

# Kommittédirektiv



## Slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall

Dir.  
2005:83

---

Beslut vid regeringssammanträde den 7 juli 2005

### Sammanfattning av uppdraget

En särskild utredare tillkallas för att bidra till ett effektivt genomförande av ett slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall i djupt bergförvar (se prop. 2002/03:117, bet. 2003/04:MJU4, rskr. 2003/04:13). Den särskilda utredaren skall agera som en samordnande aktör för att stödja och samordna arbetet med att ta fram metoder och lämplig kemisk form för sådan deponering. Arbetet att samordna genomförandet skall ske med beaktande av tekniska, miljö- och hälsomässiga, sociala och samhällsekonomiska aspekter.

Om möjligt bör en gemensam lösning uppnås. Utredaren skall därför verka för att en sådan kan utvecklas. Den särskilda utredaren skall vidare samordna arbetet med att ta fram förslag till finansiering och lokalisering av ett förvar.

Den särskilda utredaren skall redovisa till regeringen hur avfallsägarnas arbete fortskrider och vilka initiativ till samverkan som utredaren har tagit. En första delrapportering skall ske senast den 31 maj 2006 avseende förslag till kriterier för det djupa bergförvaret samt förslag till kemisk form för det kvicksilverhaltiga avfallet. Den särskilda utredaren skall lämna en slutlig redovisning av arbetet, med förslag till fortsatt arbete, senast den 31 december 2007.

### Bakgrund

#### *Miljöaspekter och beslut om utveckling av kvicksilveranvändning*

Kvicksilver är en mycket giftig och bioackumulerande metall som kan orsaka omfattande skador på hälsa och miljö. Kvicksilver och dess föreningar, främst metylkvicksilver, har framför allt negativa

effekter på nervsystemet och dess utveckling men även på hjärtskärlsystemet, immunsystemet, reproduktionssystemet samt njurarna. Kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver av naturliga processer och bioackumuleras i näringskedjan. Sverige har infört restriktioner för användning av kvicksilver och även ett exportförbud för kvicksilver samt kemiska föreningar och beredningar där kvicksilver ingår.

Enligt det av riksdagen fastställda miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö (prop. 1997/98:145, bet. 1998/99: MJU6, rskr. 1998/99:183) skall halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön vara nära bakgrundsnivåerna inom en generation. Vidare skall den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen vara nära noll vid samma tidpunkt. Regeringen och riksdagen har därutöver beslutat om en kemikaliestrategi för Giftfri miljö (prop. 2000/01:65, bet. 2000/01: MJU15, rskr. 2000/01:269). Av denna framgår att nyproducerade varor så långt möjligt skall vara fria från kvicksilver senast 2003. Ämnet skall inte heller användas i produktionsprocesser om inte företaget kan visa att hälsa och miljö inte kan komma till skada. Befintliga varor som innehåller kvicksilver skall hanteras på ett sådant sätt att kvicksilvret inte läcker ut i miljön. Målsättningen är att användningen av kvicksilver med vissa undantag skall ha upphört senast 2010.

Regeringen har i propositionen Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp (prop. 2002/03:117) redovisat bedömningen att kvicksilver senast 2015 bör slutförvaras i djupt bergförvar (jämför även Naturvårdsverkets rapport 4752 Slutförvar av kvicksilver och betänkandet Kvicksilver i säkert förvar (SOU 2001:58)). Riksdagen delade regeringens bedömning (bet. 2003/04: MJU4, rskr. 2003/04:13). Till skillnad från ytlig förvaring bedöms ett djupt bergförvar isolera det kvicksilverhaltiga avfallet från biosfären under mycket långa tidsrymder och kan utformas så att kommande generationer inte behöver belastas med underhålls- och tillsynsansvar.

#### *Kvicksilvermängder aktuella för slutförvar*

Till följd av pågående och tidigare användning kommer det 2010 att finnas stora mängder kvicksilverhaltigt avfall som måste tas om hand och förvaras på ett säkert sätt. Gränsvärden för vilket kvick-

silverhaltigt avfall som skall omfattas av bestämmelserna om ett slutförvar är satta med hänsyn till att så stor andel som möjligt av det kvicksilverhaltiga avfallet skall omfattas. Tidigare utredningar har visat att 60 procent av den totala mängden kvicksilver finns i avfall med kvicksilverhalter över 1 procent. Sätter man en undre gräns vid en kvicksilverhalt av 0,1 procent omfattas ca 75 procent av den totala mängden kvicksilver som finns i avfall. Resterande mängd är till övervägande del utspädd i mycket stora avfallsvolymer. De avfallsägare som framför allt berörs är Boliden AB, Sydkraft SAKAB AB, Hydro Polymers AB och Akzo Nobel Base Chemicals.

För närvarande uppgår Bolidens lagrade avfall med en kvicksilverhalt överstigande en procent till ca 8 000 ton, vilket motsvarar cirka 330 ton kvicksilver. Därutöver tillkommer enligt kretsloppspropositionen (2002/03:117) årligen 400 ton avfall, som innehåller drygt 20 ton kvicksilver. Mängden kvicksilver från kloralkaliindustrin (Hydro Polymers AB och Akzo Nobel Base Chemicals) bedöms 2010 vara 400 ton kvicksilver. SAKAB:s lager av kvicksilverhaltigt avfall uppgår för närvarande till ca 2 000 ton, varav ca 1 000 ton har en kvicksilverhalt över en procent. Mängden kvicksilver i SAKAB:s avfall uppskattas till 80 ton. Därutöver förvarar SAKAB ca 30 ton kvicksilver från 1 800 ton batterier som nu är under upparbetning. I dagsläget är ca 600 ton av batterierna upparbetade. Det tillkommer vidare 50–100 ton kvicksilverhaltigt avfall varje år. Naturvårdsverket har uppskattat att det finns ett stort dolt lager av varor och produkter i samhället som innehåller kvicksilver. Dessa skall successivt fasas ut och tas om hand. Cirka två ton kvicksilver per år omsätts i tillåtna användningar i övrigt. Vidare finns det kvicksilverhaltigt avfall som innehåller mindre än en procent kvicksilver.

Sammanfattningsvis kommer det 2010 att finnas uppskattningsvis 15 000 ton kvicksilverhaltigt avfall med en högre halt kvicksilver än en procent. Det skulle motsvara 1 100 ton kvicksilver. Vidare skulle det finnas 51 000 ton avfall med en kvicksilverhalt om 0,1–1 procent kvicksilver, vilket skulle motsvara ca 300 ton kvicksilver. För tiden efter 2010 skulle Boliden AB möjligen kunna fortsätta att tillföra förvaret 20 ton kvicksilver om året, beroende på att malm naturligt kan innehålla kvicksilver. I övrigt skulle den årliga tillförseln bli mycket låg, eftersom man hoppas att insamlingskampanjer då har fångat upp vad som rimligen kan fångas upp

av det ”dolda lagret” i samhället. Återstående tillåten kvicksilveranvändning skall ske i slutna kretslopp.

*Vilket kvicksilverhaltigt avfall skall förvaras i djupt bergförvar?*

Enligt 21 c och 21 d §§ avfallsförordningen (2001:1063) i dess lydelse fr.o.m. den 1 augusti 2005 skall avfall som innehåller minst 0,1 viktprocent kvicksilver och som inte är slutligt deponerat i enlighet med tillstånd meddelat med stöd av miljöbalken eller föreskrifter meddelade med stöd av balken senast den 1 januari 2015 bortskaffas genom djupt bergförvar. Från och med 2010 införs en dispensmöjlighet som innebär att Naturvårdsverket i det enskilda fallet får medge dispens om föreskrivet bortskaffningsförfarande framstår som oskäligt. Om avfallet innehåller mer än 1 viktprocent kvicksilver får dispens medges endast om det finns synnerliga skäl eller om det är fråga om så små mängder avfall att föreskrivet bortskaffningsförfarande framstår som uppenbart oskäligt. Att en dispensmöjlighet införs först 2010 beror på att en skälighetsavvägning förutsätter att de närmare förutsättningarna för ett djupt bergförvar är klara.

En anläggning för permanent lagring av kvicksilveravfall med minst 0,1 viktprocent kvicksilver i djupt bergförvar kräver tillstånd från miljödomstol

*Behovet av en utredning*

En stabil form som är lämplig för förvaring i djupt bergförvar kräver någon form av bearbetning av avfallet. Varken Naturvårdsverkets rapport 4752 Slutförvar av kvicksilver eller betänkandet Kvicksilver i säkert förvar (SOU 2001:58) tar dock ställning till någon särskild metod utan hänvisar i frågan till avfallsägarnas bedömning.

Det avfall med mer än 0,1 procent kvicksilver som kommer att finnas 2010 har olika kemisk form. Kloralkaliindustrins avfall (Hydro Polymers AB och Akzo Nobel Base Chemicals) är metalliskt kvicksilver och motsvarar knappt en tredjedel av kvicksilvret. Boliden AB:s kvicksilver motsvarar drygt hälften av kvicksilvret och finns i stora mängder avfall som utöver kvicksilver även innehåller koppar, arsenik, zink, bly och kadmium. Åter-

stående mängd kvicksilver (i huvudsak SAKAB:s kvicksilver) återfinns även det i stora mängder avfall.

I enlighet med principen om förorenarens ansvar bör berörda avfallsägare bära ansvaret för att ett djupt bergförvar kommer till stånd. Företagen bör bl.a. ta ställning till metod och lämplig kemisk form för deponering i ett djupt bergförvar. Företrädesvis bör avfallsägarna samarbeta om en gemensam lösning. En samordnande aktör behövs dock för att samordna arbetet, detta gäller inte minst frågan om finansiering och lokalisering av ett förvar. I uppdraget ingår därför att den särskilda utredaren skall stödja avfallsägarnas arbete med att ta fram metod och lämplig kemisk form för deponering i djupt bergförvar.

Det kan vara lämpligt att avfallsägarna i ett första skede tar fram förslag till lämplig kemisk form för det kvicksilverhaltiga avfallet och andra kriterier för ett djupt bergförvar som skall vara säkert för miljön och stabilt på lång sikt. Den särskilda utredaren skall därför i första skedet samordna framtagandet av dessa förslag och lämna dessa i en delrapport.

### Uppdraget

En särskild utredare tillkallas för att effektivt bidra till avfallsägarnas genomförande av ett slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall i djupt bergförvar. Den särskilda utredaren skall utgå från propositionen Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp (prop. 2002/03:117, bet. 2003/04:MJU4, rskr. 2003/04:13) samt 21 c och 21 d §§ avfallsförordningen (2001:1063) i dess lydelse fr.o.m. den 1 augusti 2005. Vidare skall utredaren särskilt beakta tekniska, miljö- och hälsomässiga, sociala och samhällsekonomiska aspekter på anläggandet av ett djupt bergförvar.

Utredaren skall i ett första skede stödja och samordna avfallsägarnas arbete med att utreda vilka alternativa metoder och lämpliga kemiska former som krävs för deponeringen. Därutöver skall utredaren stödja och samordna avfallsägarnas arbete med att ta fram och verifiera kriterier för det djupa bergförvaret när det gäller bl.a. miljömässig säkerhet och långsiktig stabilitet. Om enighet inte kan nås skall utredaren förorda en eller flera lämpliga metoder.

Den särskilda utredaren skall verka för att berörda avfallsägare överväger möjligheten till gemensamma lösningar och samordna

avfallsägarnas arbete med att lämna förslag till finansiering och lokalisering av förvaret.

Utredaren skall vidare i tidsplaneringen av sitt arbete beakta att en anläggning för permanent lagring av kvicksilveravfall med minst 0,1 viktprocent kvicksilver i djupt bergförvar kräver tillstånd från miljödomstol. Utredaren skall i sitt arbete särskilt beakta miljöbalkens hänsynsregler samt de krav på alternativredovisningar som lagstiftningen ställer.

### Arbetets genomförande och tidsplan

Den särskilda utredaren skall genomföra sitt arbete i samarbete med berörda avfallsägare. Utredaren skall vidare samverka med Naturvårdsverket samt föra en dialog med andra berörda myndigheter och relevanta intresseorganisationer. Vad gäller metoder, kriterier och riskbedömningar för ett djupt bergförvar skall relevant expertis tillfrågas. När det gäller lokalisering av förvaret skall utredaren samråda med Sveriges kommuner och landsting samt aktuella kommuner.

I arbetet skall hänsyn tas till slutsatser i Dialogprojektet (SKI TR 93:34-36). Utredaren skall i sitt arbete med framtagande av kriterier för såväl metodval och lokalisering prioritera processer där olika intressenter, såväl nationella som lokala, har möjlighet att aktivt delta på ett tidigt stadium. Utredaren skall utvärdera och vidareutveckla Naturvårdsverkets förslag till lokaliseringsfaktorer för ett slutförvar (Naturvårdsverkets rapport 4752 Slutförvar av kvicksilver).

Den särskilda utredaren skall bedöma och redovisa vilka miljömässiga och samhällsekonomiska effekter förslagen kan få.

Den särskilda utredaren skall rapportera till regeringen hur avfallsägarnas arbete fortskrider och vilka initiativ till samverkan som utredaren har tagit. En första delrapportering skall ske senast den 31 maj 2006 när det gäller förslag till kriterier för det djupa bergförvaret samt förslag till kemisk form för det kvicksilverhaltiga avfallet. Den särskilda utredaren skall lämna en slutlig redovisning av arbetet, med förslag till fortsatt arbete, senast den 31 december 2007.

(Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet)

# Kommittédirektiv



**Tilläggsdirektiv till Utredningen om slutförvar  
av kvicksilverhaltigt avfall (M 2005:02)**

**Dir.  
2007:31**

Beslut vid regeringssammanträde den 1 mars 2007

## Sammanfattning av uppdraget

Utredaren skall aktivt medverka till att ta fram en kostnadsbedömning för byggande och drift av slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall på olika platser i Sverige. Olika lösningar som ökar kostnadseffektiviteten bör undersökas, exempelvis samordning med annan industri- eller förvaringsverksamhet.

Utredaren skall i det sammanhanget också analysera om det finns annat farligt och långlivat avfall för vilket ett djupförvar skulle vara miljömässigt motiverat. Samhälls- respektive företags-ekonomiska för- och nackdelar med ett breddat djupförvar skall redovisas, inklusive hur kostnadsbilden förändras för innehavare av kvicksilverhaltigt avfall.

Utredaren skall även beskriva vilka alternativa lösningar för förvaret som finns att tillgå i Norden och inom EU samt jämföra dessa med möjliga lösningar i Sverige.

## Bakgrund

Kvicksilver är en mycket giftig och bioackumulerande metall som kan orsaka omfattande skador på hälsa och miljö. Regeringen har i propositionen Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp (prop. 2002/03:117) redovisat bedömningen att kvicksilver senast 2015 bör slutförvaras i djupt bergförvar (jämför även Naturvårdsverkets rapport 4752 Slutförvar av kvicksilver och betänkandet Kvicksilver i säkert förvar [SOU 2001:58]). Riksdagen delade regeringens bedömning (bet. 2003/04:MJU4, rskr. 2003/04.13). Till skillnad från ytlig förvaring bedöms ett djupt bergförvar isolera det

kvicksilverhaltiga avfallet från biosfären under mycket långa tidsrymder och kunna utformas så att kommande generationer inte behöver belastas med underhålls- och tillsynsansvar.

Regeringen har tillkallat en särskild utredare (dir. 2005:83) med uppgift att bidra till ett effektivt genomförande av ett slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall i djupt bergförvar. Enligt direktiven skall utredaren agera som en samordnande aktör för att stödja arbetet med att ta fram metoder och lämplig kemisk form för sådan deponering. Därutöver skall utredaren bl.a. stödja och samordna avfallsägarnas arbete att ta fram och verifiera kriterier för det djupa bergförvaret när det gäller miljömässig säkerhet och långsiktig stabilitet. Utredaren skall även verka för att berörda avfallsinnehavare överväger möjligheter till gemensamma lösningar samt former för organisation och finansiering. Ett delbetänkande har lämnats i juni 2006 med bl.a. förslag till kriterier för det djupa bergförvaret samt förslag till kemisk form för det kvicksilverhaltiga avfallet. En slutlig redovisning av arbetet, med förslag till fortsatt arbete, skall lämnas senast den 31 december 2007.

Sedan utredningen påbörjades har arbetet med att analysera och utreda slutförvarsfrågans praktiska genomförande pågått hos berörda avfallsägare - Boliden AB, SAKAB AB samt Eka Chemicals AB och Hydro Polymers AB – i samråd med utredningen och berörda myndigheter.

Boliden AB innehar ca hälften av Sveriges kvicksilveravfall och kommer vid fortsatt gruvbrytning och smältverkshantering att inneha huvuddelen av Sveriges tillkommande kvicksilveravfall. Enligt delbetänkandet har Boliden AB för sin speciella situation dragit slutsatsen att man inte ser några fördelar att deponera sitt kvicksilveravfall i en för svensk industri gemensam anläggning. Företaget utreder därför i dag möjligheterna att slutligt deponera sitt kvicksilveravfall samt annat liknande farligt avfall samordnat med sin gruvverksamhet i Västerbotten.

För att kunna deponera övrigt kvicksilverhaltigt avfall i svensk berggrund krävs därför att man bygger ytterligare en anläggning. Då Boliden AB enligt sin planering inte kommer att bidra till finansieringen blir kostnaderna för övriga avfallsägare högre jämfört med ett gemensamt förvar.

Av delbetänkandet framgår att Sveriges klor-alkaliföretag, Eka Chemicals AB i Kungälv och Hydro Polymers AB i Stenungsund, har avvecklat respektive kommer att avveckla sina kvicksilverprocesser. Företagens planering ansluter till det förslag till export-



förbud samt säker lagring av metalliskt kvicksilver som EG-kommissionen presenterade i oktober 2006 och som bygger på en preliminär överenskommelse om säker transport och lagring mellan klor-alkaliindustrins samarbetsorganisation Eurochlor och kommissionen.

Eka Chemicals AB har ansökt om tillstånd att få lagra sitt existerande innehav av metalliskt kvicksilver vid företaget i Kungälv medan Hydro Polymers avfall i Stenungsund kommer att behöva tas om hand när processen läggs ner 2010.

SAKAB AB behandlar och innehar olika typer av kvicksilverhaltigt avfall. Avfall med halter över 0,1 procent samt i metallisk form mellanlagras för närvarande vid SAKAB AB:s anläggningar i Kumla. Enligt delbetänkandet är önskemålet från företags sida att föra ut en betydande del av detta avfall för deponering i tyska saltgruvor.

### Gällande regler

Enligt 21 c och 21 d §§ avfallsförordningen (2001:1063) i dess lydelse fr.o.m. den 1 augusti 2005 skall avfall som innehåller minst 0,1 viktprocent kvicksilver och som inte är slutligt deponerat i enlighet med tillstånd meddelat med stöd av miljöbalken eller föreskrifter meddelade med stöd av balken senast den 1 januari 2015 bortskaffas genom djupt bergförvar. Från och med 2010 införs en dispensmöjlighet som innebär att Naturvårdsverket i det enskilda fallet får medge dispens om föreskrivet bortskaffningsförfarande framstår som oskäligt. Om avfallet innehåller mer än 1 viktprocent kvicksilver får dispens medges endast om det finns synnerliga skäl eller om det är fråga om så små mängder avfall att föreskrivet bortskaffningsförfarande framstår som uppenbart oskäligt. Att en dispensmöjlighet införs först 2010 beror på att en skälighetsavvägning förutsätter att de närmare förutsättningarna för ett djupt bergförvar är klara.

En anläggning för permanent lagring av kvicksilveravfall med minst 0,1 viktprocent kvicksilver i djupt bergförvar kräver tillstånd från miljödomstol.

## Utredningsbehovet

### *Klor-alkaliindustrins överskott av kvicksilver – förslag till ny EG-lagstiftning*

För klor-alkaliindustrin innebär EG-kommissionens förslag till ny förordning att överskott av kvicksilver från denna industri skulle kunna tas om hand som flytande kvicksilver i stålbehållare som deponeras i saltgruvor eller mellanlagras i särskilda förvar, bl.a. i avvaktan på att teknik tas fram för att stabilisera produkten. Förhandlingar mellan rådet och Europaparlamentet om kommissionens förslag kommer att inledas i mars 2007.

Möjligheten att garantera tillräcklig säkerhet för deponerat kvicksilver i flytande form liksom frågan om det kan finnas andra geologiska formationer som lämpar sig för förvar blir nyckelfrågor i förhandlingarna. Enligt kommissionens förslag krävs att säkerheten för hälsa och miljö vid deponering av flytande kvicksilver, särskilt under mycket långa tider framåt, behöver redovisas för myndigheternas bedömning. Detta kan även gälla vid deponering av avfall med högt innehåll av kvicksilver där det i dag kan finnas begränsningar beträffande högsta halt vid mottagning. Den föreslagna lagstiftningen aktualiserar även frågor som rör mellanlagring av kvicksilveravfall.

### *Avfallets behandling - ökade satsningar önskvärda*

Samhällets krav på avfallets behandling och lämplig kemisk form vid deponering är en grundläggande fråga för slutförvarets miljömässiga säkerhet. Behov av forskning och teknikutveckling mot kostnadseffektiva lösningar har förstärkts, inte minst genom ny EU-finansierad forskning inom området. Utöver frågor som rör stabilisering av avfallet är det viktigt att utreda teknik för direktdeponering av kvicksilverhaltigt avfall och samspel med omgivande naturliga eller tillverkade barriärer.

### *Möjligheter till kostnadseffektivare lagring i svensk berggrund*

I tidigare utredningar har kostnaderna för att lokalisera, bygga och driva ett svenskt djupförvar uppskattats vara väsentligt högre än för t.ex. deponering i tyska saltgruvor. Kostnadsunderlaget är dock

osäkert och kan variera högst väsentligt beroende på hur slutförvaringen kan komma att utformas. De uppskattningar som hittills gjorts kan heller inte på ett godtagbart sätt användas som underlag för en avvägning mellan miljönytta och kostnader. Det krävs därför ett mer konkret och detaljerat underlag innan ett ställningstagande till eventuella investeringar för förvaret kan göras.

Enligt gällande direktiv skall utredaren ha en stödjande och samordnande roll medan avfallsägarna själva förväntas ta fram ett fördjupat underlag kring djupt bergförvar, t.ex. en inventering av förvarsplatser samt en säkerhetsbedömning av platserna. Med hänsyn till att avfallsägarnas möjligheter och incitament förändrats sedan utredningen startade, bör utredaren fortsättningsvis mer aktivt medverka till att ett sådant underlag tas fram.

Hittills har främst kvicksilverhaltigt avfall varit föremål för samhällets utredningar om slutförvar. Det kan emellertid finnas annat farligt och långlivat avfall för vilket ett djupt bergförvar också skulle kunna vara väl motiverat för att långsiktigt skydda människa och miljö. En sådan breddad avfallsbas för ett svenskt djupförvar kan reducera kostnaderna för innehavare av kvicksilverhaltigt avfall, varför det är angeläget att utredningen ges tilläggsdirektiv om att studera denna möjlighet.

Den fortsatta dialogen med berörda avfallsägare bör även vinna på utarbetande av ett breddat beslutsunderlag som belyser möjligheter och svårigheter med alternativa slutförvar, i Norden och inom EU, på kortare och längre sikt. Det vore bland annat värdefullt att dokumentera och jämföra miljö- och hälsomässig säkerhet, kommande generationers ansvar för underhåll och tillsyn, kostnadseffektivitet vid transport och lagring samt rättsliga ansvarsförhållanden för de olika alternativen.

## Uppdraget

Utredaren skall aktivt medverka till att ta fram en kostnadsbedömning för byggande och drift av slutförvar av kvicksilverhaltigt avfall på olika platser i Sverige. Exempelvis bör utredaren vid behov initiera nödvändiga konsultstudier för säkerhetsbedömning av möjliga förvarsplatser och för detaljerade ekonomiska analyser av etablering och drift. Olika lösningar som ökar kostnadseffektiviteten bör undersökas, exempelvis samordning med annan industri- eller förvaringsverksamhet.

Utredaren skall i det sammanhanget också analysera om det finns annat farligt och långlivat avfall för vilket ett djupförvar skulle vara miljömässigt motiverat, exempelvis avfall som innehåller asbest, kadmium, bly eller sexvärt krom. Berörda avfallsägare och aktuella avfallsvolymer skall identifieras. Samhälls- respektive företagsekonomiska för- och nackdelar med ett breddat djupförvar skall redovisas, inklusive hur kostnadsbilden förändras för innehavare av kvicksilverhaltigt avfall.

Utredaren skall även beskriva vilka alternativa lösningar för förvaret som finns att tillgå i Norden och inom EU samt jämföra dessa med möjliga lösningar i Sverige. I jämförelsen skall bl.a. ingå graden av miljö- och hälsomässig säkerhet, kommande generationers ansvar för underhåll och tillsyn samt kostnadseffektivitet vid transport och lagring. Det skall också beskrivas vilka rättsliga ansvarsförhållanden som gäller mellan avfallsinnehavare, slutförvarsinnehavare och staten i de olika alternativen. Analysen bör ha ett kortsiktigt (ca 50 år) och ett långsiktigt (över 1000 år) perspektiv.

Arbetet skall genomföras i samråd med berörda myndigheter och avfallsinnehavare. Slutlig redovisning av uppdraget skall lämnas senast den 31 december 2007.

(Miljödepartementet)

# Bolidens planer till följd av lagens krav på djupdeponering av kvicksilveravfall – Lägesrapport, december 2007

Michael Borell  
Boliden Mineral AB

## Innehåll

<b>Allmänt.....</b>	<b>103</b>
<b>1 Bolidens avfallsgenererande processer – historiskt och framåt .....</b>	<b>103</b>
1.1 Avfall som genereras i dagens verksamhet .....	104
1.2 Äldre avfall.....	108
<b>2 Rönnskärs deponeringsstrategi.....</b>	<b>110</b>
2.1 Deponifrågan – kort historisk tillbakablick .....	110
2.2 Rönnskärs nya deponeringsstrategi för farligt processavfall 2005.....	111
2.3 Strategins huvudpunkter.....	111
2.4 Bakgrund och kommentarer till den nya strategin.....	112
<b>3 Avfallets behandling och förpackning .....</b>	<b>114</b>
3.1 Behandling .....	114
3.2 Förpackning.....	115
<b>4 Djupdeponi – utförande och drift.....</b>	<b>116</b>
4.1 Allmänt om djupdeponering .....	116
4.2 Lokalisering och huvudalternativ .....	116

4.3	Utformning av gruvalternativet – Åkulla.....	119
4.3.1	Förutsättningar .....	119
4.3.2	Utnyttjande av ramper och brytningsrum .....	120
4.3.3	Tillkommande strukturer i anläggningen.....	122
4.4	Utformning av ett Rönnskärsalternativ .....	122
4.4.1	Förutsättningar och grundläggande principer .....	122
4.4.2	Ramp och andra transportvägar .....	123
4.4.3	Deponirum .....	124
4.4.4	Omhändertagande och rening av lakvatten (Åkulla + Rönnskär).....	125
4.4.5	Stängning av deponin (Åkulla + Rönnskär)..	126
4.5	Drift av djupdeponin (Åkulla + Rönnskär) .....	127
4.5.1	Allmänna förutsättningar .....	127
4.5.2	Öppning och tömning av tillfälliga avfallslager .....	127
4.5.3	Transport av avfallet till deponin.....	129
4.5.4	Omhändertagande och inpackning av avfallet i deponin.....	130
4.5.5	Minskning/styrning vattenomsättningen i det deponerade avfallet eller anläggning av barriärer .....	131
4.5.6	Omhändertagande och rening av lakvatten....	131
4.5.7	Stängning och försegling av deponin.....	131
<b>5</b>	<b>Miljö- och säkerhetsaspekter .....</b>	<b>132</b>
5.1	Allmänt.....	132
5.2	Behandlingen av avfallet innan det deponeras .....	132
5.3	Spridningen av föroreningar från deponin – omfattning och möjliga vägar .....	133
5.4	Exponering för föroreningar från deponin .....	134
5.5	Risker i samband med transporten av avfallet .....	135
5.6	Möjliga skyddsåtgärder .....	135
5.7	Skillnader mellan gruvalternativet och Rönnskärsalternativet.....	136
<b>6</b>	<b>Tidplaner .....</b>	<b>136</b>
<b>7</b>	<b>Kostnader .....</b>	<b>137</b>
<b>7</b>	<b>Slutord .....</b>	<b>138</b>

## Allmänt

Vid Rönnskärsverken utvinns koppar, bly, guld, silver, zinkklinker och flera biprodukter som t.ex. svavelsyra och flytande svavel-dioxid. Råvaran är mineralkoncentrat från gruvor och olika återvinningsmaterial, bland annat elektronikskrot. Rönnskär är en av världens största anläggningar för återvinning av koppar, guld och zink. Av den totala metallproduktionen har 25 procent koppar, 40 procent guld och 75 procent av zinken sitt ursprung från återvinningsmaterial. Rönnskär är i dag ett av världens effektivaste och mest miljöanpassade smältverk.

Smältverket byggdes 1928-30 för att processa den malm som hittades i Boliden 1924 – starten för Bolidenbolaget. Antal anställda är cirka 860. Nuvarande miljötillstånd utfärdades av Koncessionsnämnden för Miljöskydd 1998. Arbete med att ta fram en ny tillståndsansökan för omprövning av verksamheten i Miljödomstol pågår. I denna ansökan kommer slutdeponering i djupt bergförvar att ingå.

### 1 Bolidens avfallsgenererande processer – historiskt och framåt

De volymmässigt största avfallen som genereras på Rönnskär är slagg som bildas vid kopparsmältningen respektive blysmältningen. Eftersom dessa avfall ej är aktuella för djupdeponering kommer de endast att nämnas i förbigående i denna rapport. Redovisningen koncentreras på de övriga typer av avfall som innehåller kvicksilver eller i övrigt är klassade som farliga avfall och omfattas av Rönnskärs deponeringsstrategi.

Processavfall uppstår i smältverket på grund av att malmer och smältmaterial i varierande grad innehåller föroreningar som t.ex. As, Cd, Hg, Sb och Bi. I reningsprocesserna avskiljs föroreningarna som deponiavfall i form av stoft eller slam. Cirka 8 000 ton processavfall uppkommer årligen och lagras på industriområdet, varav 5 procent har en kvicksilverhalt över 1 procent. Totalt finns lagrat drygt 250 000 ton processavfall, klassat som farligt, varav cirka 7 000 ton med Hg-halt 1–10 procent. 51 000 ton med Hg-halt 0,1–1 procent, varav 25 000 ton med Hg-halt cirka 0,1 procent.

Mängder, metallinnehåll och lagringsplats för avfallen, exkl. kopparslagg, redovisas i tabell 1.

Tabell 1 Fallande och historiska processavfall som lagras på Rönnskär

Processavfall som genererats t.o.m. 2006								
Material	Lagrad mängd ton torrsvikt	Typanalyser (%)						Deponi-klass*
		Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd	
F1-stoft	77 503	0,3	17	42	1	<0,01	0,4	1
K1-stoft	60 036	1	14	28	1	<0,01	1,4	1
Rostugnsstoff fr.o.m. -94	4 893	13	1,1	1,3	6	5	0,004	1
Gasreningsslam	2 887	4	2	40	1,2	3	0,08	1
Aktivt kol	944	0,04	-	0	0,2	4	<0,01	1
Selenfiltermassa	109	-	-	-	0,1	3		1
Kalkslam fr. reningsverk	58 668	0,01	0,8	0,02	0,04	0,002	0,002	2
SUMMA	146 372							

Äldre restprodukter/processavfall från tidigare produktion								
Material	Lagrad mängd ton torrsvikt	Typanalyser (%)						Deponi-klass*
		Cu	Zn	Pb	As	Hg	Cd	
Blykaldoslam	20 000	0,6	9	13	4	0,01	2	1
Vätverksslam (torrt)	13 600	3	0,6	6,5	24	0,45	0,04	1
Kalkslam fr. arsenikverk	10 700	0,7	0,3	1,3	45	0,08	0,01	1
Selenrostgods	7 100	2	1	8	5	0,09	0,06	1
Rostugnsstoff 1975-93	1 270	0,1	0,02	0,02	70	0,1	0,001	1
Rostugnsstoff före 1975	3 100	6	3	4	17	0,8	0,02	1
Sulfidslam	25 000	3	10	6	20	0,3	0,6	1
Vätverksslam (vått)	4 000	4	1,3	3	28	0,8	0,01	1
V-selen slam	70	0,3	0,1	1,5	39	7	0,003	1
Slam från östra dammen	22 800	1,3	5,4	4,5	5	0,1	0,9	1
SUMMA	107 640							

### 1.1 Avfall som genereras i dagens verksamhet

#### Slagg från kopparhytta resp. flashugn, inert avfall, som nyttiggörs eller upparbetas

Den stora mängden processavfall som uppstår på Rönnskär är slagg från kopparhyttan/fumingverket och flashugnen. Totalt rör det sig om cirka 420 000 ton per år, där 60 procent av mängden härrör från hyttan och resten från flashugnen. Slaggen som bildas består huvudsakligen av järn och kisel. Järnet ingår som ett av grund-



ämnena i kopparkoncentraten och kisel tillsätts i form av ren kvartssand. Slaggen som bildas blir en svart glasartad förening som är mycket stabil mot utlakning. Slaggen från kopparhyttan förs över till fumingverket där den renas från koppar, bly och zink varefter den granuleras i vatten så att en sand bildas i fraktionen 0,5-3 mm. Den granulerade slaggen marknadsförs för byggändamål under namnet järnsand och praktiskt taget all denna slaggg nyttiggörs på detta sätt. Ingen sådan slagge deponeras för närvarande.

Flashslaggen kyls ner, krossas och sänds till anrikning i Boliden för utvinning av koppar. Kopparkoncentratet sänds till Rönnskär medan avfallet från flotationen deponeras på sandmagasin.

### **Blyslag från blyprocessen, farligt avfall, recirkuleras**

Blyslag genereras vid blyproduktionen i kaldoverket. Slaggen har basisk karaktär och innehåller cirka 25 procent CaO, 4 procent Pb och 17 procent Zn. Slaggen går till ramp för kylning. Därefter krossas den och matas in i fumingverket i syfte att utvinna Zn-innehållet. cirka 13 000 ton per år uppstår, hela mängden recirkuleras.

### **Sulfidslam från processvattenreningsverket, farligt avfall, recirkuleras**

I vattenreningsverket behandlas tungmetallförorenade processvatten samt regn- och spolvatten. I reningsverket utfälls tungmetaller, neutraliseras syra och utfälls fluorider genom kalkslam.

I första reningssteget fälls tungmetaller med sulfid, som fällningskemikalie används grönlut från massaindustrin. Slammet avskiljs genom sedimentering i förtjockare. Vattnet behandlas sedan i ett andra steg med kalk, varvid gips och kalciumfluorid utfälls. Fällningen avskiljs i en sättningsbassäng. Det renade vattnet utleds via avlopp eller en utjämningsbassäng, Östra Dammen, till havet. Det uppkomna sulfidslammet återförs in i kopparsmältverket (rostugnen) för återvinning av värdemetallerna. Sulfidslammet innehåller bl.a. cirka 25 procent Zn och 0,3 procent Hg. cirka 4 400 ton per år uppstår, hela mängden recirkuleras.

### **Kalkslam från processvattenreningsverket, icke farligt avfall, slutdeponeras på Rönnskär**

Kalkslam uppkommer vid det sekundära fällningssteget i processvattenreningsverket.

Fluor fälls ut som kalciumfluorid och dessutom sker utfällning av gips.

Slammet avsätts i den s.k. Norra dammen vid vattenreningsverket, avvattnas i en intilliggande damm och deponeras slutligt på Deponiplats 16. Slammet innehåller cirka 20 procent, F 4 procent, S 10 procent, Zn 0.8% samt övriga metaller i halter <0,05 procent. För närvarande cirka 3 000 ton tills vidare per år.

### **Gasreningsstoft från kopparverket (K1) och Fumingverket (F1), farligt avfall, lagras**

I kopparverket och fumingverket uppkommer två typer av gasreningsstoft. Det ena stoftet uppkommer i konvertrarnas gasrening (K1), det andra vid fumingverkets gasrening (F1). Dessa stoft innehåller låg Hg-halt, <0,01 procent. En utredning som gjordes 2005 visar att F1-stoft kan till viss del återföras till blyprocessen, men denna recirkulation har ej påbörjats. På grund av sitt föroreningsinnehåll kan F1-stoftet dock ej återföras helt. En fullständig återföring skulle medföra ett för högt föroreningsstryck, vilket i sin tur skulle medföra oacceptabla halter av föroreningar i färdigprodukter. K1-stoftet innehåller alltför höga föroreningshalter och kan ej recirkuleras. F1- och K1-stoft måste därför huvudsakligen avlänkas och deponeras. cirka 8 000 ton tills vidare per år.

Stora ansträngningar har gjorts för att hitta alternativa lösningar till den lagring som sker. Två alternativ, avyttring och upparbetning, har noggrant utretts. Avyttring av F1-stoft gjordes under 1998–2001 till ett blysmältverk i England men upphörde då det lades ner. I avvaktan på slutlig deponering lagras K1/F1.

Stoftet samlagras på ”Deponi 27”. Lagerplatsen ligger på en asfaltplatta försedd med brunnar för uppsamling lakvatten. Vid behov töms brunnarna med sugbil och vattnet transporteras till reningsverket. Den aktiva delen av deponin skyddas av ett rörligt tält för att förhindra diffus damning. När utrymmet under tältet har fyllts, flyttas tältet och stoftet täcks omedelbart med granulerad

slagg. När en större del är täckt med granulerad slagg, sker täckning med butylgummiduk eller bentonitmatta för att förhindra att nederbörd tränger in i avfallet. Överst läggs ett lager med matjord som besås med gräs.

