

Effekter ved deponering av avfall i ferskvann og fjorder

Av Jon Knutzen

Jon Knutzen er ansatt som forsker ved Norsk institutt for vannforskning. Han er cand. real. fra Universitetet i Oslo i 1967 med marinbiologi som hovedfag.

1. Uttrykket deponering av avfall er forskjønnende og villedende

Den opprinnelige betydning av å deponere er å lagre eller overgi i forvaring med henblikk på fremtidig bruk. Når avfall plasseres i vann, er det derimot for å bli kvitt det på en billig måte. Både nåtidig og fremtidig nytteverdi anses som null eller negativ. Som regel vil selve plasseringen vanskeliggjøre bruk i fremtiden.

«Deponering» får en til å tenke på noe som er trygt forvart, som blir der det er plassert. Når dette ofte bare er delvis tilfelle, og plasseringen i seg selv medfører skade, fortjener uttrykket «avfallsdeponering» å rangere høyt på listen over forskjønnende omskrivninger.

2. Med nåværende deponeringspraksis er det intet prinsippielt skille mot begrepene «dumping» og «utslipp».

«Dumping» og «utslipp» uttrykker imidlertid hva det i realiteten dreier seg om: mer eller mindre kontrollert søppelfylling til lands og til vanns. Det går heller ikke an å trekke noe klart skille mellom fast og flytende avfall. Slamrikt vann fra gruveoppredningsverk kan gi noen av de samme problemer som dumping av tørt mineralstøv; undersjøisk lag-

ring av giftstoffer kan parallelliseres med sigevann fra søppelfyllinger, dumping av kloakkslam med utslipp av kloakkvann osv. Det eneste som måtte særprege «deponering» er at de fysiske endringene av omgivelsene alltid er åpenbare.

Tatt i vid forstand rommer da «deponering» en rekke forskjellige virksomheter:

- gruveavgang, f.eks. utslipp av slurry fra flotasjonsanlegg, eller dumping av stein og støv.
- Mudring med påfølgende dumping av mudringsmasser.
- «Landgjenvinning», dvs. dumping av fyllmasser, herunder f.eks. bark og søppel i strandenger og utøver på gruntvannsarealer.
- Dumping av giftstoffer.
- Dumping av kloakkslam.
- Utslipp av fiberholdig avløpsvann fra treforedlingsindustri.
(Gjenvinningsprosjekter kan muligens gjøre fiberbanker i innsjøer og fjorder til deponier i opprinnelig forstand).

Imidlertid antas at det er *gruveavgang, mudring/dumping av muddermasse, samt søppelfylling i strandkanten eller nær vann* man vanligvis tenker på. Disse typer

av påvirkninger har delvis noe forskjellige effekter, men overlappingen er så stor at det er hensiktsmessig å behandle dem sammen.

Det må understrekes at virkningene av «deponering» og/eller dumping av fast avfall er blant de mest uoversiktlige forurensningsproblemer; preget av tilsynelatende motstridende opplysninger. Til dels er det konstantert ubetydelige effekter, vel avgrenset i både tid og rom. I andre tilfeller har man fått både vidstrakte og langvarige skader. Forklaringen er bl.a. at «deponerings-» og dumpesaker i høy grad er individuelle både mht. påvirkningens art og størrelse, og hva angår omgivelsenes ømfintlighet. I kanskje større grad enn for andre typer av belastning og inngrep, trengs nøye analyse av det enkelte tilfellet.

3. Fysisk ødeleggelse av strender, gruntvannsområder og bunnen.

For Norge finnes så vidt vites ingen oversikt når det gjelder forholdet mellom fremdeles uberørt strandlinje og arealer som er influert av menneskelige inngrep. Enda mindre vet vi om gruntvannslokaliteter og fjordbunn. Regner man ikke bare med havneutbygging og utfylling til industrialealer, men også veibygging, blir det betydelige strandtrekninger. Våtmark og gruntvannslokaliteter har vært utsatt for et stadig økende press uten at det på noen måte er blitt gjort fyldestgjørende forsøk på å konkretisere tapene av biologiske ressurser og for interesser som rekreasjon og landskapsvern. Hvor fort utviklingen kan komme til å gå, lar seg illustreres ved å henvise til USA. Her regner man nå med at omkring 1/4 av estuarine økosystemer er sterkt forandret, mens ca. halvparten er moderat påvirket

(La Roe, 1977). M.a.o. er det bare 1/4 som fremdeles kan betegnes som relativt uberørt.

