

Hydro Porsgrunn, pilotdeponi i Gunneklevfjorden

Miljøeffekter og geotekniske vurderinger

20031257-1

16 september 2003

Oppdragsgiver: Hydro Porsgrunn Industripark

Kontaktperson: Arve Solberg
Stein Ulrik Heines

Kontraktreferanse:

For Norges Geotekniske Institutt

Prosjektleder: Audun Hauge

Rapport utarbeidet av: Espen Eek

Kontrollert av: Gijs Breedveld
Audun Hauge

Arbeid også utført av: Ørjan Nerland

Sammendrag

NGI har vurdert miljøeffekter av mudring utenfor kaiene i Skienselva på Herøya og deponering av mudrede masser i strandkantdeponi i Gunneklevfjorden. De geotekniske forholdene ved strandkantdeponiet er også vurdert.

Mudringen vil fjerne en betydelig mengde miljøgifter fra sjøbunnen:

Cd	84 kg
Hg	91 kg
Pb	5 631 kg
PAH	1 763 kg
PCB	0,43 kg
HCB	2,2 kg

Miljøeffektene ved mudring er sammenlignet med effekten av dagens båttrafikk ved å estimere antall timer med forhøyet turbiditet som forårsakes av disse aktivitetene.

Båttrafikken er estimert å gi omlag 570 timer med forhøyet turbiditet i løpet av 12 uker (anslått anleggsperiode).

Mudringen er anslått å gi omlag 600 timer i samme periode.

Effekten av mudringen på spredning av forurenset sediment er anslått å være omlag som effekten av båttrafikken. Etter mudringen vil vanddypet under båtene være større, som gir noe mindre propellindusert strøm langs sjøbunnen. Dette er anslått å gi en reduksjon i spredning av forurenset sediment etter mudringen på 0 – 25 % i forhold til dagens situasjon.

Miljøeffekten av å plassere de mudrede massene i deponi i Gunneklevfjorden er vurdert ved å lage et miljøgiftbudsjett for spredningen fra deponiet. Dette budsjettet viser at estimert spredning før etablering av deponiet, fra sedimentet der deponiet skal ligge, er stor i forhold til spredning via grunnvann etter deponering av mudrede masser. Det er estimert at deponiet reduserer spredningen av miljøgifter fra dette området med mer enn 90 %.

Miljøgiftbudsjettet for mudring og deponi viser at tiltaket vil ha en positiv effekt dersom det gjennomføres etter forutsetningene.

NGI har også gjort en geoteknisk vurdering av det planlagte deponiet i Gunneklevfjorden. Deponiet skal ha en kapasitet på 18 000m³ og plasseres i Gunneklevfjorden inne i hjørnet ved jernbanebrua over Kulltangkanalen. Toppen av sjetéen legges ut fra land i en lengde på 55m og i en lengde 125m langs land.

Løsmassene i deponiområdet består av ca 2m slam over bløte normalkonsoliderte leirmasser til fjell på 31-37m. Det er registrert tynne sand- og siltlag i leira som kan påvirke konsolideringsforløpet positivt.

For etablering av sjeté må det legges ut en 15m bred motfylling fra lekter opp til kote -3,5 for at stabiliteten skal være tilfredsstillende. Etter dette fylles barrieren opp til kote + 0,0 og deretter opp til kote +1,5 etter en tids konsolidering. Dette kontrolleres med poretrykksmålere. Setningene for sjetéen og deponiet blir ca 1,2 m og vil ta 10-15 år, men 90 % av setningene vil være gjort i løpet av 5 år. Dersom det ønskes byggeklar grunn innen 0-2 år, må setningene forseres. Dette kan gjøres ved bruk av vertikaldren i leira under området. Dersom en ønsker direkte fundamentering av bygg på deponiområdet, må massen stabiliseres slik at den får en styrke på 150 kPa.

Innhold

1	BAKGRUNN	6
1.1	Mudringen.....	6
1.2	Stabilisering	8
1.3	Deponiet.....	9
2	SYSTEM FOR VURDERING AV TILTAKSEFFEKTIVITET	9
2.1	Kvantifisering av miljøpåvirkning	10
3	SPREDNINGSMEKANISMER	11
4	MILJØEFFEKTER AV MUDRINGEN	13
4.1	Oppvirvling ved båtanløp i dag	13
4.2	Oppvirvling under mudring	16
4.3	Spredning under transport av mudrede masser.....	16
4.4	Forurensningssituasjonen etter mudring.....	16
5	MILJØEFFEKTER AV STRANDKANTDEPONIET	19
5.1	Oppvirvling fra deponiområdet i dagens situasjon.....	19
5.2	Oppvirvling under etablering av deponiet	19
5.3	Porevannsutpressing	19
5.4	Utlekking fra deponerte masser	20
5.5	Bruk av slagg-masser fra Eramet.....	20
5.6	Konklusjoner utlekking	22
6	MILJØGIFTBUDSJETT FOR DEPONIET	22
6.1	Nå-situasjon	23
6.2	Mens tiltaket pågår	24
6.3	Etter mudring og deponering	25
6.4	Sammenstilling av spredningsmekanismer.....	26
7	TILTAKSEFFEKTIVITETEN	27
7.1	Tiltakseffektivitet av mudringen.....	28
7.2	Tiltakseffektivitet for deponiet	28
8	AVBØTENDE TILTAK	30
8.1	Mudring	30
8.2	Oppvirvling under utlegging av barriere	30
8.3	Deponering	30
9	OVERVÅKING	30
9.1	Anleggsfasen.....	31
9.2	Innlegging av masser	31
9.3	Etterkontroll.....	31
10	KONKLUSJON	31

11	GEOTEKNISKE VURDERINGER	32
11.1	Bakgrunnsmateriale	32
11.2	Grunnforhold	33
11.3	Jordparametre	34
11.4	Stabilitet	34
11.5	Optimal deponi plassering	35
11.6	Setninger	35
11.7	Byggeklar grunn	36
11.8	Stabiliserende masser	37
11.9	Fiberduk og sandlag	37
11.10	Slagg fra Eramet	37
11.11	Poretrykksmålere	38
12	REFERANSER	38

Vedlegg:

- Vedlegg A Forslag til utfyllingsområde
fra arkitektkontoret Børve og Borchsenius as
- Vedlegg B Tegninger
- Vedlegg C Resultater fra kjemiske analyser og kornfordeling

Kontroll- og referanseside

1 BAKGRUNN

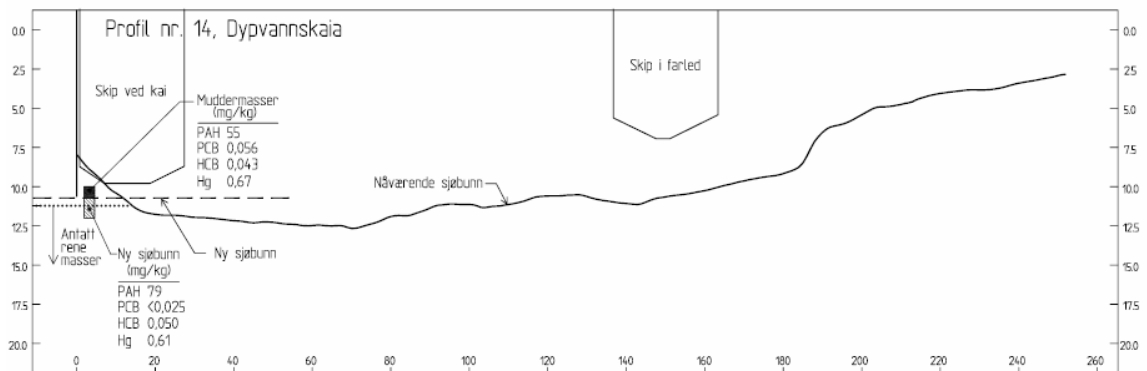
1.1 Mudringen

Vanddypet utenfor kaiene på Herøya er for lite for de båtene som til daglig anløper her. Dette fører til problemer med manøvrering av båtene til og fra kai, og det fører til betydelig oppvirling av forurensede sedimenter.

Norsk Hydro ASA, Eramet Norge AS og Grenland Havnevesen ønsker derfor å mudre inntil 18 000 m³ masse utenfor kaiene på Herøya:

Tabell 1

Kai	Eier	Teoretisk mudringsvolum (m ³)
Hovedkai	Norsk Hydro ASA	80
Vestre Kai	Norsk Hydro ASA	7 500
Dypvannskai	Grenland Havnevesen	2 400
Eramets kaier	Eramet Norge AS	6 900
Tinfoskai/Krankai	Grenland Havnevesen	700
Sum		17 580



Figur 1 Profil av elveløpet som viser hva som skal mudres og aktuelle båter i skala

Mudringen skal gjennomføres med lukket grabb.

1.1.1 Kartlegging av sedimentet som skal mudres

Sedimentene i området som skal mudres er kartlagt ved grunnboring og prøve-taking fra flåte utenfor kaiene. De viktigste resultatene fra analysen av de inn-samlede prøvene er gjengitt i tabell 2. Resultatene er rapportert i NGI-rapport 20031257-2. Resultater fra en tidligere prøvetaking med gravitasjonsprøvetaker er også tatt med i tabellen. Disse resultatene er rapportert i NGI-rapport 20011556-3.

Tabell 2 Analyser av sediment som skal mudres og av sedimentet som vil danne ny sjøbunn

SFTs klasser:

		Klasse I								
		Klasse II								
		Klasse III								
		Klasse IV								
		Klasse V								
	mg/ kg TS	Kran- kaia E*	Kran- kaia 2**	Era- met D*	Era- met 3c**	Dyp- vans- kaia C* †	Dyp- vans- kaia 5a**	Vestre kai B*	Vestre kai 7**	Vestre kai A*
Masser som skal mudres	Cd	4,4	5,5	13	<0,5	4,8	30	1,1	3,3	1,2
	Hg	0,57	0,75	1,1	0,12	0,67	1,5	5,4	18	27
	Pb	140	170	770	34	160	1600	140	380	340
	PAH	12	20	250	ia	55	43	5,6	ia	9,3
	PCB	<0,025	0,020	0,056	ia	0,056	0,012	<0,025	ia	<0,025
	HCB	0,028	0,020	0,060	ia	0,043	<0,01 0	<0,010	ia	0,69
	Jord- art	Svart slam,		Svart slam		Svart slam.		Svart slam, silt.		Svart slam
	Vann dyp (m)	7,58		5,80		9,38		6,40		10,45
Ny sjøbunn	Cd	2,2	ip	13	ip	9,2	47	6,2	ip	<0,20†
	Hg	0,53	ip	1,1	ip	0,61	1,4	23	ip	1,2†
	Pb	82	ip	770	ip	300	4100	420	ip	13†
	PAH	6,5	Ip	250	ip	79	1,4	57	ip	2,1†
	PCB	<0,025	Ip	0,056	ip	<0,02 5	0,003	0,17	ip	<0,025†
	HCB	0,038	ip	0,060	ip	0,050	0,011	1,8	ip	0,024†
	Dyp (m)	8,0	8,0	7,0	7,0	10,6	10,6	7,7	10,9	10,9
	Jord- art	Svart og brunt slam		Svart slam		Grov stein m svart slam		Svart slam, silt		Sand
Masser uten synlig foru- rensning	Dyp (m)	9.98		7.90		11.22		8.10		10,9 – 11,45
	Jord- art	Fin sand og silt		Sand fin, siltig		Grov stein		Grov stein		Sand, fin, siltig

* Prøver tatt fra grunnboringsrigg

** Prøver tatt med gravitasjonsprøvetaker

† Analysen er fra antatt rene masser på 11,45 m dyp. På eksakt mudringsdyp var prøvesylinderen tom

ia ikke analysert

ip ikke prøvetatt

Kartleggingen viste at sedimentet som skal mudres er sterkt til meget sterkt forurensset (klasse IV – V). Massene som vil utgjøre ny sjøbunn etter mudringen er også i klasse IV – V. Utenfor Vestre kai lengst sør er det påvist ren sand like under mudringsdypet. Lengst nord ved Vestre kai er sedimentet på mudringsdypet mer forurensset enn det som skal mudres bort. Kartleggingen viser at mudringen ikke vil endre miljøgiftsituasjonen på sjøbunnen i særlig grad. Mengden av ulike miljøgifter i det sedimentet som fjernes er beregnet basert på data fra denne kartleggingen (Tabell 3).

Det er også tatt prøver fra massene under det synlig forurensede sjiktet (masser uten synlig forurensning) der disse er påtruffet (0 – 2 m under mudringsdypet). Analyser av disse prøvene er presentert i NGI-rapport 20031257-2. Analysene viser at disse massene inneholder mye lavere konsentrasjoner av miljøgifter enn de forurensede massene over, men vi finner likevel HCB i klasse IV også i disse massene.