### **Rostugnsstoff från kopparverket, farligt avfall, lagras**

Stoftet uppkommer i virvelbäddsugnens gasreningssystem (rostugnsstoff). Det lagras helt slutet i betongsilo (magasin 11) i avvaktan på slutlig deponering. I rostugnen avgår till stor del kopparsligernas As- och Hg-innehåll. Rostugnsstoffet innehåller cirka 3–10 procent Hg och 5–20 procent As. För närvarande cirka 200 ton tills vidare per år.

### **Gasreningsslam från svavelproduktverk och reningsverk, farligt avfall, lagras**

Slammet avskiljs i svavelproduktverkens gasreningssystem, s.k. våtelektrofilterslam och i reningsverkets processvattenbassäng där det suggs upp, avvattnas och lagras inför slutlig deponering. Slammet innehåller cirka 40 procent Pb och 3 procent Hg. En av Boliden genomförd utredning visar att det inte finns någon möjlighet till upparbetning av detta slam. För närvarande cirka 300 ton tills vidare per år.

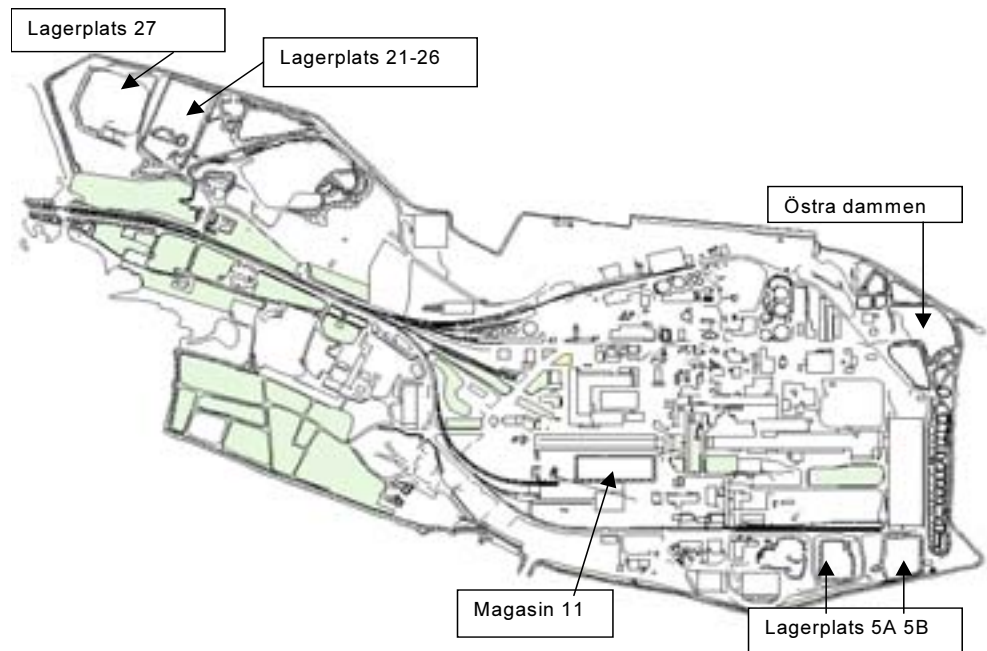
Lagerplatserna är försedda med en tät botten av butylgummiduk. Då lagervolymen efterhand fylls ut, påläggs ett tätskikt av butylgummi och ett skyddsskikt av matjord som besås med gräs.

Lakvatten från deponin uppsamlas i separata brunnar. Brunnarna töms vid behov och lakvattnet transporteras till reningsverket.

### **Filtermassor från svavelproduktverken, farligt avfall, lagras**

Aktivt kol, selenfiltermassa, kontaktmassa och keramiska fyllkroppar lagras i storsäck och plasttunnor i magasin 11 i avvaktan på slutlig deponering. Materialen byts relativt sällan, fyllkroppar vart 10:e och övriga material vart 4:e till 5:e år, varför den lagrade mängden är begränsad. cirka 20 ton tills vidare var 5:e år.

Figur 1 Lagerplatser för processavfall, klassat som farligt avfall, som ej slutdeponerats



## 1.2 Äldre avfall

Nedanstående avfallsfraktioner har genererats i numera nedlagda processer och lagras i väntan på slutlig deponering. Samtliga avfall är klassade som farligt avfall, klass 1.

### Blykaldoslam

Ett avfall som uppkom vid försöken med uppärbetning av F1/K1-stoft i kaldoverket. Verksamheten med uppärbetning av F1K1-stoft avslutades 1986. Slammet mellanlagras i täckta lagerplatser i avvaktan på slutlig deponering (Deponiplats 5A och 5B). Lagerplatserna har botten tätning av butylgummiduk och dränering från lagerplatserna leds till reningsverket.

### Våtverksslam

Detta avfall uppkom vid arsenikraffineringsverket som lades ned 1990.

Torkat slam lagras under tak i täckta betongsilor i avvaktan på slutlig deponering (magasin 11). Vått slam lagras i lagerplats 26 som är försedd med tät botten för lakvatteninsamling.

### Kalkslam från arsenikverk

Detta avfall uppkom vid arsenikraffineringsverkets vattenreningsverk.

Slammet lagras under tak i betongsilor i avvaktan på slutlig deponering i magasin 11.

### Selenrostgods

Detta avfall uppkom vid lakning i arsenikverket av våtverksslam (V-selenprocess) för utvinning av selen. Selenrostgods lagras under tak i betongsilor i magasin 11 i avvaktan på slutlig deponering.

### Sulfidslam från reningsverket

Ett avfall som uppkom vid processvattenreningsverket. De första åren efter uppförandet av vattenreningsverket (1978) genererades ett slam som inte kunde returneras till kopparverket. För närvarande upparbetas allt fallande sulfidslam genom återföring till kopparverkets rostugn.

Slammet lagras i avvaktan på slutlig deponering (lagerplats 21–25). Lagerplatserna är försedda med en tät botten av butylgummi-duk samt brunnar för uppsamling av lakvatten. Vid behov töms brunnarna med sugbil och vattnet transporteras till reningsverket. Ovanpå lagerplatserna finns ett tätskikt av plastduk samt ett skyddsskikt av matjord som besätts med gräs.

### Rostugnsstoff 1975

Materialet har uppkommit före 1975 och kan inte upparbetas på grund av för höga föroreningshalter. Stoffet lagras i betongsilo i avvaktan på slutlig deponering (magasin 11).

### V-selenslam

Ett avfall från V-selenprocessen, se ovan under selenrostgods.

Slammet lagras i mindre tunnor som i sin tur lagras under tak i magasin 11 i avvaktan på slutlig deponering.

### Slam i Östra Dammen

1971 anlades Östra Dammen i syfte att samla allt process-, regn och spolvatten innan vattnet nådde recipienten. 1972 startade kalkning i dammen. 1978 uppfördes vattenreningsverket. Huvuddelen av slammet har uppkommit innan reningsverket togs i drift. Slammet innehåller förutom andra metaller, cirka 0,1 procent Hg.

Östra dammen utgör en säkerhetsfunktion i pågående verksamhet vid driftstörningar då direktfällning med kalk tillämpas. Från miljösynpunkt har det bedömts vara bäst att tillsvidare låta slammet vara kvar i dammen och där hållas vattentäckt. Någon fara för utläckage av metaller bedöms inte föreligga. En utredning har visat att läckaget av metaller genom dammväggen är litet i jämförelse med övriga utsläpp av metaller till vatten från Rönnskårsverken. Slammets finkornighet gör att den hydrauliska konduktiviteten är mycket låg.

## 2 Rönnskårs deponeringsstrategi

### 2.1 Deponifrågan – kort historisk tillbakablick

Deponifrågan på Rönnskär har en lång historia som börjar redan 1970 när reningen av processvatten inleddes genom anläggningen av Östra Dammen. 1986 beslutade koncessionsnämnden att: ”Boliden skall utreda möjligheterna att upparbeta det farliga avfallet och att slutgiltigt deponera detta”. 1991 lämnade Boliden en rapport till Naturvårdsverket angående upparbetning och slutlig

deponering av avfall. Två år senare kom en anmodan från SNV om kompletteringar av rapporten. År 1995 lämnar Boliden sådana kompletteringar och 1996 inlämnas koncessionsansökan för ett utbyggt smältverk där deponifrågan utelämnades med hänsyn till pågående utredning. 1998 kom en koncessionsdom, där deponifrågorna delegerats till naturvårdsverket. Under 2000–2004 genomförde Boliden en utredning om slutdeponering för farligt avfall. År 2001 föreslog Miljödepartementet, i SOU2001:58, att kvicksilverhaltigt avfall ska förvaras i djupt bergförvar och 2005 kom förändringen i deponiförordningen vilket innebär att en betydande del av Rönnskärverkens processavfall måste slutdeponeras i djupt bergförvar. Boliden beslöt då att en djupdeponi anläggs för Rönnskärverkens kvicksilverhaltiga processavfall.

## **2.2 Rönnskärs nya deponeringsstrategi för farligt processavfall 2005**

En ny deponeringsstrategi antogs av Rönnskärs ledningsgrupp 2005. Anledningarna för detta var framförallt:

- Hela mängden av Rönnskärs farliga processavfall som i dag finns på Rönnskär är inte slutdeponerad, utan lagras i väntan på att Boliden ska ta fram ett lämpligt koncept för slutlig deponering.
- De lagmässiga kraven för deponering av farligt avfall har skärpts det senaste decenniet genom att bl.a. EU-direktiv införts i svensk lagstiftning i kombination med Svensk lagstiftning för djupförvar av kvicksilverhaltigt avfall (2005).

## **2.3 Strategins huvudpunkter**

Nedan redovisas grundpelarna i Bolidens avfallsstrategi för farligt processavfall (klass 1):

- Strategin omfattar farligt processavfall (deponiklass 1) från Rönnskär.
- Strategin gäller allt fallande och lagrat processavfall, inte bara Hg-haltigt avfall.
- En slutdeponi i djupt bergförvar för hela mängden farligt avfall ska utredas.

- En gruva i Boliden-Kristinebergsområdet ska väljas som huvudalternativ
- Endast avfall från Bolidens egna anläggningar ska deponeras i djupförvaret
- Vissa avfall med högre Hg-halt skall stabiliseras före deponering.

I första hand ska en fysisk stabilisering s.k. solidifiering göras.

Etablering av en slutdeponi i en gruva innebär att gruvan måste hållas öppen för deponering så länge driften vid Rönnskär pågår och farligt avfall produceras.

## 2.4 Bakgrund och kommentarer till den nya strategin

- Rönnskär måste på grund av lagkravet bygga ett djupförvar för slutdeponering av en stor del av det kvicksilverhaltiga processavfallet. Detta ska vara klart senast 1/1 2015.

Merkostnaden för att bygga ut deponin så att allt farligt processavfall (även det ej Hg-haltiga) ryms under jord bedöms inte bli väsentligt större jämfört med att bygga en avancerad ytdeponi på Rönnskär för det kvicksilverfria avfallet. 2005 föreskrev regeringen att haltgränsen för avfall som måste underjordsdeponeras är 0,1 procent. Det betyder att mängden Boliden-avfall som måste deponeras under jord blir minst 50 kton.

## Bedömning av för- och nackdelar med den nya strategin

Följande fördelar med deponeringsstrategin har identifierats:

- *Kostnadsbilden*

Kostnaden för en avancerad ytdeponi på Rönnskär för icke Hg-haltigt avfall bedöms inte bli väsentligt lägre jämfört med om detta avfall deponeras i samma gruva som Hg-avfallet. (en ytdeponi på Rönnskär måste byggas enligt de nya krav som ställs på deponier, varför kostnaden bedöms bli 50–100 Mkr).

- *Högre ambition än myndighetskrav*

Djupförvar för ALLT farligt processavfall överträffar de formella krav som finns i deponeringsförordningen vilket visar att Boliden



har en hög ambition samtidigt som försiktighetsprincipen i miljöbalken uppfylls.

- *Få närboende berörs*

De kringboende i Skelleftehamn inklusive friluftslivet slipper att för all framtid ha en stor metalldeponi i närområdet. En djupdeponi i en gruva kommer att beröra ett mindre antal kringboende.

- *Tillämpat kretsloppstänkande*

Föreningarna i avfallet återbördas ”dit de kommer ifrån” vilket kan anses utgöra en del i ett kretslopp. Detta kan vara en fördel ur allmänhetens synpunkt.

- *Bra kontroll över verksamheten*

Djupförvar helt i Bolidens regi gör att Boliden som verksamhetsutövare har full kontroll över verksamheten inklusive kostnader och miljöpåverkan.

- *Bolidens kärnkompetens används*

Underjordsverksamhet är en av Bolidens kärnkompetenser vilket innebär att miljöbalkens kunskapskrav i detta avseende uppfylls.

- *God kunskap om avfallens egenskaper*

Avfallen, som deponeras, är helt Boliden-specifika vilket innebär att det är Boliden som har bästa kunskaperna om avfallens egenskaper. Kunskapskravet uppfylls även på denna punkt.

- *Väderberoende deponibygge*

I en djupdeponi kan inpackning av avfallet pågå året om vilket ger ett oberoende av väder och kort byggsäsong. Byggnation av en ytdeponi kräver bra väder.

- *Korta och väl övervakade transporter*

Långa transporter undviks om en gruva väljs i Boliden-Kristinebergsområdet vilket ger fördelar som miljövänlig och flexibel logistik samt god övervakning.

- *Ingen omlastning på väg till deponin*

Ingen omlastning av avfallet behöver göras – fordon som lämnar Rönnskär kan köra hela vägen ner i gruvan om en ramp finns där.

- *Ingen byråkrati för gränsöverskridande transporter*

Våra erfarenheter från export av F1K1-stoft till England visade att byråkratin är tidsödande och kostsam. Detta undviks om ett svenskt djupförvar används.

Följande nackdelar med strategin har identifierats:

- *Lokaliseringen*

Lokaliseringen av djupdeponin blir given av gruvans placering och inte i första hand av miljöskäl. Detta står i motsats till miljöbalkens krav på lokalisering av miljöfarlig verksamhet.

- *Recipienten*

Recipienten bedöms ha låg utspädningspotential jämfört med t.ex. Bottenviken.

- *Transporter genom tätbebyggt område*

Transporter genom Skellefteå tätort blir oundvikliga vilket innebär en viss risk för olyckor.

- *Åtkomlighet efter förslutning*

När djupförvaret förslutits är det svårt (omöjligt) att göra eventuella, nödvändiga, korrigerande åtgärder i efterhand.

- *Pågående gruvdrift*

Hänsyn måste tas till pågående gruvdrift och närliggande mineraliseringar vilket möjligen kan inverka på avfallsdeponeringen.

### 3 Avfallens behandling och förpackning

#### 3.1 Behandling

En kort historisk tillbakablick i Bolidens ansökan till Koncessionsnämnden 1996:

I Koncessionsnämndens beslut av 1986-12-09 föreskrevs att Boliden skulle utreda "möjligheterna att upparbeta avfallet och att slutligt deponera detta". Utredningen har redovisats till Naturvårdsverket dels i huvudutredningen 1991, dels i kompletteringsutredningen 1995.

Möjligheterna till upparbetning av de av Rönnskärsverkens restprodukter som inte upparbetas redan i dag är starkt begränsade. I den mån tekniskt möjliga vägar existerar utgör miljömässiga och ekonomiska förhållanden avgörande hinder. Upparbetning kan därför inte betraktas som en lösning på frågan om omhändertagande av Rönnskärsverkens avfall. Boliden föreslår därför att de undersökta avfallen slutligt deponeras. "

- År 2006 startade Boliden försök med stabilisering av Hg-haltigt avfall.

- Arbetet med karaktärisering av övrigt processavfall som ska slutdeponeras under jord pågår.

Ett antal prov har tagits under perioden 2001–2005, se tabell 2. Proven har uttagits för analyser, laktester och stabiliseringsförsök.

Inledningsvis utfördes ett examensarbete vid Luleå Tekniska Universitet 2005 (LTU 05/232) i syfte att stabilisera kvicksilverhaltigt rostugnsstoft. Resultaten från utförda försök tyder på att kvicksilvret i stoftet inte är speciellt lättlakat. Kviksilvret föreligger enligt resultaten från utförda laktester till övervägande del i en relativt stabil form, troligen som HgS.

Bolidens stabiliseringsförsök koncentrerades initialt på fysisk stabilisering (solidifiering) av

- Rostugnsstoft
- Gasreningslam

Totalt har i skrivande stund 68 stabiliseringsförsök genomförts på rostugnsstoft och 12 försök på gasreningslam. Stabiliseringen av Hg och övriga metaller kan generellt beskrivas som framgångsrik.

När det gäller arsenik har det inneburit en del problem för stabiliseringen av rostugnsstoft. Efter ett större antal försök har en stabilisering uppnåtts även för detta ämne. Vid stabiliseringen är det viktigt att inte mängden stabiliserande tillsatser blir så stor att volymökningen av avfallet blir oproportionerligt stor.

För övriga avfall gäller att provtagning och karaktärisering genom analysering +laktestning pågår. Alla avfall bedöms ej vara nödvändiga att stabilisera t.ex. slam från Östra Dammen och blykaldoslam.

### 3.2 Förpackning

Förpackningen av avfallet är ej slutgiltigt bestämd men vi har uppfattningen att både det stabiliserade avfallet och det ej stabiliserade avfallet ska transporteras i slutna containrar från Rönnskär till deponiplatsen. Containrarna ska vara stabila mot yttre påverkan så att risken för spridning av avfall vid en eventuell trafikolycka minimeras.

Som nämns på annat håll i texten kommer avfallets form att minska spridningsrisken vid en eventuell trafikolycka – inget torrt dammande eller lättflytande avfall ska transporteras.

## 4 Djupdeponi – utförande och drift

### 4.1 Allmänt om djupdeponering

Det uppenbara skälet till att förlägga en slutlig avfallsdeponi till berg på stort djup är att det automatiskt blir väl skyddat mot alla kända, yttre krafter och att det t.o.m. finns goda chanser att det står emot krigs- och sabotagehandlingar. Översvämningar och alla former av erosion kommer att lämna deponin opåverkad under t.o.m. geologiska tidsperspektiv. Ett mindre uppenbart, men inte mindre viktigt skäl, är att en sådan lokalisering ger möjligheter att minska bildningen av lakvatten från det deponerade avfallet till nivåer som inte är tekniskt möjliga att uppnå med ovanjordsdeponier.

Bedömningen att låga nivåer på lakvattenbildningen är möjliga att uppnå i en djupdeponi baseras på den allmänt låga omsättningen av grundvatten i svenskt urberg vilken uppmätts flera hundra meter under markytan. Bergets genomsläpplighet för vatten varierar emellertid med flera tio-potenser även på dessa djup. Detta beror på att allt det rörliga grundvattnet magasineras och transporteras i ett spricksystem som är kraftigt inhomogent. För att en tillräckligt låg nivå skall uppnås på vattenomsättningen krävs antingen att deponin lokaliseras utanför sådana mer genomsläppliga zoner av berg som allmänt förekommer i praktiskt taget alla enheter inom det svenska urberget eller att alla sådana partier i bergdeponin tätas eller omdirigeras på konstgjord väg så att avfallet utsätts för en minimal grundvattenströmning.

### 4.2 Lokalisering och huvudalternativ

Boliden har genomfört en systematisk inventering av samtliga gruvor som skulle tänkas kunna vara tillgängliga för djupdeponering av Rönnskärsverkens farliga avfall. De gruvor som skulle kunna användas för ändamålet har värderats utifrån sådana aspekter som djup, volymen av icke igenfyllda brytningsrum, vattenomsättning, närhet till känsliga objekt och logistiska förutsättningar (ramp, transportvägar etc.). En utgångspunkt har varit att de utvalda gruvorna skulle erbjuda sådana förutsättningar som framhålls av "Kvicksilverutredningen" (NV-rapport 4752, 1997) såsom fördelaktigare ur miljö- och säkerhetssynpunkt än en ovanjordsdeponi på Rönnskär. En annan förutsättning har varit att

gruvan skall ligga inom Skelleftefältet. En sammanställning av resultatet av denna inventering och värdering redovisas i tabell 4.1.

**Tabell 2 Sammanställning av Bolidens gruvor som utvärderats för djupdeponering av farligt avfall inom Skelleftefältet med beskrivning av förhållanden som kan vara avgörande för genomförande av en sådan deponi och säkerheten för denna.**

Gruva	Djup	Ramp?	Schakt?	Ofylld	Igenfyllt	Vatten	Anm.
Kedträsk	nedre nivå 350 m	till cirka 100 m	ja, men raserade och fyllda	huvudnivån på 100 m	vattenfylld	"stor" tillrinning under aktiv tid	i stort endast tillredning (obetydlig uj- produktion)
Näsliden	nedre nivå 590 m	till 590 m	ja, men raserade och fyllda	ramp och huvudnivåer	avfallssand-, berg- och vattenfylld	"normalblöt" under prod 0,4 Mm <sup>3</sup> /år	
Udden	nedre nivå 300 m	till 300 m	ja, men raserade och fyllda	ramp och huvudnivåer	naturesand- och vattenfylld	ganska blöt 2,4 Mm <sup>3</sup> /år	
Långsele	650 m+ ort mot Boliden	mellan 400–600 m	ja två schakt, men raserade och fyllda		sand och vattenfylld		
Långdal	nedre nivå 420 m	till cirka 160 m	ja, men raserade och fyllda	rampen och några nivåer	naturesand- och vattenfylld	belägen under Skellefteälven	tillstånd att behålla dammvallen till 2012
Åkerberg	nedre nivå 180 m	till cirka 160 m	nej	rampen	berg- och vatten- fylld	"normalblöt" 0,5 Mm <sup>3</sup> /år (ej surt)	nedre brytnings- rummet skulle kunna grävas ur
Rävliden 1	340 m		ja, men raserade och fyllda		sand- och vattenfylld		
Rävlidmyran	nedre nivå 730 m	från 340 till 730 m	ja, men raserade och fyllda	rampen	brytningsrummen berg- och sand- fyllda, vattenfylld		staden ägare? usel berg- kvalitet trasslig ned- fart till 340 m
Rävliden 3	340 m + ort mot R3	från 120 till 340 m	ja, men raserade och fyllda		vattenfylld		
Hornträsk	nedre nivå 290 m	till 290 m	nej	ramper	berg- och vatten- fylld	surt?	med tanke på Hornträsk- problematiken ej lämplig
Holmtjärn	nedre nivå 370 m	till 370 m	nej	rampen	berg- och vatten- fylld	t.o.m. 0,07 Mm <sup>3</sup> /år	
Petiknäs	nedre nivå 774 m	till 770 m	nej	ramp och verkstäder	brytningsrummen berg- och sandfyllda	belägen under Skellefteälven	produktionen i huvudmalmen avslutas i år, men Petik N ej färdigprospekterad

Gruva	Djup	Ramp?	Schakt?	Ofyllt	Igenfyllt	Vatten	Anm.
Renström	1 200 m	650–1 200	till 910	infrastruktur	brytningsrum	P+R 1,3 Mm <sup>3</sup> /år	
Kristineberg	1 170 m	1 170 m	till 790 m	infrastruktur	brytningsrum	ca 0,9 Mm <sup>3</sup> /år	svagt berg
Maurliden	dagbrott 166 m	166 m	nej				endast dagbrott
Storliden <sup>1</sup>	124 m djup	fr dagen	nej	infrastruktur	brytningsrum		

<sup>1</sup> ej Bolidenägd gruva, stängs april 2008.

Utvärderingen ledde fram till att den ännu icke öppnade gruvan Åkulla Östra borde ha de bästa förutsättningarna för att utnyttjas som en djupdeponi. Visserligen skulle gruvbrytningen där behöva samsas med deponeringsverksamheten, men endast under en inledande övergångsperiod om kanske 5–6 år då guldmalmen i denna gruva bryts ut. En ramp är redan anlagd ned till -430 m vilket är ett tillräckligt djup för en djupdeponi. Berggrunden, där denna malm uppträder, har visats sig vara ovanligt tät och kompetent. Gruvan ligger inte i direkt anslutning till bebyggda områden även om den ligger relativt nära en större allmän väg. Transportavståndet från Rönnskärsverken är det minsta tänkbara. Ingen av de övriga, tänkbara gruvorna uppvisar liknande positiva egenskaper. Dessutom är förutsättningarna mycket goda att på plats göra undersökningar i en gruva som ej är nedlagd och återfylld. En undersökning av en nedlagd gruva som vattenfylld och återfylld blir väsentligt mer komplicerad, tids- och kostnadskrävande.

Eftersom inte någon av de övriga av Bolidens aktiva gruvor inom Skelleftefältet bedöms kunna uppfylla kraven på en djupdeponi för farligt avfall från Rönnskärsverken har även andra lokaliseringalternativ övervägts. En av dessa är att utnyttja ett granitmassiv nära Åkullagruvan men att använda samma ramp som leder till denna gruva. Alternativet bedömdes vara av mindre intresse eftersom anläggningen därmed kommer närmare bebyggelse och i en bergmassa vars egenskaper är okända. Den ekonomiska vinsten med att utnyttja den redan utsprängda rampen blir dessutom begränsad eftersom minst 1 000 m ramp måste ytterligare sprängas ut för att granitmassivet skall kunna nås.

Det alternativ som bedömdes vara mera intressant än ”sidoalternativet” till Åkulla och i det läge att någon lämplig gruva inte är tillgänglig är en djupdeponi under Rönnskär en möjlighet, dvs. ett alternativ som inte utgår ifrån några redan utsprängda utrymmen i berggrunden.

De två lokaliseringsalternativ som Boliden beslutat utreda är således Åkullagruvan och Rönnskär.

### 4.3 Utformning av gruvalternativet – Åkulla

#### 4.3.1 Förutsättningar

En förutsättning för Åkulla-alternativet, vilket kan tyckas vara helt avgörande, är om guldförekomsten i Åkulla är så betydande att den kommer att brytas ut. Om den inte bryts ut kan emellertid den gynnsamma bergkvaliteten där ändå innebära att man anlägger en slutdeponi för det aktuella avfallet åtminstone i närheten av malmkroppen. I det läget utnyttjas enbart rampen ned till 430 m-nivån för deponiverksamheten. Läget för Åkullagruvan framgår av figur 2.

**Figur 2** Läget av Åkullagruvan cirka 6 km nordväst om Bolidens samhälle i Västerbotten. På kartan markeras dagbrottet för en äldre gruva med samma namn. Den nya gruvan ligger strax öster om denna och på -430 m nivån. Rampen som leder ned till denna nivå i Åkullagruvan utgår ifrån Kankbergsgruvan i norr. Copyright Lantmäteriet 2004-11-09. Ur Din Karta och SverigeBildentM.



Utformningen av de bergrum som skall innehålla avfallet blir således beroende av om och hur malmen kommer att brytas. Detta kommer inte att stå klart förrän hela det prospekteringsprogram är genomfört som pågått sedan flera år och som beräknas vara klart i början av år 2008. Dessutom krävs också att utbrytningsplanen fastställts vilket beräknas ta ytterligare några månader i anspråk. Redan nu har dock Boliden kommit så långt i sina planer att man har tagit fram ett preliminärt brytningsprogram som omfattar en beskrivning av troliga brytningsrum och principen för vilka av dessa och hur de skall utnyttjas för deponeringen. I dagsläget övervägs öppen brytning alternativt igensättningsbrytning eller en kombination av dessa, beroende på mineraliseringarnas geometri.

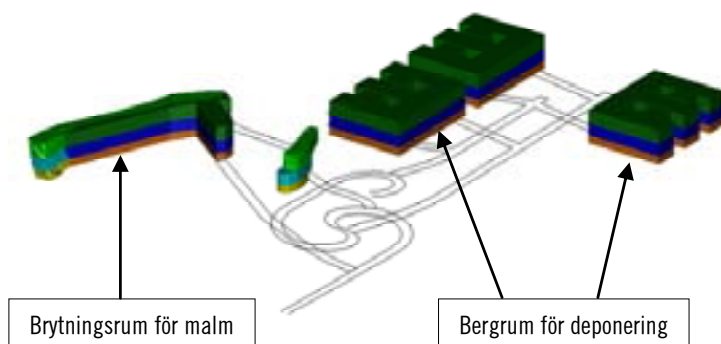
För flera av avfallen gäller att de kommer att behandlas (stabiliseras) före deponering. Denna behandling kommer att i viss utsträckning innebära en volymökning av avfallet. Det bestäms av ett flertal faktorer såsom volymökning, vattentillskott, transportegenskaper (inkl. graden av minskning av riskerna för transporten) och lämpligheten att förlägga behandlingsenheter på respektive plats.

#### 4.3.2 Utnyttjande av ramper och brytningsrum

Rampen till Åkullagruvan utgår ifrån den ramp som använts för att föra upp berg och malm från Kankbergsgruvan. Den har drivits vidare mot den gamla Åkullagruvan och guldförekomsten under denna strax under -400 m-nivån. Denna ramp bedöms vara tillräcklig som transportled från markytan och ned till brytningsrummen. Den väg som leder från riksväg 370 till Kankbergsgruvan och rampens påslag kommer att förstärkas så att den klarar transporter av berg och malm från Åkullagruvan. Därmed kommer den även att klara transporter av avfall till denna gruva.



**Figur 3** Principbild för deponering i brytningsrum resp. särskilda berg-  
rum



Sannolikt kommer malmen i Åkulla att tas ut i ett flertal brytningsrum. En del av dessa kommer att bli för små eller få ej lämplig form för att de skall bli användbara som deponitrymmen för Rönn-skärsverkens avfall. Ett mindre antal rum – kanske 10 rum – kommer dock att få en sådan storlek och form att de kan användas som deponi. Utspärningen av dem kommer troligen att ske i tre pallar med en slutlig höjd av 17–20 m. Deras botten kommer att lutas så att det fria lakvatten som bildas under inpackningsperioden kan samlas upp och tas om hand. Principbild över berggrubben i figur 3.

Den totala mängden lagrat avfall som behöver slutdeponeras i Åkulla uppgår, som redan nämnts i avsnitt 1, till 250 kton. Efter den behandling som krävs före deponeringen uppskattas avfallsvolymer som skall deponeras uppgå till 250 000 m<sup>3</sup>, inklusive den volymökning som uppstår vid stabilisering. Med utrymme för fallande avfall under en tillräckligt lång tid framöver bedöms det totala deponeringsbehovet för anläggningen uppgå till 300 000 m<sup>3</sup>. Den erforderliga deponeringsvolymen kan visa sig bli så stor att de lämpliga brytningsrummen inte räcker till. Därför planeras det för att särskilda bergrum skall kunna anläggas utanför de malmförande zonerna i Åkullaformationen.

### 4.3.3 Tillkommande strukturer i anläggningen

Trots att slutdeponin kommer att förläggas i ett osedvanligt tätt berg, kommer det med stor sannolikhet att uppkomma enskilda vattenläckage i de brytningsrum som skall användas för deponering. I de fall att dessa enskilda sprickor eller ansamlingar av sprickor i berget kan tätas genom injektering eller om vattnet genom dräneringar kan ledas runt det deponerade avfallet, genomförs sådana insatser innan avfallet deponerats i det aktuella brytningsrummet.

Om det finns avfall där förbehandlande (stabiliserande) insatser inte är tillräckliga för att få ned lakbarheten av förorenande ämnen till en acceptabel nivå för djupdeponin, kommer särskilda, konstgjorda barriärer att installeras mellan berggrumsväggen och det deponerade avfallet. Dessa barriärer kan vara av två slag. Tätbarriärernas uppgift är att reducera omsättningen av vatten genom avfallet medan filterbarriärernas uppgift är att fastlägga de förorenande ämnen som lämnar det deponerade avfallet med det grundvatten som perkolerat genom avfallet. Dessa barriärer utprovas i förväg för varje enskilt avfall och måste installeras före eller samtidigt som avfallet packas in i respektive brytningsrum eller berggrum.

## 4.4 Utformning av ett Rönnskärsalternativ

### 4.4.1 Förutsättningar och grundläggande principer

I rapporten för den utredning som legat till grund för lagen om djupdeponering av kvicksilverhaltigt avfall (referens) uppger man att det är möjligt att vattenomsättningar av storleksordningen 0,1–1 liter per m<sup>2</sup> och år kan uppnås i sådana anläggningar. Boliden Mineral AB har därför satt som krav för en lokalisering av en djupdeponi till Rönnskär att där på cirka 400 m djup finns en tillräckligt stor bergvolym – cirka 1 Mm<sup>3</sup> – med en så låg omsättning av grundvattnet alternativt att detta skall kunna uppnås med rimliga medel.

Liksom de allra flesta små öar i våra kustområden, vilka har stått emot inlandsisens erosiva verkan, består det ursprungliga Rönnskäret av en motståndskraftig och relativt sprickfri bergmassa. Genom fyra borrhningar som genomförts i oktober 2007 på Rönnskär till cirka 200 m djup, har detta bekräftats. Utsikterna bedöms

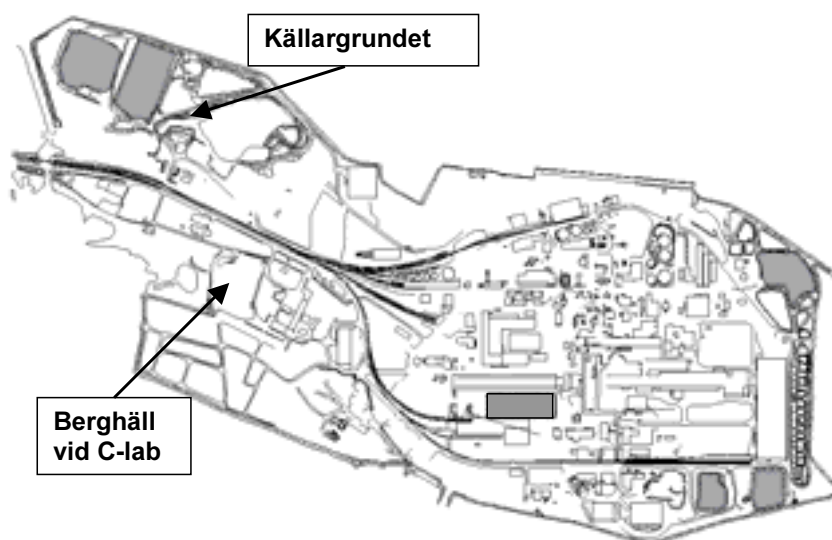
således som goda att finna en tillräckligt stor och tät bergmassa under Rönnskårsverken.

#### 4.4.2 Ramp och andra transportvägar

Det lagrade avfallet är i dag fördelat på i huvudsak 4 platser på Rönnskär (se även figur 1).

- Källargrundet (Lagerplats 21–27)
- Silobyggnaden (Magasin 11)
- Östra Dammen
- Lagerplats 5A och 5B

Figur 4 Markering av läget för de platser på Rönnskär som kan bli aktuella för nedfartsramp



Av dessa platser är Källargrundet tänkbart som påslag för den ramp som leder ned till en eventuell djupdeponi. En annan tänkbar plats att börja rampen på är i den stora berghällen strax väster om laboratoriebyggnaden ("Centrallaboratoriet") vilken ligger längst västerut inom industriområdet.

Om deponin förläggs på nivån -400 m, krävs en cirka 3 km lång ramp ned till denna. Eftersom de lämpligaste delarna av ön för ett djupförvar verkar vara under de östra delarna av det ursprungliga Rönnskäret, som ligger en knapp km från de tänkbara påslagen, krävs en spiralformad ramp för att nå ned till det avsedda djupet.

De transportvägar som måste utnyttjas eller nyanläggas från lagerplatserna till rampen, måste till stor del samnyttjas med annan trafik på Rönnskär. Detta ställer vissa krav på samordningen och säkerheten mot olyckor etc., se vidare avsnitt 4.5.2.

#### 4.4.3 Deponirum

Den totala deponivolym som behövs för avfallet som skall slutförvaras i djupdeponin är ännu inte fullt känd. Det beror bl.a. på hur avfallet skall stabiliseras och hur stor volym som skall avsättas för det i framtiden fallande avfallet. Preliminärt uppskattas en volym om 300 000 m<sup>3</sup> erfordras. Detta är en relativt stor volym, jämförbart med den som t.ex. innehålls i stora oljelager i berg. För så stora volymer är bergtrum med höjder och spännvidder på 20–25 m de mest rationella. Rummens längd blir beroende av bergkvaliteten och främst förekomsten av sprick- och krosszoner som inte bara kan ge upphov till tekniska problem utan även ökar omsättningen av vatten genom deponin vilket i sin tur ökar riskerna för oönskad spridning av förorenande ämnen från det deponerade avfallet. De längder på bergtrummen som för Rönnskärslokaliseringen bedöms vara mest fördelaktigt är cirka 80–100 m. För att uppnå den erforderliga totalvolymen krävs då 10–15 bergtrum.

Det är ett generellt önskemål att varje avfallstyp förvaras i en eller flera separata delar av slutdeponin och att de inte blandas eller varvas om det inte ger uppenbara fördelar från kemisk eller mekanisk synpunkt. Därför är det önskvärt att det finns flera ”fronter” i deponin där olika avfallstyper packas in samtidigt. Visserligen kommer de lagrade avfallen sannolikt att transporteras och packas in ett i taget, men de fallande avfallen måste kunna deponeras efter hand som de genereras. Genom att anlägga bergtrummen ”i fil” efter vartannat uppnås denna möjlighet. Genom att utnyttja berget mellan bergtrummen för ”sidoskepp” erhålls ytterligare möjligheter att separatdeponera avfall som förekommer i små mängder samtidigt som hela deponin blir mycket kompakt. *Figur 4* ger ett exempel på hur den tekniska lösningen kan se ut.

