

RAPPORT F2009:05

Deponering eller utfyllnad av bergrum med RGR

ISSN 1103-4092



FÖRORD

Vid förbränning av avfall avskiljs föroreningar från rökgaserna i ett reningssystem. De så kallade rökgasreningsrester som därigenom uppkommer har tidigare normalt deponerats. Sedan några år tillbaka får inte utlakningen från avfall som ska deponeras överskrida särskilda gränsvärden för bland annat metaller och salter. Detta har inneburit att rökgasreningsresterna på många håll inte får deponeras framförallt på grund av sitt kloridinhåll. Resterna är basiska till följd av att kalk används vid rökgasrening och kan därför istället utnyttjas för att neutralisera surt avfall. Ett sådant förfarande tillämpas på ön Langøya i Norge. Det är dock en tidsbegränsad lösning som beror av mottagaranläggningens kapacitet.

Avfall Sverige har därför ambitionen att finna alternativa lösningar för omhändertagande av, gärna i form av ett nyttiggörande, av dessa rökgasreningsrester. Avfall Sverige har gett Tom Lundgren på HIFAB/Envipro Miljöteknik i uppdrag att utreda dels ett alternativ att utnyttja resterna för efterbehandling av deponier med sulfidhaltiga gruvavfall och dels till att fylla ut bergrum som det inte finns annan användning för. De båda utredningarna presenteras i två separata delrapporter – ”Deponering eller utfyllnad av bergrum med RGR” (F2009:05) respektive ”Möjligheterna att använda rökgasreningsrester vid efterbehandlingen av deponier med sulfidhaltiga gruvavfall. Rapport över laboratorieförsök” (F2009:06).

Malmö oktober 2009

Håkan Rylander
Ordf. Avfall Sveriges Utvecklingssatsning
Avfallsförbränning

Weine Wiqvist
VD Avfall Sverige

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Bakgrund och syfte	1
2	Juridiska krav	2
3	Lokaliseringsaspekter och platsspecifik riskbedömning	3
4	Genomförande	6
4.1	Sanering av oljerester eller motsvarande	6
4.2	Grundvattennivåer	6
4.3	Dammbekämpning och fyllning av aska	7
4.4	Rökgasreningsresternas härdning	7
4.5	Gasbildning	8
4.6	Utförandekontroll	8
4.7	Efterbehandling	9
4.7.1	Allmänt	9
4.7.2	Injektering	9
4.7.3	Hydraulisk avledning	11
4.7.4	Tätning av avfallskroppen	12
4.8	Kontrollprogram	12
5	Miljöskyddsaspekter	13
5.1	Lokaliseringens aspekter	13
5.2	Utsläppens storlek relativt en ovanjordsdeponi	13
5.3	Kortsiktiga risker	14
5.4	Långsiktiga risker	15
5.5	Beständighetsfrågor	15
5.6	Kompletterande skyddsåtgärder	16
6	Kostnader	17
7	Slutsatser och rekommendationer	18
8	Referenser	19

1 BAKGRUND OCH SYFTE

Ett intressant alternativ till att slutligt deponera rökgasreningssrester (RGR) i konventionella ovanmarksdeponier är att utnyttja bergtrum som man inte kan finna någon annan användning för. Ett utnyttjande av bergtrum som deponi för förbränningsavfall utgör miljöfarlig verksamhet och prövas enligt miljöbalkens bestämmelser. Tillståndsprövningen sker utifrån en av följande två fall:

- Underjordsförvar – d.v.s. en deponi i en ”hålighet” i jordskorpan – deponeringsförordningens specialregler för underjordsförvar tillämpas.
- Utfyllnad av en ”hålighet” under markytan – d.v.s. ett nyttiggörande av avfall som prövas utifrån nyttan av den enskilda verksamheten och de risker som finns från hälso- och miljösynpunkt för den enskilda lokaliseringen och det enskilda avfallet

Båda typerna av prövning är således platsspecifika och utnyttjar inte automatiskt generella regler, såsom de s.k. mottagningsreglerna eller ens indelningen av deponier i deponier för inert, för icke-farligt respektive för farligt avfall, men om verksamheten tillåts kan den villkoras med sådana eller motsvarande regler. I Sverige har miljödomstolarna nyligen givit tillstånd till deponering/fyllning av avställda och sanerade oljelagringsrum i berg på två platser - Händelö respektive Gävle. I båda fallen handlar det om 6 gamla oljelagringsrum vilka ligger nära Östersjön. På Händelö hade oljelagringsverksamheten avslutats helt innan tillstånd gavs för utfyllnad av de 6 sista bergtrummen, medan sådan verksamhet fortfarande avses bedrivas i två av rummen i Gävle tills det är dags att fylla respektive rum med RGR.

I Händelöfallet (E.ON Värme Sverige AB) gavs tillstånd till deponering av aska från förbränning av utsorterat hushålls- och verksamhetsavfall, gummi, kol, biobränslen, RT-flis eller likvärdiga bränslen i huvudsak från Händelöverkets förbränningsanläggning (Mål nr M 552-07). Verket hade då, med tillstånd från Länsstyrelsen Östergötland redan utnyttjat 3 bergtrum men då för utfyllnad. En stor del av dessa rökgasreningssrester klassificeras som farligt avfall.

I Gävlefallat gavs tillståndet till utfyllnad av bergtrum med oorganiskt material såsom flygaska, biobränsleaska, slagg, metallhydroxidslam, förorenad jord och annat material som kan användas eller behövs för att framställa ett lämpligt fyllnadsmaterial (Mål nr M 1912-07). Delar av dessa avfall kan förväntas motsvara farligt avfall.

Syftet med denna studie är att redovisa vilka möjligheter som föreligger att deponera alternativt fylla ut med RGR i bergtrum av typ nedlagda oljelagringsrum samt att värdera vilka faktorer som styr de risker som en sådan deponering/utfyllnad medför från miljösynpunkt och vilka fördelar som uppkommer relativt en konventionell deponering ovan jord.

2 JURIDISKA KRAV

Som redan nämnts måste verksamheten klara en platsspecifik hälso- och miljöprövning oavsett om den klassificeras som ”deponering” eller ”nyttiggörande”. För samma avfall blir denna prövning i princip likvärdig för de båda fallen. För ”nyttiggörandet” prövas dessutom nyttan av verksamheten. Nyttiggörandet förutsätter att det finns ett behov - i detta fall att fylla upp bergrummen - och att rökgasreningsresterna är ett tekniskt lämpligt material att fylla med. Här värderas även beständigheten hos fyllnadsmaterialet. Beständighetsfrågan blir (i båda fallen) också aktuell när det gäller miljöprövningen.

Möjligheten att nyttiggöra RGR har en ekonomisk fördel eftersom fyllnadsmaterialet då inte betraktas som ett avfall och någon avfallsskatt inte utgår såsom i deponeringsfallet.

Svårigheten med att söka tillstånd för nyttiggörande av RGR ligger i att kunna visa att det finns ett behov att fylla upp bergrummen och att RGR är ett lämpligt material att använda för en sådan fyllnad. Behovet kan vara att icke fyllda bergrum innebär en framtida risk för infall av berg i bergrummet och ytterst en kollaps av rummet med medföljande skador på markytan och risk för att människor och djur skadas om kollapsen inträffar hastigt. Normalt bedöms emellertid bergrum, som sprängts ut i urberget, vara stabila även i ett långt tidsperspektiv, t.ex. på 1000 års sikt. Infall av bergblock kan visserligen förväntas och om bergkvaliteten är dålig finns en risk att infallet av berg efterhand blir så omfattande att sättningar skapas i marken ovanför rummen. Detta inträffar emellertid sällan så snabbt att det medför akuta risker, men sättningsskador (sprickbildning) på t.ex. byggnader kan tänkas bli följden.

