

# Rensing av sigevann fra kommunalt avfall

Av Trond Mæhlum og Ketil Haarstad

Trond Mæhlum og Ketil Haarstad er ansatt på Jordforsk, Senter for jordfaglig miljøforskning

## Abstract

Infiltration of precipitation and migration of water through municipal sanitary waste (MSW) landfills produces a leachate containing highly variable quantities of undesirable and even toxic organic and inorganic substances. Many physical-, chemical or biological on-site processes can be applied to the treatment of leachate, but few of these processes are widespread in Norway. Less than 30 of a total of 250 MSW landfills in operation use on-site biological treatment systems. Stricter regulations will require some kinds of leachate treatment in the future. This paper reviews of national and international experiences with natural systems and conventional technology for leachate treatment. The authors recommend to avoid expensive «high-tech» systems for typical Norwegian low-strength leachates. Based on specific measurements, we believe that biological treatment systems like aerated lagoons or sequenced batch reactors in combination with natural systems like soil infiltration, spray

irrigation, peat filtration or constructed wetlands can be cost-effective systems for MSW leachate treatment in Norway.

## Sammendrag

Det kan forventes økte krav til lokal behandling av sigevann fra kommunale fyllplasser i årene som kommer. I Norge er det få fyllplasser som behandler sigevannet på en miljømessig forsvarlig måte. Rensemetodene må være tilpasset sigevannets store variasjoner i mengde og sammensetning. Både prosess teknisk og naturbasert renseteknologi har sine fortrinn og svakheter. Biologiske rensemetoder er best egnet til fjerning av organisk stoff og ammonium-nitrogen. Fysiske/kjemiske metoder er effektive til fjerning av tungmetaller og kolloidalt materiale, men det er få erfaringer med slike metoder for sigevann i Norge. Et viktig moment som gjør at naturbasert renseteknologi fremhever seg i forhold til prosess tekniske systemer er det faktum at sigevann produseres i mange år etter at fyllplassen er nedlagt, og at sigevanns-

kvaliteten endres over tid. Det favoriserer robuste rensemetoder som krever lite driftstilsyn. Naturbaserte anlegg er vanligvis mer fleksible og stabile enn prosessstekniske anlegg, og kan derfor egne seg godt til behandling av sigevann i varierende mengde og konsentrasjoner.

Siden ingen enkel prosess er tilstrekkelig for å redusere utslippene til akseptable nivå, vil det være nødvendig å velge en kombinert løsning spesielt utformet for å rense et spesifikt sigevann. Basert på erfaringer, synes lokale flertrinnsanlegg bestående av f eks en aerob forbehandlingsprosess med forfortilsetning, sedimentering og ulike naturbaserte etterpoleringsløsninger å kunne være gode alternativer for sigevannsbehandling mange steder i Norge. Ved dimensjonering og utforming av anleggene må det tas hensyn til potensielle driftsproblemer og nedsatte renses effekter om vinteren ved bruk av naturbaserte renselanlegg. Rensemetoder som tar vare på sigevannets varme produsert i deponiet bør utvikles og utprøves i Norge.

Problemene med å behandle sigevannet fra kommunalt avfall understreker behovet for et helhetssyn på sigevannshåndteringen. Rensing av sigevannet er svært viktig for å redusere miljøulempene, men reduksjon av sigevannsmengdene, avskjæring av fyllplassen, fraksjonering av avfallet og ikke minst avfallsminimering med økt kildesortering er momenter som må gjennomføres parallelt med skjerpede krav til sigevannshåndteringen.

## Innledning

Utslipp av forurenset sigevann fra fyllplasser kan gi alvorlige miljøeffekter, særlig i sårbare resipienter som grunnvannsforekomster, bekker og små elver. Konsekvensene av utslippene kan være eutrofiering, saprobiering, giftvirkning på vannlevende organismer pga ammonium, tungmetaller og organiske miljøgifter, estetiske effekter og redusert siktedyp pga jernutfellinger og hygieniske effekter på grunn av innhold av smittestoff som bakterier, virus og parasitter.

Kun et fåtall fyllplasser av de ca 250 fyllingene for kommunalt avfall som fortsatt er i drift har lokal behandling av sigevannet. 70-80% av deponiene er ikke tilknyttet renselanlegg for sigevannet. Med utgangspunkt i avfallsmengdene i stedet for antall fyllplasser blir situasjonen noe bedre. Sigevann fra ca 50% blir behandlet ved renselanlegg for kommunalt avløpsvann, mens sigevann fra <10% av avfallet blir behandlet lokalt. Det er først og fremst de små fyllplassene som ikke renses sigevannet. De har utslipp til fjord/kyst (36%), elv/bekk (26%) eller jord (25%) (SSB 1996). En oversikt over eksisterende og planlagte lokale behandlingsopplegg for sigevann viser at lufting inngår i flertallet av anleggene (tabell 1).

I Sverige er det ca 300 deponier i aktiv drift som tar imot blandet avfall. Fra ca 100 av disse deponiene ledes sigevannet til renselanlegg for kommunalt avløpsvann, mens over 50 har en eller annen form for lokalt behandlingsanlegg. Rensemetodene består i hoved

Tabell 1. Eksempler på lokal behandling av sigevann fra fyllplasser med kommunalt avfall.

Fyllplass	Kommune	Byggeår	Komponenter
Bjørke	Voss	1978	Luftebasseng
Erikstammen	Flekkefjord	1980	Luftebasseng
Dal-Skog	Ullensaker	1981	Luftet lagune (oksygenering), infiltrasjon
Sandmoen	Overhalla	1983	Oksygenering, kalkfelling, flokkulering/sedimentering
Rebneskogen	Vestre Slidre	1985	Luftet lagune, biodam, myrinfiltrasjon
Motland	Kvinesdal	1989	Biodam, sandfilter
Ødegården	Nes	1993	Returpumping til deponi
Nilsbukjerr	Kragerø	1993	Luftebasseng, aktivslam, kjemisk felling
Esva	Nes	1993	Luftet lagune, sedimentasjon, våtmarksfiltere
Bølistad	Ås	1994	Luftet lagune, sedimentasjonsdam, filtre
Støleheia	Kristiansand	1995	Luftet lagune, sedimentasjon
Toraneset	Vindafjord	1996	Returpumping, vegetasjonsspredning (vanning)
Bøler	Sørumsand	1996	Luftet lagune, sedimentasjon, div filtre, RA2
Rokke	Sarpsborg	1997	Bioreaktor, våtmark (planlegges)
Soleskog	Moss	1997	Luftet lagune, kommunalt nett
Spillhaug	Aurskog-H	1997	Akvifer, luftet lagune, våtmark/dammer
Grønmo	Oslo	1998	Luftet lagune, sedimentasjon, vegetasjonsfiltere (planlegges)
Trollmyra	Hadeland	1998	Luftet lagune, sedimentasjon, infiltrasjon (planlegges)
Ålmo	Rissa	1998	Luftet reaktor, våtmark/dam (planlegges)
Gomsrud	Kongsberg	1998	Luftet lagune, våtmark/dam (planlegges)

sak av infiltrasjon i eller utenfor deponiet, luftet biodam, vegetasjonsfiltre og fysisk/kjemisk rensing. Mange av fyllplassene kombinerer flere av behandlingsmetodene i flertrinns renseanlegg (Naturvårdsverket 1993). I Danmark er det mindre enn 100 aktive kommunale fyllinger. Oppsamlet sigevann ledes i hovedsak til sentrale renseanlegg. Dansk praksis er basert på prinsippet om at hver generasjon tar ansvar for eget avfall, dvs innen 30 år. Etter 30 år skal sigevann fra fyllingen kunne slippes ut direkte i omgivelsene uten å forårsake uakseptabel forurensning (Johannessen et al. 1995). Utnyttelse av akviferer som resipient for sigevann med lav styrke aksepteres etter en overgang til passivt system. I Finland er de mest anvendte lokale behandlingsmetodene dammer, sandfilter og infiltrasjon i torv. Returpumping med spredning på vegetasjonsdekte fyllinger har fått en økt utbredelse.