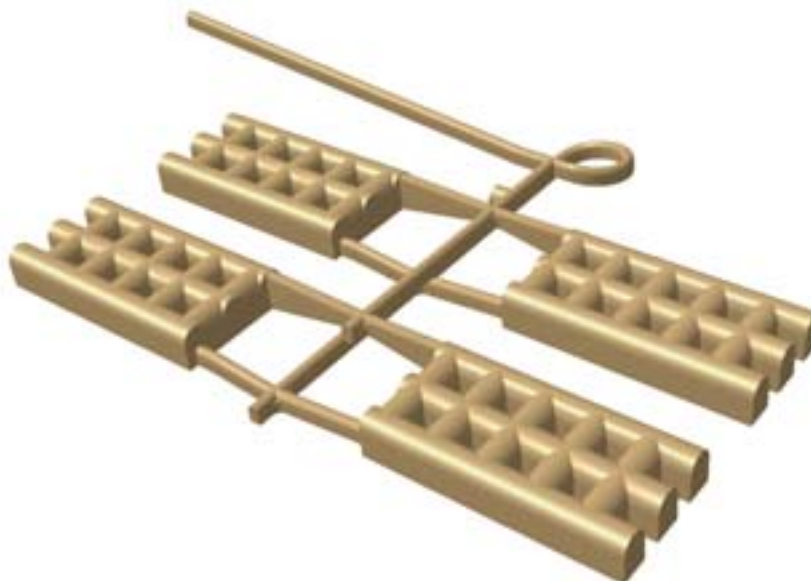
#### 4.4.4 Omhändertagande och rening av lakvatten (Åkulla + Rönnskär)

Den allmänna omsättningen av inläckande grundvatten i en deponi som förlagts i tätt berg och som eventuellt försetts med tätningar och avledningar av vatten är liten sett i relation till den porositet som det deponerade avfallet har. Det innebär att en stor del av det vatten som perkolerar igenom avfallet och bildar lakvatten potentiellt kan bindas kapillärt i avfallet och i vissa fall även som kristallvatten. Denna potential är emellertid även beroende av vilka kapillära egenskaper avfallet får efter inpackning i deponin, vilka deponihöjder som tillämpas och hur mycket vatten som redan lagrats i avfallet. Dessa förhållanden är inte fullt kända i dagsläget varför man försiktigvis måste anta att fritt lakvatten kommer att bildas av åtminstone en del av det i deponin inpackade avfallet.

Det lakvatten som dräneras ur det deponerade avfallet i deponin under tiden deponin anläggs måste tas om hand och behandlas innan det kan släppas ut i någon recipient. För att begränsa mängden lakvatten som måste behandlas, är det viktigt att avleda allt inläckt grundvatten från deponin och rampen vilket inte har haft kontakt med avfallet. Varje deponienhet måste således förses med en uppsamlingsanordning för lakvattnet liksom särskilda avledningsanordningar för det rena grundvattnet, som samlas upp i en gemensam pumpgröp längst ner i deponin där det kontrolleras innan det pumpas upp till markytan för avledning till en lämplig recipient.

För *Åkulla-alternativet* kan lämpligen reningsverket förläggas till markytan omedelbart ovan deponin för att undvika återkontaminering vilken risk bedöms bli större nere vid bergrummen än på markytan. Det krävs således separata pumpsystem för lakvatten, respektive ”rent” grundvatten.

Figur 5 Exempel på utformningen av ett djupförvar med plats för cirka 300 000 m<sup>3</sup> avfall. Observera att bilden endast visar den undre delen av den cirka 3 km långa rampen



För *Rönnskärsalternativet* kan lämpligen vattnet från deponin pumpas direkt till markytan omedelbart ovan deponin för att direkt tas omhand i Rönnskärs ordinarie reningsverk för processvatten. Om vatteninflödet blir för stort för reningsverkets kapacitet krävs två separata pumpsystem för lakvatten, respektive ”rent” grundvatten där det rena grundvattnet leds direkt till recipient.

#### 4.4.5 Stängning av deponin (Åkulla + Rönnskär)

När deponin är fylld med Rönnskärsverkens avfall, måste pumpningen av grundvatten upphöra och deponin stängas. För att uppnå fördelarna med okänslighet mot externa krafter krävs också att deponin förseglas på ett lämpligt sätt. I praktiken innebär en försegling att det krävs stora insatser för att komma åt avfallet i deponin – om det t.ex. i framtiden skulle bli önskvärt att återvinna metaller ur avfallet – eller att genomföra någon form av reparation eller renovering av deponin. Det bedöms dock som mer önskvärt att uppnå en hög grad av säkerhet mot att externa krafter verkar för

en spridning av föroreningarna i avfallet. En motståndskraftig försegling bedöms således bli nödvändig.

Stängning av deponin är egentligen en driftåtgärd och dessa insatser redovisas närmare i avsnitt 4.5.7. Det är emellertid även en planeringsfråga som kräver omtanke om både deponins funktion som barriär mot spridning av föroreningar och som skydd mot externa, framtida krafter. Även om åtgärderna vid stängningen av djupdeponin kan utformas först i samband med att deponin är färdigfylld, kommer därför planeringen av stängningsåtgärderna och kraven på förslutningen att preciseras närmare redan i den ansökan om att få utföra djupdeponeringen som krävs.

## 4.5 Drift av djupdeponin (Åkulla + Rönnskär)

### 4.5.1 Allmänna förutsättningar

Vid öppning och tömning av avfallet vid de nuvarande lagringsplatserna liksom vid transporten av avfallet till slutdeponin uppkommer risker för påverkan på hälsa och miljö som tillfälligt är större än under lagringen respektive slutdeponeringen. Det gäller därför att minimera dessa risker så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.

Öppningen av de nuvarande lagringsplatserna och tömningen av dessa blir i princip likartad oavsett om slutdeponin lokaliseras till Åkullagruvan eller till Rönnskär. I stora delar är även inpackningen av avfallen i de iordningställda bergrummen liksom omhändertagandet och reningen av lakvatten samt stängningsåtgärderna likvärdiga för de två alternativen. Därför beskrivs i detta avsnitt driftåtgärderna för båda lokaliseringsalternativen med anmärkningar om avvikelser som kan bli aktuella för respektive alternativ.

### 4.5.2 Öppning och tömning av tillfälliga avfallslager

Det lagrade avfallet förvaras för närvarande på Rönnskär på flera olika platser och på flera olika sätt. Man har dock varit noga med att hålla de olika avfallstyperna i separata enheter och så att de mest farliga avfallen är minst utsatta för externt vatten. Dessa förutsättningar kräver olika åtgärder vid öppning och tömning.

Tömningen av det slamliknande *avfallet i Östra Dammen* bedöms vara det minst okomplicerade att tömma. Det förvaras i dag i

öppna bassänger vid det nordöstra eller östra hörnet av Rönnskärsverkens industriområde. Det finns i en relativt stor mängd och bedöms bli ett av de avfall som transporteras först till djupdeponin. Åtminstone de övre delarna av detta avfall har en hög vattenhalt och allt avfallet bedöms kräva en avvattning innan det transporteras. Denna avvattning avses ske genom att avfallet grävs upp med grävmaskin och läggs i lagom stora "portioner" på en betong- eller asfaltplatta med kontrollerad avvattning mot en uppsamlingsanordning som leder lakvattnet till Rönnskärs reningsverk som ligger intill dessa dammar. När "avfallsportionen" genom självdränering och upptorkning fått den vattenkvot som passar för inpackning, transporteras den till slutdeponin.

Ett antal kvalificerade avfall (As- och Hg-haltigt), som genererats i relativt små volymer, har deponerats i betongsilos inom det som kallas *Magasin 11*. Magasinet är försett med tak och all hantering har skett i torrhet. Eftersom en del av avfallen är kalkhaltiga och ursprungligen innehåller lite vatten förekommer att de har härdat i silosen. Detta kan kräva att man öppnar flera och relativt stora hål i sådana silos för att kunna hacka ut avfallet. I övriga fall bedöms att mindre hål i botten av silon är tillräckliga för att få ut avfallen. Eftersom dessa avfall i de vissa fall är dammande krävs dammbekämpning i samband med öppning och tömning av silosarna. En säckning av avfallen för att minska den damning som kan uppkomma vid transporten kommer att övervägas för vissa delar av dessa avfall. Efter tömning krävs sannolikt att innerväggarna rengörs. Behovet av sådan rengöring liksom vilken metod som bör användas kan inte klarläggas förrän de aktuella silosarna är rengjorda.

Vissa, metallhaltiga avfall som producerats i större mängd har deponerats i lagerplats 21–26 (s.k. SAKAB-limpor) inom det utfyllda område som kallas *Källargrundet*. Dessa deponier ligger på en tät botten med uppsamling av lakvattnet och med en särskild tätäckning i form av plast- eller gummidukar. Dessa bör öppnas på sidan och tömmas i kampanjer. Under tömningen med grävmaskiner bör öppningen vara täckt med förslagsvis ett tält så att avfallet inte kommer i kontakt med vatten. Varje öppning måste täckas ordentligt under perioden mellan tömningskampanjerna. Eftersom dessa kampanjer endast bedöms vara möjlig under den ljusa årstiden och avfallsmängden är stor beräknas tömningen ta flera år i anspråk.



Slutligen finns även farligt avfall lagrat i slamlaguner i det sydöstra hörnet av halvön, lagerplatserna 5A och 5B. Detta avfall bedöms kunna hanteras på ett sätt liknande det för Östra Dammen.

#### 4.5.3 Transport av avfallet till deponin

Varje kilogram av de kraftigt lakbara avfallen som spills eller dammar bort kan utgöra en belastning på den omgivande miljön vilken sker under en relativt kort tidsperiod. Därför är det nödvändigt att eliminera både damning och spill. Detta sker i första hand genom en noggrann planering som leder till tydliga anvisningar om utförandet av avfallstransporten till djupdeponin och en effektiv kontroll av detta utförande.

Principen för lastning, transport och lossning skall vara att nedsmutsning av markytor, fordon (utanför lastflaken) och andra enheter med avfallet endast är tillåtet inom särskilda, inhägnade och begränsade områden. Inom dessa områden får lastning, respektive lossning ske med hjälp av särskilt avdelade maskiner och personal och transportfordonen skall erhålla lasten inom särskilda delutrymmen med minimal kontakt med övriga redskap. All passage av fordon mellan rena ytor och smutsiga ytor (inklusive lastutrymmet) skall ske via en fordonstvätt som avlägsnar alla föroreningar som kan spridas under transporten. Även personal som passerar mellan smutig och ren yta skall passera en särskild tvätt av stövlar och handskar etc. In- och utträde för personal till den smutsiga ytan skall ske via en personalbyggnad där ombyte sker till de särskilda skyddskläder och annan skyddsutrustning som skall bäras inom det smutsiga utrymmet. Dessa anordningar

Vid alternativet "Åkullagruvan" kommer avfallstransporten att ske via de allmänna vägarna Rv 372 och Rv 370. Detta innebär att transporter delvis sker genom tätbebyggda områden vid Skelleftehamn, Ursviken och Skellefteå. Avsikten är att en särskild transportutredning skall genomföras som klarlägger alla riskmoment i en sådan transport, anger vilka skyddsåtgärder som finns att motverka att olyckor sker och reducerar konsekvenserna av dem samt ger rekommendationer till vilka skyddsåtgärder som bör tillämpas och kvalitetssäkras.

Vid deponialternativet "Rönnskärsverken" sker all avfallstransport inom Rönnskärsverkens industriområde. Detta innebär att transportvägarna för avfallet inte är upplåtna för allmänheten,

men att den interna trafiken inom Rönnskärsverken kan interferera. En särskild utredning för att klarlägga de interna olycksriskerna och hur de bör reduceras är påkallad för båda alternativen.

#### 4.5.4 Omhändertagande och inpackning av avfallet i deponin

Det är viktigt att alla avfallstyper hamnar på rätt plats i djupdeponin. Det säkerställer att några oönskade kemiska reaktioner inte äger rum i deponin, att avfallet blir rätt packat, att lakvattenomhändertagandet och -reningen blir optimal samt att den allmänna säkerheten blir hög inom deponin. Åtgärderna för att säkra detta består i att det lagrade avfallet tas ut, transporteras och packas in utan mellanlagring och med endast ett avfallsslag i taget och med endast en mottagningsstation. Vidare krävs att det fallande avfallet endast slutdeponeras när det är uppehåll i deponeringen av det lagrade avfallet och att dessa avfallstyper etiketteras och övervakas noga i samband med mellanlagring och slutdeponering. Detta förfarande bör vara styrt av ett särskilt kvalitetssäkringssystem som utarbetas särskilt.

Ett för funktionen viktigt förhållande är att avfallen är relativt täta. De flesta avfallstyperna har en genomsläpplighet för vatten som motsvarar den i den täta bergmassan. Detta innebär att det är relativt lätt att prediktera vattenomsättningen genom deponin. För att största möjliga täthet skall uppnås i avfallet, krävs att detta packas in på ett optimalt sätt vilket i sin tur kräver att dess innehåll av vatten är optimal för packning. För att säkerställa detta krävs en särskild utprovning för varje enskilt avfallsslag av hur packningen skall genomföras – skiktjocklek, vattenkvot, packningsredskap, antal överfarter och kontrollmetoder.

Ett särskilt problem är hur man ordnar skiljet mellan olika avfallstyper i de fall dessa uppkommer mitt i ett bergrum samt hur man ordnar packningen vid i gränssnittet vid ingången till respektive bergrum. Ett annat problem är hur man fyller upp och packar in avfallet i den översta delen av varje bergrum.

#### 4.5.5 Minskning/styrning vattenomsättningen i det deponerade avfallet eller anläggning av barriärer

Om omsättningen av vatten genom avfallet inte bedöms bli tillräckligt låg, kan särskilda åtgärder sättas in för att minska lakvattenbildningen. De kan bestå i en kombination av tätningar och dräneringar mellan bergrumsväggen och avfallet. Enskilda sprickor och sprickzoner kan tätas om de är tillräckligt öppna för att injekteringsmedel skall trängs in i dem. Dräneringsskikt kan ledas genom det deponerade avfallet för att ”kortsluta” sprickor/sprickzoner så att tryckgradienten genom avfallet minimeras.

Om en tillräckligt låg transport av de förorenande ämnena från avfallet inte uppnås genom kemiska stabiliseringsåtgärder för avfallet och tätning- och dräneringsinsatser i omgivande berg och i avfallet, avses barriärer i form av filtermassor att anläggas mellan berg och avfall i syfte att fastlägga avfallet i tillräcklig omfattning för att föroreningstransporten skall bli acceptabelt låg. Detta behov fastställs efter särskilda lakförsök på de eventuellt stabiliserade avfallen och efter särskilda studier av de berörda recipienternas känslighet.

#### 4.5.6 Omhändertagande och rening av lakvatten

Avfallen bör ha en viss kapacitet att ta emot och behålla kapillärt en del ytterligare vatten efter inpackningen i deponin. Trots detta kan det uppkomma ett överskott av lakvatten, åtminstone för en del av avfallen och när det packade avfallet börjar nå taket på deponin. Detta lakvatten måste nogsamt samlas in, hållas skilt från övrigt, rent dräneringsvatten och pumpas till en särskild reningsanläggning på markytan ovan deponin. Utformningen av detta reningsverk avses anpassas till de lakvatten som kan uppkomma medan kraven på reningen fastställs efter en särskild utredning av vilken belastning som de berörda recipienterna tål.

#### 4.5.7 Stängning och försegling av deponin

Eftersom djupdeponin under en lång och okänd tid framöver kommer att behövas för inlagring av det fallande, farliga avfallet från Rönnskårsverken, kan tidpunkten för stängningen av djupdeponin inte fastställas nu. Det är mest sannolikt att stängningen

inte sker förrän smältverksamheten upphör på Rönnskär. Då uppkommer behov av att slutligt deponera annat mindre farligt avfall från verksamheten inklusive inert avfall såsom rester av byggnader, fyllnadsmaterial och slaggar. Det bedöms vara lämpligt att fylla alla utrymmena i deponin som inte är fyllda med avfall med dessa rester. För att förstärka skyddet kan det också krävas tätande ”pluggar” av exempelvis vattentät betong i transportrampen.

## **5 Miljö- och säkerhetsaspekter**

### **5.1 Allmänt**

Deponeringen av Rönnskärsverkens farliga avfall måste prövas enligt Miljöbalken. För en djupdeponi föreskrivs i EU-rådets beslut 2003/33/EG, bilaga A, en särskild säkerhetsbedömning som skall omfatta följande frågor:

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

### **5.2 Behandlingen av avfallet innan det deponeras**

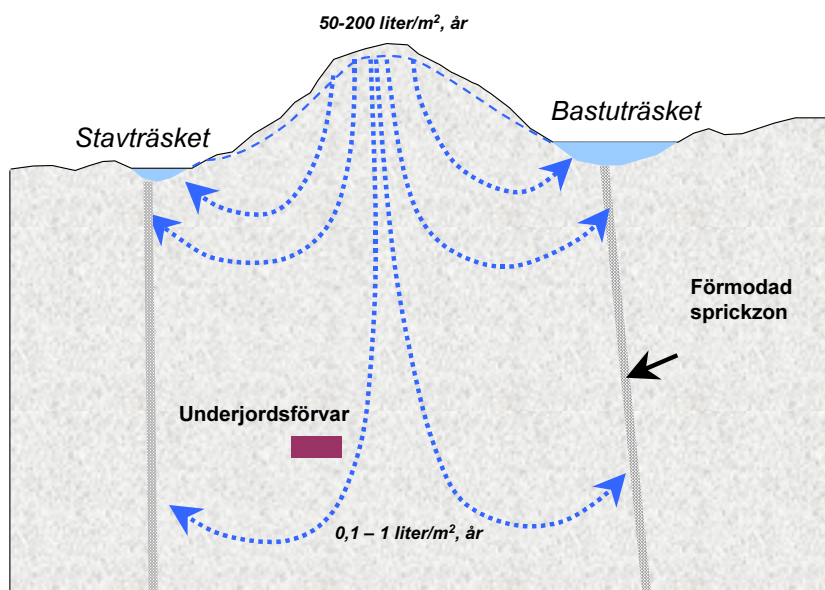
Flera av Rönnskärsverkens farliga avfall har en hög grad av lakbarhet. För att spridningen av förorenande ämnen skall bli acceptabla från deponin krävs därför att lakbarheten reduceras genom en förbehandling av dessa avfallstyper. I ett särskilt utvecklingsprogram har särskilda stabiliseringsmetoder utprovats för vart och ett av de lakbara avfallen. Svårast har varit att effektivt stabilisera de arsenik medan exempelvis kvicksilver varit relativt enkelt att stabilisera.

### 5.3 Spridningen av föroreningar från deponin – omfattning och möjliga vägar

Omfattningen av det framtida läckaget av föroreningar från djupdeponin bestäms av effektiviteten i den kemiska stabilisering som avfallet skall genomgå innan det deponeras och den vattenomsättning som kommer att uppkomma i deponin när denna stängts och grundvattenströmningen återgått till en mer naturlig strömning. Eftersom stabiliseringen kan förväntas bli mycket effektiv samtidigt som det är ett krav på lokaliseringen och utformningen av djupdeponin att vattenomsättningen är mycket liten, kommer läckaget av förorenande ämnen till biosfären att bli mycket låg. En tillkommande faktor är den fastläggningsförmåga som finns i de sediment (sjö- eller havsbottnar) som det kontaminerade grundvattnet måste passera innan det når biosfären.

Transportvägarna för det lakvatten som läcker ut ur slutdeponin bestäms av sprickbildningen i den aktuella berggrunden. Oavsett lokaliseringen kommer den naturliga grundvattenströmning, som betingas av topografiska skillnader i terrängen, att föra detta vatten ut till sprick- och krosszoner som har en större vattenförande förmåga än den bergmassa som djupdeponin lokaliserats till. Därifrån transporteras vattnet upp mot markytan i låglinjer i terrängen. Dessa låglinjer ligger av naturliga skäl ofta i direkt anslutning till sprick- och krosszoners utgående i markytan. I Åkulla förväntas denna utströmning av påverkat grundvatten ske i den närliggande sjön Stavträsket, figur 6, medan den för Rönnskärsalternativet med största sannolikhet sker i Bottenviken. I båda fallen måste det påverkade grundvattnet passera relativt mäktiga sediment innan det når sjöns/vikens vatten.

Figur 6 Illustration av grundvattenströmningen kring ett djupförvar som är anlagd vid Åkullagruvan



#### 5.4 Exponering för föroreningar från deponin

De möjliga exponeringar för spårämnen från deponin som människa och naturmiljö kan utsättas för är praktiskt taget enbart kopplade till vatten. För människan består risken i en direkt exponering via dricksvatten, antingen via ytvatten eller via grundvatten (brunnar). Indirekta exponeringar via fisk som fångats i de aktuella vattnen och via grönsaker som bevattnats med dessa vatten måste också värderas. För naturmiljön är den akvatiska miljön aktuell att värdera och generellt mer känslig än människan.

Exponeringen via dricksvatten kan värderas utifrån gällande dricksvattenkriterier, medan den via grönsaker måste värderas utifrån respektive växters vattenupptag och storleken av de dagliga intagen av dessa växter. För den akvatiska miljön kan generella referenskoncentrationer för sötvatten, respektive bräckt vatten tillämpas.

## 5.5 Risker i samband med transporten av avfallet

När avfallet tas ut ur sina lagringsplatser och transporteras till djupdeponin avlägsnas de skydd som finns kring avfallet. För att utsläppen till omgivningen och därmed riskerna för människa och naturmiljö skall förbli acceptabla krävs att avfallet omgående skyddas mot uttorkning, vind, vatten och spill när det tagits ut ur de nuvarande lagringsplatserna. Transporterna till djupdeponin innebär dessutom en exponering för trafikolyckor med risk för snabbare transport av föroreningar än den via vatten och vind vid lastning/lossning. Riskerna är också att mer känsliga objekt, t.ex. vattentäkter blir utsatta för dessa risker än vad som gäller under lagring/deponering.

Risken för föroreningsspridning kommer att minskas dels genom att

- avfallet kommer att transporteras i speciella containrar samt att
- avfallets form kommer att minska spridningsrisken.

Avfallet som transporteras kommer ej att förekomma i former som lätt sprids i recipienten vid en olycka. Inget torrt/dammande avfall kommer att transporteras, ej heller lättflytande avfall. Detta borgar för att vid en eventuell olycka, då spill kan förekomma, kan spillet enkelt samlas upp och tas omhand.

## 5.6 Möjliga skyddsåtgärder

De skyddsåtgärder som är möjliga att tillgripa för att minska riskerna med djupdeponeringen av det farliga avfallet från Rönnskär har redan behandlats i olika delar av denna redovisning. Sammanfattningsvis består de av:

- Stabilisering av avfallens lagningsbenägenhet
- Lämplig lokalisering av djupdeponin
- Inpackning av avfallet i djupdeponin
- Förstärkande tät- och dräneringsinsatser i i djupdeponin
- Anläggning av filterbarriärer i djupdeponin
- Åtgärder för att minimera utsläppen i samband med uttag, lastning, transport, lossning och inpackning av avfallen.

Till dessa åtgärder kommer övervakning och kontroll, där kontrollen omfattar såväl utförandet av slutdeponin och transportarbetet som den slutliga funktionen av anläggningen.

### 5.7 Skillnader mellan gruvalternativet och Rönnskärsalternativet

Den stora skillnaden mellan lokaliseringen till Åkullagruvan, respektive den till Rönnskär, är typen av recipient som slutligen belastas av de ämnen som avgår från respektive deponi. Vid Åkulla utgörs den, som tidigare nämnts, av en mindre och näringsfattig sjö, Stavträsket, medan den vid Rönnskär utgörs av Bottenviken. Utspädningen i Stavträsket kommer att bli liten och för en sådan recipient har man i flera utredningar angivit att en acceptabel kvicksilverbelastning uppgår till 5 g/år. Detta motsvarar ungefär ett tillskott av Hg-halten i ytvattnet från sjön om drygt 1 ng/l. Om motsvarande halt skulle vara acceptabel i Rönnskärsfjärden, där Skellefteälven har sitt utflöde (ca 4,7 miljarder m<sup>3</sup>/år) motsvarar detta ett utsläpp om cirka 6 000 g/år. I båda fallen är tillskottet av samma storleksordning som den naturliga omsättningen av kvicksilver i svenska sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). Eftersom dessa genomgående redan är belastade med antropogent kvicksilver med Hg-halter som ligger kring 2 ng/l i norra Sverige, innebär den extra belastningen att Hg-halten för Stavträsket ökar med cirka 50 procent. En så kraftig ökning är inte acceptabel för Bottenviken. En ökning av Hg-halten med 5 procent är mera rimlig vilket motsvarar ett totalt tillskott om cirka 500 g/år från en tänkt slutdeponi på Rönnskär, dvs. en faktor 100 högre än från en motsvarande slutdeponi vid Åkullagruvan.

En annan viktig fråga som verkar för Rönnskärsverken är det betydligt mindre transportarbetet och de mindre riskerna med transporter på allmänna vägar och delvis genom tätbebyggda områden om en slutdeponi anläggs på Rönnskär.

## 6 Tidplaner

Följande tidplan är preliminär och till stor del beroende av tidsåtgång för myndighetsbeslut och tidplan för en eventuell malm-brytning av Åkulla Östra.



Tillståndsansökan	sommar 2008
Tillståndsbeslut från miljödomstol	höst 2009
Iordningsställande av första delen av djupdeponin	2010
Iordningsställande av anläggningar för utlastning och stabilisering	2010
Start för djupdeponering	2011

## 7 Kostnader

- Kostnadsbilden kommer sammanfattningsvis att domineras av två huvudkomponenter:
- Behandling/stabilisering av avfallet
- Iordningställande av djupt bergförvar

En viss osäkerhet i beräkningen är kostnaden för stabilisering av Hg-avfallet; här finns i dag ideér om hur den kan genomföras baserat på laboratorieförsök. Det är viktigt att kraven på underjordsförvaret rimlighetsbedöms och relateras till platsspecifika bakgrundvärden. Transportkostnaden bedöms bli av underordnad storlek utan att för den skull vara försumbar.

Om ett djupförvar byggs i en befintlig gruva kan således kostnader för en avancerad ytdeponi rå Rönnskär undvikas, men samtidigt blir djupförvarets erforderliga deponiutrymmen betydligt större än i ursprungskalkylen.

Två alternativ har utretts för djupdeponering:

- Gruvan Åkulla Östra 7km utanför Boliden – huvudalternativ
- Djupförvar under Rönnskärsverken – 2:a-handsalternativ

För huvudalternativet Åkulla-gruvan utreds 2 brytningsalternativ:

1. Öppen metod, där brytningsrummen blir 16 m höga, utan igensättning
2. Igensättningsbrytning, mycket höga brytningsrum där inga pelare lämnas

Ett möjligt brytningsalternativ är en kombination av alternativ 1 och alternativ 2. Som *reservalternativ* kalkyleras med ett helt nytt förvar under Rönnskär. Detta alternativ kallas här alternativ 3.

En djupdeponi helt enligt *alternativ 1* skulle innebära att 15 brytningsrum iordningställs så att hela volymen 300 000 m<sup>3</sup> erhålls i brytningsrum. Merkostnaden för att ordna deponeringsutrymme på detta sätt beräknas till 20 Mkr.

Om *alternativ 2* används blir cirka halva deponivolymen inrymd i brytningsrum och halva volymen ordnas nya förvaringsutrymmen. Merkostnaden för att ordna utrymme för deponering på detta sätt beräknas till 81 Mkr.

Att bygga utrymmen för ett helt nytt djupförvar under Rönnskärsverken på cirka 400 m djup har kostnadsberäknats till 270 Mkr exkl. kostnader för kringutrustning (pumpar, ventilation etc).

Till ovanstående kostnader tillkommer kostnader för:

- Transport från lagerplats på Rönnskär till slutdeponin
- Ordningsställande av deponirum (dräneringar, tätningar etc.)
- Inpackning av avfall i deponirum
- Kostnader för vattenrening och fordonstvätt
- Övervakning och kontroll

Det bör slutligen påpekas att kostnadsbilden inte är slutligt utredd eftersom vi i dag inte slutgiltigt har bestämt oss för vilka tekniska detaljlösningar som vi kommer att föreslå. Inte heller är det i dag till 100 procent klarlagt om driften av Åkullagruvan kommer igång.

## 7 Slutord

Deponifrågan på Rönnskär har en lång historia som börjar redan på 1970-talet då processavfall började samlas på industriområdet. Reningen av processvatten inleddes genom inrättandet av Östra Dammen. Efter 1986 års koncessionsdom startade omfattande utredningar om avfallens karaktär och möjligheter till uppbyggnad. 1975 byggdes ett kaldoverk för att behandla de processavfall (blyhaltiga gasreningsstoft) som uppstår i processen. Försöken gav ej det utfall man hoppats på, varför dessa avfall lagrats på industriområdet i väntan på en slutlig deponilösning. Boliden rapporterade 1991 till Naturvårdsverket i denna fråga.

1998 kom en koncessionsdom, där deponifrågorna delegerats till naturvårdsverket. Under 2000–2004 genomförde Boliden en utred-

ning om slutdeponering för farligt avfall. 2005 kom förändringen i deponiförordningen vilket innebar att en betydande del av Rönnskärverkens processavfall måste slutdeponeras i djupt bergförvar. Boliden kan därmed konstatera att en djupdeponi för kvicksilverhaltigt processavfall måste byggas.

En ny deponeringsstrategi för de processavfall som klassas som farliga (deponiklass 1) antogs av Rönnskärs ledning 2005 och innebär att alla klass1-avfall ska slutdeponeras under jord.

Boliden har 2006 startat en undersökning om en lämplig lokalisering och utformning av en slutdeponi under jord. I första hand har en gruva i Bolidenområdet bedömts kunna utgöra förstahandsalternativet.

Ett huvudalternativ har framtagits, efter genomgång av ett 15-tal gruvor i området – en icke idriftagen gruva kallad Åkulla Östra – som Boliden bedömer kommer att uppfylla de uppställda kriterierna på djupdeponin.

Avfallskaraktärisering och stabilisering pågår sedan 2005 i syfte att ta fram optimala behandlingslösningar för vart och ett av de aktuella avfallen.

I dagsläget är arbetet i full gång för att ta fram underlag till en ansökan till miljödomstol. Ansökan omfattar även tillstånd för fortsatt och utökad drift vid Rönnskärverken. Ansökan bedöms kunna inlämnas sommaren 2008.

Driften av djupdeponin är beroende av den eventuella exploateringen av Åkulla-fyndigheten. Om den kommer till stånd bedömer Boliden att deponeringen under jord tidigast kan påbörjas 2011.

# Olika slutförvaringsstrategier för kvicksilveravfall

Sammanställning och utvärdering av frågeställningar:

- Saltförvar i Tyskland
- Langøya i Norge

Lars Olof Höglund  
Sara Södergren Riggare  
Bertil Grundfelt

Kemakta Konsult AB  
2008-01-25

## Innehåll

<b>1</b>	<b>Inledning och bakgrund .....</b>	<b>143</b>
<b>2</b>	<b>Tyskt material .....</b>	<b>144</b>
2.1	Det tyska bergsaltets ursprung och olika typer av formationer.....	144
2.2	Underjordsdeponier för farligt avfall i salt i Tyskland.....	144
2.2.1	Befintliga anläggningar.....	144
2.2.2	Tyskt regelverk för underjordsdeponier.....	147
2.2.3	Krav på förläggningsplatsen.....	148
2.2.4	Krav på avfallet .....	148
2.2.5	Krav på säkerhetsredovisning .....	149
2.2.6	Opinionsläge och vetenskapligt anseende .....	151
2.3	Aspekter på förvaring av flytande kvicksilver i underjordsförvar.....	152
2.3.1	Driftskedet – Arbetsmiljö/inre miljö.....	152

2.3.2	Slutförvarsskedet – Grundläggande säkerhetsfunktioner .....	152
2.3.3	Samdeponering med annat avfall .....	154
2.3.4	Säkerhetsanalys och scenarier .....	157
2.4	Risk för intressekonflikter .....	163
2.4.1	Koldioxidlagring .....	163
2.4.2	Mineralutvinning .....	164
2.5	Deponering av radioaktivt avfall i bergsalt.....	164
2.5.1	Huvudfrågor vid slutförvaring av radioaktivt avfall i salt .....	166
2.5.2	Jämförelser av olika bergarter för deponering av radioaktivt avfall .....	168
2.6	Diskussion.....	169
<b>3</b>	<b>Norskt material.....</b>	<b>173</b>
3.1	Langøya .....	173
3.1.1	Bakgrund .....	173
3.1.2	Tillstånd och verksamhet .....	173
3.1.3	Rehabiliteringsplan .....	175
3.1.4	Stabilisering av avfall.....	177
3.1.5	Säkerhetsprinciper .....	178
3.2	Kemaktas bedömning.....	179
3.2.1	Krav i EU-lagstiftning .....	179
3.2.2	Höghaltigt kvicksilveravfall på Langøya .....	182
3.3	Villkor för deponering på Langøya .....	182
3.4	Sammanfattande kommentarer och diskussion .....	183
<b>4</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>184</b>

## 1 Inledning och bakgrund

Kemakta Konsult AB har av regeringens utredare fått i uppdrag att sammanställa och värdera befintligt underlag beträffande slutförvaring av kvicksilveravfall i underjordiska förvarsanläggningar för kemiskt toxiskt avfall i Tyskland respektive i det nedlagda kalkbrottet på Langøya i Norge. I samband med slutförvaring under jorden i Tyskland har även möjligheterna att slutförvara metalliskt kvicksilver, dvs. kvicksilver i flytande form, i sådana anläggningar utretts.

Denna rapport syftar till att översiktligt beskriva de säkerhetspåverkande frågeställningar som diskuteras i samband med slutförvaring av avfall i bergsalt, att diskutera specifika aspekter rörande slutförvaring av kvicksilveravfall i bergsalt samt belysa de långsiktiga säkerhetsaspekterna vid slutförvaring på Langøya. Redovisningen bygger på Kemaktas erfarenheter från tidigare uppdrag åt BfS<sup>1</sup> avseende slutförvaring av högaktivt radioaktivt avfall i saltformationer kompletterade med information om pågående slutförvaring av icke radioaktivt avfall som hämtats ur befintligt tryckt material och som erhållits via intervjuer med insatta personer.

I Tyskland finns tre underjordsanläggningar i drift för slutförvaring av farligt avfall, bl.a. kvicksilverhaltigt avfall. Samtliga dessa anläggningar är förlagda i bergsaltformationer. I Tyskland har dessutom salt under flera decennier utgjort ett förstahandsalternativ för slutförvaring av högaktivt radioaktivt avfall.

På Langøya i Oslofjorden bedrivs sedan 1987 deponering av vissa typer av avfall i ett nedlagt kalkbrott. Vid anläggningen tas kvicksilverhaltigt avfall emot för behandling (stabilisering) och deponering.

I kapitel 2 i detta PM behandlas slutförvaring i bergsalt i Tyskland. Denna beskrivning börjar i avsnitt 2.1 med en beskrivning av det tyska bergsaltets geologiska ursprung. I avsnitt 2.2 beskrivs den pågående verksamheten med slutförvaring av kemiskt toxiskt avfall i underjordsanläggningar i Tyskland. I avsnitt 2.3 skisseras några väsentliga frågeställningar och scenarier som bör behandlas i en säkerhetsanalys av slutförvaring av metalliskt flytande kvicksilver i bergsalt. I avsnitt 2.4 diskuteras helt kort ett par andra potentiella användningsområden som kan skapa intressekonflikter omkring de aktuella geologiska formationerna. I avsnitt 2.5 behandlas de tyska planerna för slutförvaring av radio-

---

<sup>1</sup> BfS – Bundesamt für Strahlenschutz.

aktivt avfall i bergsalt. I avsnitt 2.6 presenteras slutligen en sammanfattande diskussion om slutförvaring av kvicksilveravfall i bergsalt.

Kapitel 3 beskriver verksamheten vid deponin på Langøya. Slutligen ges sammanfattande kommentarer och diskussion i avsnitt 3.4.

Kapitel 4 innehåller en förteckning över referenser använda i utredningen.

## **2 Tyskt material**

### **2.1 Det tyska bergsaltets ursprung och olika typer av formationer**

För cirka 250 miljoner år sedan, under den senare delen av perm-perioden (under epoken Zechstein), täcktes norra Europa av ett grunt hav över en utbredd kontinentalsockel vars enda förbindelse med de öppna världshaven var över en tröskel belägen ungefär vid nuvarande Nordsjön. I det heta klimat som då rådde dunstade vatten varvid salthalten ökade och de salter som hade lägst löslighet såsom gips och kalksten fälldes ut först varefter natrium- och kaliumsalter överlagrades. Denna process har medfört att bergsalt förekommer i stora delar av Tyskland i klart avskiljda och ofta flera hundra meter mäktiga lager, s.k. skiktsalt.

Genom en höjning av tröskeln avsnördes det grunda havet och torkade ut. Under en efterföljande period rådde i området ökenklimat vilket ledde till att saltlagren överlagrades av stora mängder sediment som senare omvandlades till sedimentära bergarter. Under det höga trycket som rådde under dessa sedimentära lager började saltet flyta och vid svaghetszoner stiga på grund av sin lägre densitet än omgivande berg varvid saltdomer bildades. Denna process kallas diapirism och pågår alltjämt men är mycket långsam.

### **2.2 Underjordsdeponier för farligt avfall i salt i Tyskland**

#### **2.2.1 Befintliga anläggningar**

I Tyskland finns i dagsläget tre "äkta" slutförvar för kemiskt toxiskt avfall i saltformationer, dvs. anläggningar som drivs med syftet att omhänderta avfall. Två av dessa, Herfa-Neurode i del-

staten Hessen (i drift sedan 1972) och Zielitz i Sachsen-Anhalt (i drift sedan 1995), drivs av företaget K+S Entsorgung GbmH medan den tredje, Heilbronn i Baden Württemberg (i drift sedan 1987) drivs av företaget UEV<sup>2</sup> som är ett dotterbolag till Südwestdeutsche Saltzwerke AG.

Utöver dessa anläggningar har en anläggning i Sondershausen i Thüringen som drivs av GSES GmbH<sup>3</sup> fått driftstillstånd 2005. Det är för närvarande oklart om denna anläggning har tagits i drift. Vidare gavs 1997 tillstånd för en anläggning i Borth i Nordrhein-Westfalen. Tillståndet överklagades. Även här är det oklart om anläggningen är i drift. K+S Entsorgung GbmH sökte ett tillstånd för ett slutförvar i en saltom i Niedersachsen-Riedel men drog senare tillbaka ansökan på grund av brist på avfall att deponera. Förutom de anläggningar som är rena avfallsdeponier finns det grovt räknat ett trettiotal anläggningar där restprodukter används för att återfylla hålrum i saltgruvor på grund av lagkrav på återfyllnad.

