningsinstituttets rapport (Aure et al., 1985).

### 3.4 Tilstanden i sjøområdet før etableringen av gruvedriften

Det forhold at produksjon og deponeringen til sjø startet så tidlig (jfr kap 3.1), tilsier at det ikke foreligger undersøkelser lokalt i området før påvirkningen fra gruvedriften startet. Vi har således ingen sikre holdepunkter når det gjelder sedimentasjonsmiljø, geokjemi og biologiske forhold som representerer før-tilstanden i deponiområdet. Vi kan regne med at sjøområdet har fått tilført gruveavgang ihvertfall fra 30-årene, da finavgangen ble tilført via Sokndalselva.

#### Endringer i sedimentasjonsmiljø.

Det foreligger såvidt vites ingen sedimentdata fra den perioden avgangen ble deponert i Sokndalselva.

Den første sedimentundersøkelsen som ble gjort i området ble gjort høsten 1976 (I/S Miljøplan, 1977). Her ble det målt overkonsentrasjoner av  $TiO_2$  på samtlige stasjoner i Knubedalsdjupet og Dyngedjupet. Dette må skyldes avgangsspredning fra den gang avgang ble deponert i Sokndalselva eller i Jøssingfjorden. Det bør påpekes at muligheten for ras i munningen av Jøssingfjorden kan ha bidratt til spredning til det ytre området før Dyngadjupet ble tatt i bruk som resipient i 1984. En slik rasepisode er kjent fra februar 1973.

Foruten Miljøplans sedimentundersøkelser i 1976, utførte Miljøplan undersøkelser av sedimentene i 1978, 1983, 1984, 1985, 1986, 1987 og 1988, mens Havforskningsinstituttet gjorde sedimentundersøkelser i 1980 (kun tallolje) og i 1984 og NIVA i 1985. De fleste undersøkelserne har hatt som mål å kartlegge utbredelsen av gruveavgang i overflatesedimentene og se på endringer fra år til år. På den måten får vi lite greie på hvordan sedimentforholdene var før området ble påvirket av gruveavgang. Unntak er analyser av sedimentkjerner utført av Havforskningsinstituttet og Miljøplan. Disse viser at det naturlige upåvirkede sedimentet som ligger under det avgangspåvirkede materialet har nivåer av titan som må betraktes som normalt (ca. 0,5 - 1%  $TiO_2$ ). Det vil si at vi i utgangspunktet hadde et sediment som var nokså likt det vi har i vårt kystområde. Dette kjennetegnes ved finkornige, nokså organiske sedimenter i dypbassengene og sandige (ofte skjellsand) sedimenter i grunnområdene hvor erosjon er dominerende.

Siden gruvedriften startet skjedde det en betydelig endring i sedimenttransporten til området. Ettersom det ikke er noen større vassdrag i området med stor sedimenttransport, må vi anta at sedimenttilveksten opprinnelig var lav, selv i bassenger som Dyngadjupet og Knubedalsdjupet. Vi må også anta at innholdet av organisk materiale i sedimentene var høyere den gang og at dette medvirket til en rikere bunnfauna. Sammenligner vi tilførslene av gruveavgang med tilførsler av sedimenter via en elv, tilsvarer totalt utslipp av gruveavgang en mengde som er omtrent 10 ganger større enn årlig sedimenttransport i Glomma. Det er derfor naturlig at hele sedimentasjonsmiljøet i Jøssingfjordområdet endret seg ved oppstartingen av gruvedriften.

#### Endringer i vannkvalitet.

I likhet med sedimenter foreligger det ingen vannkvalitetsdata før gruvedriften startet. Derimot foreligger det en del målinger som ble gjort før Dyngadjupet ble brukt som deponeringssted. Grumsing (turbiditet) i sjøen ble observert både i og utenfor Jøssingfjorden før 1984. En god del av årsaken til økt turbiditet i overflatevannet var oppvirvling av avgang i kaiområdet i forbindelse med båtanløp (propelleffekt). Det ble i 70-årene observert et skarpt skille mellom



forurensede vannmasser og klart havvann utenfor. Dette skillet ble ofte observert så langt ut som til Knappane.

Det er spesielt endring i vannmassenes partikkelinnhold og kjemisk sammensetning som virker inn på vannkvaliteten i dette området. Det er ubetydelige tilførsler av kjemikalier og løse forbindelser, med unntak av tallolje.

Sommeren 1975 ble det gjort målinger av vannkvalitet under bedriftsstans ved Titania i 6 uker (Skei, 1976). Målet var å se hvordan vannkvaliteten i Jøssingfjorden ble påvirket av utslipp av gruveavgang. Det ble målt meget stort siktedyp under bedriftsstansen (5,5 - 18 m). Dette indikerer at naturforholdene forut for gruvedriften ga grunnlag for høyt siktedyp (dvs. lite partikler i overflatevannet). Årsaken er liten naturlig sedimenttransport. Når driften ved Titania kom i gang igjen, sank siktedypet til 1 - 2,5 m i Jøssingfjorden. Det bør imidlertid påpekes at utslippet den gang gikk til 15 m dyp og er således meget forskjellig fra dagens utslippsforhold.

Målinger av suspendert stoff i vannprøver fra Jøssingfjorden viste verdier mellom 0,4 og 0,8 mg/l i de øvre 25 m under bedriftsstansen (Skei, 1976). Vi må anta at dette er normalt i området. Sannsynligvis vil normalnivået utenfor Jøssingfjorden være ca. 0,5 mg/l. Når produksjonen startet opp økte mengden av partikler til 5 - 15 mg/l nærmest utslippet og 3 - 4 mg/l ved munningen av Jøssingfjorden.

Også sammensetningen av det partikulære materiale endret seg under og etter bedriftsstansen. Under bedriftsstansen bestod det partikulære materialet av 50 - 100% organisk materiale, mens etter at produksjonen startet, sank prosenten til 15 - 30% (Skei, 1976).

Disse målingene i forbindelse med bedriftsstans i 1975 viser noe av forskjellene i vannkvalitet når utslipp av gruveavgang pågår. De viser også hva slags "normaltilstand" eller "før-tilstand" vi sannsynligvis hadde i området. I tillegg viser målingene at vannkvaliteten i de øvre vannlag normaliseres raskt når utslippet opphører. Dette har betydning for vurderingen av rehabiliteringsmulighetene ved en eventuell produksjonsstopp ved Titania, eventuelt deponering på land.

#### Bløtbunn

Det foreligger ikke undersøkelser av bløtbunn i området før utslipp av gruveavgang startet.

## Gruntvannsorganismer

Det er hovedsakelig det suspenderte materiale som influerer på gruntvannssamfunn (0–30m dyp). Ca. 20% av dette er finere enn 18 µm og kan transporteres med vannstrømninger over lange avstander også til de øvre vannmassene.

De faktorer som vil være avgjørende med hensyn til vekstvilkår for fastsittende alger og dyr på gruntvannsområder i det influerte området vil hovedsakelig være:

1. Lystilgjengelighet (alger) som i varierende grad vil være redusert innen influensområdet.
2. Nedslamming av hardbunnssubstratet i området.

Et forhøyet innhold av partikler i vannet vil redusere lysgjennomgangen i vannet og dermed begrense algenes mulighet for å vokse på større dyp. Hovedsaklig vil rødalger som er tilpasset lite lys, bli tvunget opp på grunnere dyp. Flere av algene er ikke tilpasset de noe større variasjoner (saltholdighet, temperatur, bølgeslag) som de her utsettes for. Følgen av dette vil være at de taper i konkurransen med bedre tilpassete arter og derfor vil forsvinne fra området. Stor nedslamming av hardbunnsområder vil også vanskeliggjøre nedslag av nye sporer og befruktete egg, og begrense rekrutteringen av alger.

Gruntvannssamfunnet ble ikke undersøkt før utslippet av gruveavgang til fjorden startet i 1936 og dermed har man ingen direkte sammenligningsgrunnlag for å vurdere førtilstand i Jøssingfjorden og i området utenfor.

## Fisk og reker

Det er ikke utført detaljerte undersøkelser av fiskebestanden i det aktuelle området. Vi antar at fiskebestanden i området var opprinnelig sammenlignbar med andre områder i regionen. Dette gjelder også for rekebestanden.

Bestanden av fisk vil variere som følge av naturlige svigninger, fangstomfang og eventuelt som følge av miljøendringer. Det er betydelige svigninger over tid. Dette er det nødvendig å ta hensyn til ved vurdering av fiskebestand og mulighetene for påvirkning av utslipp.

### **3.5 Tilstanden i sjøområdet idag**

#### **Fysiske inngrep**

De fysiske inngrep på land er begrensede ved sjødeponering. Fortykning skjer rett ved oppredningsverket ved Tellenes. Derfra går avgangsmassene i rør gjennom fjell helt til utskipningskaien. Vann fra tørkeanlegget er her tilført avgangsrørene. Pulpen går her gjennom en trykksjakt som gir driftstrykk til den sjøgående ledningen. Rørene følger deretter riksvei 44 langs med bukten ca. 1 km frem til Titanias innskipningskai (der Rv 44 begynner å klatre opp mot fjellet) der rørene går ut i sjøen.

#### **Transport av gruveavgang i suspensjon**

Kornfordelingsanalyser av avgang fra Titania har vist at 30 - 50% av avgangen er finere enn  $63\mu\text{m}$  (sand) og at så mye som 20% er finere enn  $18\mu\text{m}$ . Med utgangspunkt i 2 mill. tonn avgang på årsbasis, er altså 400.000 tonn avgang finere enn  $18\mu\text{m}$ . Til sammenligning transporterer Rhinen 1,5 millioner tonn mud ( $<50\mu\text{m}$ ) til Nordsjøen årlig (Eisma et al., 1982). Elvevannet inneholder i størrelsesorden 10 - 20 mg/l suspendert stoff idet elvevannet når sjøen. Suspendert materiale i Rhinen består av mineralpartikler, ofte kittet sammen med organisk materiale til aggregater. Partikkelstørrelsen varierer stort sett i området 2 -  $10\mu\text{m}$  i estuarområdet (Eisma et al., 1982).

Mengdemessig er transporten av partikler via Rhinen til Nordsjøen sammenlignbar med utslippet fra Titania. Den største forskjellen er at gruveavgang ofte transporteres som kantede enkeltpartikler, mens i Rhinen fører det organiske innholdet til fnokkdannelse og aggregater. Mikroskopering av suspenderte partikler i vannmassene utenfor Jøssingfjorden viste både enkeltpartikler og større fnokk (Skei, 1985). Det samme var tilfelle i fjordområdet utenfor Kirkenes hvor 1,7 mill. tonn gruveavgang deponeres i sjøen årlig (Skei og Rygg, 1989). Her ble det påvist skarpkantede avgangspartikler i sedimentene minst 13 km fra utslippet. Kornstørrelsesfordelingen på avgangen fra A/S Sydvaranger er omtrent den samme ( $\sim 50\%$   $<44\mu\text{m}$ ), men utslippsdypet og arrangement forøvrig er vesentlig forskjellig. Mens avgang fra Titania iblandes ferskvann og ledes ut på 113 m dyp, ledes avgang fra A/S Sydvaranger ut på 20 m etter tilsats av sjøvann.

Det som vanligvis skjer når avløpsvannet med avgang passerer munningen på avløpsrøret er en separering av grovt og fint materiale. Grovavgangen sedimenterer nær utslippsstedet, mens finfraksjonen transporteres med strømmer. Partikler som er mindre enn  $10\mu\text{m}$  vil vanskelig sedimentere og vil sveve i vannmassen. Slike partikler vil transpor-

teres uendelig langt, og de vil ikke influere i vesentlig grad på bunnsedimentene. Dette innebærer at sedimentundersøkelser ikke nødvendigvis gir et riktig bilde av spredning av finpartikulær avgang. Dette gjelder spesielt hvis sedimentanalysene gjøres på totalt ufraksjonert sediment, slik A/S Miljøplan gjorde sine sedimentundersøkelser frem til 1985. En analyse av sedimentets silt-leire-fraksjon ( $<63\mu\text{m}$ ) vil kunne gi noe bedre informasjon om spredning, men i mange tilfeller vil det finpartikulære materiale ikke avsette seg på bunnen i det hele tatt. Det innebærer at eventuelle skadevirkninger som følge av den fineste fraksjonen av avgangen ikke kan forventes på bunnen, men i vannmassen (pelagiske organismer). Partiklene kan forårsake gjelleskader på fisk.

I tillegg til transport av avgang i suspensjon fra utslippsrøret vil også avgang kunne spres ved bunntransport. Dette vil kunne foregå på to måter:

- (i) episodiske ras utløst i utslippsområdet som følge av oppbygging av gruveavgang på bunnen, eventuelt utløsning av små ras i bratte skråninger i grunnområdet.
- (ii) oppvirvling av finpartikulære sedimenter ved store vannbevegelser og dyrs gravende virksomhet (bioturbasjon).

Bunntransport som mekanisme ved spredning av gruveavgang er trolig for lite påaktet i dette området. Undersøkelser i Rupert Inlet i Canada hvor det deponeres 13 mill. tonn avgang årlig, viste tydelig erosjonsrenner på bunnen som vitnet om undersjøiske ras og suspensjonsstrømmer (turbiditter) (Hay, et al., 1983). Slike turbiditetsstrømmer har en eroderende kraft og kan i mange tilfelle bevege seg oppoverbakke. Det kan være vanskelig å kvantifisere den transporten av avgang som er knyttet til bunn-nære forhold, delvis fordi disse er sporadiske og delvis fordi de ofte bare berører en vannmasse som befinner seg 2-3 m fra bunnen. Dette vannsjiktet blir svært sjelden prøvetatt. Det er derfor vanskelig å ta stilling til de transportberegningene som er utført av Havforskningsinstituttet og Miljøplan.

Havforskningsinstituttets beregninger (Aure et al., 1985) er basert på typiske konsentrasjonsfordelinger og typiske strømningsprofiler over terskelnivået. De mener at 100.000 tonn gruveavfall årlig vil lekke ut slik topografien i området er i dag.

De målinger som er gjort for å belyse spredning og transport av gruveavgang omfatter målinger av suspendert stoff, transmisjons- og turbiditetsmålinger og sedimentfellemålinger.

Målingen av mengde partikulært materiale i vannmassene har vist bemerkelsesverdig lave verdier. Prøver tatt av Miljøplan i april 1987 viste bortimot normale verdier på samtlige stasjoner med unntak av stasjonene i Dyngadjuvet og lengst øst i Knubedalsdjuvet (Miljøplan, 1988). Det er liten sammenheng mellom disse målingene og målinger i sedimentetfeller og bunnsedimenter.

På den mest perifere stasjonen i forhold til utslippet (st. 58) ble det våren 1987 målt ca. 1,5 mg/l suspendert stoff (Miljøplan, 1988). Målinger i Skagerrak i 1982 viste et gjennomsnittlig partikkelinnhold i atlantisk vann på 0,25 mg/l og dypvann i Skagerrak på 0,38 mg/l (Eisma et al., 1984). I indre Skagerrak - Ytre Oslofjord ble det i 1988 målt verdier mellom 0,4 og 0,9 mg/l i dypvannet (Skei, in prep.). Det er derfor grunn til å anta at nivåer på ca. 1,5 mg/l i dypvannet på stasjon 58, nesten 3,5 km fra utslippet, er høyere enn forventet ut fra målinger i Skagerrak og at dette kan ha sammenheng med spredning av finfordelt gruveavgang. Sedimentundersøkelser som NIVA gjorde i 1985 viste at sedimentets finfraksjon (<63µm) inneholdt ca. 10% gruveavgang (Skei, 1985) på denne stasjonen og at det ikke er urimelig at vannmassen her viser høyere nivåer av partikulært materiale enn normalt.

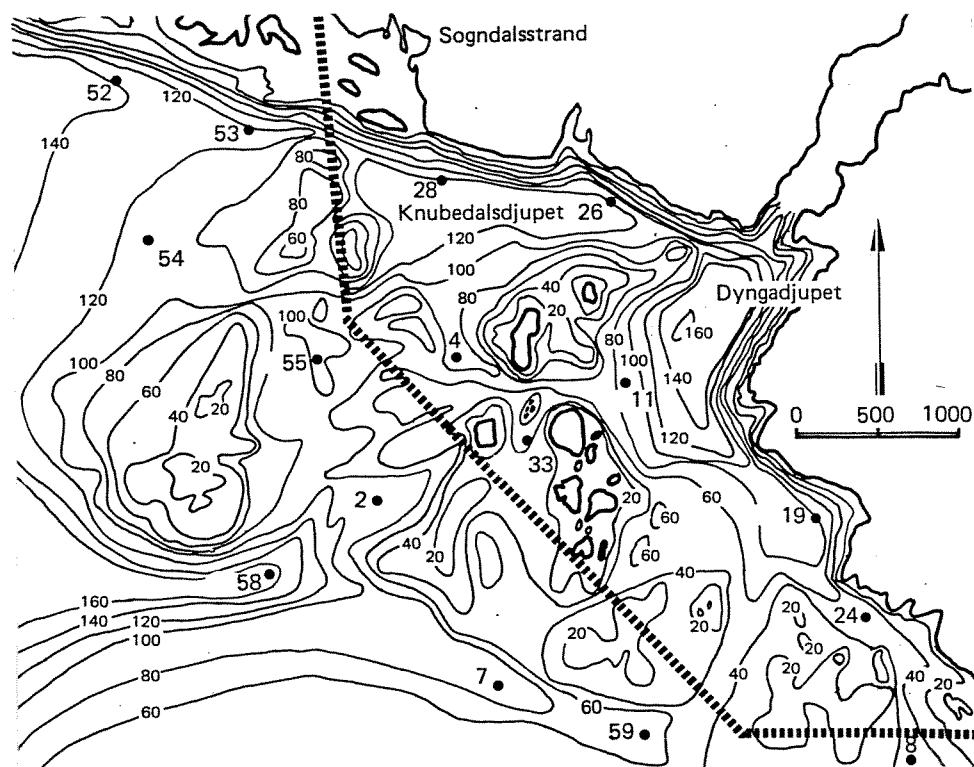
Vi må anta at et areal på minimum 25 km<sup>2</sup> til tider viser vannkvalitetsendringer som følge av dagens utslipp. Dette tilsvarer i grove trekk hele Sokndal kommunes sjøareal ut til grunnlinjen.

Dette er vurdert ut fra Miljøplan's og NIVA's tidligere målinger. Det bør påpekes at dette området ikke må forveksles med område hvor økologiske skader forventes. I og med at den fineste fraksjonen av avgangen nærmest oppfører seg konservativt i vannmassen, dvs. at konsentrasjonen av partikler bare endrer seg ved fortykning, er det rimelig at vannkvaliteten påvirkes i et stort område.

#### **Sedimentering av avgangsmaterialet innenfor influensområdet.**

Denne vurderingen er i stor grad basert på brev av 14 feb. 1989 fra Havforskningsinstituttet til SFT.

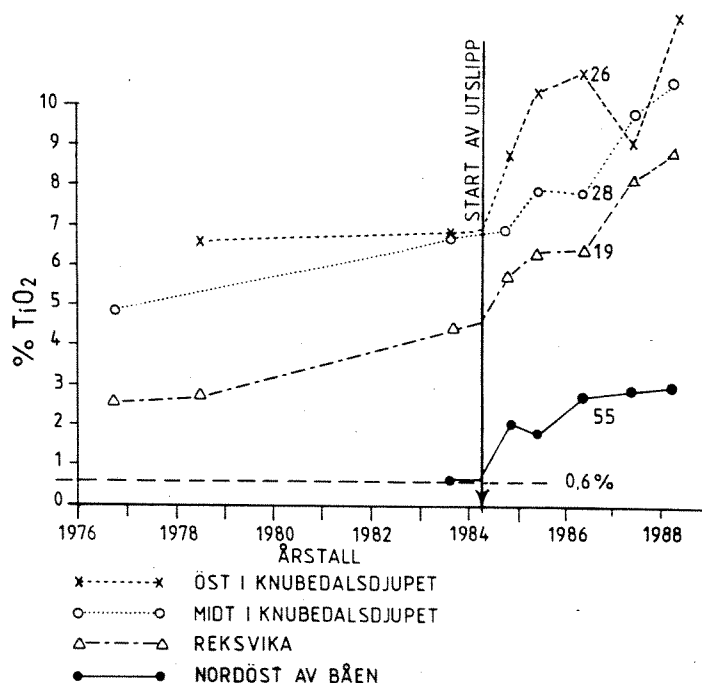
Miljøplan har definert et influensområde for utslippet (Egentlig er det Havforskningsinstituttet som har definert influensområdet. Havforskningsinstituttet mente at influensområdet tilsvarer det området som ble påvirket når utslippet var i Jøssingfjorden. Pers.med. J.Aure). Innenfor influensområdet forventes økologiske skader som følge av utslippet. Influensområdet er vist på figur 3.2.



Figur 3.2. Influensområdet for utslippet. Stasjoner for sedimentprøver og undersøkelser av bløtbunn. Kilde: Skei (1985).

Det totale overflatearealet av influensområdet er ca. 9 km<sup>2</sup>, hvorav Jøssingfjorden utgjør ca. 0,8 km<sup>2</sup>. Totalt sjøareal i Sokndal kommune innenfor grunnlinjen er 23-25 km<sup>2</sup>. Influensområdet utgjør ca. 35 % av Sokndal kommunes sjøareal ut til grunnlinjen. Kystlinjen innenfor influensområdet er ca. 14 km, hvorav Jøssingfjorden utgjør 5 km. I tillegg kommer øyene med ca. 4 km. Total kystlinje i kommunen er 39 km pluss øyer med 5 km. Influensområdet utgjør ca. 35 % av Sokndal kommunes kystlinje. Vi vil her presisere at dette ikke sier noe om økologiske skader som følge av utslippet.

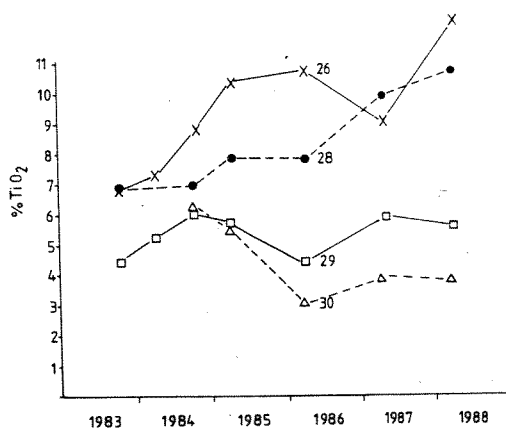
Havforskningsinstituttet (Aure et al., 1985) har gjennom undersøkelser vist at det allerede mens deponeringen foregikk i Jøssingfjorden skjedde en spredning til Dyngafjorden, Knubedalsdypet og til området vest for Knubedalsdypet. Etter at utslippet ble flyttet til Dyngadypet, ble det en markert økning i spredningen av slam. Figur 3.3 viser at det er en markert økingen av TiO<sub>2</sub>-konsentrasjonen etter at utslippet i Dyngadypet startet (Aure og Sundby, 1989).



