

Viktige kriterier og krav ved avfallsdeponering i løsmasser

Av David Banks og Arve Misund.

Forfatterne er ansatt som forskere ved Norges geologiske undersøkelse.

Denne artikkelen er basert på et foredrag holdt under kursdagene NTH '93 «Lagring og deponering av produksjons og spesialavfall», 6—8 januar 1993. Publisert i «Vann» med tillatelse fra Norsk Ingeniørforening (NIF).

1. Innledning

I århundrer har mennesker dumpet avfall i hull i bakken kalt **Avfallsfyllinger**. På samme måte som et grunnvannsborehull brukes til å hente ressurser ut av bakken, kan en avfallsfylling betraktes som et egnet område for retur til naturen av forbrukersamfunnets overskudd. I likhet med utforming og plassering av borhull, er det viktig med utforming og lokalisering av avfallsfyllinger, slik at man unngår alvorlig forurensning av overflate- og grunnvann. Under nedbrytingen av avfallet produseres det **sigevann** som er en meget ubehagelig blanding av kjemiske komponenter, og kan føre til alvorlig forurensning dersom det ledes direkte ut i grunnvann eller overflatevann. Sigevannets kjemiske sammensetning avhenger selvsagt av avfallstype og alder, og typisk sammensetning vises i Tabell 1a og b.

2. Avfallstyper

NIF-kurset omhandler først og fremst *hvordan* vi best skal kunne lagre og deponere avfallet med et stort forurensningspotensiale og som derfor krever spesielle løsninger. Som det fremgår av tabell 1a og 1b kan også sigevannet som genereres fra **Husholdningsavfall** inneholde høye konsentrasjoner av miljøgifter, og forfatterne vil derfor ikke *friskmelde* avfallsfyllinger med såkalt kommunalt avfall. Erfaringer tilsier at særlig mindre og mellomstore bedrifter leverer avfall inkludert spesialavfall til kommunale fyllinger beregnet for kommunalt avfall (Misund et al, 1991). Forsøk på å skille ut spesialavfallet gir ikke nødvendigvis de ønskede resultater. Undersøkelser av Holskogen husholdningsavfallsplass, Kristiansand, som kun tar imot sekkerrenovasjon, viser at sigevannet inneholder større mengder miljøgifter enn Holskogen og Randesund industriavfallsfyllinger, hvor det er deponert spesialavfall (Karstensen, 1990; tabell 1c og 1d). Sveitsiske forskningsresultat (Daxbeck og Brunner, 1990) antyder at det kun er mulig å skille ut ca. 1 % av «spesialavfallskomponenter» ved sortering. Mes-

Tabell 1a. *Typisk sammensetning av sigevann fra ny og gammel kommunal avfallsfylling (alle verdier i mg/l unntatt pH-verdier) (Mather, 1992).*

<i>Parameter</i>	<i>Sigevann fra nyere avfall</i>	<i>Sigevann fra eldre avfall</i>
Surhetsgrad (pH)	6,2	7,5
COD (kjemisk «oxygen demand»)	23.800	1.160
BOD (biologisk «oxygen demand»)	11.900	260
TOC (total organisk karbon)	8.000	465
Fettsyrer (som karbon)	5.688	5
Ammoniakk — N	790	370
Oksidert — N	3	1
o-fosfat	0,73	1,4
Klorid (Cl)	1.315	2.080
Natrium (Na)	960	1.300
Magnesium (Mg)	252	185
Kalium (K)	780	590
Kalsium (Ca)	1.820	250
Mangan (Mn)	27	2,1
Jern (Fe)	540	23
Nikkel (Ni)	0,6	0,1
Kobber (Cu)	0,12	0,3
Sink (Zn)	21,5	0,4
Bly (Pb)	8,4	0,14

teparten av miljøgiftene er intimt bundet i avfallsstrukturen (f.eks. tungmetaller i maling på esker, på metallgjenstander, i papirrester, osv). I tillegg til såkalte miljøgifter inneholder sigevann fra husholdningsavfall organiske nedbrytingsprodukter (BOD, COD), ammonium, klorid og andre salter som kan medføre alvorlige konsekvenser for vannforekomster. Slikt avfall har også ført til minst to tilfeller av dødsfall i Norge på grunn av eksponering mot deponigass (fare for kvelning eller eksplosjon). *Alle* avfallstyper krever gjennomtenkte løsninger med hensyn til deponeringsfilosofi, geologi, topo-

grafi og andre relevante forhold. For det som tradisjonelt betraktes som spesialavfall er det i hovedsak fire filosofier for deponering:

- *Samdeponering.* Bevisst deponering av husholdningsavfall sammen med dustri-/spesialavfall fordi husholdningsavfall har en viss evne til å redusere faren for spredning av miljøgifter. Det er selvsagt viktig med kontroll av mengde og type spesialavfall, da ikke alle typer egner seg.
- *Adskilt deponering.* Sortere avfallstyper etter kjemiske og fysiske kriterier, og deponere dem hver for seg i spesielle deponier.

Tabell 1b. *Sammensetning av sigevann fra avfallsfyllinger med fast avfall (alle verdier i mg/l unntatt pH-verdier) (HMSO, 1986).*

	Household waste	Pitsea (UK) (43% industrial)	Rainham (UK)* (Industrial/ household)	Grønmo (Norway) (66% industrial)	Cedar Hills (USA) (Industrial/ household)
pH-value	5.8–7.5	8.0–8.5	6.9–8.0	6.8	5.4
COD	100–62 400	850–1 350		470	38 800
BOD	2–38 000	80–250		320	24 500
TOC	20–19 000	200–650	77–10 000	100	
Volatile acids (C ₁ –C ₆)	ND–3 700	20	600–10 000	10	7 100
Ammoniacal-N	5–1 000	200–600	90–1 700	120	
Organic-N	ND–770	5–20		62	
Nitrate-N	0.5–5			0.04	
Nitrite-N	0.2–2	0.10–1.0	8.0		
α-Phosphate Chloride	0.02–3	0.20			
Sulphate	100–3 000	3 400	400–13 000	680	11.3 (Total)
	60–460	340	150–1 100	30	
Sodium (Na)	40–2 800	2 185	2 000	462	
Potassium (K)	20–2 050	888	50–125	200	
Magnesium (Mg)	10–480	214		66	
Calcium (Ca)	1.0–165	88		188	
Chromium (Cr)	0.05–1.0	0.05	0.5	0.02	1.05
Manganese (Mn)	0.3–250	0.5			
Iron (Fe)	0.1–2 050	10	0.6–1 000	70	810
Nickel (Ni)	0.05–1.70	0.04	0.5	0.1	1.20
Copper (Co)	0.01–0.15	0.09	0.5	0.09	1.30
Zinc (Zn)	0.05–130	0.16	1.0–10	0.06	155
Cadmium (Cd)	0.005–0.01	0.02		0.0005	0.03
Lead (Pb)	0.05–0.60	0.10	0.5	0.004	1.40
Monohydric phenols		0.01	ND–2.0		
Total cyanide		0.01	0.09–0.52		
Organochlorine pesticides		0.01			
Organophosphorous pesticides		0.05			
PCBs		0.05			

* Samples obtained from boreholes within the fill.

