



0-93033

Akvatiske effekter av deponert katodeavfall

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93033	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2949	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Akvatiske effekter av deponert katodeavfall.	8.10.1993	NIVA 1993
	Faggruppe:	
	Industriforensninger	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Kristoffer Næs Eigil Rune Iversen		
	Antall sider:	Opplag:
	38	100

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Hydro Aluminium Karmøy/Høyanger/Sunndal/Årdal, Elkem Aluminium Mosjøen/Lista, Sør-Norge Aluminium a.s. , SFT.	

Ekstrakt: Aluminiumindustrien gir idag opphav til ca. 25.000 tonn årlig med karbon og foringsstein som må fjernes fra smelteovnene. Dette materialet kalles katodeavfall og defineres som alt avfall innenfor katodekassen bortsett fra katodejern. Katodeavfall består av karbonmateriale, ildfast materiale og badrester. Basert på den kunnskap, erfaring og datamengde tilgjengelig om katodeavfall og deponert katodeavfall som finnes ved alle nordiske aluminiumsverk, er de akvatiske miljøvirkningene av dagens deponier i Norge vurdert. Det eksisterer ikke deponier som kun inneholder katodeavfall, men en samblending med annet prosessavfall. Deponiundersøkelsene belyser derfor påvirkningen fra flere kilder. Det er gjennomført målinger av avrenningsvann/sigevann ved flere av deponiene. Antall prøver er små og gir ikke grunnlag for statistisk holdbare konklusjoner. Det eksisterer så å si ikke studier, hverken nasjonalt eller internasjonalt, som belyser eventuelle biologiske effekter. Resultatene fra de målingene som er gjennomført samt faglig skjønn, tilsier at deponiene utgjør en liten trussel mot vannmiljøet. Eventuelle effekter må være små/begrensede og opptre i nærsone. Effekter av eventuelle fremtidige deponier av kun katodeavfall (karbonmateriale, ildfast materiale og badrester) vil være mindre enn dagens blandede deponier.

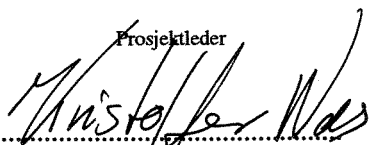
4 emneord, norske

1. Katodeavfall
2. Deponier
3. Avrenning
4. Akvatiske virkninger

4 emneord, engelske

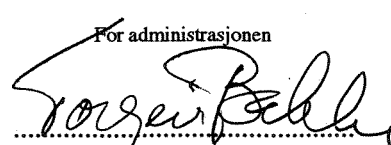
1. Spent potlinings
2. Landfills
3. Leaching
4. Aquatic effects

Prosjektleder



Kristoffer Næs

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN82-577-2371-1

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
SØRLANDSAVDELINGEN

O-93033

Akvatiske effekter av deponert katodeavfall

Grimstad, 8. september 1993

Prosjektleder: Kristoffer Næs
Medarbeidere: Eigil Rune Iversen
Mette Cecilie Lie

Forord

Dette oppdraget er gjennomført i henhold til programforslag av 22. desember 1992 'Deponering av katodeavfall. Påviste og sannsynlige virkninger av dagens deponier på det akvatiske miljø' og i henhold til kontrakt nr. M-15/150, Hydro Aluminium a.s., Årdal Metallverk.

Prosjektet er finansiert av aluminiumsverkene Hydro Aluminium Karmøy/Høyanger/Sunndal/Årdal, Elkem Aluminium Mosjøen/Lista, Sør-Norge Aluminium og SFT.

Hovedkontaktpersoner for industrien har vært Steinar Frosta og Eirik Hove, Hydro Aluminium, Årdal. Hovedkontaktperson i SFT var i oppstartingsfasen Bente Gjerstad og Per Chr. Jæger, under prosjektgjennomføringen Per Chr. Jæger. Følgende har vært kontaktpersoner ved de enkelte verkene: Per Ravn (Hydro Aluminium, Karmøy), Alf Milde (Hydro Aluminium, Høyanger), Svein Sund (Hydro Aluminium, Sunndalsøra), Eirik Hove (Hydro Aluminium, Årdal), Richard Karstensen (Elkem Aluminium, Mosjøen), Oddvar Røiseland (Elkem Aluminium, Lista) og Sten Helland (Sør-Norge Aluminium). I tillegg har Erle Grieg Astrup (Elkem HMS, Hovedkontoret), Eirik Nordheim (AMS), Cato Isene Stoll (Hydro Aluminium Hovedkontoret/Effektstudien), Magne Leinum (Hydro Aluminium, Sunndalsøra), Ivar Berge (Hydro Aluminium, Årdal) og Svein Harry Samuelson (Elkem Aluminium, Lista) deltatt.

Alle takkes for konstruktive synspunkter og bidrag.

Kristoffer Næs
prosjektleder

Innholdsfortegnelse

Forord.....	2
Innholdsfortegnelse.....	3
1. Konklusjoner.....	5
2. Innledning.....	6
3. Formål.....	6
4. Gjennomføring.....	7
5. Produksjon, sammensetning og mulige akvatiske effekter av katodeavfall.....	8
5.1. Produksjon av katodeavfall.....	8
5.2. Sammensetning av katodeavfall og sivevann fra avfallet.....	9
5.3. Mulige akvatiske effekter av katodeavfall.....	12
5.3.1. Fluorid.....	12
5.3.2. Cyanid.....	13
5.3.3. PAH.....	14
5.3.4. Andre komponenter.....	15
6. Situasjonen ved de enkelte verk.....	16
6.1. Elkem Aluminium, Lista.....	16
6.1.1. Beskrivelse av deponier.....	16
6.1.2. Avrenning fra deponiene.....	16
6.1.3. Miljøsituasjonen i resipienten.....	17
6.1.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet.....	17
6.2. Hydro Aluminium, Karmøy.....	18
6.2.1. Beskrivelse av deponi.....	18
6.2.2. Avrenning fra deponi.....	18
6.2.3. Miljøsituasjonen i resipienten.....	18
6.2.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet.....	19
6.3. Sør-Norge Aluminium, Husnes.....	19
6.3.1. Beskrivelse av deponi.....	19
6.3.2. Avrenning fra deponi.....	19
6.3.3. Miljøsituasjonen i resipienten.....	20
6.3.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet.....	20
6.4. Hydro Aluminium, Årdal.....	20
6.4.1. Beskrivelse av deponier.....	20
6.4.2. Avrenning fra deponiene.....	21
6.4.3. Miljøsituasjonen i resipienten.....	22
6.4.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiene.....	22
6.5. Hydro Aluminium, Høyanger.....	23
6.5.1. Beskrivelse av deponier.....	23
6.5.2. Avrenning fra deponi.....	23
6.5.3. Miljøsituasjonen i resipienten.....	23
6.5.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet.....	23

6.6. Hydro Aluminium, Sunndal.....	24
6.6.1. Beskrivelse av deponi	24
6.6.2. Avrenning fra deponi	24
6.6.3. Miljøsituasjonen i resipienten.....	24
6.6.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet	25
6.7. Elkem Aluminium, Mosjøen.....	25
6.7.1. Beskrivelse av deponier	25
6.7.2. Avrenning fra deponier	26
6.7.3. Miljøsituasjonen i resipienten.....	27
6.7.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiene.....	28
7. Situasjonen for bransjen	29
8. Internasjonale erfaringer	31
9. Kunnskapshull	32
10. Referanser.....	33

1. Konklusjoner

Aluminiumindustrien gir opphav idag til ca. 25.000 tonn årlig med karbon og foringsstein som må fjernes fra smelteovnene. Dette materialet kalles katodeavfall ('spent potlinings' på engelsk) og defineres som alt avfall innenfor katodekassen bortsett fra katodejern. Katodeavfall består av karbonmateriale, ildfast materiale og badrester: aluminiumoksid, kryolitt, karbonater og fluorider. I tillegg dannes karbider, nitrider og cyanider ved elektrolysen. Deponeringspraksis for katodeavfallet varierer fra verk til verk og inkluderer både land- og sjø-(strandsoner)deponier. Imidlertid har de fleste av dagens aktive deponier sjø som primærresipient.

I den seinere tid er det foretatt betydelige utslippsreduksjoner ved mange verk. I takt med disse utslippsreduksjonene ønsker man å vurdere/vite i hvilken grad deponiene påvirker miljøet. Formålet med denne undersøkelsen har derfor vært:

Basert på den kunnskap, erfaring og datamengde tilgjengelig om katodeavfall og deponert katodeavfall som finnes ved alle nordiske aluminiumverk, skal man analysere og vurdere de akvatiske miljøvirkningene av dagens deponier i Norge

Hovedkonklusjonene er:

Det eksisterer ikke deponier som kun inneholder katodeavfall, men en samblending med annet prosessavfall. Deponiundersøkelsene belyser derfor påvirkningen fra flere kilder.

Det er gjennomført målinger av avrenningsvann/sigevann ved flere av deponiene. Antall prøver er lite og gir ikke grunnlag for statistisk holdbare konklusjoner.

Det eksisterer så å si ikke studier, hverken nasjonalt eller internasjonalt, som belyser eventuelle biologiske effekter. Miljøundersøkelsene som er gjennomført i resipientene til norske aluminiumverk, har i all vesentlighet hatt som formål å beskrive effekter av prosessavløp.

Resultatene fra de målingene som er gjennomført samt faglig skjønn, tilsier at deponiene utgjør liten trussel mot vannmiljøet. Eventuelle effekter må være små/begrensede og opptre i nærsonen.

Effekter av eventuelle fremtidige deponier av kun katodeavfall (karbonmateriale, ildfast materiale og badrester) vil være mindre enn dagens blandede deponier.

Det har vært antatt at cyanid, fluorid og PAH er de mest aktuelle forbindelsene i forurensningsmessig sammenheng. Vurderingene og tildels analyser tilsier at PAH sannsynligvis ikke er et problem ved deponering av katodeavfall. Det skal ikke være forskjell mellom 'prebake'- og 'Søderberg'-teknologi i PAH-avrenning fra et eventuelt fremtidig katodedeponi.

Eventuelle nye undersøkelser for å dekke fremkommet kunnskapsbehov, bør ha som formål å styrke de konklusjoner, som delvis er gitt på skjønnsmessig basis. Det viktigste er å beregne materialtransport, belyse opptak i organismer og effekter på marine samfunn samt beskrive tidsvariasjon i utlekkingshastighet. Dette må gjøres på en statistisk holdbar måte.

2. Innledning

Aluminiumsindustrien gir opphav til karbon og foringsstein som periodevis må fjernes fra smelteovnene. Dette materialet kalles katodeavfall ('spent potlinings' på engelsk) og defineres som alt avfall innenfor katodekassen bortsett fra katodejern. Katodeavfall består av karbonmateriale, ildfast materiale og badrester: Aluminiumoksid, kryolitt, karbonater og fluorider. I tillegg dannes karbider, nitrider og cyanider ved elektrolysen (Fjeld og Mathiesen 1990, Heie 1990). Deponeringspraksis for katodeavfallet varierer fra verk til verk og inkluderer både land- og sjø-(strandsone)deponier. Imidlertid har de fleste av dagens aktive deponier sjø som primærresipient.

Undersøkelsene for å belyse akvatiske miljøeffekter fra aluminiumindustrien har vært konsentrert om virkningene av direkteutslippene. I sjøresipientene har det spesielt vært fokusert på innhold av PAH i sedimenter og organismer. Dette har vært naturlig siden utslippene av f.eks. PAH til sjø har vært fra 1 til 10-20 tonn pr. år fra hvert verk, fra enkelte muligens mer. I den sammenheng har eventuelle miljøeffekter fra deponiene blitt vurdert som små. I den seinere tid har det imidlertid skjedd betydelige utslippsreduksjoner ved mange verk. I takt med disse utslippsreduksjonene ønsker man å vurdere/vite i hvilken grad deponiene påvirker miljøet. Behovet for ytterligere informasjon framkommer også av NGUs landsomfattende kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn.

Påleggene fra forurensningsmyndighetene har variert fra verk til verk, men til en viss grad tilpasset de lokale forholdene. Det er mulig å tenke seg at internasjonale avtaler, f.eks. EFs regelverk, også kan få betydning for hvilke reguleringer myndighetene vil legge på deponering av katodeavfall i framtida.

Aluminiumindustriens Miljøsekretariat (AMS) arrangerte i september 1992 et fagmøte om miljøproblemene i tilknytning til eksisterende katodedeponier. Selv om man bedømte de akvatiske effektene som relativt begrensede, forelå det lite kjent dokumentasjon som kunne bekrefte/avkrefte dette. Det var derfor et behov for en gjennomgang av den eksisterende kunnskap om akvatiske miljøvirkninger ved deponering av katodeavfall ved norske verk.

3. Formål

Formålet med dette prosjektet er nedfelt i programforslaget, seinere justert under etableringsmøtet 12. januar 1993 (referat Hydro Aluminium a.s., Årdal Metallverk, arkivref. EH/KAT/004735):

Basert på den kunnskap, erfaring og datamengde tilgjengelig om katodeavfall og deponert katodeavfall som finnes ved alle nordiske aluminiumverk, skal man analysere og vurdere de akvatiske miljøvirkningene av dagens deponier i Norge

4. Gjennomføring

Eksisterende utredninger og rapporter om miljøforhold i de akvatiske resipientene for utslipp fra aluminiumverkene, miljøundersøkelser knyttet til deponiene og annen relevant nasjonal litteratur danner grunnlaget for dette prosjektet. Befaringer til de enkelte verk i perioden 27. mai til 8. juli 1993 inngår som et viktig grunnlag for vurderingene.