Med unntak for en del store gruveutslipp er den rent fysiske innflytelse av fast avfall av forholdsmessig mindre omfang i ferskvannsforekomster enn langs kysten. I så måte preges våre vassdrag heller av en masse tilfeldige fyllinger og dumpingsaker av så begrenset utbredelse at det sjelden/aldri påkaller de sentrale forurensningsmyndighetenes interesse.

Om virkningene av «deponering»/fylling på land og i strandsonen kan det enkelt sies at det tidligere landskapet fjernes, levesteder for den berørte flora og fauna blir borte og en rekke utnyttelsesmuligheter er ikke lenger til stede. Mange menneskers hverdag påvirkes av en til dels ukritisk gjennomføring av deponerings- og utfyllingsprosjekter. Ofte benyttes uttrykket «landgjenvinning», mens resultatet på mange måter like godt kan karakteriseres som tap av land, om enn for andre formål.

Når våtmark og gruntvannslevesteder forsvinner, har det ikke bare betydning for de organismer som er en del av systemet, eller for interesser som er direkte tilknyttet. Saltmyrer, strandenger og undervannsvegetasjon er produktive områder med funksjoner som rekker utover områdene selv. Man kan tenke på deres rolle som rasteplass, redeplass og matforsyningskilde for fugl. Videre at plantene og deres nedbrytningsprodukter representerer begynnelsen på næringskjeder som inkluderer eller ender med utnyttbare ressurser som ulike fiskearter, sandmusling og hjertemusling. Undervannsvegetasjonen gir også ly til oppvoksende fisk og gir sammen med våtmarksplantene en beskyttelse mot erosjon (binder jordsmonn og sediment). Våtmark kan betraktes som

en buffersone eller filter mht. påvirkning av utenforliggende områder med ferskvann, partikler og stoffer knyttet til overflateavrenning.

Hvor mye materiale som årlig «deponeres»/dumpes i norske vannforekomster er ikke kjent eksakt. Dominerende i mengde er avfall fra bergverk og annen mineralbearbeidende industri. Bare i hver av Varangerfjorden, Ranafjorden og Jøsingsfjorden går det ut størrelsesorden 1 mill. m³ pr. år. Alt i alt skulle man kunne regne med noe omkring 5 mill. m³ pr. år. I dette tallet er det ikke tatt med de anseelige mengder fyllmasse som hvert år går med i forbindelse med veibygging, havneanlegg og anlegg av nye industriarealer i sjøkanten.

4. Innflytelse på strøm og hydrografiske forhold

Endring av strandlinjen og andre topografiske forhold kan bl.a. medføre forandringer i strømforholdene og økt erosjon (dels fra fyllingen selv, dels som konsekvens av at strømbildet endres). Samme virkning kan fås ved omfattende mudring.

Fra Norge er det særlig to eksempler som kan nevnes.

Sjøpøpplingen ved Øra var planlagt med en molo mot Glåma-siden. Moloen medførte minsket innstrømning av ferskvann til Gansrødbukta. Dette medførte i sin tur fare for utryddelse bl.a. av enkelte fastsittende vannplanter, med videre konsekvenser for dyrelivet. For å hindre en uønsket utvikling var det nødvendig med anlegg av en kanal gjennom fyllingen. Ørasaken kan også være et eksempel på hvordan en slik sak bør

behandles, i hvert fall i den forstand at tilstrekkelig ekspertise innen fysisk oseanografi og økologi ble mobilisert for å gjøre undersøkelser, utrede forholdene og foreslå tiltak. (Kfr. flere rapporter fra Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, NIVA og Vassdrags- og havnelaboratoriet).

I indre del av Varangerfjorden har utledning av gruveslam bl.a. medført innsnevring av en fjordarm. Den endrede bunntopografien har også forandret strømforholdene (VHL 1975). Konsekvensene for biologien i området er derimot ikke utredet, i hvert fall ikke på basis av marinbiologiske undersøkelser. Selv om ingen betydelige brukerinteresser er skadelidende, står man her overfor et av de mange eksemplene på at man har truffet en skjønsmessig avgjørelse på usikkert grunnlag og unnlatt å skaffe seg opplysninger av såvel spesiell interesse som generell verdi ved vurdering av tilsvarende saker. Heller ikke i forbindelse med flytting av utslippet til et annet område i Varangerfjorden er det blitt tatt initiativ til biologiske resipientundersøkelser.