En annan risk med bergrum som inte fylls är att de kan påverka grundvattnets naturliga strömning i bergmassan så att detta i sin tur kan medföra skador, t.ex. dränering av finkorniga jordar som skapar sättningar eller dränering av sprick- och krosszoner i berggrunden som lokalt medför sämre uttagsmöjligheter av dricksvatten i berggrunden. Det skall påpekas att denna påverkan i princip är större under den tid som pumpning sker i berggrunden och att omgivningen redan ”är inställd” på en sådan påverkan. Sättningar har t.ex. i allmänhet redan utvecklats i jordlagren ovan oljelagringsrum när dessa utvecklats. Den återhämtning av grundvattenståndet i berg och jord som sker när pumpningen i rummen upphör minskar dessa risker även om det inte alltid blir till riktigt samma nivå som innan bergrummen sprängdes ut.

3 LOKALISERINGSASPEKTER OCH PLATSSPECIFIK RISKBEDÖMNING

Lokaliseringen av en deponi/fyllning i ett befintligt bergtrum är ju på förhand styrd till de platser där det finns sådana rum tillgängliga och i allmänhet finns inga eller få bergtrum tillgängliga inom korta avstånd från en enskild förbränningsanläggning, t.ex. inom 5 mil. Inom, säg 25 mil, är sannolikheten betydligt högre. Lokaliseringsprövningen för ett underjordsförvar (den juridiska termen för en undermarksdeponi) kan därför oftast inte ske med andra lokaliseringsoptioner som normalt görs för en motsvarande ovanmarksdeponi där det kan finnas flera sådana alternativ inom rimliga avstånd. Lokaliseringsprövningen för bergtrum som behöver fyllas upp är ju enklare om det inte finns konkurrerande anläggningar med samma behov.

De aspekter som behöver läggas på lokaliseringen av berganläggningar, vilka skall användas som undermarksdeponi/-fyllning, berör den miljöpåverkan som kan uppkomma vid anläggningen, vid drift såväl som efter utfyllnad och avslutad pumpning. Dessa aspekter bedöms vid den platspecifika riskbedömning som alltid skall ligga till grund för prövningen av tillåtligheten enligt EU-direktiv 2003/33/EG och som håller på att implementeras i den svenska deponeringsförordningen (Naturvårdsverket, 2009). Riskbedömningen skall innehålla följande delar och behandla både driftsfasen (kort sikt) och efterbehandlingsfasen (lång sikt):

- Geologisk bedömning
- Geomekanisk bedömning
- Hydrogeologisk bedömning
- Geokemisk bedömning
- Bedömning av inverkan på biosfären
- Bedömning av driftsfasen
- Långsiktig bedömning
- Bedömning av ytanläggningarnas inverkan på lagringsplatsen

Till lokaliseringen hör även frågan om undermarksdeponins djup under markytan. Enligt deponeringsförordningen skall ett underjordsförvar utgöras av en "djup geologisk hålighet". Någon specificering av djupet ges inte i förordningen, men det anges att avsikten är att avfallet skall vara isolerat från biosfären och att föroreningar som kan läcka från avfallet skall oskadliggöras på naturlig väg. Detta uppfattar t.ex. länsstyrelsen i Gävleborgs län (Östersunds Tingsrätt, 2009) är liktydigt med att transporttiden för farliga ämnen från (i det aktuella Gävle-fallet ett undermarksförvar med ca 30 m bergtäckning) till biosfären (närmsta recipient) skall vara mycket lång och att några få år inte utgör en tillräckligt lång transporttid även om ämnena fastläggs i t.ex. en våtmark. Bergtrummen i Gävle skulle således enligt länsstyrelsen inte betraktas som underjordsförvar enligt deponeringsförordningen. Motsvarande inställning hade Naturvårdsverket i Händelöfallet (Växjö tingsrätt, 2008), som också har ca 30 m bergtäckning, men båda miljödomstolarna bedömde att 30 m bergtäckning ger ett tillräckligt skydd för att reglerna om underjordsförvar skall kunna tillämpas.

En konsekvens av att även relativt ytliga berganläggningar betraktas som undermarksförvar är att vissa regler i deponeringsförordningen inte tillämpas, t.ex. de om botten tätning, geologisk barriär och tätäckning av överytan. Avsikten med dessa skyddsåtgärder är att reducera omsättningen av vatten i det deponerade avfallet, att medge att lakvatten kan samlas upp under drifttiden samt att ge möjlighet till fastläggning av föroreningar innan det når viktiga recipienter. Bortsett från den geologiska barriären har dessa skyddsåtgärder egentligen inte någon relevans för deponier som ligger under grundvattenytan. Kraven på motsvarande skydd för undermarksdeponier övertas av den platsspecifika säkerhetsbedömningen. Den skall ta hänsyn till de lokala möjligheterna att ta om hand lakvatten under driftfasen, omsättningen av vatten genom det deponerade avfallet (lakvattenbildningens storlek) i relation till vad den lokala omgivningen tål på kort och lång sikt och vilka lokala möjligheter som finns att fastlägga (oskadliggöra) skadliga ämnen som härrör från avfallet.

Fördelen med en undermarksdeponi relativt en ovanjordsdeponi är att vattenomsättningen ofta blir lägre än i en motsvarande ovanmarksdeponi. Det finns visserligen ett generellt samband mellan vattenomsättning och djup i berggrunden men den varierar kraftigt och det är ofta större skillnad i lateral led än i djupled. Det är således inte möjligt eller heller rationellt att anvisa en djupgräns för när en undermarksdeponi skall betraktas som ett underjordsförvar. Kan inte deponier som ligger under grundvattenytan klassificeras som underjordsförvar enligt deponeringsförordningen så kan de inte heller klassificeras som ovanjordsförvar och det måste i så fall inrättas särskilda prövningsregler.

De faktorer som styr omsättningen av vatten i det deponerade avfallet i en undermarksdeponi (efter att pumpning avslutats och grundvattenståndet återhämtats) är främst:

- Bergets genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet) – varierar kraftigt (flera tiopotenser) mellan både olika berggrundsenheter och inom en och samma enhet
- Grundvattnets tryckförhållanden – den drivande kraften för vattnet varierar främst beroende av de topografiska förhållandena.
- Eventuella tätningsinsatser som utförts eller kommer att utföras i bergmassan runt anläggningen

Även om kravet på en begränsad vattenomsättning styrs av de platsspecifika förhållandena, förväntas ändå omsättningen i de flesta fall vara lägre än den är i motsvarande ovanmarksdeponi. För deponier med farligt avfall är den då lägre än $5 \text{ l/m}^2/\text{år}$. Om inga tätningsinsatser skall utföras i anslutning till att undermarksdeponin tas i bruk motsvarar ett sådant krav ett relativt tätt berg vid normala, hydrauliska gradienter. I flack terräng, t.ex. nära kusterna, är det lättare att uppfylla ett sådant krav än i kuperad terräng. Berggrummen på Händelö är t.ex. förlagda i en ovanligt tät bergmassa samtidigt som de ligger nära Östersjön (Bråviken), se figur 1. Vattenomsättningen vid återställd grundvattennivå beräknas till $100\text{-}200 \text{ m}^3/\text{år}$ för hela anläggningen (ca $1,5\text{-}3 \text{ l/m}^2/\text{år}$). Motsvarande omsättning för berganläggningen i Gävle redovisas inte i domslutet, men torde uppgå till några få tusen m^3 per år. Detta är således mer än i Händelöfallet, men får ses mot bakgrund av att vattenomsättningen i Händelöfallet är exceptionellt lågt.



Figur 1 Situationsplan över Händelön med markering av de tunnlar och bergrum som är berörda. 1 = Externa bergrum; 2 = Ledningstunneln; 3 = Händelöverkets bergrum; 4 = Sötvattentunneln. Underlagskarta: Copyright Lantmäteriet 2004-11-09. Ur Din Karta och Sverige- Bilden™. Från: Lundgren, 2008.