Det er videre gjennomført datasøk i 10 internasjonale referansebaser under søkeordet 'potlinings' for perioden 1970-1993. Følgende baser ble anvendt:

Chemical Abstract Search
Metadex
NTIS
Enviroline
Pollution Abstracts

Environmental Bibliography
Aquatic Science and Fisheries Abstracts
Water Resources Abstract
Oceanic Abstracts
Compendex Plus

Forespørsel om relevant informasjon om miljøeffekter av katodeponering er rettet til engelske verk gjennom Aluminiumindustriens Miljøsekretariat (ved E. Nordheim) og til GA-metall AB i Sverige.

I beskrivelsen av miljøsituasjonen i resipienten for avløp fra de forskjellige verkene er det gitt en kort og summarisk beskrivelse av tilstanden. Istedenfor å referere til konsentrasjoner i sedimenter og organismer, er det brukt betegnelsen overkonsentrasjoner. Overkonsentrasjoner uttrykker forholdet mellom observert konsentrasjon dividert med en 'normalverdi'. Normalverdi representerer generelt øvre grense for konsentrasjonsintervallet som forekommer over store områder utenfor påvirkning fra punktkilder. Dette er en operasjonell og til dels upresis definisjon siden 'normalverdien' vil kunne variere på grunnlag av variasjoner i generell menneskelig påvirkning og naturlig forekomst. Overkonsentrasjonene må dermed også sees på som ca.-verdier. For ytterligere beskrivelser refereres det til Knutzen og Skei (1990) og Knutzen et al. (in prep.).

5. Produksjon, sammensetning og mulige akvatiske effekter av katodeavfall

5.1. Produksjon av katodeavfall

Den årlige produksjon av katodeavfall i Norge er for tiden ca. 30.000 tonn. I tabell 1 er det gitt en oversikt over hvordan avfallsmengdene fordelte seg på de enkelte verk i 1992. Variasjoner fra år til år forekommer avhengig av utskiftingen av celler.

Tabell 1. Produksjon av katodeavfall (tonn/år) ved de enkelte verkene i 1992.

Verk	Mengde
Elkem Lista	1.800
Hydro Karmøy	6.500
Sør-Norge Al	2.500
Hydro Årdal	3.800
Hydro Høyanger	1.300
Hydro Sunndal	4.800
Elkem Mosjøen	2.500

Siden produksjonen av aluminium i Norge startet ved begynnelsen av dette århundre, har deponeringspraksis vært forskjellig. Katodeavfallet har ofte vært blandet med annet avfall ved verkene i deponier på verksområdene eller i verkens nærhet. Slikt avfall er også benyttet som fyllmasser på verksområdene eller til andre oppfyllingsformål. Ved verkene idag foretas en sortering av de forskjellige avfallstypene. Katodeavfallet avgrenses innenfor et hoveddeponi for avfall eller i et eget deponi. Deponiene er enten landdeponier der sigevannet har kort vei til sjøen eller strandkantdeponier der avfallsmassene er deponert i strandsonen over og under sjøvannstanden. Kun to deponier drenerer til et vassdrag, Årdal Verk, Øvre Årdal og Elkem Mosjøen, Lundvegen. Landdeponiene utsettes for utvasking ved tilførsler av nedbør og ved grunnvannstilførsler. Utvasking fra strandkantdeponiene skjer både ved nedbør, grunnvann, tidevannsbevegelse og bølger.

Det er noe forskjellig praksis når det gjelder riving av katodebunner. De fleste verkene river katodene enten inne i verket eller på særskilte plasser utenfor elektrolysehallene. Riving skjer i hovedsak tørt ved utmeisling. To av verkene, Hydro Aluminium, Karmøy og Sør-Norge Aluminium, Husnes, spuler katodebunnen med vann før den tippes og innholdet faller ut og delvis fra hverandre. Katodejern og større klumper av aluminium fjernes før deponering. Ved Karmøy forgår også en viss utsortering av karbonmateriale på deponiområdet. Slikt kull er periodevis blitt solgt som reduksjonsmiddel til stålverk.

5.2. Sammensetning av katodeavfall og sivevann fra avfallet.

Hovedkomponentene i katodeavfall er :

- Karbon: Katodekull og stampemasse
- Foringsstein: Ildfast stein og isolasjonsstein
- Badkomponenter

I badrestene finnes en del metallisk aluminium. Større aluminiumklumper sorteres ut og tas inn i verket igjen. En del metall følger likevel avfallet til deponiet. Katodejern tas idag ut som skrapjern og regnes ikke lenger med i avfallsmengdene. I noen eldre deponier kan jernmengdene være betydelige.

Det finnes en rekke kilder for den kjemiske sammensetning av katodeavfall i litteraturen. Her i landet har for eksempel Årdal Verk foretatt en rekke analyser av bestanddeler i katodeavfall i 1970- årene, i hovedsak i forbindelse med gjenvinningsprosjekter. Katodematerialet er meget inhomogent. De forskjellige komponenter som har forurensningsmessig betydning, spesielt cyanid og fluorid, viser store variasjoner i konsentrasjon avhengig av hvor i katodebunnen analyseprøven er tatt. Representativ prøvetaking av avfallet i selve deponiet er derfor meget vanskelig. I Norge er det gjort to undersøkelser av bestanddelene i katodeavfall. Begge er utført ved Hydros Forskningscenter Porsgrunn. Den ene (Fjeld og Mathiesen 1990) gir en oversikt over sammensetning og muligheter for gjenvinning og behandling av avfallet basert på norske og internasjonale referanser. I den andre rapporten (Siljan 1991a) er det foretatt analyser av forskjellige deler av katoden etter en systematisk oppsaging av to "representative" katodebunner. Det er benyttet katoder fra Hydro Sunndal og Hydro Karmøy (prebake-celler). Det er foretatt både kjemisk og mineralogisk analyse av cellenes forskjellige bestanddeler i utvalgte prøvesnitt. Det er med bakgrunn i alle data laget et forslag til sammensetning i en brukt celle innenfor Hydro Aluminium.

Beregning av sammensetningen av katodeavfall generert av Elkem Mosjøen og Elkem Lista er gjort av Siljan (1991b). Beregningene baserer seg på litteratordata, kjemiske analyser av aske og råmaterialer til Elkems pyrolyseprosess og på kvalifiserte antagelser. Det understrekes at dataene må betraktes som indikasjoner i mangel av sikre data. Sammensetningen skal representere Søderbergteknologi.

Tabell 2 gjengir resultatene fra Siljan (a,b) direkte. Siljan påpeker at sammensetningen gitt i tabell 2 kan variere. Verdiene for prebake-teknologi er framregnet for å gi en gjennomsnittlig sammensetning av katodeavfall innen Hydro Aluminium og at sammensetningen ut fra Søderberg-teknologi må sees på som indikasjoner. Slik sett gir tallene i tabell 2 med én signifikant siffer, inntrykk av høy presisjon. Det er imidlertid valgt å gjengi sammensetningen i Siljan (a,b) direkte.

Tabell 2. Innhold av komponenter i katodeavfall (etter Siljan 1991a,b). Se også tekst.

Forbindelse	Prebake-teknologi	Søderberg-teknologi
		-
H ₂ O	2,6%	-
C	25,4%	31,9%
Al	12,5%	9,5%
Ca	1,2%	1,1%
Na	23,7%	15,2%
F	13,4%	17,9%
S	0,2%	-
SiO ₂	14,6%	15,2%
Oksider	3,7%	-
PAH*		-
CN	0,1%	0,2%
AIP	9,4 ppm	-
AlN	1,0%	-
Al ₄ C ₃	1,3%	-
Tungmetaller	<0,05%	-

* Siljan (1991a) oppgir PAH innholdet i 'Hydro Aluminium katodeavfall' til 210 ppm. Dette er imidlertid senere rettet til 18,7 ppb (AIP er også korrigert). I undersøkelsene av Siljan 1991(b) oppgis PAH-innhold i katodeavfall generert av Elkem Mosjøen og Elkem Lista til 0,1 %. I følge C. Behrens (Hydro Forskningscenteret) er dette for høyt og heller et uttrykk for føden til det gamle pyrolyseanlegget. Det er lite grunn til å tro at det skulle være vesentlige forskjeller mellom PAH-innhold i katodeavfall fra prebake- og Søderbergteknologi. Elkem Lista (O. Røiseland/S.H. Samuelsen) påpeker også dette og legger til at tidligere registrerte forskjeller i avrenning, må skyldes sammenblanding av katodematerialer og rester av ubrent anodemasse.

Katodeutforming har stor betydning for hvilken sammensetning en vil få ved analyse av brukte katodebunner. I Siljans undersøkelse av katodeavfall fra Hydro Aluminium er det lagt stor vekt på å oppnå så representative tall som mulig. Verdiene kan således betraktes som retningsgivende for moderne prebake-teknologi og derved for innholdet i fremtidig katodeavfall.

En oversikt over konsentrasjoner av de forskjellige bestanddelene i katodeavfall referert i internasjonal litteratur er gjengitt i Heie (1990).

Ved kontakt mellom vann og katodeavfall skjer en rekke reaksjoner :

- Sigevannet fra avfallet blir sterkt basisk på grunn av avfallets innhold av karbonater og oksider av alkalimetaller.
- Innholdet av cyanid kompleksbindes til jern og trolig også til andre tungmetaller i avfallet. Analyse av cyanid i sigevannet, totalcyanid og lett tilgjengelig cyanid, tyder på at det vesentligste av cyanidinnholdet foreligger som meget stabile jernkomplekser.
- I sterkt basisk vandig miljø oppstår hydrogenutvikling ved kontakt mellom aluminium og slikt sigevann.
- AIP vil utvikle fosfin, PH₃ , ved kontakt med vann.

- AlN vil utvikle ammoniakk, NH_3 , ved kontakt med vann.
- Al_4C_3 vil utvikle metan, CH_4 , ved kontakt med vann.
- Mye av fluoridinnholdet er lett utløselig.
- Sigevannet vil også inneholde betydelige mengder aluminium.

A/S Miljøplan (Heie 1990) har i en utredning for Hydro Aluminium A/S og Elkem Aluminium ANS foretatt en evaluering av behandling og deponering av brukte katoder på bakgrunn av litteraturdata. En del typiske verdier for de viktigste komponenter i slikt sigevann er gitt i tabell 3.

Tabell 3. Sammensetning (mg/l) av sigevann fra katodedeponier (etter Heie 1990).

Komponent	Verdi
pH	10-12,7
Tot. oppløst stoff	20000-70000
Tot. susp. stoff	10-3000
Totalt org. karbon	300-500
Aluminium	20-200
Jern	50-350
Natrium	6500-15000
Karbonat	6000-15000
Sulfat	800-7000
Fluorid	1200-8500
Tiocyanat	200-400
Formiat	100-300
Cyanid, total	150-1300
Cyanid, lett tilgjengelig	0-150
Cyanid, svak syre diss.bar	0-20

Verdiene i tabellen er basert på litteraturdata. Resultatene vil variere betydelig avhengig av avfallets alder, deponeringsbetingelser og hydrologiske forhold. Selv om konsentrasjoner er viktige i biologisk effektsammenheng, er det er imidlertid materialtransporten fra deponiet som er avgjørende i et forurensningsbudsjett.

I Bakkejord (1991) er det foretatt beregninger av maksimal utlekking av cyanid, fluorid og PAH fra et strandkantdeponi av rent katodeavfall. Beregningene er gjort ved termodynamiske vurderinger på grunnlag av målinger av sammensetning av katodeavfall fra prebake-teknologi (Siljan 1991a). Maksimale transportmengder er gitt i tabell 4.

Tabell 4. Beregnet utlekking fra strandkantdeponi av katodeavfall (etter Bakkejord 1991).

Forbindelse	Total utlekket mengde pr. tonn katodeavfall
Cyanid, total (kg/år)	0.9
Cyanid, fritt (kg/år)	0.09
Fluorid (kg/år)	95
PAH (g/år)	2×10^{-5}

Sammenligning mellom tabell 4 og tabell 2 tilsier at all cyanid og 70 % av fluorid i ferskt katodeavfall skulle være mobiliserbart. Svært lite PAH skulle være assosiert til katodeavfall fra prebake-teknologi.

Tallene i tabell 4 må betraktes som anslag. De er basert på en teoretisk maksimalbetraktning ut fra analyse av to prebake-celler.

5.3. Mulige akvatiske effekter av katodeavfall

Det er antatt at fluorid, cyanid og PAH representerer de viktigste miljømessig betenkelige forbindelsene ved påvirkning fra katodeavfall. Nedenfor er det gitt en kort omtale av problemstillingene.

5.3.1. Fluorid

Skade fra fluorider på terrestriske planter og dyr er velkjent, likeledes på mennesker ved høyt innhold av fluorid i drikkevann eller mat. Også overfor vannlevende organismer er det observert skader eller hemmende effekter, tildels i konsentrasjoner mindre enn en størrelsesorden over naturlige nivåer. Imidlertid er akvatiske organismers toleranse fremdeles undersøkt bare i beskjeden grad.

En gjennomgang av konsentrasjoner i organismer og giftvirkninger av fluorid er gjennomført av Knutzen (1987a). Opplysningene nedenfor er i hovedsak hentet derfra.