5. Økt partikkelinnhold og grumsing

Den umiddelbare effekt av mudring/dumping, utfylling av grunnområder, og utslipp av fine partikler fra steinknusing eller flotasjonsverk vil være at vannet får høyt partikkelinnhold. Finere partikler kan holde seg svevende i lang tid og dermed også spres over relativt store strekninger. Vannets utseende blir mindre tiltalende og grumsingen medfører minsket gjennomskinnelighet.

Er det de øvre overflatelag som grumses, vil dette bety at mørke inntretr nærmere overflaten. Følgelig får fotosyntese-

sonen mindre utbredelse og produksjonen av organisk materiale minsker. En slik fundamental effekt vil kunne bre seg gjennom hele systemet, slik at det generelt sett blir et dårligere livsgrunnlag for mange av artene innen området. I denne forbindelse spiller det ikke bare en rolle at produksjonen blir mindre. Ved at fastsittende undervannsplanter får sitt livsrom innskrenket eller ødelagt, skjer det samme med den del av dyrelivet som er knyttet til plantene ikke bare ved at disse er matkilde, men som levesteder (dyr som vokser fast på plantene, legger sine egg på dem, søker ly der, osv.).

Ved de fleste permanente utslipp er det relativt enkelt å beskytte seg mot grumsing av overflatevann. Eksempler på slike tiltak er dyputslipp, kunstige sedimenteringsbassenger eller avstengning av deler av resipienten eller frafiltrering av partikkelmaterialet. Av eksempler på at avfall fra gruveoppredningsverk skaper tydelig grumsing av overflatevann kan nevnes indre Huddingsvatnet i Nord-Trøndelag (NIVA, O-120/69, 1977, 1978), Jøsingsfjorden (Skei, 1976) og Ranaffjorden (NIVA, O-31/75, 1977). I den sistnevnte kommer imidlertid også andre påvirkninger i tillegg til gruveavgang. Av andre «deponier» som har bevirket, og i ikke ubetydelig grad fremdeles forårsaker forringede lysforhold i store vannmasser, må nevnes fiberutslipp fra treforedlingsindustrien. Det beste eksemplet er forholdene i Iddefjorden (Skei, 1976), men også Drammensfjorden og Frierfjorden kan nevnes.

Graving og mudring og påfølgende dumping av utgravede masser har mer karakter av kortvarige påvirkninger. Virkningen av dårligere lysforhold over en begrenset tid lar seg vanskelig isolere fra de øvrige, ledsagende påkjenningsene.

6. Mekanisk påkjønning — plankton og fisk.

Høy konsentrasjon av langsomt sedimenterende partikler kan medføre at fødeopptak hos dyreplankton forstyrres. Eksempelvis har forsøk med egg og larver av sild vist markert forhøyet dødelighet, forsinket larveutvikling og misdannelser ved konsentrasjoner omkring 1:100 til 1:1000 av jernhydroksydavfall («red mud») fra aluminiumoksydproduksjon (Rosenthal, 1971). Partiklene klistret seg til eggoverflaten og hemmet trolig oksygendiffusjonen. Den negative innflytelse på larveutviklingen hadde sannsynligvis sammenheng med at inntak av avfalls-partikler hindrer tilstrekkelig fødeopptak (Både inntak og oppsuging av næring i tarmen kan tenkes hemmet). Den høye dødeligheten (50—70%) ved de laveste konsentrasjonene tydet på at også lavere konsentrasjoner enn det testede vil være giftige overfor sildelarver. Paffenhöfer (1972) fant at tilsvarende partikler sinket utviklingen og påvirket adferd hos *Calakurs belgolandis* (en slektning av rauåte) ved konsentrasjoner så lave som 10^{-6} til 10^{-5} . Årsaken til de negative effektene syntes å være at «red mud» partiklene hindret at hoppekrepsene fikk nok næring til normal utvikling (tarmen ble fylt av rødslam til fortregning for næringen).

I gjennomstrømningskulturer med marine alger førte daglig tilførsel av 0.01—0.5 g/l rødslam til sammenbrudd i den ellers stabile celletetthet ved slike kulturer (Kayser, 1973). Terskelkonsentrasjoner for effekter (i kolbekulturer uten gjennomstrømning) var nede i 0.005 g/l. Den primære årsak ble funnet å være av mekanisk art, men antagelig med et tillegg som skyldtes utluting av giftige stoffer.

For den mekaniske effekt spiller partiklenes størrelse og form en avgjørende rolle. Det er derfor vanskelig å si noe generelt utover at små, skarpkantede partikler må antas å være mest uheldig, under ellers like omstendigheter. Dette er også bekreftet i enkelte undersøkelser (se f.eks. Cardwell & al. 1976). I samsvarende med at deponerte masser har partikler med til dels svært forskjellige egenskaper, vil man finne tilsvarende forskjeller i terskelverdier for skadelige konsentrasjoner.