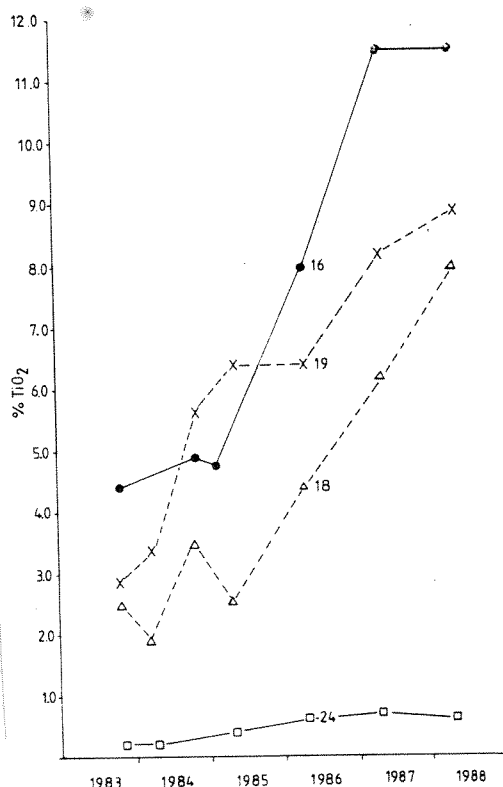
Figur 3.3 Endringer i innhold av  $TiO_2$  i toppsediment (0-2 cm) i ulike områder rundt deponiet. (Kilde: Aure og Sundby, 1989)

Figurene 3.4 og 3.5 viser mer i detalj utviklingen de senere årene av  $TiO_2$ -innholdet i toppsedimentet i henholdsvis Knubedalsdypet og Dyngafjorden sør for deponiet. Det er særlig de grunnere områdene sør i Dyngafjorden som har fått en økt belastning de siste 3 årene. Den jevne og store økningen i toppsedimentets  $TiO_2$  innhold på stasjon 18 viser at suspensjonsskyen når oppmot terskelnivåene i sør. Avsetningen på stasjon 24 er liten, men også her har det skjedd en svak økning i  $TiO_2$ -innholdet. På denne bakgrunn regner Havforskningsinstituttet at slam nå også har mulighet til å lekke ut over tersklene mot sør. Stasjon 59 som er ment å gi en indikasjon på lekkasje mot sør, viser imidlertid ennå ingen økning. Stasjon 58 lenger mot vest, viser imidlertid en jevn svak økning. Trolig skyldes denne økningen transport via Knubedalsdypet.

Havforskningsinstituttet (Aure og Sundby, 1989) konkluderer med at "Dyngafjorden sør for deponiet og hele Knubedalsdypet er sterkt påvirket av utslippet."



Figur 3.4 Endringene av  $TiO_2$  i toppsediment (0-2 cm) på stasjoner i Knubedalsdypet (Kilde: Aure og Sundby, 1989)



Figur 3.5 Endringene i innhold av  $TiO_2$  i toppsediment (0-2 cm) på stasjoner i Dyngafjorden sør for deponiet (Kilde: Aure og Sundby, 1989).

#### Sedimentasjon av avgangsmaterialet utenfor influensområdet.

Avgangsmaterialet er mekanisk nedknust til partikler som hovedsakelig ligger i størrelsesområdet 0.001 til 1 mm. De største av disse partikler vil deponeres i utslippspunktets umiddelbare nærhet (Dyngadypet) mens de finere fraksjoner vil kunne spres i en avstand fra utslippspunktet som øker med avtagende partikkelstørrelse. Dette betyr



at dersom en skal undersøke eventuelle tidstrender i spredning av avgangsmateriale til mer fjerntliggende bunnområder, har en størst sannsynlighet til å påvise dette ved å undersøke finfraksjonen i overflatesediment.

Analyser av finfraksjonen i sediment er utført årlig i perioden 1985–1988. I 1985 ble undersøkelsene utført av NIVA (Skei 1985) mens det de resterende år ble utført av A/S Miljøplan. Andelen av finfraksjonen (< 0.063 mm) i sedimentet på stasjoner utenfor det definerte influensområdet ses i Tabell 4.1.

Tabell 4.1 Mengden (vektprosent) av finfraksjonen (< 0.063 mm) i overflatesediment (0–2 cm) på stasjoner utenfor det definerte influensområdet. Undersøkelsene i 1985 ble utført av NIVA mens de resterende undersøkelser er utført av A/S Miljøplan.

<u>Stasjons nr.</u>	<u>Dyp (m)</u>	<u>1985</u>	<u>1986</u>	<u>1987</u>	<u>1988</u>
51	170	37.5	80.2	79.7	82.8
52	140	25.4	36.7	44.6	35.8
53	120	21.1	29.8	30.0	30.4
54	125	12.2	31.6	29.2	34.7
55	109	18.7	36.4	36.8	37.4
57	181		52.5	54.9	54.7
58	167	18.8	22.6	23.4	27.5

Andelen av fintrasjonene i sedimentet var vesentlig lavere på alle stasjoner i 1985 enn de følgende tre år. Dette kan bety at spredningen av avgangen økte raskere umiddelbart etter at Dyngadypet ble tatt i bruk som deponiområde enn de senere år. Mengden av finfraksjonen i sediment utenfor influensområdet (skissert av Miljøplan i 1981) økte imidlertid signifikant også i perioden 86–88 (paired t-test,  $p=0.05$ ) slik at økningen sannsynligvis ikke alene kan skyldes metodiske forskjeller i analysene utført av NIVA og A/S Miljøplan (parallellanalyser ble utført i 1985 med godt resultat, se Skei, 1985).

Med dagens utslipp skjer derfor en klar spredning av finfraksjonen som kan spores i sedimentet, utenfor det definerte influensområdet. På sikt antar vi at dette vil kunne gi en viss økning i størrelsen av bunnarealer med depositions-bunn og at innholdet av finfraksjonen av avgang i dette sedimentet vil øke asymptotisk til et nivå bestemt av

mengden av materiale som deponeres årlig, andelen av finkornig materiale i dette, den sedimentering som skyldes andre prosesser (primærproduksjon etc.), deponiets topografi og tettheten til vannet i avgangen. Den naturlige sedimentering vil bidra til å gi sedimentert materiale et visst innhold av organisk karbon og vil være av betydning som næringsgrunnlag for bunndyr.

Dersom foreslåtte tiltak blir iverksatt for redusere mengden finfraksjon i avgangen eller for å redusere transporten ut av deponiområdet, må en anta at spredningen utover det definerte influensområdet også vil reduseres, men sannsynligvis ikke elimineres helt. I perioden 84-86 økte totalinnholdet av  $TiO_2$  i sedimentet på stasjoner utenfor influensområdet i gjennomsnitt med 0.76 % (gjennomsnittstall for mange prøver), men synes ikke å ha økt etter den tid.

### Naturtilstand

#### Effekter på bløtbunn ved dagens deponering i Dyngadypet og tidligere deponering i Jøssingfjord

Ved avslutning av deponering inne i Jøssingfjord i mars 1984 var bløtbunnsfaunaen (st.3,10/8-83) sterkt påvirket. Dette manifesterte seg ved et lavt artsantall (3 pr.  $0.3 \text{ m}^2$ ), høy grad av dominans (den opportunistiske arten Capitella capitata dominerte fullstendig) og lav artsdiversitet. De artene som ble funnet lever hovedsakelig nede i sedimentet (infauna). Ut fra en vurdering basert på at pelagiske fisk og tildels også demersale fisk i noe begrenset grad nyttegjør seg av infauna som føde må en anta at ernæringsgrunnlaget for fisk utenom grunnområdene var og fremdeles er redusert i Jøssingfjord som en konsekvens av deponering frem til 1984. Ved flytting av deponipunktet til Dyngadypet i 1984 fikk en en begynnende restituering inne i Jøssingfjorden (A/S Miljøplan, 1988) som imidlertid fikk et tilbakeslag i 1988 (Brev av 6/2-89 fra A/S Miljøplan til SFT). Som forklaringer på tilbakeslaget har fysisk ustabilitet i deponimaterialet, øket utslipp av dreinsvann som følge av store nedbørsmengder være foreslått (Brev av 6/2-89 fra A/S Miljøplan til SFT).

En full restituering av bløtbunnsfaunaen inne i selve Jøssingfjord er muligens avhengig av en viss rekruttering av larver fra området utenfor. Dagens deponering i Dyngadypet bidrar sannsynligvis til å øke avstanden til potensielle kildesamfunn hvorfra rekruttering til Jøssingfjord kan skje og bidrar i så fall til å redusere rekoloniseringsprosessen der.

De siste rapporter fra Dyngadypet og området utenfor (A/S Miljøplan 1988 og brev av 6/2-89 fra A/S Miljøplan til SFT) tyder på at en har

kun spor av effekter på bløtbunnsfauna utenfor influensområdet skissert av I/S Miljøplan i 1981, mens området innenfor influensområdet (9 km<sup>2</sup>) tildels er klart påvirket (St 19, 26 og 29) av nedslamming. Klassifikasjonsanalyse tyder imidlertid på relativ små forandringer i perioden 83-87 og antyder at noen effekter innenfor influensområdet forelå allerede før flytting av deponipunktet. Sanders "rarefaction" metode indikerer imidlertid en gradvis forverring (lavere antall arter ved samme individantall) i perioden 83-87 for stasjonene 19, 26.

Ingen stasjoner i selve Dyngadypet er rapportert undersøkt med hensyn til bløtbunnsfauna i perioden 84-87. En må imidlertid anta at bunnfaunaen her er meget sterkt påvirket. Totalt sett ser faunaen på de undersøkte stasjoner innenfor influensområdet til å ha tilpasset seg en jevn nedslamming (Miljøplan, 1989) Sannsynligvis vil en få en fauna som er mer tilpasset til et finkornig substrat med en mer homogen sammensetning. Imidlertid bærer faunaen ikke preg av synlig forurensning på den noe grunnere stasjon 24 syd i influensområdet (A/S Miljøplan, 1989).

Miljøplan A/S (1986) har korrelert total innholdet av TiO<sub>2</sub> i sedimentet med beregnet fauna diversitet (H) og funnet følgende regresjonslinje  $H = -0.22X + 4.86$ , der x er totalinnholdet (%) av TiO<sub>2</sub> i sedimentet og H er faunadiversitet. Dersom en setter inn gjennomsnittlig økning i totalinnholdet av TiO<sub>2</sub> i sedimentet utenfor influensområdet i perioden 84-86 dvs. 0.76 % i regresjonslinjen, gir dette en diversitetsreduksjon på 0.17 enheter utenfor influensområdet i denne perioden. En diversitetsforandring av en slik størrelsesorden ligger innenfor det en må forvente pga. naturlige svingninger fra år til år. Dersom en slik reduksjon virkelig har funnet sted vil den sannsynligvis ikke kunne fanges opp med dagens metoder for bunnfaunastudier. Det var imidlertid ingen gjennomsnittlig økning (middelverdi for 8 stasjoner) utenfor influensområdet i totalinnholdet av TiO<sub>2</sub> i sedimentet i perioden 1986-1988 til tross for at økningen i finfraksjonene var statistisk signifikant. Forutsatt at regresjonslinjen har biologisk relevans og at spredningen utenfor influensområdet ikke gir opphav til økt totalinnhold av TiO<sub>2</sub> i sedimentet skulle en ikke forvente vesentlige endringer i diversitet for området totalt, forutsatt at spredningen ikke øker i omfang (geografisk) og mengde sammenlignet med perioden 86-88.

#### Effekter på hardbunn ved dagens deponering i Dyngadypet

Fra de siste decennier foreligger det flere gode beskrivelser av algefloraen langs Sørlandskysten, både for Agderfylkene og Rogaland (Rueness, 1966; Roinaas, 1968; Åsen, 1978;) som kan brukes til å anta

et "normal" tilstand i Jøssingfjord-området. Slike undersøkelser foreligger ikke for dyresamfunnet. Befaringer av gruntvannssamfunnet langs den norske syd-kysten i 1989 som resultat av oppblomstring av Chrysochromulina polylepis (Pedersen, et al., 1989) har også gitt viktig sammenligningsgrunnlag.

De siste års undersøkelser av algevegetasjonen i området utført av A/S Miljøplan, er omfattende og beskriver klart og tydelig utviklingen av algevegetasjonen og til dels også dyresamfunnet i området fra 1976 til 1986 (cf., A/S Miljøplan, 1988). Et resumé av undersøkelsene kan kortfattes i følgende:

- De artslistene som er presentert for området er omfattende og kan sies å beskrive et område med forholdsvis høyt artsmangfold.
- Det er også tydelig at algevegetasjonen og dyr i Jøssingfjorden i den tiden da avgangen ble ledet ut i fjorden, var tydelig påvirket av utslippet. Etter at utslippet ble flyttet ut på Dyngadjupe i 1984, økte artsmangfoldet av alger og dyr samt at den nedre grense for algevegetasjonen økte signifikant i Jøssingfjorden. Økningen i nedre grense var størst første året fra 1984 til 1985.
- I overgangssonen i utløpet av fjorden, var det ikke mulig å spore noen tydelig forandring av forholdene mht. antall arter, men en økt dypdeutbredelse for enkelte algearter var signifikant. I denne delen inngikk bare to algestasjoner
- I ytre del synes det som om det hadde skjedd en reduksjon i antall algearter, hovedsakelig sjeldne våralger, men som det presiseres i rapportene (cf., A/S Miljøplan, 1988) faller denne reduksjonen muligens inn under naturlige årsvariasjoner. Selv om en reduksjon i antall algearter er reell, er reduksjonen ikke dramatisk. Dyresamfunnet er beskrevet som godt utviklet siden 1983, også før utslippet ble flyttet til Dyngadjupe.

Det fremgår fra resultatene (som er behørig dokumentert) at gruntvannssamfunnet i Jøssingfjord ikke har stabilisert seg. Dette er vist ved en utvikling av økt antall arter og økt dybdeutbredelse av visse organismer. Dette må hovedsakelig skyldes flytting av utslippssted fra Jøssingfjord (15m dyp) til Dyngadjupe. Derimot fremgår det ikke klart fra resultatene om flyttingen av utslippet har påvirket gruntvannssamfunnet i Dyngadjupe. Det er påvist endringer i artssammensetning, og endring i artenes forekomst og utbredelser. Det er usikkert i hvilken grad dette skyldes naturlige svingninger eller utslippet. Antall arter fra stasjonene i Dyngadjupe er i størrelsesordenen for en "normal" stasjon og dermed tyder dette på at gruntvannssam-

funnet i Dyngadypet er upåvirket. Ut fra utslippsdyp og forventede vannstrømningsforhold på de semieksponeerte stasjonene i Dyngadypet er det tvilsomt med dagens metoder at man kan påvise noen entydige effekter av utslippet. Derfor antas det at hovedendringene i gruntvannsamfunnsstruktur i Dyngadypet styres av naturlige prosesser og ikke utslippet.

Som en følge av disse resultatene må dagens utslippsforhold av gruveavgang til Dyngadypet ikke sies å ha alvorlige og irreversible konsekvenser for de fastsittende alger og dyr på gruntvann i området. Tegn på nedslamming kan imidlertid spores.

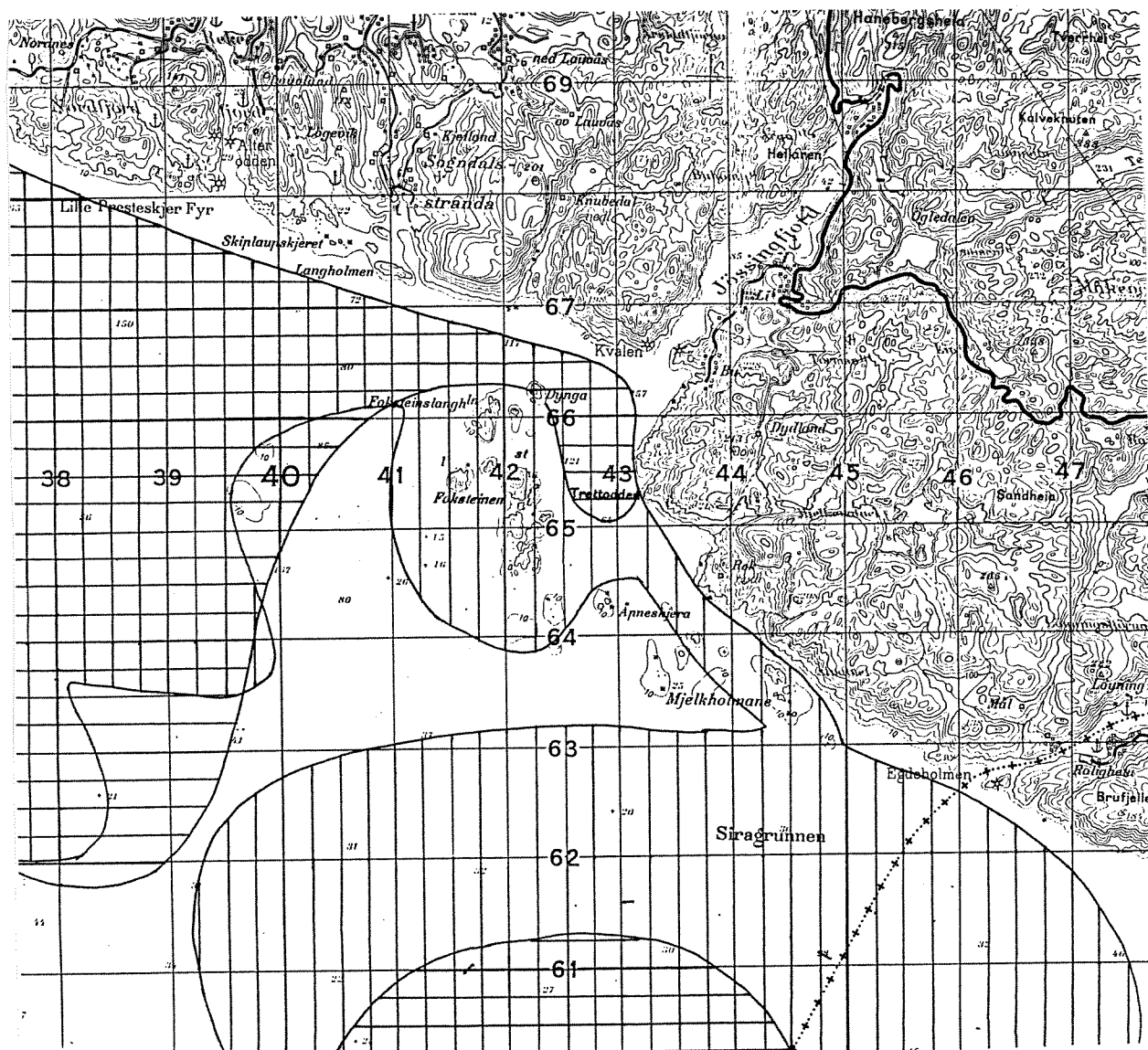
### Fisk og reker

Det er ikke så langt vi kjenner til foretatt fiskeribiologiske undersøkelser for å kartlegge eventuelle skadevirkninger av Titania's utslipp. Fiskerimyndighetene tok initiativ til en registrering av hvor slampåvirket fisk ble fanget. Dette strandet på grunn av liten rapportering fra fiskerne. Datagrunnlaget for vurdering blir dermed svakt. Vi vil påpeke at dette forholdet synes noe merkelig ut fra den store debatten om konsekvenser for fiskeinteressene. Våre vurderinger om fisk og fiskeri er basert på opplysninger utarbeidet av Fiskerisjefene i området.

Det er registrert mange kommersielle fiskearter i området. De viktigste er laks, hummer, krabbe, reker, makrell, torsk, hyse og sei.

Området mellom Flekkefjord og Egersund er spesielt i den forstand at Norskerenna her skjærer inn mot kysten. Dette fører til at området har svært få og små bankområder (grunnpartier). Siragrunnen er det eneste større grunnpartiet i dette området.

I Sokndal-Flekkefjord-regionen er det mange viktige gyte- og oppvekstområder. De viktigste områdene er vist på figur 3.6. Opplysningene er innhentet fra Fiskerisjefen for Skagerrakfylkene og Fiskerisjefen i Rogaland. Disse blir kort beskrevet i det følgende (Fiskerisjefen i Rogaland, 1982).



Figur 3.6 Oversikt over de viktigste gyte- og oppvekstområder (horisontal skraver) og fiskefelter (vertikal skraver) (Kilde: Fiskerisjefen i Rogaland, 1982).

Gyteområder er definert som områder hvor det til visse tider på året blir observert eller fanget gytemoden fisk og skaldyr. Ut fra disse observasjonene kan det være naturlig å anta at artene gyter i området (Fiskerisjefen i Rogaland, 1982).

Siragrunnen og områdene omkring. (Siragrunnen er definert som det grunneste området med dybder mindre enn 30 m.) Langs hele kanten av Siragrunnen er det gyte- og oppvekstområde for torsk og hyse. Hele

flaket er ansett som gytefelt for vårgytende sild. Vårgytende sild er nå fanget igjen. Havforskningsinstituttet opplyser at det er vanskelig å anslå hvor stor produksjon det kan bli av sild på gyteområdet. De første åra vil gytebestanden være relativt liten, men etter ca. 4 år kan den ta seg sterkt opp. Siragrunnen kan være viktig i oppbyggingen av en sildestamme.

Sild gyter langs hele kysten. Sild gyter vanligvis i dyp mellom 200 og 30 m. Det er registrert sildelarver utenfor Egersund i 1989.

Grunnene vest av Kviksvik. Hele flaket var tidligere gytefelt for vår-sild.

Nålangfeltet. Gytefelt for reker.

Birkeland-Dyngadjupet-Båenfeltet. Viktige gyte- og oppvekstområder for reker.

Hele sjøarealet i Sokndal kommune ut til grunnlinjen er å regne som gyte- og oppvekstområde for fisk.

Det er ikke utført fiskeribiologisk undersøkelser i dette området så langt vi kjenner til med unntak av Miljøplan's undersøkelser (reke-tråling og smaksprøver av fisk). Vårt vurderingsgrunnlag er derfor vurderinger utført av Havforskningsinstituttet (Aure et al., 1985).

Effektene av deponering av avgangsmasse fra Titania A/S vil dels kunne være direkte virkninger på de enkelte individer av fisk og skalldyr og dels være indirekte virkninger ved at det fysiske miljøet eller næringsforholdene forandres. Mulige virkninger kan vurderes for de tre kategoriene av avgangsmassen:

1. Finfordelt steinmateriale.
2. Flotasjonsolje (tallolje).
3. Metaller

- Finfordelt steinmateriale

Det finfordelte steinmaterialet er som sådant biologisk lite skadelig, og problemene knytter seg i første rekke til de store mengdene av dette avfallet (Aure et al., 1985). Avgangen består imidlertid av kantede partikler som kan medføre gjelleskader på fisk.

Den adsorberte flotasjonsoljen gjør at avgangspartiklene lettere klister sammen og hefter ved organismer og gjenstander i miljøet. Spesielt er organismens gjeller, svelg og tarmkanal utsatt, og påklistret avfall kan øke tilgjengelighet og opptak av skadelige kompo-

nenter, såvel som hindre gassutveksling med det ytre miljø. Belegget er uestetisk og medfører kvalitetsmessig forringelse av fisken. Resultater fra reketråling og smakstesting av fisk er kommentert senere.

Størstedelen av finfraksjonen er ikke behandlet med tallolje. Finfraksjonen kan tilføres talloljerester i avgangsledningen når den blandes med resten av avgangen.

- Utslipp av tallolje

Etter en omlegging av prosessen er utslippene av tallolje betydelige redusert de siste årene. Totalt blir 340 tonn tallolje, hvorav 54 tonn harpikssyrer, ført med avgangen ut i sjøen.

Utslipp av tallolje medfører en organisk avsetning i deponiområdet. Av komponentene i det organiske avfallet peker harpikssyrene seg ut

Partikler med tallolje i suspensjon og i sediment kan bli opptas og inkorporert i henholdsvis dyreplankton og bunndyr. Harpikssyrer kan dermed overføres til fisk og skalldyr gjennom næringsnett. Partikler med tallolje kan også spises direkte av fisk og skalldyr eller adsorberes til gjeller.

Vurderingen av opptak og effekt av harpikssyrer i fisk og skalldyr kan pr. i dag ikke gjøres kvantitativ. Dette skyldes dels at kunnskap om spredningen av harpikssyrer relativt til spredningen av suspenderte partikler er for dårlig. Videre kjenner vi ikke til sammenhengen mellom mengde av tallolje i partikkelbelegg og opptak av harpikssyrer i organismene.

- Metaller.

Analysene av tungmetaller i bunnsedimentene gir ingen informasjon om metallenes biologiske tilgjengelighet. De registrerte nivåene gir etter Havforskningsinstituttets oppfatning liten grunn til å regne med alvorlige kontamineringer av fiskeressursene og de anser derfor metallforurensning som et lite problem (Aure et al., 1985).

### Konsekvenser for fisk

En må anta at de dypere deler av Dyndadypet er nær fullstendig ødelagt som beiteområde for demersale fisk som er avhengig av infauna eller hyperbenthos (dyr som er knyttet til bunnen, men som nødvendigvis ikke lever på bunnen til enhver tid) som næringsorganismer. Betydningen for fisk av de forandringer i bløtbunnsfauna som har funnet sted på de resterende deler innenfor influensområdet er vanskelig å dokumentere. En må imidlertid anta at pelagiske fiskearter som tar sin næring i



pelagialen er lite eller ikke påvirket mens demersale arter som flatfisk og hyse muligens er noe mer berørt pga. redusert bentisk sekundærproduksjon. Disse artene er imidlertid ikke blant de kommersielt viktigste i området. Det må imidlertid påpekes at ingen sekundærproduksjonsmålinger eller biomasse målinger er utført i området slik at de vurderinger som her gjøres med hensyn til ernæringseffekter på fisk er basert på generelle kunnskaper.