De fleste medlemsland i EU har krav både til oppsamling og behandling av sigevann. Mange har imidlertid innsett at tette toppdekker med reduksjon av mengden sigevann bare fører til en forlengelse av perioden hvor oppsamling og behandling av sigevannet er nødvendig. Mange land har også resirkulering av sigevann, eksempelvis Danmark hvor dette skjer på ca 30% av de kommunale fyllplassene (Hjelmar et al. 1995). En vanlig behandling av sigevann er oppsamling og bortledning via avløpsledninger uten forbehandling. I enkelte land skjer dette ved 60-80% av fyllingene.

I Tyskland, Italia, Nederland og Eng-

land er det etter hvert blitt vanlig å bygge anlegg som er optimalisert for sigevannsbehandling lokalt. England og Tyskland representerer trolig ytterpunktene med hensyn til valg av renseteknologi. I Tyskland har man hele tiden vært langt fremme i utviklingen av teknisk avanserte løsninger ved å kombinere fysiske, kjemiske og biologiske rensetrinn. Tyskland er det land som har høyest andel av lokal sigevannsbehandling, nær 40%. I England er det derimot til nå blitt satset mest på enkle biologiske metoder, som lufting i laguner/reaktorer og våtmarksfiltre (Robinson 1997).

Retningslinjer fra SFT (1994) skjerpet kravene til håndtering av sigevann fra fyllinger. En svak kommunal økonomi har vært en begrunnelse for manglende rens tiltak ved fyllingene. Nå kan kommunene få dekket sine kostnader gjennom økte avfallsgebyr. Det kan derfor forventes stor aktivitet på dette feltet de kommende årene. Det kan også bli stilt krav til rensing av sigevann fra eldre nedlagte fyllplasser. I en annen artikkel i VANN har vi fokusert på sigevannets mengde og sammensetning, som bakgrunn for å planlegge et overvåkningsprogram og velge riktige. Denne artikkelen gir en oversikt over norske og internasjonale erfaringer med ulike renseløsninger for sigevann basert på en litteraturgjennomgang. Selve prinsippene i renseteknologien forutsettes kjent. Det blir gitt anbefalinger om valg av teknologi.

## **Sigevannsbehandling**

Det ideelle system for sigevanns-

behandling bør være:

- lett å tilpasse sigevannets sammen-  
setning
- tilpasset store endringer i vann-  
mengde og stoffkonsentrasjoner
- egnet til å fjerne et vidt spekter av  
miljøskadelige komponenter
- enkelt å automatisere med minimalt  
driftstilsyn pga lang levetid
- energikonserverende
- kostnadseffektivt

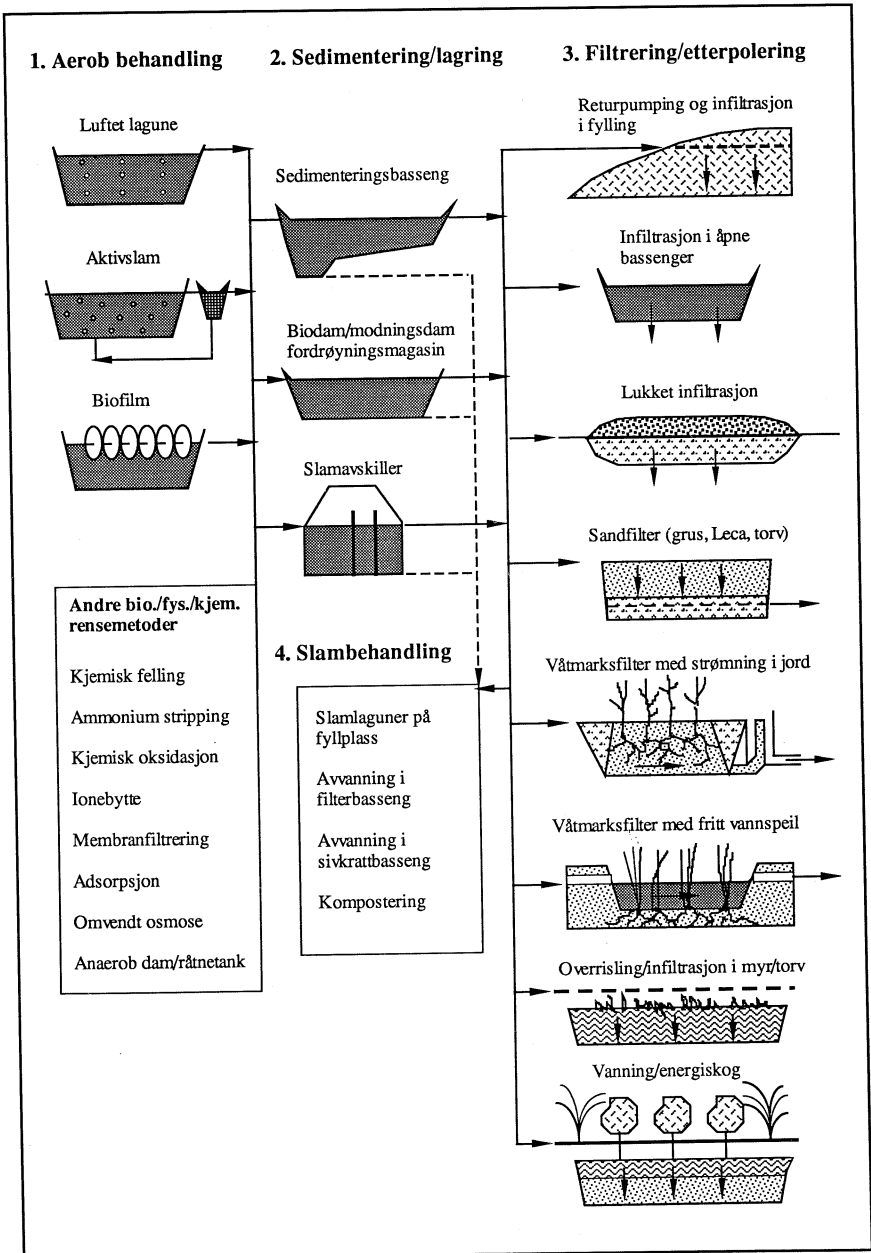
Behandlingsmetodene for sigevann kan være fysiske, kjemiske eller biologiske. Den tradisjonelle oppfatningen er at sigevann fra unge deponier med lett nedbrytbart organisk stoff (syrefasen) egner seg best for biologiske prosesser, mens fysiske-kjemiske metoder er best tilpasset sigevann fra eldre deponier i metanfasen (Boyle og Ham 1974, Bull et al. 1983). Det kan også foretas en inndeling etter arealkrav og hvor ekstensiv/intensiv metoden er mht kostnader for etablering og drift. I prosesstekniske systemer blir avløpsvannet oftest behandlet raskt i energi- og driftsintensive omgivelser, mens i naturbaserte systemer foregår behandlingen langsomt i driftsektensive "naturlige" omgivelser. Begge disse gruppene av systemer har optimalisert naturlige selvrensingsprosesser. Det er en glidende overgang mellom prosess- tekniske- og naturbaserte løsninger. Innen naturbasert avløpsteknologi finnes det mange løsninger som kan anvendes for sigevannsbehandling. Naturbaserte rensemetoder for sigevann kan inndeles i hovedgruppene jord- infiltrasjon, våtmarksfiltre, vannings-

systemer og biodammer (laguner). Lokale rensemetoder for sigevann og kombinasjoner som er omtalt her er vist i figur 1.