Tabell 1c. *Sammensetning av elementer/tungmetaller i sigevann fra tre avfallsplasser og et renseanlegg ved Kristiansand. Holskogen Husholdning er kun sekke-renovasjon (Karstensen, 1990).*

	Slam Korsvik- fjorden renseanlegg	s i g e v a n n		
	mg/kg	Randesund industri mg/l	Holskogen industri mg/l	Holskogen husholdning mg/l
Ag	3	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Al	3090	< 0.03	< 0.03	(0.66)
As	90	< 0.05	< 0.05	(0.30)
B	-	0.60	1.2	(3.3)
Ba	540	0.11	(1.1)	0.24
Ca	(54000	66	99	137)
Cd	(< 1	< 0.01	< 0.01	< 0.01)
Co	2.7	< 0.01	< 0.01	(0.019)
Cr	6.6	< 0.01	0.02	(0.066)
Cu	27	< 0.005	< 0.005	(0.034)
Fe	1190	2.8	0.25	(5.1)
Hg	1.9	-	-	-
K	-	78	63	(360)
Li	8	< 0.02	0.04	(0.038)
Mg	9200	15.7	49	(69)
Mn	214	0.66	0.44	(1.6)
Mo	9	0.04	0.05	(0.027)
Na	4300	81	134	(380)
Ni	7.8	0.04	0.03	(0.18)
P	3600	0.17	0.23	(13)
Pb	39	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Sb	14	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Si	2540	1.2	1.7	(2.0)
Sn	12	0.70	(0.9)	0.4
Sr	127	0.42	(0.84)	0.58
Ti	190	0.014	< 0.004	(0.05)
V	2.9	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Zn	95	0.02	0.013	(0.16)

Tabell 1d. *Sammensetning av organiske forurensningsstoffer i sigevann fra tre avfallsplasser og et renseanlegg ved Kristiansand. Holskogen Husholdning er kun sekkerenovasjon (alle verdier i µl (Karstensen, 1990).*

Parametre	Randesund industri	Holskogen industri	Holskogen husholdning
Benzen			20,9
Toluen			444,8
M-/P-Xylen		*	17,6
Naftalen		*	4,4
2-Metylnaftalen			2,7
1,4-Diklorbenzen	*		13,7
Fenol		*	434,0 !
M-/P-Kresol	*		2274,0 !
P-Nonylfenol			236,4
Dimetylfalat	*	3,0	
Di-N-Butylfalat			39,0
Kloroform		*	
1,1,1-Trikloreten			*

- * Mengden er mindre enn kvantifiseringsgrensen, men arealet er minst 3,0 ganger større enn arealet i blindprøven.
! Mengden er over kvantifiseringsgrensen.

- *Multideponering.* Deponering av flere typer spesialavfall på en slik måte at de reagerer med hverandre, «nøytraliseres» og dermed blir mindre farlig (f.eks. syrer med baser).
- *Forbehandling av avfall* før deponering i en av de tre første gruppene. For eksempel syreholdig avfall som nøytraliseres før deponering (slik det gjøres med det tungmetallholdige syreavfallet som deponeres på Langøya).

Noen spesialavfallstyper egner seg bedre til samdeponering enn andre. Det engelske Miljøverndepartementet

(DoE, 1986) har utarbeidet veiledninger for hvilke avfallsmengder som kan tillates deponert i kommunale deponier. For eksempel:

- *Syreavfall* (fortynnet) kan deponeres i visse mengder, avhengig av type. Deponeringen bør skje på modent avfall (min. 5 år), da denne type avfall har stor evne til å nøytralisere.
- *Tungmetaller.* Begrensede erfaringer tilsier at deponering av opptil 100 g/ tonn krom, kobber, bly og sink over modent husholdningsavfall (min. 5 år) ikke produserer sigevann med økt innhold av disse tungmetallene i forhold til opprinnelig sigevann.

Imidlertid er det farlig å betrakte tungmetaller som en gruppe. Noen metaller er mer mobile under reduserende forhold, f.eks. jern, mangan, mens andre er mer mobile under oksyderende forhold, f.eks. Cr(VI) og U. Mobiliteten avhenger også av andre kjemiske forbindelser som er tilstede, f.eks. vil tilstedeværelsen av sulfid eller karbonat under alkaliske forhold føre til utfelling av tungmetaller. Erfaringer tilsier at mange typer tungmetaller i sigevann immobiliseres effektivt i det geologiske miljøet hovedsakelig ved sorpsjon, utfelling som karbonater og sulfider (som er vanlige i reduserende forhold som finnes under en avfallsfylling), (Christensen, 1992; Sæther et al, 1992; Ross, 1985), og skaper derfor sjeldent problemer for grunnvannskvaliteten nært deponier.

- *Fenoler* brytes ned og absorberes effektivt dersom det er stor kontaktflate og lang oppholdstid i avfallsfyllingen, samt lav permeabilitet i det geologiske miljøet. DoE (1986) påstår at opptil 2 kg/tonn kan deponeres sammen med husholdningsavfall. I så fall bør fyllinga skjermes mot infiltrasjon av nedbør. Avfallet brytes ned under både areobe og anaerobe forhold.
- Noen avfallstyper, f.eks. olje, anbefales ikke for samdeponering på grunn av lav nedbrytbarhet. I England tillates likevel deponering av visse mengder olje, f.eks. etter forurensing av strender (DoE, 1986). Oljen holdes sterkt tilbake i husholdningsavfall ved adsorpsjon.
- Andre spesialavfallstyper som PCB og løsningsmidler frarådes helt å deponere (DoE, 1986) på grunn av lav

nedbrytbarhet og vanskeligheten ved å rense forurenset grunnvann, da forbindelsene er tyngre enn vann (Mather, 1992b). Undersøkelser fra Danmark viser imidlertid at høyere klorerte forbindelser som tetrakloretylen kan brytes ned under anaerobe forhold, men det dannes lavere klorerte forbindelser som brytes ned langsommere, og dermed opphopes (Aamand et al, 1991).

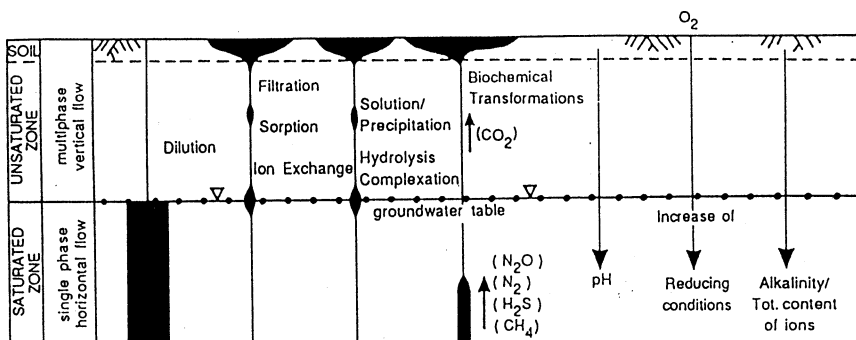
Det understrekes selvsagt at disse kommentarene ikke finner mye støtte hos myndighetene i de fleste EF-land. Også i Norge er **samdeponering** betraktet som uakseptabel ved nye deponier.