Pelagiske og semipelagiske fisk som makrell, sei, lyr, torsk etc. er ikke stasjonære og vandrer mer eller mindre over hele det påvirkede området. Fisk vil på denne måten utsettes for alle grader av registrerte partikkelsuspensjoner. Konsekvensene er at fisken enten forandrer sitt vandringsmønster for å unngå de ugunstige miljøbetingelser, eller at de kvalitetsmessig vil bli forringet som følge av slambelagte gjeller, svelg og tarm. Slike forringelser kan opptre både innenfor og utenfor de slagpåvirkede områder (Aure et al., 1985).

Undersøkelser utført av Hognestad (1980) viste avsetning av svart slam i munnhule og tarm hos fisk (særlig hyse) fanget i Dyngadypet (i denne perioden var Jøssingfjorden deponiområde). Hyse fanget i Knubedalsdypet hadde i langt mindre grad avsetning av svart slam, og sydvest av Båen ble det bare observert spor av svart bunnslam i tarmkanalen hos hyse. Havforskningsinstituttet (Aure et al., 1985) antar at etter utslippet ble flyttet til Dyngadypet så har spredningen av slam økt og dermed vil kvalitetsforringelsen av fisk forsterkes i vesentlig grad. Frekvensen av kontaminerte fangster vil dermed øke. Det er framkommet opplysninger fra fiskere om fangst av bunnfisk med svart slam på gjeller eller i tarmkanal fanget utenfor det antatte influensområdet de siste årene.

Norconserv har undersøkt smaken av fisk tatt i Jøssingfjorden, Knubedal og Bulandet som et ledd i overvåkingsprogrammet. Smaken blir vurdert etter en skala på 1 til 5, der 1 er ubrukbar og 5 er god/utmerket. Etter at Dyngadypet ble tatt i bruk som deponiområde har en av et stort antall prøvesmakte fisk fått en verdi under 3 og gitt betegnelsen mindre brukbar. Noen fisk ligger i området 3-4, men den vesentlig største andelen ligger fra 4 og bedre.

Nordconserv (Karl Håkon Skramstad, pers. meddelelse) opplyser at fisk fra "uberørt" hav normalt vil få verdier i størrelsesorden 4-5 og at de avvik som finnes i forhold til fisk fra Dyngadypet-området ikke gir grunn til å si at smaken er påvirket negativt. Forandringer fra år til annet gir heller ingen grunn til å anta noen utvikling i smaken har foregått de årene deponeringen har foregått. Forskjellene kan ha sin årsak i sammensetningen av smakspanelet eller i artsfordelingen av de undersøkte fiskene.

Fisk kommer med som bifangst ved prøvetrålingen etter reker. Det er ikke påvist tilslamming av gjeller eller svelg i trålefanget fisk. Det ble funnet mørkt slam i magesekken av hyse (Miljøplan, 1986). Det forekommer bifangster av ungfisk av kommersielle arter, noe som kan indikere at trålfeltene er ernærings- og oppvekstområder (Miljøplan, 1986, 1989).

### Reker

I 1980, mens Jøssingfjorden fortsatt ble brukt som deponiområde, fant Hognestad (1980) at minst 2/3 av rekene fanget på Dyngadypet hadde fått belegg av mørkt slam under kroppsskjoldet som ikke lot seg fjerne ved spyling. Sydvest av Båen hadde noen få reker tilsvarende belegg, mens forholdene ellers ikke tydet på merkbar forurensning i området. Det er de største rekene som har høyest andel med mørkt belegg.

Miljøplan (1989) har fra 1983 til 1988 observert en økende andel tilslammede reker fra Knubedalsfeltet. Andel har økt fra ca. 12% i 1985 til over 50% i 1987 og 1988. Andelen tilslammede reker ved Båen og Nesvåg-Rekefjord har øket i løpet av 1988. Andelen varierer imidlertid mellom de ulike tråltrekkene.

Miljøplan (1989) nevner at hvis tilslammingen av rekene skjer under trålingen, kan kommersiell tråling med lengre varighet gi fangster med mer tilslamming.

Ut i fra data om størrelsesfordelingen av reker fremgår det at det er forskjeller i størrelsesfordeling mellom rekefeltene og ved ulike tidspunkt. Generelt består fangstene fra Knubedal av større andel små reker (unge reker) enn de andre lokalitetene. Det antas derfor at Knubedal er oppvekstområde for reker. Det fremgår ikke noe mønster i denne størrelsesfordelingen som uten videre kan tilskrives utslippene i Dyngadypet (Miljøplan 1988). Resultatene viser ingen systematisk endring i rekrutteringen fra 1984 til 1987.

Senter for industriforskning (1987) påviste i 1987 talloljelignende komponenter i gjeller fra reker fanget nær utslippspunktet. I kjøttet ble det påvist svært lave konsentrasjoner av en komponent som kan stamme fra tallolje. I 1988 påviste SI (1988) talloljelignende komponenter både i gjeller og kjøtt fra reker. Sammensetningen av talloljekomponentene var ulik den i driftsoljen, men hadde visse likhetstegn med den som ble funnet i sedimenter utenfor det såkalte influensområdet. Prøver fra et område upåvirket av driftsoljeutslipp hadde lavere, men ikke signifikant lavere, innhold av komponentene enn prøver fra påvirket område. SI antyder at dette kan komme av at

enkelte talloljekomponenter (eller talloljelignende) kan være naturlig forekommende i det marine miljø.

## Brukerinteresser

### Fiskeri

Det er registrert mange fiskefelter på strekningen Flekkefjord - Eigersund. De viktigste av disse er vist på figur 3.6. I det følgende gis en kort beskrivelse av områdene. Opplysningene er basert på informasjoner fra Fiskerisjefen i Rogaland (1982):

- Rekefelt

Det er et rekefelt som strekker seg langs kysten fra Birkeland til og med Dyngadypet og ut til Boenfeltet. Nålaugfeltet er et mindre felt som benyttes årvisst. Feltet ligger i Eigersund kommune.

- Snurrevadfelt

Hele området mellom Siragrunnen, Dyngadypet og Brufjellfeltet benyttes som snurrevadfelt.

Hele Sokndal kommunes sjøareal innenfor grunnlinjen er definert som fiskefelt. Dagens influensområde utgjør ca 1/3-del av kommunens sjøareal og dermed også 1/3 av fiskefeltene. Dette forholdstallet sier bare noe om den relative påvirkningen av fiskefelter og ikke noe om feltenes fiskerimessige betydning. Det er primært rekefelt som påvirkes. Graden av påvirkning og konsekvenser for fiskeriene er imidlertid ikke kjent.

Antall manntallsførte fiskere i Sokndal har vært konstant fra 1984 til fram til i dag, og er nå 47 (Rogaland fylkeskommune, 1989). Dette utgjør ca 3 % av antall yrkesaktive i Sokndal (1575 personer) (Statistisk sentralbyrå, 1982).

Fiskerisjefen i Rogaland anslo verdien for fangst i området (Åna-Sira, Eigersund) i 1984 til 6,4 mill. kr. (inkl. fritidsfiske 700 000 kr). Potensielt fangsttap er ikke tatt med i oversikten (Fiskerisjefen i Rogaland, 1986). Asplan (1987) har utarbeidet en analyse av fiskeriene i Sokndal. Det trekkes fram at det ikke foreligger statistisk materiale som gjør det mulig å vurdere kostnadsanslagene for alle fangstgruppene som fiskerisjefen opererte med. Asplan justerte Fiskerisjefens anslag, og kommer fram til et verdianslag på yrkesfiske på 3,1 mill. kroner og fritidsfiske på 0,4 mill. kroner. Det understrekes imidlertid at disse anslagene fortsatt gjelder fangst i det berørte området, og ikke potensielt skadeomfang.

Det er ikke foretatt en analyse av mulig fangsttap innenfor det påvirkede området. Dersom antall manntallsførte fiskere legges til grunn som en indikator for fangsttinningsraten i området, har aktiviteten vært på omlag samme nivå etter 1980.

Det er registrert nedslamming av fiskeredskaper som brukes i området. Problemer er særlig merkbart med trålredskap, men også slamavsetninger på garn etc. skaper ulemper og omkostninger for fiskerne og fører til nedsatt fangstevne med slike redskap (Aure et al., 1985). Fiskerirettlederen i Flekkefjord (1989) opplyser at snurrevadfiskerne som driftet i vestkanten av Siragrunnen i november 1987 begynte å få slam på tauene og snurrevaden. Dette har økt de siste årene. Nå merker fiskerne slam på feltet mellom Siragrunnen og Brufjeld. Garnbåter som drifter på sør og vestsiden av Siragrunnen, har i vinter (1989) fått redskapen "tilgriset", helt ned til 70 favner.

Effekter på fiskerinæringen av Titania's utslipp er ikke dokumentert. Det er ikke utført en "fiskerikonsekvensanalyse" av utslippet.

#### Naturverninteresser

Fokksteinane øst og sørøst for Dyngadypet er fuglefredningsområdet. Et naturreservat innbefatter de to øyene Store og Lille Fokksteinen. Fuglefredningsområdet omfatter i tillegg alle de større øyene i området (Fokksteinslangholmen, Svarta Skjeret, Skogla etc.) bortsett fra Dynga.

Et område med verneverdi ligger i tilknytning til Målsjuvet naturreservat (edelskog) ved Såvatn. Dette området antas å gå helt ned til kysten.

Ved normal drift vil sjødeponiet ikke ha konsekvenser for de øvre vannlag og vil derfor heller ikke påvirke de nevnte naturverninteressene.

#### Friluftslivsinteresser

Fritidsfiske i regionen er omfattende. Dette blir omtalt under kapitlet om fiskeri.

Utover det som er gjort for å kvantifisere verdien av fangster i fritidsfiske, er vi ikke kjent med at det er gjort undersøkelser for å kvantifisere omfanget av friluftsliv- og rekreasjonsinteressene i området. Den naturlige egnethet for friluftsliv er forholdsvis liten i området ved Dyngadypet. Kysten stuper for en stor del bratt i havet og

det er få muligheter til oppankring av småbåter og til badeliv. I nær-området antas at det er lite friluftliv utover fritidsfisket.

Friluftinteressene i regionen er for en stor del knyttet til området Nordfjord-Vågene nord for Sokndalstranda. Strekningne er i fylkesplanen pekt ut som et regionalt friluftområdet og som bør sikres til dette formål. Interessene knytter seg til båtutfart, tur, utfart og bading. Området er et av de få gode småbåtområdene mellom Egersund og Lista (Asplan, Stavanger og Rogalandsforskning (1987), Audun Steinnes (pers. meddelelse)). Området ligger ca. 4,5 km og mer fra utslippspunktet og ligger derfor utenom antatt influensområde.

For friluftslivet (utenom fritidsfiske) er interessen for vannkvaliteten knyttet til de øvre vanskjikt (siktedyp, turbiditet etc.). Ved normal drift vil sjødeponering vil ikke få konsekvenser for de øvre vannlag og vil derfor ikke påvirke friluftinteressene.

### **3.6 Sjødeponiet avsluttes i 1991 - 1993**

Avslutning av sjødeponiet i 1991 - 1993 forutsetter at Titania A/S blir pålagt å deponere avgangsmassen i landdeponi.

Vi har i denne beskrivelsen forsøkt å antyde hvordan revegetering av sjøbunnen vil skje etter at utslippet har stoppet. Imidlertid er det også en del andre forhold som vi vil påpeke.

Ved avslutning av sjødeponiet vil tilførsler av gruveavgang stoppe. Etter en forholdsvis kort tid regner vi med at partiklene i den frie vannmassen vil sedimentere eller transporteres ut av området, jamfør undersøkelsen ved driftsstans i 1975 (se kap. 3.4). Hva som deretter vil skje med det sedimenterte materialet er usikkert. Som påpekt i kap. 3.4 kan transport av avgang også skje ved bunntransport. Dette vil kunne foregå ved episodiske ras i deponiområdet og ved oppvirvling av finpartikulære sedimenter ved store vannbevegelser og dyrs gravende virksomhet (bioturbasjon). Turbiditetsstrømmer har en eroderende kraft og kan i mange tilfeller bevege seg oppoverbakke. Det er vanskelig å kvantifisere den transporten av avgang som er knyttet til bunn-nære forhold, delvis fordi disse er sporadiske og delvis fordi disse ofte bare berører en vannmasse som befinner seg 2 - 3 m fra bunnen. Det er derfor vanskelig å antyde noe om hvorvidt dette vil skje og hvilke effekter disse vil ha. Vi vil likevel anta at effektene i første rekke vil være et lokalt problem, dvs. at bare små områder vil bli berørt.

Ved reketråling antar vi at en del materiale vil resuspenderes. Omfanget av reketråling kan dermed påvirke revegeteringen.

### Revegetering av sjøbunn - generelle betraktninger.

Rekoloniseringsforløpet av et substrat som i utgangspunktet er fritt for makrofauna er dels avhengig av substratets fysiske/kjemiske egenskaper (egnethet) og dels av tilgangen på potensielle rekrutter (larver og adulte). Antall arter tilstede i et område vil være bestemt av en dynamisk likevekt mellom antall arter som rekoloniserer (rekolonisasjonsraten) og antall arter som dør ut (ekstinksjonsraten) (MacArthur og Wilson, 1967). Av fysiske kjemiske egenskaper som er bestemmende for hvilke bunndyr som vil rekolonisere og overleve i et sediment kan nevnes partikkelstørrelsesfordeling og heterogenitet (ulike arter har ulike preferanser med hensyn til partikkelstørrelse), innhold av organisk materiale i sedimentet (ernæringsgrunnlag for sedimentpisere), flukser av organisk karbon (sedimentasjon), redoksforhold, sulfidkonsentrasjon (toksisk effekt), dyp (ulike arter i ulike dyp), saltholdighet, temperatur og svingninger i disse og eventuelle kontaminanter i sedimentet (mortalitet).

Av kontaminanter som potensielt kunne være av betydning i forbindelse med Titania's deponi er tallolje den mest omtalte mens innholdet av metaller anses å være et underordnet problem (Berge og Skjoldal, 1985). Basert på giftighetstest av den talloljen som benyttes av Titania A/S og nominelle konsentrasjoner i primærutslippet synes akutte effekter på pelagiske organismer (rur larver, regnbueørrett) å være begrenset (Berge et al., 1988). Talloljen adsorberes imidlertid hovedsakelig til ilmenittpartikler i grovavgangen og vil derfor i stor utstrekning havne i sedimentet. Konsentrasjoner i sediment innenfor influensområdet ligger i området 10-65 µg/g (tørrvekt) og utenfor influensområdet i intervallet <2-20 µg/g (A/S Miljøplan, 1988). Betydningen av tallolje for bløtbunnsorganismer er lite kjent og en har derfor måttet dra paralleller utifra den erfaring en har med effekter av andre organiske forurensninger i sediment.

Potensielt kan organiske stoffer som kan degraderes bakterielt ha en stimulerende effekt for de konsentrasjoner der den toksiske effekten ikke overskrider den stimulative effekten forårsaket av øket nærings-tilgang. Konsentrasjonsgrensen for overgangen fra stimulering til hemming vil imidlertid variere fra art til art. En slik stimulering er antydnet for oljehydrokarboner (Spies og Davis, 1979) ved konsentrasjoner som overskrider det en har funnet for tallolje i Dyngadypet (Spies et al., 1988). I et område der sedimentering av uorganisk materiale fra avgangen er stor vil næringstilgangen forårsaket av naturlig sedimentasjon (fra primærproduksjonen) bli redusert relativt sett og vil kunne være en bergensende faktor for bløtbunnsamfunnene. Det er imidlertid ingen feltundersøkelser fra Jøssingfjord som belyser

denne problemstilling. I slike områder vil komponenter i talloljen muligens kunne benyttes som næring, enten direkte eller indirekte via en mulig stimulert bakterieproduksjon.

Tilgangen på rekrutter som vil rekolonisere minker med økende avstand til nærmeste kildesamfunn (vertikalt og horisontalt i vannet) hvorfra rekrutter kan transporteres. Hvilke organismer som vil rekolonisere er avhengig av biologiske forhold knyttet til reproduksjons og spredningsstrategi, dvs. hvor ofte og over hvilket tidsrom foregår reproduksjonen for hver enkelt art, hvorvidt organismen har et pelagisk larvestadie (spredningsstadium) eller direkte utvikling med mer begrenset spredningsevne.

Lokale strømforhold og resuspensjonsforhold kan øke eller minke sannsynligheten for at larver blir transportert inn i aktuelle området. Tiden det tar for at alle potensielle arter i et område skal ha muligheten til å rekolonisere tilsvarer minst en reproduksjonssyklus til den art som reproducerer minst hyppig. Strengt tatt vil et område imidlertid ikke ha muligheten til å kunne bli fullstendig restituert med hensyn til alderssammensetning før etter en periode som tilsvarer minst en generasjonssyklus til den mest sentvoksende art som rekoloniserer.

Imidlertid skal en være klar over at et naturlig bunndyrsamfunn kan være gjennstand for store temporale fluktasjoner uten at dette kan knyttes til spesiell menneskelig påvirkning.

En rekke rekoloniseringsforsøk med makrofauna er utført i det marine miljø med eksperimentelle systemer bestående av defaunerte sedimentflater av en størrelsesorden nær  $1 \text{ m}^2$ . Slike forsøk har vist at en i dyphavet (1800-3600) etter 5 år ikke oppnådde samme tetthet som på naturlig bunn (Grassle og Morse-Porteous, 1987). I grunnere områder viser eksperimentelle undersøkelser med makrofauna (Arntz og Rumohr, 1982, Bonsdorff og Østman, 1985, Winiecki and Burrell, 1985, Berge in prep) med små flater (nær  $1 \text{ m}^2$ ) at et upåvirket defaunert sediment (uten noen som helst form for kunstig kontaminering) vanligvis oppnår tilnærmet naturlige forhold innen 3 år. I forbindelse med mudringsarbeider i Østersjøen er det vist at rehabilitering av et fysisk forstyrret bunndyrsamfunn kan ta så lang tid som 5 år, men at antall arter rehabiliteres raskere enn total tetthet og biomasse (Bonsdorff, 1983). Sålenge sedimentene er ustabile må en imidlertid vente at makrofaunasamfunnet stadig forstyrres og derfor ikke når en moden fase (Hily, 1983). Et modent bunndyrsamfunn er karakterisert ved store individer som tildels lever dypt nede i sedimentet, høy biomasse, relativt få individer, mange arter. Sekundærproduksjonen i et umodent samfunn bør imidlertid ikke være vesentlig forskjellig fra et modent

samfunn..

**Rekolonisering av bløtbunnsområder ved en eventuell avslutning av sjødeponi i 1991 - 1993**

Ved rekolonisering av sjødeponi er det hovedsakelig to forhold som bestemmer den tiden det tar før en oppnår et stabilt samfunn.

**Miljø:** I hvilken grad er de fysiske kjemiske forhold i sedimentet forandret i forhold til utgangspunktet før deponering og eventuelt om disse vil forandres i retning av utgangspunktet før deponering. Under de gitte betingelser i Jøssingfjordområdet vil endepunktet for rekolonisering være avhengig av de fysiske/kjemiske forhold i sedimentet, der sedimentets stabilitet er en av de viktigste faktorer.

**Biologi:** Reproduksjons- og spredningsstrategi til potensielle rekrutter (innbefattet sannsynligheten for at en rekrutt skal nå de ulike deler av deponiet). Rekruttene preferanser med hensyn til fysiske /kjemiske parametere i sedimentet.

I vurderingen bør en skille mellom 4 områder.

- A. Området utenfor influensområdet skissert av av Miljøplan i 1981
- B. Tidligere deponiområdet i Jøssingfjord
- C. Nåværende deponiområdet i Dyngadypet
- D. Området innenfor influensområdet, men utenfor selve deponiområdet dvs. Knubedalsdypet og området syd øst for Dyngadypet.

I området A der A/S Miljøplan (1988) hevder at en i dag har liten eller ingen spor av påvirkning, vil rekolonisering i vanlig forstand ikke finne sted. Rekruttering vil der over tid balansere naturlig mortalitet og makrofaunasamfunnet vil sannsynligvis ikke forandres vesentlig.

I området B der en idag 5 år etter avsluttet deponering har en meget redusert bløtbunnsfauna, vil den rekoloniseringsprosess som er påbegynt (Miljøplan 1988) fortsette. Dette både som funksjon av at naturlig sedimentering tenderer til å forandre sedimentet i retning av et innhold av organisk materiale som er naturlig for regionen og de nye topografiske forhold og som en funksjon av at voksne individer og larver fra kildesamfunn utenfor fjorden og fra mindre påvirkede



partier inne i fjorden får større sannsynlighet til å etablere seg. Restituering av Jøssingfjord etter stopp i primærutslippet er imidlertid avhengig av at ikke slam i større mengder når reseipienten via andre kanaler. I bløtbunnsområdene vil faunasammensetningen sannsynligvis bli forskjøvet i retning av arter tilpasset et mer finkornig materiale muligens med noe større sesongmessig fluktuasjoner grunnet et mindre dyp. Hvor lang tid det vil ta før antall arter i gjennomsnitt når et nær asymptotisk nivå (som nødvendigvis ikke er det samme som før deponering) er umulig å si med sikkerhet. Ut fra erfaring med småskala rekoloniseringsforsøk vil dette ta opptil 3 år, ut fra erfaring fra utslipp av avgang ifra en molbydengruve i et fjordsystem i Canada (Brinkhurst og Burd, 1987) vil antall makrofauna individer og antall arter bli fullstendig restituert etter 4 år.

En totalvurdering basert på at deponering i Jøssingfjord har foregått over en langt lengere periode enn i den refererte undersøkelsen i Canada og at det arealet som er påvirket er meget større enn de som er benyttet i de refererte eksperimentelle undersøkelser, tilsier at rekoloniseringsprosessen vil gi et bløtbunnsamfunn med en individ og arts tetthet og biomasse innenfor den variasjonsbredde en kan forvente i en sammenlignbar fjord i området, innenfor en periode av 5-10 år. Størst usikkerhet knytter det seg til den øvre grense på 10 år. Sekundærproduksjonen vil sannsynligvis ikke bli redusert etter stans i deponering. Denne påstand er basert på en vurdering av at sekundærproduksjonen i stor utstrøkkning er avhengig av fluksen av organisk materiale fra primærprodusentene i de frie vannmasser, gruntvannsområdene og fra land og at denne fluksen vil være nær uforandret før og etter deponering. Bløtbunnsfaunaen i Jøssingfjord før deponering er ikke kjent og en må regne med at samfunnet der ikke vil vende tilbake til en tilstand eksakt lik den en hadde før deponering. Det er imidlertid rimelig å anta at vesentlige funksjonelle karakteristika som sekundærproduksjon og næringsgrunnlag for fisk vil gjenopprettes innen en periode på 5-10 år etter deponering opphører.

Bløtbunnsfaunaen i området C må antas å være tilnærmet like belastet som bløtbunnsområdet i Jøssingfjord, dvs en tilnærmet restituering periode innefor en periode på 5-10 år.

I området D har en idag klare tegn på effekter på bløtbunnsfauna med mulig unntak av grunne områder som sydøst for Dyngadypet (st.24). Restitusjonstiden i området D vil sannsynligvis være noe mer stedsavhengig enn i Dyngadypet og Jøssingfjord da en ikke har samme massive og ensartede belastning som i de to sistnevnte områder. Restitusjonstiden for bløtbunnsfaunaen vil sannsynligvis også være noe kortere enn i område B og C, både fordi belastningen til nå har vært mindre og derfor gitt en bløtbunnsfauna som i påvirkningsgrad ligger mellom det

en har i Jøssingfjord (st. 3) og sannsynligvis også har i selve Dyngadypet og det en har utenfor influensområdet og fordi avstanden til kildesamfunn utenfor influensområdet er mindre. Ut fra disse betraktninger vurderes restitusjonstiden for bløtbunnsfaunaen i område D til en periode på ca. 5 år. Det er imidlertid også her nødvendig å påpeke at med restitusjon forstår en her å opprette et bunndyrsamfunn hvor de viktigste av de strukturelle karakteristika (antall arter, antall individer, diversitet) og funksjonelle egenskaper som sekundærproduksjon er nær det en hadde før påvirkning. En må imidlertid anta at dette nye samfunnet i uoverskuelig fremtid vil bære preg av at en har fått en dreining i artssammensetning tilpasset et finkornig matriale.