Selv om voksne fisk generelt synes å være tolerante overfor høye partikkelkonsentrasjoner (EIFAC, 1965), vil dette både være avhengig av fiskeslag og partiklenes natur. Man kan derfor ikke uten videre se bort fra risiko for skade på f.eks. gjeller og sanseorganer selv om konsentrasjonen av suspendert materiale holder seg under det som vanligvis tåles. Dertil kommer muligheten av at fisk skades indirekte gjennom reduksjoner i bestandene av byttedyr, som kan være mer ømfintlige.

7. Nedslamming og mekaniske effekter på fastsittende organismer og bunndyr.

Dette antas på mange måter å være den mest utbredte skademekanisme ved utslipp og dumping av partikulært materiale.

Partikler som holder seg lenge svevende vil som nevnt kunne øve innflytelse over store arealer. Ikke bare bunndyrfaunaen i det primære belastningsområdet vil bli rammet, men organismer på alle dyp fra fjærbelte og nedover. Den ofte livlige vannbevegelsen i strandsonen medfører en ekstra belastning i form av skuring. Dette må antas særlig skadelig for sporer,

larver og kimstadier. Fjell og stein dekket av silt gjør det vanskelig å få feste i den kritiske nedslagsfasen, og ellers vil de bevegelige partiklene male små planter og dyr i stykker.

For mye partikler i vannet kan lede til at fødeopptaket blokkeres. Enkelte muslinger vil lukke seg som reaksjon på slike forhold.

Som eks. på skade på dyrelivet på grunt vann kan man nevne marflo i Huddingsvatnet (NIVA, O-120/69, 1978). Dette viktige næringsdyr for fisk er nærmest utryddet i den delen av vannet som er direkte belastet med flotasjonsavgang, og nå er det indikasjoner på at bestanden reduseres også i den delen som det var forutsatt at ikke skulle influeres. Dette skjer på tross av at belastningen med partikler synes å være liten og såvidt kan spores. Biotester har sannsynliggjort at det er den mekaniske effekt av partiklene som er utslagsgivende (NIVA, O-120/69, 1978).

Hvis det dreier seg om *organiske partikler* kan man få et miljø som er både fysisk, kjemisk og biologisk uegnet. Bla. vil det til de organiske partiklene være knyttet en rik flora av bakterier og sopp. Disse kan også infisere planter og dyr i nærheten.

Videre kan mikroorganismenes nedbrytning av det organiske materiale frembringe lokal oksygensvikt. På steinstrand vil dette sjelden være tilfelle, men få meter under vannflaten fås betydelig mindre vannbevegelse og følgen blir en kombinasjon av stressfaktorer: Tildekning av substratet med dekke av organiske partikler, lokalt høy konsentrasjon av bakterier og sopp, mulighet for råtne forhold tett over bunnen eller like under overflaten av de organiske avsetningene, og endelig nedslamming. De organiske

partiklene kan eventuelt ha en tendens til å klistre seg sammen til et lag som planktoniske larvestadier av fastsittende organismer enten ikke tiltrekkes av eller ikke makter å feste seg til. Ofte kan skader på alger og hardbunn/fauna på grunt vann i enkelthet forklares ved at hardbunnen er blitt mer eller mindre om-dannet i retning av bløtbunn.

Virkningene av organiske partikler på oksygenforholdene vil særlig lett bli kritisk på dypere vann og bløtbunn. Her er tilførselen av oksygen langsam på grunn av liten vannbevegelse, og ømfintligheten for belastning med organisk stoff blir tilsvarende større. Store vannvolumer kan bli preget av forråtnelsesgasser. I Norge kan det vises til forholdene i Iddefjorden, Drammensfjorden og Frierfjorden, der bunnfaunaen er utryddet eller bare til stede i sterkt redusert tilstand for kortere perioder etter dypvannsfornyelse. I tallrike andre tilfeller av fiber-«deponier» er ikke det overliggende vannet råttent, men like under sedimentoverflaten finnes det karakteristiske svarte, sulfidholdige avsetninger (f.eks. i den nordlige delen av Tyrifjorden). Ikke sjelden er det nettopp slike avsetninger som det er aktuelt å mudre med jevne mellomrom (eksempelvis i munningen av Drammenselva og Skienselva).