4 GENOMFÖRANDE

4.1 Sanering av oljerester eller motsvarande

Vid tillståndsprövning krävs i de flesta fall att bergrummen, som skall användas för fyllning/deponering, är sanerade från petroleumprodukter eller motsvarande som tidigare lagrats i rummen, även om ansökan gäller en verksamhet som inte berör sådana produkter. Det framhålls gärna att en lagring av RGR snarare minskar miljöriskerna som genererats av petroleumrester från tidigare lagringsverksamhet än att den förvärrar situationen. Skälet uppges vara att RGR suger upp petroleumrester som därmed får en lägre tendens till spridning med grundvattnet. Detta är emellertid dåligt undersökt och bör i så fall främst eller enbart gälla petroleumrester i själva bergrummen. Det kan vara viktigt att en sanering av oljerester genomförs eftersom en senare sanering försvåras kraftigt när rummen är fyllda med RGR (eller annat avfall).

Bergmassan kring bergrum som använts för lagring av olja eller andra flytande bränslen innehåller rester av dessa produkter vilka spridits dit främst under utfyllnaden av bergrummen. Normalt förväntas grundvattnets tryck motverka en sådan spridning. Det är emellertid inte säkert att grundvattennivån hunnit återställas i takt med att bergrummet fylls med petroleumprodukter. Var grundvattennivån vid något tillfälle lägre i bergmassan utanför rummet än produktnivån var i rummet uppkom en transport av produkt ut från rummet. Vanligtvis kom den flytande produkten inte så långt i bergets sprickor men den närmaste bergmassan blev ändå kontaminerad av petroleumprodukten som sakta återfördes till bergrummet när det tömdes på sina produkter. Återläckaget sker i en avtagande takt och det kan ta 2- 10 år innan återläckaget blir obetydligt (Elert et al., 1999). Återläckt produkt som är lättare än vatten avlägsnas vanligen från bergrummet genom s.k. skumning, d.v.s. en ytlig avskiljning av petroleumhaltigt vatten genom bortpumpning via en flytande krage. Produkter som är tyngre än vatten avskiljs genom pumpar som pumpar från rummets botten.

4.2 Grundvattennivåer

Under tiden som bergrummen är tömda sker en länshållning av inläckande grundvatten. För att säkerställa full utfyllnad av RGR i rummen kan det vara fördelaktigt att detta sker under vattenytan. Då krävs en god övervakning och styrning av vattennivån i rummen. En för hög eller för låg vattennivå kan störa utfyllnaden och härdningen i askan. Vid för låg nivå bildas dessutom en askkon ovan vattenytan vilken så småningom faller ihop varvid vätgasavgången kan öka drastiskt. När hela berganläggningen är fylld med aska avslutas normalt all pumpning och de deponerade RGR blir helt dränkta i vatten.

Så länge pumpning sker i berganläggningen strömmar grundvatten mot denna. Om inte några ”konkurrerande” pumpningar finns i den omgivande berggrunden, kan inget lakvatten från de deponerade RGR spridas ut från anläggningen. Allt lakvatten hamnar tillsammans med det inläckande grundvattnet i det utgående pumpvattnet, där det kan kontrolleras och vid behov renas. I detta skede bildar grundvattennivån en s.k. sänktratt i bergmassan runt berganläggningen. Hur djupt tratten når och hur utbredd den är beror främst av bergmassans egenskaper. Eftersom bergets sprickbildning normalt är kraftigt oregelbunden är sänktrattens form oftast mycket oregelbunden och vissa sprickor kan vara avsänkta ända ned till anläggningen medan andra är endast svagt påverkade av anläggningen.

När pumpningen upphör, återhämtas den avsänkta grundvattennivån och återställs till nära den ursprungliga. Eftersom anläggningen kan ha "kortslutit" naturliga dräneringsstråk i berggrunden, t.ex. sprickzoner, förväntas en viss utjämning av grundvattenytans "topografi". Så fort "avsänkningstratten" återhämtats påbörjas en strömning av grundvatten genom deponin och lakvatten från den deponerade askan börjar transporteras bort från deponin. Storleken på detta flöde i bergmassan beror av dess genomsläpplighet för vatten i kombination med tryckskillnaderna som driver flödet genom anläggningen (Darcy's lag). Normalt anses denna tryckskillnad motsvara grundvattenytans lutning rakt ovan berganläggningen.

4.3 Dammbekämpning och fyllning av aska

RGR är normalt dammande och bör därför antingen konditioneras med vatten eller hanteras torrt i slutna system. Deponering/fyllning i berggrum har den fördelen framför deponering i konventionella deponier ovan jord att berggrummen utgör slutna enheter utan tillträde för varken personal eller allmänhet. Det är relativt enkelt att ansluta rummen tätt mot transportanordningar för askan. Om hela transporten från panna till berggrum kan göras slutet krävs inte någon konditionering av askan.

4.4 Rökgasreningsrestens härdning

Lakvattenbildningens storlek bestäms, som redan nämnts, av vattenomsättningen i det deponerade avfallet. Denna bestäms i sin tur av avfallets eller bergets genomsläpplighet (samt den hydrauliska gradienten genom avfallet). Är avfallet tätare än bergmassan närmast avfallet kommer avfallets genomsläpplighet att bestämma lakvattenbildningens storlek, annars kommer bergmassans genomsläpplighet att vara avgörande. Det är således av betydelse vilken täthet som uppnås i det deponerade avfallet. Ofta är den härdade askans genomsläpplighet av samma storleksordning som den för en tät bergmassa, hydraulisk konduktivitet ca $1 \cdot 10^{-9}$ m/s. Detta får betydelse när den omgivande bergmassan har en större genomsläpplighet än detta värde vilket är vanligt i berggrundens ytligare delar eller i anslutning till sprick- och krosszoner vilka vanligen har en hydraulisk konduktivitet som i den övre delen av berggrunden är högre än $1 \cdot 10^{-7}$ m/s. Sådana zoner är egentligen vanligt förekommande i all kristallin berggrund och inom en bergmassa i storlek motsvarande en medelstor berggrumsanläggning är det vanligt att åtminstone ett par små zoner skär igenom anläggningen. Härdningsprocessen pågår under flera år och minskningen av den hydrauliska konduktiviteten äger förmodligen rum under hela denna tid även om den sannolikt är mest betydelsefull under det första året.

Eftersom omsättningen av grundvatten i en RGR-fylld berganläggning även efter återhämtningen av grundvattenståndet, åtminstone lokalt är större än den som perkolerar igenom avfallet kommer en del av detta grundvatten att strömma utanför deponikroppen. En del av detta "extravatten" transporteras i den av utsprängningen påverkade zon "sprängzon" som bildats i bergmassan närmast bergväggen mot rummen och som har en något högre genomsläpplighet än den opåverkade bergmassan. Andra delar av vattnet strömmar i den genomsläppliga stenfyllningen, "syltan", i berggrummens botten. Detta vatten kommer sannolikt i yttlig kontakt med avfallet och lakar därför sannolikt ut skadliga ämnen från avfallet i likhet med det vatten som strömmar igenom själva deponikroppen.

Askans genomsläpplighet minskar normalt med härdningen. Det finns dock inte så många uppgifter om dess utveckling i tiden. Uppföljningar av lakvatten och påverkat grundvatten vid anläggningen på Händelö indikerar också att lakbarheten av skadliga ämnen minskar med tiden d.v.s. med härdningen. I brist på säkra uppgifter används oftast värden på askans genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet) och lakningsegenskaper vilka erhållits i tidiga skeden av dess härdning.