### Hardbunn

Dersom tilførselen av finfraksjonen til de øvre vannlag reduseres, burde det øke vekstvilkårene for alger (økt lystilgjengelighet) og øke substratets tilgjengelighet for fastsittende organismer ved å redusere nedslamming av hardbunnen. Imidlertid er det lite sannsynlig at det vil kunne påvises samfunnsendringer på grunn av dette.

### Fisk - reker

Ved stans i utslippet vil suspendert materiale i sjøen sedimentere og naturlige forhold vil igjen inntre (ved driftsstans i 6 uker i 1975 ble det registrert meget stort siktedyp i Jøssingfjorden, jfr. Kap. 3.4). Som tidligere kommentert vil også bløtbunnen revegeteres i løpet av 5-10 år og dermed vil beitegrunnet for bunnfisk (demersale fisk) være etablert. Bestand av stasjonær bunnfisk vil dermed være etablert i de påvirkede områdene i Dyngafjorden og Knubedalsdypet i løpet en ti-årsperiode. Det er ikke dokumentert skadelige effekter på pelagiske fiskearter i deponiområdene utover enkeltfunn av slampåvirket fisk. Fiskere opplyser at det er registrert effekter på pelagisk fisk. Ved stans i utslippet vil de potensielt påvirkede pelagiske fiskeressursene forventes å vende tilbake til normalt tilstand, dvs. en sammenlignbar tilstand med andre tilsvarende sjøområder i det aktuelle området, raskere enn de demersale.

Utslippene i dag påvirker viktige gyte- og oppvekstområder for fisk og reker ved at oppvekstområdene i Dyngafjorden og Knubedalsdypet er delvis ødelagte. Eventuelle konsekvenser for gyting er ikke klarlagt. Det er ikke utført undersøkelser som viser hvordan fiskebestanden påvirkes av utslippet av avgangsmasse. Vi vil anta at om deponering stoppes i 91 - 93 så vil forholdene for fisk og reker bedres betraktelig og etter en 10-årsperiode vil forholdene være "normale" igjen. En usikkerhet her er imidlertid langtidseffekter av tallolje. Det er

påvist talloljelignende komponenter i gjeller og kjøtt fra reker (Senter for industriforskning, 1987 og 1988). De langsiktige og sublethale virkningene av utslipp av talloje er ikke klarlagt. Harpikssyrer kan overføres til fisk og skalldyr gjennom næringsnett. Giftvirkning av harpikssyrer kan også ha konsekvenser for reproduksjon av fisk og reker (Berge og Skjoldal, 1985). Nærmere undersøkelser er nødvendige for å klarlegge disse forholdene.

### **Brukerinteresser**

#### **Fiskeri**

Ved stans i utslippet av avgangsmasse fra Titania A/S i 1991- 93 vil forholdene for fiskebestanden bli bedret forholdsvis raskt. Stasjonær bunnfisk er avhengig av rekolonisering av den nye bunnen i området. Tidsfaktoren for dette styrer når dette vil skje. Vi har antydnet at næringsgrunnlaget for fisk vil gjenopprettes innen en periode på 5-10 år. Usikkerheten er eventuelle langtidsvirkninger av tallolje. Sannsynligvis vil størrelsen av fiskebestanden være mer avhengig av naturlige svingninger enn lokale forhold. Andelen tilslammede reker vil også reduseres raskt ved at vannets innhold av partikler vil reduseres raskt (store forbedringer vil antagelig skje innen 0-2 år). Ved reke-tråling er det likevel sannsynlig at reker vil bli tilslammert på grunn av forstyrrelser og oppvirvling av det nye bunnsedimentet.

Ulempen for fiskerne ved at redskap slammes til vil forsvinne raskt.

#### **Naturvern**

Naturverninteressene er ikke påvirket ved dagens drift av utslippet slik at forholdene ved stans i utslippet ikke skulle endres.

#### **Friluftslivsinteresser**

Friluftslivsaktiviteten er ikke påvirket av dagens utslipp utover en mulig renommeeffekt. Ved stans i utslippet vil ikke dette være tilstede og det er mulig at området blir brukt mer enn i dag. Dette avhenger også av omfanget av friluftslivsaktiviteter i framtiden.

### **3.7 Videreføring av sjødeponi**

Forutsetningen er at dagens deponeringssituasjon fortsetter, dvs. utslippsmengden ikke endres, utslippets sammensetning ikke endres og at deponeringen skjer på samme sted i Dyngaddypet. Denne delen er

basert på vurderinger. Vi har ikke hatt muligheter til å gjennomføre detaljerte beregninger eller modellstudier som kan prognostisere hva som vil skje om dagens utslipp fortsetter. Vi vil likevel antyde noen konsekvenser som med stor grad av sannsynlighet vil forekomme.

### **Deponivolum**

Deponering i Dyngadypet har foregått siden 1984. Utslippsdypet er i dag på ca. 113 m dyp. Siste kartlegging av Dyngadypet viser at bunnen ligger på ca. 140 m, mot tidligere ca. 170 m. Anslag viser at Dyngadypets totale volum under 100 m er i størrelseorden 23 mill. m<sup>3</sup>, tilsvarende ca. 20 års deponering. Ved bygging av dam mot Knubedalsdypet opp til 75 m vil deponivolumet øke med 24 mill. m<sup>3</sup> (Titania A/S, 1989).

Anslagene over tilgjengelig deponivolum forutsetter at den nye havbunnen i deponiområdene blir flat opp til det aktuelle nivå. Det vil være meget vanskelig å etablere en ny, "flat" sjøbunn i Dyngadypet ved dagens deponeringsmåte. Dette innebærer i praksis at det tilgjengelige deponivolumet i Dyngadypet er mindre enn det som er oppgitt overfor.

Uten vurdering av framtidig spredning av avgangsmateriale kan vi si at Dyngadypets levetid som deponiområde er kortere enn det volumet tilsier. Dette innebærer at tiltak for å øke deponivolumet må settes i gang raskere enn forutsatt (slike tiltak blir vurdert i Kap 3.9) I praksis vil deponiet bli "fullt" tidligere enn i ca. år 2005. Bygging av demninger vil føre til at tilgjengelig deponivolum blir større.

### **Spredning av avgangsmasse**

Som tidligere kommentert er det vist at spredningen av avgangen har økt signifikant (kap. 3.5) de siste årene. I dag er utslippet lokalisert på ca. 113 m dyp og Dyngadypet er 140 m dyp. Ved fortsatt deponering vil Dyngadypet gradvis bli fyllt opp mot terskelnivået. Ved forutsetningen om at utslippets sammensetning ikke endres, så vil suspensjonsskyen i Dyngadypet også heves. Havforskningsinstituttets (Aure et al., 1985) uttaler at hovedsakelig 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 foregår nesten kontinuerlig, men det kan være stor variasjon i intensiteten av denne prosessen. Det er bare på høstparten at sannsynligheten for blokkering er stor. I øvrige situasjoner vil utslippsskyen være løftet ca. 20 - 30 m over utslippsdypet, og dermed bli tilgjengelig for transport ut av deponiområdet (Aure et al., 1985). Havforskningsinstituttet (Aure et al., 1985) mener at etter hvert som deponiet fylles, vil utskiftningen av bassengvannet gå kontinuerlig. Havforsk-

ningsinstituttet (Aure et al., 1985) sier at transporten ut over terskelen i sør idag er ubetydelig, men etter hvert som deponiet fylles kan det ikke utelukkes at også suspendert materiale vil lekke ut her. Stasjon 59 som er ment å gi en indikasjon på lekkasje mot sør, dvs. mot Siragrunnen, viste i 1988 ingen tegn på økning (Aure og Sundby, 1989). Stasjon 24 viste imidlertid en svak økning slik at Havforskningsinstituttet (Aure og Sundby, 1989) regner med at slam nå også har mulighet til å lekke ut over tersklene mot sør.

Det er overveiende sannsynlig at spredningen av avgangsmateriale vil øke merkbart etterhvert som deponiet fylles opp. Innholdet av finfraksjonen av avgang i sedimentene vil øke asymptotisk til et nivå bestemt av mengden av materiale som deponeres årlig, andelen av fin-kornig materiale i dette, den sedimentering som skyldes andre prosesser, topografi og tettheten til vannet i avgangen. Det er allerede i dag en signifikant økning i sedimentering av avgangsmateriale på de fleste undersøkte stasjonene. Dette understreker at spredning øker. Vi vil anta at økningen vil fortsette ved fortsatt deponering.

Influensområdet vil ut fra en antatt økning av spredningen av avgangsmasse, øke. Hvor stort område som vil bli påvirket er meget vanskelig å anslå. Bare omfattende modellstudier kan kartlegge dette. Dagens påvirkede område er anslått til ca. 8 - 9 km<sup>2</sup>.

Det er ikke i dag påvist lekkasje av avgang mot sør, dvs. i retning mot Siragrunnen. Det er sannsynlig at dette vil skje. Sedimentering av avgang vil dermed kunne skje i området mellom Siragrunnen og Åpneskjæra og Hummardus. Det er etter vår vurdering ikke sannsynlig at selve Siragrunnen (som av Havforskningsinstituttet er (Aure et al., 1985) definert til å omfatte området med dybder mindre enn 30 m) vil bli utsatt for økt sedimentering av avgangspartikler. Det påvirkede området mot Båen og videre ut av Knubedalsdypet vil øke.

### **Naturtilstand**

#### Effekter på bløtbunn ved fortsatt deponering i Dyngadypet utover 1991

Effektene på bløtbunnsorganismer ved fortsatt deponering etter 1991 vil i området B og C sannsynligvis ikke avvike vesentlig fra det en finner idag. Det idag sannsynligvis allerede sterkt belastede området vil imidlertid gradvis bli større ettersom Dyngadypet fylles og avgangsmaterialet vil i enda større grad transporteres inn i Knubedalsdypet og sørøstover. Bløtbunnsfaunaen vil her gradvis forverres i retning av de tilstander en har i Dyngadypet og Jøssingfjord. Påvirkningen i de mer fjerntliggende områdene innenfor influensområdet vil i

vesentlig grad avhenge av om tiltak settes inn for å redusere spredningen av avgangsmaterialet utenfor Dyngadypet og en må anta at Knubedalsdypet og områdene sørøst for Dyngadypet i løpet av en 10-20 års periode (antatt tid for oppfylling av Dyngadypet) vil bli meget sterkt belastet med hensyn til bløtbunnsfauna på dyp større enn ca. 30-50 m.

#### Effekter på hardbunn ved fortsatt deponering

Som nevnt antas det at gruntvannssamfunnet i Dyngadypet primært er styrt av naturlige prosesser og at man antagelig ikke vil kunne påvise noen endringer i gruntvannssamfunnet som kunne skyldes utslippet. Dersom utslippet til Dyngadypet fortsetter kan det ventes at organismesamfunnet i Jøssingfjord fortsetter å utvikle seg hovedsakelig med økt antall arter og større dybdeutbredelser. Det antas at denne endringen vil fortsette 3-5 år til.

#### Fisk og reker

Vi antar at spredningen av avgangsmasse vil øke både i mengde og intensitet om dagens utslipp fortsetter. Dette medfører at større områder vil bli berørt.

Andelen tilslammede reker har økt de siste årene. Denne utviklingen vil sannsynligvis fortsette.

Flere gyte- og oppvekstområder vil bli påvirket av slammet. Det er også overveiende sannsynlig at større deler av sjøområdet mellom Siragrunnen og Reksodden vil bli påvirket. Vi vil her poengtere at det i dag ikke er påvist at Siragrunnen (dybde mindre enn 30 m) er påvirket utover registreringer av problemer med tilslamming av fiskeredskaper. Et større område enn i dag vil kunne bli dårligere egnet for sildegyting, men omfanget er usikkert. Gyteområder for sild finnes langs hele kysten fra Møre til Lindesnes i dybder mellom 2(3)00 og 20-30 meter, slik at Siragrunnen arealmessig bare utgjør en liten del av de aktuelle gyteområder. Vi vil dessuten anta at silden i noe grad vil søke å trekke seg unna områder med dårlige miljøforhold. Dette indikerer at skadene på en potensiell fremtidig sildebestand neppe vil bli omfattende.

Dagens konsekvenser av utslippet for fisk er dårlig kartlagt slik at vurderingsgrunnlaget er for svakt til at vi kan prognostisere konsekvensene av den økte spredningen utover å antyde at forholdene for fisk, dvs. gyte- og oppvekstmiljø, vil bli forverret sammenlignet med dagens situasjon.

Det er usikkert i hvilken grad utslippene av tallolje (inkludert harpikssyrer) vil påvirke fisk og reker.

### Brukerinteresser

#### Fiskeri

Vi har ikke klart å kvantifisere virkningene på fisk og reker. Effektene på fiskeriinteressene blir dermed også meget vanskelig å kvantifisere. Konsekvensene for fiskeriene av dagens utslipp er ikke tilstrekkelig dokumentert til at vi kan anslå virkningene av dagens utslipp. Økt spredning av gruveavfall vil påvirke fiskeriinteressene i større grad enn de er i dag.

Fritidsfisket i regionen er omfattende. Vi antar at den økte spredningen vil påvirke fisk og dermed også fritidsfisket i sterkere grad enn i dag. Det er imidlertid ikke påvist skadeeffekter av dagens utslipp. Det er ikke mulig å kvantifisere denne påvirkningen.

#### Naturvern

Selv om spredningen av avgangsmassen vil øke, er det lite sannsynlig at fuglefredningsområdet og naturreservatet ved Fokksteinane vil bli særlig påvirket da vi antar at forholdene i de øverste vannmassene bare i liten grad vil bli endret i forhold til dagens situasjon.

#### Friluftslivsinteresser

Vi vil ikke anta at andre friluftaktiviteter (bading, båtbruk og rekreasjon) vil bli særlig påvirket da disse interessene i første rekke er avhengig av tilstanden i de øverste vannmasser.

Det er imidlertid mulig at området attraktivitet for friluftsmål vil synke, pga. renomméeffekt.

### **3.8 Fremtidig avslutning av sjødeponiet**

Dette kapitlet vil vurdere mulighetene for revegetering og tilbakeføring til en "normal"-tilstand i sjøen, i tilfelle der deponering på sjø føres videre fra dagens situasjon, uten at tekniske forbedringer ved deponeringen gjennomføres. Vi vil søke å undersøke om det er vesentligste forskjeller for en fremtidig "normal"situasjon mellom å avslutte deponiet i 1991- 1993 og først lenger inn i fremtiden.

### Rekolonisering av bløtbunnsområder ved en eventuell avslutning av sjødeponi etter 1991

Ved avslutning av deponiet etter forlenget deponering etter 1991 må en anta at området utenfor det forventede influensområdet (Miljøplan 1981) på de dypere stasjoner er noe mer partikkelbelastet enn i dag, særlig dersom ikke tiltak settes inn for å begrense partikkelspredningen, og en vil sannsynligvis spore moderate effekter på bløtbunnsfaunaen på enkelte dypere stasjoner med depositions-bunn. Imidlertid er disse ytre områder lett tilgjengelig for larver fra kyststrømmen og en vil sannsynligvis 3 år etter deponeringsstopp ha fått en fauna som ikke adskiller seg vesentlig fra andre sammenlignbare områder i regionene med hensyn til sekundærproduksjon, artsantall og individantall. I området B (Jøssingfjord) må en anta at rekoloniseringsprosessen har kommet noe lenger enn idag (forutsatt at et fortsatt deponi i Dyngadypet ikke gir deponering av vesentlige mengder også i Jøssingfjord). Forutsatt at så ikke skjer må en anta at bløtbunnsfaunaen i Jøssingfjord vil bli rehabilitert noe raskere enn dersom deponeringsstopp blir gjennomført før 1991. Hvor lang tid dette vil ta er avhengig av rekoloniseringshastigheten i området utenfor (spesielt for arter uten pelagisk spredningsstadier) når deponeringsstopp inntreffer. Vi antyder en minimumsperiode på 3 år og en maksimumsperiode nær tilsvarende det en vil få i Dyngadypet utenfor Jøssingfjord, dvs. 5-10 år.

Områdene B og C (influensområdet) vil i hovedsak være sterkt belastet med lavt arts og individantall. I området som er sterkest belastet (område B og C) vil sannsynligvis bløtbunnsfaunaen rekoloniseres innen samme tidsramme som område B dersom deponering avsluttes i 1991 dvs. innen 5-10 år.

### Rekolonisering av hardbunn etter bedriftsnedleggelse

Ved stans i utslippet av finfraksjonen til de øvre vannlag burde det øke vekstvilkårene for alger (økt lystilgjengelighet) og øke substratets tilgjengelighet for fastsittende organismer ved å redusere nedslamming av hardbunnen. Imidlertid er det lite sannsynlig at det vil kunne påvises samfunnsendringer på grunn av dette.

### Fisk og reker

Viser til beskrivelse i kap. 3.6 som også vil gjelde her. Unntaket er at skadevirkningen sannsynligvis kan spores over et større område. Restitueringsperioden blir imidlertid ikke vesentlig lengre.



### **Brukerinteresser**

Viser til beskrivelse i kap. 3.6 som også vil gjelde her. Unntaket er at skadevirkningen sannsynligvis er blitt større slik at restitueringsperioden bli lengre.

### **3.9 Mulige tekniske tiltak for å forbedre sjødeponeringen**

Titania A/S har antydnet og fått undersøkt noen mulige tekniske tiltak for å redusere spredningen av avgangsmasse ved sjødeponering og øke levetiden for deponiet. Vi vil her basere oss på disse opplysningene og undersøkelsene, samt at vi også vil foreslå andre mulige tiltak. Vi har så langt det har vært mulig anslått virkningen av disse tiltakene. Uten omfattende modellstudier og inngående kjennskap til prosesser i det aktuelle området er det imidlertid ikke mulig å kvantifisere de antatte effektene tilstrekkelig.

### **Bygging av undersjøisk demning**

Ved bygging av en undersjøisk demning på terskelen til Knubedalsdypet vil man oppnå at deponivolumet øker. I tillegg vil en tett dam redusere frekvensen på periodene med innstrømming av kaldt, tungt vann fra Knubedalsrenna som vil kunne medføre resuspensjon av sedimentert avgang. Imidlertid vil risikoen for resuspensjon være større når vannet fra Knubedalrenna strømmer inn, fordi demningen vil medføre at det inntrengende vannet får større fallhøyde og fart. Dette problemet vil kunne reduseres ved at demningen bygges ut i etapper slik at stor fallhøyde unngås. En annen løsning kan være å bygge en perforert demning på toppen av den tette. Den perforerte demningen vil kunne redusere farten på det innstrømmende vannet. Dette kan medføre både redusert kontinuerlig transport over terskelen, redusert tidevannstransport m.m. og avtagende fare for resuspensjon i perioder med utskiftninger av bunnvannet i Dyngadypet.

Norsk hydroteknisk laboratorium (NHL) har i en laboratoriemodell testet ulike alternativer med tette og perforerte demninger på terskelen mot Knubedalsdypet. Hensikten har vært å øke kapasiteten på sjødeponiet og minske partikkel lekkasjen ved å dempe strømningsenergien og forbedre rolighetsforholdene i deponiet. En kombinert løsning med 12,5 m høy steinfylling og en 12,5 m høy perforert sperring på toppen, ga et godt resultat. Beregninger basert på feltmålinger, laboratoriesimuleringer og forenklete modeller av partikkeltransporten, tyder på at lekkasjen mot Knubedalsdypet kan reduseres med mellom 40 og 80%

samtidig som deponivolumet øker. Det understrekes at det er gjort mange forenklinger i beregningene (Yttervoll og MacClimans, 1988).

Titania A/S har gjort beregninger som viser at en tett undersjøisk demning på 25 m vil gi et ytterligere deponivolum på 24 mill m<sup>3</sup>, noe som tilsvarer ca. 20 års avgangsmasser (Titania A/S, 1989). En tett demning på 12,5 m vil gi et ekstra volum på ca. 11 mill m<sup>3</sup>, tilsvarende ca. 5 års avgangsmasser. Dette er teoretiske volumer beregnet utfra forusetningen om plane overflater.

I brev av 13. februar 1989 til SFT, bringer Titania A/S inn mulighet av å bygge hele fem dammer rundt Dyngadypet. Disse dammen vil da bli bygget opp til en høyde av 50 meter under havets nivå, tilsvarende ca. 50 meter over terskelen i Knubedalsdypet.

### **Manipulering med avløpsvannets sammensetning**

#### Innblanding av sjøvann

Ved dagens utslippsarrangement iblandes avgangen ferskvann (7,5-8 mill. m<sup>3</sup> i 1988) og slippes ut på 113 m dyp i Dyngadypet. På grunn av at ferskvannet har lavere tetthet enn sjøvann skjer det en opp-trenging av slamskyen hvor spesielt de fineste partiklene følger skyen oppover, mens grovfraksjonen synker nær utslippet. En viss flokkulering vil imidlertid skje når slammet iblandet ferskvann kommer ut i sjøen. Flokkulerte aggregater har en synkehastighet som er mange ganger større enn for enkeltpartikler (Moore, 1980). Små partikler flokkulerer raskere enn store på grunn av større overflateaktivitet.

For å kunne forbedre flokkuleringsegenskapene ville det være fordelaktig å blande sjøvann direkte inn i avgangsledningen. Det vil ha en to-sidig effekt:

- (i) Store deler av det finpartikulære materiale vil være flokkulert før avgangen kommer ut i sjøen. Dette vil forbedre sedimenteringsforholdene.
- (ii) Avgangsskyen vil få en egenvekt som er lik eller større enn egenvekten i sjøen på utslippsstedet. Av den grunn vil skyen ikke trenge opp i høyere vannlag og spredningen vil bli redusert i forhold til dagens situasjon.

Bruk av mest mulig sjøvann istedet for ferskvann i kombinasjon med økt fortykkerkapasitet samt bruk av fellingskjemikalier, vil bidra til reduksjon i spredning av finmalt avgang i resipienten. Dette vil ha positive miljøeffekter. Uten omfattende modellstudier er det vanskelig

å anslå reduksjon i spredning av partikler. Tiltaket vil ha begrenset tidsmessig effekt. Etterhvert som Dyngadypet fylles opp vil den nye suspensjonsskyen trenge oppover og vi må forvente større spredning av avgangsmateriale igjen.

Det er svært vanlig å blande sjøvann inn i avgangsledningen ved utslipp av gruveavgang til det marine miljø. Ved Utah Copper Mine i Canada blir sjøvann fra 15 m dyp blandet i ledningen før avgangen slippes ut på 50 m dyp (Goyette og Nelson, 1977). Også ved Maarmorilik på Grønland brukes sjøvann i avgangsledningen for at avgangen skal sedimentere i den dypeste delen av fjorden Affarlikassaa (Asmund et al., 1988). A/S Sydvaranger i Kirkenes slipper sin avgang ut på 20 m dyp blandet med sjøvann (sjøvann brukes i prosessen), slik at faststoffprosenten blir 8-10%, mot 20-25% ved Titania (Skei og Rygg, 1989). Hvis Titania gjennomfører reduksjon i bruk av ferskvann, samt øker fortykkerkapasiteten, er faststoffprosenten forventet å øke til 40%.

#### Fjerning/reduksjon av finfraksjonen

Den andre måten å manipulere med avgangen på, er å fjerne mest mulig av finfraksjonen. Ca. 20% av avgangsmengden er finere enn 20  $\mu\text{m}$  (medium silt) og utgjør derfor ca. 400.000 tonn årlig. Titania A/S opplyser at 85 - 90 % av partiklene mindre enn 10  $\mu\text{m}$  kommer fra overløp sekundærsyklon og ca. 10 - 15 % kommer fra sterk magnetseparator. Materiale mindre enn 10  $\mu\text{m}$  utgjør ca. 280.000 tonn pr. år. Fraksjonen mindre enn 10  $\mu\text{m}$  er splittet i dag i prosessen slik at det skulle være mulig å fjerne denne fra det øvrige utslippet av avgang.. Hvilke tekniske tiltak som må gjøres har ikke vi vurdert.