Dumping av fiberholdig materiale kan bevirke at man ikke får noe klart skille mellom vann og sediment. Isteden fås en tykk suppe av finpartikulært materiale og råttent vann; et miljø som er både fysisk og kjemisk uegnet for de fleste arter av bunndyr.

Den vanligste skaden på bløtbunn/fauna ved deponering/dumping/utslipp av fast avfall er at de blir begravet. Om belastningen vil lede til hel utryddelse for kortere eller lengre tid, eller bare til at

enkelte arter forsvinner eller får redusert bestand, vil variere mye fra sak til sak. Stort sett må man regne med at organismene vil være mest ømfintlige for brå forandringer. Som eksempel kan man tenke på to tidsperspektiver for å dekke bunnen av en innsjø med et 10 cm tykt lag av finpartikulært mineralsk materiale. Hvis dette skjer i løpet av en uke, vil det bety nærmest fullstendig utryddelse. Fordelt over et år vil skadene bli vesentlig mindre, selv om påvirkningen utgjør kanskje 50—100 ganger den normale sedimenteringshastighet.

Nedslamming med uorganiske partikler (sand, silt, leire) vil ellers bety en uttynning av bunnavleiringenes næringsinnhold. Detritusetere (dyr som lever av å spise sedimenter) vil på den måten få et dårligere livsgrunnlag og opptre i reduserte mengder. En slik utvikling kan i sin tur få konsekvenser for fisk som lever av de aktuelle bunndyr.

Denne type forurensning med uorganisk partikkelmateriale kan i Norge bl.a. observeres i Varangerfjorden (foreløpig ikke undersøkt), Repparfjorden, Jøssingfjorden (I/S Miljøplan 1977, 1978, Åsen 1978), Ranafjorden (NIVA, O-31/75, 1975), Huddingsvatnet (bl.a. NIVA, O-120/69, 1978), Glåmaestualet (Bokn og medarb. 1976), Folla (bl.a. NIVA, O-120/64, 1977).

I både Jøssingfjorden og Ranafjorden har man hatt undersjøiske ras av betydelig omfang. Virkningen på tilstøtende bunnarealer er ikke kjent, men må antas å tilsvare massiv dumping.

8. Økt oksygenforbruk og spredning av forråtnelsesgasser.

Søppelfyllinger og barkfyllinger gir fra seg vann som er rikt på organisk stoff. Både undervannsfyllinger og sigevann kan

lokalt medføre anaerobe forhold. Avrenningen fra fyllinger er også relativt rik på plantenæringsstoffer (fosfor og særlig nitrogenforbindelser). Små vannforekomster kan totalt ødelegges ved slike påvirkninger.

I den utstrekning det fremdeles finner sted, dumpes kloakkslam som regel i åpent farvann med gode fortynningsmuligheter. Alt etter mengden vil slammet representere en sjokkbelastning mht. oksygenforbruk i større eller mindre vannvolumer. Også bunnen kan bli overbelastet med oksygenkrevende materiale hvis det ikke skjer en tilstrekkelig spredning av partiklene.

Vanligere er den sjokkpåvirkning som kan fås ved dumping av muddermasse. Ikke sjelden er slike masser preget av høyt innhold av organisk stoff under anaerob nedbrytning. Forråtnelsesgasser som ammoniakk og hydrogensulfid tilføres dumpeområdet og vil selv i relativt lave konsentrasjoner medføre døden for alle høyere livsformer som berøres. Nå begrenses skadens omfang betydelig ved hurtig oksydasjon av gassene. Ved liten vannbevegelse vil det imidlertid oppstå store pakker eller lommer med oksygenfattig vann, som også vil ha uheldig virkning.

9. Hygieniske konsekvenser

Skikken å legge søppelfyllinger i dal-søkk med bekkeleier og på strender gir en effektiv spredning gjennom vann av tarmbakterier og virus, herunder sykdomsfremkallende former. Særlig gjelder dette der det også dumpes kloakkslam. På den annen side ligger det utvilsomt en viss begrensning i at berørte vannforekomster blir så utilstrekkelige at de ikke frister til nærkontakt. Muligens kan det sies å være en kompliment til den

almene helsetilstand at man såvidt sjelden hører om tilfeller av vannbårne sykdommer som kan tilbakeføres til sig fra fyllplasser. I denne forbindelse er det av interesse å registrere den økende hyppighet i den norske befolkning av en del sykdommer som kan spres med vann (Wiik, 1978, Langeland, 1979).

Mudring med påfølgende dumping av kloakkslampåvirkede eller på annen måte forurensede sedimenter representerer også en potensiell fare, uten at man kan vise til noe konkret fra vårt land. Derimot er det i Jøssingfjorden påvist usmak på fisk, som antas å skyldes flotasjonskemikalier som følger med mineralavgangen (I/S Miljøplan, 1977).