4.5 Gasbildning

Bildning av vätgas är känd från askor från förbränning av avfall. Det bildas av metalliskt aluminium i askan vilket reagerar med vatten och syre under bildning av vätgas. För att inte riskera att gas ansamlas i deponin och ger upphov till explosioner, får askan inte deponeras alltför snabbt. Aluminiumpartiklarnas ytor måste hinna oxidera något. Det är också viktigt att deponin ventileras så väl att vätgasnivån ligger klart under undre explosionsgränsen. Erfarenheterna från åtgärder efter explosionstillbud vid Händelöverket visar att det med en kombination av dessa åtgärder är fullt möjligt att kontinuerligt upprätthålla en god säkerhet mot vätgasexplosioner vid deponering av RGR. De delar av anläggningen som är mest känsliga för explosions-skador är alla öppningar såsom ventilations- och fyllnadshål samt transportöppningar. Explosionen vid Händelöverket skadade t.ex. installationer i den servicetunnel som vanligen ligger ovanför och tvärs bergrummen och varifrån man pumpat petroleumprodukterna och styrt grundvattennivån i bergrummen.

4.6 Utförandekontroll

Från miljösynpunkt finns förhållanden som är viktiga att kontrollera under driften, d.v.s. under deponering/fyllning av RGR i bergrum:

- Askornas lakningsegenskaper
- Askornas härdningsegenskaper
- Effektiviteten i bekämpningen av damning och spill av aska
- Utfyllnadsgraden i bergrummen
- Vätgashalten i bergrummen
- Vattenstånden i bergrummen och i det omgivande grundvattnet

Askornas relevanta egenskaper bör kontrolleras regelbundet enligt de rutiner som gäller för deponeringsanläggningar. Särskilda kontroller bör sättas in vid driftförändringar såsom byte av bränslen. Kontrollen av bekämpning av damning och spill måste anpassas till typen av bekämpningsåtgärder och får i allmänhet karaktären av visuell besiktning.

Kontroll av förhållandena i bergrummen kan ske via borrhål från markytan eller från serviceorter. Utfyllnadsgraden kontrolleras vanligen med hjälp av en digital eller analog kamera med lodlina, men särskilda peglar eller lodlinor kan också användas mot vilka nivån avläses. Problemet med peglar som angörs i det deponerade avfallet är att de lätt viker sig under uppfyllnaden. Avkänning av asknivån med lodlinor är ofta besvärlig eftersom denna nivå och vattennivån ofta ligger nära varandra och varierar.

Vätgashalten kontrolleras vanligen med hjälp av direktvisande gasdetektor med aktiv gaspump. De kan anslutas mot rör eller slangar som är fast monterade mot de utrymmen där vätgashalten skall mätas. Vattenståndet i rummen kan mätas med vanligt ljud- och ljuslod alternativt med tryckgivare som placeras på en fast nivå i fasta rör och som lämnar data via en kabel till en datalogger eller motsvarande. Man kan även använda lösa tryckgivare med lodlina som firas ned under grundvattenytan men en sådan lösning motsvarar egentligen den konventionella lodningen som är den enklaste och sannolikt också den mest använda lösningen.

Observera att samtliga utrustningar som används i bergrum eller i borrhål, m.m. måste vara EX-klassade, d.v.s. vara av explosionssäkert utförande.

4.7 Efterbehandling

4.7.1 Allmänt

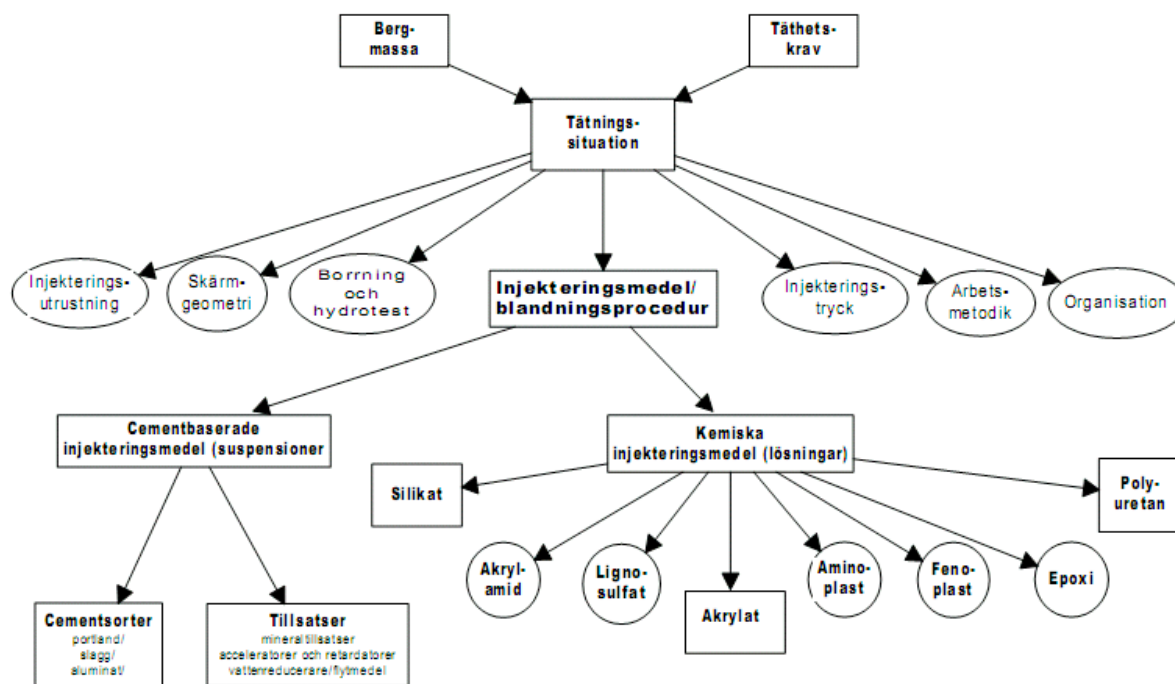
Efterbehandlingen av deponier/fyllningar av RGR i bergtrum är relativt enkla jämfört med motsvarande för markförlagda deponier/fyllningar. De kan delas in i förseglingsåtgärder och åtgärder i syfte att minska eller dirigera transporten av förorenande ämnen från deponin/fyllningen.

Förseglingsåtgärderna kan bestå i att plugga öppningar till bergtrummen. Det gäller alla öppningar i form av borrhål, schakt och transportorter (ramper) som har kontakt med rummen med undantag för de som senare skall användas i det löpande kontrollprogrammet. Förseglingarna utförs normalt med betong, men materialval och pluggdimensioner måste ta hänsyn till om pluggen blir utsatt för aggressiva vatten. Normalt handlar det om en väggjocklek på en halvmeter upp till några få meter. I schakt och transportorter kan det bli aktuellt att fylla hela eller delar av dessa med sprängsten eller jord för att slippa underhåll av öppningarna mot dagen. Sådana åtgärder skyddar även mot framtida sabotage och krigshandlingar men försvårar samtidigt för framtida reparations- eller återvinningsåtgärder i det deponerade avfallet.

Åtgärder med syftet att minska transporten av förorenande ämnen från deponin/fyllningen kan i princip bestå av tätning genom injektering, utjämning av grundvattennivåerna och anläggning av filter. Att täta i bergmassan närmast bergtrummen är emellertid oftast en komplicerad åtgärd som i så fall bör genomföras i tidigare skeden och kanske ifrån bergtrummen snarare än från markytan. Sådana insatser bör därför inte karaktäriseras som "efterbehandling" utan snarare som "förbehandling", men kan i många fall även genomföras i efterhand och i flera steg.

4.7.2 Injektering

Om det handlar om kraftiga kross- och sprickzoner kan det dock vara enklare att utföra tätningsinjektering när bergtrummen är fyllda och vattenståndet återhämtats. De utförs naturligtvis då från markytan eller från t.ex. serviceorter som fortfarande hålls dränerade. Figur 2 visar vilka faktorer som i praktiken styr utformningen av tätningsinsatser i en trafikunnel i berg. Den bedöms i huvudsak även gälla för en yttlig bergdeponi.