3. Deponeringsfilosofier.

Det finnes to hovedfilosofier (Mather 1977):

Konsentrasjon og oppbevaring — hvor det ikke er tillatt med noen lekkasje av sigevann. Dette forsøkes ofte oppnådd med et impermeabelt lag under fyllinga. Slike fyllinger er kostbare, både mht. etablering og drift; de kan være vanskelige å drive på en tilfredstillende måte og betinger rensing av sigevann i flere årtier (50 — 100 år eller mer ?).

Fortynning og spredning — hvor det tillates infiltrasjon av sigevann til grunnen. En slik avfallsfylling som er riktig plassert vil ligge i et område med en tykk, umettet sone med gode egenskaper for fortynning og spredning av sigevann, eller vil bli bygd med et semi-permeabelt bunnlag med tilsvarende egenskaper. Denne type fyllinger er mye billigere å etablere og drive, men vil for effektiv drift være avhengig av de geologiske forutsetninger (se Røhr, 1981 og SFT, 1986) og avfallstyper. Deponier som baserer seg på fortynning og spredning utnytter følgende



Figur 1. Prosesser som er viktige for attunasjon av forurensning i grunnvannssystemet, og den relative betydningen av disse i jorda over, i og under grunnvannsspeilet (Englund og Moseid, 1992).

prosesser i avfallet og det geologiske miljøet (se fig. 1; Englund og Moseid, 1992):

1 Fysiske prosesser

- Fortynning
- Dispersjon
- Filtrering
- Oppholdstid

2 Overflateprosesser

- Sorpsjon på organiske stoff
- Sorpsjon på mineralstoffer
- Ionebytting

3 Kjemiske/biologiske prosesser

- Utfelling og oppløsning
- Hydrolyse
- Kompleksring
- Redoks-reaksjoner
- Nøytralisering
- Nedbrytning

Såvel i Storbritannia som i Norge har myndighetene i det siste oppmuntret til etablering av større sentrale deponier som bygger på prinsippet med konsentrasjon og oppbevaring, heller enn å bygge mindre, lokale deponier. Utviklingen har ikke vært udelt positiv og Mather (1992a) mener at «risikoen for

dannelse av sigevann og gasser har økt drastisk» som resultat. Dette på grunn av de større, kompaktere avfallsfylningenes dårligere tilgang for luft, som tillater saktere, ufullstendig nedbrytning, reduserende forhold, mulig mobilisering av noen miljøgifter og akkumulering av deponigass.

Et nytt EF-direktiv om «Beskyttelse av grunnvann mot forurensning fra visse farlige stoffer» (80/68.EEC) forbyr noen form for utslipp av forurensningsstoffer til grunnvann. Mather (1991a) kommenterer, «Det nåværende utkastet til et EF-direktiv som omhandler deponering av avfall understreker sterkt betydningen av å komme bort fra prinsippene om fortynning og spredning. Det generelle kravet for alle typer deponier er at alt sigevann som stammer fra avfallsplassen skal samles opp og behandles, og at permeabiliteten skal være på 1.0×10^{-9} m/s i et lag på minst 3m under fyllinger for spesialavfall og husholdningavfall.....Hvis disse kravene blir nedfelt i det endelige direktivet, så vil prinsippet om «fortynning og spredning» som en deponeringsfilosofi være en saga blott i Storbritannia».

«Det er klart at vi i fremtiden vil se en økende grad av deponering av kompaktert avfall på store fyllinger som er basert på at sigevann forblir i fyllinga. Dette er mulig dersom de naturlige lagene under fyllinga er impermeable eller om fyllinga forsegles i bunnen med ugjennomtrengelige lag/duker av naturlig eller syntetisk materiale. På grunn av behovet for å behandle sigevannet, vil det bli lagt økt vekt på å redusere produksjonen av sigevann ved å legge inn lag med lav permeabilitet etterhvert som det fylles opp og forsegle toppen av fyllinga til slutt. Dette vil kreve at eksisterende teknologi taes i bruk og utvikles videre, og at det blir lagt mindre vekt på egenskapene til bergartene/løsmassene under fyllinga og de naturlige fortynnings-, sprednings- og nedbrytningsprosesser.»

Det finnes fremdeles mange hydrogeologer i tillegg til Mather og forfatterne som tildels er skeptiske til «konsentrasjon og oppbevaringsfilosofien». Så nylig som 1992 skrev LeGrand & Rosen følgende i Ground Water:

«Vi mener at forurensningsmyndighetene i stor grad har blitt tvunget av idealister til å akseptere flere uoppnåelige deponeringsfilosofier: f.eks.

- Ingen påvirkning av grunnvannskvalitet, og absolutt oppbevaring av avfallstoffene i deponiet
- Rensning av forurenset jord, som forutsetter 100 % fjerning av forurensingen
- Maksimalt akseptable konsentrasjoner, som er under helsemessig forsvarlige nivå.

Og når de omtaler deponering av lavaktivt atomavfall, kan dette også gjelde mer vanlige spesialavfallstyper:

«Delvis utfordret av miljøaktivister har

forurensningsmyndighetene stilt krav som er vanskelig å tilfredstille. Løsninger som innebærer en fullstendig isolering av avfallet i deponeringsceller vha. betong og kunstige barrierer, er meget dyre metoder. Det legges lite vekt på hydrogeologiens evne til å ta hånd om forurensningsstoffer, hvor kombinasjonen av attenuering pga. radioaktiv nedbrytning, sorpsjon i jordartene, dispersjon og fortynning kan gi tilfredsstillende sikkerhet.»

4. Naturgitte kriterier for avfallsdeponering

a) Topografi

Når en betrakter topografien i forbindelse med lokalisering av deponi, er det nødvendig å ta hensyn til følgende forhold (som de fleste forurensningsmyndighetene vil være enige i):

- i) *Estetiske forhold*, dvs. skjemmer lokaliseringen det øvrige miljøet? Bruk topografi og vegetasjon til å skjerme fyllingen. Deponiområdet bør helst ikke eksponeres for sterk vind på grunn av problemer med flygeavfall.
- ii) *Hygieniske forhold*. Deponier bør ikke plasseres i nærheten av boligfelt hvor lekende barn, rotter og andre små dyr kan komme i kontakt med avfallet. Lukt og sigevann kan i tillegg til estetiske vurderinger føre til negative hygieniske forhold.
- iii) *Klimatiske forhold*. Jo mer nedbør som infiltreres i fyllinga, desto mer sigevann produseres, og desto større er faren for oppfylling av deponiet med sigevann og evt. oversvømmelse. Infiltrasjon av nedbør kan reduseres ved å utforme fyllingen med en viss gradient slik av overfaltevannet ledes

bort, og ved å etablere egnet vegetasjon på overdekningen.