10. Utløsning av giftige stoffer.

Stoffer med giftvirkning vil kunne påvises i sigevann fra søppelfyllinger. Art og mengde av gifter varierer sterkt med fyllingens størrelse og hva som er «deponert» der, særlig innslaget av ulike former for industriavfall. Kloakkslam fra større byer må også forventes å ha et visst innhold av giftige stoffer, bl.a. fordi det regelmessig vil være en del småindustri, bensinstasjoner etc., som er knyttet til kloakknett på en ikke alltid betryggende måte. Gateavrenning spiller også en rolle for slammets giftinnhold.

I første rekke vil det kunne dreie seg om en del metaller, dernest oljeprodukter, malingrester, oppløsningsmidler, rensesveske, etc. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (tjærestoff) og halogenerte forbindelser må også regnes med.

Giftigheten av slikt avløpsvann vites det lite om. Ofte vil det være tilstrekkelige fortynningsmuligheter til at åpenbare giftvirkninger ikke er lette å observere i resipientene. Til dette bidrar også koblingen med mye lett nedbrytbart organisk

stoff, som ofte alene er tilstrekkelig til å forringe de akvatiske samfunn.

Også fra barkfyllinger utlutes giftige stoffer. I Norge er det i hvert fall fra Sandebukta kjent at barkdeponier har forårsaket både episodisk massedød av dyr i fjæra og mer permanent utryddelse av flora og fauna utenfor fyllinger. Forholdet har imidlertid aldri blitt skikkelig undersøkt.

Avfall fra *bergverksindustri* utgjør sannsynligvis det største deponeringsproblemet i landet. Særlig gråbergtipper og til dels flotasjonsavgang fra kisforekomster gir opphav til betydelige problemer ved surt og metallrikt vann. Karakteristisk er det at skadene kan gjøre seg gjeldende langt nedover i vassdragene.

Fisk er ømfintlig overfor både lav pH og høye metallkonsentrasjoner (særlig av kobber og sink). Det samme gjelder i varierende grad også andre organismer. Resultatet blir fisketomme vassdragsstrekninger med organismesamfunn preget av ekstrem fattigdom, eller masseforekomst av et fåtall tolerante arter. Et eksempel på vidtrekkende skader av gamle berghaller og avgangshauger har man nedenfor Skorovas gruver (NIVA, O-42/62, 1978 og tidligere rapporter). Et annet tilfelle av forsurening og høye metallkonsentrasjoner av samme årsak kan observeres i Orklavassdraget (NIVA, O-79/74, 1978 og tidligere rapporter). Her gjør høye og delvis giftige metallkonsentrasjoner seg også gjeldende i Orkdalsfjorden, med resulterende skader på dyrelivet og høye metallkonsentrasjoner i tang og muslinger (Lande, 1977, o.a.).

«Deponering» under vann antas også å redusere oksydasjonshastigheten. Særlig vil vel dette gjelde finmalt avgang fra flotasjonsverk, d.v.s. så finmalt at avsetningene etter stabilisering blir lite gjen-

nomtrengelig for vann. At heller ikke slike «deponier» er problemfrie illustreres av forholdene i Orvsjøen ved Røros, der det er utløsning av ikke ubetydelige metallmengder og tendens til forsurening (NIVA, O-78083, 1979). Dumpingen av flotasjonsavgang fra Skorovas Gruber i Dausjøen har ikke forårsaket tilleggsskader i allerede ødelagte eller sterkt rammede vannforekomster. Imidlertid medfører den planlagte nedleggelse av driften, og stopp i tilførselen av sterkt basisk avgang, at Dausjøen vil bli markert surere, med resulterende økt utløsning av metaller. Problemet søkes løst ved å dekke avgangen med finmalt gråberg (NIVA, O-78083, 1979).

Ut fra et forvaltningsmessig synspunkt er det neppe mulig å ha et generelt syn på undervannslagring av gruveavfall. Der til er forholdene ved de forskjellige anlegg og i de tilstøtende vannforekomster for forskjellig, blant annet med hensyn til om svovelkisen utnyttes eller ikke (Markedsforholdene for svovel har gjennom flere år vært så dårlige at malmen bare opparbeides på sink- og kobberkonsentrat, mens pyrittfrasjonen (FeS_2) til dels dumpes. For så vidt kan en del flotasjonsavgang komme til å bli deponier i opprinnelig forstand, d.v.s. komme til nytte i fremtiden).