## **Overføring av sigevann til renseanlegg for kommunalt avløpsvann**

Hvis en fylling er lokalisert i nærheten av et renseanlegg for kommunalt avløpsvann med tilgjengelig kapasitet for rensing av de aktuelle stoffene i sigevannet, kan det være aktuelt med en sambehandling. Siden sigevann har stort overskudd av N i forhold til P, vil en sambehandling med økt P-tilgang virke positivt for reduksjonen av organisk stoff i sigevannet. I følge Britz (1995) vil et sigevannsvolum større en 5% av den totale hydrauliske belastningen, og som har KOF-verdier >10 000 mg/l være uakseptabel for et renseanlegg.

Sigevann kan karakteriseres som industriavløp og skiller seg fra kommunalt avløp bla ved høyere konsentrasjoner av næringssalter, sigevannskvaliteten endres mye over tid og sigevannet kan være relativt kaldt vintertid (med dårlig avskjæring av overvann). Dette fører til at mange av behandlingsmetodene blir lite effektive eller for kostbare. Renseanlegg for kommunalt avløp er vanligvis konstruert for fjerning av fosfor og partikulært organisk materiale, mens fjerning av løst organisk stoff og nitrogen kan være dårlig. Sigevannets høye alkalitet kan også gjøre det vanskelig å få optimale pH-forhold for kjemisk felling.



Figur 1. Oversikt over rensemetoder og ulike kombinasjoner for behandling av sigevann fra kommunale fyllplasser (Mæhlum og Haarstad 1998).

Utfelling av metalloksider og korrosjonsproblemer kan oppstå i reaktorene. Det kan dessuten oppstå problemer med tilstopping av overføringsledningen på grunn av begroing og utfelling. Skumdannelse i rør og pumpestasjoner har også vist seg å være et problem (Skybakmoen og Fløgstad 1987). Krav til fyllplassens beliggenhet blir stadig strengere for å minske de miljømessige ulempene, noe som resulterer i at fyllingene får en beliggenhet langt fra bebyggelse. Overføringssystemer for sigevann fra slike lokaliteter kan bli svært kostbare.

Slam produsert ved renseanleggene kan bli uegnet som jordforbedringsmiddel i landbruket dersom sigevann fra avfallsplasser tilføres det kommunale avløpsvannet pga faren for økt innhold av organiske miljøgifter og tungmetaller. Andelen av sigevann i avløpsvannet og innhold av miljøgifter vil være avgjørende for om dette virkelig utgjør et problem. Det er gitt signaler om en større grad av kilde separering, og at industripåslipp reduseres, forbehandles eller fjernes fra avløpsvannet (MD 1992, Graff 1994). I mange tilfelle kan det derfor være aktuelt med en lokal forbehandling av sigevannet før påslipp til kommunalt nett for å redusere den organiske belastningen og innholdet av miljøgifter.

## Lokal biologisk rensing

Biologisk rensing innebærer at partikulært og løst organisk stoff i avløpsvannet omsettes av mikroorganismer til enkle forbindelser og til ny

cellebiomasse (vekst av mikroorganismer), som i prosess tekniske systemer vanligvis separeres fra vannet i form av biologisk slam. Biologisk behandling foregår hovedsakelig etter to prinsipper.

1. suspendert kultur.

Eksempler på dette er aktivslamprosessen og lagunesystemer.

2. stasjonær kultur/biofilm prosess.

Eksempler på dette er biorotorer og rislefiltere foruten naturbaserte rensemetoder som jordinfiltrasjon, vannings-systemer og våtmarksfiltere. Denne gruppen av løsninger er arealkrevende og de setter krav til et aerobt forbeholdt sigevann med fjerning av slam. En av grunnene til at disse systemene er prøvd ut i Skandinavia skyldes tilgang på arealer og mange relativt små fyllinger med lav-konsentrert sigevannet.

## Aktivslam

Aktivslamanlegg er en utbredt rensemetode for sigevann i Europa, spesielt Tyskland. Den mest brukte biologiske behandlingsmetoden i England er en type aktivslamanlegg med relativ lang oppholdstid (3-10 dager), Extended Aeration Activated Sludge, med god renssevne for organisk stoff og ammonium (Ashbee og Fletcher 1993, Britz 1995). Metoden er enkel og kan lett automatiseres. Slammet fjernes et par ganger i måneden. Tradisjonelle aktivslamanlegg med kort oppholdstid anses å være mindre egnet til sigevannsbehandling da anleggene er sårbare for

store variasjoner. Problemer med aktivslam er skumdannelse, utfelling og stor slamproduksjon.

### **Sekvensiell batch reaktor**

Sekvensiell batch reaktor (SBR) er en videreutvikling av aktivslamprosessen hvor en bruker samme tank for å luften, bunnfelle og resirkulere sigevannet. Svenske erfaringer med SBR er positive, spesielt for nitrifikasjon/denitrifikasjon pga høy slamkonsentrasjon og slamalder (Naturvårdsverket 1993). I følge Britz (1995) har SBR-pilot anlegg fjernet over 99% BOF og 75-95% nitrogen. Spesialutviklede SBR for sigevannsbehandling med utvidet oppholdstid (10-20 dager) er i ferd med å bli utbredt i England, bla fordi reaktoren lett kan frostisolerers, noe som gir færre driftsproblemer og bedre effekt (Robinson 1997).

### **Luftet lagune**

Behandling av sigevann i luftet lagune er den mest anvendte metoden for sigevannsbehandling i Skandinavia og ellers i Europa, både i kombinasjon med andre løsninger og som eneste rensetrinn. Metoden er aktuell for sigevannsbehandling siden den har høy renseevne for organisk stoff og er basert på et enkelt prinsipp uten resirkulasjon av slam (Maris et al. 1994). Det er anbefalt å tilsette fosfor regelmessig for å fremme biologiske prosesser. Der hvor det er tilgjengelig areal er luftede laguner en av de rimeligste biologiske behandlingsmetodene. Andre aerobe systemer mangler den luftede lagunens bufferegenskaper mot variasjon i inn-

strømningskvaliteten. Lagunesystemet krever minimalt med tilsyn og trenger vanligvis ikke utstyr for slambehandling. Dammene er vanligvis 2-6 m dype og oppholdstid er 3-10 dager. Ved langtidslufting er oppholdstiden 10-20 dager eller lengre (Extended Aeration Treatment Lagoons).

Det finnes et stort utvalg av luftinnretninger som f eks diffusorer, fontener, grovluftere, luftetrapper og flytende propell-ejektorer. Foruten luft kan det også brukes rent oksygen. Dammene kan konstrueres for fullstendig eller delvis innblanding av luft. I det første tilfellet må det tilføres tilstrekkelig energi for å holde partikulært materiale i suspensjon til enhver tid. En biodam med delvis lufting kan betegnes som en fakultativ luftet biodam. Oksygen tilføres for å holde aerobe prosesser i gang hele året.