En hovedbegrunnelse for å unngå frigivelse og spredning av fluorid i omgivelsene er antagelsen om at fluor ikke har noen essensielle funksjoner i stoffskiftet hos planter eller dyr. Fluorids giftighet skyldes at fluoridionet reagerer med metallaktivatorene i flere enzymer. Spesielt viktig er den negative effekten på cellulær respirasjon. Andre enzymatiske prosesser som er følsomme for fluorid er omsetningen av karbohydrat, fosfat og kalsium. Årsaken til nedsatt enzymatisk aktivitet er at det dannes sterke komplekser mellom fluorid og den aktuelle metallaktivator (kalsium og andre).

Den hyppigste og mest kjente lagringsmekanisme er når fluorid erstatter hydroksylioner (og i mindre grad bikarbonat) i kalkholdig vev i vertebrater. I ryggskjold hos krepsdyr (og skall av muslinger og snegler) kan utfellingen av kalsiumfluorid spille en stor rolle.

Fluorid som lekker ut fra deponiene har affinitet til aluminiumhydroksid og kan trolig samfelle når pH stiger. Fluorid danner lett stabile komplekser med flerverdige kationer (Fe^{+++} , Al^{+++}). CaF_2 felles ved overskudd av kalsium. Naturlig sjøvann med 35 ‰ saltholdighet inneholder 1,4 mg F/l. Ca. 50 % av fluorid er i form av MgF^+ og ca. 2 % som CaF^+ (Riley and Chester 1971).

I et klassifiseringsystem for saltvann (Knutzen et al. 1993) er fluorid inndelt i fem tilstandsklasser, tabell 5.

Tabell 5. Tilstandsklasser (mg/l) for fluorid i fjorder og kystvann.

Klasse	God	Mindre god	Nokså dårlig	Dårlig	Meget dårlig
Konsentrasjon	<1,3	1,3-4	4-6	6-10	>10

Ved bedømming av forurensningsgrad må saltholdigheten kjennes siden det naturlige fluoridinnholdet vil variere med saltinnholdet.

Enkelte ferskvannsorganismer synes mest ømfintlige med mulig skadegrense ned mot 1,5-2,5 mgF/l mot ca. 5 mgF/l for saltvannsorganismer. På bakgrunn av de delvis lave toleransegrensene kan utslipp av store mengder fluorid representere en risiko for akvatisk liv i ferskvannslokalteter med lavt naturlig fluorid- og kalsiuminnhold. Likeså representerer estuarer og sterkt ferskvannspregede fjorder ømfintlige vannforekomster.

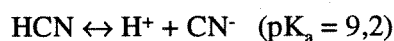
5.3.2. Cyanid

Cyanidforbindelser brukes og dannes i mange industrielle prosesser og kan, foruten i avløpsvann fra smelteverk, forekomme i avløp fra stålproduksjon, bergverk, overflatebehandling av metaller, fotolaboratorier, produksjon av olje, plastikk, kjemikalier osv.

Cyanid forekommer i vann som blåsyre (HCN), cyanid ion (CN⁻), metallcyanidkomplekser, enkle kjeder og komplekse organiske ringmolekyler. Specieringen avhenger i stor grad av kilden. 'Fritt cyanid', definert som sum av HCN og CN⁻, er de primære toksiske forbindelsene. I vandig løsning er HCN en svak syre. Forholdet mellom HCN og CN⁻ er 100 ved pH 7,2, 10 ved pH 8 og 1 ved pH 9,2.

Cyanidkonsentrasjonen bestemmes ofte som total cyanid. Forholdet mellom total cyanid og fritt cyanid i naturlig vann vil variere med sammensetningen av resipientvannet, hvilken cyanidforbindelse som er tilstede, grad av eksponering til sollys og tilstedeværelse av andre kjemikalier.

I vandige løsninger dissosierer cyanid:



Cyanid danner komplekser med alkali-, jordalkali- og tungmetaller med varierende stabilitet. Enkle alkalikomplekser hydrolyserer. Stabiliteten avhenger av hvilket kation og komplekstypen som dannes. De minst stabile er komplekser som inneholder sink, kadmium, kobber, nikkel og sølv. De mest stabile inneholder jern og kobolt. Rader et al. (1993) oppgir at jernkomplekser kan nedbrytes fotokjemisk. De oppgir at når heksacyanoferrat sollysbehandles, kan frigitt CN⁻ sannsynligvis oksyderes til cyanat av løste, treverdige jernforbindelser. Sulfider og oksiderte svovelforbindelser kan føre til dannelse av tiocyanater, SCN⁻.

For analyse av cyanid foreligger en rekke forskjellige metoder. Resultatene kan tildels være metodeavhengige. De fleste av analysene som er utført på sigevann fra deponiene i Norge, er analysert av NIVA som benytter Norsk Standard, NS 4796 og NS 4797, for bestemmelse av henholdsvis totalt cyanidinnhold og såkalt lett tilgjengelig cyanidinnhold. Sistnevnte analyse omfatter innhold av hydrogencyanid, frie cyanidioner samt cyanidkomplekser med en rekke metaller som kobber, sink, kadmium, sølv, nikkel m.fl. Cyanidkomplekser med jern omfattes ikke av denne metoden. I praksis omfatter denne metoden alle cyanidkomplekser som oksideres av klor/hypokloritt som er den vanligste metode for avgiftning av cyanidholdig avløpsvann. De to norske standardene bygger på tilsvarende ISO-standarder. ISO-standardene består i tillegg av en metode for såkalt fritt cyanid som er definert som innhold av cyanid som frigjøres som HCN ved pH 6 og romtemperatur under de betingelser som metoden beskriver.

Giftigheten av cyanid overfor akvatiske organismer skyldes i hovedsak tilstedeværelse av HCN selv om CN⁻ også kan gi gifteffekter. De fleste metallkompleksene er lite giftige. Toksisiteten avhenger av kompleksenes evne til å friggi cyanidion som igjen står i likevekt med HCN.

Diagnose av akutt dødelig cyanidforgiftning av organismer er vanskelig å påvise på grunn av at symptomene er ikke-spesifikke og modifiseres av forskjellige faktorer slik som for eksempel diettmangler. I subletale doser vil cyanid reagere med tiosulfat og danne relativt ikke-giftig tiocyanat

som skilles ut via urin. Hurtig detoksifisering gjør dyr istand til å tåle høye subletale doser over lengre tidsrom.

Det er ingen data som indikerer at cyanider er mutagene, gir misdannelser eller er karsinogene. Det er heller ikke rapportert om oppkonsentrering i næringskjeder. Cyanid har trolig kort levetid i overflatevann på grunn av oksidasjon, kompleksing, sedimentering, mikrobiell nedbrytning og tap ved fordampning (Eisler 1991).

Det eksisterer forskjellige nasjonale vannkvalitetskriterier for cyanid. De strengeste er trolig formulert av EPA for vern av akvatiske organismer. For å unngå uakseptable effekter på ferskvannsorganismer oppgis det at konsentrasjonen av fritt cyanid ikke bør overskride 5,2 µg/l, målt som fire-dagers middel, mere enn en gang hvert tredje år. En-times gjennomsnittet bør ikke overskride 22 µg/l. For saltvann er ikke 4-dager middel angitt, men en-times middelet bør ikke overskride 1µg/l. EPAs grenseverdier er generelt basert på tester, og det er omfattende krav til dokumentasjon. For en nærmere beskrivelse av dette vises det til Knutzen og Skei (1990). For ytterligere informasjon om konsentrasjoner, akutt og kronisk toksisitet, bioakkumulasjon, osv. henvises det til Eisler (1991) og EPA (1985).

5.3.3. PAH

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er ringformede molekyler bygget opp kun av karbon og hydrogen. Strengt tatt omfatter PAH bare molekyler med fra tre ringer og oppover. Imidlertid regnes ofte naftalener og andre disykliske forbindelser med i sum PAH, derimot ikke monosykliske.

De krystallinske PAH-forbindelsene er karakterisert ved høye smelte- og kokepunkter, lavt damptrykk og liten vannløselighet. Generelt avtar løsligheten med økende molekylvekt og, i hovedsak, med grad av metylering. Lineære molekyler er generelt sett mindre vannløselig enn vinkelformede. Løseligheten øker med temperaturen og synes noe lavere i saltvann enn ferskvann (NRC/Canada 1983, Whitehouse 1984, 1985).

Lav løselighet gjør at den største andelen av PAH i vann ofte vil være adsorbent til partikler. Dette gjelder særlig PAH av høyere molekylvekt (Weber og Ernst, 1983). Disse har også størst tendens til å akkumuleres i sedimentene. PAH adsorberes i større grad til organiske enn uorganiske partikler (NRC/Canada 1983).

PAH absorberer lys i bølglengdene 200-400 nm og fotooksyderes (NRC/Canada 1983). Generelt sett er de høymolekylære mest utsatt (Neff 1985), men molekylstrukturen spiller inn i betydelig grad. I vann er fotolyse bare aktuell i de aller øverste par metere pga. lysets hurtige svekking med dypet.

PAH kan brytes ned mikrobielt (dvs. av sopp og bakterier) enten som hovedsubstrat eller samtidig med nedbrytningen av andre organiske forbindelser (kooksydasjon) (Kvernheim et al.1992).

PAH-forbindelsene er lett løselige i fettstoff og skader på organismer kommer delvis av interferens med fettrike membranstrukturer i cellene. Noen av forbindelsene er potensielt kreftfremkallende etter aktivering til forholdsmessig kortlivede stoffskifteprodukter. Disse reagerer med DNA og frembringer endringer i arvestoffet og dermed risiko for dannelse av kreftceller.

I klassifiseringssystemet for sjøvann (Knutzen et al. 1993) er det ikke gitt tilstandsklasser for PAH i vann. Dette skyldes store sprik i litteraturen om naturlig forekommende konsentrasjoner av PAH i vann.

For en mer inngående beskrivelse av PAH henvises det til Kvernheim et al. (1992), Knutzen (1989a) og Næs (1991).

5.3.4. Andre komponenter

Det finnes en rekke andre komponenter i sigevann fra katodeponier. Av disse kan nevnes ammonium, aluminium, arsen samt en rekke tungmetaller. Det er vanskelig å vurdere effekten av disse uten å kjenne mer til tilstandsformen, biotilgjengeligheten og materialtransporten fra deponiene. Hva tungmetaller angår, vil disse trolig for en stor del være kompleksbundet (CN, NH₃) noe som har stor betydning for effektene.

6. Situasjonen ved de enkelte verk

6.1. Elkem Aluminium, Lista

Driften ved verket startet i 1971. Årsproduksjonen er ca. 81.000 tonn aluminium. Elektrolysen skjer i Søderbergovner. Verket genererer årlig ca. 2000 tonn katodeavfall. Riving av katodebunnene skjer tørt på særskilt plass utenfor elektrolysehallerne. Tidligere ble katodebunnene spylt før de ble revet.

6.1.1. Beskrivelse av deponier

Verket har to deponier hvorav det ene er avsluttet som katodedeponi (NGU 1990a). Begge deponiene ligger inne på bedriftsområdene i myrsenkninger over antatt morene og fjell. Det eldste deponiet inneholder 25.000 tonn katodeavfall, 4750 tonn syklonsot, 22500 tonn oksidavfall, samt ovnsot og støperiavfall (Nordal og Goffeng 1992). Den delen av deponiet hvor det er lagret ovnsot (ca. 25 % av arealet), er nylig overdekket med asfalt helt inn til bergveggen for å lede bort overflatevann og nedbør. Resten av deponiet ble overdekket med løsmasser i 1990 og er tilgrodd.

Det nye deponiet har vært i drift siden 1981. Et grøftesystem rundt deponiet fører bort det meste av overflatevann utenom deponeringsområdet.

6.1.2. Avrenning fra deponiene

Jordforsk har foretatt en tiltaksorientert beskrivelse av deponiene og foretatt en vurdering av spredning av sigevann og grunnvann fra deponiene (Nordal og Goffeng 1992 ; Nordal 1992).

Nedbørfeltene til begge deponiene er beskjedne og dermed også sigevannsmengdene .

Avrenningsmønsteret for det gamle deponiet er mest komplisert idet avrenningen spres i forskjellige retninger fra deponiet. Alt grunnvann som er påvirket av forurensningskomponenter samt sigevann fra deponiet, trekkes imidlertid inn mot verkets avløpssystem og føres videre inn i hovedkloakken til Husebysanden.

Det er etablert en rekke prøvetakingspunkter for kontroll av vannkvalitet i sigevann og grunnvann. Disse er prøvetatt i perioden 1987-92. Sommeren 1991 ble det tatt ukentlige prøver av sigevann. Prøvene ble analysert med hensyn på pH, konduktivitet, totalcyanid, totalfluorid, sulfat, aluminium og jern. I en undersøkelse foretatt av Jordforsk i april 1992 (Nordal 1992) ble det tatt stikkprøver av sigevann og grunnvann for analyse av pH, konduktivitet, totalfluorid, PAH, totalcyanid og lett tilgjengelig cyanid.