Scanning mikroskopering av partikulært materiale fra stasjoner i den perifere delen av influensområdet viste en kornstørrelse mellom 5 og 15  $\mu\text{m}$  (Skei, 1985). Dette var typisk kantede avgangspartikler med høyt innhold av titan og jern. Det er altså avgangsfraksjonen som er finere enn 20  $\mu\text{m}$  som transporteres langt. Det ble også observert bitte små ilmenittpartikler (2-5  $\mu\text{m}$ ) som opptrådte i større fnokk.

Hvis det var mulig å fjerne fraksjonen <20  $\mu\text{m}$  fra avgangen, ville trolig de fleste miljøbetenkelighetene med sjødeponi forsvinne. Den grove delen av fraksjonen ville la seg deponere kontrollert, og i den sammenheng ville også undervannsterskjer kunne ha en sikrere effekt og representere en langvarig løsning.

Hvis det teknisk er mulig å fjerne denne finfraksjonen, må det finnes en anvendelse eller et deponeringssted. Finfraksjonen (<20  $\mu\text{m}$ ) inneholder ca. 14,7%  $\text{TiO}_2$  og representerer således en ressurs. Hvis det

med dagens teknologi ikke er mulig å føre finfraksjonen tilbake til produksjonen burde det være mest ressursvennlig å finne en måte å lagre denne fraksjonen på som gjør det mulig å hente den frem senere.

#### Lagring av finfraksjonen i landdeponi

Her foreligger flere muligheter. Tørking av finfraksjonen vil gjøre det mulig å deponere i fjellhaller evt. andre steder. Tørket avgang kan ikke deponeres kontrollert i landdeponi. Deponi av finfraksjonen i suspensjon på land er sannsynligvis mulig.

Fjellhalldeponering på samme måte som Norzink i Odda lagrer sitt avfall på vil være en mulighet. I Odda skytes det årlig ut en fjellhall på ca. 65.000 m<sup>3</sup> som tar hånd om finfordelt jarositt (1-20 µm). Denne avfallsmengden er betydelig mindre enn på Titania. Hvis vi sier at jarositt (våt) har en egenvekt på 2,5, tilsvarer et volum på 65.000 m<sup>3</sup> en lagringskapasitet på 160.000 tonn. Vi kan anta at våtspesifikk vekt på finfraksjon på Titania vil bli noe høyere på grunn av den høye egenvekten på ilmenitt (4,7). Hvis vi antok at den var 3, ville 400.000 tonn kreve et årlig lagringsvolum på ca. 130.000 m<sup>3</sup>, dvs. en fjellhall dobbelt så stor som den Norzink sprenger ut årlig. Hvis det var snakk om å lagre bare den aller fineste delen av avgangen (<10 µm), ville dette kreve et årlig lagringsvolum på 80.000 m<sup>3</sup>. Dette representerer et tillegg på ca. 5% av de totale mengdene fjell som Titania A/S håndterer årlig.

Hvis hele finfraksjonen ble separert fra avgangen, ville det neppe være nødvendig å endre noe på ferskvannsmengden i avgangsledningen eller tilsats av sjøvann. Restavgangen vil være såvidt grov at den sedimenterer kontrollert. Hvis derimot deler av finfraksjonen (f.eks. <10 µm) tas ut, vil det være nødvendig i tillegg å manipulere med vanntilførselen i ledningen.

Den miljøgevinsten man ville oppnå med disse tiltakene, er redusert partikkelspredning og mer kontrollert deponering. I selve deponeringsområdet vil forholdene ikke endre seg, bortsett fra at den deponerte grovavgangen ikke ville forflytte seg ved f.eks. resuspensjon som følge av sterk strøm og episodiske dypvannsutsiftninger. Derimot kan vi regne med at utrasninger og bunntransport kan forflytte masser i deponiområdet.

Lagring av finfraksjonen i landdeponi kan eventuelt gjøres i det planlagte Lundetjerndeponiet. Dette alternativet er ikke utredet teknisk.

Ved lagring av finfraksjonen på land vil nødvendig deponiområde bli

vesentlig mindre enn ved lagring av hele avgangen på land. Den planlagte demningen mot Logsvatnet kan gjøres mindre (muligens 50 m). Miljøkonsekvensene for et slikt deponi vil ikke bli vesentlig forskjelling fra det planlagte Lundetjerndeponiet (viser til kap. 4 der dette alternativet er utredet). Vi antar at størrelsen på deponiet i liten grad vil være avgjørende for miljøkonsekvensene, men at det avgjørende vil være eksistensen av deponiområdet.

### **3.10 Konto-oppsett - Sammenstilling av konsekvenser**

#### **Sjødeponiet i dag**

##### **Fysiske inngrep**

- Avgangsrør 1 km langs med Rv 44
- Avgangsrør i sjø til utslippspunkt på 113 m dyp i Dyngadypet. Utslippsrør d=400 mm

##### **Natur-tilstand**

- Influensområde for påvirkning: ca. 9 km<sup>2</sup>
- Påvirkningsomr. for vannkvalitet (dvs område der utslippet kan spores): ca. 25 km<sup>2</sup>
- Økende sedimentering av TiO<sub>2</sub> innen influensområdet
- Økende sedimentering av finfraksjon av TiO<sub>2</sub> utenfor influensområdet
- Bløtbunn sterkt påvirket innenfor influensomr.
- Påvist effekter på bløtbunn utenfor infl. omr.
- Hardbunn/gruntvannsfauna ikke påvist endringer som følge av deponering
- Dype deler av Dyngadypet ødelagt som beiteområde for bunnfisk
- Pelagisk fisk ikke påvist påvirket (mangler dokumentasjon)
- 50% av rekene fra Knubedalsrenna tilslammet

##### **Bruker-interesser**

- Hele Sokndal kommunes sjøområde innenfor grunnlinjen er fiskefelt
- Ca. 50 fiskere (Blad A og B) i kommunen
- Fangsttap ikke beregnet
- Total fangstverdi i 1984 ca. 3,1 mill kr.
- Nedslamming av fiskeredskap
- Naturverninteresser ikke påvirket
- Friluftinteresser ikke påvirket

### Avslutning av sjødeponi i 1991-93

Fysiske  
inngrep

- Fjerning av utslippsrør

Natur-  
tilstand

- Umiddelbar vannkvalitetsforbedring
- Revegetering av bløtbunnsfauna i løpet av 5-10 år
- "Normale" bestander av bunnfisk innen ca. 10 år

Bruker-  
interesser

- Eventuelle fangsttap i fiskeri vil reduseres
- Nedslamming av fiskeredskaper vil reduseres
- "Normal"-situasjon innen fiskeri innen ca. 10 år

### Videreføring av sjødeponi. Uten tekniske forbedringstiltak

I praksis vil sjødeponiet i Dyngadypet være fullt tidligere enn ca. år 2005, om ikke tekniske forbedringstiltak blir gjennomført.

Fysiske  
inngrep

- Som i dag

Natur-  
tilstand

- Økt spredning må forventes sør- og vestover
- Omr. med sterkt belastet bløtbunnsfauna vil øke
- Ingen vesentlige endringer i hardbunnsfauna
- Større andel gyte- og oppvekstområder for fisk og reker vil bli påvirket
- Større skader på lokale fiskestammer
- Konsekvenser for fremtidig sildestamme antas å bli begrenset

Bruker-  
interesser

- Større påvirkning på fiskeinteressene. Tap ikke kvantifisert
- Ingen endring for friluftsjakter
- Ingen endring for naturverninteresser

### Avslutning av sjødeponet ved bedriftsnedleggelse

Tilsvarende utvikling for naturtilstand og brukerinteresser som for avslutning i 1991-93, bortsett fra at større områder

må revegeteres. "Normal"-situasjon med hensyn til bløtbunn, fisk, reker etc. oppnåes etter ca. 5- 10 år.

### **Videreføring av sjødeponi. Med tekniske forbedringstiltak**

Vi forutsetter her bygging av undersjøiske demninger for å øke levetiden til sjødeponiet. I tillegg forutsettes tiltak gjennomført som effektivt hindrer spredning av avgangsmateriale utover deponiområdet i Dyngadypet, så som erstatning av ferskvann med sjøvann i avgangen og fjerning av finfraksjon (deponeres i landdeponi).

#### **Fysiske inngrep**

- For sjødeponi tilsvarende som i dag, evt. med tillegg av undersjøisk(e) demning(er)
- For evt. landdeponi for finfraksjonen tilsvarende som deponering av hele avgangen på land

#### **Natur- tilstand**

- Påvirket område vesentlig redusert
- Influensområdet uvesentlig større enn selve deponiområdet i Dyngadypet
- Bløtbunn sterkt påvirket innefor deponiet
- Revegetering vil starte opp utenfor deponiet i tidligere belastede områder
- Ingen konsekvenser for gruntvannsfauna
- Reduserte konsekvenser for (bunn)fisk ingen konsekvenser for gyteområder utenfor deponiet
- Tilslamming av reker vesentlig redusert

#### **Bruker- interesser**

- Bare fiskefelt i Dyngadypet påvirkes
- Gjennoppbygging av fiskefelt utenfor Dyngadypet
- Reduserte fangsttap
- Mindre (ingen) nedslamming av fiskeredskaper
- Naturverinteresser ikke påvirket
- Friluftinteresser ikke påvirket

## 4. LANDDEPONI

### 4.1 Generelt

Ved brev av 19. mars 1987 fra Miljøverndepartementet ble Titania A/S pålagt å legge frem en konkret plan for bygging, igangsetting og drift av et landdeponi for avgangsmassene fra gruvevirksomheten. Departementet skriver bla. i brevet:

*"Departementet finner grunn til at det samtidig med planleggingen av et landdeponi, blir foretatt en nærmere analyse av miljøkonsekvensene av bygging og drift av landdeponiet."*

I "Titania A/S, Avgangsdeponering, Hovedrapport" (Titania A/S, 1989) vises tre aktuelle områder for landdeponering som vi her vil kalle områdene ved Lundetjern, ved Logsvatnet og ved Såvatn. Områdene ligger alle i Sokndal kommune, mellom Titania A/S's dagbrudd og oppredningsverk ved Tellenes og tettstedet Åna-Sira på grensen mot Vest-Agder. Plasseringen er vist på figur 4.1.

Resultatet av departementets krav om miljøkonsekvensvurdering er Ingeniør A.B. Berdal A/S sin rapport "Titania A/S. Landdeponi for avgangsmasser. Analyse av miljøkonsekvensene." (1989). Til rapporten hører en rekke fagrapporter som vurderer enkelte sider ved utbyggingen. Rapporten vurderer miljøkonsekvensene av et landdeponi ved Lundetjern med en levetid på ca. 30 år.

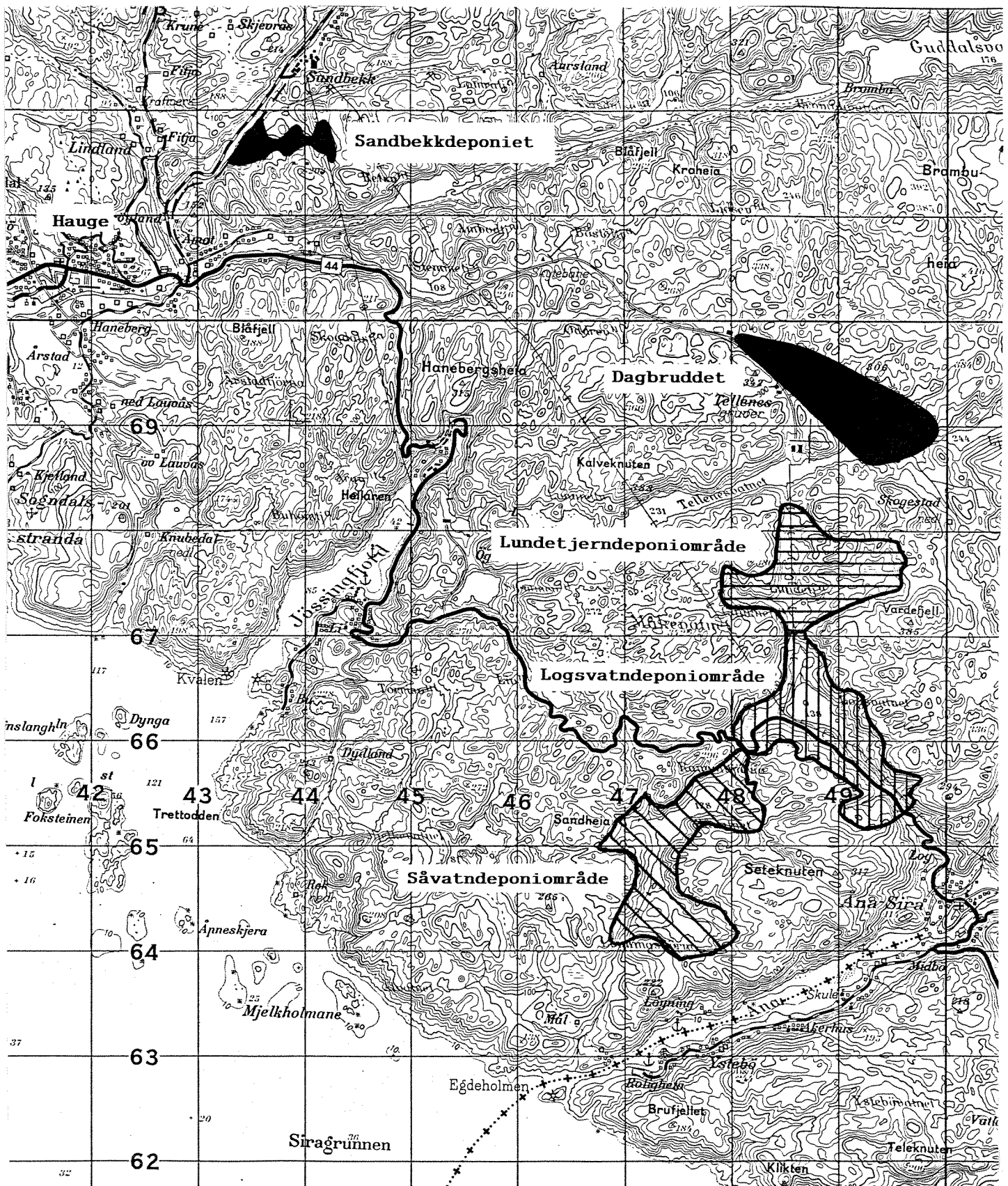
Samtaler med Titania A/S i begynnelsen av mai 1989, viser at bedriften nå anser det som mest aktuelt å bygge ut landdeponiet ved Logsvatnet først og deretter, som annet deponi, området ved Lundetjern.

Våre vurderinger av landdeponiet og dets miljøkonsekvenser bygger i stor grad på Berdals rapport inkludert fagrapportene. Vi vil velge å vurdere noen forhold, så som estetikk, landskap og de miljømessige konsekvenser av høyt partikkelinnhold i overskuddsvannet fra deponiet, på en noe annen måte enn i Berdals rapport. Vi vil dessuten legge opp til en noe annen struktur som passer bedre inn til vår valgte modell for sammenveing og sammenligning. Vi vil likevel presisere at de aller fleste forhold synes å være bra dekket i Berdals rapport.

Vår beskrivelse omfatter både Lundetjern- og Logsvatnalternativet. Beskrivelsen er utført på samme måte for de to alternativene. Det blir dermed en god del gjentakelser i de to beskrivelsene.

Om avgangens sammensetning vises til den generelle delen i Kap. 3.2 Avgangens mengde og sammensetning.





Figur 4.1 Beliggenhet av de foreslåtte landdeponiene.

## 4.2 Vurderingsgrunnlag

Med bakgrunn i usikkerhet om hvilket deponiområde som vil bli utbygget først, vil vi vurdere konsekvensene av utbygging både av Lundetjernområdet og Logsvatnområdet.

Innenfor det planlagte deponiområdet ved Såvatn ligger det i dag et naturreservat (Målsjuvet edelløvsskog, 390 da). Et verneverdig område ligger i tilknytning til naturreservatet, delvis innenfor det planlagte deponiområdet. Vi anser ut fra dette at deponering ved Såvatn slik det er planlagt av Titania A/S, som lite aktuelt. Vi vil ikke vurdere konsekvensene av deponering ved Såvatn i denne rapport.

Berdals rapport omfatter i utgangspunktet bare Lundetjernområdet, men indirekte er det gitt en del opplysninger om Logsvatnområdet. De to områdene ligger nært opptil hverandre innenfor samme landskapsområde og mange av vurderingene som gjelder for Lundetjernområdet vil også gjelde for Logsvatnområdet. Vurderingene her er i tillegg til Berdals rapport, basert på en befaring i området samt henvendelser til aktuelle ressurspersoner.

I planene til Titania A/S er Logsvatndeponiet beregnet til å kunne er antatt å kunne motta avgangen i 25 år, Lundetjernerdeponiet i 30 år (Titania A/S, 1989). Dette forutsetter at hele kapasiteten kan utnyttes, dvs. flatt deponi.

Det kan tenkes to ulike fremtidsutsikter for de mulige deponiområdene:

- Oppstarting/drift av landdeponi.
- Ikke landdeponi, dvs. ingen inngrep i de aktuelle områdene.

I henhold til valgte metode vil vi derfor vurdere tre mulige faser i et landdeponis levetid;

- Nåtilstand (tilsvarende fremtidstilstand ved ikke-utbygging)
- Utbygging og drift
- Avslutning og etter-driftsfase.

### Tekniske løsninger

To forskjellige tekniske løsninger av landdeponiet er blitt vurdert;

- Alt. 1: Tette dammer.
- Alt. 2: Halvtette dammer

I Alt. 1 er dammer med avrenning til Tellenesvannet halvtette, ellers er alle tette. I Alt. 2 er alle halvtette.

Klohn Leonoff Ltd (1988) antyder at for Alt. 2 Halvtette dammer kan levetiden for deponiet økes ved at deponihøyden økes 25 m. Dette gjøres ved å deponere høyere enn damhøyden slik at avgangsmassene danner en skrå flate ned mot dammene (som ikke heves).

De to løsningene vil gi ulike miljøkonsekvenser, spesielt etter at deponiet er avsluttet.

I de vurderinger som foreligger, fremgår det at tette dammer vil være en vesentlig bedre miljømessig løsning. Berdal sier i innledningen til sin analyse av miljøkonsekvensene at alternativet med tette dammer utvilsomt er den miljømessig sett beste løsningen og alternativet med halvtette dammer i realiteten ikke har andre fordeler enn at det er noe rimeligere. Samtaler med Titania A/S i begynnelsen av mai 1989 tilsier at bedriften i dag anser halvtette dammer som uaktuelt.

Tette dammer er i dag vanlig i Norge og brukes ved kraftverksmagasiner, vannreservoarer og avgangsdeponier for kisgruver. Halvtette dammer bygger på kanadisk teknologi og er hittil ikke brukt i Norge. Tette dammer vil gi mulighet til kontroll av vannstanden i deponiet. Dette vil gi bedre fellingsmuligheter i deponiet og vil redusere partikkeltransporten ut av deponiet. Regulerbar vannstand vil dessuten gi bedre kontroll over sandflukt og støvplager (Berdal, 1988). I tillegg vil tette dammer gi bedre muligheter til å utføre tiltak i fremtiden etter nedlegging av deponiet dersom utviklingen i vannkvaliteten skulle tilsi dette.

I det videre arbeid i denne rapport vil vi legge valg av tette dammer til grunn for vurderingene.

#### **4.3 Nå-tilstand i områdene aktuelt for landdeponi**

##### Generelt

Dette er 0-alternativet, dvs. også fremtidig situasjon om landdeponi ikke utbygges.

Vi vil søke å kartlegge hvilke goder som vil bli uberørt og bevart om landdeponiet ikke utbygges. Vi vil dessuten vurdere i hvor stor grad eksisterende inngrep så som veier, kraftlinjer samt eksisterende gruvedrift og deponeringområder på land, allerede har redusert verdien av de områdene som er aktuelt for landdeponi.

Lundetjernområdet ligger rett nord for Logsvatnet. Slik de to deponi-områdene er planlagt vil de såvidt grense mot hverandre mellom Nedre Gauknetjern og Øvre Gauknetjern. Lundetjernområdet ligger dermed mellom Rv 44 og Titania A/S's oppredningsverk og dagbrudd ved Tellenes.

Kart over området er vist på Figur 4.1.

### Fysiske inngrep

Rv 44 går i dag gjennom sørvestlige del av Logsvatnområdet i hele områdets lengde, ca. 2 km. Vannet er synlig fra et parti av riksveien vestenfor grensen til det planlagte deponiet. Det går en traktorvei fra Rv 44 ved Logsvatnet langs nordvestsiden av vannet og frem til Øvste Gauknetjern.

Det går flere kraftlinjer gjennom både Logsvatnområdet og Lundetjernområdet, en 300 kV hovedlinje fra Åna-Sira kraftstasjon, en dobbel 60 kV kraftlinje fra Åna-Sira til fordelingsstasjonen ved Logsmyr og derfra en 60 kV tilførselslinje nordover til oppredningsverket og en 60 kV tilførselslinje nordvestover (Titania A/S (1988), Kopperud, Dalane Elverk (pers.medl.)). Minst en kraftlinje er synlig fra det meste av området.

Flere steintipper fra virksomheten ved dagbruddet til Titania A/S ved Tellenes ligger rett utenfor den nordøstlige grensen til Lundetjernerdeponiet. En stor tipp kan i dag sees fra det planlagte deponiområdet. Titania A/S sitt dagbrudd, anleggsveier, tipper, oppredningsverk og det sterkt påvirkede Tellenesvatnet ligger mindre enn 1 km fra grensen til det planlagte deponiområdet ved Lundetjern. Dagens virksomheten kan ikke sees fra Lundetjern, men noe støy kan bli hørt ved opphold eller ferdsel i området.

Logsvatnet er idag vannforsyningskilde for Åna-Sira. Vannverket er privat.

### Naturtilstand

#### Landskap, geologi

Terrenget omkring og i deponiområdene består i stor grad av nakne fjellknauser med små dalsøkk mellom. Geologisk er området en del av Egersundsfeltet. Bergarten er gjennomgående anortositt som er hard, meget langsomtforvitrende og som gir lite næring til plantedekket. Det er lite løsmasser i området. I dalsøkkene finnes ofte små tjern omgitt

av myr som går over i krat med innslag av enkelte bjørketrær. Noe fu-  
ruskog finnes sørvest ved Logsvatnet. Urområder finnes spredt.

Fjelløt er generelt tett, men det finnes enkelte sprøker og oppknuste  
soner.

Landskapsformene skiller seg ikke vesentlig ut fra det øvrige Eger-  
sundsfeltet (Paulsen et al. 1988). Området er ganske kupert og til dels  
lite tilgjengelig. De mange nakne fjellklause og svane kan gi inn-  
trykk av godhet. Landskapet i seg selv virker i liten grad tiltrek-  
kende i friluftlivssammenheng.

#### ----- Botanikk og ferskvannsbilologi

Halvorsen og Pedersen (1988) har gjennomført botaniske og ferskvanns-  
biologiske undersøkelser i Lundetjernområdet. Floraen i området er  
artsfattig og inneholder få plantegeografiske eller økologisk interes-  
sante arter. Vegetasjonen er relativt ensformig med stor dominans av  
få vegetasjonstyper. Vegetasjonstypene er stort sett fattige til svakt  
intermedieære. Verken ut fra hensyn til flora, vegetasjon eller ønske  
om bevaring av et typeområde, kan området sies å være av verneverdig  
art (Halvorsen og Pedersen, 1988).

#### ----- Vannkvalitet

Ferskvannslokalitetene er dominert av næringsfattige, sure, elektro-  
lytt-fattige og lite humuspåvirkede lokaliteter med stort siktedypp.  
Lokalitetene er artsfattige og lite produktive. Faunaen adskiller seg  
ikke vesentlig fra det som er vanlig i fersktomme, sure sørlandsvann  
(Halvorsen og Pedersen, 1988).