Enligt muntlig uppgift lär det finnas någon deponi för specialavfall i ett nedlagt lignitbrott. Det är dock oklart om denna anläggning är en undermarksdeponi och vilken typ av avfall som kan deponeras där. I brist på annan information utgår vi i dagsläget från givna uppgifter att de tre deponierna i nedlagda saltgruvor är de enda existerande undermarksdeponierna för farligt avfall.

De tre slutförvaren som är i drift är samtliga belägna i skikt-saltformationer. I figur 1 visas den geologiska omgivningen av anläggningen i Zielitz som ett exempel på en sådan geologisk sekvens.

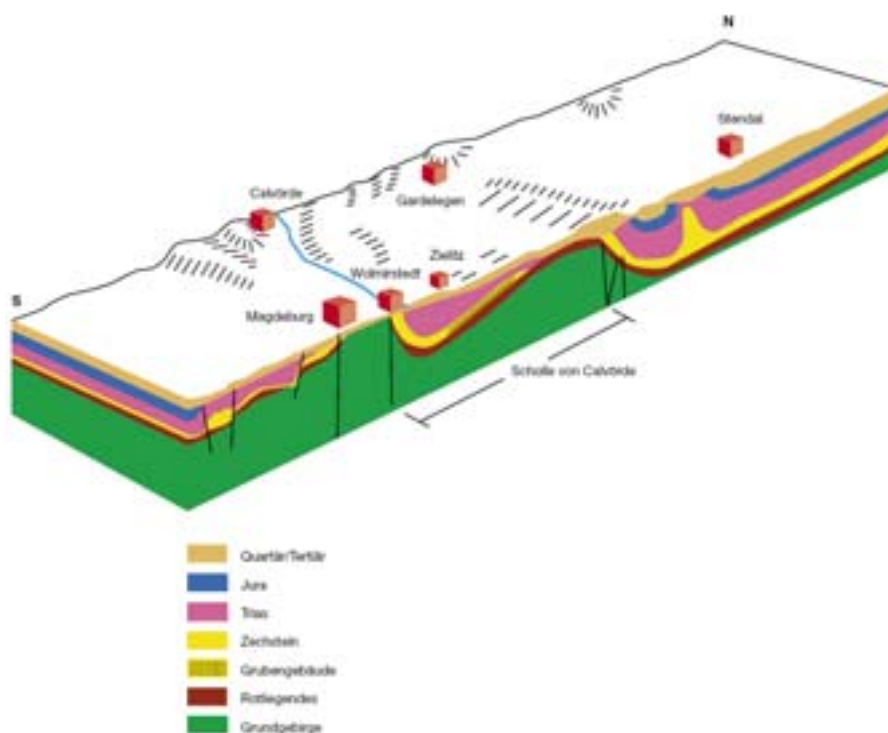
---

<sup>2</sup> UEV – Umwelt, Entsorgung und Verwertung GmbH.

<sup>3</sup> Glückauf Sondershausen Entwicklungs- und Sicherungsgesellschaft mbH.



Figur 1 Exempel på skiktssaltformation vid slutförvarsanläggningen Zielitz (illustration från broschyrmaterial, K+S Entsorgung GbmH)



Slutförvarsanläggningarna har tidsbegränsade certifikat från TÜV<sup>4</sup> att de uppfyller kraven i den tyska förordningen om avfallshanteringsanläggningar. En förteckning över de avfallstyper som anläggningen får ta emot bifogas certifikatet. För den äldre anläggningen i Herfa Neurode upptar bilagan 14 mottagningskriterier för avfallens egenskaper. Bland kriterierna återfinns att avfallet inte får vara flytande och att det ska vara läckagetätt förpackat. För den nyare anläggningen i Zielitz liksom för anläggningen i Heibronn innehåller certifikatsbilagan ett omfattande utsnitt av den s.k. europeiska avfallskatalogen.

<sup>4</sup> TÜV – Technische Überwachungsverein.

### 2.2.2 Tyskt regelverk för underjordsdeponier

Deponering av avfall i Tyskland regleras av Deponeringsförordningen (DepV,2002) och en teknisk vägledning (TA Abfall, 1991). Båda dessa regleringar är yngre än anläggningen i Herfa-Neurode som har fått sitt tillstånd enligt den första avfallslagen i Tyskland som då nyligen antagits (1972). Däremot har tillstånden för de båda nyare anläggningarna i Zielitz (1995) och Heilbronn (bolaget bildat 1992) getts i enlighet med TA Abfall.

Undermarksdeponier kallas i Tyskland med deponeringsförordningens nomenklatur "Deponie der Klasse IV" vilken definieras som:

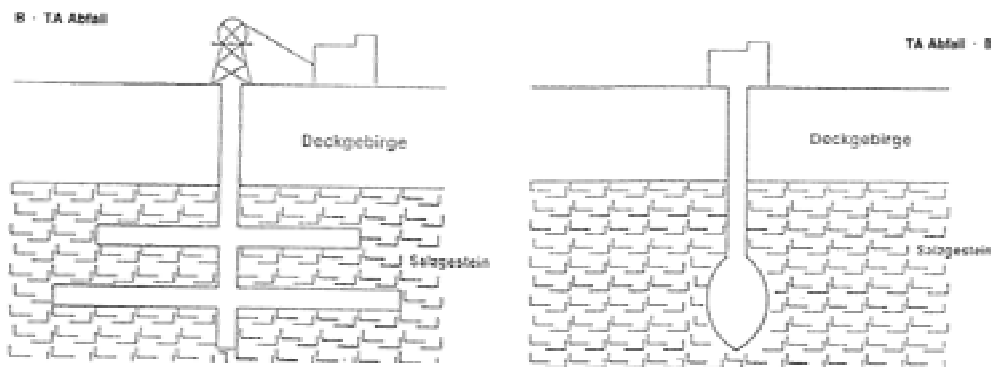
En undermarksdeponi i vilken avfallen

- a) i en gruva med ett oberoende deponeringsområde som är anlagt avskilt från områden där mineralutvinning pågår eller planeras, eller
- b) i ett hålrum

lagras fullständigt inneslutet i berg.

Det finns således i teorin två typer av undermarksdeponier vilket illustreras i figur 2. Samtliga befintliga och tillståndsgivna deponier är nedlagda saltgruvor, dvs. typ a). Undermarksdeponier kan också teoretiskt anläggas i andra bergarter än salt. För sådana deponier ställs dock hårdare krav på avfallets egenskaper.

**Figur 2** Två typer av undermarksdeponier som definieras i den tyska deponeringsförordningen – vänster nedlagd gruva, typ a) – höger hålrum, typ b)



### 2.2.3 Krav på förläggingsplatsen

I avsnitt 10 av TA Abfall definieras speciella krav som ställs på undermarksdeponier i salt. Inledningsvis anges syftet med deponering i bergsalt vara att varaktigt avskilja avfallet från biosfären och att deponin inte ska behöva övervakas efter avslutad deponering och förslutning. Detta ligger till grund för de krav som ställs på förläggingsplatsen där det anges att bergsaltet på förläggingsplatsen måste:

- a) vara tätt mot vätskor och gaser,
- b) ha tillräcklig utsträckning i rummet och
- c) ha tillräcklig mäktighet i deponeringsområdet.

Dessutom:

- d) måste bergets geomekaniska egenskaper möjliggöra säkra öppna volymer,
- e) får inte hålrumsväggarna ligga nära berglager som kan utgöra potentiella vattenledare och
- f) ska förläggingsplatser undvikas i regioner där sannolikheten överstiger 99 procent för jordbävningar med en intensitet som överstiger 8 på MSK-skalan (Medvedjev-Sponheuer-Karnik)<sup>5</sup>.

Förläggingsplatsens lämplighet för ett undermarksförvar skall redovisas i en platsspecifik säkerhetsredovisning. Kraven på denna redovisas i avsnitt 2.2.5 nedan.

### 2.2.4 Krav på avfallet

Det tyska systemet, liksom det svenska, bygger på att avfall tilldelas anläggningar efter skyddsbehov. I första hand ska generering av avfall undvikas och i andra hand ska avfallet nyttiggöras genom återvinning. Avfall som inte kan nyttiggöras skall lämnas till en anläggning för behandling och/eller deponering efter kriterier som härletts från de mottagningskriterier som finns inom EU (EU, 2002). Tilldelningen av deponiklass utgår från avfallets farlighet. I en bilaga till TA Abfall specificeras ett antal kvantitativa kriterier för när avfall kan accepteras för deponering i en ovanjordsanläggning. Specifikt när det gäller kvicksilver skall avfall som vid lak-

---

<sup>5</sup> Intensitet 8 på MSK-skalan innebär att sprickor bildas i murar samt att valv och tak kan rasa.

försök med en vätske-fastfaskvot på 10 l/kg ger en kvicksilverhalt i lakvattnet som överstiger 0,1 mg/l förvaras i en undermarksdeponi. Sådant avfall måste emellertid även uppfylla de allmänna acceptanskraven för avfall i undermarksdeponier, dvs.:

- Avfallet får inte:
  - vara explosivt under förvarsförhållanden
  - vara självantändbart under förvarsförhållanden
  - vara brandfarligt under förvarsförhållanden
  - vara reaktivt med gasbildning som följd
  - ha en påträngande lukt
  - vara i flytande form och måste åtminstone ha kompakt konsistens
  - reagera med bergsalt på ett negativt sätt
  - öka i volym
  - vara radioaktivt
  - innehålla eller bilda smittoämnen
- Avfallets *förpackning* måste uppfylla att:
  - avfallet måste vara förpackat i slutna behållare (fat, containrar eller storsäckar som inte förorenar gruvan och som är dammsäkra och flamskyddade). PCB-innehållande transformatorer får deponeras utan ytterligare förpackning förutsatt att reglerna för transport av farligt gods följs.
  - Korrosion på behållarnas insida måste förhindras
  - Behållare måste uppfylla vad som föreskrivs för ett undermarksförvar liksom bestämmelserna i (GGVSE, 2001).

Avfall som inte uppfyller dessa kriterier får inte deponeras.

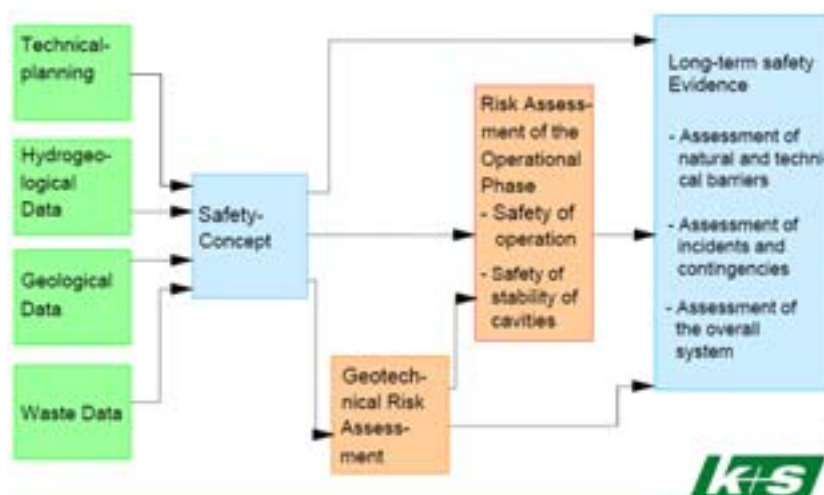
### 2.2.5 Krav på säkerhetsredovisning

I TA Avfall specificeras att en redovisning av bergets lämplighet för att anlägga en undermarksdeponi ska redovisas i en platsspecifik säkerhetsredovisning som ska omfatta hela systemet avfall-undermarksbyggnader-bergmassa. Säkerhetsredovisningen skall vidare omfatta risker som möjligen kan uppkomma under anläggande och drift av anläggningen samt den långsiktiga risken efter förslutning. I säkerhetsredovisningen skall följande delar ingå, se figur 3:

- a) Geoteknisk säkerhetsredovisning
- b) Säkerhetsredovisning för driftsfasen
- c) Redovisning av långsiktig säkerhet

Den geotekniska säkerhetsredovisningen syftar till att visa att anläggningens hålrum är stabila. Säkerhetsredovisningen för driftsfasen skall utöver den geotekniska redovisningens slutsatser även redovisa en "vanlig" riskbedömning med identifiering av incidenter, belastning på personal, etc. Långtidssäkerhetsanalysen ska syfta till att redovisa påverkan från det förslutna förvaret på biosfären.

Figur 3 Procedur för säkerhetsredovisning för tyska undermarksdeponier



I analysen av den långsiktiga säkerheten ska man belägga att varken uppförande och drift av anläggningen eller förhållandena efter förslutning leder till någon skada på biosfären. Därvidlag ska man utvärdera förhållandena i deponins barriärer (avfallens beskaffenhet, återfyllnads- och förslutningsåtgärder i schakt och borrhål), förhållandena i bergsaltet, förhållandena i omgivande och överlagrade geologiska formationer samt händelseförlopp i hela systemet. Utvärderingen skall göras med lämpliga modeller baserat på plats-specifika data alternativt tillräckligt konservativa ansatser. Såväl hydrogeologiska som geokemiska förhållanden och lösligheter ska beaktas. Däremot ska ingen kredit tas för avfallsbehållare och

eventuella inklädnader i bergrummen då dessas livslängd kan förutsättas vara begränsad.

### 2.2.6 Opinionsläge och vetenskapligt anseende

Den allmänna opinionen är relativt positiv till slutförvaring av farligt avfall i f.d. saltgruvor. Vid nyare anläggningar känner man dock av ett visst motstånd som dock inte är tillnärmelsevis lika starkt som motståndet mot kärnavfallshanteringen. Som en konsekvens av det motstånd som man känner av har man, för att undvika opinionsproblem, inte sökt tillstånd för utökad drift vid Herfa-Neurode trots att det finns ett behov av större kapacitet. Man kan vidare notera att, som ovan nämnts, tillståndet för en anläggning i Borth överklagades.

På frågan om det finns några vetenskapligt underbyggda argument mot slutförvaring i bergsalt på det sätt som det praktiseras i Tyskland har följande anförts från forskarhåll:

- Eftersom slutförvaringen uteslutande sker i nedlagda saltgruvor är anläggningsutformningen inte anpassad till avfallsdeponering.
- Slutförvaringen har påbörjats när avfallets sammansättning och kemiska beteende var dåligt kända. Sedan tillståndet gavs för de driftsatta anläggningarna har dock forskningsprogram dragits igång både vad gäller avfallets sammansättning och egenskaper samt utveckling av verktyg och filosofier avseende säkerhetsanalyser.
- Den säkerhetsfilosofi som ligger till grund för konceptet är att saltet antas vara helt tätt mot läckage av toxiska ämnen från avfallet. Detta sägs ha styrt utformningen på analyserna av den långsiktiga säkerheten så att dessa inriktats på att visa att formationen förblir tät.
- De problem som uppkommit vid förvaring av radioaktivt avfall i Asse liksom i Morsleben har anförts för att understryka synpunkten. I dessa anläggningar har problem med vatteninläckage uppstått på grund av förekomst av vattenförande lager och kontakt med omgivande berg.

## 2.3 Aspekter på förvaring av flytande kvicksilver i underjordsförvar

### 2.3.1 Driftskedet – Arbetsmiljö/inre miljö

Hantering av kvicksilver i flytande form kräver speciella kunskaper och försiktighetsåtgärder. Inom den kvicksilverhanterande industrien liksom inom de företag som hanterar kvicksilverhaltigt avfall har man dock lång erfarenhet av detta liksom erforderlig utrustning.

Kvicksilvers höga ångtryck och risken för omvandling till metylerade former kan leda till arbetsmiljöproblem i ett dåligt ventilerat undermarksutrymme. Ångan inklusive metylerade former kan spridas med ventilationsluften och är toxiska för människan. Öppen hantering av flytande kvicksilver i en slutförvarsanläggning skulle kunna leda till adsorption av kvicksilverånga på fasta ytor i anläggningen, varvid anläggningen blir kontaminerad.

### 2.3.2 Slutförvarsskedet – Grundläggande säkerhetsfunktioner

Slutförvaring i underjordsförvar är ett bra sätt att inte belasta framtida generationer med ett ansvar för avfallet eftersom tanken med ett underjordsförvar är att detta skall konstrueras för att upprätthålla säkerheten med passiva barriärer som inte behöver underhållas.

Syftet med att slutförvara avfall i ett underjordsförvar är att isolera det från biosfären. En total inneslutning är normalt inte möjlig vid deponering i berggrunden. Saltberg anses i många fall vara ett undantag eftersom det genom deformationer av saltet gör att hålrum konvergerar så att avfallet helt kan inneslutas. För att detta skall uppnås är det dock viktigt att deformationen sker utan sprickbildning och att schakt, undersökningsborrhål o.dyl. som förbinder slutförvaret med rörligt grundvatten försluts noga. Om föroreningar från avfallet skulle läcka ut från saltformationen är det viktigt att omgivande berg har en naturlig fastläggande förmåga så att effekterna av ett läckage lindras.

I bilaga A till Rådets beslut 2003/33EG av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier redovisas säkerhetsprinciper för mottagning av avfall för underjordsförvar liksom en procedur för en platsspecifik säkerhetsbedömning av ett sådant slutförvar. Där anges bl.a. att för

att villkoren i ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) skall vara uppfyllda måste man visa att ett underjordsförvar är säkert på lång sikt.

En vanligt förekommande grundprincip för slutförvar är att basera konstruktionen på flera oberoende barriärer som samverkar till en hög säkerhet. Grundtanken är att om en del av barriärsystemet skulle falla så träder en annan del av barriärsystemet in och förhindrar eller mildrar konsekvenserna av den fallerande barriären. Exempel på ett flerbarriärsystem kan vara ett slutförvar bestående av:

- Konstruerade barriärer såsom inneslutning av avfallet i behållare, betongbarriärer, bentonitlera m.m.
- Geologiska barriärer, berggrunden, saltformationen etc.
- Geokemiska barriärer, exempelvis låg löslighet hos avfallsmaterialet i den aktuella miljön, berggrundens buffrande egenskaper mot förändringar i pH och redoxförhållanden.
- Hydrogeologiska barriärer, låg genomsläpplighet i berggrund, vattentäta saltformationer, densitetsvariationer till följd av salthaltsskillnader som förhindrar/minskar vattentransport i djupare delar av berggrunden.
- Pluggkoncept, avser tillfartstunnlar, borrhål för att förhindra uttransport av föroreningar från slutförvaret, inläckage av grundvatten i saltformationer m.m.
- Återfyllnad av håligheter för att förhindra konvergens och berg rörelser till följd av konvergens i saltformationer.

För att bygga upp trovärdigheten hos ett slutförvarssystem, något som är väsentligt för att få acceptans för en slutförvarsanläggning, är det viktigt att kunna påvisa att säkerheten är tillräckligt hög och att inga utsläpp sker. Det är därför önskvärt att på olika sätt kunna redogöra för hur ett slutförvar och dess olika barriärer fungerar. Man kan i detta syfte definiera olika säkerhetsfunktionsindikatorer som kan utnyttjas för att påvisa att slutförvarsfunktionen är uppfylld.

En viktig del i en slutförvarslösning är att avfallet ska ha en kemiskt stabil form. Detta innebär bland annat att avfallet inte ska vara flytande eller gasformigt, vidare att det inte ska vara kemiskt reaktivt i den tänkta slutförvarsmiljön.



Stabilisering av avfallet kan tillgripas för att överföra kvicksilver från flytande (svårhanterlig form) till fast material (enklare hantering, lägre risker för spridning). Stabiliseringsförfarandet innebär att kostnaderna ökar men bedöms vara förhållandevis små jämfört med de totala kostnaderna för ett slutförvar. Stabilisering innebär även att volymen hos avfallet ökar något, men medger samtidigt att enklare transport och mindre kvalificerade förvaringsbehållare kan användas för stabiliserat kvicksilver jämfört med flytande kvicksilver. Stabilisering innebär även väsentligt lägre ångtryck (mindre exponering för personal under drift, enklare driftsbetingelser, väsentligt minskad risk för spridning av ångor till omgivningen, väsentligt minskad risk för intern kontaminering inom anläggningen (adsorptionen av Hg-ånga på fast ytor minskar)). Ytterligare fördelar är att riskerna för metylering minskar. En kemiskt och fysikaliskt stabil form på kvicksilvret innebär att riskerna för spridning vid kontakt med vatten reduceras väsentligt samtidigt som riskerna för okontrollerad spridning från slutförvaret väsentligen undanröjs.

### 2.3.3 Samdeponering med annat avfall

Vid slutförvaring av kemiskt toxiskt avfall i underjordsförvar finns vanligen en vilja att kunna omhänderta olika typer av avfallsmaterial. Detta medför i vissa avseenden ökade risker för oönskad växelverkan mellan avfallsslag med olika kemiska och/eller fysikaliska egenskaper. Det är därför viktigt att korrekt karakterisera och i förväg förutse eventuella oönskade effekter så att dessa kan förhindras ske i slutförvaret. I detta avseende måste såväl kortsiktiga som långsiktiga effekter och processer beaktas. Exempel på detta med potentiell betydelse för slutförvaring av kvicksilver är:

- Kemiska interaktioner
  - *Sulfidöverskott i kombination med alkalisk miljö*  
Kvicksilver övergår från svårslösliga till lösliga former i vatten vid stökiometriskt överskott av fria sulfidjoner. Effekten är särskilt påtaglig vid högt pH.
  - *Organiska ämnen kan leda till metylering*  
Olika organiska ämnen bryts ner genom olika mikrobiella processer. Av särskilt intresse är att sulfatreducerande bakterier även spelar en nyckelroll vid metylering av kvicksilver. Till-

gången på sulfatjoner i grundvatten är vanligen god. Bakterier kan alltid förväntas finnas närvarande i tillräckligt antal. Närvaro av organiskt material tillsammans med kvicksilver medför därför att förutsättningar finns för att metylering ska kunna ske.

– *Redoxpåverkande ämnen*

Starka oxidationsmedel och starka reduktionsmedel skall undvikas i ett slutförvar. Det ska dock understrykas att även ämnen som normalt inte betraktas som särskilt reaktiva likväl kan ge oönskade långsiktiga effekter i ett slutförvar. Ett exempel kan vara metalliskt järn som kan fungera som ett reduktionsmedel för vatten varvid bildas betydande mängder vätgas under syrefria förhållanden. Vätgas är i sin tur ett potent reduktionsmedel för en mängd andra kemiska ämnen. Vätgasen kan även i sig utgöra ett problem genom att bidra till trycksättning av ett slutförvar, explosionsrisker vid utströmningspunkter etc.

– *Starka komplexbildare*

Avfall som innehåller starka komplexbildare bör inte tillföras ett slutförvar. Risken för oönskade interaktioner med andra avfalls-komponenter med risk för ökad mobilisering av föroreningar är uppenbar. Mycket starka komplexbildare kan även bildas till följd av kemiska och/eller mikrobiella omvandlingsprocesser. De bildade komplexbildarna kan därefter växelverka med olika föroreningar i avfallsmaterialet och leda till ökad löslighet, minskad sorption och ökad frigörelse av föroreningar.

– *Värmealstrande ämnen*

Närvaro av värmealstrande ämnen bör undvikas i ett slutförvar. Eftersom värmeavledningen från ett tillslutet förvar i berggrunden är begränsad till bergmaterialets termiska ledningsförmåga kan temperaturökningen i slutförvaret stiga kraftigt om betydande värmeutveckling sker i avfallsmaterialet. Kraftigt ökad temperatur kan medföra exempelvis ökat ångtryck av kvicksilver och risk för nedsatt funktion hos barriärmaterial som hettas upp. Betydelsen kan uppskattas utgående från plats-specifika betingelser. Kvantitativa uppskattningar bör alltid göras om värmealstring i avfallsmaterialet misstänks förekomma.

– *Ev. katalyserande effekter*

Vissa kemiska reaktioner sker vanligen endast mycket långsamt. I vissa fall kan dock reaktionerna påskyndas av något annat ämne som deltar i vissa delsteg av reaktionerna utan att för-

brukas, sådana ämnen benämns katalysatorer. Effekterna av närvaro av ett katalyserande ämne kan ibland vara dramatiska, med ibland okontrollerbara kemiska reaktionsförlopp när de väl initierats. Det är viktigt att utvärdera och undvika risker för katalytiska effekter då beslut fattas om samdeponering av olika kemiska ämnen i ett slutförvar.

– *Galvaniska effekter*

Galvaniska effekter kan uppkomma då metalliska avfallsmaterial av olika typer kommer i kontakt med varandra. Galvaniska effekter leder till olika korrosionsfenomen och kan resultera i oönskade kemiska ombildningar av materialen. Flytande kvicksilver kan bedömas utgöra en riskfaktor för galvaniska effekter i kontakt med andra metaller i ett slutförvar. Risken bör därför uppmärksammas och kvantifieras.

- Kräver åtskillnad
  - För att undvika att de potentiellt komplexa och oönskade effekterna som riskerar följa av samdeponering av olika typer av kemiskt toxiskt avfall krävs åtskillnad mellan de olika avfallstyperna. Detta kan ske genom separat lagring i olika slutförvar, men bedöms med rimligt hög säkerhetsnivå även kunna åstadkommas genom åtskild deponering i olika delar av ett gemensamt slutförvar. Det är i det senare fallet väsentligt att åtskillnaden görs permanent genom rigorös försegling av slutförvarets olika delar så att transport av olika kemiska komponenter mellan förvarsdelarna förhindras.
- Kräver säkerhetsanalys där bevisbördan ligger på den som vill samdeponera
  - Det är väsentligt att fastställa att den som önskar genomföra samdeponering av olika avfallstyper i ett gemensamt slutförvar måste ta ansvar för en rigorös belysning av riskerna i en säkerhetsredovisning. Det bedöms vara en kostsam och omfattande process att ta fram en detaljerad säkerhetsredovisning som täcker de säkerhetspåverkande aspekter som tillkommer vid samdeponering av komplexa kemiskt toxiska avfallsmaterial. Bevisbördan ligger på den som önskar åstadkomma en sådan slutförvarslösning.

- Radioaktivt avfall måste undvikas.
  - Samdeponering av kemiskt toxiskt avfall och radioaktivt avfall kan leda till en mycket komplex matris av olika kemiska och fysikaliska egenskaper. Interaktioner mellan de olika komponenterna i en sådan matris blir därför mycket komplex och svårbedömd, varför samdeponering inte bör rekommenderas. Det kan även vara så att kemiskt toxiskt avfall och radioaktivt avfall omfattas av olika lagstiftning, vilket kan medföra att legala tveksamheter riskerar uppkomma vid tillämpningen på ett gemensamt slutförvar.

#### 2.3.4 Säkerhetsanalys och scenarier

Vid lagring av kvicksilveravfall i bergsalt kan ett antal scenarier för slutförvarets långsiktiga utveckling efter förslutning vara aktuella. Utgångspunkten har i denna del av studien varit att kvicksilver skulle lagras i elementär, flytande form med eller utan stabilisering och förvarsbehållare. Behållare skall inte beaktas vid bedömningen av de långsiktiga riskerna, eftersom deras livslängd är begränsad (Rådets beslut av den 19 dec. 2002, 2003/33/EG).

Flytande kvicksilver ger upphov till ett antal frågor som behöver besvaras i säkerhetsanalysen. I denna behöver även mindre sannolika händelser belysas. I det följande ges sex exempel på frågeställningar och händelseförlopp (scenarier) som kan ha relevans för slutförvaring av flytande kvicksilver i en saltdom. Scenarierna har en allmän relevans även vid förvaring i skiktsalt där dock en del av de illustrerade processerna har lägre relevans. Detta gäller främst buoyancy-effekt och kraftigt ökat tryck i överlagrade berglager.

Fyra av scenarierna illustreras i figur 4. Det bör noteras att denna lista av scenarier inte ger sig ut för att vara fullständig. Nedan ges beskrivningar av de olika scenarierna.

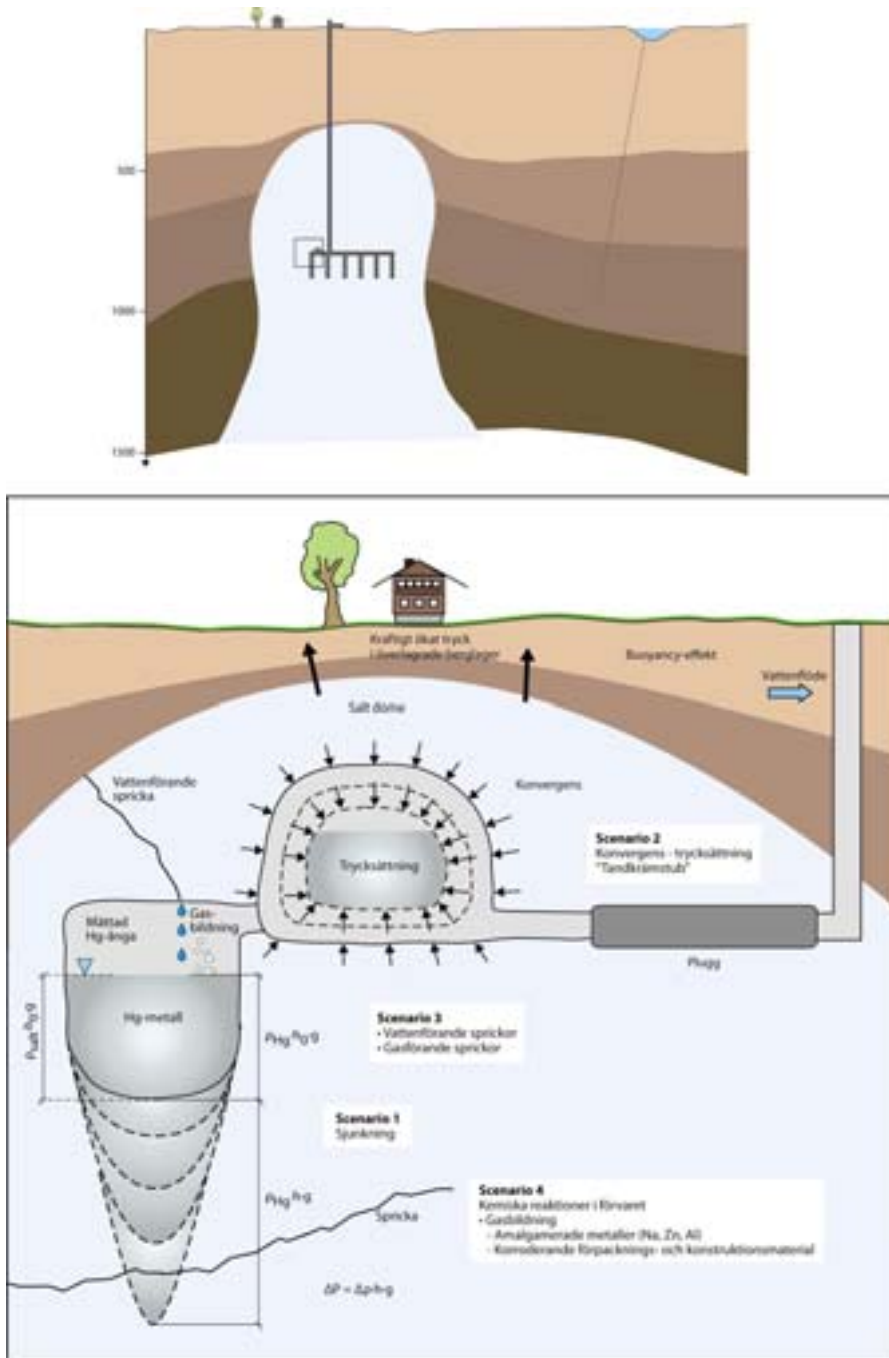
##### Scenario 1 – Sjunkning

Kvicksilver är ett grundämne med en hög densitet på 13,6 kg/dm<sup>3</sup>. När kvicksilver förvaras i ett medium som är plastiskt som bergsalt är det möjligt att kvicksilvret börjar sjunka genom materialet. När sjunkningen påbörjats blir den självförstärkande eftersom trycket i den djupaste punkten i botten kommer att bli högre när höjden av

kvicksilvret ovanför blir större. Sjunkning är ett långsamt förlopp som kan förväntas ske över hundratal – tusentals år. Om sjunkning inträffar ökar risken att flytande kvicksilver når kontakt med öppna sprickor.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras kommer effekten med sjunkning av kvarstå, men ingen självförstärkande effekt bedöms uppstå. Vidare reduceras eventuella risker vid kontakt med öppna sprickor till ett minimum till följd av det stabiliserade kvicksilvrets låga ångtryck och låga löslighet i vatten.

Figur 4 Principskiss för några scenarier av relevans för slutförvaring av kvicksilver i bergsalt

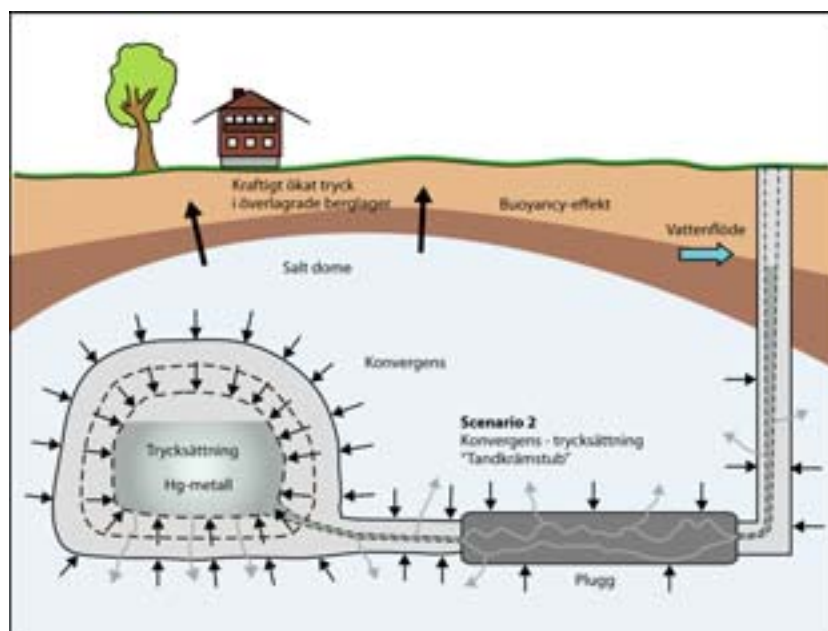


## Scenario 2 – Konvergens

Bergsaltsformationer påverkas av konvergens vilket leder till att hålrum kommer att bli mindre med tiden. Vid lagring av flytande avfall, såsom elementärt kvicksilver, kan problem då uppstå genom att avfallet med tiden utsätts för tryck av berggrunden, se figur 5. Detta kan då leda till att kvicksilvermetallen i förvaret trycksätts och tränger ut i tillfartsschaktet. I värsta fall skulle kvicksilver kunna tränga ut genom tillslutningspluggen och upp genom schaktet till markytan. Om en sådan passage öppnas för kvicksilver kan stora mängder strömma ut okontrollerat och nå kontakt med hydrosfären och/eller biosfären.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras bedöms effekten av konvergens och trycksättning inte resultera i risker för okontrollerad spridning via sprickor eller plugg.

Figur 5 Illustration till konvergensscenario som leder till förträngning av flytande kvicksilver från slutförvar i bergsalt



### Scenario 3 – Sprickor

Om en vattenförande spricka skulle uppstå så att vatten skulle kunna tränga in i kvicksilverförvaret skulle förvarsutrymmet riskera att vattenfyllas. Kontakt med inträngande vatten kan leda till att kvicksilvret till en del löses upp i vattnet och kan frigöras till omgivningen om vattnet exempelvis pressas ut till följd av konvergens (scenario 2), gasbildning (scenario 4) eller om genomströmning av vatten sker i förvaret (scenario 6).

Gasförande sprickor eller schakt skulle kunna leda till att kvicksilverånga skulle kunna nå biosfären.

Kvicksilver som i flytande form når kontakt med en spricka kan förväntas spridas vidare mycket snabbt.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras kommer effekten av kontakt mellan avfallet och grundvatten av vara minimerat genom stabilisatets låga löslighet i vatten.

### Scenario 4 – Kemiska reaktioner i förvaret

Kemiska reaktioner kan ske i förvaret både under fyllning och efter tillslutning. De flesta tänkbara reaktioner kräver viss tillgång till vatten vilket förutsätter att inträngning av vatten kan ske.

Amalgamering sker när kvicksilver reagerar med andra metaller och bildar amalgam. Detta kan ske med olika metaller, däribland natrium, zink och kadmium och aluminium. Vissa amalgamer har en bestämd sammansättning, t.ex.  $\text{NaHg}_2$ , och utgör legeringar. Av intresse är att det kvicksilver som förs till slutförvaring kan innehålla spår av amalgamerade metaller som kan ge upphov till kraftig gasbildning vid kontakt med vatten (fukt). Natrium, zink, kadmium och aluminium är alla vätagasbildande metaller i kontakt med vatten. Beroende på föroreningshalten och förvarets geometri kan höga vätagstryck uppstå i slutförvaret. Detta medför att flytande kvicksilver utsätts för motsvarande trycksättning och riskerar att pressas ur genom förvarspluggar, sprickor eller porer i bergsaltet. Detta får konsekvenser för möjligheten till återtagande (scenario 5).

Järn bildar inte amalgam med kvicksilver och används därför ofta i förvaringskärl för ämnet. Det ska i detta sammanhang påpekas att amalgamering med ädlare metaller (vilka inte ger upphov



till vätgasbildande korrosion), exempelvis koppar, kan utnyttjas för att mekaniskt stabilisera flytande kvicksilver.

I ett kvicksilverförvar är det tänkbart att järn även används som konstruktionsmaterial såsom armeringsjärn. Vid en eventuell vatteninträngning kommer korrosionsprocesser att starta med gasbildning som följd. Även vätgasbildande korrosion av järn och stål kan resultera i stora mängder gas och höga gastryck.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras kommer väsentligen riskerna för kemiska reaktioner i avfallet i slutförvaret att undanröjas.