- iv) *Hydrologiske forhold.* Deponiet bør ikke ligge i en avsenkning i terrenget som vil være utsatt for oppsamling av overflatevann, eller hvor en bekk renner igjennom deponiområdet som dermed kan utsettes for flom.

Deponiet bør ikke anlegges slik at det utsettes for erosjon eller skred; det vil si ikke i elve-/sjøkant (hvor tidevannet «pumper» ut forurensning) eller i område med bratt topografi.

Deponiet bør gjerne ligge i et avgrenset hydrogeologisk område, dvs. ikke på vannskille mellom flere nedslagsfelt.

En bør unngå deponering i hengemyrer der eventuell kollaps kan finne sted.

- v) *Resipientforhold.* Selv om deponiet ikke bør plasseres i direkte nærhet av vassdrag, eller slik at sigevannet påvirker et eventuelt uttak av drikkevann, er det gunstig dersom sigevannet kommer ut i en større resipient med god fortynningssevne, f.eks. en stor elv, innsjø eller havet.

b) Geologi og hydrogeologi

De geologiske betingelser for en vellykket plassering av et deponi avhenger av deponeringsfilosofi og avfallstyper. Vi (men ikke nødvendigvis forurensningsmyndighetene som pleier å hoppe direkte til siste punkt) anbefaler følgende beslutningsprosedyre for «vanlige» avfallsfyllinger (Misund et al, 1992):

- Søk alltid råd hos en kompetent hydrogeolog og ingeniør

- Unngå lokalisering på avsetninger som i dag brukes til betydelig uttak av grunnvann, eller representerer fremtidige ressurser
- Unngå områder med tynn, eller ingen umettet sone, eller områder med meget stor permeabilitet. Den umettede sonen bør ha en slik mektighet at grunnvannet ikke stiger opp i de deponerte massene, og at maksimal adsorpsjon og nedbrytning finner sted.
- Vurder muligheten for bunnlag med finkornige sedimenter (morene, finsand, silt, leire), med høy adsorpsjon/nedbrytingskapasitet
- Dersom de geologiske forholdene er slik at de ovenfornevnte punkt ikke kan tilfredstilles, eller dersom avfallet er spesielt farlig bør det etableres en «konsentrasjon og oppbevaring»-fylling med nødvendig bunntetting.

i) «Konsentrasjon og oppbevaring»-fyllinger

Norske retningslinjer anbefaler sterkt denne type avfallsfyllinger for spesialavfall (SFT, 1992).

Denne type fyllinger kan utformes enten ved bruk av:

- Kunstige materialer som membraner (geotekstiler). Dersom membranene er tette er den underliggende geologi av mindre betydning, men husk:
 - En slik fylling må kunne fungere i flere hundre år. Ingen geotekstil har blitt utprøvd i en så lang periode.
 - Gummi-/plastmembraner kan påvirkes av noen spesialavfallstyper, f.eks. løsningsmidler og oljer.
 - Gummi-/plastmembraner kan være utsatt for punktering og dårlig installasjon, og er i praksis sjeldent 100 % tett.

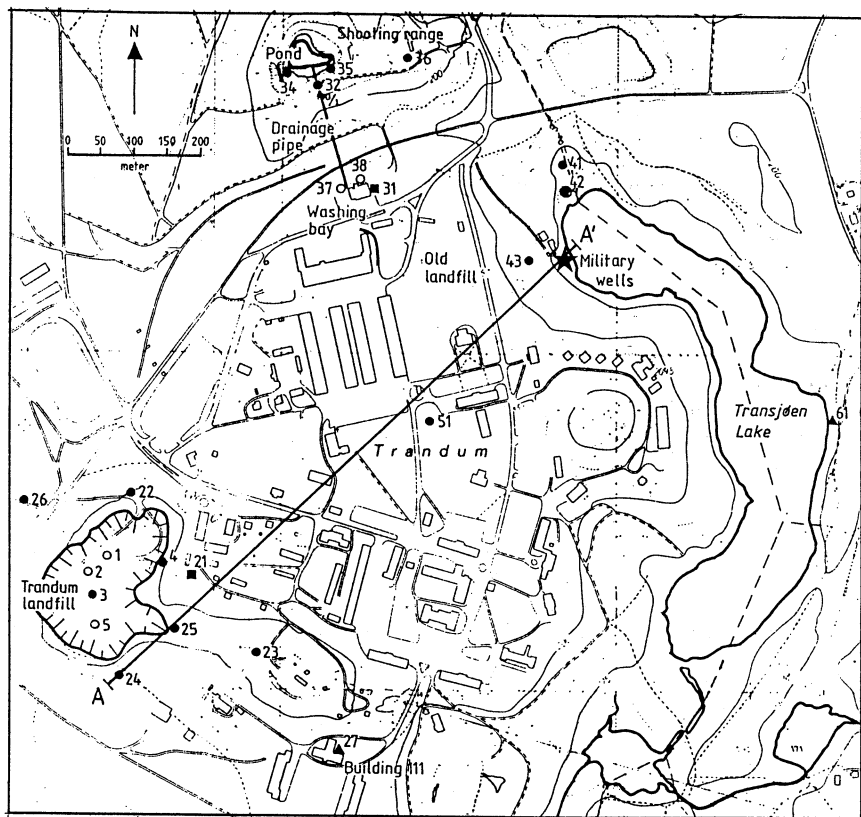
- Importerte geologiske materialer, f.eks. leirer og bentonitt, har i tillegg til å være tett en betydelig absorpsjonskapasitet. På grunn av sine plastiske egenskaper vil de være mindre utsatt for oppsprekking eller punktering. Noen løsningsmidler, og andre organiske forbindelser, har imidlertid evne til å trenge igjennom leirmembraner (Abdul et al, 1990). Installasjon av denne type tettemasser stiller også strenge krav mht. uttørring og oppsprekking under installasjon.
- In situ geologiske materialer, dvs. at deponiet anlegges i tett leire eller bunnmorene. Dette prinsippet sammen med kunstig tetting (pkt. 1) er anvendt ved deponiet for tungmetallslam på Sluppen i Trondheim. Det er ikke registrert noen forurensning av grunnen eller grunnvannet ved deponiet (Misund, 1989).
- *Avstand til aktuelle, eller mulige grunnvannsuttak.* Fortynning, dispersjon og biokjemiske prosesser i det geologiske miljøet bidrar til attuning av forurensningsviften. Fig. 2 & 3 viser hvordan fortynning og dispersjon fort skaper tilnærmet bakgrunnsforhold, for klorid og noen andre parametre, nedstrøms Trandum fyllplass (Sæther et al, 1992).
- *Gradienten til grunnvannsspeilet* vil også være viktig, dvs. avfallsfyllingen bør fortrinnsvis ikke ligge umiddelbart oppstrøms viktige grunnvannsmagasin.
- *Mektigheten i den umettede sonen.* Denne sonen har betydelig evne til å fremme sorpsjon og nedbryting av mange forurensningsstoffer. Mektigheten bør være størst mulig, og man bør unngå deponering i selve grunnvannsspeilet, f.eks. i gamle grustak som er blitt gravd ned til grunnvannet. Dersom mektigheten på den umettede sone er utilstrekkelig kan man installere en kunstig umettet sone med sand/silt under avfallet.
- *Kornfordeling.* Leirpartikler har en langt større evne til å adsorbere forurensningsstoffer enn f.eks. gruskorn. Ideelt sett bør den umettede sonen (evnt. delvis permeabelt bunnlag) være permeabel nok slik at sigevannet ikke staves opp i fyllingen, men finkornige nok slik at maksimal rensing av sigevannet finner sted. Det kan tenkes at glasiale avsetninger med høyt innhold av silt, finsand eller leire kan være aktuelle materialer for bunnlag (Banks, 1984). Figur 4 viser fordelingen mellom forskjellige typer grunnforhold, registrert under den nasjonale kartleggingen av spesialavfall (Misund et al, 1991).