#### ----- Grunnvann

Grunnvannsforkomstene er ikke undersøkt i området.

#### ----- Fisk

Schei (1988) har undersøkt fiskebestandene i Logsvatnet, Lundetjern,  
Gauknetjern og Tellnesvatnet ved prøvetaking med standard prøve-  
garnstenke i mai 1988. I samme tidsrom ble innløpsbøker og utløps-  
bøker elektrofisket. Det ble ikke fanget fisk i noen av vannene. Det  
ble heller ikke observert vak eller andre tegn på fisk i vannene.  
Heller ikke i innløps- eller utløpsbøker ble det fanget eller obser-  
vert fisk. Fangstresultatet, sur nedbør og fravær av egnede gyteom-  
råder i flere av vannene, sannsynliggjør antagelsen om at vannene i  
området ikke inneholder fisk (Schei, 1988). Fersktomme vann er vanlig

i disse delene i Sør-Norge.

## Vilt

Munkejord (1988) foretok viltregistreringer i og omkring deponiområdet ved Lundetjern i tiden 3.5 - 14.6 1988. Området har en ordinær og relativt fattig spurvefuglfauna og våtmarkstilknyttet fuglefauna. Spurvefuglfaunaen er fattigere i dette området enn geografisk nærliggende og vegetasjonsmessig mest sammenlignbare områder. I følge intervjuer finnes et hubrotterritorium i nærheten av Lundetjerndeponiet. Orrfuglbestanden var lav og synes å være bedre i området øst og nord for Lundetjern. Bestanden i og ved Lundetjernområdet vurderes som liten, både absolutt og relativt (Munkejord, 1988).

For ca. 10 år siden ble det for første gang registrert elg i Sokndal kommune. I det såkalte sørområdet, som deler av Logsvatnområdet (og Såvatnområdet) inngår i, er vårbestanden av elg vurdert til å være minimum 8, maksimum 14 dyr. Lundetjern ligger tett inntil den nordlige grensen til elg-området. De to trekkrutene som forbinder sørområdet med andre oppholdsteder for elg, går fra Logsvatn til Åna-Sira, dvs. gjennom Logsvatn deponiområde, og øst-vestover i Lundetjern deponiområde. Førstnevnte antas å ha størst trafikk (Munkejord, 1988).

Rådyr finnes over store deler av Sokndal kommune. De største og tetteste bestander finnes ved Hauge. Det er også rådyr i de planlagte deponiområdene, men de tetteste bestander i nærområdene finnes utenfor Logsvatn- og Lundetjern-områdene (i øst, sør og vest). Noen trekkruiter antas å gå gjennom deponiområdene (Munkejord, 1988).

Det finnes dessuten observasjoner av bla. rødrev, mår, hare, huggorm og firfisle, men bestandene antas å være lav-middels.

## Brukerinteresser i området

### Naturvern

Det eneste området som er vernet etter Naturvernloven, er det nevnte Målsjuvet naturreservat ved Såvatn. Målsjuvet er et edelløvskogområde. Den botaniske og ferskvannsbiologiske undersøkelsen av Lundetjernområdet konkluderte med at det verken ut fra flora, vegetasjon eller ønske om bevaring av et typeområde, kan området sies å være av verneverdig art (Halvorsen og Pedersen, 1988). Logsvatnområdet adskiller seg ikke i vesentlig grad fra Lundetjernområdet og vi antar at konklusjonen vil være den samme for dette området.

## Arkeologi

Arkeologisk museum i Stavanger har gjennomført arkeologiske undersøkelser i Lundetjernområdet i 1988. Resultatet av registreringen var negativ. Det ble ikke funnet sikre spor etter steinalderbosetning i området. Ved Logsvatnet er det registrert en heller ved foten av en bratt fjellvegg. Prøvestikk i helleren ga funn som kan være fra jernalder-middelalder eller nyere tid.

Utenfor de aktuelle deponiområdene er det gjort flere funn. Ved gården Log er det gjort løsfunn som forteller om bosetning i steinbrukende tid. Ved Jøssingfjorden er det kjent forhistorisk bosetning fra en heller i bunnen av fjorden. Prøvestikk har gitt funn fra steinbrukende tid. En steinalderboplass er også kjent fra Bu lenger ut i fjorden.

## Fritidsbruk/ Rekreasjon

Det er god tilgjengelighet til området fra Rv 44. Ved Logsvatn er det en parkeringsplass. Reise tiden fra Hauge, Jøssinghamn og Åna-Sira er henholdsvis 25-30 min., 10 min. og 5-10 min. Det er mulig å spasere på en traktorvei fra parkeringen inn til Øvste Gauknetjern. Farbarheten i selve deponiområdet er liten. Det er ikke oppgatte stier. Det er lite aktuelt å gå rundt vannene pga. stedvis bratte partier. Det er lite bær og sopp i området. Området anses ikke å være spesielt attraktivt for bading. Det er ikke hytter i Lundetjern/Logsvatnområdet. Det er dessuten forbud mot nybygging av hytter i området. Området er relativt snøfattig og er ikke særlig godt egnet for tradisjonelle vinteraktiviteter. Områdets begrensede utstrekning gjør at området alene ikke egner seg for helgeturer eller lengre ferieturer (Paulsen et al., 1988).

Det er ingen stier i Lundetjernområdet som er skapt av mennesker. En intervjuundersøkelse viser at området ikke er særlig mye brukt i rekreasjonsammenheng. De som eventuelt bruker området, kommer fra Åna-Sira eller Jøssinghamn. Det ble vist til at folk fra Hauge helst reiste oppover i dalen og nordover i heia, der det er mer frodige områder, nedlagte bruk og gamle stølsveier (Paulsen et al., 1988).

Det finnes flere og tildels bedre egnede og mer brukte områder for friluftsliv i regionen. Dalen fra Åna-Sira og nordover til Eikeli-Eikeland-Skogestad (rett øst for Lundetjernerdeponiområde) blir i noen grad brukt til kortere dagsturer sommer og vinter, hovedsaklig av folk fra Åna-Sira. Guddalsvatn-Bramboområdet, som ligger 4-5 km nord for Tellenes, brukes i stor grad til turgåing sommerstid. Gyadalen (Egersund kom.) og Mydlandsområdet (Flekkefjord kom.) blir mye brukt som regionalt turområde både sommer og vinter (Paulsen et al., 1988).

### Estetikk

Fra tettstedet Åna-Sira har en utsikt til utløpet av dalen fra Logsvatnet. Landskap, estetisk og grad av tekniske inngrep er derfor av betydning for beboerne her. I dag er kun Rv 44 og enkelte kraftlinjer synlige i landskapet opp mot Logsvatnet.

### Fiske

Fritidsfiske drives ikke i området fordi vannene er fisketomme.

### Jakt

Det er relativt lite småvilt i Lundetjernområdet. Sammen med lav farbarhet gjør dette at området har et relativt lite jaktpotensiale (Paulsen et al., 1988). Vi antar dette også gjelder for Logsvatnområdet.

1.januar 1988 leide Sokndal Jæger- og Fiskeforening (SJFF) jaktretten på Titania A/S's eiendommer. Ifølge SJFF ble jaktområdene godt besøkt av både innen- og utenbygds jegere. Frem til 12.12.88 var det i 1988 skutt følgende på de tre terrengene som Tellenesområdet er indelt i; 6 orrhaner, 3 orrhøner, 17 harer og en rugde. I Sør-Rogaland er det få og små områder som i likhet med Titania A/S's eiendom er åpen for jakt for almenheten. SJFF vurderer å åpne opp for elgjakt i området (SJFF, 1988).

### Landbruk

Det er ikke beiteinteresser av betydning knyttet til området.

Det drives ikke jordbruk i området. Det er ikke drivverdig skog i området.

### Samferdse

Rv 44 går i dag forbi Logsvatnet. Samferdse er således en viktig interesse i området. Parsellen forbi Logsvatn er neppe av vesentlig landskapsmessig eller estetisk verdi for bilturisme.

### Vannforsyning

Logsvatn er drikkevannskilde for Åna-Sira.



## Kraftforsyning

Kraftforsyningsinteressene er knyttet til en 300 kV hovedlinje fra Åna-Sira kraftstasjon, en dobbel 60 kV fra Åna-Sira til fordelingsstasjonen ved Logsmyr og derfra en 60 kV tilførselslinje nordover til oppredningsverket og en 60 kV nordvestover (Titania A/S (1989), Koppe-rud, Dalane Elverk (pers.medl.)) .

### **4.4 Anleggs- og driftsfase for landdeponi**

#### **Generelt**

Det er utført detaljerte planer for utbygging av Lundetjernerdeponiområde under den forutsetning at dette området skal bygges ut først (Klohn Leonoff (1988), Berdal (1989)). Et sammendrag er gitt av Titania A/S (1989) i "Avgangsdeponering, Hovedrapport". Bedriften vurderer nå situasjonen dithen at Logsvatndeponiet muligens bør bygges først.

Vi vil vurdere begge alternativer; utbygging av Lundetjernområdet og utbygging av Logsvatnområdet.

Det finnes ikke detaljerte planer for utbygging av Logsvatndeponiet. Vi vil gå ut fra at de samme hovedprinsipper vil bli fulgt når det gjelder denne utbyggingen som ved Lundetjernerdeponiet.

#### **Lundetjernerdeponiområde**

##### Fysiske inngrep

Planene for Lundetjernerdeponiet går ut på å ringe inn et areal på 1,3 km<sup>2</sup> ved å bygge tilsammen ni dammer. Den høyeste dammen, ut mot Logsvatnet, vil bli 100 m høy. Deponiet vil danne et basseng som kan fylles opp fra kote 200 til kote 300 med et volum på 50 mill. m<sup>3</sup> og som derved vil rekke for ca. 30 års drift med samme avgangsmasse som i dag, forutsatt flatt deponi. Nedslagsfeltet til deponiområdet er på 1,8 km<sup>2</sup>.

I følge Statistisk fylkeshefte for Rogaland (Statistisk sentralbyrå, 1983) er Sokndal kommunes samlede areal på 294,2 km<sup>2</sup>, hvorav 266,3 km<sup>2</sup> er landareal. Arealet innen kommunen over og under grensen for produktiv skog (som ikke drives til jordbruks- eller skogbruksformål), såkalt Annet areal, er på tilsammen 191,3 km<sup>2</sup>. Deponiområdet antas å tilhøre denne gruppe. Lundetjernerdeponiet vil dermed legge beslag på 0,7 % (1,3 av 191,3 km<sup>2</sup>) av sammenlignbart areal i kommunen. Nedslagsfeltet vil utgjøre 0,9 %.

Før selve deponeringen kan ta til må Fase 1 i utbyggingen gjennomføres. Fase 1 vil ta tre år. Dammene vil da bli bygget opp til kote 240. Dammene vil deretter bli hevet mens deponering pågår. I Fase 1 må det bygges veier med total lengde 5,3 km (1,9 mill. m<sup>3</sup> veifyllinger) mellom eksisterende anlegg og deponiet. Fire master på 300 kV-kraftlinjen må flyttes og 60 kV-linjen må flyttes i en lengde av 3,5 km. Dekanteringsstårn og -tunnell må bygges og pumperør for avgangsmassene må legges. Enkelte nye veistrekninger (ca. 1,5 km) vil bli anlagt utenfor selve deponiområdet (Berdal (1989), Titania A/S (1989)).

I Fase 2 skal dammene heves opp til kote 300 etterhvert som deponeringen pågår. Det må bygges 3 km veier og det vil medgå nær 1 mill. m<sup>3</sup> stein til fyllinger. Dekanteringsvannet vil bli ført i tunnell ned mot Tellenesvannet der vannet vil bli ført videre mot Jøssingfjorden. Sannsynligvis vil vannet her bli ført via nåværende avgangssystem utvidet med større rørdiameter. Alternativt til et større avløpsrør vurderes en tunnel til Bu ytterst i fjorden og et kort rør ut i sjøen. Avløpet til sjøen er planlagt på 50 m dyp utenfor utløpet av Jøssingfjorden. Avhengig av mengden partikler i dekanteringsvannet vil det bli inninstallert fortykkere ved Tellenesvannet. SFT har så langt indikert en øvre grense på 50 ppm fast materiale i dekanteringsvannet (Titania A/S, 1989). Iversen (1988) antar at i driftsfasen vil dekanteringsvann i en størrelsesorden på 315 l/s eller ca. 10 mill. m<sup>3</sup>/år med et partikkelinnhold på ca. 30 ppm eller 300 tonn/år, bli tilført sjøen utenfor Jøssingfjorden.

Lekkasjevann fra dammene som drenerer sørover vil bli samlet opp og bli pumpet tilbake i deponiet.

Anleggsarbeidet vil innebære en sterk økning i aktiviteten i det aktuelle området som i dag for en stor del er rolig og lite berørt. Alt tidlig i anleggsperioden må vi anta at aktiviteten har spredd seg til størstedelen av området. Vei- og dambygging vil innebære stor grad av maskinbruk med masseuttak og masseforflytninger. Dette vil skape støy, støvflukt og skape barrierer i landskapet. Området vil i løpet av kort tid, antagelig i løpet av det første året, fullstendig endre karakter.

Som følge av at det også i deponeringsfasen vil foregå en utbredt grad av anleggsarbeide og maskinbruk, må vi anta at dette vil forårsake en del støy og støvflukt til omkringliggende områder i lange perioder i hele deponiets levetiden.

I løpet av driftsfasen vil de omkringliggende områder bli utsatt for støvflukt fra avgangsmassene i deponiet (Gotaas, 1988).

## Ny naturtilstand

### Estetikk og landskap

Estetisk og landskapsmessig vil terrenget kort tid etter at utbyggingarbeidene igangsettes, totalt skifte karakter. Fra å være et område som i dag gir inntrykk av liten grad av fysiske inngrep, vil området få karakter av et anleggsområde. Dette vil i første rekke gjelde det 1,3 km<sup>2</sup> store deponiet, men også deler av nedslagsfeltet på 1,8 km<sup>2</sup>. Deponiet vil danne en flat høyslette i et ellers kupert terreng. Relativt sett er de arealer som vil bli påvirket av deponiet beskjedne i omfang. Deponiet vil legge beslag på 0,7% og nedslagsfeltet 0,9% av sammenlignbart areal i kommunen (jfr. Fysiske inngrep).

### Flora

All flora i selve deponiområdet vil bli ødelagt. Floraen vil dessuten bli ødelagt der det anlegges veier (ca. 1,5 km) utenfor selve deponiområdet samt i noe grad ved omlegging av kraftlinjene. Som typeområde for det spesielle Egersundfeltet kunne det kanskje være av interesse, men sannsynligvis finnes andre og mer egnede områder med større diversitet mht. berggrunn, topografi, vegetasjon og flora (Halvorsen og Pedersen, 1988).

### Vannkvalitet

Lundetjern, Øvre Gauknetjern, Sandtjern, Svartetjern og tre mindre vann vil bli fyllt med avgangsmasser.

Vannkvaliteten i Nedre Gauknetjern og Logsvatnet vil kunne bli påvirket av avrenning fra deponiområdet. Dette vil på konsekvenser for drikkevannskilden Logsvatn (jfr. vannforsyning). Ut over disse vil bare Tellenesvatnet, som allerede i dag er sterkt forurensningsbelastet, bli påvirket av deponeringen.

### Grunnvann

Grunnvann er ikke undersøkt i området.

I et notat om ingeniørgeologiske forhold (Berdal, 1987) fremgår det at det finnes lekkasjesoner bla. under de to største dammene. Dette vil kunne medføre utlekking av vann fra deponiet til grunnvann selv om sprekkene injiseres.

Med høyt grunnvannspeil og kalking til pH 11,5 (jfr. "Påvirkning av

sjø" senere i dette kapitlet) antar vi at utlekking av tungmetaller til grunnvannet i driftsfasen vil være ubetydelig.

### Fisk

Innsjøene i deponiområdet vil bli oppdemmet. Utbyggingen vil ikke kunne påvirke fiskebestander i området fordi vannene allerede i dag er regnet for å være fisketomme.

### Vilt

Anleggsarbeidene vil virke forstyrrende på fugle- og viltbestandene i området. Utbygging og drift vil kunne medvirke til oppgivelse av et mulig hubrotterritorium i nærheten av deponiet. Effekt på orrfuglbestanden vil antagelig være liten. Området har ingen særlig funksjon for spurvefugl (utenom hekking) og følgene av deponiet antas derfor å være små (Munkejord, 1988).

Lundetjernområdet ligger rett nord for det såkalte sørområdet for elg med en vårbestand på 8-14 dyr. Under anleggsfasen vil bestanden i sørområdet kunne bli forstyrret gjennom øket støybelastning. Anleggsarbeide/anleggsveier vil legge hindringer for den nordlige trekkruten ut fra området. Når deponiet settes i drift må den nordre passasjen bli regnet som eliminert. Resultatet vil bli større grad av isolasjon for sørområdet, idet trekk i hovedsak bare vil kunne gå via søndre passasje mellom Åna-Sira og Logsvatn. Deponiområdet medfører også tap av beite og dagleiesteder for ca. en elg (Munkejord, 1988). Sokndal Jæger- og Fiskeforening (1988) frykter at elgbestanden i sørområdet vil dø ut som følge av Lundetjerndeponiet. Det største og viktigste området for elg i kommunen er det såkalte nordområdet mellom Mydland og Ljosvatn. Her er antall dyr (vårbestand) vurdert til minimum 15, maksimum 25-30. I tillegg finnes det også elg andre steder i kommunen (Munkejord, 1988).

Anleggsarbeidene/deponeringen vil kunne fordrive de rådyr som har opphold i området og vil dessuten forstyrre trekkruter. Som tidligere nevnt finnes det rådyr i store deler av kommunen og deponiområdet er ikke å regne blant de viktigste. Deponiet vil derfor ha relativt beskjedne følger for rådyrbestanden i kommunen.

### Sandflukt

Åpne sandflater vil utsettes for vindpåvirkning, det vil kunne oppstå sandflukt. For deponiet vil dette i hovedsak ha to konsekvenser. De finere delene av avgangsmassene kan bli ført med vinden ut av deponiet. I tillegg vil sand som vinden forflytter (langs bakken) internt i

deponiet kunne resuspenderes i setlingsdammen. Gotaas (1988) har estimert sandflukten fra Lundetjerndeponiet. Beregningene er gjort under forutsetning av at halvtette dammer benyttes og bla. at innsjøen i deponiet dekker ca. 1/3 av deponiet. Ved bruk av tette dammer (slik vi har forutsatt) vil en kunne regulere vannspeilet og dermed redusere uttørkingen slik at sandflukten kan reduseres.

Sandflukt vil skje når vindstyrken overstiger 10 m/s. De minste sandkornene virvles opp i luften og føres med luftstrømmen. Konsentrasjonene er beregnet til å bli maksimalt ca. 5 mg/m<sup>3</sup> i en avstand av 3 km, 2 mg/m<sup>3</sup> 5 km unna og 0,6 mg/m<sup>3</sup> 10 km unna. Denne konsentrasjon vil i middel kunne opptre 5 ganger i året. Årlig avsetning på bakken vil være i størrelsesorden 5 g/m<sup>2</sup> 3 km unna, 2 g/m<sup>2</sup> 5 km unna og 0,5 g/m<sup>2</sup> 10 km unna. Det må her presiseres at beregningene gjelder sandflukt fra jevn, flat sandflate. Dette innebærer at store arealer kan bli påvirket av sandflukt. Under oppfylling av deponiet vil større og mindre ujevnheter gi en redusert sandflukt. Alt i alt vil trolig aktuelle konsentrasjoner under oppfyllingsfasen reduseres til nær en tidel. Den kritiske fase vil være når deponiet fylles opp til sin endelige høyde, og før det tildekkes av vegetasjon eller andre tiltak mot sandflukt gjennomføres.

#### Påvirkning av sjø

Dekanteringsvannet er tenkt ført til sjøen på 50 m dyp utenfor munningen av Jøssingfjorden. Gjennomsnittlig vanntilførsel til deponiet (nedbør og avgangsvann) vil bli maksimalt ca. 20 mill m<sup>3</sup>/år. Vi har imidlertid basert oss på en vanntilførsel på 10 mill. m<sup>3</sup>/år da maksimalanslaget er usikkert.

Iversen (1988) viser at avgangen fra Titania A/S har best sedimenteringsegenskaper i sterkt alkalisk miljø ved pH 11,5. Rapporten viser dessuten at utlekking av tungmetaller (nikkel og jern) og fosfor øker med synkende pH. Ved kalking av avgangen i driftsperioden til pH 11,5, vil tungmetall- og fosforinnholdet i lekkasjevannet bli meget beskje- dent og uten vesentlige konsekvenser. Lekkasjevannet vil inneholde finpartikulært materiale.

Det er vanskelig å anslå partikkelinnholdet i dekanteringsvannet. Iversen (1988) anslår partikkelinnholdet til 30 mg/l. Med en vannmengde 10 mill. m<sup>3</sup>/år (tilsvarende 315 l/s) vil få et partikkeltransport ut av deponiet på 300 tonn/år. SFT har så langt indikert en øvre grense på 50 mg/l fast materiale i dekanteringsvannet (Titania A/S, 1989).

Vi må anta at dette slammet vil bestå av partikler stort sett mindre

enn 20µm og kan således sidestilles med finfraksjonen i avgangen. I mengde utgjør denne slamtransport under 0,1% av dagens utslipp av finpartikulært materiale. Vi vil anta at et utslipp i denne størrelsesorden ikke vil ha vesentlige konsekvenser. Dersom det skulle vise seg ønskelig, vil det være mulig å utføre forskjellige tekniske tiltak for å begrense partikkeltransporten (tilbakeholdelse av flomtopper, installering av fortykkere).

Til sammenligning kan nevnes at Sokndalelva tilfører sjøen ca. 800 tonn suspendert materiale årlig, basert på en årlig vannføring på 527 mill m<sup>3</sup> og et innhold av suspendert tørrstoff på ca. 1,5 mg/l (analyseresultater fra Titania A/S).

### Brukerinteresser

#### Naturvern

Beskrivelsen av nåtilstanden viser at det innenfor Lundetjernområdet ikke finnes natur av verneverdig karakter. Anleggsarbeidene vil dermed ikke påvirke naturverninteresser. Deponiet vil legge beslag på 0,7% og nedslagsfeltet 0,9% av sammenlignbart areal i kommunen (jfr. Fysiske inngrep).

#### Arkeologi

De arkeologiske interessene (helleren ved Logsvatnet) vil ikke bli påvirket i Lundetjerndeponiet.

#### Rekreasjon

Etableringen av deponiet ødelegger mulighetene for friluftsliv og rekreasjon i deponiområdet. Det vil dessuten bli umulig å gå gjennom området. Som vist tidligere er det imidlertid få friluftsinnteresser knyttet til området. Deponiområdet brukes også lite som gjennomgangsområde. Konsekvensene for friluftslivet blir derfor små (Pedersen et al. 1988). Deponeringen vil ikke påvirke omkringliggende friluftsområder (med unntak av de områder der påvirkning fra sandflukt kan forventes).

#### Estetikk/ Landskap

Estetisk og landskapsmessig sett vil Lundetjernområdet bli totalt forandret. Et naturområde som idag er lite påvirket, vil helt bli dominert av anleggsvirksomhet. Deponiet vil komme til å danne en flat høyslette i et ellers kupert terreng. Betydningen vil dog være begrenset

fordi store deler av deponiområdet ligger skjermet til i et lite brukt terreng. Demningen mot Logsvatnet vil innbære den største landskapsmessige forstyrrelsen fordi den vil ligge godt synlig fra ca. 2 km av Rv 44 og fra selve Logsvatnet.

### Jakt

Etablering av Lundetjerndeponiet vil kunne få utslag for jakten i det omkringliggende området. Deponiet vil neppe ha stor innvirkning på småviltjakt, men må likevel regnes som en forstyrrende faktor. Statistikk for i fjor viser dog beskjedne fangstkvantum, men jaktarealene er viktige fordi det er få alternative områder.

Rådyrbestandene og dermed rådyrjakten, antas bare i mindre grad å bli påvirket. Deponiet vil kunne få større konsekvenser for sørområdet for elg. Sokndal Jæger- og Fiskeforening frykter at stammen vil dø ut. Mulighetene for å drive jakt i sørområdet vil da bli helt ødelagt.