Tolking av cyanidresultatene fra sigevannsprøvene tyder på at det vesentligste av cyanidinnholdet i sigevannet fra den gamle tippen (målepkt. 2 og 25) foreligger i lett tilgjengelig form, d.v.s. som HCN/CN eller som metallkomplekser som lar seg oksidere med aktivt klor. I sigevann fra den nye tippen synes det vesentligste av cyanidinnholdet å foreligge bundet som jernkomplekser. Det vesentligste av cyanidtransporten synes å komme fra det nye deponiet. Det er ikke påvist cyanid i grunnvannsprøver.

pH-verdien i sigevann fra den nye tippen (pH ≈ 10) er vesentlig høyere enn i sig fra den gamle tippen (pH ≈ 7,8), noe som tyder på at mye av innholdet av alkaliske komponenter i den gamle tippen allerede er vasket ut. Det er mulig at dette delvis kan ha sammenheng med at katodebunnene til å begynne med ble tilsatt vann før riving. Resultatene for fluorid og aluminium viser at også mye av innholdet av disse komponenter er vasket ut fra den gamle tippen. PAH-innholdet i sigevannet er beskjedent.

Dersom man antar at de beregnede avrenningsmengder for 'målepunkt 5' (Nordal 1992) fanger opp det vesentligste av transporten av forurensningskomponenter fra tippene, 132.500 m³/år, og anvender analyseresultatene for april 1992 (usikkert om det er representativt, men er det datamaterialet man har å

forholde seg til) (Nordal og Goffeng 1992 ; Nordal 1992), blir materialtransporten følgende (materialtransporten av fluorid er justert etter opplysninger fra O. Røiseland):

Tabell 6. Beregnet materialtransport fra deponiene til Elkem Lista.

CN-tot	CN-lett tilgjengelig	F	Al	PAH
Tonn/år	Tonn/år	Tonn/år	Tonn/år	kg/år
2,1	0,16	33	1,3	1,2

Det er ikke gjort undersøkelser av spormetaller eller ammonium.

Prøvetakingsprogrammet har ikke vært tilstrekkelig omfattende til å gi grunnlag for en mer eksakt beregning av transport av forurensningskomponenter fra tippene og for å gi en vurdering av utvikling over tid.

6.1.3. Miljøsituasjonen i resipienten

Hovedresipienten for utslipp fra bedriften er sjøområdet ved Husebybukta hvor avløpsvannet slippes ut i strandsonen. Sig fra deponiene vil også i hovedsak trekkes inn mot smelteverkets avløpssystem og videre til hovedutslippet på Husebystranda (Nordal 1992).

Det er ikke gjennomført undersøkelser som beskriver effekter i ferskvann fra deponiene.

Undersøkelser i den marine resipienten har pågått siden 1970. En oversikt over rapporter finnes i Knutzen (1991a). Undersøkelsene har vært konsentrert om observasjoner i strandsonen samt analyser av PAH og fluorid i blåskjell/snegl/tang. Det er gjennomført orienterende undersøkelser av PAH, klororganiske forbindelser og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe (Knutzen 1987c). Generelt er det moderate økologiske skader i nærområdet for utslippene. Knutzen (1991a) oppgir fluoridinnholdet i grisetang, sagtang og fingertare til 3-5 ganger over verdiene fra referansestasjonen. PAH-konsentrasjonen i snegl var omkring 200 og i blåskjell 300->1000 ganger høyere enn normalverdien. Disse verdiene refererer seg til et område ca. 500 m fra utslippsstedet.

6.1.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet

Avrenningen fra deponiene kan gi effekter i bekk/myr nedstrøms deponiene og i Husebybukta etter at sigevannet er gått sammen med verkets øvrige avløpsvann. Imidlertid kan det diskuteres om bekk/myr nedstrøms deponiene, som ligger inne på verksområdet, bør betraktes som resipient. Siden deponiet er omtalt i diverse rapporter, er vurderingene nedenfor gjennomført.

I følge Nordal (1992) vil 'målested 4' gi et bilde av påvirkningen fra den nye tippene på bekken/myra nedstrøms det nye deponiet. Det er ikke målt konsentrasjon av lett tilgjengelig cyanid her, men den må være større enn 1200 µg/l som ble funnet på 'målested 5'. Eksempelvis er EPAs (1985) kriterium for kroniske effekter i ferskvann 5,2 µg/l. Aktutt kriterium er oppgitt til 22 µg/l.

Knutzen (1987a) oppgir at negative effekter på ferskvannsfisk av fluorid er konstatert ned mot 2-3 mg/l. Han oppgir giftighet overfor ferskvannsorganismer generelt fra denne verdien og opp til ca. 200 mg/l. Fluoridmålinger gjennomført av bedriften i perioden 1987-1992 lå generelt i området 500 mg/l (Nordal 1992).

Avrenningen fra deponiene utgjør 15 m³/t ut fra målinger gjennomført på 'målested 5' (Nordal 1992). Etter dette går avrenningen sammen med det øvrige vaskevannet fra verket, ca. 8.000 m³/t, og slippes ut på Husebysanden. Anvendes konsentrasjonen av lett tilgjengelig cyanid på 1200 µg/l vil denne fortynnes til 2 µg/l etter samblanding med vaskevannet. Imidlertid har det ikke blitt påvist cyanid i avløpsvannet. Eksempelvis er EPAs kroniske kriterium for fritt cyanid i saltvann 1 µg/l.

Transporten av fluorid fra 'målested 5' ble beregnet til 33 tonn/år. Direkteutslippene fra verket til sjø i 1992 var ca. 230 tonn. Likeledes ble PAH-transporten beregnet til 1,2 kg/år, mens utslippet med vaskevannet er beregnet til ca. 5 tonn i 1992 (O. Røiseland, pers.med.).

Vurderingene tilsier at effektene på den marine resipienten fra avrenning fra deponiene må være liten.

Både det nye og det gamle deponiet har betegnelsen "Behov for snarlige undersøkelser eller tiltak" i den landsomfattende kartleggingen av spesialavfall i deponier og forurenset grunn (NGU 1990a).

6.2. Hydro Aluminium, Karmøy

Hydro Aluminium, Karmøy har vært i drift siden 1967. Verket produserer ca. 220.000 årstonn aluminium i Søderberg- og prebake-ovner. Verket genererer ca. 5-8000 tonn katodeavfall i året, i 1992 6.500 tonn.

6.2.1. Beskrivelse av deponi

Bedriften har flere typer deponier på bedriftsområdet. Alt katodemateriale er imidlertid samlet i det såkalte nordre deponi. Deponiet ligger like utenfor ovnshallen i en forsenkning med tette bunnmasser av marin leire. Alt sigevann fra deponeringsområdet drenerer til et anlagt sedimenteringsbasseng der det blandes med gassvaskevann fra ovnshallene og drenerer videre via steinsettinger til resipienten Karmsundet.

Katodebunnene rives på en betongplattform på deponiområdet like utenfor ovnshallen. Katodebunnen spyles med vann før den tippes før videre oppdeling.

Ialt er deponert ca. 100.000 tonn katodeavfall siden 1967. Det meste er overdekket og tilsådd.

6.2.2. Avrenning fra deponi

Det er ingen synlig avrenning fra deponiet. Gjennomgang av måledata over de siste 5 år for utslipp av fluorid til sjø er gjort av P. Ravn, Hydro Karmøy (pers.med.) Det viser et totalt fluoridutslipp på 45 kg F/time eller 394 tonn/år (hvorav 324 tonn/år fra nordre basseng). Bidraget fra katodedeponiet (nordre basseng) er anslått til 5.5 kg F/time svarende til ca. 48 tonn F på årsbasis. Bidraget fra katodedeponiet utgjør dermed ca. 15 % av fluoridutslippet fra nordre basseng og ca. 12 % av Hydro Karmøys totale fluoridutslipp til sjø.

Det er foretatt stikkprøver for analyse av cyanid (metode ikke kjent). Det er funnet spor av cyanid (0,009 ppm CN) ved utløpet av øvre dam.

6.2.3. Miljøsituasjonen i resipienten

Karmsundet er resipient for utslipp til vann fra Hydro Aluminium, Karmøy. Avrenning fra katodedeponiet skjer via sedimenteringsdammer til Haavika ved nordre del av bedriftsområdet. Karmsundet ble undersøkt av NIVA i 1976 (orienterende) (Skei 1978) og i 1988 av Knutzen et al.

(1989). Rogalandforskning gjennomførte undersøkelser i 1979/80 (Berg 1981). Undersøkelsene har omfattet hydrografiske/-kjemiske forhold, innhold av miljøgifter i sedimenter og i marine organismer (tang, skjell, krabbe, fisk) og sammensetning av bløtbunnsfauna. Undersøkelsene har hatt som hovedmål å gi en generell beskrivelse av miljøtilstanden i Karmsundet.

Knutzen et al. (1989) konkluderer med at konsentrasjonene av PAH i sedimenter var i størrelsesorden 25-200 ganger høyere enn bakgrunn med avtagende verdier fra smelteverket. Fisk og krabbe fra området nær bedriften hadde PAH-konsentrasjoner 3-5 ganger bakgrunn. PAH-forurensningen av snegl var konsentrert om de nærmeste få kilometrene nord og sør for smelteverket, mest i det sørlige utslippsområdet med overkonsentrasjoner i størrelsesorden 150 ganger. Innhold av øvrige miljøgifter (klororganiske forbindelser, fluorid og metaller) var moderat/lavt i fisk, snegl og tang. Hurtig avtagende forurensningspåvirkning med avstand fra verket tilskrives god vannutskifting i Karmsundet.

6.2.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet

Det er ikke mulig med den datamengde som er tilgjengelig, å kvantifisere påvirkningen av katodeavfallet, ei heller avrenningen fra hele nordre deponi, på resipienten. For fluorid er det gjort overslag hva transporten fra katodeavfallet kan være; ca. 48 tonn/år. Imidlertid sett mot et totalutlipp til sjø fra verket på ca. 370 tonn F/år og kun lavt innhold av fluorid i fisk, snegl og tang, må påvirkningene fra deponiet være små og lokale.

Eventuelle feltundersøkelser for å kartlegge effektene av avrenningen fra deponiet vil ikke kunne relateres eksplisitt til katodeavfall.

Deponiet har betegnelsen "Behov for undersøkelser ved planer om arealbruksendring" i den landsomfattende kartleggingen av spesialavfall i deponier og forurensset grunn (NGU 1990b).

6.3. Sør-Norge Aluminium, Husnes

Verket ble startet i 1965 og produserer årlig 68.000 tonn aluminium utelukkende i prebake-ovner. Produksjonskapasiteten er 85.000 tonn med en planlagt utvidelse til 103.000 tonn. Verket genererer årlig ca. 2500-3000 tonn katodeavfall.

6.3.1. Beskrivelse av deponi

Deponiet kan karakteriseres som et strandkantdeponi og ligger på gammel sjøbunn adskilt fra fjorden med en steinmolo. Katodeavfallet er samlet i flere mindre deponier i deponeringsområdet som også inneholder andre typer avfall fra verket inklusive forbruksavfall. Anodestøv er deponert i såkalte 'storsekker'. Eldre deler av deponiet er overdekket. Deponeringsområdet er inngjerdet av en steinmolo som på Karmøy. Riving av katodebunner skjer på særskilt plass utenfor ovnshallen. Spylevann går inn i deponeringsområdet.

6.3.2. Avrenning fra deponi

Avrenning fra deponiet skjer diffust gjennom steinmoloen. Bedriften prøvetar 10 punkter i sjøresipienten 1 gang årlig på 0.5 meters dyp i 5 meters avstand fra steinmolen som avgrenser deponiet. Prøvene analyseres for pH og fluorid. Det opplyses (S. Helland) at konsentrasjonene ikke skiller seg fra verdiene på referansestasjonen 2 km unna.

6.3.3. Miljøsituasjonen i resipienten

Deponiområdet for katodeavfall fra Sør-Norge Aluminium på Husnes drenerer til Onarheimsvågen. En resipientundersøkelse i sjøen utenfor avfallstippen ble gjennomført av NIVA i 1980 (Rygg og Green 1981) og omfattet sammensetning av organismesamfunnene i strandsonen og på bløtbunn samt innhold av miljøgifter i tang og blåskjell. Sjøområdet rundt avfallstippen var lite synlig påvirket. Det ble funnet moderat forhøyede konsentrasjoner av fluorid, kadmium og sink i tang og av PAH i blåskjell. En tilsvarende undersøkelse ble gjentatt i 1987 (Hasle 1988). Den viste reduserte konsentrasjoner av fluorid i tang og PAH i blåskjell sammenlignet med 1980. Bløtbunnsfaunaen i nærområdet var preget av forurensningspåvirkning.

Det er ikke gjennomført systematisk kartlegging av PAH-konsentrasjonen i sedimentene. Analyser fra to stasjoner i 1986 (Næs 1986) viste fra 12 til 46 µg sum PAH/g. Dette tilsvarer overkonsentrasjoner fra 30 til ca. 100 ganger.

6.3.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet

Det er kun prebake-teknologi og ingen anodeproduksjon ved verket. Direkte PAH-utslipp skulle derfor ikke være tilstede. Bedriften har analysert avløpsvannet. Det blir opplyst (S. Helland) at PAH ikke ble påvist. De høye PAH-konsentrasjonene i sedimentet kan derfor skyldes avrenning/tidevannsutvasking fra deponiet. Katodeavfall kan neppe være kilden. Det er ikke kjent om annet avfall herunder anodestøv, som deponeres i 'storsekker' på land i området, kan bidra. En annen mulig kilde kan være påvirkning fra skipstrafikk. Det må imidlertid presiseres at dataomfanget for PAH i sedimentene er utilstrekkelig for sikre konklusjoner.

Det er ikke mulig å prøveta drensvann fra katodeavfall direkte. Det er også vanskelig å foreta målinger av materialtransport fra deponeringsområdet til resipienten.