I alle tre tilfeller må sigevannet samles og behandles før det slippes ut til miljøet. Denne behandlingen må muligens pågå i flere hundre år. Ved Sluppen har ikke vannet blitt renset, men ført inn i det offentlige kloakknettet; noe som synes å svikte filosofien om at man skal unngå utslipp av miljøgifter fra fyllingen!

Fordi det sjeldent er mulig å oppnå 100% tette fyllinger vil det alltid være en viss komponent av «spredning og fortynning». Selv «tette» deponier bør derfor lokaliseres med hensyn til de krav som nevnes nedenfor.

ii) «Spredning og fortynning»-fyllinger

Med avfallsfyllinger der det tillates infiltrasjon av sigevann i grunnen er følgende faktorer (etter forfatterens mening) viktige for deponiets forurensningspotensiale:

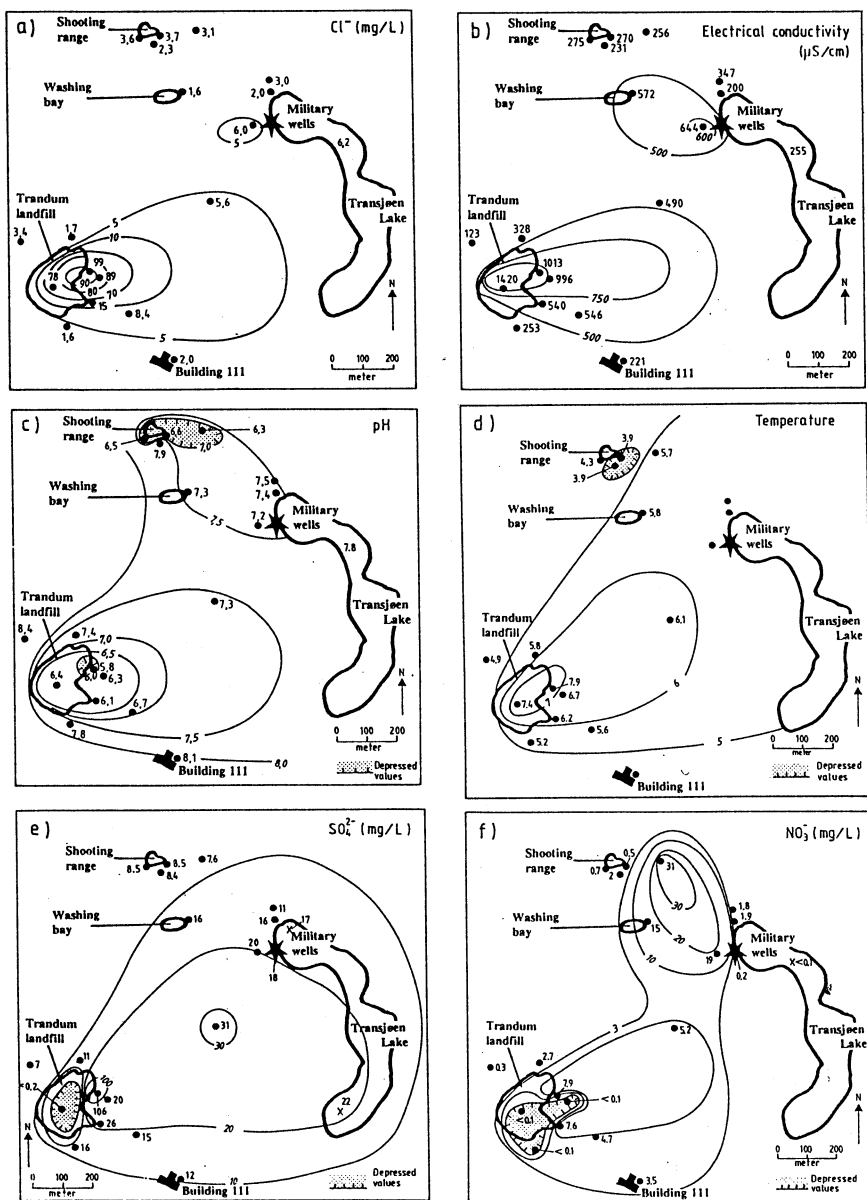


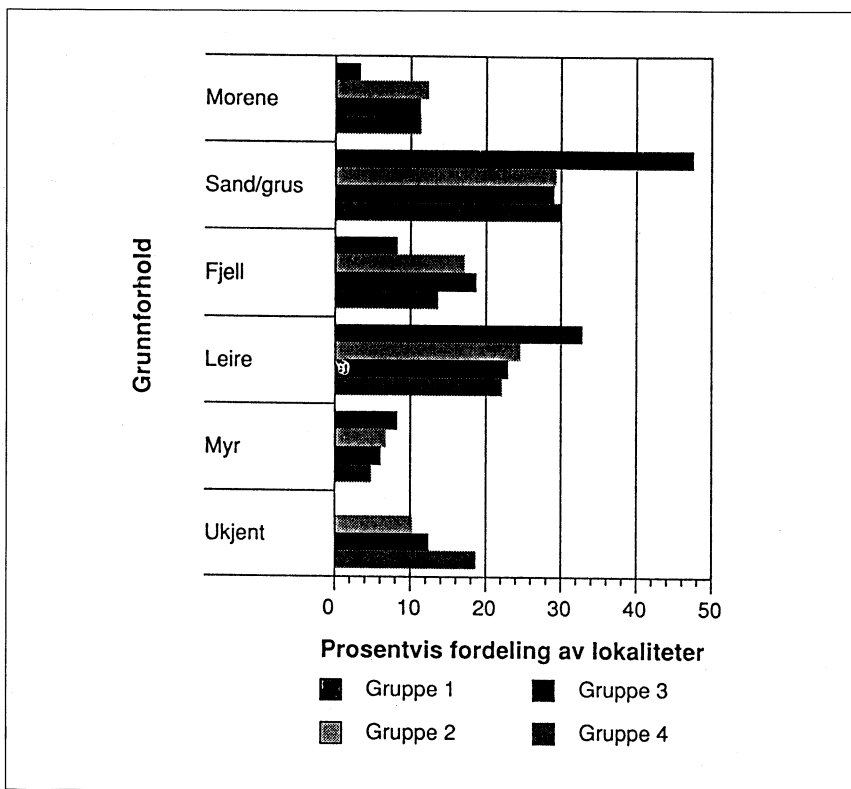
Figur 2. Kart over Trandum militærleir hvor bl.a. Trandum avfallsfylling, observasjonsbrønner og drikkevannsbrønner er avmerket (Sæther et al., 1992).