### Landbruk

Deponeringen vil ikke påvirke jordbruks- eller skogbruksinteresser.

### Samferdsel

Transportinteressene vil ikke bli påvirket av deponering i Lundetjernområdet. Den store dammen sør i deponiet vil dog være synlig fra ca. 2 km av Rv 44. Vi vil anta at dette inngrepet ikke vil påvirke bilturismen.

### Vannforsyning

Utbygging av Lundetjernområdet til deponi vil kunne påvirke fremtidig vannkvalitet i Logsvatn, selv med en effektiv returpumping av lekkasjevann. Dette vil kunne medføre krav om å finne en annen drikkevannskilde for Åna-Sira som skal stå klar fra det tidspunkt anleggsarbeidet startes. Sikkerhetaspektet taler også for dette. Vi vil her anta at drikkevannsforsyningen legges om. Som ny aktuell kilde regnes Eikelifeltet å være mest aktuelt. Dette feltet ble i Sokndals generalplan av 1981 godkjent som ny og tilfredsstillende vannkilde. I Titania A/S's "Avgangsdeponering, Hovedrapport" (Titania A/S, 1989) er kostnadene for ny drikkevannskilde anslått til 10 mill. kr.

### Kraftforsyning

Fire master på 300 kV kraftlinjen må flyttes og 60 kV-linjen må flyttes i en lengde av 3,5 km. Berdal (1989) har anslått kostnadene

ved ombygging av kraftlinjene til 5,8 mill. kr.

### Lokal helse og trivsel

Sandflukt kan i perioder bli et problem for deler av lokalbefolkningen i kommunen. Konsentrasjonene er av Gotaas (1988) beregnet til å bli maksimalt ca. 5 mg/m<sup>3</sup> i en avstand av 3 km, 2 mg/m<sup>3</sup> 5 km unna og 0,6 mg/m<sup>3</sup> 10 km unna. Denne konsentrasjon vil i middel kunne opptre 5 ganger i året. Årlig avsetning på bakken vil være i størrelsesorden 5 g/m<sup>2</sup> 3 km unna, 2 g/m<sup>2</sup> 5 km unna og 0,5 g/m<sup>2</sup> 10 km unna. Åna-Sira vil ligge ca. 3 km unna, Jøssinghamn ca. 4 km og Hauge ca. 7 km unna. Valg av tette dammer slik vi har forutsatt, gir som nevnt muligheter til å redusere sandflukten i forhold til de gitte beregninger.

Etter Folke- og bolig tellingen for 1980 (Statistisk sentralbyrå, 1982) bor det i Åna-Sira grunnkretser (Sokndal og Flekkefjord kommuner) 364 personer, i Jøssingfjord grunnkrets 84 og i Hauge tettsted 2223 personer. Sandflukt med størrelse av 2mg/m<sup>3</sup> representerer en synlig forurensning som vil virke ubehagelig (Berdal, 1988). Anslagvis 450 personer bor innenfor en avstand av 5 km som 5 ganger årlig vil ha sandflukt av denne størrelsesorden. Disse beregningene gjelder bla. under forutsetning av at deponiet er fyllt helt opp og at det ikke er gjennomført tiltak mot sandflukt. Sandflukten vil være vesentlig mindre mens deponiet fylles. Den vil sannsynligvis øke ved slutten av deponeringsperioden.

Støy fra anleggsvirksomheten vil også spre seg til de omkringliggende områder. Vi vil likevel anta at avstanden til bosetningen er så stor at dette ikke vil medføre problemer av betydning (Åna-Sira nærmest er 3 km unna). Trolig vil ingen boliger få direkte utsikt til deponiet.

Dette prosjektet vil ikke vurdere risiko ved eventuelle dambrudd etc. Vi vil likevel påpeke at et dambrudd med påfølgende utrasing fra den 100 m høye dammen i sør av deponiet, muligens vil kunne skape en flom/flodbølge i vassdraget fra Logsvatnet ned mot Åna-Sira. Størrelsen og følgene av en mulig flom/flodbølge vil ikke bli vurdert her.

### Logsvatnområdet

Det er ikke utarbeidet detaljerte planer for utbygging av deponi i Logsvatnområdet. Vi vil gå ut fra at de samme hovedprinsipper som ved Lundetjernutbyggingen vil bli fulgt. Det er heller ikke gjennomført miljøkonsekvensvurderinger med særlig tanke på deponering ved Logsvatn. En del rapporter/vurderinger angående Lundetjernerdeponiet dekker likevel også Logsvatnområdet. Pga. svakere datagrunnlag vil usikker-



heten ved vurderingene av Logsvatndeponiet være større enn for Lundetjernerdeponiet.

### Fysiske inngrep

Logsvatndeponiet vil få et areal på ca. 1,7 km<sup>2</sup> med et nedbørfelt på ca. 3 km<sup>2</sup>. Deponiet vil legge beslag på 0,9% (1,7 av 191,3 km<sup>2</sup>) av sammenlignbart areal i kommunen, mens nedslagsfeltet vil utgjøre 1,6 % (jfr. vurderingen av Lundetjernerdeponiet).

Ut fra det inntegnede området for Logsvatn deponiområde i Hovedrapporten til Titania A/S (1989) (se Figur 4.1), vil dette deponiet antagelig bare trenge to dammer, en liten i vest på grensen til eventuelt Såvatndeponi og en høy (80- 100 m) ved utløpet av dalen fra Logsvatn mot Åna-Sira (en tredje dam er muligens nødvendig i nord mot Lundetjern). Deponiet vil danne et basseng som kan fylles opp til kote 200 med volum på ca. 30 mill m<sup>3</sup> og vil dermed kunne rekke for 20-25 års drift med samme avgangsmengde som i dag.

Vi vil anta at det også her må gjennomføres en Fase 1 i utbyggingen før deponering kan begynne. Fase 1 vil antagelig ta tilsvarende lang tid som for Lundetjernområdet, dvs. ca. 3 år. Vi vil anta at anleggsveier for fremføring av dammateriale etc, vil bli lagt fra dagbruddet ved Tellenes gjennom Lundetjernområdet. Dette vil være særlig aktuelt med tanke på en senere utbygging av Lundetjernområdet. Veiene vil kunne legges slik at de også kan benyttes da. Lengden på disse veiene er vanskelig å anslå. Forskjellen i antall km nye veier i forhold til Lundetjernutbygging, vil antagelig vesentlig bestå i at avstanden fra dagbruddet er betydelig større enn for Lundetjernerdeponiet. Rv 44 må legges om i en lengde på ca. 2 km før anleggsarbeidet starter. Deler vil kunne bli lagt i rør. Den gamle traseen vil muligens kunne benyttes av den lettere del av anleggskjøretøyene. Vi antar at i størrelsesorden 8 km anleggsveier må bygges.

En kraftlinje må legges om i en lengde av ca. 2 km. Dekanteringsystem må bygges og pumperør legges.

I Fase 2 skal dammene heves opp til kote 200 etterhvert som deponeringen pågår. Vi antar at tilsvarende antal km anleggsveier som ved Lundetjern må bygges, dvs. ca. 3 km. Dekanteringsystem, vannmengder, vannkvalitet og utslippssted antas å bli tilsvarende som for Lundetjern.

Lekkasjevann fra dammene som drenerer sørover vil bli samlet opp og pumpet tilbake til deponiet igjen.

Anleggsarbeidet vil innebære en sterk økning i aktivitet i det aktuelle området som i dag for en stor del er rolig og lite berørt utover trafikken på Rv 44. Alt tidlig i anleggsperioden må vi anta at aktiviteten foregår i hele området fra dagbruddet til sør for Logsvatn der den høye dammen vil bli reist. Vei- og dambygging vil innebære stor grad av maskinbruk med masseuttak og masseforflytninger. Dette vil skape støy, støvflukt og skape barrierer i landskapet. Området vil i løpet av kort tid, antagelig i løpet av det første året, fullstendig endre karakter.

Som følge av at det i deponeringsfasen også vil foregå en utbredt grad av anleggsarbeid og maskinbruk, må vi anta at dette vil gi en del støy og støvflukt til omkringliggende områder i lange perioder i hele levetiden til deponiet.

I løpet av driftsfasen vil de omkringliggende områder bli utsatt for støvflukt fra avgangsmassene i deponiet (Gotaas, 1988).

### Naturtilstand

#### Estetikk og landskap

Estetisk og landskapsmessig vil terrenget kort tid etter at utbyggingsarbeidene igangsettes, totalt skifte karakter. Fra å være et område som i dag gir inntrykk av liten grad av fysiske inngrep (utover Rv 44 og et par kraftlinjer), vil området få karakter av et anleggsområde. Etter endt deponering vil deponiet ligge som en høyslette som brått ender i den høye dammen i sør, der Logsvatnet tidligere lå sentralt i et åpent dalføre.

Deponiet vil legge beslag på 0,9% og nedslagsfeltet 1,6% av sammenlignbart areal i kommunen (jfr. Fysiske inngrep).

#### Flora

All flora i selve anleggsområdet vil bli ødelagt. Flora vil dessuten bli ødelagt ved veibygging utenfor selve deponiet, samt i mindre grad ved omlegging av kraftlinjen. Som typeområde for det spesielle Egersundfeltet kunne det kanskje være av interesse, men sannsynligvis finnes andre og mer egnede områder med større diversitet mht. berggrunn, topografi, vegetasjon og flora (Halvorsen og Pedersen, 1988).

#### Vannkvalitet

Logsvatn og Nedre Gauknetjern vil bli fylt med avgangsmasser (jfr. vannforsyning).

Enkelte av innsjøene i Lundetjernområdet kan tenkes å bli delvis oppfylt pga. veifremføring. Innsjøene vil også kunne bli påvirket av avrenning fra anleggsveier, men dette vil neppe gi vesentlig konsekvenser for de allerede artsfattige og lite produktive innsjøer. Ut over disse vil bare Tellenesvatnet, som allerede i dag er sterkt forurensningsbelastet, bli påvirket av deponeringen.

#### Grunnvann

Grunnvann er ikke undersøkt i området.

Vi vil anta at det også ved Logsvatnet, i likhet med Lundetjernområdet, finnes lekkasjesoner i fjellet. Dette vil kunne medføre utlekking av vann fra deponiet til grunnvann selv om sprekkene injiseres.

Som ved Lundetjernerdeponiet antar vi at høyt grunnvannspeil og kalking til pH 11,5 vil medføre at utlekking av tungmetaller til grunnvannet i driftsfasen vil være ubetydelig.

#### Fisk

Utbyggingen vil ikke kunne påvirke fiskebestander i området fordi vannene allerede i dag er regnet for å være fisketomme.

#### Vilt

Anleggsarbeidene vil virke forstyrrende på fugle- og viltbestandene i området. Utbyggingen og drift av deponiet vil kunne medvirke til oppgivelse av et mulig hubrotterritorium i nærheten av deponiet. Deponiet vil antagelig ha liten effekt på orrfuglbestanden. Området har ingen særlig funksjon for spurvefugl (utenom hekking) og følgene av deponiet antas derfor å være små (Munkejord, 1988).

Deponiområdet vil tildels strekke seg inn i det ene kjerneområdet for elg, det såkalte sørområdet. Bestanden vil kunne bli forstyrret både direkte og indirekte gjennom øket støybelastning. Den nordligste delen av sørområdet, nord for Rv 44, vil kunne bli isolert fra resten av området. Anleggsveier i området mellom dagbruddet og Logsvatnområdet vil legge hindringer for den nordlige trekkruuten ut fra området. Samtidig vil bygging av den store dammen mellom Logsvatnet og Åna-Sira virke forstyrrende på den sørlige trekkruuten. Samlet kan konsekvensene for elgbestanden i sørområdet bli betydelige. Sokndal Jæger- og fiskeforening (1988) frykter at elgen i sørområdet kan dø ut som følge av en utbygging av deponi på Lundetjern. Utbygging ved Logsvatn må antas å ha større konsekvenser for elgen enn ved deponering ved Lundetjern.

Til sammenligning er som nevnt bestanden i nordområdet vurdert til minimum 15, maksimum 25-30 elg. I tillegg finnes også enkelte dyr andre steder i kommunen (Munkejord, 1988).

Anleggsarbeidene/deponeringen vil antagelig fordrive de rådyr som har opphold i området og vil dessuten forstyrre trekkruiter. Som tidligere nevnt finnes det rådyr i store deler av kommunen og deponiområdet er ikke å regne blant de viktigste.

#### Påvirkning av sjø / Sandflukt

Dekanteringssystem, vannmengder, vannkvalitet og utslippssted antas å bli tilsvarende som for Lundetjerndeponiet. Konsekvensene for vannkvaliteten i sjøen vil dermed også bli den samme. Forutsetningene og mulighetene for sandflukt fra deponiet vil også bli tilsvarende som for Lundetjerndeponiet. Vi viser derfor her til kapitlet om Lundetjerndeponiet.

#### Brukerinteresser

##### Naturvern

Beskrivelsen av nåtilstanden viser at det innenfor Logsvatnområdet ikke finnes natur av verneverdig karakter. Anleggsarbeidene vil dermed ikke påvirke naturverninteresser. Deponiet vil legge beslag på 0,9% og nedslagsfeltet 1,6% av sammenlignbart areal i kommunen (jfr. Fysiske inngrep).

##### Arkeologi

Av arkeologisk interesse i området er helleren ved NV-enden av Logsvatnet. Helleren vil bli liggende såvidt innenfor den nordvestre del av deponiområdet. Helleren ble i 1975 ikke prioritert vernet av Regionplanrådet for Dalane (1975) som vurderte tilsammen 1122 kulturvernregistreringer i Dalane, av disse var 211 i Sokndal kommune. Tilsammen ble 151 prioritert i regionen hvorav 25 i Sokndal.

##### Rekreasjon

Logsvatndeponiet vil ha større konsekvenser for friluftslivet enn Lundetjerndeponiet. I tillegg til at etableringen av deponiet ødelegger mulighetene for friluftsliv og rekreasjon i deponiområdet, vil også området mellom deponiet og dagbruddet bli preget av anleggsvirksomhet og derfor bli vesentlig redusert i friluftslivssammenheng. Som vist tidligere er det imidlertid få friluftsinnteresser knyttet til området. Deponiområdet brukes også lite som gjennomgangsområde. Konsekvensene

for friluftslivet blir derfor små. Deponeringen vil ikke påvirke omkringliggende friluftsområder.

### Estetikk

Estetisk og landskapsmessig sett vil Logsvatnområdet bli totalt forandret. Et naturområde som idag er lite påvirket (bortsett fra Rv 44 og et par kraftlinjer) vil helt bli dominert av anleggsvirksomhet. Etter endt deponering vil deponiet ligge som en høyslette som brått ender i den 80-100 m høye dammen i sør, der Logsvatnet tidligere lå sentralt i et åpent dalføre. Også anleggsveiene til dagbruddet vil danne sår i terrenget. I selve Logsvatn- og Lundetjernområdet vil dette likevel ha begrenset betydning fordi få folk ferdes i området. Deponiet vil over en lengre strekning være synlig fra Rv 44. Viktigst vil antagelig være påvirkning av landskapet av dammen i sørenden av deponiet, særlig for de bosatte i tettstedet Åna-Sira. Demningen vil antagelig bli synlig fra hele tettstedet som har ca. 200 innbyggere.

### Jakt

Etablering av deponiet vil kunne få konsekvenser for jakten i det omkringliggende området. Deponiet vil neppe ha stor innvirkning på småviltet, men må likevel regnes som en forstyrrende faktor. Statistikk for i fjor viser dog beskjedne fangstkvantum, men jaktarealene har viktighet fordi det er få alternative områder.

Rådyrbestandene og dermed rådyrjakten antas bare i mindre grad å bli påvirket. Deponiet vil kunne få større konsekvenser for sørområdet for elg. Sokndal Jæger- og Fiskeforening frykter for at stammen vil dø ut om Lundetjerndeponiet bygges ut. Logsvatndeponiet må antas å få større konsekvenser for elg enn Lundetjerndeponiet. Mulighetene for å drive jakt på elg i sørområdet kan bli helt ødelagt.

### Landbruk

Deponeringen vil ikke påvirke jordbruks- eller skogbruksinteresser.

### Samferdse

Ca. 2 km av Rv 44 går i dag gjennom deponiområdet. Denne parsellen av veien må derfor legges om. Deler eller hele veistrekningen kan muligens bli lagt i tunnell. I følge Statens vegvesen i Rogaland (Torleiv Haugvaldstad, pers. meddelelse) antas en pris på ca. 4000 kr/m vei uten tunnel å være rimelig for det aktuelle området. I et tyngre terreng inne i Ryfylke beregnes en pris på ca. 7500 kr/m inkludert tunneler. Kostnadene for omleggingen av 2 km av Rv 44 vil da ligge

mellom 8 og 15 mill. kr.

Utsikten fra Rv 44 vil totalt endre karakter. Sørfra vil den store dammen i sørenden av deponiet kunne ses fra riksveien før den når Åna-Sira. Nordfra vil deponiet neppe være synlig før ca. en halv km før deponiet nås. Deponiet vil dermed være synlig fra ca. 3 km av veien i tillegg til de 2 km der veien vil gå parallelt med deponiet. Dette vil kunne påvirke bilturisme.

### Vannforsyning

Åna-Sira må skaffes ny drikkevannskilde som bør stå klar før anleggsarbeidene ved Logsvatn startes. Som nye kilde regnes Eikelifeltet for å være mest aktuelt. I Titania A/S's "Avgangsdeponering, Hovedrapport" (Titania A/S, 1989) er kostnadene for ny drikkevannskilde anslått til 10 mill. kr.

### Kraftforsyning

Den doble 60 kv-kraftlinjen forbi Logsvatnet må legges om. Om vi forutsetter at linjen blir lagt på øst siden av deponiet, må den doble linjen legges om i en strekning på ca. 2,5 km og den enkle mot NV ca 0,5 km. Om vi bruker de samme pris/meter som Berdal (1989) har benyttet i Lundetjerndeponiet, vil dette gi kostnader på 3,6 mill. kr. (tilsammen 5,5 km à 500.000 kr. + riving av eksisterende linje). Usikkerhet i anslaget over strekning som må legges, gjør at vi antar at kostnadene ligger mellom 3,2 og 4,0 mill. kr.

### Lokal helse og trivsel

#### Sandflukt

Sandflukt kan i perioder bli et problem for deler av lokalbefolkningen. Konsentrasjonene er av Gotaas (1988) beregnet til å bli maksimalt ca. 20 mg/m<sup>3</sup> i en avstand av 1 km, 2 mg/m<sup>3</sup> 5 km unna og 0,6 mg/m<sup>3</sup> 10 km unna. Denne konsentrasjonen vil i middel kunne opptre 5 ganger i året. Årlig avsetning på bakken vil være i størrelsesorden 15-20 g/m<sup>2</sup> 3 km unna, 2 g/m<sup>2</sup> 5 km unna og 0,5 g/m<sup>2</sup> 10 km unna. Den nærmeste bebyggelsen i Åna-Sira vil ligge ca. 1 km unna, Jøssinghamn ca. 4 km og Hauge ca. 8 km unna. Valg av tette dammer slik vi har forutsatt, gir som nevnt muligheter til å redusere sandflukten i forhold til de gitte beregninger.

Etter Folke og bolig tellingen for 1980 (Statistisk sentralbyrå, 1982) bor det i Åna-Sira grunnkretser (Sokndal og Flekkefjord kommuner) 364 personer (hvorav ca. 200 i tettstedet Åna-Sira), i Jøssingfjord grunn-

krete 84 og i Hauge tettsted 2223 personer. Sandflukt med en størrelse av  $2\text{mg}/\text{m}^3$  representerer en synlig forurensning som vil virke ubehagelig (Berdal, 1988). Anslagvis 450 personer bor innenfor en avstand av 5 km som 5 ganger årlig vil ha sandflukt av denne størrelsesorden. Ca. 200 innbyggere i Åna-Sira vil få en maksimalbelastning som er 10 ganger større. Disse beregningene gjelder under forutsetning av at deponiet er fyllt helt opp og at det ikke er gjennomført tiltak mot sandflukt. Sandflukten vil være vesentlig mindre i oppfyllingsperioden, men vil sannsynligvis øke ved avslutning av deponeringsperioden.

### Støy

Støy fra anleggsvirksomheten vil også spre seg til de omkringliggende områder. Vi må anta at en del støy i forbindelse med bygging av den høye dammen sør i deponiet vil nå bebyggelsen i Åna-Sira som ligger bare ca. 1 km unna. Dammen vil antagelig også ses fra hele tettstedet.

Dette prosjektet vil ikke vurdere risiko ved eventuelle dambudd etc. Vi vil likevel påpeke at Åna-Sira vil ligge bare 1 km nedenfor Logsvatndeponiets største dam. Dambrudd må antas å kunne få katastrofale følger for tettstedet, men konsekvensene vil ikke bli vurdert her.

### **4.5 Langtidseffekter**

Etter ca. 30 år med deponering vil Lundetjernområdet være fullt. Logsvatnområdet vil være fullt etter 20-25 år. Anleggsvirksomheten vil da stoppe opp, men deponiet (-ene) vil bli liggende i terrenget som en stor høyslette for all fremtid. Overflatearealene vil være henholdsvis  $1,3\text{ km}^2$  og ca.  $1,7\text{ km}^2$ .

Det er i denne situasjon med fullt oppfylt deponi uten overdekning av noe slag at omgivelsene vil være mest utsatt for sandflukt. Deponiet vil da fremstå som en ørkenlignende slette. Vi viser til refererte beregninger i kapitlet som omhandler anleggs- og deponeringsfasen.

For å unngå sandflukt er det to muligheter. Med forutsetningen om at dette dammer velges, kan deponiet settes under vann for dermed å danne en permanent innsjø. Dette vil redusere deponiets brukstid med noen år. Den andre muligheten er å overdekke hele arelet med et 1 m tykt gråberglag. Da bør i tillegg overflaten revegeteres.

Deponiet vil bli tilført store vannmengder med nedbøren. Det må derfor bygges et overløp for regnvann som vil bli ført mot Tellenesvannet. Lekkasjevann fra dammene som drenerer sydover må samles opp for all fremtid og pumpes tilbake til deponiet. Lekkasjevannet og overløpsvann

vil kunne ha et visst partikkel- og tungmetallinnhold.

Etter at deponiet er fullt vil det være nødvendig med et langvarig oppfølgingsprogram. Dette må omfatte lekkasjemåling, kontroll av lekkasjevannkvalitet, damkontroll, etc.

#### Overdekking i form av permanent vannspeil

Oppfylling av et lag vann over deponiet vil medføre mulighet for stadig resuspensjon av partikler i vannmassene. Lekkasjevann og overløpsvann kan som følge av dette ventes å få høyere partikkelinnhold enn ved gråbergoverdekking. For å unngå resuspensjon bør vannlaget ha en viss dybde (antagelig minst 1 m). Tungmetallproblemene vil bli redusert ved full overdekking av vann (jfr. "Lekkasjevann/Overløpsvann" nedenfor i teksten).

Vannet må regnes å få så dårlig vannkvalitet at det må forhindres at mennesker kommer i kontakt med det (bading etc.). Selv om området kan tenkes å bli inngjerdet, vil det likevel utgjøre en stadig risikofaktor.

#### Gråsteinsoverdekking/ Revegetering

Erfaringer fra det gamle Sandbekkdeponiet viser at det er store problemer knyttet til revegetering av avgangsmassene.

Iversen (1988) har anbefalt at avgangsmassene under deponering kalkes til en pH-verdi på ca. 11,5. På bakgrunn av pågående laboratorieforsøk i regi av NIVA og Titania A/S samt generell kunnskap om avgangens materialsammensetning, vil vi anta at pH i overflatelaget av deponiet raskt vil synke etter at deponeringen er avsluttet. Overflatelaget vil da få en pH nær regnvannets. Dette vil kunne medføre store problemer for revegeteringen.

Pga. manglende vegetasjon vil også de nyplantede vekstene stå åpen for vindpåvirkning på den store deponiflaten. Dette kan avbøtes vha. å bygge levegger slik det i dag er på Sandbekk.