### Scenario 5 – Återtagande/korrektion

Vid en förvaring av flytande kvicksilver utan förvaringskärl blir eventuella korrigerande åtgärder eller återtagning av avfallet försvårat. Kontrollen över avfallet går till viss del förlorad. När förvaret försluts kommer kvicksilvret mycket effektivt att tränga in i befintliga porer och sprickor (jmf Hg-porosimetri). Kvicksilvrets förmåga att tränga in kan också medföra att nya porer och sprickor uppstår.

Om stabiliserat kvicksilver slutförvaras bedöms återtagande/korrektioner kunna vidtas utan att risker för att okontrollerad spridning lett till att detta försvårats.

### Scenario 6 – Läckage i pluggar

Exempelberäkning – villkor för täthet hos pluggar i slutförvar för flytande metalliskt kvicksilver. Detta scenario saknar relevans för stabiliserat kvicksilver.

Gränsyta	Ytspänning, $\gamma$
Hg – luft, 20°C	0,4865 N/m
Hg – vatten, 20°C	0,415 N/m

Skillnaden i tryck vid gränsytan mellan kvicksilver och luft (torrt system) eller mellan kvicksilver och vatten (vått system) kan beskrivas av Young-Laplace ekvation:

$$\Delta P = \gamma \left( \frac{1}{r_1} + \frac{1}{r_2} \right) = \begin{cases} \text{om} \\ r_1 = r_2 \end{cases} = \frac{2\gamma}{r}$$

*Konvergens*

Antag att fullt bergtryck på 500 m djup i ett saltförvar verkar på inneslutet metalliskt kvicksilver:

$$P_{tot} = \rho \cdot h \cdot g = 500 \cdot 2,5 \cdot 10^3 \cdot 9,81 = 1,23 \cdot 10^7 \text{ Pa}$$

För att effektivt innesluta kvicksilver vid detta tryck krävs en plugg med en maximal porradie  $r_{max}$ . på:

$$r_{max}^{torrt} \leq \frac{2\gamma}{P_{tot}} = \left\{ \begin{array}{l} \text{torrt} \\ \text{förv} \end{array} \right\} = \frac{2 \cdot 0,4865}{1,23 \cdot 10^7} = 7,93 \cdot 10^{-8} \text{ m} = 80 \text{ nm}$$

$$r_{max}^{vätt} \leq \frac{2\gamma}{P_{tot}} = \left\{ \begin{array}{l} \text{vätt} \\ \text{förv} \end{array} \right\} = \frac{2 \cdot 0,415}{1,23 \cdot 10^7} = 6,77 \cdot 10^{-8} \text{ m} = 68 \text{ nm}$$

Det kan bedömas fullständigt orealistiskt att åstadkomma en plugg med så tät struktur. Som jämförelse kan nämnas att gränsen mellan synligt ljus och UV-ljus går vid 400 nm och gränsen mellan UV-ljus och röntgenstrålning vid cirka 500 nm.

*Gastrycksättning*

På samma sätt antages trycksättning genom bildad gas i förvaret till  $5 \cdot 10^5 \text{ Pa}$  (5 bar) vilket skulle ställa krav på  $r_{max} \leq 1,7 \mu\text{m}$  (mot-svarar partikelstorleken på lera). Även detta krav kan anses svårt att uppfylla för en större plugg för ett helt slutförvar.

**2.4 Risk för intressekonflikter****2.4.1 Koldioxidlagring**

Kraftindustrin i många länder ägnar i dagsläget stor kraft åt att komma till rätta med utsläpp av växthusgas från kraftverk som eldas med fossilt bränsle. I Tyskland finns det ett stort antal kol- och brunkolseldade kraftverk. Infångning av koldioxiden och lagring av denna i geologiska formationer på stort djup och under täta bergformationer är ett koncept som studeras ingående av kraftindustrin. Man tittar då med särskilt intresse på möjligheterna att injicera och lagra koldioxid under de bergsaltsformationer som

finns i t.ex. norra Tyskland. Det måste därför ses som väsentligt att utreda möjliga intressekonflikter mellan kvicksilverdeponering och koldioxidlagring.

#### 2.4.2 Mineralutvinning

Samtliga nuvarande avfallsdeponeringsanläggningar i bergsamt i Tyskland är uppförda i nedlagda delar av saltgruvor. Ett krav som ställs på en sådan anläggning är att den skall ligga i en saltformation där saltbrytningen är avslutad och där deponeringsområdet kan avskiljas från det område där aktiv brytning pågår.

Det är uppenbart att bergsaltet i sig självt har varit en utvinningsvärd resurs. Det är därför viktigt att man innan deponering av kvicksilver i en sådan saltformation påbörjas utreder om det finns någon risk att det salt som tänks omge kvicksilvret i en framtid kan bli brytningsvärt igen, t.ex. genom utveckling av brytningsteknik.

#### 2.5 Deponering av radioaktivt avfall i bergsamt

Deponering av radioaktivt avfall i bergsamt har varit aktuellt främst i Tyskland, Holland och USA. Även i Ryssland har deponering i bergsamt studerats. USA har sedan 1987 övergivit tanken på deponering av civilt högaktivt avfall i salt. Sedan 1999 deponerar man dock långlivat låg- och medelaktivt avfall som bl.a. innehåller transuraner från det militära programmet i WIPP<sup>6</sup> i skiktsalt. I Holland är för närvarande den officiella linjen en förlängd kontrollerad lagring av kärnkraftens radioaktiva avfall ovan mark och att den slutliga förvaringen skall ske återtagbart antingen i bergsamt eller i lerformationer.

Det primära intresset för regeringens utredare är att belysa förutsättningarna för deponering av kvicksilveravfall i bergsamt i Europa. Diskussionen nedan fokuseras därför på det tyska programmet för omhändertagande av kärnkraftens radioaktiva avfall. Detta medför bland annat att diskussionen koncentreras till deponering i saltdomer. Deponering i skiktsalt har förts fram som ett alternativ i Tyskland men mycket litet finns gjort i form av undersökningar och utredningar.

---

<sup>6</sup> WIPP – Waste Isolation Pilot Plant.

Under senare år har alternativ till slutförvaring i salt, t.ex. slutförvaring i lera, diskuterats även i Tyskland även om programmets huvudinriktning alltjämt är slutförvaring i salt. I mitten av 1960-talet började man utreda möjligheterna att slutförvara radioaktivt avfall i en nedlagd saltgruva i en saltom i Asse i Niedersachsen. Under perioden 1967–1977 tillfördes Asse låg- och medelaktivt avfall med en total aktivitet av  $\sim 3$  PBq. I Morsleben i det tidigare Östtyskland har radioaktivt avfall deponerats sedan första halvan av 1970-talet. Slutlagret i Morsleben är förlagt i en komplex saltformation som närmast är att betrakta som en saltfylld tektonisk struktur. Efter den tyska återföreningen övertogs ansvaret för driften av de federala myndigheterna i det återförenade Tyskland. Sedan 2001 tillförs inget ytterligare avfall och den tyska federala strålskyddsmyndigheten (BfS) har ålagts att ta fram en plan för nedläggningen av anläggningen.

Huvuddelen av det tyska programmet har inriktats på en saltom vid Gorleben i Niedersachsen där man har haft en ambition att bygga upp ett centrum för omhändertagande av kärnkraftsavfall. Under perioden 1979–1983 genomfördes undersökningar av domen och omgivande berg med borrhningar från markytan. Mellan 1986 och 1996 uppfördes så en underjordisk bergkaraktiseringsanläggning med två schakt och mellanliggande orter på 840 m djup. Huvudmålet med denna anläggning är att påvisa förekomsten och säkerställa tillräcklig utbredning av homogent bergsalt lämpligt för slutförvaring, främst halit (natriumklorid). I detta sammanhang är det viktigt att fastställa förekomst, läge och utbredning av sprödare material såsom anhydrit och kalialter som potentiellt kan innehålla vattenförande sprickor.

Som en följd av en överenskommelse mellan kraftindustrin och den tyska förbundsregeringen om avveckling av kärnkraften avbröts undersökningarna i Gorleben i oktober 2000 för en period av minst tre och högst 10 år. Under denna period skulle en rad generella säkerhetstekniska frågor utredas av BfS. En rapport som sammanfattar utredningar av sammanlagt 12 sådana frågor publicerades hösten 2005 av BfS. I december 2006 sade miljöminister Gabriel att han kunde tänka sig att återuppta undersökningarna i Gorleben om han kunde få en acceptans för ett program för jämförelse mellan olika förläggingsplatser.

## 2.5.1 Huvudfrågor vid slutförvaring av radioaktivt avfall i salt

### Säkerhetskoncept

Säkerheten vid deponering av avfall i bergsaltformationer vilar främst på att bergsaltet genom sin avsaknad på grundvatten förväntas innesluta avfallet helt och att transportmedium för migration av farliga ämnen till biosfären saknas. De hålrum som används för deponering förväntas med tiden förslutas genom att saltet är plastiskt och kryper under inverkan av bergspänningen. Denna process kallas hålrumskonvergens. Vid deponering av radioaktivt avfall fås en uppvärmning av bergsaltet på grund av det radioaktiva sönderfallet vilket påskyndar hålrumskonvergens och därmed förseglingen av förvaret. Förseglingen kan ytterligare påskyndas genom att hålrum i bergsaltet återfylls med krossat salt varigenom den volym som behöver fyllas upp av konvergens minskar. Härigenom minskar även påverkan på det omgivande bergsaltet. En viss uppsprickning runt hålrummet kan dock förväntas. I eventuellt förekommande sprödare material såsom anhydrit- eller kalisaltlager kan långsiktigt öppna sprickor uppstå medan sprickor i rent bergsalt förväntas slutas med tiden.

För varje slutförvarskoncept som bygger på isolering blir förslutningen av slutförvaret en central fråga. I det tyska slutförvarsprogrammet har förslag till utformning av förslutningen tagits fram som bygger på kombinationer av krossat salt, betongproppar, proppar av asfaltstättad betong, högkompakterad bentonitlera etc.

### Storskaliga processer

I de analyser som gjorts i Tyskland av säkerheten vid slutförvaring i saltdomer har man kommit fram till att frigörelse av radionuklider från förvaret kan ske genom tre huvudscenarier:

- Uppkomst av en hydraulisk förbindelse mellan slutförvaret och ovanliggande vattenförande berg.
- Friläggning av slutförvaret genom fortskridande diapirbildning (saltet fortsätter att stiga) kombinerad med upplösning av saltet i saltdomens topp, "subrosion".
- Mänskligt inträngande.

Studier av inneslutningar av salt grundvatten (brine) i Gorleben har visat att de centrala delarna av saltdomen inte har varit i kontakt med grundvattnet i omgivande berg på 250 miljoner år och att påverkan från grundvatten har begränsats till domens perifera delar. Resultaten av de flesta studier såväl i fält som i laboratoriet visar att bergsalt under normala betingelser utgör en långsiktigt effektiv barriär mot utsläpp av radionuklider från ett slutförvar.

Under normala betingelser kan upplösningshastigheten i toppen av en saltdom uppskattas från grundvattenflöden och uppmätta salthalter. I samband med nedisningar och avsmältningar av inlandsisar kan grundvattensituationen i det omgivande berget ändras väsentligt på grund av ökande grundvattentryck under isen. I de mesozoiska och kenozoiska bergarter som i norra Kontinentaleuropa överlagras bergsaltformationerna är permeabiliteten tillräckligt hög för att stora mängder smältvatten skall kunna infiltrera. I Gorleben har man sett tecken på infiltration av glacialt smältvatten i det överliggande sedimentära berget ner till 250 m djup. Även i saltdomens övre delar har tecken på smältvatteninträning kunnat ses. Man har dock dragit slutsatsen att det är osannolikt att detta smältvatten skulle kunna påverka saltdomens centrala delar.

Vid infiltrationen av smältvatten har i Gorleben underjordiska erosionskanaler bildats i de sedimentära bergarterna ovanför domen. Dessa kanaler har en i förhållande till omgivande berg förhöjd permeabilitet. Kanalerna har som djupast nått 250–350 m. Man har dragit slutsatsen att det inte är sannolikt att dessa kanaler kan påverka förhållandena i de centrala delarna av domen.

I Tyskland har det förekommit en tidvis intensiv debatt om lämpligheten av att slutförvara avfall i saltdomen vid Gorleben. Motståndarna hävdar att kombinationen diapirism och subrosion, dvs. upplösning av salt i de stora vattenflöden som fås i bland annat erosionskanalerna, hotar slutförvarets inneslutningsförmåga. De förespråkar istället slutförvaring i stabila formationer av skiktsalt eller leror. De som förespråkar en slutförvaring i Gorleben menar att diapirism och subrosion är så långsamma processer och saltdomen så mäktig att slutförvaret inte kommer att påverkas.

## Interna processer

De interna processer i salt domen och slutförvaret som studeras i det tyska programmet sammanhänger generellt med bergspänningar i kombination med bergsaltets plasticitet (krypbenägenhet), avfallets värmeutveckling, förekomsten av fickor med mättad saltlösning (brineinneslutningar), gasutveckling och -transport, etc. Den frågeställning som har kommit i fokus för diskussionerna är uppkomsten av flödesvägar från slutförvaret till det omgivande berget.

Keller (2001a, 2001b) har gjort en genomgång av de nyckelfaktorer som behöver beskrivas för uppbyggnaden av säkerhetsanalysscenarier för ett slutförvar i salt domen vid Gorleben. I analysen kommer han fram till att gasbildning och uppbyggnad av gastryck i slutförvaret är kritiska faktorer internt i slutförvaret. Det bör dock påpekas att de analyser som har gjorts i Tyskland inte är att betrakta som heltäckande säkerhetsanalyser utan mer som vetenskapliga studier av geologiska, kemiska och fysikaliska förhållanden och processer.

### 2.5.2 Jämförelser av olika bergarter för deponering av radioaktivt avfall

I länder med en mer varierad geologi än Sverige har det varit naturligt att utvärdera alternativa geologiska medier för slutförvaring av kärnkraftsavfall. I Tyskland har omfattande jämförande studier genomförts på senare tid. Efter införandet av undersökningsmoratoriet i Gorleben tillsattes en arbetsgrupp, AkEnd<sup>7</sup>, som i december 2002 utkom med sina rekommendationer med bl.a. bergartsberoende uteslutningskriterier och minimikrav på för slutlagring lämpliga bergformationer. Under 2002 handlade BfS upp utredningar av säkerhetstekniska frågeställningar. I samtliga av dessa uppdrag skulle bergarterna salt, kristallint berg, lera/lersten och ”andra bergarter under lertäckning” jämföras utgående från följande 12 frågeställningar (uppdragstagare inom parentes):

- Naturliga analogier (Kemakta Konsult AB/Conterra AB)
- Modellberäkningar (Golder Associates GmbH)
- Isolationspotential och tidshorisont för säkerhetsbevis (Gruppe Ökologie)

---

<sup>7</sup> AkEnd – Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte.

- Säkerhetsindikatorer (Kemakta Konsult AB/JA Streamflow)
- Geokemiska processer (FZK INE)
- Kemiskt toxiska ämnen (Buchheim Engineering)
- Gasutveckling (Colenco Power Engineering AG)
- Kriticitet (GRS)
- Mänskligt inträngande (Colenco Power Engineering AG)
- Flerbarriärkonceptet (Kemakta Konsult AB/JA Streamflow/GruppeÖkologie)
- Återtagbarhet (DBE Technology GmbH)
- Kärnämneskontroll (BMW A)

Arbetet avslutades med en workshop i september 2005 varefter BfS har sammanställt en syntesrapport som publicerades 2006. En huvudslutsats är att man inte kan välja förvaringsplats utgående från generella geologiska kriterier utan att man måste genomföra platsspecifika säkerhetsanalyser.

Under 2003 uppdrogs BGR<sup>8</sup> av BMWi<sup>9</sup> att studera förekomsten av lämpliga bergformationer för slutförvaring. Slutrapporten som utkom i april 2007 innehåller en jämförelse av egenskaperna i bergsalt, lera och kristallint berg ur slutförvaringssynpunkt, se figur 6 nedan.

## 2.6 Diskussion

Kvicksilver är ett giftigt ämne som behöver hanteras med relevanta försiktighetsmått. Inom de industrier respektive de avfallsföretag som hanterar kvicksilver finns det lång erfarenhet av hanteringen som vid behov sker i särskilda förslutna behållare. Denna hantering styrs huvudsakligen av arbetsmiljöregler.

Vid bedömning av slutförvaring av kvicksilveravfall gäller deponeringsdirektivet (EU, 1999) och rådets beslut om mottagningskriterier vid avfallsdeponier (EU, 2002). Implementeringen av dessa regelverk har i Sverige skett genom deponeringsförordningen (SFS 2001:512) respektive Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NFS 2004:10). I Tyskland har denna reglering skett genom förordningen över deponier och

---

<sup>8</sup> BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

<sup>9</sup> BMWi – Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie.



långtidslager (DepV, 2006) och en teknisk handledning (TA Abfall, 1991).

Enligt TA Abfall ska avfall som i lakförsök som genomförs med vätske-fasfasförhållandet (L/S) 10 l/kg ger en kvicksilverkoncentration i lakvattnet som överstiger 0,1 mg/l deponeras i en undermarksanläggning. Denna lakvattenkoncentration kan jämföras med att det i bilagan till rådets beslut (EU, 2002) om mottagningskriterier för avfall föreskrivs att avfall som ger en lakvattenkoncentration av kvicksilver på maximalt 0,3 mg/l i ett perkolationstest med L/S=0,1 l/kg kan deponeras på en farligtavfall-deponi ovan mark. Avfallet måste dessutom uppfylla villkoren att utlakad mängd kvicksilver ska vara < 0,5 mg Hg/kg avfall vid så kallade skakförsök vid L/S=2 och < 2 mg Hg/kg avfall vid L/S=10. De svenska kriterierna (NFS 2004:10) överensstämmer med dem som anges i rådets beslut.

**Figur 6** Bedömning av olika bergarters lämplighet för slutförvaring av radioaktivt avfall. (günstig=gynnsam, ungünstig=ogynnsam, mittel=medel)

Eigenschaft	Steinsalz	Ton/Tonstein	Kristallingestein (z. B. Granit)
Temperaturstabilität	hoch	gering	mittel
Durchlässigkeit	praktisch undurchlässig	sehr gering bis gering	sehr gering (ungeklüftet) bis durchlässig (geklüftet)
Festigkeit	mittel	gering bis mittel	hoch
Verformungsverhalten	viskos (Kriechen)	plastisch bis spröde	spröde
Hohlraumstabilität	Eigenstabilität	Ausbau notwendig	hoch (ungeklüftet) bis gering (stark geklüftet)
In-situ Spannungen	lithostatisch isotrop	anisotrop	anisotrop
Lösungsverhalten	hoch	sehr gering	sehr gering
Sorptionsverhalten	sehr gering	sehr hoch	mittel bis hoch
Temperaturbelastbarkeit	hoch	gering	hoch

günstige Eigenschaft
  ungünstige Eigenschaft
  mittel

För underjordsdeponier föreskriver rådsbeslutet en platsspecifik säkerhetsbedömning som i huvudsak överensstämmer med den som föreskrivs i TA Avfall. I det svenska regelverket rådsbeslutets regler om platsspecifika säkerhetsbedömningar av underjordiska slutförvar för farligt avfall inte införts explicit, vilket innebär att de regler som återfinns i rådsbeslutet bör tillämpas i Sverige. För kvicksilveravfall som innehåller mer än 0,1 viktsprocent kvicksilver gäller dock enligt avfallsförordningen (SFS 2001:1063) att avfallet ska bortskaffas genom deponering i ett underjordsförvar (anläggning för permanent lagring av avfall i djupt bergförvar).

Man kan konstatera att de tyska lakförsökskriterierna är strängare än vad som anges i bilagan till rådsbeslutet. Det finns dock ingen övre gräns för lakvattenhalten som utesluter att avfallet accepteras i ett underjordsförvar. Istället utgår de tyska bestämmelserna från att ett slutförvar i bergsalt ska vara helt tätt, vilket ska visas i säkerhetsanalysen.

Kemakta har inte haft tillgång till någon säkerhetsanalys för en anläggning som är tillståndsgiven enligt nuvarande bestämmelser och kan därför inte yttra sig om huruvida de ingivna analyserna verkligen visar att saltet är tätt. Den något ålderstigna, och i Kemaktas mening, alltför begränsade analysen av anläggningen i Herfa-Neurode får i detta sammanhang betraktas som icke-representativ.

De uppställda tyska kriterierna bygger på frågeställningar som kan vara svåra att garantera eller föra i bevis i det långa tidsperspektivet. Ett sådant exempel är kravet på att förvaret (gruvan) måste vara fritt från vatten. Detta kriterium kan vara mycket svårt att föra i bevis på lång sikt, även om det får betraktas som ett troligt tillstånd i saltformationer utan väsentliga yttre störningar. Vid exempelvis tektonisk aktivitet eller till följd av sprickor uppkomna genom konvergens av hålrum kan dock strömningsvägar för vatten uppstå under vissa tidsrymder. På sikt tillsluts sannolikt sådana sprickor, men det kan dröja hundratals år innan de är helt täta. Det är också känt från studier i t.ex. WIPP att skiktsaltformationer kan innehålla lager av sprödare och mer porösa material som kan vara vattenförande. Vattenförande formationer finns även i anläggningarna i Asse och Morsleben i Tyskland.

Ett annat exempel är kravet att ett slutbrutet gruvområde ska användas. Då bergsaltet i sig självt kan utgöra en utvinningsbar resurs kan detta krav vara svårt att tillämpa strikt.

De tyska kriterierna för vilket avfall som kan tas emot vid en undermarksdeponi står i samklang med motsvarande kriterier i bilaga A till rådsbeslutet (EU, 2002). I avsnitt 2.1 i denna bilaga anges att avfall som finns listat i artikel 5.3 i deponeringsdirektivets (EU, 1999) inte kan tas emot vid en undermarksdeponi, däribland flytande avfall, vilket helt uppenbart strider mot deponering av metalliskt kvicksilver. Kemakta har i denna genomgång inte funnit några vägande skäl för att göra avkall på direktivets krav att avfallet inte får vara i flytande form.

Sammantaget förefaller de tyska kriterierna vara formulerade med utgångspunkt i tekniska aspekter. En bättre väg i detta sammanhang torde vara att ta utgångspunkt i en samlad och strukturerad säkerhetsanalys för ett kvicksilverförvar. Som nämnts ovan har det framförts från forskarhåll i Tyskland att de säkerhetsanalyser som genomförts för undermarksdeponier generellt baseras på förutsättningen att saltet som geologisk barriär erbjuder en synnerligen säker isolering av avfallet.

Det kan påpekas att det i avsnitt 2.5 i bilagan till Rådets beslut (EU, 2002) samt bilagorna A och B till samma rådsbeslut finns procedurer och kriterier angivna för säkerhetsanalyser av bl.a. underjordiska slutförvar. Kemakta menar att om dessa procedurer följs och framlagd analys och redovisning visar erforderlig säkerhet på kort och lång sikt kan kvicksilver slutförvaras på ett säkert sätt även i andra geologiska formationer än salt. Inget som framkommit i denna utredning pekar på att det inte skulle gå att slutförvara svenskt kvicksilveravfall i undermarksdeponier i bergsaltformationer Tyskland. Kemakta har under sin genomgång inte kunnat få fram ett svar på frågan om import av svenskt kvicksilveravfall för deponering i tyska bergsaltformationer skulle vara politiskt acceptabelt respektive kunna accepteras av en tysk allmänhet.

### 3 Norskt material

#### 3.1 Langøya

##### 3.1.1 Bakgrund

Ön Langøya i Oslofjorden har tidigare använts för brytning av kalksten och sedan 1991 använts som ett norskt nationellt förvar för oorganiskt farligt avfall, se figur 7. Behandlingsanläggningen och deponin drivs av NOAH, ett företag som från början ägdes av det norska miljödepartementet tillsammans med Norges ledande industriföretag. Numera ägs NOAH av Gjelsten Holding AS.

Figur 7 Översiktskarta över Langøya



NOAH har två uppgifter:

- Att ta emot och behandla farligt avfall
- Att återuppbygga och rehabilitera Langøya med behandlat avfall.

##### 3.1.2 Tillstånd och verksamhet

NOAH har tillstånd att ta emot och behandla olika typer av avfall, se tabell 1 nedan.

Tabell 1 Tillåtna mängder och behandlad mängd 2004 för Langøya

Kategori	Avfallstyp	Tillstånd * (ton)	Behandlad mängd 2004 (ton)
Avfallssyror	Organiska syror	70 000	41 865
Oorganiskt farligt avfall	Alkaliskt avfall (baser och aska), batteri- och kvicksilveravfall, cyanid- haltigt avfall, reaktiva metaller, annat oorganiskt specialavfall	252 000	195 233
Förorenade massor	Bl.a. jord, slam och rivningsmassor	300 000	233 196
<i>SUMMA AVFALL</i>		<i>622 000</i>	<i>491 942</i>

\*Räknat som genomsnitt över 5 år.

Inom anläggningen finns flera olika behandlingsmöjligheter. Huvudanläggningen är neutraliseringsanläggningen där syror och baser neutraliseras och innesluts i gips. I uppsamlingsanläggningen går salter, hydroxider och baser in och vidare till neutraliseringsanläggningen. Vid säck- och siloanläggningarna tas torr aska emot i säck respektive bulk för vidare transport i pumpbar form till neutraliseringen. Det finns också en malningsanläggning där våt aska och kalksten omvandlas till finmald aska och kalkstensmjöl att användas i neutraliseringen. Vid solidifieringsanläggningen innesluts olika typer av avfall, t ex relativt kraftigt förorenade massor innan deponering, medan förorenade massor med lägre föroreningsgrad direktdeponeras i något av de tidigare kalkbrotten.

Kvicksilverhaltigt avfall tas emot för behandling och deponering. Avfall med halter <10 mg Hg/kg direktdeponeras medan avfall med halter >10 mg Hg/kg innesluts i gips före deponering.

Huvudvolymen av deponierna ligger under havsnivån, vilket leder till att vattentrycket i Oslofjorden bidrar till att motverka utläckage av farliga ämnen från deponierna. En miljöriskbedömning har genomförts av Norges Geotekniska Institut (NGI). NGI konstaterar att för den planerade utformningen av förvaret är risken för förorening av jorden, grundvattnet och ytvattnet är låg. Vidare anför NGI att säkerheten vid Langøya är bättre än för motsvarande deponier förlagda på markytan med traditionell botten tätning, särskilt i ett långtidsperspektiv anses barriärerna runt avfallet i Langøya vara mer beständiga än de minimikrav som ställs i den norska deponiföreskriften. Statens Forurensningstillsyn (SFT)

har utgående från miljöriskbedömningen och i överensstämmelse med avfallsföreskriften gett dispens från kravet på dubbel botten-tätning för Langøya (NOAH, 2005 s. 4).

### 3.1.3 Rehabiliteringsplan

På Langøya har funnits två kalkstensbrott, Nordbrottet och Sydbrottet. Planen är att dessa ska återfyllas med stabiliserat farligt avfall och förorenade massor och därefter ska ön rehabiliteras. Nordbrottet har använts som deponi sedan 1987, medan Sydbrottet uppges komma att tas i bruk under andra halvåret 2008. De delar av brotten som ligger under havsytan kommer i första hand användas. För Nordbrottet planeras även en deponi ovanför havsytan för svagt förorenade massor för att anpassa terrängen. Målet med rehabiliteringen är att ön sedan ska kunna användas till friluftsliv och näringsverksamhet, dock ej tung industri. En orienteringsbild över området ges i figur 8.

Ett viktigt element i rehabiliteringen är övertäckningen av deponierna. Övertäckningslagret ska bland annat kunna motstå mekaniskt slitage av väder och vind, hindra vattenströmning genom deponierna samt även utgöra grundläggningen för en framtida användning av markområdet. Ett tvärsnitt genom de två deponierna visas i figur 9.

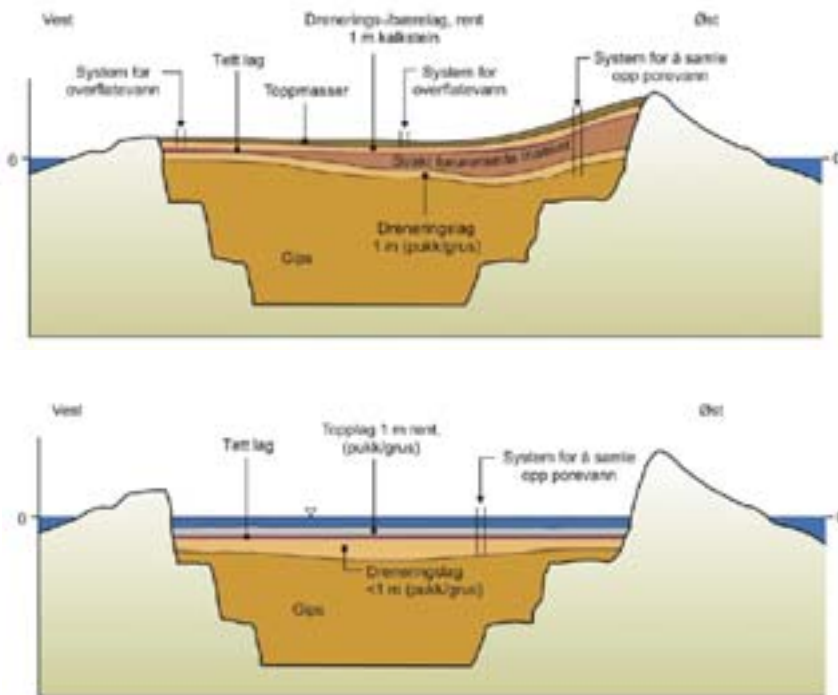
Genom övertäckningen kommer de deponerade massorna att pressas samman och därmed kommer porvattnet att pressas ut. Detta vatten kommer att renas och efter att det kunnat konstateras att ingen ytterligare vattenrening behövs, öppnas den skapade lagunen i Sydbrottet mot havet.

Med nuvarande kunskap anser man att avfallsdeponeringen kommer att vara avslutad omkring år 2024. Delar av rehabiliteringen kommer att påbörjas innan dess, men övertäckningen kommer till stor del genomföras 2025-2030. Öppningen av Sydbrottet mot havet beräknas till ca 2035.

Figur 8 Orienteringsbild över Langøya, bild från NOAHs rehabiliteringsplan



Figur 9 Tvärsnitt genom Nordbrottet (överst) och Sydbrottet (nederst) som visar uppbyggnaden av deponierna med övertäckning. Bilderna hämtade från NOAH:s rehabiliteringsplan



### 3.1.4 Stabilisering av avfall

För att stabilisera farliga ämnen i avfallet används gips. Gipset produceras av avfallssyra, kalksten och flygaska. NOAH uppger att järnhydroxider i gipset hjälper till att adsorbera och stabilisera tungmetaller i en stabil miljö.

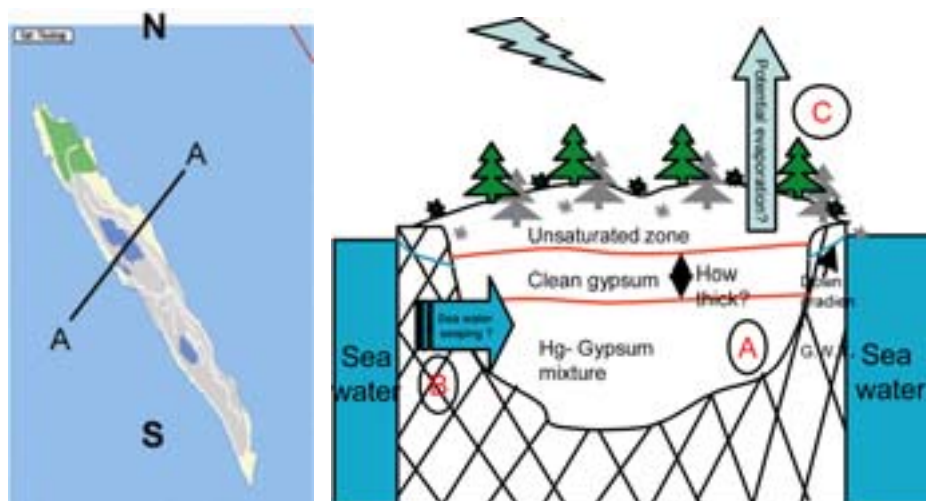
Enligt en NGI-rapport till NOAH (NOAH, 2001) fixeras kvicksilver av två- och trevärt järn i gipset, vilket ger en låg löslighet av kvicksilver ( $<0,1 \mu\text{g/l}$ ). Ett resonemang förs även om adsorption sker av elementärt kvicksilver till järnoxiderna. Vidare bidrar egenskaperna hos komprimerat gips till en låg permeabilitet i materialet och högt tryck leder till mineralisering på lång sikt. Detta sammantaget leder till inget eller ett mycket begränsat vattenflöde i gipsdeponin.



### 3.1.5 Säkerhetsprinciper

Säkerheten för avfallet på Langøya bygger på flera faktorer. Höghaltigt kvicksilveravfall kommer att stabiliseras med gips enligt ovan. Övertäckningen kommer att ske med lågförorenade avfallsmassor, ren järnhaltig gips, olika dränerings- och tätskikt, samt cirka 1,5 m kalksten närmast ytan. Rådande geokemiska betingelser i gipsdeponin indikerar en maximal löslighet för kvicksilver på cirka  $60 \mu\text{g/l}$ . Resultat från laktester på gipsstabiliserat avfall visar kvicksilverhalter understigande  $0,1 \mu\text{g/l}$ , något som tolkats som en effekt av adsorption på fasta järnhydroxider i gipset. De geokemiska förhållandena har vidare bedömts vara ogynnsamma för metylering av kvicksilver. Kalkberggrunden bidrar även till en gynnsam hydrologi. Grundvattenytan på Langøya ligger under havsnivån, vilket ger ett inåtriktat vattenflöde under den initiala fasen. Vidare är utspädningspotentialen i Oslofjorden avsevärd. I figur 10 redovisas schematiskt uppbyggnaden av deponin.

**Figur 10** Schematiskt snitt genom deponin vid Langøya längs transekt AA då deponering och övertäckning slutförts. Figuren är hämtad från en poster av Binyam Lema, Per Aagaard, Oslo Universitet; Tor Løken, NGI; och Terje Kirkeng, NOAH.



## 3.2 Kemaktas bedömning

### 3.2.1 Krav i EU-lagstiftning

Langøya är förmodligen en unik typ av deponi för farligt avfall genom att den varken går att betrakta som en ”normal” ytförlagd deponi för farligt avfall eller som ett underjordsförvar. För alla typer av deponier krävs enligt bilaga I i EU:s deponeringsdirektiv att vissa allmänna föreskrifter uppfylls (EU, 1999). Vidare krävs enligt bilaga II i deponeringsdirektivet (EU, 1999) och bilagan i (EU, 2002) för alla typer av avfall att vissa kriterier uppfylls.

Vissa specificerade kriterier gäller för avfall som kan tas emot vid ytdeponier för farligt avfall. För att farligt avfall ska få tas emot i underjordsförvar krävs istället att en platsspecifik säkerhetsbedömning genomförs. Innehållet i den platsspecifika säkerhetsbedömningen beskrivs i bilaga A (EU, 2002).

Som framgår av resonemangen ovan är EU:s krav på platsspecifik riskbedömning för underjordsförvar troligen inte applicerbara på deponin på Langøya i juridisk mening. Det kan dock i denna rapport vara relevant att göra jämförelser mellan dessa krav och hur motsvarande frågeställningar behandlats och redovisats av NOAH.

**Tabell 2 Jämförelse av EU:s krav på platsspecifika riskbedömningar för underjordsförvar och hur motsvarande aspekter har redovisats av NOAH**

Platsspecifik riskbedömning för underjordsförvar enl. (EU, 2002)	Redovisning av olika aspekter av NOAH	Kemaktas kommentarer
Geologisk bedömning	Den valda platsen beskrivs. Deponin utgörs av ett kalkbrott med kända egenskaper. Ursprånget till långt under havsytan med långsam inströmning av vatten. Risker till följd av seismisk aktivitet har värderats och funnits vara acceptabla i jämförelse med andra risker i samhället.	Får anses vara en väl känd geologisk struktur. Observationer under lång tid finns från drift av kalkbrottet varför osäkerheter beträffande de geologiska förhållandena bedöms vara små.
Geomekanisk bedömning	Redovisningen fokuserar på de geotekniska egenskaperna hos det deponerade avfallet, gips och andra material som ingår i sluttäckningen av deponin. Ett stabilitetskrav motsvarande en bärighet av 7,5 ton/m <sup>2</sup> är satt. Konsolidering och krypning av det deponerade materialet förväntas ske vid påförande av sluttäckning, med sättningar i deponierna med mellan 1 och 4,5 m beroende på överlast över en 20 årsperiod i olika delar av deponin. Krypning fortsätter under lång tid.	Berggrundens mekaniska egenskaper får anses vara goda. Med hänsyn till de relativt omfattande sättningar som beräknats (flera gånger tätskiktens tjocklek) bör risker med differentiella sättningar som kan nedsätta deponitäckningens tätskikt-funktion beaktas. Om sådana risker uppdagas bör slutligt utförande av sluttäckning utföras först då full konsolidering uppnåtts.
Hydrogeologisk bedömning	NOAH redovisar att under driftsfasen kommer vattennivån i förvaret att vara lägre än omgivande havsnivå, varför strömningen av vatten kommer att vara inåtriktad. Efter avslutad deponering och genomförd övertäckning bedöms grundvattenytan inställa sig på en nivå nära havsytan med små gradienter.	Endast inåtriktad grundvattenströmning förefaller svårt att upprätthålla över längre tid. Efter avslutad deponering och återställd grundvattennivå inom deponin kan det anses rimligt att förvänta små gradienter med motsvarande långsam vattenomsättning, framförallt i deponins djupare delar där det mest höghaltiga avfallet avses placeras.