Lufting bedrer renseevnen, lager et kretsløp og rører om vannet i dammen. Dette er viktig for å hindre bunnfrysing og for å hindre danning av kortslutningsstrømmer som kan forårsakes av termisk lagdeling. Temperaturen betyr mye for effektiviteten i nedbrytningen av organisk materiale. Vanntemperaturen i lagunen vil på våre breddegrader variere med årstidene (0-25 °C). Lave temperaturer kan skape problemer i biodammer ved nedsatt biologisk aktivitet og renseevne samt isdannelse. Temperaturen virker ikke bare inn på aktiviteten til mikroorganismene, den har også en sterk effekt på faktorer som hastigheten til gasstransporten og sedimentasjonen av faste partikler. Temperaturenens effekt på reaksjons-



hastigheten til en biologisk prosess kan uttrykkes ved empiriske formler (Tchobanoglous og Burton 1991, Cossu et al. 1993). Økning av lagunens dybde kan være aktuelt der isdannelse er et problem

Erfaringer fra norske fyllplasser med luftet lagune (Dal-skog, Esval, Bølstad, Rebneskogen) viser rensenevne i størrelsesorden KOF 50-90%, jern >70%, nitrogen 30-50% og 0-99% nitrifikasjon. Det er observert årstidsvariasjoner og økt effekt ved tilsetning av fosfor (Mæhlum et al. 1998). Til tross for lave temperaturer og flomepisoder har anleggene en betydelig renseseffekt pga stort buffervolum i lagunen. Utenlandske erfaringer viser at det kan oppnås relativt høye renseseffekter dersom de har tilstrekkelig tilsyn og tilførsel av fosfor (Robinson 1997, Britz 1995).

### **Biodammer**

Fakultative biodammer er en arealkrevende rensemetode med både aerob og anaerob nedbrytning av organisk stoff. Biologisk og kjemisk stoffomsetning foregår i vannmassene, i den øverste delen av bunnsedimentene og i tilknytning til plante- og dyrelivet. Oksygenbelastningen er vanligvis så høy i ubehandlet sigevann at dammen vil bli anaerob hvis den mottar ubehandlet sigevann. Fakultative biodammer egner seg derfor best til etterpolering av luftet sigevann. Ved Rebneskogen avfallsfylling i Valdres er det etablert en fakultativ biodam etter luftet lagune (Siljudalen og Lyche 1994). Dammen fungerer også som

vinterlagring av sigevannet. I vekstsesongen spres sigevannet fra dammen på et myrområde.

Tilplantede biodammer (konstruerte våtmarker/fangdammer) er vanligvis utformet som 3-5 m brede og 50-100 m lange, vannfylte og grunne (0,3-0,4 m) dammer eller kanaler. Dammene er vanligvis tilplantet med sumpplanter som f eks sivaks og dunkjevle. Dammene etableres i relativt tette jordtyper uten tetting i bunnen. Vannstrømningen foregår derfor over sedimentoverflaten, mens noe infiltreres i grunnen. Plantene bidrar til rensesprossene ved bl a å tilføre oksygen til sedimentet, skape en stor biofilmoverflate, oppta næringsstoffer og fremme sedimentasjon. Tilplantede laguner har stor toleranse for hydrauliske sjokkbelastninger. Denne typen tiltak har stor internasjonal utbredelse for behandling av forurenset overvann (f eks urban avrenning) og etterpolering av kommunalt avløp og industriavløp (Kadlec og Knight 1996). Flere store våtmarksanlegg for nitrogenfjerning og etterpolering av kommunalt avløp er etablert i Sverige siden 1990.

### **Anaerobe reaktorer**

Den anaerobe behandlingsprosessen, som kan foregå i dammer, filtre eller råtnetanker, baseres på en mikrobiell kultur som gradvis omdanner organiske forbindelser til metan, karbondioksid og andre metabolitter. I følge Britz (1995) er det stadig flere som hevder at anaerob nedbrytning er blant de mest lovende innen sigevannrensing. Anaerobe systemer blir generelt betrak-

tet som mer økonomiske for biologisk stabilisering av sigevann, siden det ikke er behov for de samme energimengdene til lufting som i aerobe systemer. Anaerob nedbrytning kan også produsere utnyttbar metangass. Mindre slam produseres ved anaerob behandling. Behov for næringssalter (N og P) er lavere enn for aerobe systemer, og patogener fjernes effektivt. Slammet har også gode jordforbedrende egenskaper hvis tungmetallinnholdet er lavt. Optimalt KOF:N:P forhold for anaerob nedbrytning varierer fra 2000:7:1 til 400:7:1 (Britz 1995). Luktulempene i lukkede reaktorer er små hvis systemet drives effektivt. Giftige organiske forbindelser kan imidlertid dannes under anaerobe forhold. Ulempene er høye kapitalkostnader, lange oppstartingsperioder, krevende tilsyn med pH og temperaturkontroll, sårbarhet for varierende belastninger, foruten dannelse av toksiske forbindelser og gjentetting av filtre.  $\text{NH}_4\text{-N}$  blir ikke fjernet i prosessen, og ved krav om nitrifikasjon må anlegget utvides med aerobe trinn. Prosessen er sensitiv for temperaturvariasjoner. Krav til høye organiske konsentrasjoner i sigevannet, høy temperatur og styringsmuligheter begrenser potensialet i Norge.

### **Resirkulering**

Ved tilbakepumping og resirkulering anvendes fyllingen som filter og reaktor, og det oppnås en anaerob behandling av sigevannet. Resirkulering er en utbredt biologisk behandlingsmetode for sigevann, og målsetningene kan

være svært forskjellige. Det er en generell usikkerhet om hvilke fordeler og ulemper som er tilknyttet metoden (Britz 1995). Erfaringene spriker i flere retninger som følge av naturgeografiske og fyllingstekniske forhold. Følgende fordeler blir ofte trukket frem ved resirkulering: Avfallet kommer hurtigere i metanfasen som følge av økt fuktighet, og gassproduksjonen øker. Sigevannsmengdene avtar som følge av forundstning ved overflatespredning i tørre perioder, samtidig som sigevannskvaliteten bedres. Fyllingen når raskere en stabil fase når organisk stoff er nedbrutt. Dette gjelder spesielt for tørre områder. Resirkulering kan redusere innholdet av organiske stoffer etter relativt kort tid, mens innholdet av N vil være uforandret eller øke hvis det ikke er noen aerob forbehandling (Barber og Maris 1984). Forbehandlet nitrifisert sigevann kan gjennomgå en denitrifikasjon i fyllingen med organisk avfall som C-kilde.

Potensielle problemer med resirkulering er:

- 1) Mangel på egnede metoder for innføring av sigevannet i avfallet (lukkede systemer, grøfter, permeable dammer gir gjentetting).
- 2) Hindringer for nedadrettet perkole-ring (barrierer mot strømning, avfallsets permeabilitet avtar mot dypet, spyling-muligheter, kanaldannelse og kortslutning).
- 3) Akkumulering av uorganiske stoff (ammonium, klorid og metaller) i sigevannet.

Under norske klimaforhold kan det ikke forventes at resirkulering gjennom

gammel fylling vil redusere sigevannsmengdene nevneverdig fordi fordampningen normalt vil være liten. Sigevannsmengden kan imidlertid reduseres hvis sigevannet resirkuleres gjennom en "ung" fylling i syrefasen. Dette kan muligens øke utvaskingen av organisk materiale og tungmetaller. En mulig strategi er å resirkulere sigevannet om vinteren for lagring i fyllingen og rense vannet i sommersesongen når effekten av anlegget er størst.

### **Biorotor**

Biorotor (Rotating Biological Contactors) er en biofilmmetode som tåler sjokkbelastninger og krever lite etter-syn. Europeiske erfaringene med biorotorer er gode (Nilsson et al. 1991, Ashbee og Fletcher 1993, Glas et al. 1993, Britz 1995). Det finnes også norske erfaringer i forsøksanlegg (Ødegaard og Rotstigen 1985). Under norske klimaforhold vil det være nødvendig å plassere biorotoren innendørs. Biorotor er relativt lett å bruke og vedlikeholde. Fjerning av nitrogen er også relativt enkelt.