Hvorvidt det med tette dammer er mulig å holde et høyt vannspeil i dammen under revegeteringsperioden for så å senke vannspeilet etter at vegetasjonen er etablert, er uvisst. Dette vil i såfall kunne bedre revegeteringsforholdene.

#### Lekkasjevann/ Overløpsvann

Det vil innebære meget stor grad av usikkerhet å prognostisere



vannkvaliteten i overløps-/lekkasjevann fra et landdeponi etter nedleggelse.

En del holdepunkter for fremtidig vannkvalitet har vi med resultatene fra sigevann fra det gamle deponiet på Sandbekk. Analyser av dette sigevannet viste en pH på 7,8 og en høy nikkelkonsentrasjon på over 1.200 µg/l (Iversen, 1988). Dette vannet inneholdt svært lite partikler, og det er grunn til å tro at mesteparten foreligger løst. Det er imidlertid ikke sikkert at dette er representativt for vannkvaliteten i avløpsvann fra en fremtidig demning, men det kan gi en antydning om hva som kan skje. Avgangen i det nye deponiet antas å bli deponert under langt høyere pH-verdier og tungmetallinnholdet i sigevannet vil derfor være lavere så lenge kalken har noen effekt. Det kan muligens tenkes en fortsatt kalking etter at deponiet er avsluttet. Ved å holde grunnvannsspeilet høyt, vil man oppnå en betydelig reduksjon i tungmetallutvekslingen til omgivelsene fra den delen av avgangsmassene som ligger under grunnvannsspeilet.

Om vi for å illustrere størrelsesorden antar at overløpsvannet fra demningen ville inneholde så mye som 1.000 µg/l nikkel og nedbøren medfører en vannmengde på 4 mill. m<sup>3</sup> pr. år, ville dette tilsvare et utslipp til sjøen på 4 tonn nikkel. Dette må betraktes som et betydelig utslipp. Til sammenligning slapp Falconbridge Nikkelverk A/S i 1983 ut ca. 75 tonn nikkel (løst og partikulært).

Også etter endt drift kan det forventes en viss partikkeltransport med overløpsvannet. Mengden partikler vil være avhengig bla. av om hele eller deler av deponiet vil være overdekket med et vannspeil. Generelt må partikkeltransporten antas ikke å bli større enn i driftsfasen, dvs. 30 mg/l. Med en vannmengde på 4 mill. m<sup>3</sup> gir dette en årlig slamtransport på 120 tonn. Om vi antar at dette føres til sjø tilsvarende som i driftsfasen, vil konsekvensene være uvesentlige (jfr. Kap 4.3, avsnittet "Påvirkning på sjø").

#### 4.6 Konto-oppsett - Sammenstilling av konsekvenser

##### Lundet jerndeponi

Fysiske inngrep	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Deponiet dekker 1,3 km<sup>2</sup>, dvs 0,7% av sammenlignbart areal i kommunen</li> <li>• 9 dammer bygges, hvorav en 100 m høy</li> <li>• 8,3 km veier bygges</li> <li>• 3,5 km av 60 kV kraftlinje og fire master på 300 kV linje må flyttes</li> <li>• Støv og støy fra maskinbruk</li> <li>• Støvflukt fra deponi</li> <li>• Ca. 300 tonn finpartikulær avgang tilføres sjøen</li> </ul>	
Ny naturtilstand	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dannelse av en 1,3 km<sup>2</sup> flat høyslette</li> <li>• En 100 m høy og 8 mindre dammer bygges</li> <li>• Forstyrrer fugleliv. Mulig oppgivelse av hubrotterritorium</li> <li>• 8-14 elg, ca. 1/4 av kommunens bestand, mister viktig trekkroute. Mulighet for at de vil dø ut</li> <li>• Liten betydning for rådyr</li> <li>• Floraen i deponiområdet, som er vurdert til ikke å være spesiell, vil dø</li> <li>• 7 innsjøer demmes opp. Er i dag fisketomme</li> <li>• Sandflukt fra deponiet på max. 2 mg/m<sup>3</sup> 5 km unna 5 ganger i året</li> <li>• Ca. 300 tonn finpartikulær avgang tilføres sjøen</li> </ul>	
Brukerinteresser		Brukergruppe
Friluftsliv	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Et område som idag er lite brukt, ødelegges for opphold og gjennomgang.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lokalbefolkn. Turister</li> </ul>
Jakt	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Småviltjakt, som idag har beskjedne fangstkvantum, påvirkes lite. Rådyrjakt lite påvirket.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jegere</li> </ul>
Arkeologi	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ingen kjente konsekvenser</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nasjonal/lok.</li> </ul>
Transport	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ingen direkte konsekvenser. Den 100 m høye dammen vil være synlig langs 2 km av Rv 44</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bilturisme</li> <li>• Yrkestransp.</li> </ul>
Landbruk	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ingen konsekvenser</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Landbruksnær.</li> </ul>
El-forsyning	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flytting av kraftlinjer. Kostnad 5,8 mill. kr.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kraftselskap</li> </ul>
Vannforsyning	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Drikkevannskilden for Åna-Sira bør legges om. Kostnader ca. 10 mill. kr.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vannverk</li> </ul>

## Lokal helse/ trivsel

- Sandflukt • Ca. 450 personer vil 5 ganger årlig kunne oppleve synlig og ubehagelig sandflukt • Lokalbefolkn.
- Støy • Nærliggende bosetting (Åna-Sira) vil kunne bli noestøybelastet
- Estetikk • Små konsekvenser for bosetting

### Langtids- effekter

- Deponiet vil eksistere for all fremtid med påfølgende konsekvenser for friluftsliv, fugl, fauna, estetikk etc.
- Mulig innhold av betydelig tungmetallmengder (nikkel) i lekkasjevann
- Forutsatt overdekking gråberg eller vann, vil støvflukt ikke oppstå
- Kontinuerlig drift av pumpe-systemer
- Kontinuerlig overvåking og kontroll

## Logsvatndeponi

### Fysiske inngrep

- Deponiet dekker ca. 1,7 km<sup>2</sup>, dvs 0,9% av sammenlignbart areal i kommunen
- 2 dammer antas tilstrekkelig, en ca. 100 m høy
- ca. 11 km anlegsveier bygges
- Ny trase for Rv 44 i ca. 2 km
- 2,5 km av dobbel 60 kV kraftlinje og 0,5 km av enkel 60 kV linje må flyttes
- Støv og støy fra maskinbruk
- Støvflukt fra deponi
- Ca. 300 tonn finpartikulær avgang tilføres sjøen

### Ny natur- tilstand

- Dannelse av en 1,7 km<sup>2</sup> flat høyslette
- En ca. 100 m høy og en mindre dam bygges
- Forstyrrer fugleliv. Mulig oppgivelse av hubrotterritorium
- 8-14 elg, ca. 1/4 av kommunenes bestand, mister viktig trekkroute. Deponiet vil delvis strekke seg inn i elg-området. Mulighet for at de vil dø ut.
- Liten betydning for rådyr
- Floraen i deponiområdet, som er vurdert til ikke å være spesiell, vil dø
- Logsvatn og Nedre Gauknetjern demmes opp. Er i dag fisketomme

- Sandflukt fra deponiet på max. 2 mg/m<sup>3</sup> 5 km unna 5 ganger i året
- Ca. 300 tonn finpartikulær avgang tilføres sjøen

Bruker- interesser
-----------------------

Bruker-  
gruppe

Friluftsliv	• Et område som idag er lite brukt, ødelegges for opphold og gjennomgang.	• Lokalbefolkn. Turister
Jakt	• Småviltjakt som idag har beskjedne fangstkvantum, påvirkes lite. Rådyrjakt lite påvirket.	• Jegere
Arkeologi	• Hellenen NV for Logsvatnet vil demmes ned. Denne er ikke prioritert for bevaring	• Nasjonal/ lokal
Transport	• Omlegging av ca. 2 km av Rv 44. Kostnad 8-15 mill. kr. Den ca. 100 m høye dammen vil være synlig fra ytterligere ca. 3 km av Rv 44	• Bilturister • Yrkestransp.
Landbruk	• Ingen konsekvenser	• Landbr.næring
El-forsyning	• Kraftlinjer flyttes. Kostn. 3,2-4,0 mill. kr.	• Kraftselskap
Vannforsyning	• Drikkevannskilden for Åna-Sira må legges om. Kostnader ca. 10 mill. kr.	• Vannverk

Lokal helse/  
trivsel

Sandflukt	• Ca. 450 personer vil 5 ganger årlig kunne oppleve synlig og ubehagelig sandflukt. Ca. 200 personer vil få ca. 10 ganger høyere max. belastning	• Lokalbefolkn.
Støy	• Nærliggende bosetting (Åna-Sira) vil kunne bli en del støybelastet	
Estetikk	• Den 100 m høye dammen vil være synlig fra tettstedet Åna-Sira, ca. 200 innbyggere.	

Langtids- effekter
-----------------------

- Deponiet vil eksistere for all fremtid med påfølgende konsekvenser for friluftsliv, fugl, fauna, estetikk etc.
- Mulig innhold av betydelig tungmetallmengder (nikkel) i lekkasjevann
- Forutsatt overdekking gråberg eller vann, vil støvflukt ikke oppstå
- Kontinuerlig drift av pumpe-systemer
- Kontinuerlig overvåking og kontroll

## LITTERATUR

- Arntz, W.E., Rumohr, H., 1982: An experimental study of macrobenthic colonization and succession, and the importance of seasonal variation in temperature latitudes. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 64, 17-45.
- Asmund, G., Munk Hansen, M. og Johansen, P., 1988. Environmental impact of marine tailings disposal at the lead-zinc mine at Maarmotilik, West Greenland. International Conf. on Control of Environmental Problems from metal mines, June 20-24 1988, Røros.
- Asplan Analyse A/S, 1987: Titania og fiskeriene. 31 s. + vedlegg
- Asplan Stavanger A/S, Rogalandsforskning, 1987: Havbruksplan Sokndal kommune. P-30902/H-7799/SK. 37 s. + kartvedlegg.
- Aure, J., Sundby, S., 1984: Spredning av gruveslam fra Titania A/S. situasjonsrapport etter et halvt års utslipp. Havforskningsinstituttet. Rapport FO 8406. 6 s. + figurer.
- Aure, J., Ona, E., Sundby, S., 1985: Spredning av gruveavfall i kystområdet utenfor Jøssingfjorden fra Titania A/S. Havforskningsinstituttet. Rapport nr. FO 8502. 64 s.
- Aure, J., Sundby, S., 1989: Spredning av gruveavfall fra Dyngadypet. Havforskningsinstituttet. Vedlegg 1 til Havforskningsinstituttets brev av 14. februar 1989 stilet til SFT. 5 s.
- Beanlands, G.E., Duinker, P.N., 1983: An ecological framework for environmental impact assesment in Canada. Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, Halifax, Canada
- Berdal A/S, Ing. A.B., 1987: Titania A/S. Lundetjørn deponiområde. Notat vedrørende ingeniørgeologiske forhold.
- Berdal A/S, Ing. A.B., 1988: Titania A/S. Landdeponi for avgangsmasser. En analyse av miljøkonsekvensene ved etablering av et landdeponi i Lundetjørn området i Sokndal kommune.
- Berdal A/S, Ing. A.B., 1989: Titania A/S, Landdeponi for avgangsmasser, Detaljerte planer, Alternativ 1: Tette dammer. 23 s +8 vedlegg
- Berdal A/S, Ing. A.B., 1989: Titania A/S, Landdeponi for avgangsmasser, Detaljerte planer, Alternativ 2: Halvtette dammer. 23 s + 8 vedlegg.

- Berge, G., Skjoldal, H.R., 1985: Vurdering av mulige biologiske og fiskerimessige virkninger av spredning av gruveslam fra Dyngadypet. Havforskningsinstituttet. Rapport nr. BK0 8503. 15 s.
- Berge, J.A., Berglind, L., Jacobsen, P., Hovde, H., 1988: Akutt toksisitetstest av komponenter i avgang fra Titania A/S. NIVA-rapport nr. 0-88044, 0-88100. 49 s.
- Berge, J.A. Recolonization of subtidal sediments. Experimental studies on defaunated sediment contaminated with crude oil in two Norwegian fjords with unequal eutrophication status. Part I. Community responses (Unpublished manuscript).
- Bonsdorff, E. 1983. Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow brackish waters. *Oceanologica Acta*, Proceedings of the 17th European Symposium on Marine Biology in Brest France, 1982, pp 27-32.
- Bonsdorff, E. and Østman, C.-S., 1985. The establishment, succession and dynamics of a zoobenthic community - an experimental study.
- Brinkhurst, R.O., Burd, B.J., Kathman, R.D., 1987: Benthic Studies in Alice Arm, B.C. During and Following Cessation of Mine Tailings Disposal, 1982 to 1986. Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences No. 89. Institute of Ocean Sciences. Department of Fisheries and Oceans, Sidney, B.C. 45 pp.
- Børset, E., Lerstang, T., 1983: Konsekvensutredninger, forslag til opplegg og gjennomføring. NIBR. Prosj. 228.102. 109 s.
- Cederwall, K., 1988: Havsdeponering av gruvslam. Bedømming av muligheter att reducera spridning av suspenderat slam från utsläppsområdet. Utlåtande 1988-12-01. 8 s.
- Eisma, D., Cadée, G.C. og Laane, R., 1982. Supply of suspended matter and particulate and dissolved organic carbon from the Rhine to the coastal North Sea. *Mitt.Geol.-Paläont.Inst.*, 52, 483-505.
- Eisma, D., Skei, J., Westerlund, S., Kalf, J., Magnusson, B., Næs, K. og Sørensen, K., 1984. Distribution and composition of suspended particulate matter and trace metals in the Skagerrak. ICES-rapport, WGMS-møte, Rostock, 1984.
- Fiskerirettlederen i Flekkefjord, 1989: Gyte-/oppvekst- og fiskefelt fra Siragrunnen til Vatlandsfluenene. Notat.

- Fiskerisjefen i Rogaland, 1982: Kyst- og fjordområder i Rogaland med betydning for fiskerinæringa. 59 s. + kartvedlegg.
- Fiskerisjefen i Rogaland, 1986: Titania A/S, Embetsmannsgruppen, Verdianslag for potensielt fangsttap. Brev av 2 jan. 1986 stilet til Miljøverndepartementet. 5 s.
- Fiskerisjefen for Skagerakkysten, 1989: Opplysninger om fiskefelt m.v. ved Siragrunden. Brev av 24. mai 1989 stilet til NIVA.
- Gotaas, Y., 1988: Vurdering av miljøkonsekvenser av sandflukt fra et landdeponi for avgangsmasser fra Titania A/S, Sokndal. NILU OR: 80/88, 0-1271. 25 s.
- Gotaas, Y., 1988: Sandflukt. Generelt om vindeffekter basert på litteraturstudier. NILU TR: 12/88, 0-1271. 20 s.
- Goyette, D. and Nelson, H., 1977. Marine environmental assessment of mine waste disposal into Rupert Inleg, British Columbia. Surveillance Report EPS PR-77-11.
- Grassle, J.F., Morse-Porteous, L.S., 1987: Macrofaunal colonization of disturbed deep-sea environments and the structure of deep-sea benthic communities. Deep-sea Res., 34, 1911-1950.
- Halvorsen, G., Pedersen, O., 1988: Botaniske og ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lundetjørn-området, Sokndal kommune, Rogaland. Økofosk utredning 1988:19. 31 s.
- Havforskningsinstituttet, Fiskeridirektoratets, 1989: Spredning og virkning av utslipp fra Titania A/S. Brev av 14. februar til SFT, inklusiv vedlegget "Spredning fra deponiet".
- Havforskningsinstituttet, Fiskeridirektoratets, 1989: Utslipp til Dyngadypet fra Titania A/S. Brev av 16. februar til SFT.
- Hay, E.A., Murray, J.W. og Burling, R.W., 1983. Submarine channels in Rupert Inlet, British Columbia. I. Morphology. Sed. Geog., 36, 289-315. (Spec.vol., eds. Sylvitski, J.P.M. og Skei, J.).
- Hily, C.1983. Macrobenthic recolonization after dredging in a sandy mud area of the Bay of Brest enriched by organic matter. Oceanologica Acta, Proceedings of the 17th European Symposium on Marine Biology in Brest France, 1982, pp 113-120.

- Hognestad, P.T., 1980: Marine miljøundersøkelser i Jøssingfjord og tilgrensende farvann i mai-juni 1980. FHI, Statens Biologiske Stasjon Flødevigen, 19 s.
- Ibrekk, H.O., Gulbrandsen, R., 1989: Miljøkonsekvensvurdering. Landdeponi og sjødeponi. Titania A/S. Forprosjekt. NIVA 0-89065. 18 s.
- Iversen, E., 1988: Miljøkonsekvenser ved etablering av landdeponi for avgangsmasser ved Titania A/S. NIVA-rapport 0-98060. 40 s.
- Klohn Leonoff Ltd, 1988: Titania A/S, Conceptual design study on land tailings disposal. Vancouver, BC, Canada. 62 s. + 3 bilag
- Lillehammer, G., 1988: Rapport om prøvestikking etter steinalder i Lundetjørn deponiområde, Sokndal kommune. Arkeologisk museum i Stavanger. Sak: 262/87.
- MacArthur, R.H. og Wilson, O-W., 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, 175 s.
- I/S Miljøplan, 1977: Alternative deponiområder for avgangsmasser fra bergverksdrift. Tekniske og økonomiske vurderinger. Bruks- og verneinteresser. Februar 1977.
- I/S Miljøplan, 1977: Marinbiologiske undersøkelser i Jøssingfjordområdet. Mars 1977.
- I/S Miljøplan, 1978: Marinbiologiske undersøkelser i Jøssingfjordområdet. November 1978.
- I/S Miljøplan, 1978: Marinbiologiske undersøkelser i Jøssingfjordområdet. Algevegetasjonen i Jøssingfjord.
- I/S Miljøplan, 1981: Spredning av slam i sjøen ved deponering av avgang fra Titania A/S i Dyngadypet. Desember 1981.
- A/S Miljøplan, 1985: Kommentarer og spørsmål til rapport fra Havforskningsinstituttet av februar 1985, "Spredning av gruveavfall i Kystområdet utenfor Jøssingfjord fra Titania A/S. 25. mars 1985.
- A/S Miljøplan, 1985: Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1984 og 1985.
- A/S Miljøplan, 1986: Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1985. Fotovedlegg. Februar 1986.



- A/S Miljøplan, 1986: Uttalelse vedrørende avgangsdeponering i sjøen ved Titania A/S. April 1986.
- A/S Miljøplan, 1986: Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1985 og 1986.
- A/S Miljøplan, 1986: Supplement til Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1985 og 1986.
- A/S Miljøplan, 1988: Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området 1986/1987.
- A/S Miljøplan, 1989: Marine overvåkingsundersøkelser i Jøssingfjord-Dynga området i 1988. Foreløpig rapport.
- Miljøverndepartementet, 1986: Innstilling fra embetsmannsgruppen for å vurdere utslippene fra gruvebedriften Titania A/S, Sokndal i Rogaland. Avgitt 14. februar 1986. 52 s.
- Moore, P.G., 1980. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr.Mar.Biol.Ann.Rev.*, 15, 225-363.
- Munkejord, Aa., 1988: Landdeponi for avgangsmasser ved Titania A/S. Konsekvenser for vilt.
- Paulsen, E.S., Viten. E., Kløve-Graue, S., 1988: Landdeponi for avgangsmasser ved Titania A/S. Konsekvensvurderinger for friluftslivet.
- Pedersen, A., Wikander, P.B., Oug, E., Green, N., 1989. Invasjon av planktonalgen Chrysochromulina polylepis. Virkninger på organismesafunn langs kysten. NIVA's undersøkelser i november 1988. (Overvåkningsrap.nr. 355/89).
- Regionplanrådet for Dalane, 1975: Verneverdige områder i Dalane. Friluftsliv, natur- og kulturvern. Fagutvalg for friluftsliv, natur- og kulturvern. Arbeidsdokument nr. 3/75
- Rogaland fylkeskommune, 1989: Utslipp av slam fra Titania, Soknedal kommune, Rogaland. Saksforelegg. Sak 24/89. Fylkesrådmannen i Rogaland. 21 s.
- Rueness, J., 1966. Algevegetasjonen i Høvåg, Aust-Agder. Hovedfagsarbeid, Univ. i Oslo (upublisert).

- Røinaas, G., 1968. En undersøkelse av algevegetasjonen på Lista. Hovedfagsarbeid, Univ. i Oslo (upublisert).
- Sanderud, P., Beck, P.Å., 1980: En samfunnsøkonomisk vurdering av to utslippsalternativer av gruveavgang fra Titania A/S. Notat. Statens forurensningstilsyn/Miljøverndepartementet. 55 s + vedlegg.
- Schei, T.A., 1988: Fiskeribiologisk undersøkelse i Tellnesvatnet, Logsvatnet, Gauknetjørn og Lundetjørn. Ingeniør A.B. Berdal A/S.
- Senter for industriforskning, 1987: Sjøbunnsprøver for talloljeanalyser. Brev til A/S Miljøplan av 6.8.87
- Senter for industriforskning, 1988: Sediment- og rekeprøver for talloljeanalyser. Brev til A/S Miljøplan av 23.8.88
- Skei, J., 1976. Målinger utført i Jøssingfjorden under og etter en bedriftsstans ved Titania A/S sommeren 1975. NIVA-rapport, 0-37175, 22 s.
- Skei, J., 1985. Sedimentundersøkelse utenfor Jøssingfjorden 16-17 okt. 1985. Kartlegging av influensområdet til Titania A/S' utslipp av gruveavgang. NIVA-rapport, 0-85168, 32 s.
- Skei, J. og Rygg, B., 1989. Miljøundersøkelser i fjordsystemet utenfor Kirkenes i Finnmark. 1. Bløtbunnfauna og sedimenter. NIVA-rapport, 0-87170, 80 s.
- Sokndal Jæger- og Fiskeforening, 1988: Kommentarer til miljøkonsekvensanalyse for Lundetjernområdet. Brev av 21.12.1988 stilet til Titania A/S.
- Sokndal viltnemd, 1988: Kommentarer til utført miljøkonsekvensanalyse for Lundetjernområdet. Brev av 21.12.1988 stilet til Titania A/S.
- Spies, R.B., Davies, P.H., 1979: The infaunal benthos of a natural oil seep in the Santa Barbara Channel. Mar. Biol. 50, 227-237.
- Spies, R.B., Hardin, D.D., Toal, J.P., 1988: Organic enrichment or toxicity? A comparison of the effects of kelp and crude oil in sediments on the colonization and growth of benthic infauna. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 124, 201-282.
- Statistisk sentralbyrå, 1982: Folke- og bolig telling 1980. Kommunehefter for Sokndal og Flekkefjord kommuner.

- Statistisk sentralbyrå, 1983: Statistisk fylkeshefte 1983, Rogaland.
- Titania A/S, 1989: Titania A/S. Avgangsdeponering. Hovedrapport.
- Titania A/S, 1989: Titania A/S, Avgangsdeponering. Brev til Statens forurensningstilsyn av 13. februar 1989.
- Winiacki, C. and Burrell, D.C., 1985. Benthic community development and seasonal variations in an Alaskan fjord.  
In: Proceeding of the Nineteenth European Marine Biology symposium, P.E. Gibbs (ed.), ss 299-309, Cambridge University Press.
- Yttervoll, P.O., McClimans, T.A., 1988: Sjødeponi på Dyngadypet. Nytteverdien av en perforert demning på terskelen mot Knubedalsdypet. Norsk hydroteknisk laboratorium. STF60 F88107. 31s + vedl.
- Åsen, P.A., 1978. Marine Benthosalger i Vest-Agder. Hovedfagsarbeid, Univ. i Bergen (upublisert). 190 sider.

**KONTAKTPERSONER**

Yngvar Espeland	Teknisk etat, Sokndal kommune
Emil Fjeld	Titania A/S
Ragnar Hagen	Titania A/S
Kjell-Ove Hauge	Rogaland fylkeskommune
Torleiv Haugvaldstad	Statens vegvesen, Rogaland
Leo Kopperud	Dalane Elverk
Bjørn Nielsen	Statens forurensningstilsyn
Karl Håkon Skramstad	Norconserv
Audun Steinnes	Miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Rogaland