Tabell 3 Gjennomsnittskonsentrasjoner og mengder miljøgifter i sedimentet som skal mudres

	Hoved-kai	Vestre Kai	Dyp-vannskai	Eramets kaier	Tinfoskai/ Krankai	Sum
Volum (m ³)	80	7 500	2 400	6 900	700	17 580
Densitet tonn/m ³		1,35	1,41	1,90	1,27	
Cd g/tonn		1,87	17,4	6,5	4,95	
Cd (kg)		9,4	29,4	42,5	2,2	84
Hg g/tonn		16,8	1,085	0,61	0,66	
Hg (kg)		84,8	1,8	4,0	0,3	91
Pb g/tonn		287	880	402	155	
Pb (kg)		1446	1486	2630	69	5 631
PAH g/tonn		7,45	49	250	16	
PAH (kg)		37,6	82,7	1635,3	7,1	1 763
PCB g/tonn		0	0,034	0,056	0,02	
PCB (kg)		0,0	0,1	0,4	0,0	0,433
HCB g/tonn		0,345	0,0215	0,06	0,024	
HCB (kg)		1,7	0,0	0,4	0,0	2,2

1.2 Stabilisering

Etter at massene er plassert i deponiet planlegges det å stabilisere disse med sement og slagg fra Eramet.

Stabilisering av mudrede masser vil gi et fastere materiale i deponiet med økt bæreevne (Tørum, 2003). Utlekkingstester og permeabilitetsforsøk skal gjøres på stabilisert sediment for å dokumentere hvilken effekt stabiliseringen vil ha på transport av miljøgifter fra de deponerte massene.

1.3 Deponiet

De mudrede massene skal legges i et strandkantdeponi i nordenden av Gunneklevfjorden.

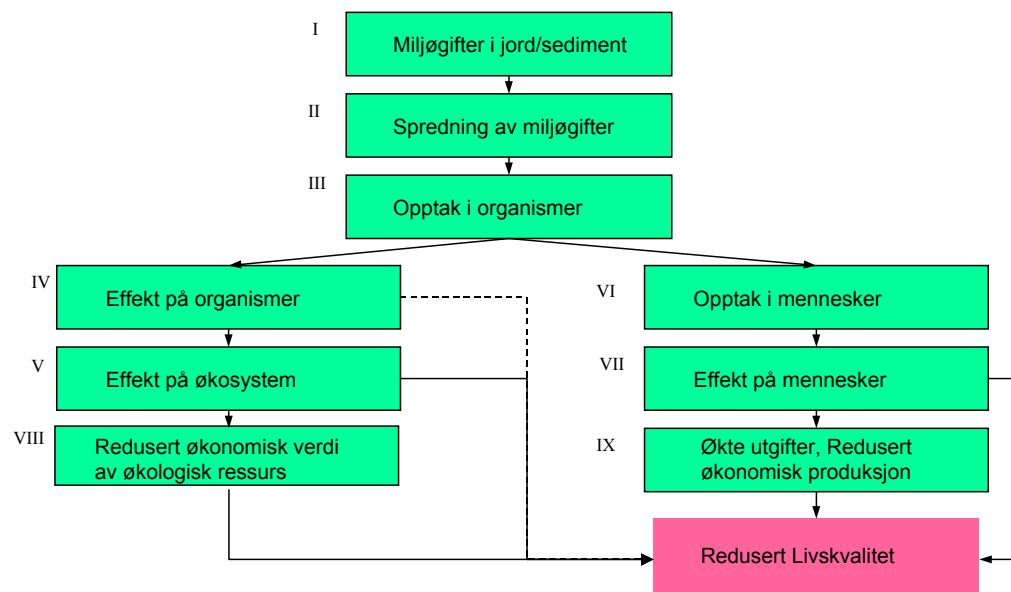
Deponiet skal etableres ved å legge ut en barriere av stein i ytterkanten av deponiområdet. Filteregenskapene til barrieren sikres ved at det benyttes materiale med tilstrekkelig innhold av finstoff eller at det legges en geotekstilduk på innsiden av barrieren. Vedlagte figurer B1 – B4 viser plasseringen og utformingen av deponiet. De geotekniske vurderingene som er gjort av deponiet og konsekvensene av disse er beskrevet i kap. 11.

2 SYSTEM FOR VURDERING AV TILTAKSEFFEKTIVITET

For å kunne vurdere den totale miljøeffekten av deponering av masser mudret langs kaiene på Herøya er det brukt et risikobasert system for kost-nytte vurdering. Dette systemet er utviklet av NGI for å vurdere tiltakseffektiviteten til ulike tiltak i forurenset grunn og sedimenter (NGI-rapport 20011027-1), og hovedtrekkene i systemet er beskrevet nedenfor.

Systemet tar utgangspunkt i at miljøgifter kan påvirke mennesker og miljøet på en negativ måte, og at det derfor er nyttig å redusere denne påvirkningen.

Figur 2 er en skjematisk fremstilling av hvordan miljøgifter i jord og sedimenter kan påvirke menneskers livskvalitet. Ved alle nivåene I – IX kan det gjøres kvantifiseringer av parametre som sier noe om risiko for negativ påvirkning på menneskers livskvalitet.



Figur 2 Forekomst av miljøgifter i jord og sedimenter og påvirkning på menneskers livskvalitet

2.1 Kvantifisering av miljøpåvirkning

Ved vurdering av tiltak i forurenset grunn og sediment er det hensiktsmessig å kvantifisere miljørisiko som spredning av miljøgifter (nivå II, se fig. 2). Spredning kan måles før tiltak gjennomføres, og med laboratorietester og enkle modeller kan spredning beregnes for de spredningsmekanismene som påvirkes av de ulike tiltaksalternativene. Spredning av miljøgifter kan dessuten måles under og etter gjennomføring av tiltaket for utvalgte spredningsveier for kontroll og verifikasjon av tiltakets effekt.

Metoden tar utgangspunkt i at spredningen av miljøgifter kan være forskjellig i følgende tre faser av håndteringen av forurenset grunn og forurensede sedimenter (fig. 3):

1. Før tiltak gjennomføres

Stor spredning, som motiverer planlegging av tiltak

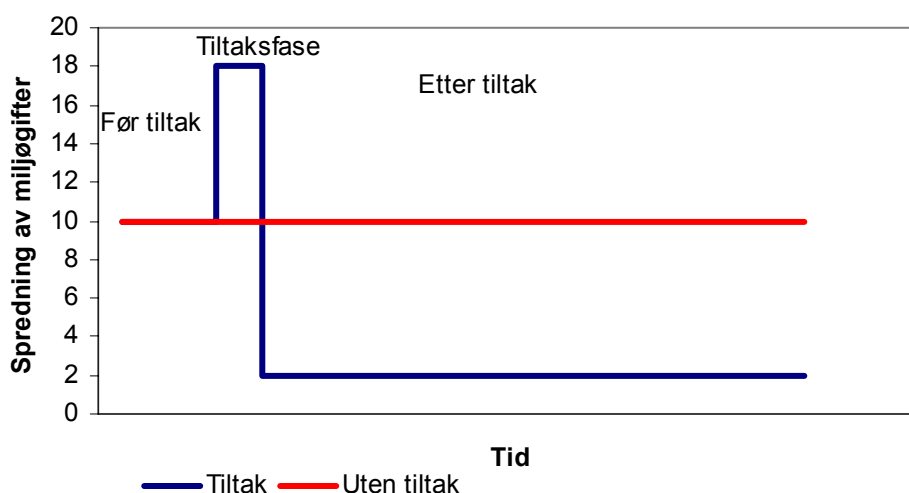
2. Under gjennomføring av tiltaket

Spredningen kan være større enn før tiltaket, men må holdes så lav som mulig

3. Etter tiltaket

Lavere spredning av miljøgifter

Dersom denne spredningen er så lav at evt. økt spredning under gjennomføringen av tiltaket tjenes inn igjen innen rimelig tid vil tiltaket ha positiv miljøeffekt



Figur 3 Illustrasjon av spredning av miljøgifter før, under og etter tiltak

Figur 3 viser hvordan spredningen av miljøgifter kan arte seg i de tre fasene av et tiltak.

Basert på dette kan tiltakseffektivitet uttrykkes som reduksjon i spredning av miljøgifter fra forurensning over et gitt tidsrom:

$$\text{Tiltakseffektivitet} = 1 - \frac{\sum_{t=\text{tiltakstart}}^{t=X \text{ år etter tiltaket}} \text{Spredning av miljøgifter}_{\text{under og etter tiltak}}}{\sum_{t=\text{tiltakstart}}^{t=X \text{ år etter tiltaket}} \text{Spredning av miljøgifter}_{\text{uten tiltak}}}$$

Det kan på denne måten vurderes om et tiltak har en positiv miljøeffekt (Tiltakseffektivitet = 0 % – 100 %) eller ikke (Tiltakseffektivitet < 0 %). Ulike tiltak kan også vurderes opp mot hverandre ved å sammenligne miljøeffekt eller miljøgevinst.

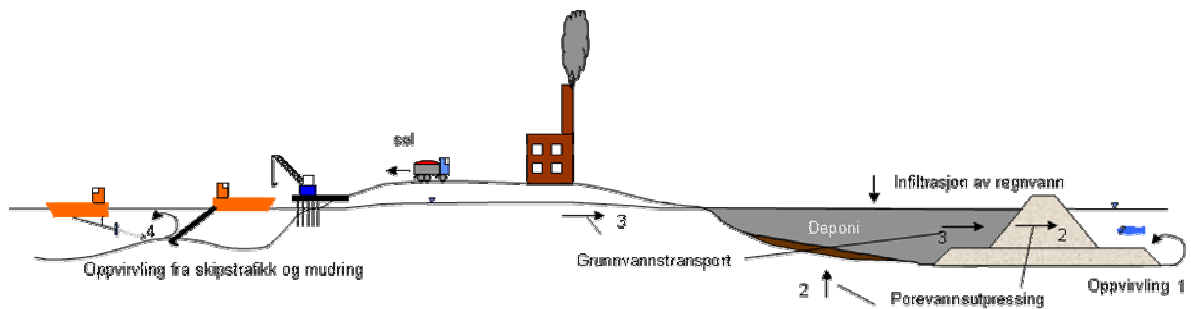
En begrensning i denne metoden er at sammenligning bare kan gjøres for en og en miljøgift. Det er ikke mulig å sammenligne effekt av ulike miljøgifter mot hverandre. Det er også viktig å presisere at dette ikke er en risikovurdering, metoden beregner ikke hvilken fluks eller spredning som ikke gir negativ effekt på miljøet.

3 SPREDNINGSMEKANISMER

Det planlagte tiltaket ved Herøya omfatter mudring for å øke vanddypet langs kaier og deponering av de mudrede massene. Tiltaket er ikke et rent miljøforbedringsprosjekt, men fjerning av forurensede sedimenter langs kaiene på Herøya, samt deponering og overdekking med rene masser i Gunneklevfjorden, kan bidra til å redusere spredning av miljøgifter fra disse områdene. For at tiltaket skal ha en positiv miljøeffekt, er det viktig at spredningen av miljøgifter under mudring og deponering ikke er for stor sammenlignet med spredningen i nå-situasjonen i de aktuelle områdene.

Det omsøkte tiltaket vil påvirke spredningen av miljøgifter fra sedimentet langs kaiene i Frierfjorden og fra sedimentet på deponiområdet i Gunneklevfjorden. Estimer av spredning av miljøgifter ut fra disse områdene brukes som grunnlag for å vurdere effekten av tiltaket på miljøet. Spredningen før, under og etter tiltaket sammenlignes for å vurdere effekten av et tiltak.

Figur 4 illustrerer de spredningsmekanismene som vil bli påvirket av tiltaket.



Figur 4 Spredningsmekanismer

Følgende spredningsmekanismer vil være viktige og inngår i miljøregnskapet for dette tiltaket:

1. Nå-situasjon (Før tiltak gjennomføres)

- a. Diffusjon og oppvirvling fra tiltaksområdet ved Herøya ved utløpet av Skienselva
- b. Diffusjon og oppvirvling fra deponiområdet i Gunneklevfjorden

2. Under gjennomføring av tiltaket

- a. Mudring
→ Oppvirvling
- b. Transport
→ Søl
- c. Deponering
→ Oppvirvling under utlegging
→ Porevannsutpressing

3. Etter tiltaket

- a. Redusert diffusjon og oppvirvling fra tiltaksområdet ved Herøya ved utløpet av Skienselva
- b. Redusert diffusjon og oppvirvling fra deponiområdet i Gunneklevfjorden
- c. Grunnvannstransport fra deponiet

I forstudiet til dette tiltaket (NGI/NIVA 20011556-1 og -2) er det gjort beregninger av spredning via utpresset porevann og oppvirvling. Denne vurderingen peker på disse spredningsmekanismene som viktige i forbindelse med tiltaket.

Tiltaket vil øke spredningen fra sedimentene som mudres under selve mudringen og fra sedimentet i Gunneklevfjorden under etableringen av deponiet. Tiltaket vil imidlertid redusere spredningen fra de mudrede områdene og reduserer oppvirvling fra sedimentet i deponiområdet etter at tiltaket er gjennomført. Analysen av spredningen, som er presentert i kapittel 4 og 6, vil vise hva den totale effekten av tiltaket forventes å bli på spredning av miljøgifter fra de områdene som påvirkes av tiltaket.