- *Akviferens og grunnvannets kjemiske sammensetning.* En kalkrik akvifer vil føre til alkalisk grunnvann som vil kunne nøytralisere surt sigevann og fremme utfelling av noen tungmetaller som f.eks. karbonat, sulfid eller oksyhydroksyder, som f.eks. ved Trandum avfallsplass (Sæther et al., 1992). Dette prinsippet anvendes ved Langøya deponi hvor karbonatrike skifre har evnen til å nøytralisere tungmetallholdig syreavfall. En avset-

ning som inneholder mye organiske stoff kan også ha høyere evne til å adsorbere organiske forurensningsstoffer.

- *Infiltrasjonsevne til omkringliggende masser.* I mer permeable avsetninger vil nedbøren som faller i området rundt fyllingen hovedsakelig trenge ned i bakken uten å komme i kontakt med avfallet. I områder som er dominert av fjell eller leire er det fare for mye overflateavrenning som kan





Figur 4. Lokaliteter fordelt på lokalitetenes grunnforhold. For 15% av lokalitetene er grunnforholdene ukjent (Misund et al., 1991).

bidra til infiltrasjon gjennom avfallet (Røhr, 1982).

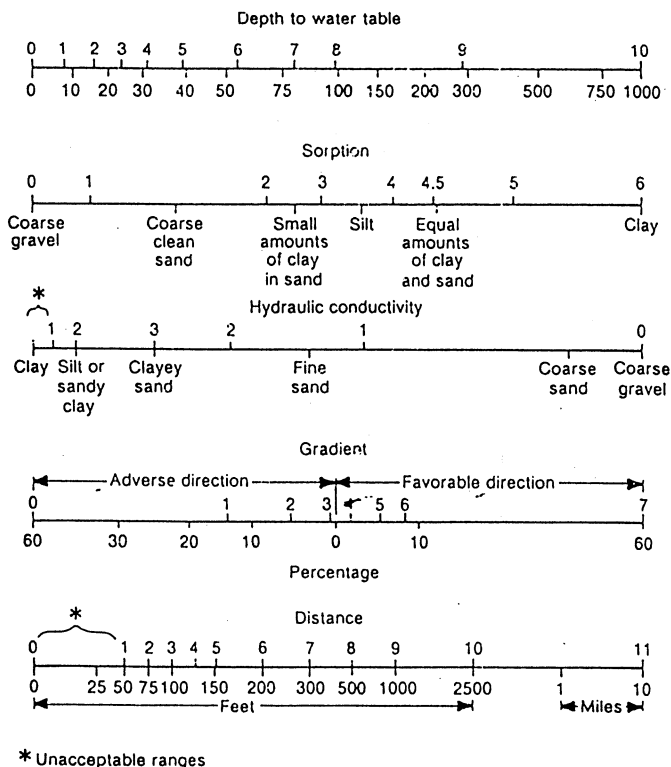
Det eksisterer flere metoder for å vurdere faren fra en forurensningskilde. Et av de enklere systemer er utviklet av LeGrand (1964), og det gir et poengttall for hver av de ovenfornevnte faktorene (figur 5).

I norsk sammenheng kan det tenkes at sandige/grusige breelavsetninger med stor mektighet av umettet sone kan være aktuelle for lokalisering av fremtidige avfallsdeponi. Enda bedre kan

forholdene være i morene med stor mektighet (f.eks. randmorene), der det ofte er stor umettet sone i tillegg til mindre permeabilitet enn breelavsetninger (fører til lengre kontaktid for absorpsjon av forurensningsstoffer), samt høyere innhold av finstoff.

c) «Case» studium

For å kunne påvise at «fortynnings og spredningsdeponier» fungerer ikke bare i teori men i praksis vil vi omtale Trandum fyllplass. Trandum fyllplass

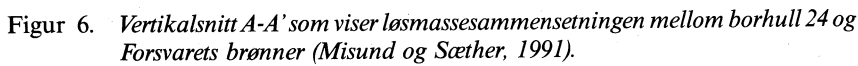


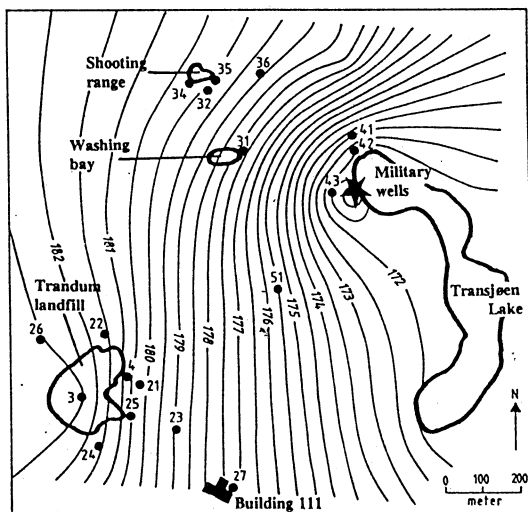
Total Points	Possibility of Pollution
0 — 4	Imminent
4 — 8	Probable or possible
8 — 12	Possible but not likely
12 — 25	Very improbable
23 — 35	Virtually impossible

Figur 5. Skjema for bestemmelse av poeng for forurensningspotensialet i en åpen akvifer i løsmasseavsetninger (etter LeGrand, 1964).

ved Trandum militærleir er et av mange deponier i Norge som faller i kategorien «Fortynning og spredning», selv om de ikke er anlagt med denne filosofien for øye. Utfra geologiske forhold er faktisk ikke plasseringen av deponiet ved Trandum særlig gunstig for denne depone-

ringsfilosofi; deponiet ligger i grunnvannsspeilet (ingen umettet sone) og akviferen består av sand/grus (figur 6). Det finnes en forholdsvis høy gradient på grunnvannspeilet ned mot Transjøen (figur 7) og Hersjøen, og deponiet ligger oppstrøms Forsvarets





Figur 7. Grunnvannskart for Trandum militærleir juni 1991 (Misund og Scæther, 1991).

egne brønner. Selv under slike forhold, fungerer prinsippet overraskende bra, iallefall for uorganiske forurensningsstoffer (figur 3). Selv i den umiddelbare nærheten av fyllingen ligger nesten alle parametrene under drikkevannsgrensene (SIFF 1987), tungmetallene er felt ut i det alkaliske, sulfid- og bikarbonat-rikt miljøet, og fortynning/-dispersjon fører til enda lavere konsentrasjoner, slik at vannkvaliteten ved Forsvarets brønner er tilfredstillende (og de uregelmessighetene som observeres skyldes sannsynligvis mer nærliggende kilder som f.eks. vaskeplassen, skytebanen og et eldre deponi rett vest for brønnene).