Figur 2 Sammanfattning av faktorer som styr tätningsinsatser genom injektering av bergtunnlar. Från Vägverket, 2000.

Det finns en gräns för hur låg genomsläpplighet man kan uppnå genom injektering. Detta beror till stor del på valet av injekteringsmedel. I princip finns det två huvudgrupper av sådana medel, vanligen benämnda cementbaserade, respektive kemiska. Alla dessa medel är särskilt framtagna för injektering och det finns ett stort antal sådana produkter på marknaden. Generellt gäller att de cementbaserade medlen inte går att använda för tunna sprickor ("tätt berg") och att de kan vara svåra att tillämpa på kraftigt uppsprucket berg (kross- och sprickzoner) med höga vattenflöden där de tenderar att lösas upp eller föras bort av vattenströmningen. De s.k. kemiska medlen kan i många fall täta även tunna sprickor men användningen är ofta tveksam på grund av konstaterad (t.ex. akrylamid och metaakrylamid) eller befarad miljöpåverkan alternativt en befarad dålig beständighet (Vägverket, 2000).

De tätningskrav som gäller trafiktunnlar, som ju är kontinuerligt dränerade, motsvarar maximalt 1-10 liter per minut och 100 m tunnel (Vägverket 2000). Det innebär att man i praktiken inte tolererar några synliga dropp eller rinnande läckage i en sådan tunnel. För en bergdeponi bedöms kravet för vägtunnlar motsvara en icke injekterad anläggning med mycket tätt sidoberg. Normalt är således injektering ofta nödvändig i bergtunnlar. Vad kravet betyder för en sådan anläggning i ett typiskt "Stockholmsberg" anges i den refererade Vägverkspublikationen enligt tabell 1.

Tabell 1 Sammanställning av injekteringsbehovet i vägtunnlar i typiskt Stockholmsberg. Efter Vägverket (2000).

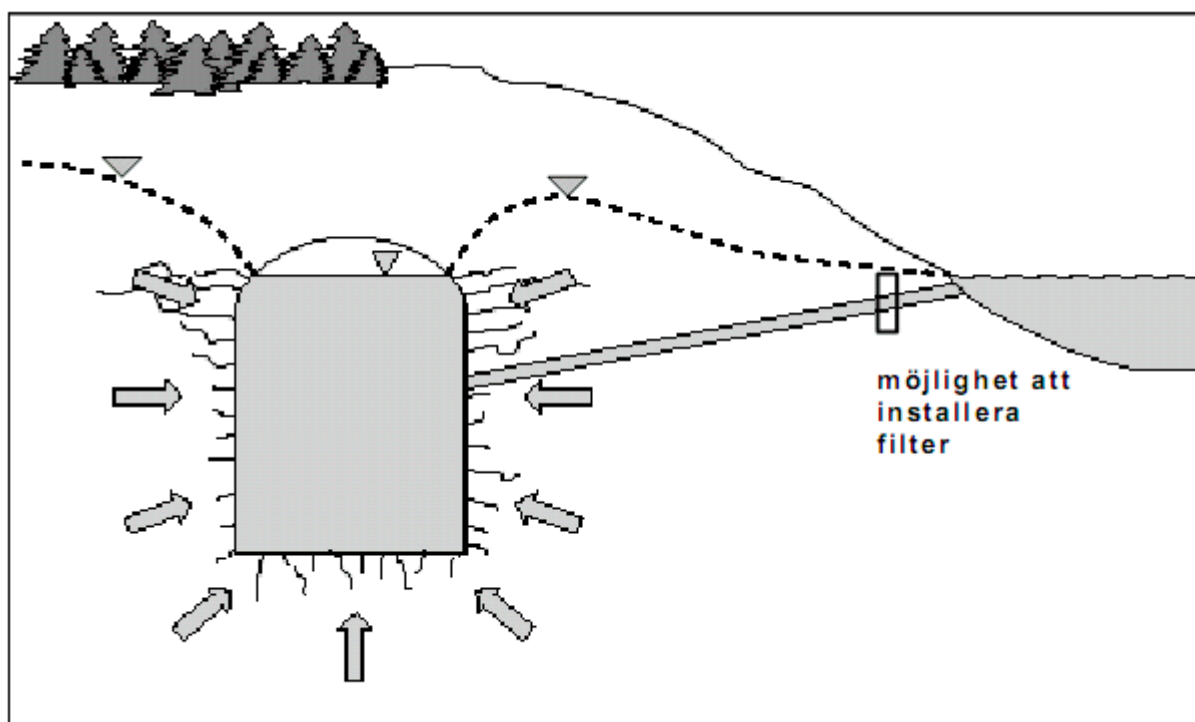
ANDEL AV TUNNEL-STRÄCKKAN (%)	BERGKVALITET	INJEKTERINGSBEHOV	INJEKTERINGSMEDEL	ANMÄRKNING
60-75	God	Viss förinjektering	Cementbaserat	Relativt tätt berg
20-30		För- och efterinjektering i kombination	Cementbaserat	
<10			Kemiska injekteringsmedel	Infiltration kan krävas för att upprätthålla grundvattennivån
<1		Klaras inte med injektering	Ingen	Kan kräva tätande betonginklädnad

Gränsen för när cementbaserade injekteringsmedel kan användas uppges vanligtvis vara 0,1 mm sprickvidd. Enligt Vägverket (2000) refererande till Brantberger et al. (1998) innebär tätningskravet för vägtunnlar ofta en reduktion av permeabiliteten i bergmassan om minst 90 % och att det då krävs att sprickor med en vidd ned till 0,05 mm tätas.

Vilken vattenomsättning som förväntas i ett djupt bergförvar, redovisas av Naturvårdsverkets s.k. kvicksilverutredning (Naturvårdsverket, 1998), där det anges att genomströmningen av grundvatten genom ett djupt bergförvar förväntas vara av storleksordningen 0,1-1 l/m²/år, d.v.s. mellan 5 och 50 gånger lägre än vad som generellt krävs för en ovanmarksdeponi som innehåller s.k. farligt avfall. Detta krav bedöms ungefär motsvara det krav som enligt ovan tillämpas av Vägverket för vägtunnlar (efter tätningsinsatser). På större djup uppkommer naturligt också större tryckgradienter vid pumpning. Detta innebär att läckagen till den djupa berganläggningen under dränering kan motsvara något mer än enstaka vattendropp, men inte några större, rinnande inläckage. De måste tätas eller avledas från det deponerade avfallet.

4.7.3 Hydraulisk avledning

Utjämning av grundvattennivåerna för att minska den hydrauliska gradienten genom deponin/fyllningen är en åtgärd som troligen endast blir försvarbar när gradienterna är höga och avledningen av vatten blir enkel och kan ske med självfall. Principen för en s.k. hydraulisk avledning, som i flera fall tillämpats vid efterbehandlingen av Statens oljelagers nedlagda och tömda berggrum, visas i figur 3. Den syftar i första hand till att minska kontakten mellan grundvatten och avfall, att säkra utflödet av eventuellt kontaminerat vatten från anläggningen till recipienten och i vissa fall att möjliggöra anläggandet av ett filter som fastlägger föroreningar i det utgående vattnet. Effekten blir också en lägre tryckgradient och därmed en minskad vattenomsättning genom det deponerade avfallet.