4 MILJØEFFEKTER AV MUDRINGEN

Ved mudring i forurenset sediment vil noe av sedimentet som tas opp virvles opp i vannmassene på mudringsstedet. Det meste av dette vil falle ned igjen på sjøbunnen like ved mudringen, mens noe vil spres utenfor mudringsområdet og kan dermed bidra til økt spredning av miljøgifter til resipienten. Den eksakte mengden miljøgifter som spres under mudring vil være bestemt av en rekke faktorer som kan endres underveis, slik som strømforhold, manøvrering av mudringsapparatet, sedimentets beskaffenhet og forekomst av søppel og andre objekter på sjøbunnen. Det er derfor ikke mulig å gjøre et godt estimat av mengden miljøgifter som spres under mudringen. For likevel å kunne si noe om betydningen av oppvirvlingen under mudringen, er det gjort en sammenligning av turbiditet som er målt ved skipsanløp, som representerer dagens situasjon, og turbiditet under mudringen.

I forbindelse med forskningsprosjektet "*Dioksiner i Grenlandsfjorden*" (DIG) gjøres det en analyse av tilførselen av dioksiner fra sedimentet i Skienselva til Frierfjorden og hvilken effekt en opprydding i dette sedimentet vil ha på forurensningssituasjonen i Frierfjorden og på kostholdsråd i Grenlandsfjordene. Resultatene fra denne analysen vil være klar i løpet av høsten 2003.

4.1 Oppvirvling ved båtanløp i dag

Vi har valgt å sammenligne situasjonen slik den er før mudringen med situasjonen under mudringen ved å sammenligne estimater av hvor mange timer med forhøyet turbiditet henholdsvis båtanløp og mudring vil gi i løpet av en antatt anleggsperioden på 12 uker.

Årlig kommer om lag 618 båter til kaiene på Herøya i Skienselva. Disse anløpene fordeler seg på følgende kaier:

- Tinfos/Krankaia
- Eramet Ferdigvare
- Eramet Råvarer Råstoffkai
- Dypvannskai
- Hydro NPK L14 Vestre

I tillegg kommer det ca. 300 båter i året til andre kaier på Herøya samt 215 båter som passerer tiltaksområdet på vei opp Skienselva. I miljøgiftbudsjettet er det bare tatt med effekten av båtene som går til kai på vestsiden av Herøya i Skienselva.

Manøvreringen av disse båtene gjør at det virvles opp betydelige mengder materiale fra sedimentet. Den oppadgående saltvannsstrømmen i Skienselva bidrar til å begrense transporten av det oppvirvlede materialet nedover elva og ut av området.

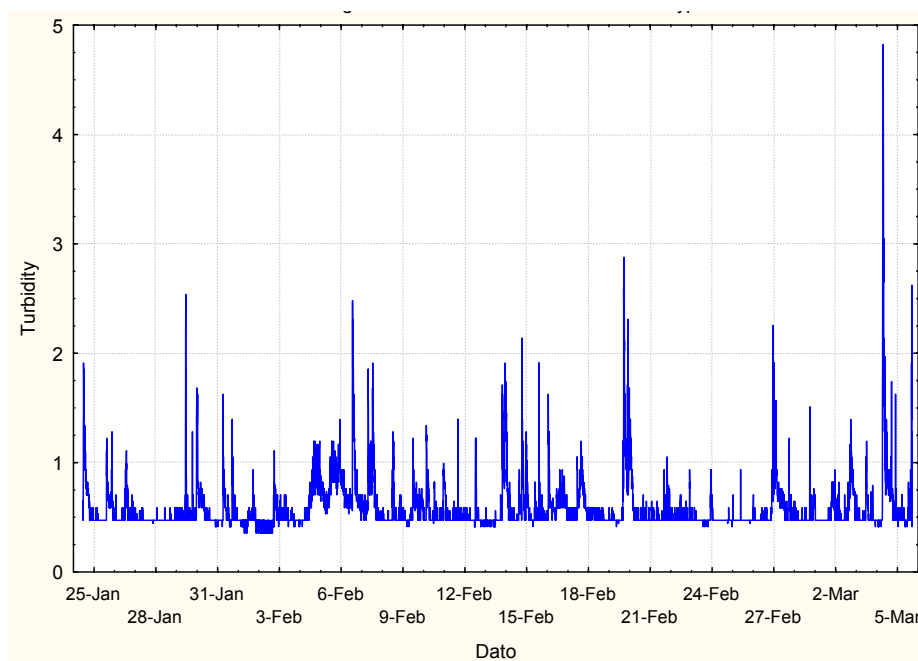
I forprosjektet til dette tiltaket ble det gjort en studie av oppvirvling ved ankomst av to båter; en til Erametkaia og en til Tinfoskaia, begge i Skienselva (NGI/NIVA, 2002).

- Denika: ca. 2 000 tonn dw fra Erametkaia
 - Pacificator: ca. 20 000 tonn dw fra Tinfoskaia.
- Avgang ved bruk av 2 taubåter

I dette studiet ble det påvist forhøyet turbiditet (4 – 8 FTU) ved Frednesbrua (200 – 300 m ovenfor kaiene) 50 min. etter en avgang. Målingene viser at etter skipsavgangene fordelte partiklene seg som en langstrakt sky, der det meste av partiklene befant seg i sjøvannslaget eller i overgangslaget mellom sjøvann og brakkvann. Denne partikkelskyen beveget seg nordover med en hastighet som kan ha vært 5-20 cm/s (målingene nær bunnen ved Frednesbrua viste 3-6 cm/s, men hastigheten høyere i vannsøylen ville være større). Distansen fra kaiene og til Frednes bru er 200-300 m, og avstanden fra kaiene og til elvas dype midtparti er ca. 100 m. Hvis vi antar at skyens horisontale utstrekning var typisk $200\text{ m} \times 100\text{ m}$ og vertikal utstrekning var 4 m, blir volumet av skyen $80\,000\text{ m}^3$.

Konsentrasjonen av partikler og partiklenes størrelse varierte innenfor denne skyen, men etter Pacificators avgang lå konsentrasjonen av totalt suspendert materiale i 4-7 m dyp i intervallet $6\text{--}13\text{ g/m}^3$ (typisk $10\text{--}13\text{ g/m}^3$). Antar vi 5 g/m^3 som gjennomsnitt for en 4 m tykk vannmasse, vil et vannvolum på $80\,000\text{ m}^3$ inneholde 400 kg partikler.

Det ble også registrert turbiditet over en 5 ukers periode ved Frednesbrua. I de aller fleste tilfellene kunne forhøyet turbiditet knyttes til anløp eller avgang av båter lenger ned i elva (fig. 5). Dette betyr at med mellom 1 og 2 båtanløp i døgnet (2 – 4 anløp/avganger per døgnet) vil det være en situasjon der det er forhøyet turbiditet flere timer i døgnet hele året.



Figur 5 Målinger av turbiditet i 8 m dyp ved Frednes bru i januar-mars 2002. De aller fleste av toppene for turbiditet ble registrert 1-2 timer etter skips-avgang/-anløp ved kaiene litt lenger sør. Maksimum turbiditet ligger trolig på om lag 6 m dyp.

Et estimat av oppvirvlingen som forårsakes av båttrafikken er gjort fra estimater av hvor lenge disse båtagangene gav forhøyet turbiditet og fra data om båtanløp og avganger ved kaiene utenfor Herøya.

Båtanløp per år er til sammen 618. Dette tilsvarer til sammen 1 236 ankomster og avganger. Typisk båtstørrelse er 3 500 – 6 000 dw tonn.

Ut fra målingene som er beskrevet ovenfor antar vi at hvert anløp eller avgang gir en turbiditet på omlag 5 FTU i 2 t. Målingene viser at turbiditeten like etter avgang vil være mye høyere (opptil 25 FTU). Dette er derfor et konservativt estimat.

Basert på antall anløp og avganger kan vi estimere hvor mange timer med forhøyet turbiditet båttrafikken vil forårsake i løpet av et år:

$$1\,236 \text{ anløp/år} \times 2 \text{ t/anløp} = 2\,472 \text{ t/år}$$

For å kunne sammenligne dette med den turbiditeten som forårsakes av mudringen, beregner vi antall timer med forhøyet turbiditet i løpet av 12 uker, som er anslått anleggsperiode:

$$(12 \text{ uker} / 52 \text{ uker /år}) \times 2\,472 \text{ t/år} = 570 \text{ t}$$

I tillegg til dette vil det være en belastning fra oppvirvling fra båter som passerer området på vei opp Skienselva og fra båter som anløper kaiene lenger øst på Herøya.

4.2 Oppvirvling under mudring

Dersom grenseverdien for turbiditet settes til 5 FTU, vil gjennomsnittlig turbiditet i arbeidsperioden være forhøyet i forhold til normalsituasjonen. Fra estimat av antall timer med forhøyet turbiditet, kan vi beregne hvor stor denne oppvirvlingen vil være relativt til oppvirvlingen fra båtanløp.

Vi antar at mudringen gjennomføres på 12 uker med 5 arbeidsdager/uke og at det jobbes 10 t per dag. Vi får da 600 timer med forhøyet turbiditet forårsaket av mudringen. Overholdelse av grenseverdien vil gjøre at turbiditeten for det meste vil være lavere enn det som forårsakes av skipstrafikk.

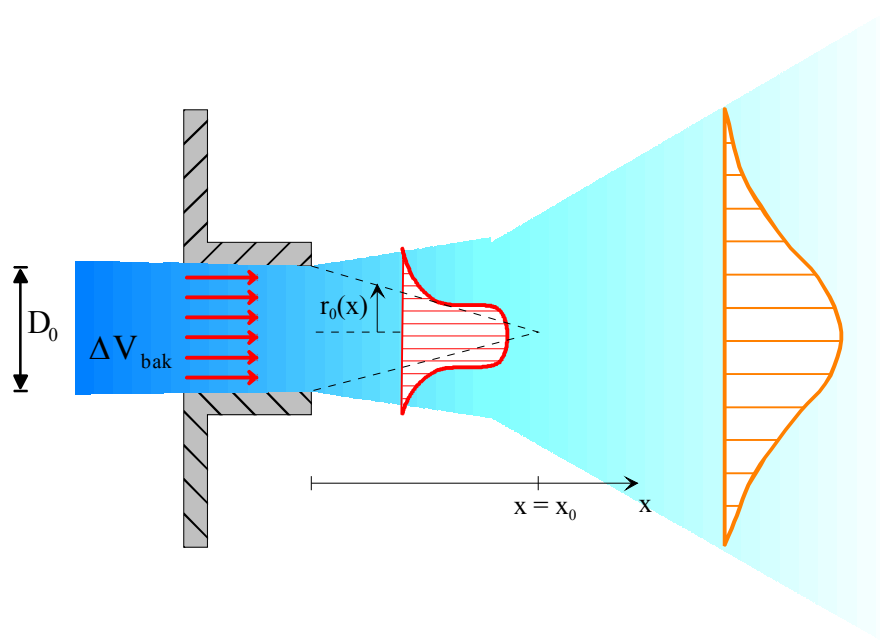
I perioden med mudring er det derfor anslått en spredning av forurenset sediment som vil være omlag den samme som det som kommer fra skipstrafikken i området (hhv. 600 timer og 570 timer med forhøyet turbiditet).

4.3 Spredning under transport av mudrede masser

Vi forutsetter at de mudrede massene transporteres i tette enheter og at det ikke vil være vesentlig søl under denne transporten.

4.4 Forurensningssituasjonen etter mudring

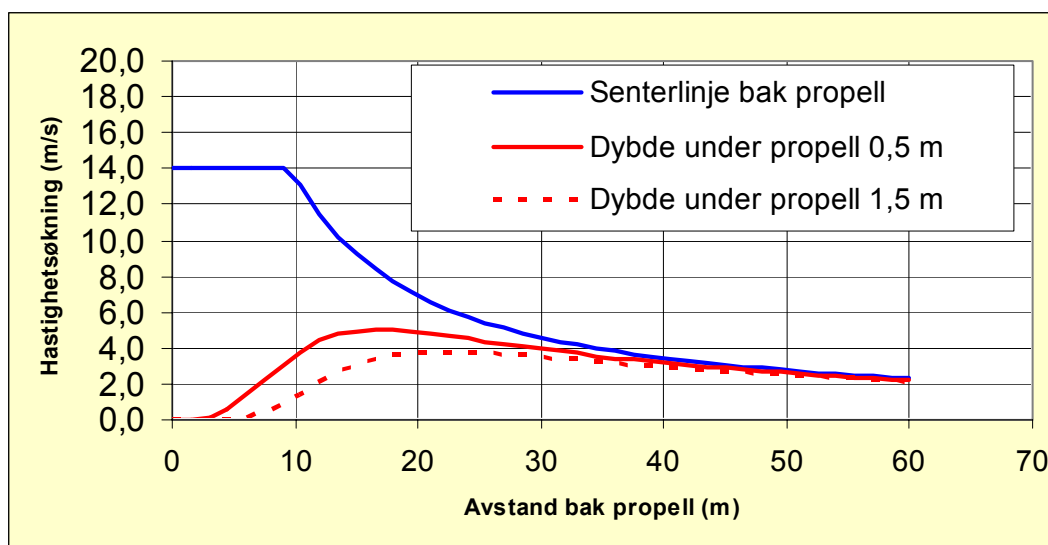
Kartleggingen av sedimentet viser at egenskapene til sedimentet ikke vil endres i vesentlig grad. Vanddypet vil økes med mindre enn 1 m i størstedelen av området som skal mudres, og opptil 2,8 m i mindre områder utenfor Vestre kai. Det økte vanddypet gjør at, selv om miljøgiftsituasjonen er den samme på sjøbunnen, strømhastigheten på den nye sjøbunnen reduseres. Det er benyttet en enkel modell for strømhastighet bak en propell for å estimere effekten av økt dybde. Modellen beskriver strømhastigheten der vannstrømmen som genereres av propellen danner en kjegle bak propellen. Strømhastigheten bak propellen reduseres mens vannvolumet øker med avstand bak propellen (se fig. 6).