Platsspecifik riskbeömning för underjordsförvar enl. (EU, 2002)	Redovisning av olika aspekter av NOAH	Kemaktas kommentarer
Geokemisk bedömning	Redovisningen inriktas på den geokemiska miljö som skapas i det deponerade avfallet och tillförd Fe-gips.	De geokemiska förhållandena i omgivande berggrund domineras av kalkformationen och omgivande havsvatten. Det bedöms relevant att i första hand bedöma de geokemiska betingelserna i det deponerade avfallet och Fe-gips.
Bedömning av inverkan på biosfären	Lakvatten kommer att avledas via Sydbrottslagunen där marinbiologiska uppföljningsstudier planeras. Åtgärder kan vidtas om oönskad utveckling sker. Utspädningen i Oslofjorden bedöms vara mycket stor.	En stor utspädning får anses mycket trolig med hänsyn till läget. Utspädningen i sig ska dock inte tas till intäckning för utsläpp. De läckagenivåer för kvicksilver som kan uppskattas från lakter på stabiliserat avfall är dock obetydliga.
Bedömning av driftsfasen	Endast inåtströmmande vatten. Vattennivåer i deponins olika delar följs och regleras med pumpning om behov uppstår. Avledning av lakvatten sker via vattenreningsanläggning.	Troligen obetydliga emissioner till omgivningen med hänsyn till den hydrologiska situationen på platsen och vidtagna åtgärder för vattenrening.
Långsiktig bedömning	Belyses med ett urval scenarier som dock inte i första hand tar fasta på de långsiktiga frågeställningarna, se nedan.	Det skulle vara önskvärt med en genomlysning av de långsiktiga aspekterna, exempelvis om risk finns för ändrade pH och redoxförhållanden över tiden.
Bedömning av ytanläggningarnas inverkan på lagringplatsen	–	Det kan göras troligt att driftsanläggningarna kommer att ha en obetylig inverkan på lagringsplatsen. Anläggningarna kan rivas efter avslutad drift, alternativt övergå till annan användning.

NOAH redovisar i sin rehabiliteringsplan även en genomgång av en rad scenarier såsom, jordbävningar, stormvågor, klimatförändringar, sabotage, sprängskador som leder till felaktigt exponering mot havet och oväntade problem med vattenrening.

### 3.2.2 Höghaltigt kvicksilveravfall på Langøya

I tillgängligt material beskrivs förberedelser för att kunna ta emot och slutförvara höghaltigt kvicksilveravfall. Ett särskilt förvaringsutrymme har sprängts ut i kalkstensberggrunden där sulfidstabiliserat kvicksilveravfall kan placeras. Såvitt känt har höghaltigt kvicksilveravfall inte ännu deponerats på Langøya.

### 3.3 Villkor för deponering på Langøya

Kemakta har under arbetet ställt ett antal frågor till NOAH som är av betydelse för bedömningen av den långsiktiga säkerheten vid deponering på Langøya. Svaren har erhållits via e-post från Terje Kirkeng vid NOAH. Nedan ges en sammanfattning av svaren.

Norge har i sin lagstiftning antagit samtliga EU-regler beträffande avfall utom förordningen om transport av avfall (EU, 2006). Denna förordning beräknas komma att antas under hösten 2008. Noteras kan att eftersom det rör sig om en förordning är den tvingande i EU:s medlemsländer redan från den dag den antagits av EU.

Deponin på Langøya uppges uppfylla samtliga krav i EU:s regelverk med undantag av lakttesterna där NOAH i samförstånd med Statens Forurensningstillsyn använder deponivatten istället för avjoniserat vatten. NOAH har inte applicerat EU:s krav på ett undermarksförvar i enlighet med rådsbeslutet (EU, 2002). Man menar dock att de geokemiska förhållandena i deponin är bevisat långtidsstabila och gynnsamma för inneslutning av tungmetaller inklusive kvicksilver. Man menar vidare att man har full kontroll över allt lakvatten under driftfasen och att man efter förslutning får så låga gradienter att utläckaget kommer att närma sig noll. Man kommer att övervaka deponin under den tid som behövs för att kvarvarande sättningar skall vara acceptabla med hänsyn till den långsiktiga säkerheten.

NOAH har tillstånd att ta emot kvicksilver oberoende av kemiskt tillstånd och kvicksilverhalt. Före deponering måste dock metalliskt, flytande kvicksilver stabiliseras i sådan omfattning att den fysikaliska formen överensstämmer med mottagningskriterierna och kraven på utlakning innehålles.

### 3.4 Sammanfattande kommentarer och diskussion

Inget som framkommit i denna utredning pekar på att slutförvaring av svenskt kvicksilveravfall på Langøya inte skulle kunna gå att genomföra. På samma sätt som har diskuterats för undermarksdeponier i bergsalt i Tyskland kan i dagsläget metalliskt, flytande kvicksilver inte deponeras på Langøya. Kemakta har i sin genomgång inte funnit några skäl att frångå denna regel som har sitt ursprung i deponeringsdirektivet (EU, 1999).

Eventuellt skulle förvaring på Langøya kunna stå i konflikt med reglerna i avfallsförordningen (SFS 2001:1063) om att höghaltigt kvicksilveravfall ska deponeras i djupt bergförvar. Man kan här argumentera att man lägger ner avfallet på ett sätt så att det är kemiskt bundet och övertäckt med barriärer som bäddar in det under mark. Regelverket säger dock att bortskaffande av avfall med en kvicksilverhalt som överstiger 0,1 viktprocent skall ske i ett djupt slutförvar i berg. Ytterligare utredning i denna fråga kan komma att krävas.

De argument för anläggningens långsiktiga säkerhet som har presenterats under utredningens gång förefaller väl underbyggda för det tidsperspektiv som har behandlats. De säkerhetsanalyser som genomförts (NOAH, 2004; NOAH, 2007) omfattar inte det långtidsperspektiv på i storleksordningen 1000 år som brukar diskuteras i Sverige. I en analys av ett så långt tidsperspektiv behöver förändringar i omvärlden såsom klimatförändringar, förändringar av havsnivån, mänskligt intrång på grund av att dokumentationen av anläggningen går förlorad, etc. tas med. Detta är en av anledningarna till att det svenska regelverket förekriver deponering i djupa slutförvar i berg.

Från norskt håll har uttryckts en positiv inställning till att förvara svenskt kvicksilveravfall. Det förekommer i dag en storskalig hantering av lågförorenat kvicksilverhaltigt avfall, något som därmed, om det bedöms önskvärt och fördelaktigt, bör kunna innefatta även svenskt avfallsmaterial med motsvarande för-

ororeningsgrader. Dock tycks erfarenhet av hantering och förvaring av avfall med höga kvicksilverhalter saknas.

Statens forurensningstilsyn (SFT) har i e-postsvar på fråga från Sakab framfört att man betraktar Norden som närområde för deponin på Langøya. Med hänvisning till närhetsprincipen och självhjälpsprincipen är man däremot inte beredd att acceptera import av avfall som härrör från övriga Europa, inte heller om det genomgått behandling i Nordiskt land.

#### 4 Referenser

- Binyam Lema, Per Aagaard, Oslo Universitet; Tor Løken, NGI; och Terje Kirkeng, NOAH: Mercury interaction with Langøya gypsum sludge – bonding to solid particles, stability and potential evaporation (Poster).
- DepV (2002) Verordnung über Deponien und Langzeitlagern, 24 juli 2002, senast ändrad 13 december 2006.
- EU (1999): Rådets direktiv 1999/31/EG av den 26 april 1999 om deponering av avfall.
- EU (2002): Rådets beslut av den 19 december 2002 om kriterier för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG (2003/33/EG).
- EU (2006), EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING (EG) nr 1013/2006 av den 14 juni 2006 om transport av avfall.
- GGsVE (2001), Verordnung über die innerstaatliche und grenzüberschreitende Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße und mit Eisenbahnen.
- Keller S. (2001a), Zusammenstellung von Zuständen, Ereignissen und Prozessen (ZEP) als Basis für die Ermittlung von Szenarien (Standort Gorleben), Uppdragsnummer 9G 2612100, BGR, Hannover.
- Keller S. (2001b), Ermittlung und Analyse von Szenarien für den Standort Gorleben – Auswahl (screening) von ZEP, Uppdragsnummer 9G 2612100, BGR, Hannover.
- NOAH (2001): NOAH, Langøya. Forutsetninger for deponering av kvikksølvholdig avfall i gipsdeponiet. NGI rapport 20001133-1. 29 januar 2001.

- NOAH (2004): NOAH, Langøya. Miljørisikovurdering av deponiene på Langøya.. NGI rapport 20031461-1. Rev. 1, 18 maj 2004.
- NOAH (2005): Rehabiliteringsplan for Langøya. Dokumentnummer: KTR-15. 14.02.2005. NOAH Holding AS.
- NOAH (2007): NOAH, Langøya. Miljørisikovurdering av gipsdeponering over kote 0 i Nordbruudet. NGI rapport 20061245-1. 12 februari 2007.
- TA Abfall (1991) Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen, 12 mars 1991.



# Konceptstudie av teknik och säkerhet för människa och miljö för en djupdeponi för kvicksilveravfall i berg baserad på förutsättningar vid tidigare oljelager i Sverige

Lars Olof Höglund  
Håkan Svensson  
Michael Pettersson

Kemakta Konsult AB  
2008-01-28

## Innehåll

<b>Sammanfattning</b> .....	<b>189</b>
<b>Förord</b> .....	<b>190</b>
<b>1 Inledning</b> .....	<b>191</b>
2 Beskrivning av befintliga bergrum och tunnlar.....	191
2.1 Eons anläggning i Händelö .....	191
<b>3 Geologisk beskrivning</b> .....	<b>194</b>
<b>4 Hydrogeologi</b> .....	<b>197</b>
<b>5 Omgivning och recipienter</b> .....	<b>201</b>
5.1 Skyddsområden och riksintressen .....	201
5.2 Recipientsituation.....	205
<b>6 Konceptuella slutförvarsalternativ</b> .....	<b>207</b>
6.1 Grundläggande dimensioneringsantaganden .....	207

6.2	Nedfartsramp .....	208
6.3	Utsprängd förvarsort .....	209
6.4	Utsprängt bergrum .....	210
6.5	Utsprängd bergsilo.....	211
6.6	Kostnadsjämförelse – anläggningsarbete i berg .....	212
6.7	Andra aspekter av betydelse för en fungerande djupdeponi.....	213
<b>7</b>	<b>Geokemiska förhållanden.....</b>	<b>214</b>
7.1	Inledning.....	214
7.2	Geokemiska förhållanden i svensk kristallin berggrund .....	215
7.3	Relevanta geokemiska parametrar för kvicksilver.....	217
7.4	Platsspecifika geokemiska förhållanden på Händelö .....	221
7.5	Kemiska egenskaper hos aska.....	223
<b>8</b>	<b>Källterm för spridning – Närzon .....</b>	<b>224</b>
8.1	Några scenarier för vattenflöden i närzonen.....	224
8.2	Frigörelseprocesser i närzonen .....	230
<b>9</b>	<b>Spridningsprocesser i berg.....</b>	<b>235</b>
9.1	Inledande period då spridningen fördröjs .....	235
9.2	Diffusion i bergmatrisen.....	238
9.3	Långsiktig period då stationära förhållanden råder .....	241
<b>10</b>	<b>Utsläpp i recipient.....</b>	<b>243</b>
10.1	Utsläpp under drift .....	243
10.2	Utsläpp på lång sikt efter förslutning.....	243
10.3	Jämförelser med naturliga Hg-flöden.....	244
<b>11</b>	<b>Sammanfattande säkerhetsbedömning.....</b>	<b>246</b>
<b>12</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>248</b>
<b>Underbilaga</b>	Geologiska och hydrogeologiska förutsättningar för en djupdeponi för kvicksilver på Händelö, Norrköpings kommun .....	253

## Sammanfattning

Kemakta Konsult AB har fått regeringens särskilde utredningsmans Sten Bjurström uppdrag att i en konceptstudie belysa möjligheterna att förlägga ett svensk slutförvar för kvicksilveravfall i anslutning till ett befintligt f.d. bergrumslager för olja. Syftet med utredningen är att med exempel illustrera en väg att slutförvara kvicksilver, dock utan att detta utgör en tidig planering att bygga en verklig anläggning. En lokalisering av en djupdeponi i anslutning till Eons askdeponi i ett f.d. bergrumslager för olja på Händelö, Norrköpings kommun, har härvid utnyttjats som ett illustrerande exempel. Den konceptstudie som skisseras i denna utredning avser en tänkt djupdeponianläggning placerad cirka 250–350 m under den befintliga bergrumsanläggningen.

Olika förvaringskapacitet för djupdeponin har belyst med exempel, motsvarande en totalt deponerad volym av 2 000, 10 000 eller 100 000 m<sup>3</sup> räknat som staplad kollivolym. Som ett belysande exempel har antagits att aska från Händelöverket utnyttjas som buffertmaterial och återfyllnad av förvarsutrymmen mellan avfallsbehållare och bergväggar, liksom för återfyllnad av nerfartsramp i berget. Andra fyllnadsmaterial är dock tänkbara.

En grov bedömning av kostnader för anläggningsarbete i berg för en djupdeponi visar att kostnaden för att driva en nerfartsramp (cirka 56–125 Mkr) är betydande, utformningen av deponiutrymmen i berget varierar beroende på djupdeponins kapacitet och utformning (cirka 1,5–3 Mkr för 2 000 m<sup>3</sup>, cirka 6–15 Mkr för 10 000 m<sup>3</sup> och cirka 55–150 Mkr för 100 000 m<sup>3</sup>). Till detta kommer kostnader för övrig utrustning och driftkostnader.

Bergmassan på Händelö genomkorsas av större sprickzoner, men en bergplint med relativt tätt berg finns under och strax norr om Händelöverket där det placering av en djupdeponi skulle vara möjligt. Det ska understrykas att det inte finns några undersökningar av berget under cirka 80 m djup (befintliga tunnlar m.m.), varför de genomförda undersökningarna baseras på extrapolationer mot större djup i berget som är behäftade med osäkerheter.

Djupdeponin kan utformas som horisontella tunnlar, bergrum eller bergsilos. Deponering av avfallet kan ske genom att avfallet omges med olika typer av buffert- och återfyllnadsmaterial. Uppskattningar av vattengenomströmning djupdeponin har genomförts för olika tänkbara utformningar. Sammantaget visar utredningarna

att djupdeponin kan utformas så att endast obetydlig grundvatten-genomströmning sker genom djupförvaret.

En utgångspunkt för utredningen har varit att endast kvicksilver i en kemiskt och fysikaliskt stabil form ska tas emot för djupdeponering. Kviksilver i ren form förutsätts härvid stabiliseras som sulfid före djupdeponering. Detta medför en låg löslighet i grundvattenmiljö och möjliggör en god arbetsmiljö under djupdeponins drifttid.

Olika spridningsprocesser för kvicksilver från djupdeponin har undersökts. Resultaten visar att endast mycket små mängder kvicksilver frigörs från en djupdeponi. Olika beräkningsfall visar att kvicksilverutsläppet begränsas till mindre än 1 g/år för realistiska förhållanden. Mycket extrema beräkningsantaganden måste göras för att väsentligt öka de beräknade utsläppen.

Bedömningar av påverkan på recipient har genomförts, vilket i exemplet utgörs av Motala ström/Lindö kanal och inre Bråviken. Genomförda beräkningar visar en helt försumbar påverkan på recipienten. Jämförelser har gjorts med den atmosfäriska depositionen av kvicksilver. Det beräknade utsläppet från en djupdeponi skulle motsvara den atmosfäriska depositionen på mindre än 6 procent av Händelös markyta. På samma sätt motsvarar utsläppet den atmosfäriska deposition som sker på mindre än 0,6 procent av inre Bråvikens yta.

Sammantaget visar utredningen att det finns goda tekniska, säkerhets- och miljömässiga möjligheter att utforma och finna en lämplig plats för en nationell djupdeponi på några hundra meters djup i svensk berggrund. Fortsatt arbete får finna en lämplig lokalisering.

## Förord

Kemakta Konsult AB har fått regeringens särskilde utredningsmans Sten Bjurström uppdrag att i en konceptstudie belysa möjligheterna att förlägga ett svensk slutförvar för kvicksilveravfall i anslutning till ett befintligt f.d. bergumslager för olja.

Den föreliggande utredningen ska inte ses som en förberedelse till lokalisering av ett faktiskt slutförvar för kvicksilver på den studerade platsen. Syftet med studien är att belysa om tekniska, miljö- och säkerhetsmässiga förutsättningar finns för ett fortsatt arbete att finna en svensk slutförvarslösning.

I denna konceptstudie har Eons anläggning vid Händelöverket, Norrköpings kommun, använts som utgångspunkt. Eon bedriver idag deponering av bioaska från Händelöverket i de tidigare oljebergrummen. Den befintliga bergrumsanläggningen är utsprängd på cirka 30–50 m djup. I denna utredning skisseras en tänkt djupdeponianläggning placerad cirka 250–350 m under den befintliga bergrumsanläggningen.

## **1 Inledning**

Kemakta Konsult AB har fått regeringens särskilde utredningsmans Sten Bjurström uppdrag att i en konceptstudie belysa möjligheterna att förlägga ett svensk slutförvar för kvicksilveravfall i anslutning till ett befintligt f.d. bergrumslager för olja.

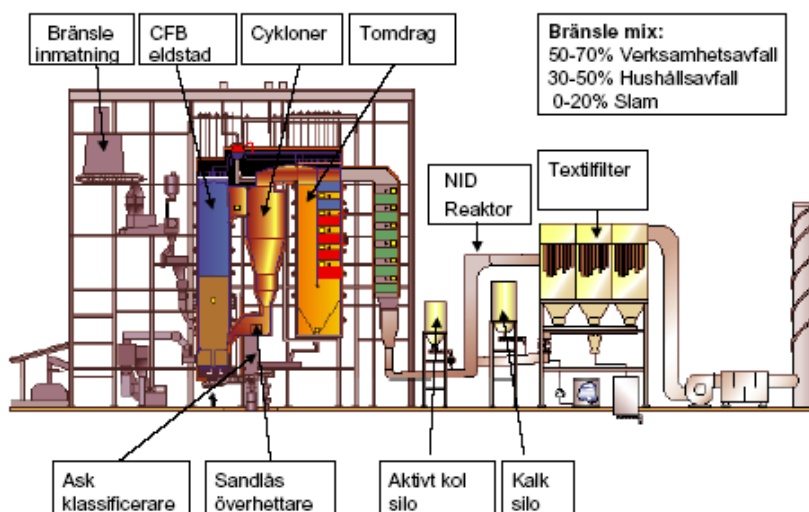
Syftet med utredningen är att med exempel illustrera en väg att slutförvara kvicksilver, dock utan att detta utgör en tidig planering att bygga en verklig anläggning. En lokalisering av en djupdeponi i anslutning till Eons askdeponi i ett f.d. bergrumslager för olja på Händelö, Norrköpings kommun, har härvid utnyttjats som ett illustrerande exempel. Den föreliggande utredningen ska därför inte ses som en förberedelse till lokalisering av ett faktiskt slutförvar för kvicksilver på den studerade platsen. Syftet med studien är att belysa om tekniska, miljö- och säkerhetsmässiga förutsättningar finns för ett fortsatt arbete att finna en svensk slutförvarslösning. Härvid har vissa platsspecifika data utnyttjats.

## **2 Beskrivning av befintliga bergum och tunnlrar**

### **2.1 Eons anläggning i Händelö**

Händelöverket är en kraftvärmeanläggning som producerar elkraft, fjärrvärme och ånga, se illustration i figur 2.1.

Figur 2.1 Principskiss över Eons anläggning vid Händelöverket. Bild hämtad från utdrag ur medlemsblad från Värme- och kraftsektionen



### Tillstånd för askdeponering

Eon Värme Sverige AB förfogar över nio bergrum belägna på den nordöstra delen av Händelö. Bergrummen användes tidigare för lagring av petroleumprodukter men tre av bergrummen används nu för lagring av flygaska. Tillstånd söks för närvarande enligt Miljöbalken för deponering av aska i de kvarvarande sex bergrummen. Förhandlingar inleddes under januari 2008.

### Beskrivning av befintliga bergrum och tunnlar

E.on:s nio bergrum är utsprängda i berg cirka 30 m under markytan, dvs. djup till bergstumstaken. Bergrummen ligger parallellt och med nord-sydlig huvudriktning. Bergrummens inbördes volym varierar mellan 100 000 m<sup>3</sup> och 160 000 m<sup>3</sup> (E.on MKB, 2006). Rummens höjd är cirka 30 m och bredden cirka 20 m. Längden uppges variera mellan 165 och 270 m. Baserat på befintligt kartunderlag finns det 5 kortare bergrum och 4 längre bergrum (E.on, MKB, Bilaga 15, 2006). Den sammanlagda volymen på Händelöverkets nio bergrum uppskattas till cirka 1 140 000 m<sup>3</sup>.

Uppgifter om inläckage av vatten finns bl.a. från 1976 då läckvatten enbart pumpades från 3 av bergrummen, mängden uppgick totalt till cirka 25–30 m<sup>3</sup> per dygn. I övriga bergrummen var inläckaget för litet för att pumpa. Till två av bergrummen var inläckaget så litet att vatten fick pumpas in från övriga bergrum för att upprätthålla den s.k. bäddvattennivå som krävs vid lagring av olja i bergrum. Detta medförde att det inte skedde någon netto-pumpning från anläggningen.

Öster om Händelöverkets bergum är SPL:s (Svensk Petroleumlagring) bergrum förlagda. Bergtäckningen uppges till 20–50 m och inläckaget till dränerad anläggning uppges till 17 m<sup>3</sup> per dygn (Bilaga Lundgren, 2007).

Den nio bergrummen står i förbindelse med Händelöverket via en ledningstunnel som sträcker sig från öns mitt och rakt söderut från Händelöverket under Lindö kanal till området Sylten. Tunneln är utsprängd mellan 60 och 80 m under markytan. Endast mindre läckage har rapporterats på ett fåtal platser i tunneln. Dock finns ett större läckage på 5,5 m<sup>3</sup>/h angivet för en period på 70-talet, det stora inläckaget förklarades med att tunnel passerar under Lindö kanal (Bilaga Lundgren, 2007).

Väster om Händelöverkets bergum sträcker över hela ön i sydvästlig-nordostlig riktning en sötvattentunnel. Tunneln har ett tvärsnitt på 8 m<sup>2</sup> och är 7 km lång och utsprängd cirka 80–90 m under markytan. Tunnel är satt under tryck motsvarande en nivå på +10 m, dvs. ett övertryck i förhållande till grundvattnet i det omgivande berget.

### Beskrivning av deponerad aska

Den aska som Eon producerar härrör från förbränning av kol, biobränsle, flis, utsorterat hushållsavfall, verksamhetsavfall och gummi. En mindre del av dessa askor klassificeras som farligt avfall. En kemisk karakterisering av aska från panna P14 ges i tabell 2.1. Totalt produceras cirka 28 000 ton/år aska vid Händelöverket. Bergrummen tillförs förutom aska även cirka 35 procent vatten. Enligt Eons uppgifter avser man fylla bergrum 5 och 6 (total volym cirka 260 000 m<sup>3</sup>) under 4–5 år.

**Tabell 2.1** Kemisk karakterisering av huvudkomponenter i aska från panna P14

Parameter	Enhet	Medelvärde
SiO <sub>2</sub>	% TS	18,1
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	% TS	15,9
CaO	% TS	30,3
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	% TS	3,2
K <sub>2</sub> O	% TS	2,1
MgO	% TS	3,1
MnO	% TS	0,22
Na <sub>2</sub> O	% TS	3,8
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	% TS	1,4
TiO <sub>2</sub>	% TS	1,8
Glödförlust	% TS	9,8

### Beskrivning av deponeringsförfarande

Askan sprayas in i det bergrum där fyllning vid varje tillfälle pågår. Bergrummen hålls med en vattenbädd med avsänkt nivå. Vattennivån i närliggande bergrum regleras till en högre nivå för att säkerställa att inget läckage av lakvatten sker till omgivningen. Askan härdar i kontakt med vattnet varvid tillgängligt vatten förbrukas av tillförd askmängd. Askan bildar successivt en tät monolit. Mer detaljerad beskrivning av deponeringsförfarandet ges i Eon (2006).

### 3 Geologisk beskrivning

Händelö är cirka 5,9 km<sup>2</sup> stort. Händelös berggrund utgörs av äldre metasedimentära bergarter (huvudsak gnejs) med en ålder på 1 800 miljoner år (SKB, 1998). Gnejsen har en foliation/skiktning som stryker i ost-västlig riktning och stupar brant söderut (Bilaga Lundgren, 2008). Enlig bergrundsgeologiska kartan över Östergötlands län ansluter en större förkastning från sydost till den sydöstra sidan av ön. Förkastningen är en förlängning av den sänka i terrängen som bildar viken Slätbaken söder om Norrköping, cirka 5 km norr om Händelö stryker Bråviksförkastningen i ostvästlig riktning och cirka 5 km sydväst om ön stryker ytterligare en större förkastning i nordvästlig riktning (SGU, 1997).



I tidigare genomförda undersökningar konstateras att den geologiska strukturen som lokalt på Händelö har den största betydelsen för berganläggningar och berggrundvattnet utgörs av en svagt böjd omvandlingszon som stryker i nordväst-sydostlig riktning mitt över hela ön. Zonen är cirka 60 meter bred i markytan och är förmodligen vertikal eller brantstående. Zonen beskrivs som en klorit- och leromvandling av den gråa eller röda gnejs som är vanligt förekommande i Händelös berggrund (Bilaga Lundgren, 2008).

Uppgifter från utsprängningen av bergrummen, norr om omvandlingszonen, visar att totalt 3 krosszoner i huvudsaklig nordvästlig-sydostlig utsträckning samt 5 sprickzoner i ostvästlig utsträckning påträffades. Krosszonerna stupar brant (cirka  $70^\circ$ ) mot sydväst och nordost. Sprickzonerna stupar brant ( $60^\circ$ – $80^\circ$ ) mot syd. Bredden för zonerna bedöms till mellan 20 och 40 meter. Generellt konstateras att cirka 5 procent av den bergyta som exponeras mot bergrummen utgörs av mer genomsläppligt berg som sprick- eller krosszoner (Lundgren, 2006).

På den nordligaste delen av ön, dvs. norr om bergrummen återkommer, enligt tunnelkartering av vattentunneln, mindre omvandlingszoner och sprickzoner. Dessa stryker i ostvästlig riktning.

Figur 3.1 Översikt av större deformationszoner i anslutning till Händelö samt befintliga underjordsanläggningar (© Lantmäteriverket Medgivande MS2007/05770)



Uppgifter ur Fördjupad översiktsplan för Händelö, Norrköpings kommun, Stadsbyggnadskontoret, planenheten: De geotekniska förutsättningarna på Händelö varierar och utmärks av tre berg- och moränryggar som löper i sydost-nordvästlig riktning med anslutande leror och mellanliggande lerfyllda sänkor. Den övervägande delen av lerorna är av typen lös lera som kräver särskild uppmärksamhet vid projektering för byggnader och vägar. På ön finns också flera områden som består av olika typer av fyllnadsmassor. Dels är det de aktiva deponierna och dels äldre fyllnader. I dessa områden krävs också särskild uppmärksamhet vid projektering för byggnader och vägar. Risken för förorenad mark är uppenbar och markundersökningar krävs innan markarbeten.

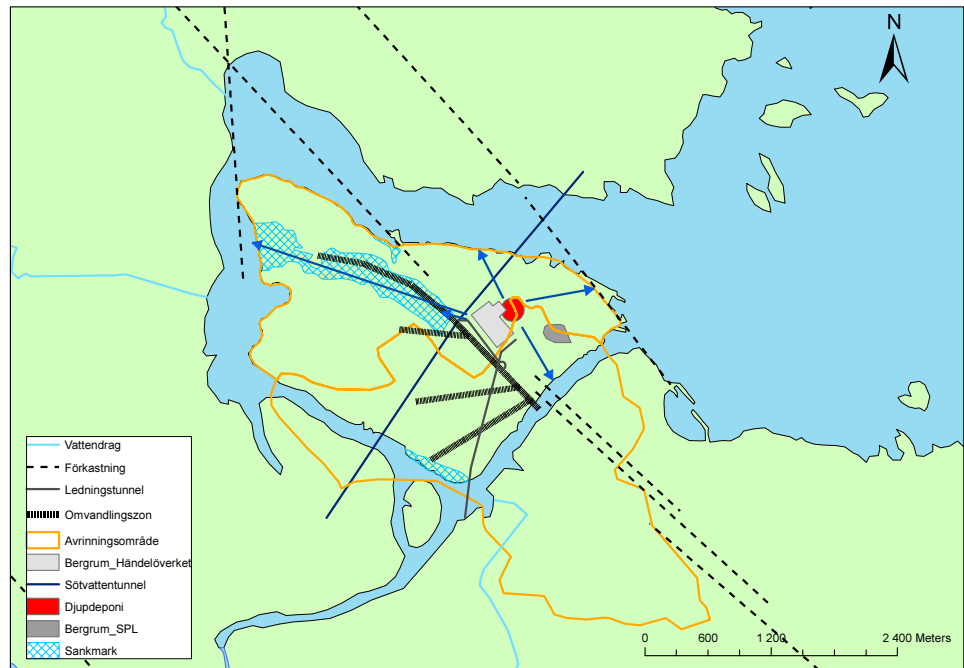
## 4 Hydrogeologi

Södra delen av Händelö ligger inom huvudavrinningsområdet till Motala ström och norra delen av ön ligger inom det kustnära avrinningsområde som avrinner till Bråviken och Östersjön. Ön delas således av en vattendelare.

Enligt de tolkningar som gjorts till kartan över grundvattnet över Östergötlands län har både Bråviksförkastningen samt den förkastning som stryker väster om Händelö bedömts som större sprickzoner, troligen med bättre möjlighet till grundvattenuttag än omgivande berggrund. Dock har inte den del av Slätbaksförkastningen som ansluter till Händelö söderifrån bedömts som hydrauliskt betydande på regional skala (SGU, 1997). En mer detaljerad beskrivning av sprickförhållandena på Händelö ges även i SGU:s berggrundskartor SGU Ser Af 116, Ser Af 123, Ser Af 108 och Ser Af 112.

Genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet, K) för den typ av metasedimentära bergartstyper som dominerar berggrunden på Händelö uppges till mellan  $3 \cdot 10^{-8}$  m/s och  $1 \cdot 10^{-7}$  m/s. Den hydrauliska konduktiviteten baseras på analys av bergborrande brunnar (SKB, 1998). I tidigare utförda beräkningar av t ex transporttiden i berggrunden kring bergrummen på Händelö har en hydraulisk konduktivitet på cirka  $10^{-6}$  m/s i sprickzoner respektive  $10^{-7}$  m/s i omgivande berg antagits (Lundgren, 2006). I allmänhet minskar bergets hydrauliska konduktivitet mot djupet, på cirka 300 m kan därför genomsläppligheten förväntas vara minst en tiopotens lägre (Bilaga Lundgren, 2008). SKB:s platsundersökningsprogram visar även att den hydrauliska konduktiviteten minskar minst en tiopotens mellan ytlig och djup berggrund för såväl berg som deformationszoner (SKB, 2006). Bedömda möjligheter till uttag av grundvatten i berggrunden bedöms för området till mindre goda (SGU, 1997). Baserat på SGU:s brunnsarkiv förekommer inga kända grundvattenuttag, de brunnar som är borrhade utgörs av observationsbrunnar för bergrummen alternativt energibrunnar. Energibrunnarnas djup uppgår till 130–170 m. Det kan dock förekomma brunnar som inte är inrapporterade i brunnsregistret.

**Figur 4.1** Tolkningar av Händelös naturliga hydrogeologiska förhållanden baserat på vattendelare, topografi, våtmarker och deformationszoner



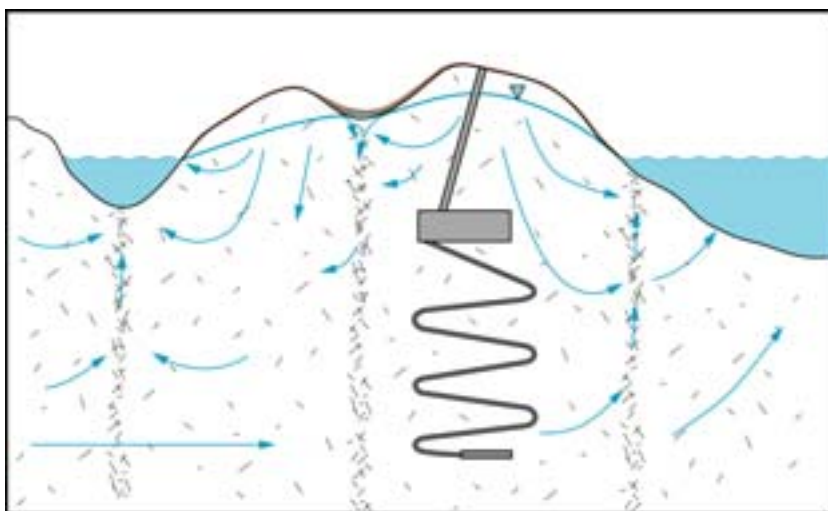
I tidigare genomförda hydrogeologiska beräkningar för berggrunden på Händelö uppges den effektiva porositeten, dvs. porositet i berg tillgängligt för grundvattentransport, till mellan 0,001–0,005 i sprick- och krosszoner (Lundgren, 2006). Baserat på SKB:s platsundersökningsprogram redovisas porositetsvärden i den s.k. bergdomänen på storleksordningen  $10^{-5}$  till  $10^{-4}$  respektive  $10^{-3}$  till  $10^{-2}$  i den s.k. sprickdomänen (SKB, 2006 och SKB, 2005).

I figur 4.2 visas en schematisk modell av hur de naturliga strömningsförhållandena på Händelö kan se ut. Gränsen för de lokala avrinningsområdena, dvs. vattendelaren, genomkorsar ön vilket innebär att avrinning på de södra delarna sker mot Lindö kanal och avrinning från de norra delarna sker mot Motala ström alternativt Lindöfjärden. Enligt äldre uppgifter låg den naturliga grundvattennivån före utsprängningen av de dåvarande bergrummen för oljelager endast 1 till 2 meter över vattennivåerna i Lindö kanal och Motala ström (Lundgren, 2006). Potentiella strömningsriktningar

har ritats in i figur 4.1. Gradienterna mellan naturliga grundvattennivåer på platsen för Händelöverkets bergrum alternativt en djupdeponi för kvicksilver och havsytenivån runt ön beräknas till mellan 0,1–0,3 procent.

Till skillnad från lokala gradienter som är beroende av de lokala tryckförhållandena finns även regionala gradienter som orsakas av tryckskillnader mellan t.ex. större sjöar och havsytan. I detta fall antas att sjöarna Glan och Roxen, 8 respektive 20 km inland från Bråviken, potentiellt skulle kunna skapa regionala gradienter från väster till öster på mellan 0,2–0,3 procent, dvs. i samma storleksordning som de lokala gradienterna.

**Figur 4.2 Schematisk profil genom Händelö som visar strömningsförhållandena i berggrunden**



De tydligt definierade nordväst-sydostliga deformationszoner som genomkorsar berggrunden i anslutning till Händelö innebär troligen att inverkan från de väst-östliga regionala grundvattengradienterna blir begränsade i förhållande till lokala gradienter. Denna tolkning grundas på att deformationszonerna bedöms fungera som flödesavgränsningar av de grundvattenströmmar som orsakas av de regionala gradienterna. Det kan även uttryckas som att deformationszonerna orsakar en hydraulisk kortslutning vilket minskar och jämnar ut de hydrauliska gradienterna.

### Strömningshastighet i berggrund – Naturliga förhållanden

Med enkla beräkningsantaganden kan strömningshastigheten och strömningstiden i en geologisk formation beräknas enligt följande:

$$v = \frac{k \cdot i}{n_e} \quad (\text{ekv 4.1}) \text{ där}$$

$v$  är strömningshastigheten (m/s)

$k$  är den hydrauliska konduktiviteten (m/s)

$n_e$  är den effektiva porositeten (-)

vidare beräknas strömningstiden enligt:

$$t = \frac{l}{v} \quad (\text{ekv 4.2}) \text{ där}$$

$t$  är strömningstiden (s)

$l$  är strömningsslängden (m)

Under antagande om att djupdeponin förläggs på cirka 300–400 m djup beläget under lokaliseringen av Händelöverkets berggrum beräknas strömningshastighet och strömningstid enligt följande. Grundvattenströmning kan ske dels genom deformationszoner, t.ex. sprickzoner och krosszoner men även i omgivande berg som har betydligt lägre förekomst av sprickor och därmed lägre hydraulisk konduktivitet än deformationszonerna. På det antagna djupet bedöms således att normalsprucket berg mellan sprickzonerna har en hydraulisk konduktivitet på  $10^{-8}$  m/s och sprickzoner en tiopotens större genomsläpplighet, dvs.  $10^{-7}$  m/s. Den effektiva porositeten bedöms ligga på  $10^{-3}$  i sprickzonerna. Gradienten antas till 0,1 procent som motsvarar den drivande gradient som uppstår på grund av skillnader mellan grundvattennivåerna på Händelö och Bråviken. Då beräkningen gäller för ett djupt och därmed tätare berg innebär det att gradienten generellt även borde vara mindre på djupdeponins nivå än för det ytliga berget. Den antagna gradienten kan således anses vara konservativ för beräkningsfallet. I enlighet med ekvation 4.1 beräknas strömningshastigheten i sprickzonerna till  $10^{-7}$  m/s vilket innebär cirka 3 m/år. Transporttiden baserat på ett medelavstånd mellan djupdeponi och recipient på cirka 1 000 m beräknas enligt ekvation 4,2 till cirka 300 år.