På Grønland har man kunne konstatere høye bly og sinknivåer i fjordsedimenter påvirket av kisavgang, og — hva som er mer oppsiktsvekkende — meget høye konsentrasjoner i vannet over avgangen. (Grønland Geologiske Undersøgelse/Grønland Fiskeriundersøgelse/Institut for Petrologi, 1977). Dette har blant annet ledet til spekulasjoner om metaller skulle være lettere utløsbare i saltvann enn i ferskvann. I Norge finnes et parallelt utslipp i Ranafjorden, men avgangen

er betydelig fattigere på metaller. Likevel ble det konstatert bly- og sinknivåer i muslinger og tank som var 10—100 ganger normalkonsentrasjonene (NIVA, O-31/75, 1977).

Slike tilfeller illustrerer at «deponering» av mineralavgang fortjener større oppmerksomhet enn de har vært gjenstand for hittil. Giftvirkning på resipientens organismesamfunn er bare en side av problemet. Akkumulering av metaller i spiselige organismer kan i noen tilfeller være vel så viktig. Dette hensyn gjelder ikke bare mennesker, men også andre arter som er deler av marine næringskjeder, i første rekke sjøfugl.

Alt i alt må det stilles spørsmål om man i tilstrekkelig grad har utredet mulighetene for å lagre flotasjonsavgang på land, med kontroll og rensing av drengvannet.

I forhold til den permanente tilførsel av metaller fra gruvedrift, vil muligens dumping av muddermasser med høyt innhold av giftstoffer fortone seg som et lite problem. Imidlertid er det liten tvil om at det her kan skje en mobilisering av bionegative stoffer på en måte som man ikke overblikker konsekvensene av. Det gjelder for eks. dumping og dermed spredning av metallholdige sedimenter. At en slik frigjøring og spredning ikke uten videre kan overses fremgår av flere undersøkelser (f.eks. Driftmeyer og Odum, 1975, Rosenberg, 1977). I noen tilfeller kan forhøyede konsentrasjoner i organismer spores i flere måneder etter avsluttet

dumping (Rosenberg, 1977). Det samme må antas å skje hvis organiske mikroforurensninger (HCB, PCB, PAH o.a.) er til stede i dumpematerialet.

10. Undersøkelse av mudring/dumping tilsikter ikke å få alle påvirkninger stanset, men å få vite hva som skjer

Når vi generelt vet lite om hva mudring/deponering av potensielt giftige sedimenter har hatt av konsekvenser i norske vannforekomster, skyldes det at slike belastninger tradisjonelt ikke gjøres til gjenstand for annet enn skjønnsmessige forhåndsvurderinger før det gis tillatelse — hvis tillatelse er søkt. I det ene kjente tilfellet av at miljøkonsekvenser skulle observeres, ble undersøkelsene betrodde den bedrift som var hovedårsak til sedimentenes sterke grad av forurensning.

På grunn av internasjonale avtaler er det idag antagelig betydelig enklere å få dumpet mistenkelige sedimenter i trange fjordområder, hvor effektene maksimiseres, enn å belaste åpent farvann. Da burde man også benytte en del slike anledninger til å få virkningene tilforlatelig beskrevet og deres utbredelse kartlagt. Praksis inntil nå hindrer at man får bedre grunnlag for å bedømme både de aktuelle saker og fremtidige tilfeller. Alle vet at vannressursene skal brukes og må påvirkes ved bruken. Imidlertid er ikke det noe argument for et nærmest prinsippfast vedlikehold av uvitenhet.