Figur 6 Utvikling av turbulent stråle fra en vannjet

Dersom vandedybden øker under propellen, vil vannstrømmen bak propellen treffe sjøbunnen lengre unna propellen, og strømhastigheten i dette punktet vil være lavere enn dersom dybden er mindre.

Et eksempel på beregnet strømhastighet ved sjøbunnen bak en propell er vist i fig. 7. For denne beregningen er det brukt motorkraft på 14 000 kW, propell-diameter på 5 m, 0,5 m dybde under propellen før mudring og 1,5 m dybde under propellen etter mudring.

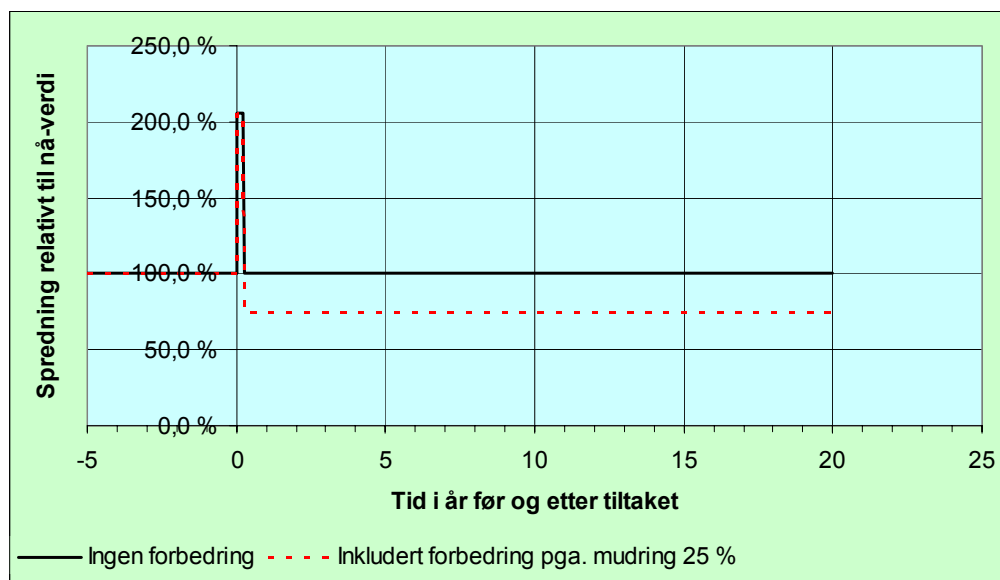


Figur 7 Propellstrømhastighet ved sjøbunnen

I denne modellen reduseres maksimal strømhastighet ved sjøbunnen med 25 %. Redusert strømhastighet betyr at mindre partikler vil virvles opp, og de vil transporteres kortere avstander dersom de virvles opp. Den reduserte strømhastigheten beregnet i denne modellen vil representere maksimal reduksjon i spredning av miljøgifter i de områdene som mudres. Det er vanskelig å være mer presis med tanke på hvor mye spredningen reduseres i praksis. Modellen forutsetter en ideell manøvrering av båtene som ikke stemmer med hvordan manøvreringen skjer i praksis. I mange tilfeller vil det brukes taubåter som f.eks. retter propellstrømmen innover mot kaiene eller mot andre båter slik at strømningsbildet blir helt annerledes enn det som er beskrevet her.

På bakgrunn av disse beregningene og siden forurensningssituasjonen på sjøbunnen ikke vil endre seg vesentlig som følge av mudringen, anslås mudringen å redusere spredningen av miljøgifter med mellom 0 % og 25 %.

Spredningen før, under og etter mudringen og den anslåtte reduksjonen i spredning etterpå kan fremstilles grafisk (fig. 8). Tidsaksen i denne figuren viser år etter tiltaket (negative verdier betyr år før tiltaket). Figuren viser hvor mye spredningen av partikler øker under tiltaket relativt til situasjonen før tiltaket. Figuren viser også at omfanget av denne økningen vil være liten relativt til en eventuell forbedring på 25 %.



Figur 8 Spredning av miljøgifter før, under og etter tiltaket som % av spredningen uten tiltak. Tiltaket starter på år 0

Det er ikke mulig å gjøre et godt kvantitativt estimat av mengden miljøgifter som spres under mudringen. Det er derfor bare laget miljøgiftbudsjett for deponiet (beskrevet i kapittel 6).

5 MILJØEFFEKTER AV STRANDKANTDEPONIET

De mudrede massene skal legges i strandkantdeponi i Gunneklevfjorden. Miljøeffekten av et slikt deponi vil være bestemt av hvor stor utlekkingen av miljøgifter vil være fra deponerte massene, og effekten av redusert oppvirvling og diffusjon av miljøgifter fra det forurensede sedimentet under deponiet.

5.1 Oppvirvling fra deponiområdet i dagens situasjon

Sedimentet i Gunneklevfjorden inneholder høye konsentrasjoner av Hg og dioksiner (se tabell 4). Bioturbasjon, diffusjon, strømforhold, bølger og småbåttrafikk gir transport av løste miljøgifter og partikler fra dagens sjøbunn. Hydros forskningssenter målte i 1996 transport av Hg og klorerte forbindelser med vannstrømmen ut av Gunneklevfjorden. Disse resultatene er brukt for å lage et estimat av spredning fra sjøbunnen slik den ligger i dag (kapittel 6.1).

Dersom et forurenset areal dekkes til slik som tilfellet vil være ved etablering av deponi i Gunneklevfjorden, vil transporten av miljøgifter fra dette arealet reduseres kraftig. Dette betyr at deponiet vil virke som et miljøforbedrende tiltak i forhold til sedimentene i Gunneklevfjorden.

5.2 Oppvirvling under etablering av deponiet

Før de mudrede massene kan legges i deponiet, skal det lages en barriere som skal avgrense deponiet mot Gunneklevfjorden. Denne barrieren trenger motfyllinger for å få tilstrekkelig stabilitet. Før motfyllingene og barrieren legges ut, skal det legges duk og et 25 cm sandlag på sjøbunnen for å hindre oppvirvling av forurenset sediment fra sjøbunnen i Gunneklevfjorden. Noe oppvirvling vil likevel skje under utleggingen av duk og sandlag. I tillegg kan manøvrering av lekter inne i Gunneklevfjorden gi noe oppvirvling.

5.3 Porevannsutpressing

Sedimentet der det planlagte deponiet skal plasseres er forurenset (Hg og dioksiner, se kapittel 5.5). Porevannet i dette sedimentet inneholder derfor også noe miljøgifter. Ved belastning av sedimentet med fyllmasser til barriere og med mudrede masser i deponiet, vil sjøbunnen komprimeres ved at det presses ut porevann. Dette fører til setninger i grunnen og at forurenset porevann presses ut av sedimentet under deponiet.

Setninger i sjøbunnen ved 8 m fyllingshøyde er beregnet til maksimum 1,2 m (se kapittel 11). Dette betyr at det maksimalt kan presses ut 1,2 m³ porevann per m² utfyllt område. Dersom vi antar et porevolum i sjetémassene og andre fyllmasser på minimum 30-40 %, vil det utpressede porevannet fylle porene i sjetémassene maksimum 4,0 m opp fra sjøbunnen og vil ikke komme ut i de frie vannmassene. Dette forutsetter at porevannet strømmer rett oppover i sjetémassene. Dette vil vi sikre ved at de første massene som legges ut over

duken på sjøbunnen har høyere permeabilitet enn sjøbunnen, men lavere enn permeabiliteten i sjetémassene over. Vi vil anbefale sand 0-8 mm i dette laget.

Miljøgifter vil adsorberes til partiklene i sjetématerialet når det forurensede vannet strømmer gjennom sjetéen. Videre vil sannsynligvis mye av miljøgiftene fra porevannet bindes til partikler i vannmassene og sedimentere i Gunneklevfjorden.

5.4 Utlekking fra deponerte masser

Når de deponerte massene legges i deponiet, vil disse blande seg med vannet i deponiet og presse overskuddsvann ut av deponiet. Utlekking fra de deponerte massene vil gjøre dette vannet forurenset. Den konservative måten å beregne spredningen av miljøgifter fra dette vannet på er å anta at alt vannet blandes med vannmassene utenfor deponiet og dermed også kan transporteres ut av Gunneklevfjorden.

Etter at deponiet er etablert vil infiltrert regnvann og grunnvann som strømmer inn i de deponerte massene bakfra kunne ta med seg miljøgifter ut av deponiet. To mekanismer bidrar til å begrense denne spredningen:

1. Lav permeabilitet
 - Både med og uten stabilisering vil de mudrede massene inneholde mye silt og vil derfor ha lav permeabilitet. Dette gjør at dersom det ligger mer permeable rene masser omkring de deponerte massene, vil det meste av grunnvannet gå gjennom de rene massene og derfor ta med seg mindre miljøgifter.
2. Adsorpsjon i barriere
 - Barrierematerialet vil kunne adsorbere miljøgifter på partikkeloverflater inne i barrieren. Dette vil bidra til å holde tilbake miljøgifter som lekker ut av de deponerte massene.

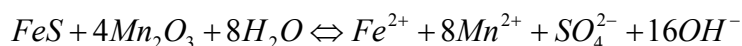
5.5 Bruk av slagg-masser fra Eramet

Hydro Industripark har tilgang på slagg-masser som er et avfall fra Eramet på Herøya. Disse massene kan være aktuelle til oppbygging av sjeté og til innblanding i de mudrede massene for stabilisering.

Massene er tidligere undersøkt med hensyn på bruk som fyllmasser til ymse formål. Disse undersøkelsene har konkludert med at massene er godt egnet som fyllmasser (brev 1993-06-24 og Produkt datablad 1994-04-11).

Analyser og utlekkings tester viser lavt innhold og lite utlekking av tungmetaller. Databladet viser også at slagget bla. inneholder 3 – 15 % MnO. Ifølge rapport fra Sintef (NGI, 2002) inneholder slagget mineralet MnO·Mn₂O₃, men inneholder ikke MnO₂. Mn₂O₃-innholdet i slagget gjør at dette kan være oksiderende overfor reduserte stoffer (f.eks. sulfidminerale).

Dersom slagg-massene skal brukes som motfylling eller tildekking, kan sediment komme i kontakt med slaggmassene. Dersom slagget skal brukes som tilslag for stabilisering av de mudrede massene, vil blandingen omfatte et større volum med forurenset sediment. Blanding av disse massetypene kan føre til kjemisk reaksjon mellom sulfidmineraler i det anoksiske sedimentet og Mn_2O_3 i slagget. Reaksjonsligningen viser et eksempel på en slik reaksjon.



Dersom det er bundet tungmetaller i jernsulfidet eller i manganoksidet, kan en slik reaksjon føre til økt utlekking av disse.

For å undersøke betydningen av utlekking av Hg og eventuelt andre metaller, ble det gjennomført risteforsøk med sediment og slagg hver for seg og i blanding. Det ble også gjort analyser av innhold av tungmetaller og dioksiner i sedimentet og av tungmetaller i slagget. Resultatene fra disse analysene er gitt i tabellene nedenfor.

Tabell 4 Innhold av tungmetaller og dioksiner i sediment og slagg

				
		Sediment 1	Sediment 2	Slagg
Vanninnhold (% av ts)		230	132	0,1
As	mg/kg TS	6,94	4,66	5,47
Cd	mg/kg TS	0,842	0,404	<0,05
Cr	mg/kg TS	37,5	21,8	31,8
Cu	mg/kg TS	66,8	53,7	12,6
Hg	mg/kg TS	67,4	60	<0,04
Ni	mg/kg TS	25,5	15,5	17,8
Pb	mg/kg TS	53,2	149	0,988
Zn	mg/kg TS	212	133	<2
Dioksiner (TE WHO)	ng-TE/kg	9690	7740	Ikke analysert

Analysene av sedimentprøvene viser at det er et meget høyt innhold av Hg og dioksiner i dette sedimentet.

Risteforsøk med slagg og sediment ble gjennomført under N_2 -atmosfære, med risting i 2 døgn, forhold mellom væske og tørrstoff (LS) på 2,3 og filtrering av eluatet på 0,45 μm filter. Det ble benyttet sjøvann fra Oslofjorden (fra NIVAs forskningsstasjon på Solbergstrand) som utlekkingsvæske. Vanninnholdet i sedimentprøven var så høyt at det ikke var nødvendig å tilsette vann.