Eventuelle feltundersøkelser for å kartlegge effektene av avrenningen fra deponiet vil ikke kunne relateres eksplisitt til katodeavfall.

Deponiet har betegnelsen "Behov for undersøkelser ved planer om arealbruksendring" i den landsomfattende kartleggingen av spesialavfall i deponier og forurenset grunn (NGU 1989).

6.4. Hydro Aluminium, Årdal

Ved verket i Årdal er metallproduksjonen lokalisert i Øvre Årdal, mens anodeproduksjonen foregår på Årdalstangen. Produksjonen av aluminium er ca. 190.000 tonn/år hvorav 50.000 tonn produseres i Søderbergovner og resten i prebake-ovner. Verket genererte i 1992 ca. 3.88 tonn katodeavfall. Katodebunnene rives tørt inne i hallene.

6.4.1. Beskrivelse av deponier

I perioden 1947-87 ble alt katodeavfall inklusive katodejern deponert på tippen i Øvre Årdal. I tiden etter er avfallet deponert på tippen på Årdalstangen.

Før avslutning av deponeringen i Øvre Årdal ble tippen gjennomgravd og katodejernet ble tatt ut. Det ble deretter foretatt en arrondering, overdekking og tilsåing. Tippen ligger i dalbunnen på en sprengsteinsfylling ovenfor verket. Den ligger ovenfor kulverten som fører utløpsvann fra Tyin Kraftverk. Under sprengsteinsfyllingen er det morene/grus. På grunn av generelt lite nedbør blir det tilført en del vann i tørre perioder for å vedlikeholde vegetasjonen. I den bratte skråningen på tippen er

det likevel vanskelig å få vegetasjonen til å etablere seg. Noen erosjonsskader kan observeres her. Ialt er det deponert ca. 350.000 tonn katodeavfall i denne tippen (GEOCARE 1990). Tippen dekker et areal på 31.000 m².

Tippen på Årdalstangen kan karakteriseres som et strandkantdeponi. I dette området er også deponert annet avfall både fra anodefabrikken og fra metallverket siden 1970-årene (NGU 1990c). Tippen utsettes for utvasking ved tilførsler av grunnvann/overflatevann fra nedbørfeltet, ved tilførsler av nedbør på tippen og ved tidevannets innvirkning på deler av tippen. For en del år tilbake ble de eldste delene av tippen asfaltert.

6.4.2. Avrenning fra deponiene

Det er ikke gjennomført noe måleprogram for eksplisitt å beregne materialtransporten fra tippen i Øvre Årdal. NGI har etablert 3 pumpebrønner ved foten av tippen og foretatt analyse av grunnvann. Det er videre foretatt analyse av vann fra de samme brønnene av NIVA i forbindelse med et prosjekt for kartlegging av utslipp til vann fra verket (Iversen 1991). I forbindelse med en utredning for Årdal Verk har NIVA foretatt en vurdering av konsekvenser for forurensningssituasjonen i Årdalselva ved flytting av Tyn Kraftverk (Grande og Iversen 1992). Her ble det foretatt en beregning av materialtransport fra deponiet ved å benytte analysedata for grunnvannsbrønnene, deponiets areal og årlige nedbørmengder for perioden 1984-91, tabell 7.

Tabell 7. Middelerverdier (mg/l) for grunnvannsbrønnene (PB4 og PB5, Iversen 1991)

Al	As	Cu	CN-tot	CN-lett tilgjengelig	F-tot	Tot-N
15,9	0,38	3,45	24,4	0,19	823	74

Tabell 8. Beregnet årlig materialtransport (tonn/år) fra tippen i Øvre Årdal

	Al	As	Cu	CN-tot	CN-lett tilgj.lig	F.tot	Tot-N
Minimum	0,24	0,006	0,052	0,37	0,003	12,6	1,1
Maksimum	0,56	0,013	0,12	0,86	0,007	28,9	2,6

Tallene er meget usikre. Hensikten med beregningen var kun å få en oversikt over størrelsesorden for materialtransporten fra tippen.

Det er ingen synlige sig fra tippen. All avrenning fra tippen skjer gjennom grunnen mot Tya og kulverten utenfor kraftverket.

Ved etablering av grunnvannsbrønnene ved tipp i Øvre Årdal i 1988 ble det fortatt en multielementanalyse (ICP-MS) av vannprøver fra brønnene. Ialt ble bestemt ca. 70 elementer etter en semikvantitativ metode. Det ble i tillegg analysert på totalt innhold av nitrogen, fluorid og cyanid (NGI 1989). De viktigste komponenter i sigevann fra tippen ble funnet å være: Al, As, Cu, Ni, Fe, Co, Cr, Mo, V foruten fluorider, totalnitrogen (trolig som NH₃) og cyanider. Resultatene for denne undersøkelsen har vært grunnlaget for de senere analyser som er utført av sigevann fra tippen (Iversen 1991).

Ved tippen på Årdalstangen er det ikke foretatt noen undersøkelser av avrenningsmengder eller vannkvalitet. Etablerte grunnvannsbrønner (NGI 1989) skulle å fange opp tilførsler fra tjæredeponiet. Det ble foretatt analyser av PAH i grunnvann fra brønnene og av borekaks. Det ble funnet noe PAH i vannprøvene og høye konsentrasjoner av PAH i borekaket (NGI 1989). Katodeavfallet deponeres idag på et særskilt område på tippen.

6.4.3. Miljøsituasjonen i resipienten

Avrenning fra det tidligere katode-deponiet i Øvre Årdal har Tya som resipient, mens Årdalsfjorden er resipient for dagens aktive deponi på Tangen (Geisdalen). De seneste vurderingene av påvirkning av avrenning fra deponiet i Øvre Årdal er gjort av Iversen (1991) og Grande og Iversen (1992) som omhandler henholdsvis kartlegging av utslipp til vann fra Hydro Årdal og konsekvenser for forurensningssituasjonen ved redusert vannføring i Årdalselva ved flytting av Tyin Kraftverk. Gjennomførte undersøkelser siden midten av 50-årene har ikke påvist høye konsentrasjoner av forurensningskomponenter eller vesentlig skadelige effekter på biologiske forhold i Årdalsvassdraget.

Det har fra ca. 1970 vært gjennomført flere undersøkelser av Årdalsfjorden. Årdal og Sunndal Verk (ÅSV) hadde på slutten av 60-tallet planer om å dumpe gamle ovnsbunner i Sognefjorden. I den anledning foretok Universitetet i Bergen (Molvær et al. 1971) en hydrografisk undersøkelse og vurdering av fortykning og transport av utlutningsprodukter. Karakterisering og vurdering av disse ble utført av SINTEF (Nestaas og Wiig 1970), Universitetet i Oslo (Bjerk et al. 1970, 1971), Havforskningsinstituttet (Palmork og Wilhelmsen 1972a,b, Palmork et al. 1973, Palmork og Solbakken 1981) og SI (Glenjen 1976).

De mest aktuelle undersøkelsene i forurensningssammenheng er Baalsrud et al. (1985), Næs og Rygg (1990), Knutzen og Berglind (1992) som omhandler blant annet PAH i sedimenter og o-skjell samt sammensetning av bløtbunnsfaunaen. Det er høye konsentrasjoner av PAH i sedimentene. I den indre delen av fjorden varierte konsentrasjonene fra 47 til 820 µg sum PAH/g som er >2000 ganger bakgrunnsverdi (Næs og Rygg 1990). I 1983-undersøkelsen (Baalsrud et al. 1985) var dyrelivet på bunnen sterkt redusert og delvis utslettet over et areal på ca. 1 km², mens skadene syntes mindre utbredt i 1989. Utslipsreduksjonene ved verket har medført at det har vært en nedgang i PAH-konsentrasjonen i o-skjell med mer enn 95 % fra 1983 til 1992. Overkonsentrasjonene i 1992 i o-skjell var 20-25 ganger innerst i fjorden, men raskt avtagende utover.

6.4.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiene

Ved prøvetaking i elva nedenfor tippen i Øvre Årdal (Iversen, 1991) var det ikke mulig å påvise noen effekter av avrenning fra tippen på den fysiske/kjemiske vannkvaliteten. Øvrige tilførsler fra metallverket og fra nedbørfeltet forøvrig til Årdalselva betyr således mer for vannkvaliteten i vassdraget. Grande og Iversen (1992) konkluderer med at det ikke er påvist høye konsentrasjoner av forurensningskomponenter eller vesentlig skadelige effekter på biologiske forhold i Årdalsvassdraget som skyldes utslipp fra Hydro Aluminium.

Det foreligger ikke data som kan kvantifisere og karakterisere påvirkningen på sjøresipienten fra deponiet på Tangen.

Eventuelle feltundersøkelser for å kartlegge effektene av avrenningen fra deponiet vil ikke kunne relateres eksplisitt til katodeavfall. Anodefabrikken har sitt utslipp i samme område.

Gjennom utslipsreduksjoner har for eksempel konsentrasjonene av PAH i o-skjell blitt redusert med 95 % fra 1983-1992. I den samme perioden har deponeringen av katodeavfall på Tangen foregått som tidligere.

Det gamle deponiet i Øvre Årdal har betegnelsen "Saken under behandling/vurdering hos SFT" i den landsomfattende kartleggingen av spesialavfall i deponier og forurenset grunn (NGU 1990c).

6.5. Hydro Aluminium, Høyanger

Verket ble anlagt i 1917 og produserte karbid i de to første årene. Elektrolyse av aluminium startet i 1919. I tiden etter har flere prosesser vært i bruk for anodeproduksjon og oksidfremstilling. Det finnes en rekke avfallsdeponier i området (Olsgard 1989, NGU 1990c, NGI 1991), men hvorav to er prosessavfall. Alle verkets deponier drenerer til Høyangerfjorden. Dagens produksjon av aluminium er ca. 70.000 tonn/år i Søderberg- og prebakeovner. Produksjon av katodeavfall er ca. 3.000 tonn/år.

6.5.1. Beskrivelse av deponier

De gamle avsluttede deponiene (NGU 1990c) inneholder forskjellige typer avfall og er idag overdekket og bebygget. Dagens aktive deponi er fyllingen på Skjeggestranda ved Høyangerfjorden. Deponering her startet i 1957. Til å begynne med ble det foruten katodeavfall, også deponert bygningsavfall og trolig også noe tjærestoffer. Idag deponeres bare katodeavfall. Tippen inneholder betydelige mengder katodejern og annet skrapjern. Deponiet kan karakteriseres som et strandkantdeponi. Eldre deler av deponiet er overdekket og tilsådd.

6.5.2. Avrenning fra deponi

Avrenning fra dagens aktive deponi på Skjeggestranda går direkte til Høyangerfjorden gjennom fyllmassene. Det er ikke foretatt undersøkelser av grunnvann og sigevann i tippen. NGI (1991) har foretatt en grunnundersøkelse og stabilitetsvurdering av tippområdet. Denne undersøkelsen konkluderer med at utvasking fra tippen skjer via nedbør, tilførsler av overflate-/grunnvann som delvis trenger gjennom fyllingen og ved at tidevannsvariasjonen (ca. 1m) forårsaker en utvasking av deler av fyllingen.

6.5.3. Miljøsituasjonen i resipienten

En resipientundersøkelse av Høyangerfjorden ble gjennomført av Miljøplan i 1987/88 (Olsgard 1989) og omfattet hydrografiske undersøkelser samt innhold av miljøgifter i sedimenter og organismer. Tidligere har Palmork og Wilhelmsen (1974) gjennomført analyser av PAH i bunnsedimenter.

Undersøkelsene i 1987/88 viste at PAH-innholdet i bunnsedimentene var opptil 103 µg sum PAH/g, eller 200-300 ganger normalverdi, 150 meter fra utslippsstedet (kaia) for avløpsvann fra verket. Konsentrasjonene avtok raskt og var ca. 10 ganger over normalverdi 3 km ut i fjorden. PAH-innholdet i grisetang var innenfor normalområdet, mens blåskjell og o-skjell hadde overkonsentrasjoner på 2-7 ganger. Fluoridkonsentrasjonen i blåskjell var opptil 5 ganger over normalverdien, men ikke forhøyet i tang, o-skjell og fisk.

6.5.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet

Det foreligger ikke data som kan kvantifisere og karakterisere påvirkningen fra deponiet på resipienten. Vaskevann fra gassrensaneanlegget går ut i samme fjordområde. Påviste effekter på sedimentene vil i hovedsak være knyttet til dette.

Eventuelle feltundersøkelser for å kartlegge effektene av avrenningen fra deponiet vil trolig kunne relateres relativt eksplisitt til katodeavfall. Tilstedeværelse av katodejern og annet jernskrot kompliserer bildet noe.

Deponiet har betegnelsen "Behov for undersøkelser" i den landsomfattende kartleggingen av spesialavfall i deponier og forurenset grunn (NGU 1990c).

6.6. Hydro Aluminium, Sunndal

Virksomheten har pågått siden 1954. Produksjonen er for tiden ca. 140.000 tonn på årsbasis og er fordelt på to Søderbergserier (65.000 t/år) og en prebake-serie (75.000 t/år). Verket genererer ca. 6.500 tonn katodeavfall pr. år. Katodebunnen rives tørt på en særskilt plass utenfor hallene.