5) Bygningstekniske kriterier

a) Bunnetting

Bunnetting avhenger av deponeeringsfilosofien som er omtalt ovenfor. For et deponi som bygges etter ret-

ningslinjene for «konsentrasjon og oppbevaring» er det foreslått at det norske kravet til permeabilitet skal være 10^{-9} m/s for et leirlag. De nåværende retningslinjer (SFT, 1986) spesifiserer krav til permeabilitet på 10^{-7} m/s eller lavere og mektighet på 50 cm for de tette bunnmassene. Kravet om permeabilitet på 10^{-9} og ca. 3 m mektighet gjelder også i USA (Fetter, 1988) hvor man regner med at en tilfredstillende bunn-etting samler opp 70-90% av sigevannet.

Under den norske kartleggingen av spesialavfall ble det registrert 1664 lokaliteter med opplysninger om eventuell bunnetting. Av disse har kun 4% fått betegnelsen «God bunnetting», mens 93% ikke har bunnetting i det hele tatt (Misund et al, 1991).

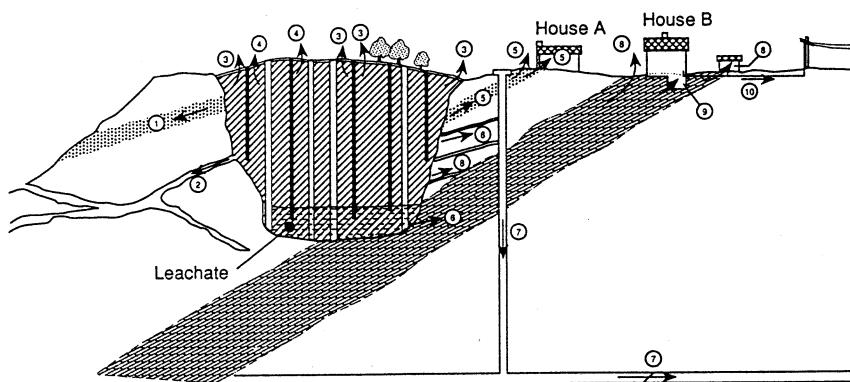
b) Overdekning

Under kartleggingen av spesialavfall i deponier ble det registrert 40% med

«God overdekning», mens 21% hadde ingen overdekning. Dette gjelder i vesentlig grad krav til overdekning ved daglig drift.

i) *Overdekning under drift* foretas for å hindre flyveavfall, gjøre det mulig for lastebiler å kjøre på fyllingen, redusere lukt, hindre kolonisering av rotter, barn, fluer, måser og andre små dyr og hindre brann. Under norske forhold er det vanlig å bruke sand/grus.

ii) *Endelig overdekning* foretas hovedsakelig for å hindre infiltrasjon av nedbør. Leire eller bentonitt blir ofte brukt pga. deres plastiske egenskaper. Kunstige membraner kan også brukes, men de kan være utsatt for skader ved seinere bruk av fyllingsområdet til f.eks. jordbruksformål. I Storbritannia anbefales bruk av masser med maksimum permeabilitet på 10^{-9} m/s og mektighet på minimum 1 m, mens det over leiren skal legges et jordlag med 1 m



Gas pathways to atmosphere

- ① Through high permeability strata down the bedding plane
- ② Through caves/cavities
- ③ Through dessication cracks of the capping at the site perimeter, around tree roots, etc
- ④ Around site features which provide vertical pathways; gas or leachate wells
- ⑤ Through high permeability strata up the bedding plane, to atmosphere or house A
- ⑥ Through fissures caused by explosives etc
- ⑦ Along man made shafts etc
- ⑧ Through highly fissured strata into the atmosphere or buildings such as house B or shed etc
- ⑨ Into underground rooms
- ⑩ Along underground services

Notes

- i) Gas may vary depending on its source from within the landfill and the migration route, eg route ⑤ gas compared to route ⑧ gas
- ii) Leachate may degrade to give rise to gas generation at some distance from the site

Figur 8. *Mulige migrasjonsveier for deponigass fra en avsluttet/tildekket fylling (HMSO, 1986).*

tykkelse (DoE, 1986). Under avfall-
lets nedbrytning kan det forekomme
setninger som kan bety at installa-
sjonen av en endelig overdekning
må utsettes, og at midlertidig overdek-
ning gjennomføres. Overdekningen
har ofte form som en dom med lav
gradient. Gradienten skal i såfall
være tilstrekkelig for avrenning av
nedbør, men ikke så stor at det fore-
kommer erosjon. Vegetasjon kan
dyrkes på overdekningen slik at jor-
den bindes og en oppnår økt evapo-
transpirasjon. Vegetasjonen skal
fortrinnsvis ha grunne rotsystem

slik at membranen ikke punkteres.
En tett overdekning har imidlertid
ulempen ved at den ikke tillater dif-
fusjon av deponigass ut av fyllin-
gen.

c) Deponigass

Nytt husholdningsavfall brytes ned
ved forbruk av oksygen og danner
hovedsakelig CO_2 og vann. Etter at
oksygen er forbrukt skjer nedbrytnin-
gen anaerobt med dannelselse av hoved-
sakelig metan og CO_2 . Gassblandingen
kan være både eksplosiv og kvelende.
Spesialavfall kan i tillegg avgi giftige



"DEPONIGASS KAN TRENGE INN I KLOAKKSYSTEM"

Figur 9. I England skjedde det en alvorlig eksplosjon i et hus som lå i nærheten av en fylling ved Loscoe.

gasser. I store avfallsfyllinger med tett overdekning kan ikke gassen diffundere opp og ut av fyllingen. Den tvinges til å migrere horisontalt eller samle seg i fyllinga. I følge figur 8 (HMIP, 1989) og figur 9 kan gass fra fyllinger som er ugunstig plassert trenge inn i hus, kum eller kloakksystemer. I Norge er det registrert minst to dødsfall (Steinkjer og Trondheim) av kjelning på grunn av nedstigning i kum ved deponi, og i England skjedde det en alvorlig eksplosjon i et hus som lå i nærheten av en fylling ved Loscoe (Williams & Aitkenhead, 1991).

Deponigass kontrolleres ved utpumpingsborehull og luftingsgrøfter. Horisontal migrasjon kan hindres ved bruk av tette barrierer i deponiets sider (HMIP, 1989). Deponier bør imidlertid ikke bare betraktes som problemer, men kan også betraktes som energiresurser, ved f.eks. forbrenning av metangass (f.eks. Grønmo utenfor Oslo), og uttak av varmt grunnvann nedenfor fyllingen for bruk i forbindelse med varmepumper (se figur 3d).

d) Avskjæring av vann

Innrenning av overflatevann, eller grunt grunnvann må hindres med avskjærende gröfter (SFT, 1986).

e) Oppsamling av sigevann

Oppsamling av sigevann kan foregå på to måter: oppumping gjennom brønner eller oppsamling gjennom et dreneringssystem, f.eks. et permeabelt sjikt over et tett bunnlag (SFT, 1986). Det oppsamlede sigevannet må trolig behandles før det slippes ut i resipienten.

f) Behandling av sigevann

- i) Ved «eksterne» behandlingsanlegg

- ii) Ved lufting og gjeninfiltrasjon i fyllinga
- iii) Ved oppsamling og infiltrasjon i nærliggende sand/grus masser gjennom infiltrasjonsanlegg. (SFT, 1986).