Utlekkingen er også korrigert for innholdet av tungmetaller i sjøvannet som ble brukt som utlekkingsvæske.

Tabell 5 Utlekking ved LS 2,3 sammenlignet med grenseverdier for utlekking fra inert avfall EU-direktiv 1999/31/EF vedlegg II

	Sediment mg/kg ts	Slagg mg/kg ts	Blanding sediment/slagg mg/kg ts	EU-grenseverdier mg/kg ts
Fe	0,86	-0,0110*	0,1254	
Cd	0,0011	0,0022	-0,0003*	0,03
Cr	0,0120	0,0075	0,0178	0,2
Cu	0,42	0,0170	0,1289	0,9
Hg	0,000063	0,0	0,000111	0,003
Ni	0,0089	0,0018	0,0057	0,2
Pb	0,0237	-0,0034*	-0,0014*	0,2
Zn	0,17	-0,0476*	0,0278	2
As	0	0,0	0,0	0,1
Ba	0,64	0,41	1,75	7
Mn	4,51	39,32	61,87	
Mo	0,44	0,0023	0,2275	0,3

*Negative tall betyr at materialet tar opp tungmetaller fra utlekkingsvæsken (sjøvannet)

Resultatene fra utlekkingstesten viser at utlekkingen fra både sediment og slagg er lav sammenlignet med normer for avfall. Selv om mengden av Hg i sedimentet er om lag den samme som mengden av Cu og Pb (målt i mg/kg), er utlekkingen av Hg mye mindre.

Testen viser imidlertid at Hg, Ba og Mn lekker ut i større mengder når sedimentet blandes med slagget. Slagget inneholder 0,5 – 3 % BaO og 3 – 15 % MnO. Det er derfor sannsynlig at disse elementene løses ut fra slagget. Sedimentet inneholder Hg som trolig er sulfidbundet, og som kan frigjøres ved oksidasjon av sulfider eller pga. ionebytting med ioner fra utlekkingsvæsken eller utlekkede ioner fra slagget. Utlekkingstestene viser også at utlekkingen av metallene Cu, Pb og Zn blir mindre ved blanding av slagget med sedimentet enn fra sedimentet alene. Slagget virker derfor stabiliserende på disse tungmetallene.

5.6 Konklusjoner utlekking

Utlekkingen av Hg er lavere enn tidligere antatt selv om konsentrasjonen i sedimentet er høy. Direkte blanding av slagg og sediment bør unngås ved å legge separasjonsduk sikret med ren sand mellom sedimentet og en eventuell fylling med Eramet-slagg. Dersom Eramet-slagget skal brukes til stabilisering av mudrede masser, bør utlekkingstester av ferdig stabilisert produkt gjøres før endelig valg av stabiliseringsmetode.

6 MILJØGIFTBUDSJETT FOR DEPONIET

Med metoden beskrevet over og data fra tidligere undersøkelser, er det laget et miljøgiftbudsjett for deponering av mudrede masser i strandkantdeponi i Gunneklevfjorden. Dette budsjettet er videre brukt til å beregne effektiviteten til tiltaket med hensyn på reduksjon av spredning av miljøgifter fra tiltaksom-

rådet. I denne analysen er det bare sett på effekten på det området som berøres av deponiet. Det er antatt at tiltaket ikke vil ha noen betydning for forurensningssituasjonen i sedimentet i resten av Gunneklevfjorden.

Det er bare tatt med estimer av spredning av kvikksølv og dioksiner fordi dette er de viktigste miljøgiftene i området. Det er rimelig å anta at tiltakseffektiviteten for disse miljøgiftene ligger på omlag samme nivå som andre miljøgifter. For konvertering mellom toksisitetsekvivalenter (TE) og data med total dioksininnhold er det brukt følgende forhold, basert på resultater presentert i NGI/NIVA 20011556-1:

$$Dioksin\ TE = \frac{Dioksin\ tot}{16}$$

Nedenfor er det gjort rede for beregningsmåten for de ulike spredningsmekanismene. Beregningene er for flere av mekanismene gjort med utgangspunkt i de estimatene som er gjort i forstudiet (NGI/NIVA 20011556-1 og -2).

Effekter av mudringen er beskrevet i kapittel 4.

6.1 Nå-situasjon

6.1.1 Diffusjon og oppvirvling fra tiltaksområde i Gunneklevfjorden

Sedimentet i Gunneklevfjorden inneholder høye konsentrasjoner av Hg og dioksiner (se kapittel 5.5). Bioturbasjon, diffusjon, strømforhold, bølger og småbåttrafikk gir transport av løste miljøgifter og partikler fra dagens sjøbunn. Hydros forskningssenter målte i 1996 transport av Hg og klorerte forbindelser med vannstrømmen ut av Gunneklevfjorden. Basert på disse målingene er den årlige transporten fra hele Gunneklevfjorden estimert til:

- *Hg 100 – 600 g / år fra hele Gunneklevfjorden*
- *Dioksin 2 – 3 g TE/år fra hele Gunneklevfjorden*

Dette kan normaliseres til en transport fra det arealet som deponiet skal ligge på (12 000 m² av 740 000 m² areal av hele Gunneklevfjorden):

- $(12\ 000\ m^2 / 740\ 000\ m^2) \times 100\ \text{til}\ 600\ g\ Hg / \text{år} = 1,6 - 9,7\ g\ Hg / \text{år}$
- $(12\ 000\ m^2 / 740\ 000\ m^2) \times 2\ \text{til}\ 3\ g\ TE\ dioksin / \text{år} = 0,03 - 0,05\ g\ TE\ dioksin / \text{år}$

Estimatet forutsetter at det ikke er aktive kilder av betydning i Gunneklevfjorden og at spredningen er den samme fra hele arealet til Gunneklevfjorden.

Dersom et forurenset areal dekkes til slik som tilfellet vil være ved etablering av deponi i Gunneklevfjorden, vil transporten av miljøgifter fra dette arealet reduseres kraftig. Dette betyr at deponiet vil virke som et miljøforbedrende tiltak i forhold til sedimentene i Gunneklevfjorden.

6.1.2 Grunnvann fra Herøya

Grunnvannet på Herøya inneholder i noen områder konsentrasjoner av Hg (NGI, 1989; NGI, 2003b). Det er tidligere anslått en grunnvannsgradient mot Gunneklevfjorden på ca. 1:500. Dette betyr at det i dagens situasjon er en transport av Hg fra Herøya og ut i Gunneklevfjorden med grunnvannet. Det er imidlertid ikke påvist Hg i grunnvannet i det området der pilotdeponiet skal ligge.

Det er i miljøgiftbudsjettet ikke tatt med transporten av miljøgifter med grunnvann før tiltaket.

6.2 Mens tiltaket pågår

6.2.1 Transport

Søl under håndtering og transport av massene er ikke vurdert, både fordi dette delvis kan forekomme utenfor deponiområdet og at det fra operatørens side anslås å være lite. Det er en forutsetning at det skal være minimalt søl for at deponiet skal ha positiv effekt.

6.2.2 Under utlegging av sandlag og barriere

Denne spredningen er estimert å påvirke et vannvolum V :

$$V = A \times d \times \frac{t}{\tau}$$

der

A er arealet av det påvirkede området satt lik deponiområdet 12 000 m².

d er tykkelse på den vannmassen som påvirkes. Satt til 2 m

t er anleggstiden, satt til 5 uker

τ er oppholdstiden for vannmassene, satt til 4 uker (NGI/NIVA 20011556-1, vedlegg 2)

Det er videre antatt at det påvirkede volumet er i likevekt med de suspenderte partiklene i vannet, og at konsentrasjonen blir som i porevannet (0,407 µg tot dioksiner/m³ ≈ 0,025 µg TE dioksiner/m³ (NGI/NIVA 20011556-1, vedlegg 2) og 50 µg Hg/m³). Dette estimatet forutsetter at alle partikler sedimenterer igjen før vannmassene transporteres ut av Gunneklevfjorden.

6.2.3 Porevannsutpressing og fortrenging av deponivann

Volum porevann som presses ut av det forurensede sedimentet er satt til 1,2 m × 12 000 m² (deponi areal) gir $V = 14\,400\text{ m}^3$. I tillegg er det tatt med at ca. 18 000 m³ vann som ligger i deponiet før utfylling av mudrede masse også skal ut av deponiet. Det er antatt at dette vannet har konsentrasjon som porevannet (0,407 µg tot dioksiner/m³ og 50 µg Hg/m³)

En betydelig andel av dette vannet vil stå igjen inne i sjetéen. Dessuten vil en del av de oppløste miljøgiftene adsorberes til sjeté-materialet. Beregningen som er gjort her er derfor konservativ, og analyser av adsorpsjon og eventuelt modellering av transport av porevann i sjetéen kan komme til å vise en bedre miljøeffekt av tiltaket.

6.3 Etter mudring og deponering

6.3.1 Grunnvannstransport av miljøgifter fra deponi

To mekanismer kan ha stor betydning for mengden miljøgifter som transporteres ut av deponiet i Gunneklevfjorden:

1. Grunnvann fra Herøya og infiltrert regnvann vil lekke ut miljøgifter fra de deponerte massene og transportere disse ut i Gunneklevfjorden.
2. De rene massene i sjetéen rundt deponiet vil adsorbere miljøgiftene i grunnvannet og dermed redusere transporten av miljøgifter.

Transport av miljøgifter med grunnvannet fra deponiet etter etablering er beregnet analytisk med Darcys lov:

$$Q = -K \frac{dh}{dl} A$$

Der

Q = Grunnvannsfluks (m^3/s)

K = Hydraulisk ledningsevne (m/s)

dh/dl = Grunnvannsgradienten

A = Arealet av tverrsnittet som fluksen beregnes gjennom

De mudrede massene vil inneholde mye finstoff (30 – 80 % silt eller finere (NGI, 2003a)). Dette gjør at permeabiliteten i disse massene vil være mye mindre enn i sjetéen og sandlaget under deponiet, som består av sand og grus.

For beregning av transport med grunnvannet er det brukt en permeabilitet på $K_{\text{deponi}} = 1,0 \times 10^{-6} \text{ m/s}$ for de deponerte massene. Dette er basert på målinger gjort på prøver av det sedimentet som skal mudres (Tørum, 2003). For sandlaget under deponiet og sjetémassene er verdier valgt basert på kornfordeling og data på permeabilitet i eksisterende fyllmasser i området (NGI 2003b). $K_{\text{sjeté}} = 5,0 \times 10^{-4} \text{ m/s}$ og $K_{\text{sandlag}} = 1,0 \times 10^{-3} \text{ m/s}$.

Grunnvannsgradienten fra Herøya og ut mot Gunneklevfjorden er i gjennomsnitt på 1:500 (NGI, 2003b). Grunnvannstrømmen er antatt å gå vinkelrett på nåværende strandlinje og gjennom deponiet.

Tabell 6 Tabellen viser estimert grunnvannsfluks gjennom de ulike massetypene (Q)

	Deponerte masser	Sjetémasser	Dekksand
Grunnvannsfluks m ³ /år	30	2 500	4 500

Den estimerte grunnvannsfluksen gjennom de ulike massetypene viser at det vil gå lite grunnvann gjennom de deponerte mudrede massene. Mesteparten av grunnvannet vil gå igjennom de mer permeable massene omkring.

Det er beregnet grunnvannstrøm i tre ulike tverrsnitt:

- Gjennom selve deponiet
- Gjennom den delen av sjetéen som går parallelt med strømrørningen
- Gjennom sandlaget under deponiet og sjetéen

Det er antatt at 10 % av nedbøren på 910 mm/år infiltrerer inn i deponiområdet. Det forutsettes at overflaten asfalteres, som trolig vil føre til en enda lavere infiltrasjon på området. Med et areal av forurensede masser i deponiet på 6 700 m² gir dette 610 m³ infiltrasjon per år. Dette betyr at grunnvann som strømmer inn i deponiet i bakkant trolig vil ha lite å si sammenlignet med det som infiltreres på området.