6.6.1. Beskrivelse av deponi

Deponiområdet dekker et areal på 200.000 m². Alle typer produksjonsavfall er deponert på området. Vanlig deponeringspraksis har i alle år vært å deponere fast avfall, som katodeavfall, over finkornet avfall som sedimentert røykvaskeslam og elektrofilterstøv samt avfall med prosess-/avrenningsvann fra masse-/anodefabrikk. Det finkornete avfallet ledes ut i sedimenteringsbassenger anlagt på naturlig grunn av porøs elvegrus. Ytre grusvoller begrenser bassengene mot sjøen. Vollene er delvis beskyttet med kasserte betongheller. I alt er deponert ca. 200.000 tonn katodeavfall på området siden 1954.

6.6.2. Avrenning fra deponi

Det er gjennomført flere undersøkelser av grunnforholdene på bedriftsområdet samt kartlegging av deponiforholdene (NGI 1988, NOTEBY 1991, 1993). Disse undersøkelsene har hovedsakelig hatt som mål å kvantifisere utlekking av PAH-forbindelser fra deponiet til Sunndalsfjorden, samt å utrede forurensningsbegrensende tiltak. Avrenningsforholdene er meget kompliserte. Utvasking fra avfallet skjer på flere måter:

- Ved nedbør
- Ved påvirkning av tidevann i deler av deponiområdet
- Ved infiltrasjon av prosessvann
- Grunnvannstransport fra deponiområdet

NOTEBY (1993) har beregnet total PAH-transport fra deponiområdet til 300 kg/år etter undersøkelser foretatt i 1992. Et av bassengene, A1, bidrar med størst transport, ca. 270 kg. Transporten gjennom grunnvannet er anslått til 10-20% av transporten fra basseng A1.

Bedriften har selv tatt prøver i grunnvannsbrønner i området for analyse av bly, kadmium, kobber, kvikksølv og totalcyanid (1989). Analysene er utført ved NIVA. Cyanidkonsentrasjonene varierte betydelig i området <0.005-115 mg/l. For tungmetallene ble følgende maksimalverdier påvist : 1,6 mg Pb/l, 0,016 mg Cd/l, 1,35 mg Cu/l, 0,5 µg Hg/l. Kvikksølvanalysene er forøvrig usikre da metoden som er valgt har en deteksjonsgrense på 0,5 µg/l.

6.6.3. Miljøsituasjonen i resipienten

Sundalsfjorden er resipient for sigevann fra deponier og direkte utslipp fra Hydro Sunndal. Sigevann fra deponiene passerer sedimenteringsdammer før det når fjorden. Dammene er skilt fra fjorden med grusdemninger plastret med steinsettinger.

Omfattende resipientundersøkelser i fjorden ble gjennomført i 1986-1988 og inkluderte blant annet miljøgiftinnhold i sedimenter og organismer, sammensetning av dyrelivet på bløtbunn og dyre- planteliv i strandsonen. Resultatene er oppsummert av Molvær (1990).

Det er påvist høye konsentrasjoner av PAH i bunnsedimentene med overkonsentrasjoner >2000 ganger nær utslippspunktet for avløp fra verket (Næs og Rygg 1988). I 1987 (Knutzen 1989c) ble det funnet 10-250 ganger overkonsentrasjoner av PAH i o-skjell mens det i fisk og reker bare ble funnet moderate til lave PAH-konsentrasjoner. Det ble ikke funnet unormale verdier av fluorid, metaller eller klororganiske forbindelser i organismer. Bløtbunnsfaunaen var lite påvirket av utslipp fra verket (Næs og Rygg 1988).

Registreringer av PAH i muslinger og snegl i 1991 (Koniczny og Knutzen 1992) viste at konsentrasjonene var redusert med omkring 90% jamnført med 1987 på grunn av utslippsreduksjoner ved verket. Overkonsentrasjonene var da i størrelsesorden 1-10 ganger over normalverdi.

6.6.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiet

NOTEBY (1993) beregnet i 1992 total PAH-transport fra deponiområdet til sjoresipienten til 300 kg/år. Sammenlignet med et direkteutslipp fra verket på ca. 300 kg i 1992 er avrenningen fra deponiet betydelig. Imidlertid kan ikke PAH-avrenningen relateres til katodeavfall, men skyldes vesentlig deponering av røykvaskeslam inklusive prosessvann fra anodefabrikken.

Det foreligger ikke målinger av konsentrasjoner eller beregninger av transport av andre forurensningskomponenter.

På grunn av deponiets oppbygging er det meget vanskelig å skille ut mulige effekter av katodeponeringen fra effekter av annen avfallsdeponering i området.

Deponiet har betegnelsen "Behov for snarlige undersøkelser eller tiltak" i den landsomfattende kartleggingen av spesialavfall i deponier og forurenset grunn (NGU 1990d).

6.7. Elkem Aluminium, Mosjøen

Smelteverket har vært i drift siden 1958 og produserer for tiden ca. 120.000 tonn aluminium. 60% av produksjonen fremstilles i prebake-ovner, mens 40 % produseres i Søderbergovner. Verket genererer idag ca. 2500 tonn katodeavfall i året. Katodebunnen rives tørt på en særskilt plass utenfor hallene.

6.7.1. Beskrivelse av deponier

Bedriften har siden starten deponert katodeavfall på flere steder. De viktigste deponiene er lokalisert på selve bedriftsområdet og på Lindset (NOTEBY 1990 a,b). Mindre mengder katodeavfall er deponert i fjorden (Rynes) og i veifyllinger (Lundvegen, Baustein) (Noteby 1990c).

Deponiet på Lindset er det største deponiet og har vært i drift i perioden 1965-87. De største avfallsmengdene i deponiet er katodeavfall, men det er også deponert annet avfall her som støperislagg, ovnssot m.m. Deponiet er et landdeponi. Det opprinnelige området var en V-formet dal der løsmassene besto av morene og marine avsetninger av silt og leire. Elkem Mosjøen har i en intern rapport gitt en oversikt over de deponerte massenes sammensetning (Karstensen 1983). Videre har NOTEBY (1990b) foretatt feltundersøkelser med kartlegging av grunnvannssig fra deponiet. I denne undersøkelsen er det også gitt en beskrivelse av området, av avfallet og beliggenheten. Før deponering tok til, ble en del av løsmassene fjernet for senere å bli brukt til overdekking av deponioverflaten ved avslutning av deponiet. Overflaten ble deretter tilsådd og arealet benyttes idag som beitemark og til forproduksjon. Det anslås at det er deponert ca. 150.000 m³ katodeavfall i dette deponiet.

Deponiet på bedriftsområdet er todelt og kalt Elkem 1 og Elkem 2. Avfallsmassene ligger på

elveavsetninger med sand og grus ved utløpet av Vefsna. Avfallsmassene er deponert bak en voll av sand og grus som igjen er beskyttet med grov stein mot elven. Deponering startet i 1985 og pågår fortsatt. Deponiet vil bli avsluttet i nær fremtid. NOTEBY (1990a) har foretatt en vurdering av deponiet etter en feltundersøkelse foretatt i 1989. I alt er det deponert 100.000 m³, der hovedmengden er katodeavfall som på Lindset.

Det lille 'deponiet' i Lundvegen ble lagt opp i 1961. I alt ca. 1900 m³ masse er brukt til oppfylling av en 100 m veistrekning samt en del oppfylling på eiendommen Lundvn. 45. Avfallet består av ovnsforinger etter katoderiving på aluminiumsverket samt en del ildfast stein fra et tidligere bakeri. NOTEBY (1990c) har foretatt en kartlegging av deponiet og grunnvannssig fra området.

6.7.2. Avrenning fra deponier

Avrenning fra deponiet på Lindset går direkte til sjøen via en liten bekk og delvis som en grunnvannstrøm i bekkeleiet. Bekken kommer fra områder oppstrøms deponiet og løper i rør under deponiet. Sigevann fra deponiet trenger trolig inn i røret. Det er anlagt en drenering som fanger opp overflateavrenning fra deponiet og også noe av avrenningen fra områder utenfor deponiet. NOTEBY har foretatt en beregning av materialtransport fra deponiet på bakgrunn av analyse av en vannprøve tatt i kummen nedenfor deponiet. Likeledes har Elkem Mosjøen foretatt en beregning av materialtransport fra deponiet på grunnlag av undersøkelsen i 1982 (Karstensen 1983). Denne beregningen er basert på 7 prøver fordelt i perioden februar-august 1982. Prøvene er tatt i kum nedstrøms fyllplassen og er analysert med hensyn på pH, konduktivitet, fluorid-total, aluminium, sink, kobber, kadmium, bly, kvikksølv, cyanid-total og PAH. Prøven som NOTEBY tok i 1989, ble analysert etter samme program. Resultater for de to undersøkelsene er gjengitt nedenfor, tabell 9.

Tabell 9. Konsentrasjoner i avrenningsvann fra deponiet på Lindset (etter Karstensen 1983 og NOTEBY 1990b)

	Vannf. l/min	PAH µg/l	pH	Kond. mS/m	F mg/l	CN mg/l	Hg	Al	Zn	Cd	Pb	Cu
									µg/g			
1982, middel	102	46	10,5	629	935	16,4	0,3	1600	86	<0,1	6,6	126
1989, <u>en</u> prøve	200	3,7	10,0	258	240	3,7	<0,1		<10	<0,1	3,4	23,5

På grunnlag av resultatene i tabell 9 er materialtransporten beregnet, tabell 10.

Tabell 10. Materialtransport fra deponiet på Lindset (etter data fra tabell 9).

	PAH kg/år	F t/år	CN t/år	Zn	Cd	Pb	Cu	Hg	Al
	kg/år								
1982	2	1,7	0,5	5,8	<0,006	0,1	5	0,03	13,9
1989	0,4	25	0,4			0,4	2,6		

Tilstandsformen av cyanid i sigevannet er ikke bestemt. Det er derfor ikke mulig å avgjøre i hvilken form cyanidinnholdet foreligger. Normalt er det vesentligste av cyanidinnholdet i slikt sigevann bundet

som stabile jernkomplekser.

I deponiet på bedriftsområdet viser undersøkelsene til NOTEBY (1990b) at det foregår en transport av utvaskbare komponenter fra deponiet til omgivelsene gjennom vollen mot fjorden. Utvaskingen skjer ved infiltrasjon av nedbør og ved påvirkning av tidevann. Målingene baserer seg på en prøve fra en brønn og er utilstrekkelige for å gi et pålitelig bilde av materialtransporten fra deponiet til omgivelsene. Det er likevel gjort et anslag for transporten ut fra de data som foreligger, tabell 11. I beregningene har NOTEBY vurdert hvilket variasjonsområde materialtransporten vil være i. Dette framkommer som 'min.' og 'maks' i tabellen, selv om det kun er analysert én prøve.

Tabell 11. Anslag for materialtransport fra deponi på bedriftsområdet (etter NOTEBY 1990b).

	F-tot		CN-tot		PAH	
	kg/t	t/år	g/t	kg/år	g/t	g/år
Min.	0,06	0,53	3	26	0,02	175
Maks.	1,8	15,8	80	700	0,7	6100

Tallene er svært usikre.

Undersøkelsene som er utført av NOTEBY (1990c) ved deponiet i Lundvegen, betraktes som innledende og gir ikke grunnlag for å beregne total materialtransport fra deponiet. Undersøkelsen gir imidlertid en vurdering av hvordan avfallet ligger i terrenget og mulige spredningsveier for sigevann fra deponiet. Det er også foreslått mulige tiltak for å begrense avrenningen fra avfallet.

6.7.3. Miljøsituasjonen i resipienten

Det har vært deponert katodeavfall fra Elkem Mosjøen på flere steder, men de mest aktuelle er bedriftsområdet og på Lindset. Sistnevnte er avsluttet, overdekket og drenerer direkte til Vefsnfjorden via et veldefinert avløp. Deponiområdet på bedriftsområdet drenerer via sand- og steinvoll til Vefsnfjorden ved utløpet av Vefsnelva. Deponeringsstedet avsluttes i 1993.

Omfattende resipientundersøkelser ble gjennomført i Vefsnfjorden allerede i 1978-1980 (Haugen et al. 1981). Undersøkelser er gjentatt i 1984 (Knutzen og Skei 1986), i 1985 (Knutzen 1987d), i 1989 (Helland og Skei 1991) og i 1989-91 (Knutzen 1991b).

Sedimentundersøkelsen i 1989 (Helland og Skei 1991) viste at innholdet av PAH i sedimentene innerst i Vefsnfjorden var opptil ca. 70 ganger normalverdien. Orienterende analyser av klorerte forbindelser viste lave konsentrasjoner. Undersøkelser i 1989-91 (Knutzen 1991b) påviste 5 til 30-50 gangers overkonsentrasjoner av PAH i blåskjell og 1-10 ganger i o-skjell. Det var imidlertid små konsentrasjonsforskjeller mellom indre og ytre fjordområder. Verdiene er markert lavere sammenlignet med tidligere målinger, forårsaket av utslippsreduksjoner ved verket.

Undersøkelsene i 1989-91 (Knutzen 1991b) viste også at fluoridinnholdet i grisetang var lavt. I blåskjell ble det funnet høyere verdier enn tidligere, men antagelig innenfor det normale variasjonsområdet.

Det ble påvist dioksinkonsentrasjoner 3-10 ganger høyere enn 'normalverdi' i blåskjell, høyest i indre del av Vefsnfjorden. Kilden er ikke klarlagt. Øvrige klororganiske forbindelser ble bare funnet i moderate/lave konsentrasjoner.