### **Aerobe rislefiltre**

Biologiske rislefiltre (biofiltre) er en biofilmprosess som har til hovedoppgave å fjerne organisk stoff. Tradisjonelt er et biofilter bygd opp av en betongsylinder fylt opp av stein eller syntetisk materiale. Avløpsvannet fordeles på toppen og risler gjennom filtermediet. Biofilmen blir tykkere og løsner i flak når det utvikles anaerobe forhold og sedimenteres. Biologiske rislefiltre med aerobe mikroorganismer som

vokser på stein eller grus, kan i følge Britz (1995) ikke være mer enn 2 m dype. Dypere filtre kan føre til anaerobe forhold og dermed luktproblemer. Filtre med syntetisk medium kan være opptil 8m (biotårn). Anlegget er enkelt å drive for behandling av sigevann med lavt BOF:NH<sub>3</sub> forhold. Et problem er imidlertid at filterene kan bli tette pga avsetninger av jernhydroksid og karbonater, med påfølgende reduksjon av den mikrobielle aktiviteten.

Tradisjonelle sandfiltre (sandfiltergrøfter) kan betraktes som ekstensive rislefiltre uten slamseparasjon. Det foreligger norske erfaringer på bruk av sandfiltergrøfter for sigevannrensing. Uten en forbehandling med lufting og slamfjerning har det vist seg at slike filtergrøfter tettes etter 2-3 år (Røhr 1981, Damhaug 1982). Bruk av grovere filtermateriale som f.eks. lettklinker og grus med lav hydraulisk belastning og intermitterende drift vil sannsynligvis være bedre egnet for sigevann som er forbehandlet.

### **Jordreanseanlegg**

Jord kan være en god resipient med tanke på rensing av sigevann, men renseseffekten er avhengig av jordtype og løsmassenes mektighet, spesielt i umettet sone. En rekke avfallsfyllinger er lokalisert slik at sigevannet må passere et jordvolum før det når grunnvannsnivå. Forurensningene vil fortynnes og spres ut over et større område etter å ha passert gjennom jordlaget. Dette kan skape konflikter for eventuell grunnvannsforsyning og ulike interesser knyttet til overflatevann. En

annen ulempe er at det ofte er vanskelig å kontrollere renseseffekten. Fyllinger skal ha en eller annen form for sigevannsoppsamling (SFT 1994). Fyllinger med bunntetting vil før eller siden ha lekkasjer, og dette må man ta hensyn til ved lokalisering av nye fyllinger. Dersom en fylling ikke kan anlegges i område med naturgitt tett underlag (leire), bør den legges i områder med stor umettet sone under bunntettingen. Erfaringer fra Spillhaug fyllplass i Aurskog-Høland, Trollmyra avfallsdeponi i Hadeland og fra flere danske fyllplasser (Christensen et al. 1994) viser forøvrig at det foregår en betydelig selvrensing og tilbakeholdelse under vekslende anaerobe/aerobe forhold i grunnvannsonen nedstrøms en avfallsfylling, selv i porøse jordtyper som sand og grus.

Jordbasert rensing av sigevann kan utføres enten ved infiltrasjon i stedeagne eller tilførte løsmasser. Hovedkravene til jord som rensedium og resipient er at gjennomtrengeligheten for vann er tilfredsstillende, og at mektigheten i umettet sone er stor nok til å gi en tilstrekkelig oppholdstid før det når grunnvannet. Løsmassene som tilfredsstiller disse kravene er først og fremst grus- og sand i større breelvavsetninger, elveavsetninger, avsmeltningsmorener og strandavsetninger. Rensing i jord er i stor grad knyttet til et stort spesifikt overflateareal. Prosessene er i prinsippet tilsvarende som for prosessstekniske rensemetoder, men de fleste prosesser i jord foregår langsommere, bl a fordi jordtemperaturen vanligvis er mindre enn 10°C, og det er mindre oksygen til-

gjengelig. Oppholdstiden må derfor være betydelig lengre. Infiltrasjon i stedeagne løsmasser kan foregå som lukket infiltrasjon, eller i åpne bassenger. Det er få fyllinger som har tilrettelagt for infiltrasjon. Ved Dal-Skog fyllplass i Eidsvoll har rensingen foregått med luftet lagune og infiltrasjon i åpne bassenger (Martinsen 1996). Et liknende anlegg er under bygging på Trollmyra avfallsdeponi i Hadeland.

Mange fyllinger i Norge er lokalisert til store glasifluviale sand- og grusavsetninger i dødisgroper og nedlagte grustak. Grunnvannet under og nedstrøms deponiområdet må betraktes som sigevannsresipient i overskuelig fremtid. For eksisterende deponier i slike områder hvor sigevann utgjør en trussel mot verdifulle grunnvannsressurser kan det være en strategi å pumpe opp forurenset grunnvann under deponiet og føre dette til et lokalt rensenanlegg. Ved krav om bunntetting, oppsamling og rensing for nye deponier vil det etter vår vurdering også være naturlig å vurdere bruk av omkringliggende løsmasser til jordrensing av oppsamlet og forbehandlet sigevann. I spesielle tilfeller kan det være gunstig både av hensyn til miljøeffekter og kostnader å tillate drift av fyllingen uten bunntetting i permeable løsmasser, dersom grunnvannets strømningsretning er tilstrekkelig dokumentert og det kan sannsynliggjøres at sigevannet ikke ødelegger utnyttbare grunnvannsressurser eller andre vannforekomster. Infiltrasjon i jord og bruk av grunnvann som resipient krever forutgående grunnundersøkelser, og bør følges av

et kontroll- og overvåkningsprogram med regelmessige kjemiske analyser og nivåkontroll i observasjons- og prøvetakingsbrønner (Christensen og LaCour Jansen 1992). Om mulig bør det også prøvetas fra umettet sone under renseanlegget.

### **Våtmarksfiltre**

Våtmarker virker som naturlige filtre og leveområder for en lang rekke organismer. De bryter ned, omdanner, binder og nøytraliserer ulike forurensninger som f.eks organisk materiale, næringsalter, jordpartikler, metaller, organiske miljøgifter og surt avløp (Kadlec og Knight 1996). Plantenes viktigste funksjon i et våtmarksfilter er å bidra til å skape et gunstig mikrobielt miljø for rensing i filtermediet.

Våtmarksfiltre (jordbaserte) egner seg ikke for avrenning med store variasjoner i hydraulisk belastning pga begrensninger i filtermaterialets vannledningsevne. For å redusere faren for gjentetting brukes ofte grove filtermaterialer som grus og stein. Utfelling påvirker røttens vekst og kan på lang sikt føre til gjentetting. Dette burde i utgangspunktet tilsi at våtmarksfiltre er lite egnet til sigevannsbehandling. Likevel hevdes det at slike systemer har et stort potensiale for etterbehandling av sigevannet når det først er gitt en aerob biologisk forbehandling. Slike metoder prøves nå ut i bla USA og Canada (Martin og Moshiri 1992, Mulamoottil 1998), England (Robinson 1997 og Norge (Mæhlum et al. 1998). Våtmarksfiltre er under utprøving ved Esval, Bølstad og Bølser avfallsdeponier

(tabell 1) og viser 20-40% reduksjon av nitrogen og KOF med hydraulisk belastning 50-100 mm/d. Filtrene er utsatt for gjentetting hvis det er utilstrekkelig lufting og fjerning av slam før filteret.

Et alternativ til konstruerte våtmarker er utnyttelse av naturlige våtmarker, f.eks myrområder. Torv har i lang tid vært brukt som filter for ulike typer vannforurensninger (Viraraghavan 1990). Myrtype og omdanningsgraden av torva vil bety mye for renseevnen og hydrauliske egenskaper, omdannet torv har liten vanngjennomtrengelighet. Hvis overflatevann og grunnvann er eneste alternative resipienter, kan myr, torv og andre våtmarksområder være et effektivt filter og anaerob barriere mot uønskede utslipp. Det forutsetter imidlertid at det ikke er andre brukerinteresser. Ved Rebne-skogen fyllplass, Vestre Slidre blir sigevannet infiltrert i myr i etterforbehandling i luftet lagune og vinterlagring i biodam (Siljudalen og Lyche 1994). Liknende eksempler på behandling av sigevann i myrområder finnes blant annet i Sverige (Jansson et al. 1985, Nilsson et al. 1991) og Canada (Hunter et al. 1993).