Konsentrasjonen i grunnvannet er beregnet fra K'd verdier for dioksiner fra utlekkingsforsøk på materialer fra Grenlandsfjorden og Gunneklevfjorden. For dioksiner er det ikke gjort målinger av konsentrasjonen i sedimentet som skal mudres. Foreløpig er transporten av dioksiner beregnet ved å anta samme konsentrasjon i grunnvannet som det som er målt i DIG-prosjektet (NGI, 2002). Antatt konsentrasjon i grunnvannet i likevekt med de deponerte massene blir da:

Hg: 0,0073 µg/l

Dioksin: 0,00041 µg/l ≈ 0,000025 µg TE/l

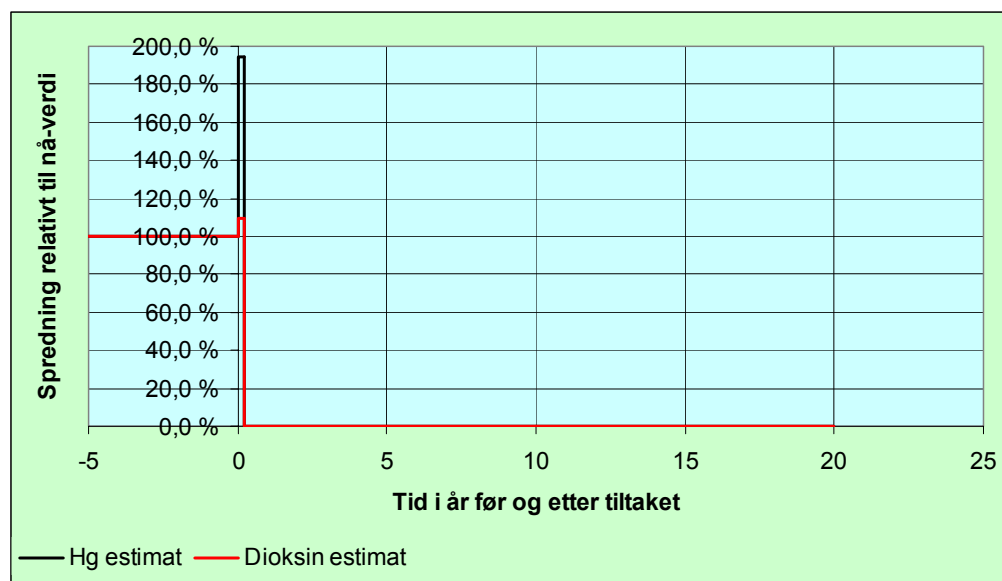
6.4 Sammenstilling av spredningsmekanismer

En sammenstilling av bidragene av de ulike spredningsmekanismer er gitt i tabell 7.

Tabell 7 Miljøgiftbudsjett

	Hg mg/ 12 uker	Dioksiner mg TE /12 uker
Nå-situasjon		
Diffusjon og oppvirvling fra deponiområdet	2324	12
Sum spredning før tiltak fra deponiområdet	2324	12
Under tiltak		
Oppvirvling under utlegging	1500	0,75
Porevannsutpressing	1620	0,8
Sum spredning under tiltak	3120	1,6
Etter tiltak		
Grunnvannstransport	1,0	0,004
Oppvirvling fra deponiområdet	0	0
Sum spredning etter tiltak	1,0	0,004

Disse estimatene viser en økning i spredningen av Hg under tiltaket, og at spredningen av både Hg og dioksiner fra deponiområdet etter tiltaket vil være svært lav sammenlignet med spredningen før tiltaket. Figur 9 viser en grafisk fremstilling av miljøgiftbudsjettet.



Figur 9 Spredning av Hg og dioksiner før, under og etter tiltaket

7 TILTAKSEFFEKTIVITETEN

Tiltakseffektivitet sier hvor mange prosent spredningen av en miljøgift reduseres av et tiltak. Spredningen under tiltaket tas med ved å midle den over det tidsrommet som effektiviteten beregnes for. Dette gjør at man kan estimere hvor mange år med redusert spredning som må til for å tjene inn en økt spred-

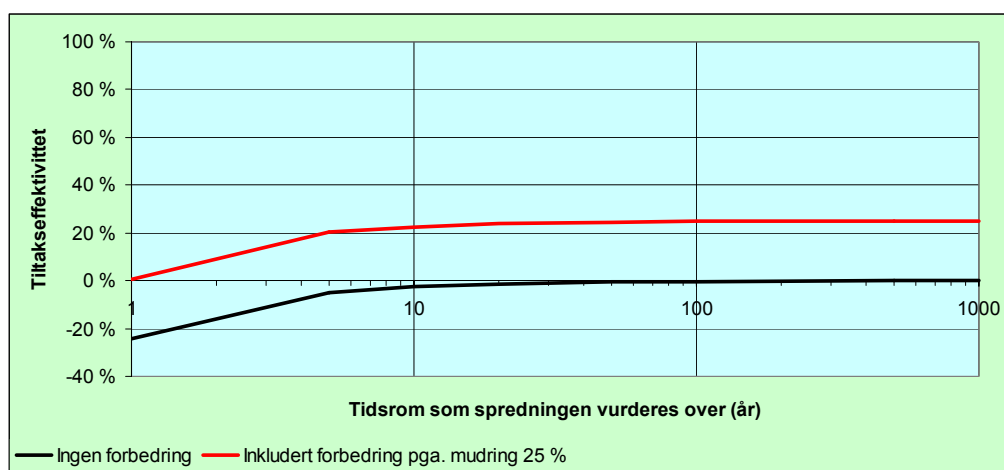
ning under tiltaket. Negativ tiltakseffekt betyr økt spredning som følge av tiltaket.

Basert på dette kan tiltakseffektivitet beregnes med formelen:

$$\text{Tiltakseffektivitet} = 1 - \frac{\sum_{t=\text{tiltakstart}}^{t=X \text{ år etter tiltaket}} \text{Spredning av miljøgifter}_{\text{under og etter tiltak}}}{\sum_{t=\text{tiltakstart}}^{t=X \text{ år etter tiltaket}} \text{Spredning av miljøgifter}_{\text{uten tiltak}}}$$

7.1 Tiltakseffektivitet av mudringen

Tiltakseffektiviteten for mudringen langs kaiene er basert på estimatet av endring i propellersosjon ved mudring av det angitte området. Denne effektiviteten gjelder bare for det området som skal mudres.



Figur 10 Estimat av tiltakseffektivitet

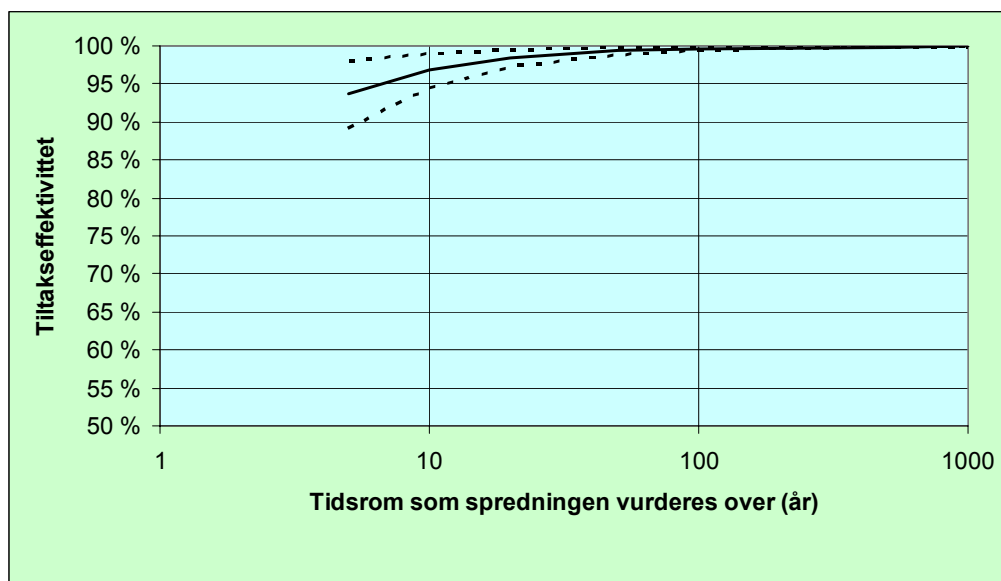
Estimatet av tiltakseffektivitet viser at dersom oppvirvlingen etter mudringen reduseres med 25 % vil tiltakseffekten være positiv allerede etter et år. Spredningen under tiltaket er da tjent inn av forbedringen. Der som mudringen ikke gir noen forbedring vil spredningen under tiltaket likevel være ubetydelig sett over et 10 års perspektiv (tiltakseffektivitet ≈ 0).

7.2 Tiltakseffektivitet for deponiet

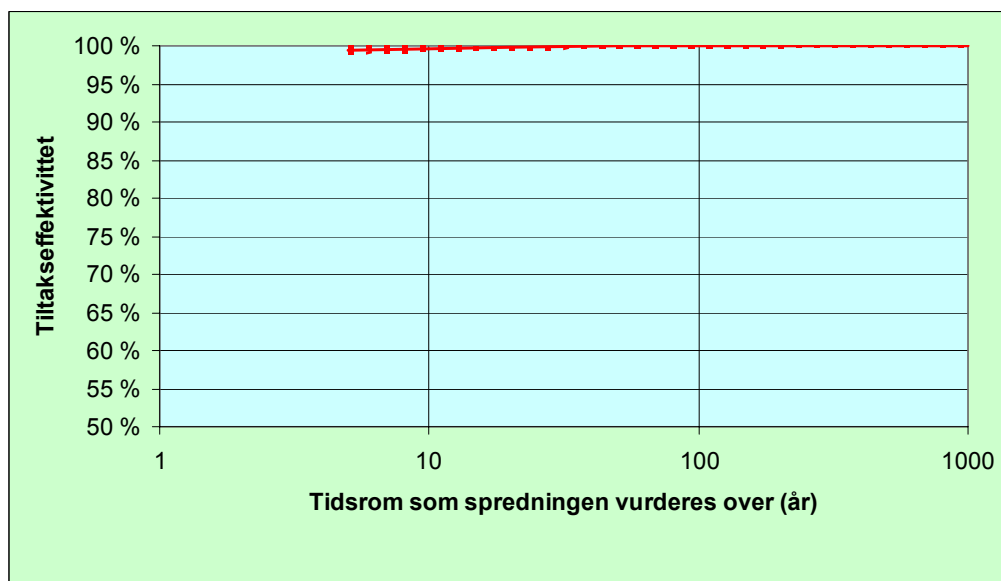
Tiltakseffektiviteten for deponiet er beregnet fra spredningsestimatene beskrevet i kapittel 6. Den beregnede tiltakseffektiviteten gjelder bare for det området der deponiet skal plasseres.

For deponiet i Gunneklevfjorden er tiltakseffektiviteten vist i fig. 10, og fig. 11 for Hg og totalt dioksin ved deponering av mudrede masser i strandkantdeponi. Tiltaksanalysen viser at tiltakseffektiviteten er mer enn 95 % for Hg og mer

enn 99 % for dioksiner etter 10 år. Analysen viser at usikkerhet i estimatet av oppvirvling av Hg under etableringen av deponiet vil ha betydning for tiltakseffektiviteten på kortere sikt. Det er derfor viktig å ha god kontroll på denne spredningsmekanismen under etableringen av deponiet. Sett over et enda lengre tidsrom vil spredningen under tiltaket tjenes inn slik at tiltakseffektiviteten blir bedre enn 99 % også for Hg



Figur 11 Estimert tiltakseffektivitet for Hg(—) samt spredning for lav og høy effekt (- - -).



Figur 12 Estimert på tiltakseffektivitet for dioksin(—) samt spredning for lav og høy effekt (- - -).

Estimert tiltakseffektivitet for mudring og deponi viser at tiltaket vil ha en positiv miljøeffekt, og at dersom spredningen under tiltaket begrenses som forutsatt, vil denne spredningen tjenes inn i løpet av 4 år.

8 AVBØTENDE TILTAK

Miljøbeskyttende tiltak og design av deponiet må sørge for at tiltaket får så liten negativ effekt på miljøet som mulig, og at den totale effekten blir positiv ved at redusert utlekking fra mudrede sedimenter i Frierfjorden og overdekkede sedimenter i Gunneklevfjorden oppveier spredningen under gjennomføringen av tiltaket.

De estimatene av spredning av miljøgifter som er gjort er relativt grove. Dersom disse ansees å være for konservative og gir for konservativ design av tiltaket, kan det gjøres flere og mer detaljerte analyser av spredningsmekanismene.

8.1 Mudring

Avbøtende tiltak under mudringen vil være overvåking av turbiditeten i vannet og stans av arbeidet dersom dette fører til uakseptabel spredning av miljøgifter.

8.2 Oppvirvling under utlegging av barriere

For å redusere oppvirvling av forurenset sediment under utlegging av sjetémassene, skal det først legges en geotekstilduk på sjøbunnen som dekket med et sandlag (2 × 0,25 m) før det legges ut grovere masser over. Denne prosedyren vil redusere oppvirvlingen av sediment til et minimum.

8.3 Deponering

Ved belastning av sjøbunnen med barrierematerialet og deponerte masser, vil utpressing av porevann og fortrenging av deponivann gi noe spredning av miljøgifter. Sjetéen vil gi god nok beskyttelse mot spredning av partikler. Effekten av transport av løste miljøgifter vil også reduseres av adsorpsjon i barrierematerialet.

9 OVERVÅKING

Overvåking av etablering av deponi for forurensete sedimenter i Gunneklevfjorden må deles i tre faser:

- Anleggsfasen - bygging av deponiet
- Innlegging av masser
- Etterkontroll

9.1 Anleggsfasen

Som tidligere beskrevet er det denne fasen det knytter seg størst usikkerhet til når det gjelder oppvirvling, og dersom denne begrenses, blir effekten av tiltaket vesentlig bedre.