## Grundvattenflöde i berggrund – naturliga förhållanden

Med Darcy's lag kan det potentiella grundvattenflödet genom en tvärsnittsytta berg som motsvarar djupdeponin beräknas enligt följande:

$$Q = k \cdot i \cdot A \text{ (ekv 4.3) där}$$

Q är grundvattenflöde (m<sup>3</sup>/s)

A genomströmningsarea (m<sup>2</sup>)

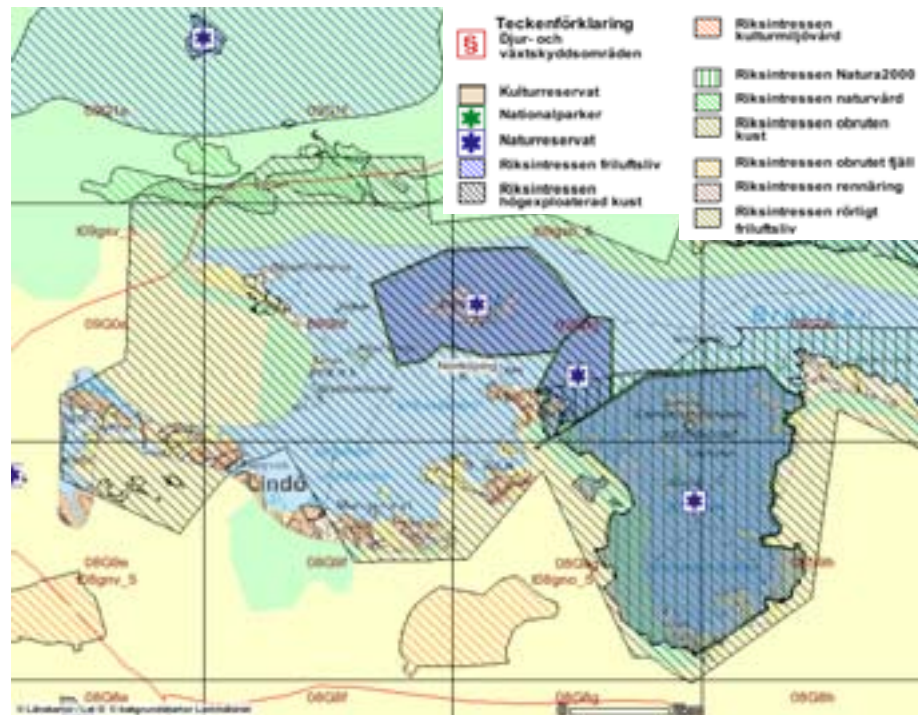
För en djupdeponi med exempelvis dimensionerna längden 50 m, höjd och bredd mellan 6 och 10 erhålls en maximal genomströmningsarea på 300 till 500 m<sup>2</sup> om deponin är placerad vinkelrätt mot strömningsriktningen. Vidare antas att den relativa fördelningen av genomsläppliga zoner i berget är samma som den som konstaterats för Händelöverkets berggrum, dvs. 5 procent av den exponerade berggrumssytan utgörs av mer genomsläppligt berg. Med en tvärsnittsarea på 400 m<sup>2</sup> beräknas grundvattenflödet genom sprickzonerna runt djupdeponin till cirka 0,06 m<sup>3</sup>/år och cirka 0,12 m<sup>3</sup>/år för den mindre genomsläppliga delen.

## 5 Omgivning och recipienter

### 5.1 Skyddsområden och riksintressen

Bråviken utgör riksintresse som högexploaterad kust (4 kap. 4 § MB). I Bråvikens inre del finns även tre naturreservat: Esterön, Djurön och Svensksundsviken. Svensksundsviken inklusive delar av Djurön och södra Bråviken samt Skenäs utgör område av riksintresse för Natura 2000 enligt Fågeldirektivet (MB 7:27 p. 1) och Habitatdirektivet (MB 7:27 p. 2). Svensksundsviken och Ållonö utgör riksintresse för naturvården (3 kap. 6 § MB).

Figur 5.1 Översikt över förekommande skyddsområden m.m. i anslutning till Händelö. Källa: Länsstyrelsernas Länskartor



Uppgifter ur *Fördjupad översiktsplan för Händelö, Norrköpings kommun, Stadsbyggnadskontoret, planenheten*: "Händelö ekbackar klassas som ett Natura 2000-område. Dessa områden medför begränsningar i den framtida markanvändningen på Händelö. Vid etablering av tillkommande verksamheter eller då befintliga vill utvidga sin verksamhet ytmässigt måste man beakta hur ekbackarna i Natura 2000-området kan komma att påverkas. Några åtgärder som på något väsentligt sätt kan påverka de skyddsvärda miljöerna negativt bör inte tillåtas." Genomförda inventeringar redovisas översiktligt i figur 5.2.



Figur 5.2 Inventering av ekmiljöer, grova träd och nyckelbiotoper på Händelö, källa Länsstyrelsens Östgotakartan



Från: *Naturvårdsprogram för Norrköpings kommun*: "Händelö ekbackar hyser ett stort antal grova ekar som ger livsrum åt en stor mängd vedlevande organismer. Tätortsnära är detta antal ekar mycket ovanligt och då de hyser en rik och exklusiv insektsfauna är miljön mycket skyddsvärd och av högsta naturvärde. Insektsfaunan är mycket exklusiv och artrik, man finner inte mindre än 26 rödlistade arter knutna till dessa gamla ekmiljöer. Bland de mer spektakulära arterna hör den starkt hotade trädsvampbaggen fyrfläckad vedsvampbagge (*Mycetophagus quadriguttatus*) tätt följd av sårbara arter som mörkbaggarna större flatbagge (*Peltis grossa*) och avlåång flatbagge (*Grynocharis oblonga*); tjuvbaggen nästtjuvbagge (*Ptinus sexpunctatus*); bladhorningarna brun guldbagge (*Liocola marmorata*) och läderbagge (*Osmoderma eremita*). Här finns bitvis en artrik och hävdgynnad flora med arter som brudbröd, svinrot,

ängsskära, backsmörblomma och blodnäva. Området ingår i det Europeiska nätverket för skyddad natur, Natura 2000, och är av nationellt värde för naturvården. De olika områdena visas i figur 5.3.

I ekdungen sydost om Händelö gård växer en gammal ek som har utvecklat mulm. Mulmekar är viktiga för många krävande organismer. Denna ek hyser bl.a. lavarna gulpuddrad spiklav och sotlav. En gammal tall hyser den sårbara skalbaggen reliktböck (*Nothorhina punctata*). Området är av kommunalt intresse för naturvården. Området visas i figur 5.3.

Figur 5.3 Områden identifierade inom kommunala Naturvårdsprogram 1997–2005. Källa: Länsstyrelsens Östgötakartan



## 5.2 Recipientsituation

### Utflöde i ytvatten

Södra delen av Händelö ligger inom huvudavrinningsområdet till Motala ström och norra delen av ön ligger inom det kustnära avrinningsområde som avrinner till Bråviken och Östersjön. Händelö delas således av en ytvattendelare. Motala ström mynnar i Bråviken. Medelvärde av vattenföringen i Motala ström innan utströmning till Lindö kanal och Bråviken är uppmätt till 90 m<sup>3</sup>/s för perioden (1935–1990) (SMHI, 1993/2007). Bråviken ges vattenomsättningsklass 2, vilket motsvarar en medelvattenutbytestid på 10–39 dygn (Naturvårdsverket, 1999). Dock ger uppgifter beträffande den inre delen av Bråviken, där volymen uppges till 0,51 km<sup>3</sup> och tillrinningen uppges till 113 m<sup>3</sup>/s, en något längre vattenutbytestid på cirka 50 dygn (SMHI, 1993/2007).

Länsstyrelsen i Östergötland har i samarbete med SMHI upprättat en kustzonsmodell för norra delarna av Östergötlands skärgård. Den inre delen av Bråviken specificeras med följande uppgifter. Vattenvolym 538 106 m<sup>3</sup>, yta 57 106 m<sup>2</sup> och vattenomsättningstid 9 dygn (Olsson, 2002).

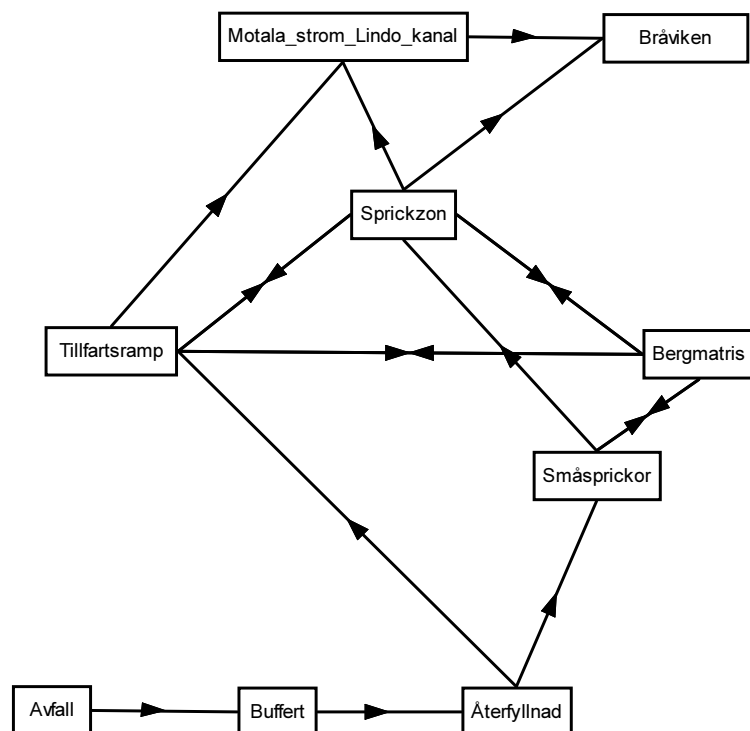
*Från: Årsrapport 2003, Motala ströms vattenvårdsförbund:* ”Bråviken sträcker sig från Norrköping i väst mot Östersjön i öster. Bråvikens norra kust är en förkastningsbrant med bitvis lodräta, höga klippor som störtar ner i havsviken. Den södra delen av Bråvikens kust är mycket flackare och utgörs till stor del av odlad mark. Motala Ström mynnar till Bråviken på båda sidor om Händelön. Längst in i viken är Bråviken tämligen grund. Den saknar grunda mynningströsklar och har en relativt stor sötvattentillrinning från Motala ström och Nyköpingsån.

Vattenomsättningen är förhållandevis god i viken och vattenvolymen omsätts på cirka en månad. I det vidsträckta mynningsområdet sker intransport av saltare havsvatten längs det djupare kustområdet i norr, medan uttransporten av det lättare mindre salta vattnet mestadels sker längs det grundare, sydliga kustområdet. Det innebär att strömmar från Bråviken med vatten från Motala ströms avrinningsområde rör sig söderut genom arkipelagen. Mynningsområdets strömmar är tämligen beroende av rådande vindriktning. Vid dominerande ostliga vindar minskar utflödet från viken och gör att medelsalthalten minskar.”

I figur 5.4 visas en schematisk boxmodell över potentiella flödesvägar mellan djupdeponi och recipient. Den redovisade situationen beskriver naturliga flödesförhållanden, d v s situationen efter genomförd återfyllnad och avslutad pumpning i bergrum och bergtunnlar. Från djupdeponin, dvs. avfall, buffert och återfyllnad, kan grundvattenströmning ske dels genom småsprickor i omgivande berg i direkt anslutning till deponin men även genom tillfartsrampen. Storleken på grundvattenflödet genom tillfartsrampen är beroende av förhållandet mellan genomsläppligheten i rampens återfyllnad respektive genomsläppligheten i naturlig berggrund.

Fortsatt grundvattenflöde sker företrädesvis i genomsläppliga sprickzoner som är i direkt kontakt med recipienterna. Masstransporten som sker med grundvatten i sprickor och sprickzoner påverkas av interaktionprocesser med bergmatrisen, t ex diffusion eller sorption, se vidare kapitel 9. Det till ytvattenrecipienten utströmmande grundvattnet späds i varierande grad vid utströmning i Motala ström/Lindö kanal och Bråviken.

**Figur 5.4 Schematisk boxmodell som beskriver potentiella flödesvägar mellan djupdeponi och recipient**



## Upptag i brunnar

Som recipient betraktas även grundvattnet då konsumtion av grundvatten kan ske via brunnar. Dosberäkningar utförda i samband med säkerhetsanalyser av använt kärnbränsle räknar med ett totalt uttag på 2,4 m<sup>3</sup>/dag av grundvatten ur en brunn i anslutning till en liten lantbruksenhet, detta uttag bedöms tillgodose vattenbehovet för några kor samt bevattning av en mindre trädgård (Lindgren m.fl., 2001). Ett normaluttag från en privat brunn brukar anges till i storleksordningen 200 liter per person och dygn (SGU, 2007). Av det uttagna vattnet bedöms ren vattenkonsumtion uppgå till 0,6 m<sup>3</sup>/år (Avila och Bergström, 2006).

I grundvatten som har kloridhalter som överstiger 300 mg/l finns risk för smaksförändringar. Höga halter av klorid i djupa grundvatten kan bero på att områden varit täckta av havsvatten därför är påverkat av relik saltvatten (Lst Östergötland, 2005). Analysresultat av kloridhalter i bergbrunnar från Östergötlands län visar att cirka 2 till 3 procent har kloridhalter överstigande 300 mg/l (SGU, 1997).

## 6 Konceptuella slutförvarsalternativ

### 6.1 Grundläggande dimensioneringsantaganden

Olika uppskattningar har genomförts inom ramen för tidigare studier av vilka mängder kvicksilverhaltigt avfall som finns lagrat som kan komma att kräva omhändertagande i djupdeponi. Det råder dock viss oklarhet vilka mängder som kan komma att vara relevanta för omhändertagande i ett nationellt slutförvar. Boliden som har eget processavfall i betydande mängder planerar för en egen djupdeponi, men har inte uttryckt intresse att samordna detta med en nationell djupdeponi. Kloralkaliindustrin har stora mängder flytande kvicksilver, dock är den totala volymen begränsad. Kloralkaliindustrin studerar möjligheten till export av sitt kvicksilver. Hos Sakab finns betydande kvicksilvermängder, dels i form av upparbetat kvicksilver från batterier med statligt ansvar, dels olika mängder förorenat processavfall och övrigt insamlat kvicksilver. Då syftet med denna undersökning inte är att i detalj fastställa vilka mängder kvicksilveravfall som ska omhändertas i en eventuell nationell djupdeponi har olika antaganden om mängder utnyttjats i belysande exempel.

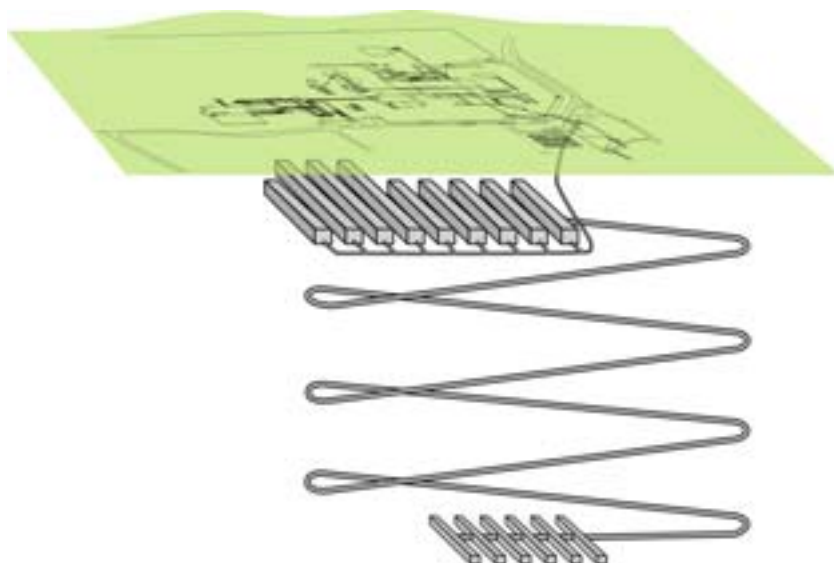
Som räknebas för denna konceptstudie har i ett basfall antagits att 2 000 ton kvicksilver ska omhändertas och lagras i ett slutförvar. I ren form kan volymen av detta kvicksilver beräknas ( $\rho_{\text{Hg}(l)} = 13\,600 \text{ kg/m}^3$ ) till cirka  $150 \text{ m}^3$ . Vidare antas att kvicksilvret stabiliserats med svavel till kvicksilversulfid ( $\rho_{\text{HgS}} = 8\,200 \text{ kg/m}^3$ ,  $\varepsilon = 0,5 \text{ m}^3/\text{m}^3$ ), varvid det fasta pulvrets volym bedöms öka till cirka  $600 \text{ m}^3$ , med lite felmarginal antas  $1\,000 \text{ m}^3$  som dimensionerande avfallsvolym. Avfallet antas förpackat i 100–200 l plåtfat. Antalet plåtfat uppskattas till 5–10 000 stycken, vart och ett med en totalvikt av cirka 250–500 kg. Staplingsvolymen (den effektiva förvarsvolymen) för dessa plåtfat beräknas till cirka  $2\,000 \text{ m}^3$ . Tillkommer erforderlig volym för återfyllning av buffertmaterial. Här antas minst 0,5 m aska tillföras som buffertmaterial mellan de staplade plåtfaten och omgivande berg. Detta ökar erforderlig förvarsvolym i motsvarande grad. Tillslutning av slutförvar och nedfartsramp antas ske genom successiv återfyllning med aska upp till nivån för den befintliga bergrumsanläggningen. Detta skulle samtidigt medföra en väsentligt ökad kapacitet för mottagande av aska i den befintliga bergrumsdeponin. Alternativa återfyllnads- och tillslutningstekniker diskuteras som scenarier. Slutförvaret antas placeras på nivån 300–400 m under markytan. Här antas att anslutning till den befintliga bergrumsanläggningen sker på nivån 50 m under markytan.

Som varitionsfall har antagits att kvicksilverhaltigt avfall med en total staplingsvolym av  $10\,000 \text{ m}^3$  respektive  $100\,000 \text{ m}^3$  omhändertas i ett nationell djupförvar.

## 6.2 Nedfartsramp

En nedfartsramp drivs i berget med start från den befintliga bergrumsanläggningen. Nedfartsrampen kan drivas rak eller spiralformad. För alternativet med en rak nedfartsramp kommer det djupare liggande slutförvaret att ligga vid sidan av den befintliga bergrumsanläggningen. Med en spiralformad nedfartsramp kan slutförvaret, om så önskas, placeras under den befintliga bergrumsanläggningen. I det aktuella fallet bedöms den relativt täta bergplint som inrymmer den befintliga bergrumsanläggningen vara ett rimligt första-handsalternativ. Tillgängliga uppgifter indikerar att bergplinten avgränsas av omvandlingszoner och krosszoner som stupar vertikalt eller brant. En illustration ges i figur 6.1.

**Figur 6.1** Schematisk illustration till djupdeponi med spiralformad nedfartsramp som utgår från befintlig oljebergrumsanläggning



Nedfartsrampen placeras med hänsyn tagen till kända sprick- och krosszoner i berget för att så långt möjligt undvika omfattande inläckage av grundvatten. Djupdeponin placeras lämpligen under den lokala vattendelaren strax norr om Händelöverket.

Nedfartsrampen förbinder nivån 50 m under markytan och förvarsnivån 300–400 m under markytan. Det antas att nedfartsrampen utförs med en medellutning av mellan 1:5 och 1:7. Detta medför en total längd för nedfartsrampen av cirka 1250–2 500 m.

För att möjliggöra enkel nedtransport med fordon till förvarsnivå har antagits att ett tunnelvärsnitt på cirka 50–60 m<sup>2</sup> väljs. Denna dimension medger lastbilstransport, samt ger plats för ventilationskanaler mm. Total utsprängd bergvolym för tillfartsrampen uppskattas till cirka 65 000–150 000 m<sup>3</sup>.

### 6.3 Utsprängd förvarsort

En utsprängd förvarsort utgör en direkt förlängning av nedfartsrampen och görs vanligen horisontell. Ortens utsprängda diameter väljs med hänsyn till bergtekniska faktorer och önskad förvarings-

volym. I denna konceptstudie har ett tvärsnitt på 60 m<sup>2</sup>, motsvarande en diameter på 8,7 m antagits som räkneexempel.

Ortens längd väljs med utgångspunkt från önskad förvarsvolym. Orten kan utföras som en sammanhängande rak ort eller ha en grenad struktur. I denna studie har båda alternativen beaktats. Det finns vissa fördelar med en grenad struktur om olika typer av avfallsmaterial ska placeras i förvaret. De olika avfallen kan då placeras i olika förvarsutrymmen vilket minskar eventuella risker för oönskad kemisk växelverkan mellan olika avfall.

Dimensioneringsberäkningar visar att för ett utsprängt tvärsnitt på 60 m<sup>2</sup> erhålls ett effektivt förvarstvårsnitt på mellan 33 och 47 m<sup>2</sup> då hänsyn tas till återfyllning med buffertmaterial på minst 0,5 m och ett eventuellt dränerande skikt på 0,5 m. Uppskattningarna varierar något beroende på om ett rektangulärt eller cirkulärt tvärsnitt antas. Erforderlig total längd på förvarsorterna för basfallet med 2 000 m<sup>3</sup> staplingsvolym för avfallet blir då cirka 43–61 m. Total utsprängd volym är 2 600–3 700 m<sup>3</sup>.

Tabell 6.1 redovisar motsvarande värden om det istället antas att 10 000 respektive 100 000 m<sup>3</sup> avfall ska djupdeponeras.

**Tabell 6.1 Sammanställning av beräknad erforderlig längd på förvarsorterna och total utsprängd bergvolym för olika avfallsmängder**

Omhändertagen avfallsmängd (staplingsvolym) (m <sup>3</sup> )	Erforderlig längd på förvarsorterna (m)	Total utsprängd bergvolym är (m <sup>3</sup> )
2 000	45–60	2 600–3 700
10 000	220–310	12 900–18 600
100 000	2 200–3 100	129 000–186 000

#### 6.4 Utsprängt bergtrum

Ett utsprängt bergtrum skiljer sig från en förvarsort genom att bergtrumets höjd och bredd är större. Olika geometrisk utformning kan väljas med hänsyn till bland annat bergmekaniska faktorer. Om bergspänningarna är allt för stora kan det finnas problem att ha alltför stora öppna bergtrum. I denna konceptstudie har antagits att ett bergtrum med höjden 10 m och bredden 20 m sprängs ut. Detta medför ett utsprängt tvärsnitt på 200 m<sup>2</sup> och ett effektivt förvarstvårsnitt på 144–171 m<sup>2</sup> då hänsyn tas till återfyllning med buffertmaterial på minst 0,5 m och ett eventuellt dräne-



rande skikt på 0,5 m. Erforderlig längd på bergrummet blir då i basfallet endast 12–14 m. Total utsprängd volym är 2 800–3 200 m<sup>3</sup>. Det är knappast rimligt att anlägga ett bergrum med så små liten längd, se istället alternativet bergsilo.

Tabell 6.2 redovisar motsvarande värden om det istället antas att 10 000 respektive 100 000 m<sup>3</sup> avfall ska djupdeponeras.

**Tabell 6.2 Sammanställning av beräknad erforderlig längd på bergrum och total utsprängd bergvolym för olika avfallsmängder**

Omhändertagen avfallsmängd (staplingsvolym) (m <sup>3</sup> )	Erforderlig längd på bergrum (m)	Total utsprängd bergvolym är (m <sup>3</sup> )
10 000	59–70	12 200–14 400
100 000	585–694	117 400–139 200

## 6.5 Utsprängd bergsilo

En utsprängd silo i berget kan utföras som cylindriskt (stående) eller nära sfärisk hålighet i berget vilket medför ett mycket kompakt slutförvar. I denna konceptstudie antas en stående cylindrisk form med en diameter på 20 m. Detta medför ett utsprängt tvärsnitt på 315 m<sup>2</sup> och ett effektivt försvarstvärsnitt på 250–280 m<sup>2</sup> då hänsyn tas till återfyllning med buffertmaterial på minst 0,5 m och ett eventuellt dränerande skikt på 0,5 m. Erforderlig höjd på bergsilon blir då cirka 9 m för basfallet. Total utsprängd volym är 2 870–3 120 m<sup>3</sup>. Detta fall skulle i praktiskt utförande motsvara en mindre kupolformad eller sfärisk hålighet som sprängs ut i berget.

Tabell 6.3 redovisar motsvarande värden om det istället antas att 10 000 respektive 100 000 m<sup>3</sup> avfall ska djupdeponeras i bergsilo. För fallet 100 000 m<sup>3</sup> antas att avfallet fördelas i fyra större silos vardera med en diameter på 30 m (utsprängt tvärsnitt 706 m<sup>2</sup>, effektivt tvärsnitt 615–660 m<sup>2</sup> för vardera silon).

**Tabell 6.3 Sammanställning av beräknad erforderlig höjd på bergumssilo och total utsprängd bergvolym för olika avfallsmängder**

Omhändertagen avfallsmängd (staplingsvolym) (m <sup>3</sup> )	Erforderlig höjd på bergsilo (m)	Total utsprängd bergvolym är (m <sup>3</sup> )
2 000	9	2 900–3 100
10 000	35–40	11 800–13 000
100 000 (fyra silos, diameter 30 m)	38–41	113 000–122 000

## 6.6 Kostnadsjämförelse – anläggningsarbete i berg

Nedfartsramp uppskattas bli cirka 1 250–2 500 m lång. Kostnaden för att driva en nedfartsramp anges till cirka 45 000–50 000 kr/m (personlig kommunikation Gunnar Nord, Atlas Copco). Total kostnad för nedfartsramp blir då 56–125 Mkr.

Kostnaden för att driva en horisontell förvarsort har antagits vara densamma som för nedfartsrampen, cirka 45 000–50 000 kr/m. Kostnaden för alternativet med utsprängd förvarsort, längd 43–61 m, uppskattas till cirka 2–3 Mkr för basfallet med 2 000 m<sup>3</sup> avfall.

Kostnaden för ett utsprängt bergum anges till cirka 500 kr/m<sup>3</sup> utsprängd volym (personlig kommunikation Gunnar Nord, Atlas Copco). Total kostnad för 2 800–3 200 m<sup>3</sup> utsprängt bergum blir då 1,4–1,6 Mkr.

Kostnaden för utsprängning av bergsilos har antagits vara densamma som för bergum, cirka 500 kr/m<sup>3</sup> utsprängd volym. Total kostnad för 2 900–3 100 m<sup>3</sup> utsprängd bergsilo blir då 1,5–1,6 Mkr.

I tabell 6.4 har kostnadsberäkningar för de olika scenarierna för olika avfallsmängder sammanställts.

Till dessa kostnader ska läggas inredningar i bergum och nedfartsramp såsom pumpar, ledningar, ventilation, belysning m.m. Kostnader för dessa investeringar har grovt uppskattats till cirka 20–25 procent av anläggningskostnaderna för bergarbeten.

För drift av djupförvarsanläggningen till kommer rörliga kostnader för exempelvis länsumpning och ventilation (cirka 1–2 Mkr/år), personalkostnader (cirka 1–2 Mkr/år), lastning, lossning och transport av avfallet (totalt 0,2 Mkr/år). Total driftkostnad kan därmed uppgå till cirka 2,5–5 Mkr/år. Det kan noteras att den totala avfallsmängden i de tre alternativen är tämligen begränsad varför

drifttiden inte behöver vara särskilt lång. Det kan dock finnas en önskan att hålla en nationell djupdeponi tillgänglig under en längre tid för att möjliggöra omhändertagande av fallande avfallsmängder. Inlastning kan då lämpligen ske i kortare kampanjer utan behov av ständig bemanning av anläggningen, dock måste troligen länshållning och ventilation hållas igång under hela drifttiden.

**Tabell 6.4 Sammanställning av kostnader för anläggningsarbeten i berg för olika alternativ**

	Omhändertagen avfallsmängd (staplingsvolym) (m <sup>3</sup> )		
	2 000	10 000	100 000
Nerfartsramp	56–125 Mkr		
Förvar i horisontell ort	2–3 Mkr	9,9–15,5 Mkr	99–155 Mkr
Bergrum	-	6,1–7,2 Mkr	58,7–69,6 Mkr
Bergsilo	1,5–1,6 Mkr	5,9–6,5 Mkr	56,5–61 Mkr (fyra silos, diameter 30 m)

## 6.7 Andra aspekter av betydelse för en fungerande djupdeponi

- Samordning med E.on:s verksamhet över och under jord
- Mottagningsstation
  - Antas att transport till anläggningen sker på landsväg
  - Kan mottagning ske under jord? Är befintlig ramp körbar med lastbil? Är ventilation OK? Etc.
  - System för mottagningskontroll, överensstämmelseprovning av avfallsmaterial m.m.
  - Eventuell emballering av avfallet
  - Märkning + databasregistrering för kolloplacering
  - Eventuellt mellanlager för märkta och emballerade kollin
  - Lastkaj + vändplan för lastbil
  - Finns låst grind som förhindrar inpassage?
  - Personalutrymmen (samordna med E.on?)
  - Eventuell fordonstvätt
  - Eventuell reningsanläggning för spillvatten från fordonstvätt och dränagevatten från djupdeponin etc.

- Tillfartsramp
  - Anläggs från befintlig bergrumsanläggning
  - Lutning väljs med hänsyn till lastbilspassage, behov av plats för el, ventilation, eventuellt vatten m.m.
  - Eventuella mötesplatser där två fordon kan passera varandra
  - Brandskydd
- Förvarsutrymmen, exempelvis bergrum
  - Erforderlig utsprängd volym
  - Eventuellt flera separata bergrum för olika avfallstyper
  - Eventuellt dräneringsskikt, exempelvis makadam, längs gränstytan mellan berg och buffert/avfall, golv och väggar
  - Körbart bärskikt som avjämning av golv, eventuellt även fungerande som tätskikt/barriär, här antas att bioaska med god härdningsförmåga, eventuellt med inblandning av stensmjöl kan utnyttjas för detta ändamål
  - Buffert mellan avfall och bergväggar, eventuellt även fungerande som tätskikt/barriär, antas att bioaska med god härdningsförmåga, eventuellt med inblandning av stensmjöl utnyttjas för detta ändamål
  - Eventuell cellindelning med stödväggar/betongfack i bergrummen
  - Belysning
  - Uppsamlingsystem för dränagevatten och eventuell rening
  - Ventilation
  - Gasmätare och varningssystem (vätgas, svavelväte, metan, låg syrehalt, kvicksilver etc.)
  - Brandskydd
  - Vändplan för fordon

## 7 Geokemiska förhållanden

### 7.1 Inledning

Nederbördsvatten (meteoriskt vatten) är nästan rent vatten med lösta gaser från atmosfären, i första hand syre och koldioxid. Meteoriskt vatten är ursprunget för grundvatten på land, dock kan på vissa platser inslag av havsvatten förekomma, främst i kusttrakter. Grundvattnets sammansättning påverkas även av kontakt med olika mineral i jord och berg, samt olika biologiska processer. Grundvattnet har även en väsentligt högre halt organiskt material

än nederbördsvattnet. En illustration till olika processer ges i figur 7.1.

**Figur 7.1** Illustration av interaktioner mellan atmosfär, grundvatten och olika mineral i berggrunden som påverkar grundvattensammansättningen, modifierat efter Beall och Allard (1977)



En kraftigt förenklad modell för grundvattnets sammansättning kan ges av:

Nederbördsvatten + Luft + Organiska ämnen + Jord- och bergmineral + Mikrober + Havsvatten + Djupa saltvatten => Grundvatten

## 7.2 Geokemiska förhållanden i svensk kristallin berggrund

Generellt är djupa berggrundvatten i Sverige syrefria, vätekarbonat- eller natriumkloriddominerade. Sulfatrika vatten kan förekomma, främst kustnära, och även inslag av sulfidhaltigt grundvatten

förekommer. På större djup förekommer även mycket salta grundvatten (brines). Dessa är vanligen mycket gamla och stabila till följd av den höga densiteten hos brine som motverkar omblandning.

Berggrunden utgör en effektiv barriär mot inträngande syre från atmosfären. Syret finns löst i det vatten som infiltrerar från markytan och förs vidare i sprickor i berget. Längs strömnings-vägarna förbrukas syret genom olika kemiska och biologiska processer. Viktiga syreförbrukande processer inkluderar oxidation av tvåvärt järn och mangan löst i grundvattnet, oxidation av sprickfyllnads-mineral såsom klorit, mineral i bergmatrisen såsom biotit och pyrit samt organiskt material. Mineral i bergmatrisen är tillgängligt från vattenförande sprickor genom diffusion i porer i bergmassan (så kallad matrisdiffusion). Flera av dessa syrekonsumerande reaktioner kan dessutom ske medierade av mikrober vilka kan växa till på sprickyterna. Mikrobiellt medierade reaktioner sker vanligen med avsevärt högre hastighet än abiotiska reaktioner. Uppskattningar baserade på stökiometriska förhållanden visar att nedbrytning av cirka 2–4 mg/l organiskt material i grundvattnet är tillräckligt för att förbruka allt syre (högst cirka 10 mg/l) som kan vara löst i vattnet (Höglund m.fl., 1997c). En sådan nedbrytning kan förväntas ske med hjälp av mikroorganismer i berggrunden. En nyligen framlagd doktorsavhandling har demonstrerat bergets effektivitet att förbruka allt inträngande syre i de översta cirka 100 m från markytan även i frånvaro av organiskt material (Sidborn, 2007).

SKB:s undersökningar redovisar de huvudsakliga processer som påverkar grundvattnets sammansättning i svensk berggrund (SKB R-06-70):

- Klimatvariationer
- Flöde av grundvatten och omblandning
- Reaktioner med bergmaterialet och mikrobiella processer i grundvattnet:
  - Tillförsel av koldioxid i den omättade zonen
  - Upplösning/utfällning av kalcit
  - Katjonbytesreaktioner
  - Inkongruent upplösning (vittring) av primära silikater under bildning av leror som vittringsprodukter

- Syreförbrukning: nedbrytning av organiskt material, oxidation av järnmineral såsom sulfider och biotit.
- Reduktion av nitrat, oxiderat järn och mangan samt sulfat genom anaerob oxidation av organiska ämnen (löst organiskt material och metan), härvid bildas kvävgas, tvåvärt järn och mangan samt sulfid.
- Oxidation av vätgas under bildning av acetat och metan: organisk fermentation eller reduktion av karbonat.

### 7.3 Relevanta geokemiska parametrar för kvicksilver

Under syrefria förhållanden kommer kvicksilver som deponeras i sulfidstabiliserad form att förbli stabilt under mycket lång tid. Under driftskedet finns en viss risk för oxidation av kvicksilver-sulfiden. Vid oxidation bildas kvicksilversulfat ( $\text{HgSO}_4$ ) vilken har en högre löslighet. Under en period efter djupdeponins tillslutning kan därför frigörelse av en begränsad mängd kvicksilver i tvåvärd form till berggrunden inte helt uteslutas.

Det finns emellertid även en risk för ökad löslighet vid högt pH i kombination med förhöjda halter av fri sulfid. I järnrika vatten kommer utfällning av svårlöslig järnsulfid att bidra till att reglera halten fria sulfider i grundvattnet. Klorid har en viss förmåga att bilda lösliga komplex med kvicksilver, dock svagare än sulfid och hydroxid (vid högt pH).

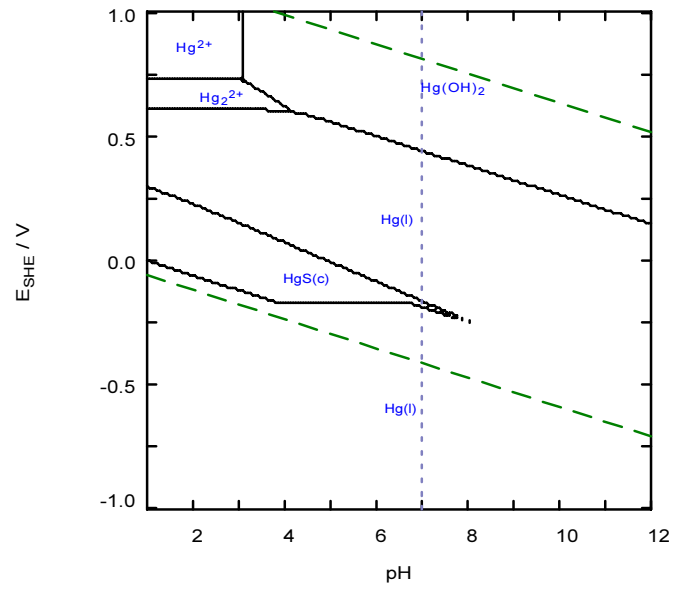
Enkla beräkningar av stabiliteten hos olika kemiska former av kvicksilver vid olika pH och redoxförhållanden har genomfört med beräkningsmodellen Medusa (Puigdomènech, 2002). Resultaten av några variationsberäkningar, där olika haltförhållanden för kvicksilver, sulfid och järn undersökts, redovisas i figur 7.2–7.4. Resultaten indikerar att såväl stora överskott av sulfid som stora överskott av järn kan vara ogynnsamt för stabiliteten av kvicksilver-sulfid.