### **Energiskog og gressfiltrering**

Disse systemene har vanligvis en enkel oppbygging og består av anlegg for oppsamling, mellomlagring, pumping og fordeling over den overflaten (Menser et al. 1983). I følge Hasselgren (1994) er slike systemer robuste mot store fluktuasjoner i vannmengde og konsentrasjoner pga stabile og lite sen

sitive renseprosesser. Hvis arealer er tilgjengelige kan vanning være en rimelig behandlingsmetode. Metodene egner seg best for sigevann med relativt lave konsentrasjoner, høye konsentrasjoner kan skade vegetasjonen. Vanning av energiskog eller annen vegetasjon skjer vanligvis under den varme delen av året (april-oktober). Resten av året samles sigevannet opp i en utjevningssdam, behandles med andre metoder, eller slippes direkte ut i recipienten. Det er anbefalt å inkludere en aerob forbehandlingsmetode før vanning for å redusere den organiske belastningen og muligheter for gjentetting av jorda. Sigevannet kan spres på avsluttet deponi eller utenfor. Vanning på deponiområder kan kombineres med resirkulering.

Metoden er utbredt i mange land, mens det i andre områder ansees for å være en uakseptabel behandlingsmetode. Årsaken til dette er usikre langtidseffekter fordi høye konsentrasjoner av toksiske stoffer i sigevannet kan gjøre områdene ubrukelige for landbruksformål i fremtiden. Det kan være fare for forurensning av overflatevann, grunnvann og lufta i nærområdet (lukt og aerosolpartikler), og det er vanskelig å måle renseeffekten i slike systemer. Eksempler på vanning av energiskog og gresskledde områder med sigevann finner man blant annet i Sverige (Nilson et al. 1991, Hasselgren og Nilsson 1992, Naturvårdsverket, 1993), USA, Finland og England (Britz 1995). Vanning av vegetasjon på avsluttede fyllinger er også foretatt i Norge, bl a på Grønmo i Oslo og Toranesset i Vin-

dafjord. På Grønmo ble det for noen år tilbake anvendt vanningskanoner i tørre perioder av sommersesongen. Effekten av dette er ikke blitt undersøkt. Det foreligger planer om å etablere nye vanningsanlegg på Grønmo og Bøler avfallsdeponi i Sørumsand.

## **Lokal fysisk-kjemisk rensing**

Nedenfor gis det en kort omtale av fysisk-kjemiske behandlingsmetoder for sigevannsbehandling. En grundigere beskrivelse av erfaringer med disse metodene er gitt av Ehrig (1989) og Christensen et al. (1997). De fleste av disse løsningene har et begrenset potensiale for tradisjonelle norske fyllplasser med kommunalt blandet avfall og liten kontroll på hydrologiske forhold. Nye fyllinger med restavfall og lavt innhold av våtorganisk materiale vil danne et sigevann som er bedre egnet for fysisk-kjemisk behandling.

## **Flokkulering-fellingsprosesser**

Hovedmålet med kjemisk felling er fjerning av tungmetaller og endel av det organiske stoffet. Kjemisk felling kan foregå i reaktorer og i tilknytning til dammer. Det er ikke de samme forbindelsene som fjernes ved utfelling sammenliknet med biologisk behandling. Flokkulering med f eks jernsalter og partikkelseparering i et konvensjonelt sedimenteringsbasseng kan fjerne partikler og en rekke andre stoffer (f eks humussyrer). Felling med kalk kan fjerne betydelige mengder av BOF og metaller. Det vil også foregå en am-

moniakkavdunstning ved høy pH. Organisk stoff i løst form (f eks flyktige fettsyrer med lav molekylvekt) lar seg vanskelig fjerne ved kjemisk felling. Fordelene med fellingsprosesser er større fleksibilitet, rask oppstartingsperiode og reaksjonshastighet, noe som kan redusere størrelsen på renseanlegget i forhold til biologiske systemer. De er vanligvis uavhengige av temperatur og kan enkelt automatiseres. Ulempene er høye etablering- og driftskostnader og slam som må fjernes.

### **Kjemisk oksidasjon**

Sigevann kan inneholde tungt nedbrytbare organiske forbindelser som ikke brytes ned ved tradisjonelle biologiske metoder. For disse forbindelsene kan kjemisk oksidasjon med f eks ozon, hydrogenperoksid, klorgass, kalsiumhypokloritt og kaliumpermanganat være anvendelig (Steensen 1993, Britz 1995). En forsterket effekt er oppnådd ved å kombinere oksidasjonsmidler med ultrafiolett stråling. Det dannes oksiderende radikaler som angriper forbindelser i sigevannet. Selv om ikke alle forbindelsene brytes fullstendig ned vil de være lettere tilgjengelige for videre biologisk rensing. Oksidasjonsmidlene er kostbare, og en biologisk forbehandling er nødvendig for å redusere oksiderbare forbindelser. Bruk av halogenerte oksydanter kan danne toksiske klororganiske stoffer. Metoden er mest aktuell for sigevann fra deponier som har høy konsentrasjon av forurensninger.

### **Adsorpsjon (aktivt kull)**

Rensing foregår i filtre fylt med granulert aktivt kull (Bourke og Villers 1993). Alternativt kan kullet tilsettes i pulverform og kombineres med andre rensemetoder. Organisk materiale som vanskelig lar seg nedbryte biologisk adsorberes lett til aktivt kull. Visse forbindelser som organiske syrer, andre polare lavmolekylære organiske forbindelser og karbohydrater adsorberes dårlig (Johansen 1976). Slike forbindelser er imidlertid biologisk nedbrytbare. Aktivt kull kan derfor være et supplement til biologiske rensemetoder. Rensemetoden er kostbar i drift og metoden bør kombineres med andre trinn. Metoden er mest aktuell ved små vannmengder fra gamle fyllinger med høye konsentrasjoner av tungt nedbrytbart organisk materiale. Utbredelsen av aktivt kull for sigevannsbehandling er liten.

### **Membranfiltrering, omvendt osmose**

Ved membranfiltrering presses vannet gjennom en semipermeabel membran og forurensningene konsentreres (Britz 1995). Omvendt osmose er blant de mest effektive fysiske- kjemiske metodene for sigevannsbehandling. En stor andel av behandlingsanlegg for sigevann i Tyskland blir planlagt med omvendt osmose-enheter. Det er mest vanlig å la metoden inngå i siste trinnet etter en biologisk behandling. Metoden er også egnet til å fjerne høye metallkonsentrasjoner. Omvendt osmose gir et høykonsentrert avfallsprodukt som

utgjør ca 20% av råvannet. Dette må behandles separat. Til tross for en god kvalitet på effluenten begrenses utbredelsen av høye kostnader.

### **Ammoniakk avdriving/stripping**

Ammoniakkavdriving kan være en aktuell metode for å redusere svært høye ammonium-konsentrasjoner som kan skape problemer for aerobe biologiske prosesser (Britz, 1995). Etter pH-heving overføres ammonium til ammoniakk gass ( $\text{NH}_3$ ), og fjernes fra sigevannet ved gjennombobling av luft i et basseng eller stripping i et strippetårn (danner konsentrat). Tungmetaller vil også felles ut ved kalktilsetning i en lagune. Ashbee og Fletcher (1993) hevder at et biologisk trinn lettere kan optimaliseres hvis høye ammonium-konsentrasjoner fjernes på denne måten først. Erfaringene med ammoniakkavdriving for sigevann er imidlertid begrenset.