Vi foreslår at tiltaket overvåkes med turbiditetsmålinger ca. 50 m fra deponi-området og en referansemåling i et upåvirket område. Det settes krav til akseptabel turbiditet, som settes til tre ganger bakgrunnsverdi for området. Turbiditetsmålinger alene gir ikke et mål for spredning av miljøgifter. Vi foreslår derfor at det legges ut sedimentfeller i avstand 50 m, 100 m og 200 m fra anlegget i strømningsretningen, og i tillegg en ved referansestasjonen. Disse tas inn og analyseres når deponiet er ferdig bygget. I tillegg foreslås prøvetaking av vann ved turbiditetsmåleren en gang hver annen uke. Vannprøver og prøver fra sedimentfeller analyseres for innhold av tungmetaller, HCB og PAH.

9.2 Innlegging av masser

Vi foreslår at målingene utenfor deponiet fortsetter som beskrevet over.

I tillegg installeres det to brønner innenfor deponiet for å kontrollere grunnvannet som strømmer inn i deponiet. I selve sjetéen settes det tre brønner ved siden av hverandre:

- En settes med filter nede i underliggende leire for å fange opp utpresset porevann
- En settes med filter i nedre del av sjetéen som forventes å påvirkes av utpresset porevann
- En settes med filter i øvre del av sjetéen der en forventer at vann fra deponiet strømmer ut.

Brønnen prøvetas annenhver uke under innlegging av masser. Prøver av vannet i sjetéen analyseres for innhold av tungmetaller, HCB og PAH.

9.3 Etterkontroll

Basert på resultatet av målingene i driftsfasen ute i vannet avgjøres om det skal utføres videre målinger her.

Resultatet fra brønnene avgjør hyppighet og parametre for videre målinger.

10 KONKLUSJON

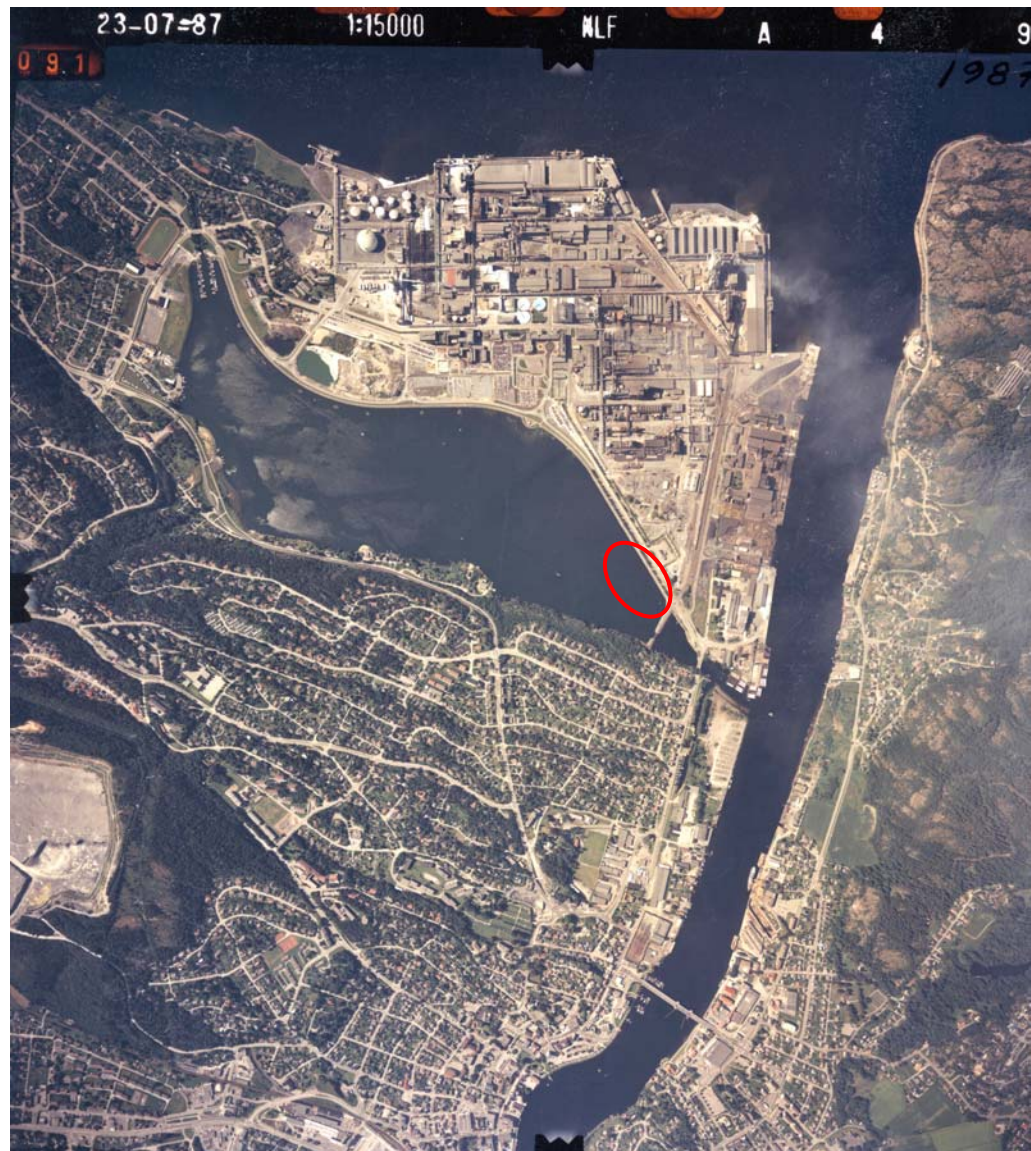
Miljøgiftbudsjettet viser at tiltaket vil ha en positiv effekt på miljøet i Gunneklevfjorden. Oppvirvling av sediment langs kaiene kan bli redusert med mellom 0 og 25 % som følge av mudringen, mens spredningen av miljøgifter fra deponiområdet reduseres med mer enn 99 % for Hg og dioksiner, dersom forutsetningene i miljøgiftbudsjettet holdes. Spredning av Hg under tiltaket gjør at tiltakseffek-

tiviteten for Hg på kortere sikt blir noe lavere (95 % etter 10 år). Usikkerheten i effekten av oppvirvling under etablering av deponiet har betydning for spredning av Hg. Det er derfor viktig at oppvirvling av sediment i Gunneklevfjorden holdes lav under hele gjennomføringen av tiltaket. Effekten av de avbøtende tiltakene som planlegges skal dokumenteres gjennom overvåking.

11 GEOTEKNISKE VURDERINGER

11.1 Bakgrunnsmateriale

De geotekniske vurderingene i dette notatet er foretatt på bakgrunn av resultater fra grunnundersøkelser utført av NGI i perioden 2 – 10 juni 2003, samt resultater fra tidligere utførte grunnundersøkelser gjort i og rundt Gunneklevfjorden. Sammenstilling av aktuelle grunnundersøkelser og rapporter i området er vist i NGI-rapport 20011556-1 (NGI og NIVA, 2002). Flyfoto over Hydro Porsgrunn Industripark på Herøya med planlagt deponi er vist innsirklet på fig. 13.



Figur 13 Flyfoto fra 1987 over HPI på Herøya med planlagt deponi innsirklet

11.2 Grunnforhold

Deponiområdet er planlagt etablert ved jernbanebrua i Gunneklevfjorden, med sjøbunnskoter varierende fra 0 til -6.

Løsmassene i deponiområdet antas å bestå av et ca. 2 m tykt topplag av slam med underliggende lag av leirig silt ned til ca. kote -16. Fra ca. kote -16 går løsmassene over fra leirig silt til leire. Det antas å ligge morene like over fjell. Dybder til fjell antas å variere fra 25 til 35 m. Løsmassene i Gunneklevfjorden karakteriseres som normalkonsolidert. Det er registrert enkelte tynne siltlag og stedvis sandlag ned til store dybder.

Det henvises for øvrig til NGI-rapport 20031352-1 for mer detaljert beskrivelse av grunnforholdene.

11.3 Jordparametre

Som inngangsparametre i stabilitetsberegninger er det benyttet gjennomsnittlig romvekt på 20 kN/m^3 for sjeté og motfyllinger, 15 kN/m^3 for slamlaget og $19,5 \text{ kN/m}^3$ for den underliggende normalkonsoliderte siltige leira/leirige silten.

Basert på grunnundersøkelser er følgende direkte skjærstyrkesammenheng benyttet for leira:

$$s_{uD} = 0,19 \cdot \sigma'_v + 2,0$$

Leiras anisotropiforhold er satt til:

$$s_{uP} = 0,5 \cdot s_{uD} \text{ og } s_{uA} = 1,5 \cdot s_{uD}.$$

I sjeté og motfyllinger forutsettes det benyttet friksjonsmateriale med friksjonsvinkel lik 40° og attraksjon lik null.

11.4 Stabilitet

For å få tilstrekkelig stabilitet av sjetéen må det først, ved hjelp av lekter, etableres en ca. 15 bred motfylling opp til ca. kote -3,5. Etter at motfyllingen er etablert, kan det foretas oppfylling av sjetéen opp til ca. kote +0,0. Videre oppfylling fra kote +0,0 til topp sjeté på ca kote +1,5 utføres etter at grunnen har oppnådd tilstrekkelig styrkeøkning/konsolidering som følge av tilleggsbelastning fra oppfylling. For å kunne si noe om når grunnen har oppnådd tilstrekkelig styrke, bør det før oppstart av oppfyllingen installeres poretrykks-målere. I stabilitetsberegningene, utført i PostGraf versjon 3.0, er det forutsatt at grunnen har oppnådd styrkeøkning/konsolidering i de øverste 5 m, tilsvarende 1,5 m oppfylling, se for øvrig tabell 8 og figur B3. For tverrprofiler, se figur B4.

Det er foretatt stabilitetsberegninger i et representativt profil A-A for fem ulike plasseringer av deponiet, se figur B1 og B2 for plassering av deponi for to av alternativene. Stabilitetsberegningene viser lav sikkerhet mot utglidninger i korttidstilstand/anleggsfasen (totalspenningsanalyse), se tabell 8. I langtidstilstand/driftsfasen (effektivspenningsanalyse) er derimot sikkerheten tilfredsstillende.

I forbindelse med tidligere utførte grunnundersøkelser er det registrert tynne silt- og sandlag i grunnen. NGI er usikker på hvilken effekt disse tynne silt- og sandlagene har på den totale konsolideringstiden. Installasjon og oppfølging av poretrykksmålere vil kunne gi svar på dette.

11.5 Optimal deponiplassering

Utgangspunktet for en optimal deponiplassering er et nødvendig deponivolum på ca. 18 000 m³. Dette betyr at mindre deponibredde vil kreve større deponilengde for å oppnå samme deponivolum.

Tabell 8 viser hvilket totalt teoretisk massevolum som er nødvendig for å etablere sjeté og motfyllinger ved fem ulike plasseringer av deponiet. Med teoretisk massevolum menes at det ikke er tatt hensyn til massefortrengning under utfylling eller fremtidige setninger, se for øvrig neste kapittel. For de fire første alternativene er deponiet plassert henholdsvis 35, 45, 55 og 65 m parallelt ut fra strandlinjen, mens deponiet i det siste alternativet er plassert tilnærmet som skissert i tegning nr 03 fra Arkitektkontoret Børve og Borchsenius as, se vedlegg A.

Tabell 8 viser også nødvendig massevolum for sjeté og motfyllinger som må legges ut fra lekter, samt nødvendig massevolum for sjeté som kan dumpes fra tipp. I tillegg viser tabellen beregnet sikkerhetsfaktor i korttidstilstand for de ulike deponiplasseringene.

Tabell 8 Teoretisk massevolum som er nødvendig for å etablere sjeté og motfyllinger, samt beregnede sikkerhetsfaktorer (det er ikke tatt hensyn til massefortrengning og setninger)

Avstand fra strandkant til senter sjeté (m)	Volum som må legges ut på lekter (m ³)	Volum som kan dumpes fra tipp (m ³)	Totalt volum for sjeté og motfyllinger (m ³)	Beregnet sikkerhetsfaktor (-)
35	3 300	12 750	16 050	1,11
45	4 000	11 400	15 400	1,09
55	4 200	8 800	13 000	1,08
65	5 150	9 250	14 400	1,08
Forslag fra ark.	7 200	9 950	17 150	1,02

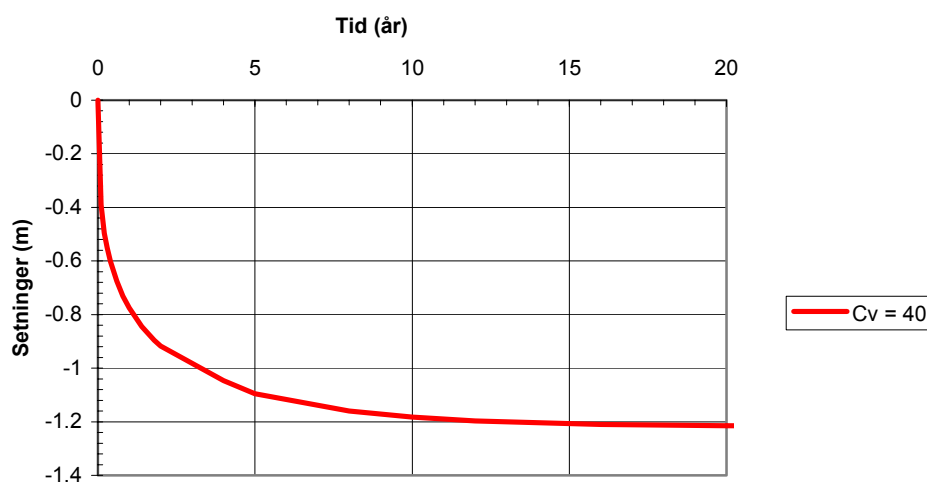
Som vi ser av tabell 8, vil etablering av deponiet med senter sjeté ca. 55 m fra strandkant gi det minste totale sjeté- og motfyllingsvolumet. Denne plasseringen krever imidlertid at mer masse legges ut fra lekter enn tilfellet er dersom deponiet etableres 35 og 45 m fra strandkanten.