LITTERATUR

- Boken, T., Knutzen, J. og Rygg, B., 1976: Influence of freshwater, industrial waste and domestic sewage on bottom fauna and benthic algae in the Hvaler Archipelago (S. E. Norway). S. 211—220 i Proc. Symp. Freshwater on the Sea, 22—24 April 1974, Geilo.
- Cardwell, R. D., Wadke, C. E., Carr, M. I. og Sanborn, E. W., 1976: Sediment and elutriate toxicity to oyster larvae. I. P. Krenkel, J. Harrison og J. C. Burdick III (red.): Proc. of the Speciality Conference on Dredging and its environmental effects. Mobile. Alabama, Jan. 26—28. 1976. Amer. Soc. Civ. Eng. New York, 1976, 1037 s.
- Driftmeier, J. E., og Odum, W. E., 1975: Lead, zinc, and manganese, in dredge spoil pond ecosystems. Env. Conservation 2 (1): 39—45.
- EIFAC, 1965: Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. (EIFAC Technical Paper No. 1) Int. J. Air Wat. Poll 9: 151—168.
- Grønlands Geologiske Undersøgelse/Grønlands Fiskeriundersøgelser/Institut for petrologi, 1977: Resipientundersøgelse 1976—77. Agfardlikavså. Qaumarujuk. 3/12 1977, 135 s.
- Kayser, H., 1973: Über den Einfluss von Rotschlamm auf die Kultur einiger marinen Planktonalgen Helgoländer wiss. Meeresunters. 23: 357—383.
- Lande, E., 1977: Heavy metal pollution in Trondheimsfjorden, Norway, and the recorded effects on the fauna and flora. Envir. Pollut. 12: 187—198.
- Langeland, G., 1979: Veterinærmedisinske forskningsprosjekter vedrørende de bakterielle forhold av hygienisk betydning ved bruk av kloakkslam. VANN 3 (1979): 218—229.
- La Roe, E. T.: 1977: Dredging-ecological impacts. S. 610—614 i J. R. Clark (red.): Coastal Ecosystem Management. John Wiley & Sons, New York, etc. 1977. 928 s.
- I/S Miljøplan, 1977: Marin-biologiske undersøkelser i Jøssingfjordområdet. Mars 1977 (P. Liseth og F. Aarefjord).
- I/S Miljøplan, 1978: Marin-biologiske undersøkelser i Jøssingfjordområdet. November 1978. (P. Liseth og F. Aarefjord).
- Norsk Institutt for vannforskning, O-42/62: Kontrollundersøkelser Skoravas Gruber 1977. Elkem-Spigerverket A/S — Skorvavas Gruber, 8/8 1978, 85 s. (M. Grande, R. T. Arnesen, E. R. Iversen, S. Andersen).
- Norsk institutt for vannforskning, O-120/64: Undersøkelse av Folla. Observasjoner 1976. 14/10-1977, 35 s. (R. T. Arnesen, M. Grande, E. R. Iversen, K. J. Anes).
- Norsk institutt for vannforskning, O-120/69: Grong Gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag 1977, 28/3 1978, 100 s. (M. Grande, R. T. Arnesen, E. R. Iversen, S. Andersen).
- Norsk institutt for vannforskning, O-120/69: Grong Gruber A/S. Dykkerundersøkelser 1977. 6.9. 1977, 12 s. (M. Grande, R. T. Arnesen, K. Kvalvågnes).

- Norsk institutt for vannforskning, O-78/74: Orkla Industrier A/S, Grubeseksjonen. Overvåkingsundersøkelser i nedre del av Orklavassdraget 1977. 26/6 1978, 46 s. (R. T. Arnesen, M. Grande, E. R. Iversen).
- Norsk institutt for vannforskning, O-31/75: Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapp. nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. Mars 1977, 141 s. (L. Kirkerud m. medarb.).
- Norsk institutt for vannforskning, O-78083: Utløsning fra deponert avgang i Dausjøen. Utredning for Elkem-Spigerverket A/S, Skorovas gruver. 6/6 1979. 47 s. (R. T. Arnesen, B. Bjerkeng).
- Paffenhöfer, G.-A., 1972: The effect of suspended «red mud» on mortality, body weight and growth of the marine planktonic copepod, *Calanus helgolandicus*. Water, Air and Soil Poll. 1 (1972): 314—321.
- Rosenberg, R., 1977: Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna. Mar. Poll. Bull. 8 (5): 102—104.
- Rosenthal, H., 1971: Wirkungen von Rotschlamm auf Embryonen und Larven des Herings *Clupea harengus*. Helgoländer wiss. Meeresunters. 22: 366—376.
- Skei, J., 1976: Produksjonstopp ved industribedrifter. Kan dette utnyttes i sammenheng med resipientundersøkelser i fjorder? S. 117—122 i K. Pedersen (red.): Norsk institutt for vannforskning 1975. Oslo 1976, 148 s.
- Vassdrags- og Havnelaboratoriet ved NTH. 1975: Avleiring av gruveavfall i Langfjorden, Kirkenes. Oppdrag nr. 601366.2, 29/1 1975. 51 s. (J. Aure, E. Tesaker).
- Wiik, J., 1978: Helserisiko for mennesker ved bruk av kloakkpåvirket vann. VANN 1 (1978): 15—23.
- Asen, P. A., 1978: Algologiske observasjoner i Jøssingfjorden, Sokndal, Rogaland — en fjord påvirket av industriell forurensning. Blyttia 36 (1): 35—44.