### **Ammonium felling (MAP)**

Felling av magnesium-ammonium-fosfat (MAP) er foreløpig på utprøvningsstadiet, og er ennå lite anvendt for sigevann. For sigevann med svært høye ammonium-konsentrasjoner kan det kanskje være en aktuell løsning. Med sigevannets varierende sammensetning og mengde vil en slik metode være lite robust.

### **Kombinert rensing**

Ingen av renseløsningene som tidligere er beskrevet vil være tilstrekkelige for å gi en reduksjon av forurensningene i sigevann fra fyllinger. Med kombinerte

rensemetoder menes her flertrinns-løsninger hvor biologiske, kjemiske og fysiske rensemetoder kombineres. Hvilke rensemetoder som kombineres må bestemmes på bakgrunn av sigevannets sammensetning og mengde, kostnadseffektivitet, arealtilgjengelighet og lokale rensekrev. Behandling av industriavløp med kombinasjoner av aerob og anaerob behandling er internasjonalt utbredt. Hoveddelen av den organiske belastningen fjernes anaerobt ved metanproduksjon, resten behandles aerobt. Slike kombinasjoner har også vist seg å være effektive mot tungt nedbrytbare organiske forbindelser og kan være en aktuell løsning på store deponier. Biologisk behandling i kombinasjon med fysiske/kjemiske metoder har også vist seg å være effektive for sigevann. Hvor det er behov for å fjerne metaller og gi en hydrolyse av det organiske materialet, kan fysiske/kjemiske metoder være gunstige som første trinn. Når både biologisk og kjemisk rensing er aktuelt for sigevannsbehandling, vil den naturlige rekkefølge være å plassere det kjemiske trinnet etter det biologiske. På den måten vil en oppnå bedre fjerning av suspendert stoff enn om det kjemiske trinnet var plassert før det biologiske. Ved forfelling er det fare for at P fjernes til så lave konsentrasjoner at fosformangel kan virke begrensende på de biologiske prosessene. Kalkfelling etter aerobe-anaerobe trinn kan gi høy KOF reduksjon.

Basert på de erfaringer som er undersøkt i denne sammenstillingen synes lokale flertrinnsanlegg bestående av en



aerob forbehandlingsprosess (f eks luftet lagune RBC eller SBR-reaktor med forlenget oppholdstid), sedimentering og ulike naturbaserte etterpoleringsløsninger (f eks jordreanseanlegg, biodammer, våtmarksfiltre, vannings-systemer) å kunne være gode alternativer for tilfredsstillende behandling av sigevann fra eldre og nye fyllinger med blandet kommunalt avfall. Utnyttelse av fyllingens varme til å fremme renseprosesser i sigevannet bør utprøves i Norge. Behandlingsmetoder for sigevann fra restavfall med lavt organisk innhold bør fjerne metaller, suspendert stoff og tungt nedbrytbart organisk stoff. Rensing kan foregå ved bl a pH justering, kjemisk felling, filtrering og behandling med aktivt kull. En løsning som vil være interessant for denne typen sigevann er lufting etterfulgt av filtrering gjennom torvfilter. Fjerning av metaller vha kalkfellingsdammer kan også være en egnet metode.

Ved å kombinere fysiske, kjemiske og biologiske rensemetoder kan man oppnå en meget god fjerning av de aller fleste komponentene i sigevannet. Det har frem til nå ikke vært noen generelle krav til rensing av sigevann fra fyllplasser med kommunalt avfall. Eksempelvis har Fylkesmannen i Oslo og Akershus satt renskrav på minimum 75% organisk stoff (KOF), 90% jern, 40% nitrogen og 50% nitrifikasjon for flere av fylkets fyllplasser. I følge nye retningslinjer skal renskravene vurderes ut fra lokale resipientforhold. Etter vår vurdering kan det være aktuelt å sette krav til fjerning av organisk stoff (KOF eller TOC), ammonium nitrogen

(toksisk for fisk), total nitrogen, total jern, hygieniske parametre og evt krav til spesifikke organiske miljøgifter eller toksisitetnivå. Etter vår vurdering er det ikke nødvendig med et generelt krav til fjerning av andre tungemetaller enn jern pga god binding i fyllingen og lave utslipp. Utfasing av organiske avfall og andre forhold som endrer kjemien i fyllinga kan imidlertid føre til at det bør settes krav til metallutslipp. Kravene bør være tilpasset kunnskap om fyllingens sammensetning, alder og tekniske tilstand foruten miljømål for resipienten og erfaringer med aktuell renseteknologi. Kravene til rensing bør gjelde årlig stofftransport. For eldre fyllinger med dårlige avskjæring av overvann kan det ikke forventes høy fjerning gjennom hele året. Sesongtilpassing av renskrav kan forsvares hvis resipientens sårbarhet er størst når renseteknologien har størst effekt.

## **Kostnader**

Økonomien vil ofte være utslagsgivende for hvilke renseløsninger som velges. Omtalte løsninger varierer mye. Lave behandlingstkostnader kan betraktes som høye dersom det opprinnelig ikke var noen krav til behandling av sigevannet. I litteraturen er det oppgitt spesifikke kostnader i størrelsesorden NOK 15-300/m<sup>3</sup> behandlet sigevann avhengig av metodevalg (Doedens og Theilen 1992, Ashbee og Fletcher 1993). Biologiske løsninger som luftet lagune er blant de rimeligste, og omvendt osmose og evaporasjon er blant de dyreste. Driftskostnadene til renselanlegg vil ha stor betydning siden foru-

renset sigevann kan produseres i flere hundre år. Enkle anlegg som luftet lagune og naturbaserte systemer av sigevann er vanligvis rimeligere å bygge og drive enn tekniske avanserte anlegg. Arealkostnadene kan være betydelige, men kostnader til energi og tilsyn er lav. Ved knapp tilgang til arealer kan avsluttet del av fyllplassen tas i bruk til sigevannsbehandling. Kostnader for planlegging og etablering av et renseanlegg for sigevann som f eks luftet lagune og naturbaserte filtre kan være i størrelsesorden 1.5-2.5 millioner for en middels stor fyllplass.

Hvis høygradig lokal rensing blir et krav i Norge vil det sannsynligvis få dramatiske konsekvenser for deponeringsavgiften, spesielt hvis avgiften også skal dekke kostnader til rensing i 30 år eller mer etter at deponeringen er avsluttet. Med målsetting om å etablere en kostnadseffektiv sigevannsbehandling bør det alltid foreligge en grundig gjennomgang av naturgrunnlagets forutsetninger før valg av renseteknologi blir foretatt.

**Takk** - Artikkelen er basert på en litteraturgjennomgang støttet av blant annet Miljøverndepartementet gjennom program for Naturbasert avløpssteknologi (NAT), Statens forurensningstilsyn og Fylkesmannen og Fylkesrådmannen i Oslo og Akershus. .