Figur 3. Principen för hydraulisk avledning av ett berggrum. Från Naturvårdsverket (2003)

I Händelöfallet skall en hydraulisk avledning anläggas i form av ett grovt borrhål från anläggningens serviceort till en närliggande, extern tunnel för fjärrvärmeledningar vilken förväntas vara dränerad under en lång tid framöver. Även om serviceorten ligger ovanför berggrummen kommer strömningen av grundvatten att ske via den dränering som serviceorten utgör eftersom den ändå ligger klart under grundvattenytan i området. Ett sorberande filter anläggs i den del av serviceorten varifrån borrhålet utgår. Så länge fjärrvärmetunneln används kommer detta utlopp (via borrhålet) att kunna styras (flöde) och kontrolleras med avseende på föroreningar.

I ett längre perspektiv kommer fjärrvärmetunneln att överges och blir då vattenfylld. Eftersom den ligger under och mycket nära recipienten (Lindö Kanal, Braviken) kommer utströmningen från bergdeponin säkert att ske till denna recipient. Det utströmmande flödet blir även utan flödesstyrning lågt eftersom skillnaderna i vattenstånd är mycket små. Risk finns t.o.m. att tillfälliga högvatten i recipienten kan skapa "bakfall" i systemet med tillfälligt förhöjda omsättningar av vatten i deponin som följd. Genom dessa insatser bedöms ändå utsläppet av förorenande ämnen till recipienten att bli mycket små.

4.7.4 Tätning av avfallskroppen

Att anlägga en tätning mellan det deponerade avfallet och bergrummets vägg är i praktiken endast möjligt genom att öppna bergrummet och anlägga tätningarna innan avfallet deponeras. Att öppna ett förslutet, avställt bergrum som använts för lagring av petroleumprodukter är komplicerat på grund av arbetsmiljökrav, särskilt om bergrummet använts för lagring av petroleumprodukter med låg flampunkt. Statens oljelager genomförde ett sådant projekt för just ett bergrum som innehållit bensin. Stora krav ställdes då på säkerheten mot explosion och alla fysiska ingrepp i själva lagret föregicks av en långvarig skumning, omfattande mätningar i och ovan anläggningen samt en ventilering av bergrummet under flera dygn. En särskild procedur tillämpades vid penetrationen av betongpluggen till själva rummet och en extra evakueringsväg fick omgående anläggas i anslutning till schaktet till serviceorten. Motsvarande insatser för att ställa i ordning bergrum som undermarksdeponi/fyllning av RGR bedöms endast kunna bli aktuellt för bergrum som innehållit tjockolja eller motsvarande. Kostnaderna för iordningställandet bedöms ändå kunna bli tämligen höga.

4.8 Kontrollprogram

Det framtida kontrollprogrammet bör koncentreras på halter och flöden i det utgående vattnet. Finns en hydraulisk avledning är det naturligt att kontrollen av dessa parametrar fokuseras på det vatten som lämnar deponin via denna avledning. Saknas en hydraulisk avledning är det av större intresse att finna läget för en intressant kontrollbrunn i eller nära utströmningsområdet för deponin. Det kan t.ex. ligga i en relevant sprickzon nedströms deponin och nära recipienten. Lakvattenflödets storlek är inte möjligt att mäta direkt i en sådan brunn, men en inledande provpumpning av brunnen och uppgifter om utspädningen av förorenande ämnen. Dessa data kan användas tillsammans med data för grundvattenstånd och inläckage till bergdeponin (under pumpning/avsänkning) för att beräkna materialbalansen vilken ger en uppfattning om lakvattenflödets storlek.

I övrigt är det av intresse att kontrollera återhämtningen av grundvattenståndet i närheten av anläggningen och i anslutning till att pumpningen upphör liksom hur grundvattenstånden stabiliseras på sikt och vilka tryckgradienter som uppkommer kring deponin/fyllningen. Övervakningen av grundvattenstånden kring anläggningen blir också en kontroll över om det förekommer andra pumpningar i omgivningen vilka påverkar lakvattenbildningen och utströmningen från deponin/fyllningen samt risken för att andra recipienter än den beräknade får ta emot kontaminerat vatten, t.ex. vattentäcker i berg.

5 MILJÖSKYDDASPEKTER

5.1 Lokaliseringens betydelse

Som redan nämnts i kapitel 3, kommer berganläggningens lokalisering att få en betydelse för miljöfrågorna inte enbart på grund av de lokala recipienternas känslighet (till recipienter räknas i detta fallet även eventuella vattentäcker i jord och berg), utan även därför att vattenomsättningen i det deponerade avfallet i anläggningen kan variera kraftigt på grund av lokala förhållanden. Det kan handla om flera storleksordningar. Generellt är – på grund av de topografiska förhållandena - förläggning till kustområden fördelaktigare än förläggning till inlandet. Variationerna kan ändå vara stora. Den årliga omsättningen av vatten genom deponin på Händelö motsvarar, som redovisats i kapitel 3, endast några få liter per m² och år. Den är visserligen troligen ca 10 gånger högre i Gävlefallet, men det handlar ändå om små flöden sett mot den stora utspädning som äger rum i recipienten.

Det är inte enbart de biologiska förhållandena och tidigare föroreningsbelastning som får betydelse för recipientens känslighet. Även utspädningsförhållandena varierar mellan recipienter. Utspädningsfaktorn för en inlandsförlagd deponi intill en liten recipient (sjö eller litet vattendrag) kan vara så låg som en faktor $1 \cdot 10^3$ medan den för en kustförlagd deponi intill utloppet av en större älv kan motsvara en faktor $1 \cdot 10^9$.

Andra faktorer som bör beaktas vid en lokaliseringsprövning är de grundvattenkemiska förhållandena, berggrundens stabilitet, risk för seismisk aktivitet, förekomst av vattentäcker eller viktiga vattenreserver, förekomst av ekonomiska mineral eller nyttosten, närhet till bebyggelse, övrig markanvändning och transporttekniska förutsättningar, m.m.

5.2 Utsläppens storlek relativt en ovanjordsdeponi

Avfall som inte uppfyller mottagningskraven för t.ex. farligt avfall får inte deponeras ovan jord. En anledning till detta är att möjligheterna att begränsa lakvattenbildningen även i ett långtidsperspektiv är begränsade. Farligt avfall, som klarar mottagningskriterierna, får deponeras om lakvattenbildningen i deponin motsvarar 5 l/m²/år. En direkt jämförelse med motsvarande undermarksdeponi är inte möjlig eftersom ovanmarksdeponins yteffektivitet generellt är lägre än undermarksdeponins, vilken kan byggas högre och utan slänter. Den area som exponeras för vattenströmningen är således i allmänhet lägre i en undermarksdeponi än i en ovanmarksdeponi om de innehåller samma mängd avfall.

Vattenomsättningen i Händelöfallet (totalt ca 1 000 000 ton deponerad RGR) beräknades, som redan nämnts, till 100-200 m³ per år när pumpningen i systemet upphört och grundvattenståndet återhämtats. Motsvarande för Gävlefallet bedöms vara något högre, kanske 1 000 m³ per år. Detta innebär att lakvattenbildningens storlek är klart mindre i Händelöfallet än vad kravet är för en ovanjordsdeponi, men klart större i Gävlefallet. Om dessa fall får representera ytterlighetsfallen för ytliga undermarksdeponier bör man förvänta sig att vattenomsättningen i sådana bergdeponier varierar mellan 0,1 och 2 l/ton avfall/år. En ovanjordsdeponi om 1 000 000 ton bedöms uppta en area av minst 60 000 m². Med lakvattenbildningen 5 l/m²/år erhålls således ca 0,3 l/ton/år vilket ligger inom det förväntade variationsintervallet för ytliga undermarksdeponier.