6.7.4. Miljøeffekter i resipienten fra deponiene

Konsentrasjonene av cyanid og fluorid i grunnvannet i brønnen på deponiet på verksområdet og i avrenningsvannet fra Lindset-deponiet tilsier at lokale påvirkninger på strandsoneorganismer ikke kan utelukkes. Imidlertid er forurensningstransporten fra deponiene liten sammenlignet med direkteutslippene fra verket, tabell 12.

Tabell 12. Sammenligning av forurensningstilførsler ved direkte utslipp og sig fra deponiene fra Elkem Aluminium Mosjøen (1992-data, bortsett fra 1990-data for CN) og deponiene (1990-data)

	Fluorid, t/år	Cyanid, kg/år	PAH, kg/år
Direkte utslipp	260	*	450
Deponi Bedriftsområdet	0,5-16	26-700	0,2-6
Deponi Lindset	25	400	0,4

* Noteby (1990b) oppgir at 350 kg cyanid tilføres resipienten med prosessvannet. Dette tallet er trolig framkommet ved å multiplisere konsentrasjoner angitt som mindre enn en deteksjonsgrense med vannmengde. Tallet er derfor misvisende.

Siden deponiene inneholder en blanding av flere typer avfall kan ikke tallene ovenfor relateres til katodeavfall direkte.

På grunn av deponiets oppbygging er det meget vanskelig å skille ut mulige effekter av katodeponeringen fra effekter av annen avfallsdeponering i området.

Deponiene har betegnelsen "Behov for snarlige undersøkelser eller tiltak" i den landsomfattende kartleggingen av spesialavfall i deponier og forurenset grunn (NGU 1990e).

'Deponiet' i Lundvegen fikk også betegnelsen "Behov for snarlige undersøkelser eller tiltak" (NGU 1990e). I SFTs handlingsplan for opprydding (SFT 1992) er deponiet nedgradert og gitt betegnelsen 'Avsluttet'. Denne betegnelsen gis når undersøkelser viser at det ikke foreligger noen helsefare eller forurensningsfare av betydning, eller det er iverksatt tiltak som reduserer faren for forurensning til et 'tilfredsstillende' nivå.

7. Situasjonen for bransjen

Deponeringsmåtene for katodeavfall varierer fra verk til verk. Tabell 13 gir en oppsummering.

Tabell 13. Deponeringsmåter av katodeavfall ved de forskjellige verkene.

Verk	Deponeringsmåte
Elkem Lista	Land, avrenning via myr/bekk til sjø
Hydro Karmøy	Land, avrenning via sedimentasjonsdammer og steinsettinger til sjø
Sør-Al	Land (tidevannspåvirket), avrenning via sedimentasjonsdammer og steinsettinger til sjø
Hydro Årdal	Strandsone, avsluttet deponi med avrenning til elv
Hydro Høyanger	Strandsone, flere mindre avsluttede landdeponier
Hydro Sunndal	Land, avrenning via sedimentasjonsdammer til sjø
Elkem Mosjøen	Strandsone, men beskyttet med sand-/grusvoller*, avsluttede deponier med avrenning til elv og sjø

* Vil i løpet av året gå over til landdeponering

Ingen av de aktive deponiene inneholder kun katodeavfall i betydningen katoderester, ildfast stein og badrester. I tillegg til katodeavfallet er det blandet inn anoderester, tjærevfall, slam fra renseanlegg, tildels katodejern, skrap og forbruksavfall osv.

Sammenblandingen av flere typer avfall i deponiene medfører at det er vanskelig å relatere eventuelle effekter eksplisitt til katodeavfall.

Karakterisering og kvantifisering av avrenningsvann eller sigevann i deponiet er gjennomført ved en del verk, tabell 14.

Tabell 14. Oversikt over hvilke deponier hvor avrennings-/sigevann er karakterisert.

Verk	Undersøkelser av avrennings-/sigevann
Elkem Lista	Gjennomført
Hydro Karmøy	Ikke gjennomført
Sør-Al	Ikke gjennomført
Hydro Årdal	Gjennomført for avsluttet deponi, ikke for det aktive
Hydro Høyanger	Ikke gjennomført
Hydro Sunndal	Gjennomført
Elkem Mosjøen	Gjennomført

Selv om det er gjennomført undersøkelser knyttet til deponiene er få prøver tatt og analysert. Eventuelle transportberegninger vil dermed være svært usikre.

Analyseprogrammene varierer usystematisk fra verk til verk. Det er svært begrenset med undersøkelser som viser variasjoner (kort- og langtid) i vannkvalitet og materialtransport over tid. Analysemotodikken som er benyttet, har også delvis vært forskjellig. Dette gjelder spesielt for cyanidanalysene.

Eksempelvis bør analyse av cyanid foregå etter NS 4796 og NS 4797 som bygger på ISO-standardene. Prøvene bør dessuten konserveres på stedet ved prøvetaking. Ved analyse av øvrige komponenter bør prøvetakingen skje på emballasje som er underkastet analyselaboratoriets kvalitetskontrollprogram. Det er imidlertid usikkert om slike forhold har hatt noen avgjørende betydning for de resultater som foreligger.

Det eksisterer så å si ikke studier som omhandler mulige biologiske effekter av deponiene. Unntakene er det avsluttede deponiet i Øvre Årdal og deponiet til Sør-Norge Aluminium på Husnes. De akvatiske miljøundersøkelsene som er gjennomført i resipientene til aluminiumsverkene, har i all vesentlighet hatt som formål å beskrive effekter av direkteutslippene.

Oppsummert må det forventes at miljøeffektene fra deponering av katodeavfall (i betydningen katoderester, foringstein og badrester), er små/begrensede. Effektene overskygges trolig ofte av påvirkning fra annet avfall i deponiet. Statistisk holdbare data som kan bekrefte dette eksisterer imidlertid ikke.

På grunnlag av de rapportene og målingene som er gjennomgått i dette prosjektet, er det mulig at lokale effekter, i betydningen i næresonen til deponiet, av cyanid og fluorid kan oppstå. Det understrekes igjen at disse konklusjonene i stor grad bygger på skjønn i mangel av konkrete observasjoner.

8. Internasjonale erfaringer

Mesteparten av verdens produksjon av katodeavfall er deponert på landfyllinger (Fjeld og Mathiesen 1990). Reguleringer for å begrense forurensninger varierer, men er i hovedsak begrunnet ut fra fare for påvirkning av grunnvann med spesielt cyanider og fluorid. For en nøyere gjennomgang av problemstillinger knyttet til katodeavfall internasjonalt vises det til Fjeld og Mathiesen (1990).

Datasøk i 10 internasjonale referatbaser ble gjennomført for å spore litteratur knyttet til akvatiske miljøeffekter av katodeavfall. Antall publikasjoner knyttet til søkeordet 'spent potlinings' framgår av tabell 15.

Tabell 15. Resultater fra datasøk med søkeord 'Spent potlinings' for perioden 1970-1993.

Base	Treff	Dekning
Chemical Abstract	40	Kjemi
Metadex	39	Metallurgi
NTIS	7	US statlig finansert forskning
Environline	Ingen	Miljø
Environmental Bibliography	Ingen	Miljø inklusive helse
Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts	1	Akvatisk forskning, teknologi og forvaltning
Water Resources Abstracts	Ingen	US vannforskning
Oceanic Abstracts	Ingen	Marine problemstillinger i vid forstand
Compendex Plus	61	Engineering og teknologi
Pollution Abstracts	2	Forurensning

Tabellen viser at det forligger et betydelig litteraturomfang knyttet til de mere tekniske aspektene av katodeavfall. Det er meget sparsomt med litteratur som behandler akvatiske miljøeffekter av deponeringen. Kun en artikkel (Mueller 1990) var relevant for dette prosjektet. Den omhandler avrenning fra deponi for Alcoa, Vancouver til Columbia River. Det påpekes her at cyanid, fluorid og triklorethene observeres i grunnvann og at det er et potensielt helseproblem knyttet til dette. Artikkelen påpeker behov for undersøkelse av akvatiske effekter av avrenningen.

To undersøkelser fra Island behandler biologiske effekter ved deponiet for ovnsavfall til Icelandic Aluminium Co. Ltd. ved Straumsvik (Ingolfsson 1990, Svavarsson 1990). Det var kun små, hvis i hele tatt noen, effekter på littorale og sublittorale (<10m, hardbunn) organismer. Det påpekes også her at litteratur som omhandler effekter på akvatisk liv er tilnærmet fraværende.

9. Kunnskapshull

Dette prosjektet har hatt som formål å belyse problemstillinger knyttet til katodeavfall. Imidlertid eksisterer det ikke deponier som kun består av katodeavfall, men en blanding av dette og forskjellig annet avfall. Hvert deponi representerer derfor en sammensatt problemstilling. Dette vil også framkomme når kunnskapshull skal påpekes. Det eksisterer kunnskapshull både når det gjelder de eksisterende, sammensatte deponiene og eventuelle entydige katodedeponier. Dog vil behovene for kunnskap i mange tilfeller være overlappende.

Bedømmingen av omfanget av kunnskapsbehovet og prioriteringen av å dekke det, vil kunne variere. Således vil vektleggingen kunne avhenge av om naturfaglige, forvaltingsmessige eller miljøpolitiske vurderinger legges til grunn. Kunnskapshullene definert nedenfor har utgangspunkt i vurderinger knyttet til vannfaglige problemstillinger og vil ha som formål å styrke de konklusjonene som fremkommer på skjønnsmessig basis i denne rapporten. Det er forsøkt å framheve essensielle kunnskapsbehov og å nedprioritere problemstillinger som er av mere generell kunnskapsoppbyggende art.

Kunnskapsbehovet gjelder både de eksisterende deponiene og eventuelle fremtidige deponier med bare katodeavfall:

- Beregning av materialtransport
- Skjebnen til forurensningskomponentene i resipienten
- Opptak i organismer og effekter på marine samfunn (herunder også toksitetstesting av aktuelt vann)

Det er meget viktig at eventuell beregning av materialtransport gjøres på en slik måte at det gir et statistisk holdbart datamateriale. Prøvetaking, opparbeidelse og analyse må gjøres så standardisert som mulig og underlegges en tilstrekkelig kvalitetssikring. Eventuelle undersøkelser bør også, så langt det er hensiktsmessig, standardiseres mellom de forskjellige verkene.

For å forstå eventuelle effekter/ikke effekter er det viktig med en gjennomgang og belysning av transport av og skjebne til de aktuelle forurensningskomponentene i resipienten. Dette vil innbefatte tilstandsform, oksidasjon, spredning, nedbrytning, avgiftning. Disse problemstillingene er fragmentarisk omtalt i dette prosjektet, men bør utvides og eventuelt suppleres noe med direkte målinger i resipienten.

Eventuelle studier avgrenset til reint katodeavfall gjennomføres mest hensiktsmessig i form av lab./storskala-eksperimentoppsett der forsøksbetingelsene er kontrollerbare.

Det bør tenkes igjennom om eventuelle tester kan gjøres på en type katodeavfall, eller om det må skilles mellom prebake- og Søderberg-teknologi. Det bør også gjøres en vurdering om hvilken rolle spyling av katodebunnen før riving representerer.

Det bør nevnes at det er begrenset kunnskap om generelle deponiprosesser. For strandkantdeponiene er effekter av tidevann, samt aktuelle prosesser når deponiet vekselvis eksponeres for sjøvann og luft, spesielt aktuelle.

10. Referanser

Referanselista vil for oversiktens skyld også inneholde noen relevante artikler som ikke nødvendigvis er brukt direkte i teksten.

- Bakkejord, K. J. 1991. Miljøeffekter ved deponering av katodeavfall fra al.-industrien. Veritas Miljøplan A/S, prosj.nr P91-521.
- Bakkejord, K. J. og Heie, Aa. 1993. Deponering av spesialavfall. Veritas Miljøplan, prosj.nr. 92703129.
- Berg, S. 1981. Resipientundersøkelse i Karmsundet. Rogalandforskning, rapport T9/81, 43 s.
- Bjerk, Ø., Christophersen, C.G. og Lange, R. 1970. Tokikologiske undersøkelser i tilknytning til dumping av avfall fra a/s ÅSV. Delrapport 1. Rapport fra UiO desember 1970, 26 s.
- Bjerk, Ø., Christophersen, C.G. og Lange, R. 1971. Tokikologiske undersøkelser i tilknytning til dumping av avfall fra a/s ÅSV.
Delrapport 2, mai 1971 fra UiO. 27 s.
Delrapport 3, juni 1971 fra UiO. 18 s.
- Baalsrud, K., Green, N., Knutzen, J., Næs, K. og Rygg, B. 1985. Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning. Statlig prog. forurensn.overvåk. 228/86, SFT/NIVA, Oslo, 133 s.
- Eisler, R. 1991. Cyanide hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Biological Report 85(1.23), Contaminant Hazard Reviews Report 23. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Washinton, DC. ISSN 0895-1926.
- EPA 1985. Ambient water quality criteria for Cyanide - 1984. Report no EPA 440/5-84-028.
- Fjeld, M. og Mathiesen, H. 1990. Cathode waste in the aluminum industry. An evaluation of spent potlining management options. Hydro Research Centre Porsgrunn, proj.no. R701055, pp 91/3.
- GEOCARE 1990. Kontrollert deponering av katodeavfall fra aluminiumsmelteverk. Rapport nr 902537-1 (Foreløpig utgave).
- Glenjen, J. 1976. Avfall fra elektrolysen Årdal - Ovnsforinger, elektrofilterstøv og slam fra renseanleggene. Analyser og mengder. ÅSV-rapport 13/12-1976 (med bilag).
- Grande, M. og Iversen, E.R. 1992. Redusert vannføring i Årdalselva ved flytting av Tya kraftverk. Konsekvenser for forurensningssituasjonen. NIVA-rapport O-92183/1.nr. 2815, 26 s.
- Hasle, J. R. 1988. Marin resipientundersøkelse ved avfallstipp fra aluminiumsproduksjon på Husnes i Kvinnherad. A/S Miljøplan, prosj.nr P87-143.
- Haugen, I., Kirkerud, L., Knutzen, J., Kvalvåagnes, K., Magnusson J., Rygg, B. og Skei, J. 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumsverk. Rapport 1. Undersøkelser fra 1978 - 1980. NIVA-rapport O-76149/1.nr. 1330, 175 s.
- Helland, A. og Skei, J. 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1989. Delrapport 1: Sedimenter. NIVA-rapport O-84019/1.nr. 2527, 30 s.