## Referanser

- *Ashbee, E. og Fletcher, I. (1993).* Reviewing the options for leachate fortreatment. *Wastes Management* (August), 32-33.
- *Barber, C. og Maris, P.J. (1984).* Recirculation of leachate as a landfill management option: benefits and operational problems. *Q. J.Eng.Geol.* London. 17. 19-29.
- *Bourke, M.J. og Villers, A. (1993).* Leachate treatment with activated carbon. I: Christensen, T.H., Cossu, R. og Stegmann, R. (red.): *Proceedings Sardinia 93 Fourth International Landfill Symposium.* Cagliari, Italia. 949-968.
- *Boyle, W.C. og Ham, R.K. (1974).* Biological treatability of landfill leachate. *Journal WPCF*, 46 (5), 860-872.
- *Britz, T.J. (1995).* Landfill leachate treatment. I: Senior, E. (red.). *Microbiology of landfill sites.* 2ed. CRC press, FL.
- *Bull, P.S., Evans, J.V., Wechsler, R.M. og Cleland, K.J. (1983).* Biological technology of the treatment of leachate from sanitary landfills. *Wat. Res.*, 17 (11), 1473-1481.
- *Christensen, T.H., Cossu, R. og Stegmann, R. (red) (1997).* Leachate and landfill gas management. *Proc. Sixth int. Landfill Symposium.* Vol. II. Cagliari, Italia.
- *Christensen, T.H. og La Cour Jansen, J. (1992).* Groundwater control monitoring at sanitary landfills. I: Christensen, T.H., R. Cossu og R. Stegmann. (1992). *Landfilling of waste: Leachate.* Elsevier, England.
- *Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L. og Holm, P.E. (1994).* Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Env. Sci. and Tech.* 24, 2, 119-202.

- *Cossu, R., Stegmann, R., Andreottola, G. og Cannas, P. (1989)*. Biological treatment. I: Christensen, T., Cossu, R. og Stegmann, R. (red.). Sanitary landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. Academic Press ltd. London.
- *Damhaug, T. (1982)*. Rensing av sigevann fra søppelfyllplasser. NIVA, rapportnr. OF-80606. 89s.
- *Doedens, H. og U. Theilen. (1992)*. Effluent requirements and related leachate treatment processes. I: Christensen, T.H., R. Cossu og R. Stegmann. (1992). Landfilling of waste: Leachate. Elsevier, England, 417-428.
- *Ehrig, H.-J. (1989)*. Physiochemical treatment. I: Christensen, T., Cossu, R. og Stegmann, R. (red.). Sanitary landfilling: Process, Technology and Environmental Impact. Academic Press ltd. 24-28.
- *Glas, H., Notenboom G.J. og Liem, G.H. (1993)*. High rate biological leachate treatment. I: Christensen, T.H., Cossu, R. og Stegmann, R. (red.): Proceedings Sardinia '93, Fourth International Landfill Symposium. Cagliari, Italia. 883-892.
- *Graff, O. (1994)*. Konesjonsmyndighetenes syn på aktuelle sigevannsløsninger. Vann, 2, 154-156.
- *Hasselgren, K. og Nilsson, P. (1992)*. Lakvattenbehandlig, lokala metoder før behandling av lakvatten från avfallsupplag. Naturvårdsverket, rapport 4052. ISBN 91-620-4052-9. Solna. 54s.
- *Hjelmar, O., Johannessen, L.M., Knox, K., Ehrig, H.J., Flyvbjerg, J., Winther, P. og Christensen, T.H. (1995)*. Com-  
position and management of leachate from landfills within the EU. I: Christensen, T.M., Cossu, R. og Stegman, R.: Proceedings Sardinia'95, Fifth International Landfill Symposium, Vol.I, 243-262.
- *Hunter, R., Birkbeck, A.E. og Coombs, G. (1993)*. Innovative marsh treatment systems for control of leachate and fish hatchery wastewaters. I: Moshiri, G.A. (red.): Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, Florida, USA. 477-484.
- *Jansson, B., Holmstrand, O. og Troedsson, B. (1985)* Lakvattenbehandling genom översilning av myrmark. Förstudie. Naturvårdsverket Rapport 3045. ISSN 0282-7298.
- *Johannessen, L.M., Albinus, J., Dalsgaard, H. og Brehmer, A. (1995)*. Time frame for controlled leachate release from landfills. I: Christensen, T. M, Cossu, R. og Stegman, R. (red.): Proceedings Sardinia'95, Fifth International Landfill Symposium, Vol.I.35-48.
- *Johansen, O.J. (1976)*. Rensing av sigevann. Prosjektkomiteén for rensing av avløpsvann, PRA rapport nr. 16.
- *Kadlec, R.H. og Knight, R.L. (1996)*. Treatment wetlands. CRC Press/Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- *Martin, C.M. og G.A. Moshiri. (1994)*. Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate. Wat. Sci. Tech., 29, 4, 267-272.
- *Maris, P.J., Harrington, D.W. og Chismon, G.L. (1984)*. Leachate Treatment with Particular Reference to Aerated Lagoons. Water Pollution

- Control. 83, 4, 521-538.
- *Martinsen, T. (1996)*. Miljøkontroll. Dal Skog - Kontroll av grunnvann og sigevann. ANØ-rapport nr 1/96.
  - *Menser, H.A., Winant, W.M. og Bennett, O.L. (1983)*. Spray irrigation with landfill leachate. BioCycle. Journal of waste recycling. May-June, 22-25.
  - *Miljøverndepartementet. (1992)*. St. meld. nr. 44. Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarelig avfallsbehandling. 65s.
  - *Mæhlum, T., Warner, W.S., Stålnacke, P. og Jenssen, P.D. (1998)*. Leachate treatment in extended aerated lagoons and constructed wetlands in Norway. I: Treatment wetlands for landfill leachate. CRC Press, USA (til trykking).
  - *Mæhlum, T., og Haarstad, K. (1998)*. Lokal behandling av sigevann. Jordforsk rapport. Ås.
  - *Mulamootil, G. (Red.) (1998)*. Treatment wetlands for landfill leachate treatment. CRC Press, USA (til trykking).
  - *Naturvårdsverket. (1993)*. Lokal lakvattenbehandling. Erfarenheter från 42 svenska deponier. Rapport 4228.
  - *Nilsson, P., Hasselgren, K. og Pettersson, J. (1991)*. Lakvattenbehandling. Sammanställning och utvärdering av metoder för behandling av lakvatten från avfallsupplag. Bulletin Serie VA nr. 62, oktober. Lund, Sverige. 67s.
  - *Robinson, H.D., Last, S.D., Raybould, A., Savory, D. og Walsh, T.C. 1997*. State of the art landfill leachate schemes in the United Kingdom. I: Proc. Sardinia 97, Sixth Int. Landfill Symposium, Cagliari, Italia, oktober 1997. Vol.II, 191-209.
  - *Røhr, P.K. (1981)*. Geologiske forhold ved lokalisering av avfallsfyllplasser. Institutt for geologi, Norges Landbruks-høgskole, Ås. Rapport nr. 13. ISBN 82-576-2510-8. 35s.
  - *SFT. (1994)*. Krav til fyllplasser. Avfallsplaner. Retningslinjer 94:02 og 94:03.
  - *Siljudalen J.G. og Lyche, C. (1994)*. Bruk av naturbaserte rensemetoder for rensing av sigevann. Vann, 2, 164-169.
  - *Skybakmoen, S. og Fløgstad, H. (1987)*. Transport av sigevann fra avfallsfyllinger. NTNF. Prosjektrapport 51/86. ISBN: 82-7337-057-7.
  - *Statistisk sentralbyrå. (1996)*. Utdrag av avfallsstatistikk for 1995. Ukens statistikk nr 45.
  - *Steensen, M. (1993)*. Removal of non-biodegradable organics from leachate by chemical oxidation. I: Christensen, T.H., Cossu, R. og Stegmann, R. (red.): Sardinia 93 Fourth International Landfill Symposium. Proceedings. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 945-958.
  - *Tchobanoglous, G. og Burton, F.L. (1991)*. Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, and Reuse. Third Edition. Metcalf og Eddy, Inc. McGraw-Hill, Inc., New York. 1334s.
  - *Viraraghavan, T. (1990)*. Use of peat in pollution control. Intern. J. Environmental Studies. (1991), 37. 163-169.
  - *Ødegaard, H. og Rotstigen, S. (1985)*. Forsøk med rensing av sigevann med biorotor. I Nordisk ministerråd: Behandling av perkolat fra lossepladser. VA-rapport nr 6.