Det är således inte den lägre omsättningen av vatten genom avfallet som normalt gör en ytlig undermarksdeponi fördelaktigare än en ovanmarksdeponi. I Naturvårdsverkets kvicksilverutredning, Södergren, S., Höglund, L. O., Birgersson, L. och Pers, K. (1997) framhålls särskilt hållbarheten i den låga vattenomsättningen. Den vattenomsättning i en ovanmarks-, respektive undermarksdeponi som uppges i utredningen redovisas i tabell 2. Tabellen redovisar endast vattenomsättningen för en tänkt undermarksdeponi på flera hundra meters djup. I en annan del av utredningen framhålls att vattenomsättningen generellt bedöms vara ca 10 gånger högre i en ytlig bergdeponi, d.v.s. ca 10-100 l/m²/år.

Tabell 2. Den prognosticerade vattenomsättningen i en ovanmarks-, respektive undermarksdeponi för farligt avfall enligt den s.k. kvicksilverutredningen (Södergren, et al., 1997).

DEPONITYP TIDSPERSPEKTIV	OVANMARKSDEPONI (liter/m ² /år)	UNDERMARKSDEPONI (liter/m ² /år)
Kort sikt	0,5	1-10
Mellanlång sikt	5	
Lång sikt	50	

5.3 Kortsiktiga risker

De kortsiktiga risker som bör bedömas i en MKB för tillståndsprövning av en undermarksdeponi är följande:

- Påverkan på grundvattentillgångar
- Damning under mellanlagring och transport
- Spill
- Läckage från och dålig rening av uppumpat lakvatten
- Pumphaverier
- Bildning av ammoniak- och vätgas

Risken för påverkan av eventuella grundvattentillgångar av den pumpning som sker i berggrunden så länge berganläggningarna är i drift uppmärksammades särskilt vid tillståndsprövningen av både Händelö- och Gävlefallet. I båda fallen handlade det om små risker för konkurrens med andra intressen. En viktig faktor vid bedömningen av konkurrenssituationen om grundvattnet har i båda fallen varit att grundvattnet varit avsnävt under en relativt lång period (under oljelagringsverksamheten), att vattenkvaliteten (i Gävlefallet) av naturliga skäl är salt, att grundvattnet överhuvudtaget används i liten utsträckning samt att marken huvudsakligen utnyttjas i liten utsträckning (båda fallen).

Under drifttiden kan rening av pumpvatten och ventilationsluft vara nödvändig före utsläpp i recipient. Hur detta utförs beror till stor del av de lokala förhållandena och behandlas därför inte närmare här. Utsläppen av salter (klorider och sulfater) i recipienten utgör inte något miljöproblem när bergdeponin är förlagd nära intill havet och så att närliggande vattentäkter i berg kan bli påverkade. Detta har varit fallet för de relaterade fallen på Händelö respektive i Gävle, vilket påpekas i domskälen.

5.4 Långsiktiga risker

De långsiktiga risker som bör bedömas i en MKB för tillståndsprövning av en undermarksdeponi är främst följande:

- De totala utsläppen av potentiellt skadliga ämnen till recipienter via grundvattnet och i relation till recipienternas känslighet och övriga egenskaper
- Utsläppens påverkan av förändringar av grundvattenströmningen orsakade av externa dräneringar/pumpningar eller annan påverkan på det lokala grundvattnet.
- Se vidare avsnitt 5.5!

Vid bedömningen av långsiktiga risker får tidpunkten för när riskerna blir påtagliga en viss roll, t.ex. när förorenande ämnen når biosfären. Detta är en fråga som är svår att värdera för tillsynsmyndigheterna eftersom förutsättningarna för värderingen inte är kända. Spelar det t.ex. någon roll om risken ”uppkommer” om 1 000 år, om 10 000 år eller 100 000 år om nivån på risken då är densamma? Det skall påpekas att dessa frågor i princip gäller oavsett valet av ovanmarks- eller undermarksdeponi och att undermarksalternativet i de flesta fall ändå innebär generellt mindre känslighet än en ovanmarksdeponi. Tidshorisonter bortom början av nästa istid bedöms i dessa sammanhang som orationella att värdera.

Eftersom de aktuella berggrummen innehållit flytande petroleumprodukter uppmärksammas särskilt risken att de petroleumrester som finns kvar i bergmassan kring rummen även efter sanering sprids till omgivningen när grundvattenståndet återhämtats efter avslutad pumpning. I Gävlefallet påpekar domstolen att denna risk inte är en konsekvens av den ansökta verksamheten utan skulle uppkomma även utan denna verksamhet. Med hänsyn till att det finns en god möjlighet att sådan olja binds till fyllnads materialet (RGR) anser domstolen att denna risk inte skall påverka tillåtligheten att fylla med RGR.

I Gävlefallet bedöms några vattentäkter kunna hamna i riskzonen för en framtida påverkan av grundvatten som påverkats av lakvatten vid dess utströmning mot ett våtmarksområde. Denna risk accepteras men skadan måste regleras om den uppkommer.

5.5 Beständighetsfrågor

De beständighetsfrågor som bör behandlas i en MKB för tillståndsprövning av en undermarksdeponi/fyllning är framförallt följande:

- Avfallets/fyllningsmaterialets beständighet m.h.t. vittring och utlakning
- Beständigheten hos injekteringsmedel som eventuellt använts
- Eventuella filtermaterials kapacitet och beständighet
- Igensättningsrisken för eventuell hydraulisk avledning (liksom för ev. filter)
- Risken för penetration av deponi/fyllning genom framtida borrhål och liknande
- Risker att framtida vattentäkter påverkar grundvattnets strömning genom deponi/fyllning

5.6 Kompletterande skyddsåtgärder

I avsnitt 4.7.3 beskrivs anläggningen av hydraulisk avledning och filter. Den mest effektiva användningen av ett filter är just vid en styrd avledning av vattnet såsom via en ort eller ett borrhål. Om en sådan avledning saknas, kan filter anläggas runt avfallet, som en tunn fyllning mellan detta och bergrumsväggen. Hydraulisk avledning kan även ske såsom en lokal avledning – ”kortslutning” – av en vattenförande spricka eller sprickzon t.ex. med hjälp av en dränledning som leder vattnet från en spricka till en annan, eventuellt via ett särskilt dränskikt i bergrummets golv. I vissa fall kan serviceorter och transportorter fungera som dräner som leder grundvattnet förbi det deponerade avfallet. Dessa dräneringsleder kan förstärkas med dränstråk och dränledningar av sprängsten, grus eller liknande och strategiskt placerade borrhål kan användas för att förstärka avledningseffekten.

Även om berggrunden utgör ett gott fysiskt skydd mot påverkan av externa krafter, kan det krävas särskilda åtgärder för att skydda deponin/fyllningen mot påverkan. Det kan gälla administrativa skydd i form av regler om markens användning, främst utformade som förbud att prospektera efter ekonomiska mineral och nyttosten eller att borra efter grundvatten och energi i deponins/fyllningens närmaste omgivning. Som redan påpekats i avsnitt 4.8 bör efterbehandlingen av deponin/fyllningen omfatta avstängning av deponin i form av pluggar av betong i schakt, orter och borrhål samt en viss återfyllning av schakt och orter med sprängsten, jord eller motsvarande, rena massor.

6 KOSTNADER

Kostnaderna för att spränga ut bergrum av den storlek som normalt krävs för en avfallsdeponi bedöms generellt vara för stora för att kunna bäras även av avfall som är klassificerade som farligt avfall. Om man bortser från kostnaderna för förundersökningar, projektering och upphandling samt eventuella anskaffningskostnader för marken och eventuella utgifter/intäkter av utsprängt bergmaterial bedöms initialkostnaderna för att komma ner med en transporttunnel till ca 50 m djup under markytan uppgå till omkring 30-50 Mkr. Därtill kommer kostnader för eventuella schakt, transportramper och borrhål för ventilation och nedpumpning/nedblåsning av avfallet, totalt ca 40 Mkr. Utsprängningskostnaden är beroende av bergart och förekomst av dåligt berg vilket visserligen skall undvikas genom förundersökningarna, men som sällan kan undvikas helt. En typisk utsprängningskostnad ligger på nivån 500 kr/m³ fast berg. Därtill kommer kostnaderna för skyddsåtgärder, transport och kontroll samt övrig drift, säg 25 Mkr. Om anläggningen skall ta emot, t.ex. 500 000 m³, kommer således kostnaden för anläggningen av en ny bergdeponi på mindre djup (ca 50 m) att ligga i intervallet 700-1000 kr/m³ deponivolym.