11.6 Setninger

I setningsberegningene er det tatt utgangspunkt i en sjeté som er 7,5 m høy. Overkant sjeté er 2 m over vannet, og vanddybden er 5,5 m. Dette gir en netto vertikallast på 95 kPa. Med bakgrunn i data fra utførte ødometerforsøk er

setningsberegningene utført med modultallet for den siltige leira lineært stigende fra $m = 15$ i toppen til $m = 25$ ved ca kote -30. Med disse forutsetningene vil sjetéen sette seg ca. 1,2 m, se fig. 14.

Som tidligere nevnt er det vanskelig å forutse hvilken effekt de tynne silt- og sandlagene har på setningsforløpet. Ved å anta mektighet av løsmasser på ca. 25 m, tosidig drensvei og en konsolideringskoeffesient, $C_v = 40 \text{ m}^2/\text{år}$, vil sannsynlig setningsforløp bli som vist på fig. 14. Figuren viser at ca. 90 % av setningene vil være unnagjort i løpet av 5 år, og at nesten all setning vil være unnagjort i løpet av 10 – 15 år.



Figur 14 Beregnet setningsforløp

I tillegg til setninger som beskrevet ovenfor, kan det også forventes massefortrengning av slamlaget som ligger i toppen.

11.7 Byggeklar grunn

Dersom det er ønskelig med byggeklar grunn innen 0-2 år etter avsluttet utfylling, bør det utføres geotekniske tiltak som forserer setningsforløpet. Dette kan f. eks. gjøres ved å installere vertikaldren og/eller forbelaste grunnen.

Det er ikke mulig å installere vertikaldren gjennom sprengstein, noe som innebærer at dren som skal ligge under sjeté og motfyllinger må installeres før utfyllingen starter. For resten av deponiområdet må vertikaldrenene installeres etter innfylling og stabilisering av mudringsmasser. Dette fordi installasjon av vertikaldren før innfylling og stabilisering vil gi vesentlig redusert effekt av drenene på grunn av at vannet da må presses gjennom et relativt impermeabelt topplag av stabiliserte masser.

Dersom det er ønskelig med byggeklar grunn innen 2-10 år etter avsluttet utfylling, bør grunnen forbelastes før bygging eller fundamentene bør utformes slik at etterjustering er mulig etter hvert som setningene kommer.

Det er ikke nødvendig med ekstra geotekniske tiltak dersom området ikke skal bebygges før 10 år etter utfylling eller mer.

11.8 Stabiliserende masser

For på en kostnadseffektiv måte å kunne direkte fundamentere et lett lager-/kontorbygg på 4-5 etasjer, bør de stabiliserende massene ha en midlere skjærstyrke på minimum 150 kPa. Dette forutsetter at det utføres geotekniske tiltak som beskrevet ovenfor. Dersom det ikke utføres setningsforsterkende tiltak, må eventuelle lager- og kontorbygg som etableres på tomte 0-2 år etter utfylling, pælefunderes. Ved pælefundering vil ikke fare for bærevnebrudd under fundamenter være noe problem, og kravet til minimum skjærstyrke av de stabiliserende massene kan da reduseres.

11.9 Fiberduk og sandlag

For å hindre partikkelspredning under utlegging, bør det først legges ut fiberduk og et ca. 25 cm tykt sandlag. Fiberduken og sandlaget må legges under hele sjeté- og motfyllingsarealet. Fiberduken må ha tilfredsstillende strekkstyrke slik at den ikke ødelegges under utlegging. NGI anbefaler at det benyttes fiberduk med minimum densitet 300 g/m².

11.10 Slagg fra Eramet

Noteby utført i 1992 materialundersøkelser på slagg fra Eramet (tidligere Elkem A/S PEA), (Noteby, 1992). Rapporten fra Noteby beskriver undersøkelser av sortert og uknust 0-16 mm slagg fra Eramet med hensyn på kornsammenstilling og oppnådd komprimering. Det ble også utført analyser av steinkvalitet (sprøhet og flisighet).

Sortert og uknust 0-16 mm materiale fra Eramet hadde en velgradert og stabil kurve, som tilfredsstiller kravene til bærelag med hensyn på korngradering, finstoffinnhold og flisighet. Deformasjonsmåling på et utlagt 20 cm tykt lag viste god komprimering med normalt komprimeringsarbeid.

Ut fra en ren fysisk og mekanisk vurdering har NGI ingen betenkeligheter med å anbefale Eramet-masser til bygging av motfyllinger og sjetéer. Vi vil derimot påpeke at vår anbefaling utelukkende er basert på vurderinger av de opplysninger som står i tidligere nevnte Noteby rapport, noe som blant annet forutsetter at slagget som ble undersøkt i 1992 er representativt for det materialet som leveres av Eramet i dag.

Sett i forhold til masser som benyttes i dammer og moloer, kan man karakterisere Eramet-massene som relativt finkornige. Fordelen med at massene er

finkornige er at det gir en relativt impermeabel sjeté. Ulempen med så fine masser er at de er følsomme for erosjon. Nå antas bølgeerosjon ikke å være noe stort problem i Gunneklevfjorden, men det anbefales likevel å erosjonsbeskytte utsiden av sjetéen med et plastringslag bestående av noe grovere steinfraksjoner. Ettersom dette er et pilotprosjekt, kunne det på den annen side vært interessant å bygge sjetéen uten plastring, for så å observere over tid hvorvidt erosjon av sjetéen er noe problem.

11.11 Poretrykksmålere

Utfylling av masser i Gunneklevfjorden vil medføre en økning av poretrykkene i de underliggende løsmassene. Økende poretrykk gir redusert sikkerhet mot utglidning. En overvåking av stabilitetsforholdene betinger altså informasjon om poretrykksutvikling i grunnen. Denne informasjonen kan innhentes fra poretrykksmålere installert ned i sjøbunnen forut for utlegging av steinfyllingen. Installeringen gjøres fra flåte, eventuelt med assistanse fra dykker. Kabelen legges på sjøbunnen og dekkes med en beskyttelsesmatte. Kabelen føres til land hvor den avsluttes i en lukket kum.

En slik overvåking av stabilitetsforholdene vil være nyttig av flere grunner. For det første vil det være betryggende å kunne dokumentere stabilitetsforholdene under utfyllingsarbeidene. Målingene vil gi en kontroll av forutsetningene for de utførte stabilitetsanalysene. Eventuelle behov for justeringer av planene vil kunne avdekkes og tiltak settes inn i tide. Dersom poretrykksmålingene viser at konsolideringen av grunnen går raskere enn forventet, vil man ha et grunnlag for å endre planene slik at utfyllingen kan utføres mer kostnadseffektivt, altså mindre utfylling fra lekter og mer utfylling fra land. Likeledes vil det kunne være en styrke både for pilotprosjektet, og ikke minst for eventuell videre utfylling i Gunneklevfjorden, at stabilitetsforholdene dokumenteres fortløpende underveis.

12 REFERANSER

NGI (2003a)

Hydro Porsgrunn Herøya - Sedimentprøver, Vestre område. NGI-rapport 20011556-3, 2003-03-19.

NGI (2003b)

Hydro Porsgrunn, Herøya. Gunneklevdeponiet - Miljøteknisk undersøkelse for avslutning av deponiet. NGI rapport 20031069-1, 2003-09-17.

NGI (2002)

Karakterisering av utlekkingssegenskaper av avfallene fra Eramet, Porsgrunn. NGI-Teknisk notat, 2002-02-04.

NGI og NIVA (2002)

Utfylling i Gunnekleivfjorden – Mulighetsstudie. Norges Geotekniske Institutt (NGI) og Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) rapport: Geotekniske og miljømessige vurderinger. NGI rapport nr 20011556-1, 2002-05-08.

NGI (1989)

Miljøkartlegging på Herøya. Delrapport E. Kvantifisering av miljøgifter i grunnen og tilførselen til fjordene, NGI-rapport 887511-02 Del E, 1989-01-13.

Noteby (1992)

Rolf Grohs A/S, Porsgrunn. Slagg fra PEA, Porsgrunn. Materialundersøkelser. Rapport nr 33431-1, 1992-04-30.

Tørum, E. (2003)

Deponiløsninger for forurensede sjøbunnsedimenter, Case Herøya. Hovedoppgave NTNU våren 2003.

Hydros forskningssenter (1996)

Transport av klorerte hydrokarboner og kvikksølv fra Gunnekleivfjorden i perioden 10.1 – 19.6 1996, (Prosj.nr. R74134)

NGI (2003)

Hydro Porsgrunn Industripark – Deponi i Gunnekleivfjorden. Grunnundersøkelser og geotekniske vurderinger. NGI rapport 20031352-1, 2003-07-27.

NGI (1980)

Norsk Hydro - Sammenstilling av grunnundersøkelser. NGI rapport 79041-5, 1980-06-12.

NGI (1977)

Norsk Hydro a.s. - Porsgrunn Fabrikker. Grunnundersøkelser og stabilitetsvurderinger for slamsperre i Gunnekleivfjorden. NGI rapport 75062-2, 1977-04-20.

NGI (1968)

Ajourførte observasjoner av setninger og poretrykk ved utfylling i Gunnekleivfjorden, Herøya. NGI rapport 62/50-9, 1968-05-05.

NGI (1966)

Observasjoner av setninger, poretrykk og skjærfasthetsøkning ved utfylling i Gunnekleivfjorden, Herøya. Prognoser for gjenstående setninger. NGI rapport 62/50-7, 1966-06-06.

NGI (1966)

Summary of the Soil Investigations at the Gunnekleivfjord, Herøya. NGI-rapport 62/50-6, 1966-02-02.

NGI (1965)

Setninger av jernbanebro over Frednessundet. NGI rapport 62/50-5, 19651230.

NGI (1965)

Supplerende grunnundersøkelser i forbindelse med utfylling av Gunneklevfjorden, Herøya. NGI rapport 62/50-4, 1965-07-15.

NGI (1963)

Vurdering av tomtearealene ved, og veifyllingsprosjektet i Gunneklevfjorden, Herøya. NGI rapport 62/50-2, 1963-04-26.

NGI (1963)

Herøya. Foreløpig rapport over utførte grunnundersøkelser for fylling i Gunneklevfjorden. NGI rapport 62/50-1, 1963-03-09.

Kontroll- og referanseside/ Review and reference page



Oppdragsgiver/Client Hydro Porsgrunn Industripark	Dokument nr/Document No. 20031257-1
Kontraktsreferanse/Contract reference	Dato/Date 16 september 2003
Dokumenttittel/Document title Hydro Porsgrunn, pilotdeponi i Gunneklevfjorden Miljøeffekter og geotekniske vurderinger Prosjektleder/Project Manager Audun Hauge Utarbeidet av/Prepared by Espen Eck	Distribusjon/Distribution ☐ Fri/Unlimited ☒ Begrenset/Limited ☐ Ingen/None
Emneord/Keywords Environmental geotechnology, dredging, dam, foundation, environmental effect	
Land, fylke/Country, County Telemark Kommune/Municipality Porsgrunn Sted/Location Herøya Kartblad/Map 1713 I UTM-koordinater/UTM-coordinates	Havområde/Offshore area Feltnavn/Field name Sted/Location Felt, blokknr./Field, Block No.

Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001								
Kon-trollert av/ Reviewed by	Kontrolltype/ Type of review	Dokument/Document		Revisjon 1/Revision 1		Revisjon 2/Revision 2		
		Kontrollert/Reviewed		Kontrollert/Reviewed		Kontrollert/Reviewed		
		Dato/Date	Sign.	Dato/Date	Sign.	Dato/Date	Sign.	
AH	Helhetsvurdering/ General Evaluation *							
WUT	Språk/Style							
AH	Teknisk/Technical							
	- Skjønn/Intelligence							
	- Total/Extensive							
	- Tverrfaglig/ Interdisciplinary							
WUT	Utforming/Layout							
AH	Slutt/Final							
JGS	Kopiering/Copy quality							
* Gjennomlesning av hele rapporten og skjønnsmessig vurdering av innhold og presentasjonsform/ On the basis of an overall evaluation of the report, its technical content and form of presentation								
Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release		Dato/Date			Sign.			