- Heie, Aa. 1988. Behandlings- og deponeringsalternativer for fast produksjonsavfall. A/S Miljøplan, oppdr.nr P88-539.
- Heie, Aa. 1990. Landfilling of spent potlinings (SPL) from the aluminium electrolysis. A/S Miljøplan, oppdr.nr. P89-561.
- Holtan, H. og Rosland, D. S. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning nr 92:06. SFT/NIVA, Oslo, 32 s.
- Holtan, G. og Lingsten, L. 1989. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 3: Kartlegging og kvantifisering av forurensningstilførsler. Statlig prog. forurensn.overvåk. 348/89. SFT/NIVA, Oslo, 47 s.
- Ingolfsson, A. 1990. A survey of intertidal organisms around dumping pits for pot linings at Straumsvik, Southwestern Iceland. Report no 27b. Institute of Biology, University of Iceland.
- Iversen, E.R. 1991. Hydro Aluminium, Årdal Verk. Kartlegging av utslipp til vann. NIVA-rapport O-91049/l.nr. 2639, 60 s.
- Karstensen, R. 1983. Deponeringsplassen på Lindset. Undersøkelse av sigevannet. MOSAL Aluminium, Intern rapport nr. MA 83 031, Mosjøen Aluminiumsverk, 6s + bilag.
- Knutzen, J. og Skei, J. 1986. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1984. NIVA-rapport O-84019/l.nr. 1876, 31 s.
- Knutzen, J. 1987a. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. NIVA-rapport O-86233/l.nr. 1949, 25 s.
- Knutzen, J. 1987b. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Rapport 8. Kontrollundersøkelser 1985-1986. NIVA-rapport O-68019/l.nr. 1998, 27 s.
- Knutzen, J. 1987c. Orienterende undersøkelse 1986 av PAH, klororganiske forbindelser og metaller i skrubbeflyndre og taskekrabbe fra resipientområdet til Lista Aluminiumsverk og referansestasjoner. NIVA-rapport O-68019/l.nr. 2007, 21 s.
- Knutzen, J. 1987d. Overvåking av Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1985. NIVA-rapport O-84019/l.nr. 2008, 17 s.
- Knutzen, J. 1989a. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445/l.nr 2205, 107 s.
- Knutzen, J. 1989b. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1987-1988 med tillegg av analyse av PAH i krabber. NIVA-rapport O-68019/l.nr. 2270, 32 s.
- Knutzen, J. 1989c. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer 1987. Statlig prog. forurensn.overvåk. 347/89. SFT/NIVA, Oslo, 34 s.
- Knutzen, J., Næs, K. og Rygg, B. 1989. Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet. Undersøkelse av sedimenter, bløtbunnsfauna og miljøgifter i organismer. Statlig progr. forurensn.overvåk. 371/89. SFT/NIVA, Oslo, 75 s.

- Knutzen, J. og Skei, J. 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602/l.nr. 2540, 139 s.
- Knutzen, J. 1991a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1989-1990. NIVA-rapport O-68019/l.nr. 2615, 36 s.
- Knutzen, J. 1991b. Overvåking i Vefsnfjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989-91. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-84019/l.nr. 2622.
- Knutzen, J. og Berglind, L. 1992. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1992. NIVA-rapport O-899504/l.nr. 2811, 14 s.
- Knutzen, J., Rygg, B. og Thélin, I. 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT-veiledning nr. 93:04, 16s.
- Konieczny, R. og Knutzen, J. 1992. Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Sunndalsfjorden 1991-1992. Statlig prog. forurensn.overvåk. 504/92, SFT/NIVA, Oslo, 28 s.
- Kvernheim, A. L., Brevik, E.M., Næs, K., Oug, E., Klungsøyr, J., Knutzen, J., Molven, A. and Goksøyr, A. 1992. Programme on Marine Pollution (PMF). Organochlorines and PAHs in the marine environment: State of the art and research needs. NTNF, ISBN 82-7224-334-2.
- Magnusson, J. 1991. Vurdering av utslipp fra kommunal kloakk utenfor Einarsneset, Farsund. NIVA-rapport O-90100/l.nr. 2672, 19 s.
- Molvær, J., Hermansen, H. og Fjeldstad, N.P. 1971. Vannutveksling og vannfornyning i Sognefjorden. En vurdering av fortykning og transport av utlutingsprodukter fra ovnsbunner. Rapport fra UiB.
- Molvær, J. 1990. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal, 1986-88. Konklusjoner. Statlig prog. forurensn.overvåk. 409/90, SFT/NIVA, Oslo, 27 s.
- Mueller, S. L. 1990. Health assessment for Alcoa (Vancouver Smelter), Vancouver, Clark County, Washington, Region 10. CERCLIS No WAD009045279. (U.S.) Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.
- Neff, J. M. 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons. S.416-454 i G. M. Rand og S.R. Petrocelli (red.): Fundamentals of aquatic toxicology. Methods and applications. Hemisphere Publ. Corp. Washington, 666 s.
- Nestaas, I. og Wiig, P.O. 1970. Utluting av ovnsbunner. SINTEF-rapport 16/6-1970, 9+12 s.
- Nestaas, I. og Jaques, R. 1990. Landdeponering av brukte ovnsforinger fra aluminiumselektrolyse. Veritas Miljøplan A/S, prosj.nr P90-116.
- NGI 1988. Etablering av grunnvannsbrønner. PAH-analyse av grunnvann i området omkring et lurgitjæredeponi. Prosjektnr 886005-2.
- NGI 1989. Etablering av 5 pumpestasjoner ved slagghaug, Øvre Årdal, og lurgitjæredeponi, Årdalstangen, og analyseresultater fra disse. Prosjektnr 886004-3.

- NGI 1991. Grunnundersøkelse og stabilitetsvurdering av deponi syd for Sæbøneset, Høyangerfjorden. Prosjektnr 912508.
- NGU 1989. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Hordaland fylke. Rapport nr 89.149, 147 s.
- NGU 1990a. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Vest-Agder fylke. Rapport nr 90.124, 148 s.
- NGU 1990b. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Rogaland fylke. Rapport nr 89.148, 140 s.
- NGU 1990c. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Sogn og Fjordane fylke. Rapport nr 90.125, 180 s.
- NGU 1990d. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Møre og Romsdal fylke. Rapport nr 90.126, 228 s.
- NGU 1990e. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Nordland fylke. Rapport nr 90.129, 262 s.
- Nordal, O. 1992. Deponivurdering - Spredning av sigevann og grunnvann. JORDFORSK, rapport nr 7.1003-03/2, 7 s.
- Nordal, O. og Goffeng, G. 1992. Deponi for industriavfall. Beskrivelse og tiltak. JORDFORSK, rapport nr. 1399 (7.1003-03).
- NOTEBY 1990a. Elkem Aluminium ANS Mosjøen. Bedriftsområdet. Kartlegging av grunnvannssig fra deponi med ovnsavfall. Rapport nr 1.
- NOTEBY 1990b. Elkem Aluminium ANS Mosjøen. Lindset. Kartlegging av grunnvannssig fra deponi med ovnsavfall. Rapport nr 2.
- NOTEBY 1990c. Elkem Aluminium ANS Mosjøen. Lundvegen på Trudvang. Kartlegging av fyllinger med katodeavfall og grunnvannssig. Rapport nr 3.
- NOTEBY 1990d. Deponier og forurenset grunn i smelteverksindustrien. Forstudie. Rapport nr 1.
- NOTEBY 1991. Miljøkartlegging. Deponier Sunndalsøra. PAH-transport til sjø. Vurdering av analysedata. Kvantifisering av PAH. Tiltak. Rapport nr 5.
- NOTEBY 1993. Miljøkartlegging. Deponier Sunndalsøra. PAH-transport til sjø. Vurderinger etter 1 års målinger. Revisjon av tidligere transport-modell. Kvantifisering av PAH.
- NRC/Canada (National Research Council Canada), 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: Formation, sources, fate and effects on aquatic biota. NRCC No. 18981, 209 s.
- Næs, K. 1986. Notat - Sedimentundersøkelse ved Husnes.
- Næs, K. og Rygg, B. 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1: Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. Statlig prog. forurensn.overvåk. 306/99. SFT/NIVA, Oslo, 54 s.

- Næs, K. og Rygg, B. 1990. Overvåking av Årdalsfjorden i 1989. Sedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport O-8909502/8909503/l.nr. 2385, 51 s.
- Næs, K. 1991. Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport O-894801/l.nr. 2667, 74 s.
- Olsgard, F. 1989. Basisundersøkelse i Høyangsfjorden. A/S Miljøplan, Oppdragsnr P87-096.
- Oug, E., Molvær, J., Moy, F. og Næs, K. 1991. Resipientundersøkelse i fjordområdet ved Farsund. Vannutskifting, vannkvalitet, strandsoneregistreringer og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport O-90187/l.nr. 2661.
- Palmork, K.H. og Wilhelmsen, S. 1972a. Kjemiske analyser av slam fra røkgassvaskeanlegg, råmateriale for elektrodefremstilling, sjøvann og marine organismer. Havforskningsinstituttet-rapport for a/s ÅSV, 24 s.
- Palmork, K.H. og Wilhelmsen, S. 1972b. Polycykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø. En forurensning fra aluminiumsindustriens smelteverk. Fisken og Havet. Rapporter og meldinger fra Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt, Bergen. Serie B Nr. 3.
- Palmork, K.H., Wilhelmsen, S. and Neppelberg, T. 1973. Report on the Contribution of PAH to the Marine Environment from Different Industries. ICES-paper C.M. 1973/E:33, 21 s.
- Palmork, K.H. and Wilhelmsen, S. 1974. Rapport vedrørende analyser av polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i slam og avløpsvann fra ÅSV's bedrifter, samt analyser av fjordsedimenter. Rapport fra FHI, Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt.
- Palmork, K.H. og Solbakken, J. E. 1981. Forundersøkelse i forbindelse med deponering av utrangerte ovnsbunner i Årdalsfjorden.
I. Havforskningsinstituttet-rapport 15/1-1981, 5 s.
II Havforskningsinstituttet-rapport 26/6-1981, 7 s.
- Rader, W.S., Solujic, L., Milosavljevic, E.B., Hendrix, J.L. and Nelson, J.H. 1993. Sunlight-induced photochemistry of aqueous solutions of hexacyanoferrate (II) and- (III) ions. Environ. Sci. Technol., 27: 1875-1879.
- Riley, J.P. and Chester, R. 1971. Introduction to Marine Chemistry. Academic Press London and New York.
- Rosendahl, A. 1981. Sunndal Verk, ny anodefabrikk. Undersøkelser vedrørende deponering av masser fra verkets fyllplassområde. I/S Miljøplan, prosj.nr 66-80.
- Rygg, B. og Green, N. 1981. Resipientundersøkelse ved avfallstipp fra aluminiumsproduksjon, Husnes i Kvinnherad. NIVA-rapport O-80042/l.nr. 1258, 9 s.
- SFT 1992. Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Handlingsplan for opprydding. SFT-rapport nr. 92:32, 74 s.
- Siljan, O.-J. 1991a. Analysis of the chemical composition of spent potlinings from two aluminium production plants within the Hydro aluminium group. Hydro Research Centre Porsgrunn, dokumentnr. 91A.HM7.
- Siljan, O.-J. 1991b. Evaluation of SPL generated from Elkem Aluminium, Mosjøen and Lista plants. Hydro Research Centre Porsgrunn, dokumentnr. 91C.DI0.

- Skei, J. 1978. Orienterende undersøkelse av Karmsundet. Hydrokjemiske, sedimentgeokjemiske og biologiske undersøkelser i juni 1977. NIVA-rapport nr. O-147/76, 58 s.
- Svavarsson, J. 1990. Studies on the rocky subtidal communities in vicinity of a dumping pit for pot linings at Straumsvik, Southwestern Iceland. Report no 28. Institute of Biology, University of Iceland.
- Tryland, Ø. 1983. Analyseresultater for avløpsvann fra Mosjøen Aluminiumsverk. April-oktober 1982. NIVA-rapport O-82027/1.nr. 1471, 16 s.
- Weber, K. and Ernst, W. 1983. Vorkommen und Fluktation von organischen Umweltchemikalien in deutschen Ästuarien. *Vom Wasser* 61:111-123.
- Whitehouse, B.G. 1984. The effects of temperature and salinity on the aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Mar. Chem.* 14:319-322.
- Whitehouse, B.G. 1985. The effects of dissolved organic matter on the aqueous partitioning of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 20:393-402.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2371-1