7 SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

Att utnyttja bergrum i svenskt urberg, vilka inte kan användas för något annat ändamål är en god idé. Det utgör en god hushållning med naturresurser samtidigt som det kan innebära stora miljömässiga och sannolikt även i många fall ekonomiska fördelar.

Även om lokaliseringen av en avfallsdeponi till ett svenskt urberg generellt är fördelaktig relativt en ovanmarksdeponi, bedöms konsekvenserna av en undermarksdeponi ofta inte att bli obetydliga och kommer framförallt att bli kraftigt beroende av lokaliseringen. Framförallt bedöms skillnaden mellan en kustnära lokalisering och en inlandslokalisering att bli stor.

De båda refererade fallen ger inte någon ledtråd för vilken övre gräns som kan tänkas när det gäller vattenomsättningen genom avfall som är deponerat/utfyllt i en undermarksdeponi. Det är inte givet att en sådan gräns skall vara kopplad till motsvarande täthetskrav vid sluttäckning av en ovanmarksdeponi. Denna fråga får en viss relevans när det gäller att bedöma inverkan av sprick- och krosszoner som skär igenom en bergrumsanläggning. Har anläggningen använts för något ändamål tidigare är det naturligt att inläckaget från sådana zoner begränsats genom tätningsåtgärder, men behovet och möjligheterna att nå ned till inläckagenivåer som vid återhämtat grundvattenstånd motsvarar några få liter per m² och år har inte funnits. Eftersom sannolikheten är hög att en bergrumsanläggning interfererar med en vattenförande zon bör man bedöma vilka läckage från sådana zoner som kan vara tillåtliga och vad man kan göra för att minska läckagen. Tättningsinjektering i efterhand? Intern avledning av vatten så att det inte får kontakt med avfallet/fyllningsmaterialet? Avställning av rum med för stor vattenomsättning?

Vid bergdeponier som är lokaliserade nära havet kommer salthalten i lakvattnet normalt inte att bli diskriminerande.

8 REFERENSER

1. Brantberger, M., Dalmalm, T., Eriksson, M. & Stille H. (1998): ”Styrande faktorer för tätheten kring en förinjekterad tunnel”. Kungl. Tekn. Högskolan, Jord- och Bergmekanik, Rapport 3049/98.
2. Elert, M., Lundgren, T., Landin, L., Arnbom, J-O (1999): ”Reviderad konceptuell modell för spridning av petroleumrester runt berganläggningar”. Statens Oljelager, Rapport juni 1999, Dnr 9030-0418/98
3. Lundgren, T. (2008): ”Geologiska och hydrogeologiska förutsättningar för en djupdeponi för kvicksilver på Händelö, Norrköpings kommun” redovisad som underbilaga till bilaga 4 i ”Att slutförvara långlivat, farligt avfall i undermarksdeponi i berg” – betänkande av Utredning om slutförvar av kvicksilveravfall, SOU 2008:19.
4. Naturvårdsverket (1999): ”Slutförvar av kvicksilver”, Naturvårdsverket Rapport 4752.
5. Naturvårdsverket (2003): ”Avveckling av oljelager i oinklädda berggrum”. Naturvårdsverket,
6. Branschfakta, utgåva 2, december 2003.
7. Naturvårdsverket (2009): Personlig kommunikation.
8. Statens offentliga utredningar (2001): ”Kvicksilver i säkert förvar”, SOU 2001:58.
9. Södergren, S., Höglund, L. O., Birgersson, L. och Pers, K. (1997). ”Utsläpp av kvicksilver från slutförvar.” Naturvårdsverket Rapport 4771.
10. Vägverket (2000): ”Tätning av bergtunnlar – förutsättningar, bedömningsgrunder och strategi vid planering och utförande av tätningsinsatser. Vägverket Publikation 2000:101. ISSN 1401-9612.
11. Växjö Tingsrätt, Miljödomstolen (2008): Dom i Mål nr M 552-07, 2008-03-07 meddelad i Växjö.
12. Östersunds Tingsrätt, Miljödomstolen (2009): Dom i Mål nr M 1912-07, 2009-03-12 meddelad i Östersund.

RAPPORTER FRÅN AVFALL SVERIGE 2009

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING

- U2009:01 Verktyg för bättre sortering på återvinningscentraler
- U2009:02 Användning av värmekamera inom avfallshanteringen. Förstudie
- U2009:03 Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar
- U2009:04 Rening av lakvatten, avloppsvatten och reduktion av koldioxid med hjälp av alger
- U2009:05 Energy from waste - An international perspective
- U2009:06 Klimatpåverkan från import av brännbart avfall
- U2009:07 Torrkonservering av matavfall från hushåll
- U2009:08 Alternativa konstruktionsmaterial på deponier. Vägledning
- U2009:09 Viktbaserad renhållningstaxa som styrmedel
- U2009:10 Uppföljning av slaggrusprovvägar
- U2009:11 Detektering och kvantifiering av metangasläckage från deponier
- U2009:12 Avfallshantering på öar och i glesbygd
- U2009:13 Insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion
- U2009:14 Substrathandbok för biogasproduktion
- U2009:15 Fiskhälsa
- U2009:16 Nya lakvatten – Kemisk sammansättning och lämplig behandling
- U2009:17 Inventering av återvinningsbart material i verksamhetsavfall - förstudie
- U2009:18 Energy from waste – Potential contribution to EU renewable energy and CO₂ reduction targets
- U2009:19 Detektering av gas i deponier med resistiviteten

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, BIOLOGISK BEHANDLING

- B2009 Certification rules for compost
- B2009 Certification rules for digestate
- B2009:01 Insamlade mängder matavfall i olika insamlingssystem i svenska kommuner
- B2009:02 Strategiskt arbete med luktproblem vid biologisk behandling
Goda exempel på lösningar vid svenska anläggningar
- B2009:03 Identifiering och riskbedömning av mögelsvampen Neurospora vid avfallsinsamling
- B2009:04 Utvärdering av funktion på slam- och fettavskiljare, Star Bowling, Göteborg

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, DEPONERING

- D2009:01 Övervakning av tätskikt i deponier med impedansspektroskopi
- D2009:02 Behovet av nedströmsskydd ur ett långtidsperspektiv
- D2009:03 Kvalitet i nya deponiers lakvatten – exemplet Fläskebo

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, AVFALLSFÖRBRÄNNING

- F2009:01 Flygaskors egenskaper i våt miljö
- F2009:02 Erfarenheter av miljöpåverkan vid användning av slaggrus som förstärkningslager
- F2009:03 PCB- och dioxininnehåll i svenska avfallsbränslen
- F2009:04 Sammanställning av analysvar från konserveringstest av kondensatvatten
- F2009:05 Deponering eller utfyllnad av bergum med RGR

“Vi är Sveriges största miljörelse. Det är Avfall Sveriges medlemmar som ser till att svensk avfallshantering fungerar - allt från renhållning till återvinning. Vi gör det på samhällets uppdrag: miljösäkert, hållbart och långsiktigt. Vi är 9 000 personer som arbetar tillsammans med Sveriges hushåll och företag.”



Avfall Sverige Utveckling F2009:05

ISSN 1103-4092

©Avfall Sverige AB

Adress Prostgatan 2, 211 25 Malmö
Telefon 040-35 66 00
Fax 040-35 66 26
E-post info@avfallsverige.se
Hemsida www.avfallsverige.se