Diskusjon

Etter vår mening kan det være nyttig å tenke igjennom noen spørsmål ang. behandling av spesialavfall.

- 1) Bør det være en godt definert grense mellom spesialavfall og annet (dvs. husholdnings-) avfall? Bør man legge mer vekt på problemer forbundet med annet avfall, f.eks. dannelselse av livsfarlig deponigass, belastning av vannforekomster med konsentrert sigevann som inneholder salter og organiske nedbryttingsprodukter?
- 2) Er det helt uakseptabelt å deponere spesialavfall på fyllinger for kommunalt-/ husholdnings-avfall?
- 3) Kan «fortynning og spredning» være en akseptabel metode for deponering av avfall? Og kanskje noen typer spesialavfall? Er det ikke paradoksal at infiltrasjonsanlegg nå betraktes som effektiv og miljøvennlig løsning for behandling av avløpsvann, mens man samtidig forbyr det samme prinsippet for rensing av sigevann fra avfallsfyllinger?
- 4) Hvis «fortynning og spredning» kan være akseptabelt, skal man sette en lik pris på en geologisk avsetning mht. dens potensiale for rensing og fortynning av sigevann fra avfallsfyllinger som dens eventuelle muligheter for utnyttelse som grunnvannsressurs? Dvs. skal grunnvannsmuligheter alltid prioriteres over avfallsdeponering?

Litteraturhenvisninger

- Aamand, J., Nielsen, J. C. & Broholm, K. 1991: Mikrobiell nedbrytning af klorerte alifater. *Vand og Miljø nr. 5* s. 262-266.
- Abdul, A. S., Gibson, T. L. & Rai, D. N. 1990: Laboratory Studies of the Flow of Some Organic Solvents and Their Aqueous Solutions Through Bentonite and Kaolin Clays. *Ground Water No. Vol.28 No. 4*, s524-533.
- Banks, D. 1984: An investigation into the suitability of glacial sands, clays and gravels for use as basal liners of a landfill site. M.Sc.-oppgave, Dept. of Geological Sciences, Univ. of Birmingham, England.
- Carlsson, L. & Gustafson, G. 1984. Prøvpumpning som geohydrologisk undersøkningsmetodik, R41:1984. Byggeforskningsrådet, Stockholm.
- Christensen, T. H. 1992: Heavy metals in leachate polluted groundwater. *In International Symposium on: Groundwater pollution at waste disposal sites: Detection, attenuation and remediation. Copenhagen 20-22 may 1992.*
- Daxbeck, H. & Brunner, P. H. 1990: Municipal Solid Waste - The Main Carrier of Hazardous Materials?. «*Envirotech Vienna*» 1990, 8s.
- DoE, 1986. Landfilling wastes. *Waste Management paper nr. 26*, Dept. of Environment HMSO, 206 pp, Storbritannia.
- Driscoll, F.G. 1986. Groundwater and wells. 2nd edn. Johnson Filtrations Systems Inc., 1089 pp.
- Englund, J. O. & Moseid, T. 1992: The Gardemoen Project. General objectives. *In Introductory report The Gardemoen Project. Litteratur Review and Project Catalog. NHK.*
- Fetter, C. W. 1988: Applied Hydrogeology. *Merrill Publishing Company*, 592s.
- HMIP, 1989. The control of landfill gas. *Waste Management Paper nr.27*, Her Majesty's Inspectorate of Pollution, HMSO, 56pp, Storbritannia.
- Jensen, P., Køhler, J.C. og Kraft, P.I. 1990: Rensing av avløpsvann i løsavsetninger — Stermoen infiltrasjonsanlegg. *Geonytt*, 4/90, 41-42.
- Karstensen, K. H. 1990: Undersøkelser av sigevann fra avfallsfyllinger. *Senter for Industriforsning, rapp nr. 440-7606.*
- LeGrand, H. E., 1964. System for evaluation of contamination potential of some waste disposal sites. *Jl. American Water Works Assoc.* 56, 959-974.
- LeGrand, H. E. & Rosen 1992: Common Sense in Ground-Water Protection and Management in the United States. *Ground Water Vol. 30, No. 6*, s. 867-872.
- Mather, J. 1977. Dilute and disperse versus concentrate and contain. *Nat. Assoc. of Waste Disposal Contractors' News*, Oct 1977, 18-21.
- Mather, J. 1992a: Filosofien bak avfallsdeponering i Storbritannia — Nåværende utvikling og konsekvenser for miljøet. *Vann nr.1c*, s 158-165.

- Mather, J. 1992b: Grunnvann forurenset av klorerte løsningsmidler. *Vann nr.1c*, s 166-173.
- Misund, A. 1989: Undersøkelser av metallslamdeponi på Sluppen, Trondheim. *Nor. geol. unders. Rapp. nr. 89.163*, 16s.
- Misund, A., Morland, G., Brunstad, H. & Banks, D. 1991. Kartlegging av spesialavfall i deponier i og forurenset grunn — sluttrapport. *SFT rapport 91.01*. 53pp.
- Misund, A., Banks, D., Storø, G. & Sæther, O. M. 1992: Groundwater contamination at Trandum and Sessvollmoen, Southeastern Norway. Proc. conference: «Environmentally Sound Life-Cycle Planning of Military Facilities and Training Areas», Dombås, Norway, 23-25th September 1992, 22s.
- Ross, C. A. M. 1985: The unsaturated cone as a barrier to groundwater pollution by hazardous wastes. In *Hydrogeology in the Service of Man. Memories of the 18th Congress of the International Association of Hydrogeologists*, Cambridge 1985, s 127-141.
- Røhr, P. K. 1981: Geologiske forhold ved lokalisering av avfallsfyllinger. *Rapport nr. 13, Inst. for Geologi, NLH*, 37s.
- Røhr, P.K., 1982. Avfallsdeponering — naturgitte kriterier. *NLVF rapport 10.633.06-25.06.1082*. Sluttrapport nr.392. 11pp.
- SFT, 1986. Veiledende retningslinjer for deponering av kommunalt avfall i fylling. Statens forurensningstilsyn nr TA-553; eller 2. utgave, veileder nr. 92:04 (under revision).
- SIFF 1987: G2. Kvalitetsnormer for drikkevann. *Veiledningsmateriale i G-serien «Generelt om drikkevannsforsyning» fra Statens Institutt for Folkehelse. ISBN 82-7364-013-2*, 72s.
- SFT, 1992: Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Handlingsplan for opprydning. *SFT Rapport nr. 92:32, TA-884/1992*, 74s.
- Sæther, O. M., Misund, A., Ødegård, M., Andreassen, B. T. & Voss, A. 1992: Groundwater contamination at Trandum landfill, Southeastern Norway. *Nor. geol. unders. Bull. 422*, 83-95.
- Williams, G.M. & Aitkenhead, N., 1991. Lessons from Loscoe: the uncontrolled migration of landfill gas. *Quart. J. Engineer. Geol.* 24, 2, 191-208.