**Figur 7.2** Pourbaix-diagram för systemet kvicksilver-svavel-järn. 10 gånger överskott av S jämfört med halten av Hg, 10 gånger överskott av järn jämfört med halten av S

$[\text{HS}^-]_{\text{TOT}} = 10.00 \mu\text{M}$

$[\text{Hg}^{2+}]_{\text{TOT}} = 1.00 \mu\text{M}$

$[\text{Fe}^{2+}]_{\text{TOT}} = 0.10 \text{ mM}$



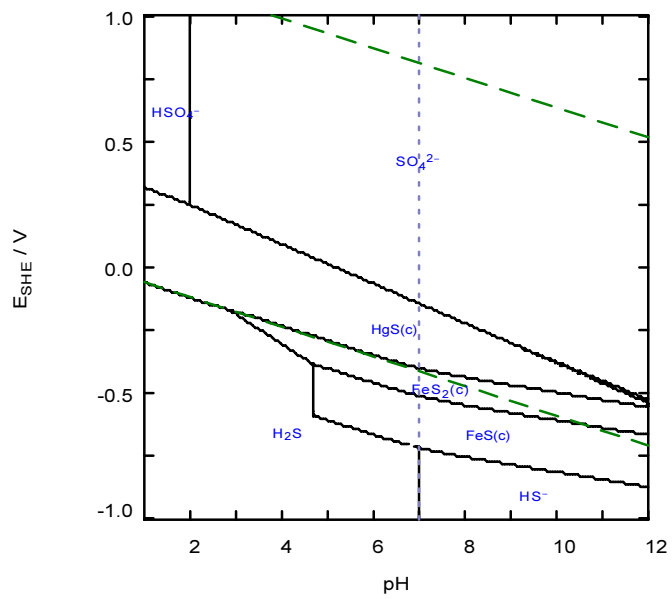


**Figur 7.3** Pourbaix-diagram för systemet kvicksilver-svavel-järn. Stökiometriska mängder Hg och S, järnhalten 1/10 av halten Hg och S

$[\text{HS}^-]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$

$[\text{Hg}^{2+}]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$

$[\text{Fe}^{2+}]_{\text{TOT}} = 0.10 \text{ mM}$

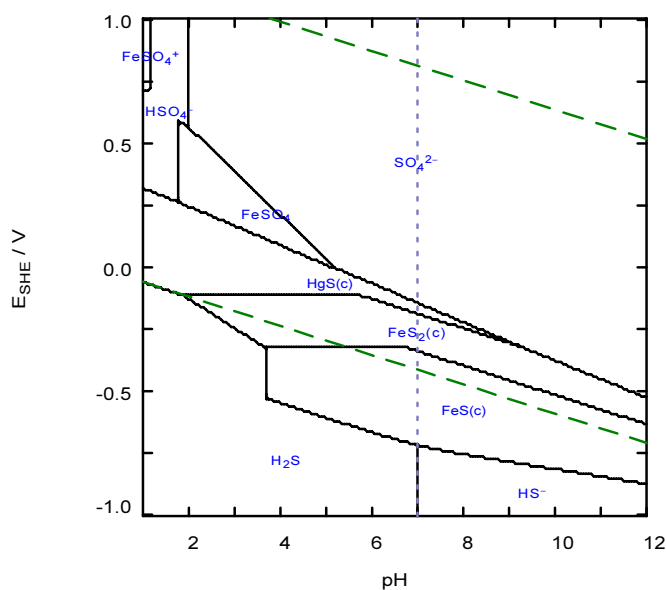


Figur 7.4 Pourbaix-diagram för systemet kvicksilver-svavel-järn. Stökiometriska mängder Hg och S, 10 gånger överskott av järn

$[\text{HS}^-]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$

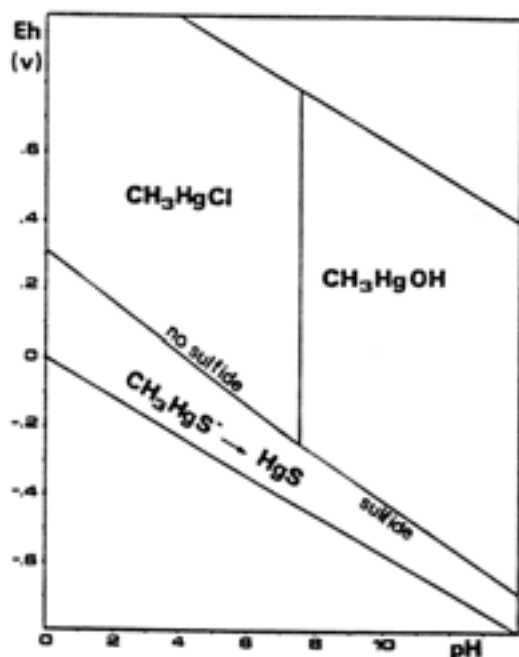
$[\text{Hg}^{2+}]_{\text{TOT}} = 1.00 \text{ mM}$

$[\text{Fe}^{2+}]_{\text{TOT}} = 10.00 \text{ mM}$



I sulfatrika vatten kan även oxidation av organiskt material ske med hjälp av sulfatreducerande mikroorganismer (SRB). I samband med sulfatreduktion har visats av SRB ger upphov till metylkvicksilver. I sura miljöer sker främst bildning av monometylkvicksilver, medan bildning av dimetylkvicksilver gynnas i alkalisk miljö. Figur 7.5 ger en illustration till termodynamiska stabilitetsområden för olika former av monometylkvicksilver som utgör den giftigaste formen av kvicksilver.

Figur 7.5 Pourbaix-diagram för systemet monometylkvicksilver – svavel, modifierat från Wollast m.fl. (1975)



#### 7.4 Platsspecifika geokemiska förhållanden på Händelö

De geokemiska förhållandena på platsen är endast kända på relativt grunda nivåer i berget. Geokemiska analyser av grundvattenprover från större djup saknas. En sammanställning har gjorts av geokemiska data från inläckande vatten i befintliga tunnlar på mellan 30 och 80 m djup. Tolkningen försvaras av att de aktuella vattnen påverkats av såväl inläckande vatten från Motala ström/ Lindö kanal, deponerad aska och tidigare oljelagring. I första hand har data för dessa jämförelser valts från perioden före deponering av aska skett i respektive berggrum. Data för de relativt ytliga grundvattenprov som analyserats kan i väsentlig grad förväntas avvika från representativa data för grundvattnet på större djup i berggrunden. Utredningarna kommer därför att baseras på såväl sammanställda data för ytligt berggrundvatten från området och till-

gängliga data från djupare berggrundvatten från andra platser i Sverige, främst baserat på SKB:s platsundersökningsdata.

Som framgår av sammanställningen tabell 7.1 är direkta jämförelser mellan grundvatten på Händelö och övriga platser svår eftersom endast ett fåtal parametrar är gemensamma. Det kustnära läget och de relativt höga klorid- och sulfathalterna kan möjligen medge en gissning att de geokemiska förhållandena i djupare grundvatten kan vara jämförbara med Laxemar. Den relativt höga sulfathalten medför att en viss sulfidhalt i grundvattnet på djupare nivåer kan vara rimlig att förvänta.

**Tabell 7.1 Sammanställning av geokemiska data för grundvattenprov från ytnära bergrum på Händelö, från djupa borrhål i SKBs undersökningar på olika platser, samt från forskning i Stripa gruva. Östersjövatten har infogats som jämförelse.**

Parameter	Enhet	Forsmark (kust)	Äspö (kust)	Laxemar (kustnära)	Finnsjön (inland)	Gideå (inland)	Stripa (inland)	Östersjö- vatten	Händelö Bergrum 8 Medel 1994–1999	Händelö Bergrum 7 Medel t.o.m. 2002	Händelö Bergrum 6
pH		7,2	7,7	7,9	7,9	9,3	7,2–8,2	7,9	8,0	8,0	7,7
Na	mg/l	2 046	2 092	782	276	106	31–60	2 046			
Ca	mg/l	922	1 884	232	140	21	18–32	96			105
Mg	mg/l	226	41	11	17	1,1	0,033–0,22	243			
K	mg/l	35	8	5	2	2	0,11–0,28	78,2			
Fe	mg/l	1,8	0,2	0,4	1,8	0,6	0,02–0,97	0,02			
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	134	10	189	281	14	18–93	98			
Cl <sup>-</sup>	mg/l	5 424	6 417	1 383	557	177	18–92	3 758	270	267	270
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	499	557	125	49	0,1	1,6–2,8	490	118	109	186
HS <sup>-</sup>	mg/l		0,17	0,01		0,01					
O <sub>2</sub> (bar)		<< 10 <sup>-20</sup>	<< 10 <sup>-20</sup>	<< 10 <sup>-20</sup>	<< 10 <sup>-20</sup>	<< 10 <sup>-20</sup>	-370–-270 mV	10 <sup>-0,7</sup>			
Jonstyrka	mol/l	0,19	0,24	0,053	0,025	0,006		0,13			
TDS	g/l	9,32	11,1	2,78	1,33	0,33		6,81			
Al	µg/l						0,008– 0,052		46	39	77
As	µg/l								1,4	1,3	2,1
Cd	µg/l								0,2	0,2	0,0
Cr	µg/l								3,3	0,0	0,1
Cu	µg/l								17	2,4	0,9
Hg	µg/l								0,6	0,0	0,0
Ni	µg/l								9,6	1,7	1,3
Pb	µg/l								0,9	0,0	0,4
Zn	µg/l								49	25	5,6
TOC/DOC	mg/l						1,9–5				
Lednings- förmåga	mS/m								159	177	175

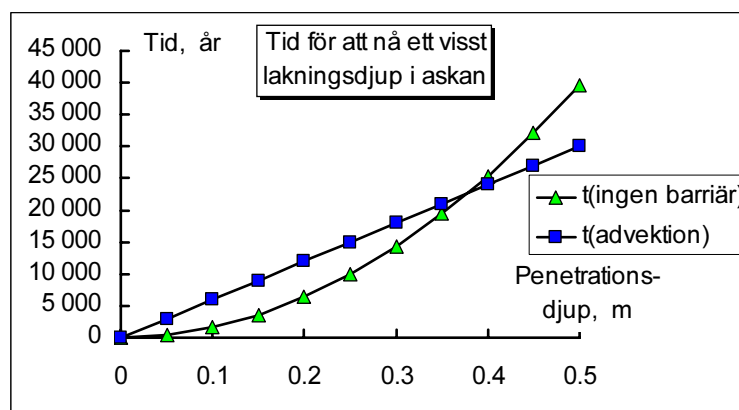
## 7.5 Kemiska egenskaper hos aska

I den befintliga bergrumsanläggningen deponeras aska av olika kvalitet, dels bioaska, dels aska från förbränning av hushållssopor. Den senare typen av aska innehåller bland annat högre halter av klorid. I tabell 7.2 visas en sammanställning av askans kemiska sammansättning.

I kontakt med vatten härdar askan genom hydratisering. Askan bildar därigenom en solid monolit. Askan ger en alkalisk miljö med pH på mellan 8 och 12,6 enligt lakteter utförda av Eon (2006).

Askan har en relativt låg hydraulisk konduktivitet i härdad form. Mätningar utförda av Eon visar K-värden av samma storleksordning som berget. Det kan vara möjligt att uppnå lägre K-värden genom exempelvis kompaktering i samband med utläggning i deponin. Askans hydrauliska egenskaper bestäms av flera samverkande faktorer såsom porositet, kornstorlek och den interna porstruktur som skapas av hydratiseringsreaktionerna under härdningen. På lång sikt finns risk att den interna porstrukturen och porositeten kan komma att påverkas av utlakning av bindande komponenter genom inverkan av grundvattnet. Förloppen är mycket komplexa och kan inte i detalj kvantifieras med dagens kunskaper. Förenklade bedömningar och modellberäkningar som tar hänsyn till utlakningen av några huvudkomponenter i askan kan dock ge viktig information om de ungefärliga tidsförloppen. Beräkningar har genomförts där reaktiv transport simuleras med en enkel massbalansmodell för askans alkaliska komponenter, vilka utgör bindningsmedel i askan. Resultaten som redovisas i figur 7.6, indikerar att utlakningen av alkaliska komponenter i askan förmodligen kräver långt mer än 10 000 år för innan någon väsentlig förändring av askans buffertegenskaper inträffar.

Figur 7.6 Beräkningar av urlakningsförlopp för kalcium i aska om utnyttjas som buffertmaterial runt staplat kvicksilveravfall. En förenklad shrinking-core modell har använts.



Undersökningar genomförda av Eon visar att askan kan innehålla viss mängd metalliskt aluminium. I den alkaliska miljö som skapas då askan hydratiserar ger upphov till vätgasbildning, något som inte är önskvärt i en djupdeponi. Eon har dock i sina undersökningar funnit metoder att hantera detta och vätgasbildningen uppges ske under en mycket kort period. Vätgasbildning under slutförvarsskedet bör dock beaktas i en scenarioanalys.

## 8 Källterm för spridning – Närzon

Detta kapitel bygger vidare på olika scenarier för lösligheter beräknade i föregående kapitel. Lösligheten för kvicksilver i djupdeponin kan för det fall att aska utnyttjas som buffertmaterial komma att påverkas av askans egenskaper.

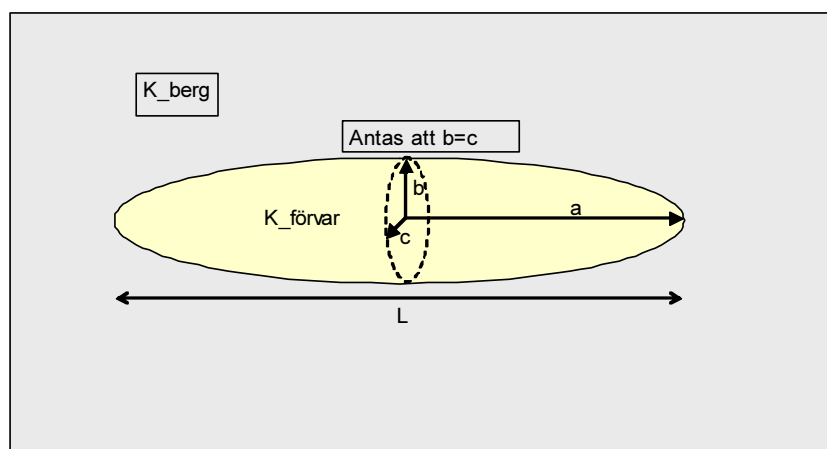
### 8.1 Några scenarier för vattenflöden i närzonen

#### Vattengenomströmning i närzonen – Inverkan av utsprängda tunnlar volymer

Då tunnlar, berggrum, nerfartsramper mm sprängs ut i berget kommer detta påverka de geohydrologiska förhållandena runt de skapade håligheterna. Hålrummen har en mycket hög genom-

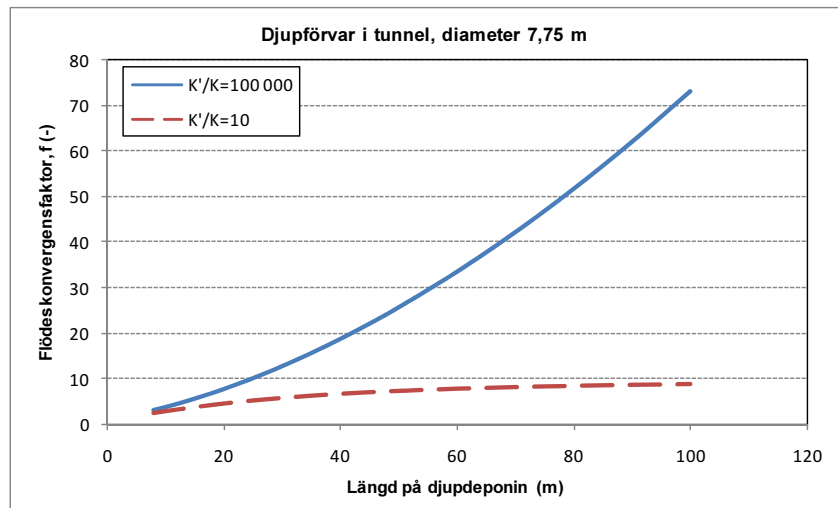
släpplighet för grundvattnet som därmed kommer att öka grundvattenflödet jämfört med den situation som råder i det ostörda berget. Förhållandet mellan flödet i djupdeponin jämfört med flödet i ostört berg benämns flödeskonvergensfaktor,  $f$ . Möjligheter finns även att fylla de ursprängda volymerna med buffertmaterial med tillräckligt låg hydraulisk konduktivitet för att därmed minska flödesökningarna. Enkla modellberäkningar har genomförts där ökningen av grundvattenflödet genom djupdeponi jämfört med motsvarande flöde i det ostörda berget uppskattats. Modellen baseras på en förenklad representation av djupdeponin representerad av en cigarrformad anomali i en homogen bergmassa, se illustration i figur 8.1. Modellen är en analytisk lösning presenterad av Carlaw och Jaeger (1959).

**Figur 8.1** Illustration till förenklad modell för uppskattning av flödeskonvergens i djupdeponi

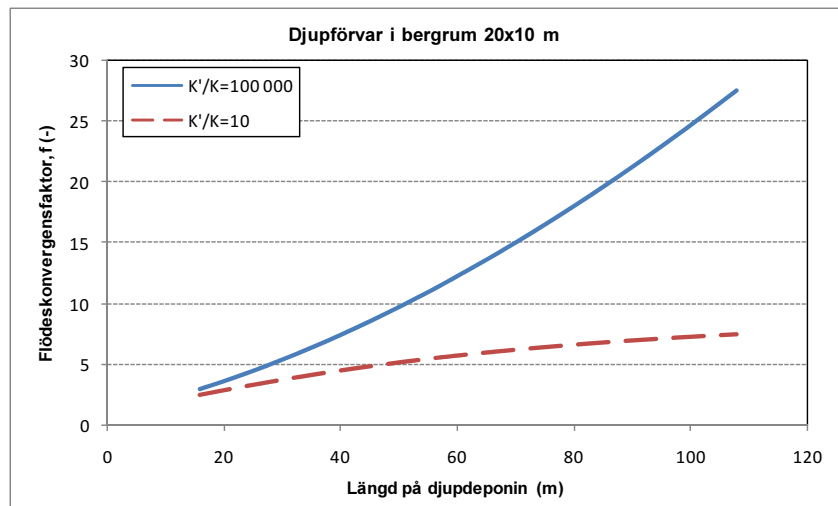


Resultaten från beräkningarna sammanfattas i figur 8.2–8.4. Beräkningarna i figur 8.2 och 8.3 redovisas för flera olika fall, dels två grundläggande scenarier där olika konduktivitetkvoter mellan buffertmaterial i de ursprängda volymerna och bergmaterialet studerats, dels två scenarier för djupdeponering i horisontell tunnel respektive bergrum. I figur 8.4 redovisas uppskattningar av den flödesökning som kan erhållas till följd av anläggning av nerfartsrampen, vilken kan utgöra en hydraulisk kortslutning till recipienterna.

Figur 8.2 Flödeskonvergensfaktor för olika längder på djupdeponin

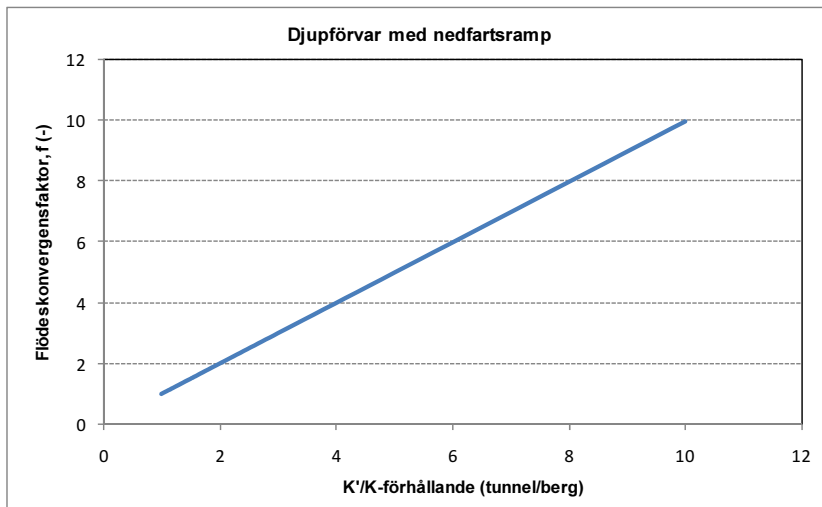


Figur 8.3 Flödeskonvergensfaktor för olika längder på bergrummet





Figur 8.4 Flödeskonvergensfaktor som en funktion av konduktivetsförhållande mellan nerfartsramp till djupdeponi ( $K'$ ) och ostört berg ( $K$ )



Flödeskonvergensfaktorer har beräknats för de olika typerna av deponiutformning som diskuteras i avsnitt 6.3–6.5. Resultaten redovisas i tabell 8.1. En rimlig slutsats från dessa enkla beräkningar är att ett djupförvar bör återfyllas med ett rimligt tätt material för att minska grundvattengenomströmningen.

**Tabell 8.1 Sammanställning av flödeskonvergensfaktorer för olika utformningar av djupförvaret, flöden genom djupdeponin och uppskattat utsläpp av kvicksilver med genomströmmande vatten**

Förvarstyp	Längd x Diameter (m)	K'/K (-)	Flödeskonvergensfaktor (-)	Flöde (m <sup>3</sup> /år)	Advektiv transport (mg/år)
Tunnel	50x7,75	10	7,4	0,19	9
	50x7,75	10 <sup>5</sup>	26	0,61	31
	250x7,75	10	10	0,24	12
	250x7,75	10 <sup>5</sup>	327	7,7	387
	2500x7,75	10	10	0,24	12
	2500x7,75	10 <sup>5</sup>	16 000*	378	18 922
Bergrum	65x8	10	6,0	0,57	28
	65x8	10 <sup>5</sup>	14	1,3	66
	650x8	10	10	0,95	47
	650x8	10 <sup>5</sup>	485	46	2 294
Silo	40x20	10	3,9	0,58	29
	40x20	10 <sup>5</sup>	5,8	0,86	43

\* Flödeskonvergensfaktorn bedöms ej vara realistisk, influensradien överstiger förvarsdjupet.

Beräkningarna har visat att vattenflödet genom djupförvaret ökar ju högre kontrasten i konduktivitet mellan förvar och kringliggande berg är. För att uppnå detta måste vattnet samlas upp från ett allt större område uppströms förvaret. Detta större område, influensområde, utgörs både av ett ökande avstånd från förvaret men också av att ytan över vilket vatten tas ifrån ökar. Ytan kan skattas som:

$$A_{\text{influens}} = A_{\perp} \cdot f \quad (\text{ekv 8.1})$$

där  $A_{\perp}$  är djupförvarets tvärsnittsyta vinkelrätt mot vattenflödet i berget (m<sup>2</sup>).

Under antagandet att influensytan har ett cirkulärt tvärsnitt kan dess radie beräknas. För en 2,5 km lång tunnel med diamtern 7,75 m och en konduktivitetskontrast på 10<sup>5</sup> erhålls en influensradie på nästan 500 m. Detta överskrider det djup som föreliggande utredning antar att djupförvaret är förlagt på, och antas inte vara realistiskt.

### Inverkan av barriärer och dräneringsskikt i djupdeponin

Enkla modellberäkningar har genomförts för att uppskatta betydelsen av djupdeponins utformning med avseende på de hydrauliska egenskaperna hos buffert och barriärsystem. Modellen beräknar fluxet i radiell symmetri för material med olika genomsläpplighet ( $k$ -värden) (Itasca, 1984). Resultaten från beräkningar för sex olika scenarier redovisas i tabell 8.2. Resultaten visar att det har relativt liten inverkan på vattengenomströmningen i djupförvarets närzon om en buffert med en hydraulisk konduktivitet som är 1/10 av bergets hydrauliska konduktivitet placeras mellan bergvägg och avfallsmaterial, vattengenomströmningen minskar med endast 20%. Om både ett dräneringsskikt och ett tätare material kombineras nås en minskning av genomströmningen med cirka 75 procent. Resultaten visar även att flödet genom djupdeponin kan öka om det buffertmaterial som omger avfallet har en väsentligt högre hydraulisk konduktivitet än omgivande bergmaterial, i detta fall ger ett dränerande skikt tillsammans med en tätare barriär en ökad säkerhet mot flödesökningar genom avfallsmaterialet.

**Tabell 8.2 Sammanställning av beräknade vattenflöden genom närzonen för några scenarier där olika alternativa utformningar av närzonsbarriärer studerats**

	Flödesfaktor ( $q_{\text{förvar}}/q_{\text{berg}}$ )	Beskrivning
Fall 1	0,80	0,5 m tätare barriär ( $0,1 \cdot k_{\text{berg}}$ ) mellan avfall och bergvägg, avfall och buffertmaterialet har samma permeabilitet som bergmaterialet
Fall 2	0,60	0,5 m dränerande skikt ( $10 \cdot k_{\text{berg}}$ ) mellan tätare barriär och bergvägg, innanför detta en 0,5 m tätare barriär ( $0,1 \cdot k_{\text{berg}}$ ), avfall och buffertmaterialet har samma permeabilitet som bergmaterialet
Fall 3	0,80	0,5 m dränerande skikt ( $10 \cdot k_{\text{berg}}$ ) mellan avfall och bergvägg, avfall och buffertmaterialet har samma permeabilitet som bergmaterialet
Fall 4	0,24	0,5 m dränerande skikt ( $100 \cdot k_{\text{berg}}$ ) mellan avfall och bergvägg, avfall och buffertmaterialet har samma permeabilitet som bergmaterialet
Fall 5	1,15	0,5 m dränerande skikt ( $100 \cdot k_{\text{berg}}$ ) mellan avfall och bergvägg, avfall och buffertmaterialet är mer permeabelt än bergmaterialet ( $6,7 \cdot k_{\text{berg}}$ )
Fall 6	0,37	0,5 m dränerande skikt ( $100 \cdot k_{\text{berg}}$ ) mellan tätare barriär och bergvägg, innanför detta en 0,5 m tätare barriär, avfall och buffertmaterialet är mer permeabelt än bergmaterialet ( $6,7 \cdot k_{\text{berg}}$ )

## 8.2 Frigörelseprocesser i närzonen

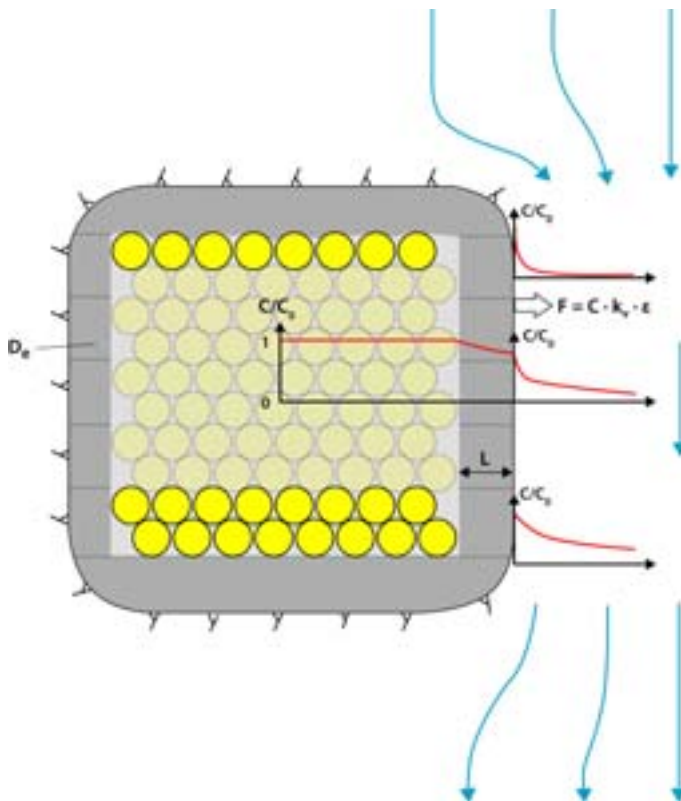
Kvicksilver transporteras ut från djupdeponin genom två olika processer; advektion (vattenströmning) och diffusion (molekylär transport). Båda sker parallellt men deras inbördes betydelse kan varieras från fall till fall.

### Konceptuell modell av frigörelse av kvicksilver

Figur 8.5 visar en konceptuell bild över hur förvaret med avfallsbehållarna staplade inuti förvaret. Kring kollina finns ett återfyllnadsmaterial. Dess funktion är mekanisk (stötta kollina) men kan även fungera som en barriär för uttransporten av kvicksilver.

Mellan de staplade behållarna och omgivande berg ligger ett lager med buffertmaterial. Tjockleken på detta lager antas vara minst 0,5 m. Efter förslutning av förvaret kommer grundvatten att strömma in i förvaret och efter en tid är förvaret vattenfyllt. Med tiden kommer behållarnas mekaniska funktion att försämras vilket medför att avfallet kommer i kontakt med vatten varvid kvicksilver går i lösning. Föroreningen transporteras på grund av diffusion och med genomströmmande grundvatten ut från djupdeponin till kringliggande berg.

**Figur 8.5** Schematiskt tvärsnitt genom ett djupförvar med staplade avfallskollin i form av liggande plåtfat. Bilden illustrerar förorenings-spridning med diffusionsprocesser genom buffertmaterial och omgivande närzonsberg.



Föroreningen transporteras med grundvatten ut i berget. Berget är relativt tätt i anslutning till djupdeponin. Grundvattnet strömmar i mindre sprickor och kvicksilver kan fastläggas (sorbera) i berg-

matrisen. Transporten av kvicksilver går därför relativt långsamt. Längre ut från djupdeponin når grundvattnet en större vattenförande spricka där vattenflödet är högre. Med tiden når grundvattnet en närbelägen recipient (en brunn eller Bråviken).

### Diffusion genom buffertmaterial och berg

Diffusion är en molekylär transport som förekommer i vätskor, gaser och porösa medier och som uppstår då det finns en koncentrationsskillnad mellan två punkter. Detta kan t ex vara mellan porvattnet inuti djupdeponin och fasgränsytan mellan buffertmaterial och bergvägg såsom illustreras i figur 8.5.

Vid stationära förhållanden ges den diffusiva transporten,  $N_{diffusion}$ , av

$$N_{diffusion} = k \cdot A \cdot \Delta c \quad (\text{ekv 8.2}) \text{ där}$$

$k$  är en materieöverföringskoefficient (m/år)

$A$  är ytan över vilken materieöverföringen sker (m<sup>2</sup>)

$\Delta c$  är en koncentrationsskillnad (mg/m<sup>3</sup>)

För den diffusiva transporten genom buffertmaterialet ges materieöverföringskoefficienten av uttrycket:

$$k_{buffert} = \frac{D_e}{L} \quad (\text{ekv 8.3}) \text{ där}$$

$D_e$  är ämnets effektiva diffusivitet genom bufferten (m<sup>2</sup>/s)

$\epsilon$  är buffertmaterialets porositet (-)

$L$  är tjockleken på buffertmaterialet (m)

Mäktighet på buffertmaterialet sätts till 0,5 m. Detta ger:

$$k_{buffert} = \frac{2 \cdot 10^{-10} \cdot 3.15 \cdot 10^7}{0.5} = 1.3 \cdot 10^{-2} \text{ m/år} \quad (\text{ekv 8.4})$$

Som framgår av figur 8.5 är det en koncentrationsskillnad även mellan bergväggen och bergmassan. För den diffusiva transporten i berget kan följande uttryck för materieöverföringskoefficienten härledas (Neretnieks, 1979):

$$k_{berg} = \sqrt{\frac{4 \cdot D_w \cdot u_{por}}{\pi \cdot B}} \cdot \varepsilon_{berg} \quad (\text{ekv 8.5}) \text{ där}$$

$D_w$  är ämnets diffusivitet i vatten ( $\text{m}^2/\text{år}$ )

$u_{por}$  är vattnets strömningshastigheten i bergets porer ( $\text{m}/\text{år}$ )

$B$  är en kontaktlängd ( $\text{m}$ )

$\varepsilon_{berg}$  är bergets porositet (-)

Grundvattnet flödeshastighet i bergets porer/sprickor beräknas enligt:

$$u_{por} = \frac{k \cdot i}{\varepsilon_{berg}} = \frac{1.5 \cdot 10^{-8} \cdot 0.001}{0.01} \cdot 3.15 \cdot 10^7 = 0.05 \text{ m/år} \quad (\text{ekv 8.6})$$

Kontaktlängden,  $B$ , sätts till 20 m (bergrummets bredd). Detta ger

$$k_{berg} = \sqrt{\frac{4 \cdot 2 \cdot 10^{-9} \cdot 3.15 \cdot 10^7 \cdot 0.05}{\pi \cdot 20}} \cdot 0.01 = 1.4 \cdot 10^{-4} \text{ m/år} \quad (\text{ekv 8.7})$$

Om kontaktlängden istället väljs till bergrummets höjd (10 m) blir  $k_{berg} = 1,9 \cdot 10^{-4} \text{ m/år}$  eller längd (65 m) blir  $k_{berg} = 7,6 \cdot 10^{-5} \text{ m/år}$ .

Inversen av materieöverföringskoefficienten ( $1/k$ ) brukar benämnas motståndsfaktorn för diffusiv materieöverföring. Ju lägre denna faktor är desto lättare sker materieöverföringen. Av ekvation (8.3) framgår att motståndet ökar ju längre sträcka som materieöverföring ska ske och ju lägre diffusiviteten är.

Från ekvationerna (8.4) och (8.7) erhålls motståndsfaktorerna  $1/k_{buffert} = 79$  och  $1/k_{berg} = 7\,256$ . Av detta kan man konstatera att det huvudsakliga motståndet mot den diffusiva materietransporten mellan djupdeponin och omgivande berg ligger i berget.

För att beräkna materietransporten enligt ekvation (8.2) definieras den totala materieöverföringskoefficienten för det aktuella problemet som:

$$\frac{1}{k} = \frac{1}{k_{buffert}} + \frac{1}{k_{berg}} \Rightarrow k = 1.4 \cdot 10^{-4} \text{ m/år} \quad (\text{ekv 8.8})$$

Materieöverföringsytan approximeras med bergrummets mantelyta på ungefär 3 900 m<sup>2</sup> (L=65 m, B=20 m, H=10 m). Koncentrationen av kvicksilver i vattnet inne i bergrummet antas vara 50 mg/m<sup>3</sup>. (motsvarande lösligheten för kvicksilver) och sätts konservativt till noll i berget. Transporten beräknas till:

$$N_{diffusion} = 1.4 \cdot 10^{-4} \cdot 3900 \cdot 50 = 27 \text{ mg/år} \quad (\text{ekv 8.9})$$

Om längden på djupdeponin ökas med en faktor 10 så ökar den diffusiva transporten med en faktor 10. En ökning av buffertlagrets tjocklek till 1 m skulle inte ha någon effekt på transporten eftersom transportmotståndet domineras helt och hållet av berget.

### Advektiv transport genom deponin

Vattenflödet genom förvaret ges av uttrycket:

$$Q = k \cdot i \cdot A \cdot f \quad (\text{ekv 8.10}) \text{ där}$$

Q är vattenflödet (m<sup>3</sup>/s)

k är den hydrauliska konduktiviteten i omgivande berg (m/s)

i är den hydrauliska gradienten i omgivande berg (m/m)

A är bergrummets tvärsnittsytan vinkelrätt mot vattenflödet i berget (m<sup>2</sup>)

f är flödeskonvergensfaktorn (-)

Transporten av kvicksilver ut från djupdeponin genom advektion,  $N_{advektion}$ , ges av:

$$N_{advektion} = Q \cdot C_0 = k \cdot i \cdot A \cdot f \cdot C_0 \quad (\text{ekv 8.11}) \text{ där}$$

$C_0$  är föroreningskoncentrationen i vatten inuti bergrummet (mg/m<sup>3</sup>).

Uppskattade vattenflöden genom djupdeponin för de olika förvarsutformningarna är sammanställda i tabell 8.1. I tabellen redovisas även uttransporten av kvicksilver med utströmmande vatten. Transporten baseras på ett antagande att koncentrationen av kvicksilver i det vatten som lämnar djupdeponin ges av lösligheten av elementärt kvicksilver (50 mg/m<sup>3</sup>). Resultaten visar att endast för mycket pessimistiska antaganden beträffande kvicksilvrets löslighet i djupdeponi i kombination med pessimistiska antaganden om



vattengenomströmning genom närzonen kan några betydande utsläpp av kvicksilver beräknas.

En jämförelse mellan den uppskattade frigörelsen av kvicksilver genom genomströmmande vatten i tabell 8.1 och den diffusiva transporten ut från djupdeponin indikerar att, med undantag för de fall med extremt högt vattenflöde genom djupdeponin, bidraget från den diffusiva transporten och den konvektiva transporten till frigörelsen av kvicksilver från djupdeponin är i samma storleksordning.

## 9 Spridningsprocesser i berg

Spridning av kvicksilver i berggrunden sker i huvudsak i löst form med strömmande grundvatten. Lösligheten för kvicksilver under olika geokemiska betingelser beskrivs i kapitel 7. I detta avsnitt antas som en övre pessimistisk gräns en löslighet av kvicksilver i slutförvaret på  $50 \mu\text{g/l}$ , motsvarande mättnadshalten av metalliskt kvicksilver i vatten.

Berget består förenklat av vattenförande sprickor/sprickzoner och praktiskt taget tät bergmassa mellan sprickorna/sprickzonerna. I många fall kan sprickor som bildats i berget långt tillbaka i tiden ha tätats igen genom utfällning av sprickfyllnadsmineral. Mängden vattenförande sprickor påverkar hur mycket vatten som kan komma i kontakt med avfallet i ett slutförvar, försök till kvantifieringar exemplifieras senare i detta kapitel. För en viss given vattenmängd som strömmar genom berget gäller även att den hastighet med vilken vattnet rör sig i sprickorna ökar ju färre sprickor som leder vatten. Det är vanligt att några få stora sprickor står för en stor andel av hela vattenflödet i berget.

Erfarenheter från Stripa (Moreno och Neretnieks, 1991) visar att en typisk spricklängd,  $L_c$ , är 1,6 m med en bredd,  $W$ , på i storleksordningen 0,1 och att det i medeltal finns en vattenförande spricka per  $2,6 \text{ m}^2$  tvärsnitt berg.

### 9.1 Inledande period då spridningen fördröjs

Då en föroreningsplym sprids med grundvattnet längs vattenförande sprickor i berget kommer föroreningshalten att påverkas av olika processer. Två viktiga processer är matrisdiffusion och adsorp-

tion. Matrisdiffusion innebär att föroreningar genom en diffusionsprocess vandrar från de vatten- och föroreningsförande sprickorna in i den relativt täta bergmassan. Detta innebär att spridningen av föroreningar via sprickorna bromsas upp. Såväl på mineralytor i bergmassan som på olika sprickfyllnadsmineral kan föroreningar adsorberas. Till följd av adsorption sker vanligen en signifikant fördröjning (retention) av förorenings-spridningen.

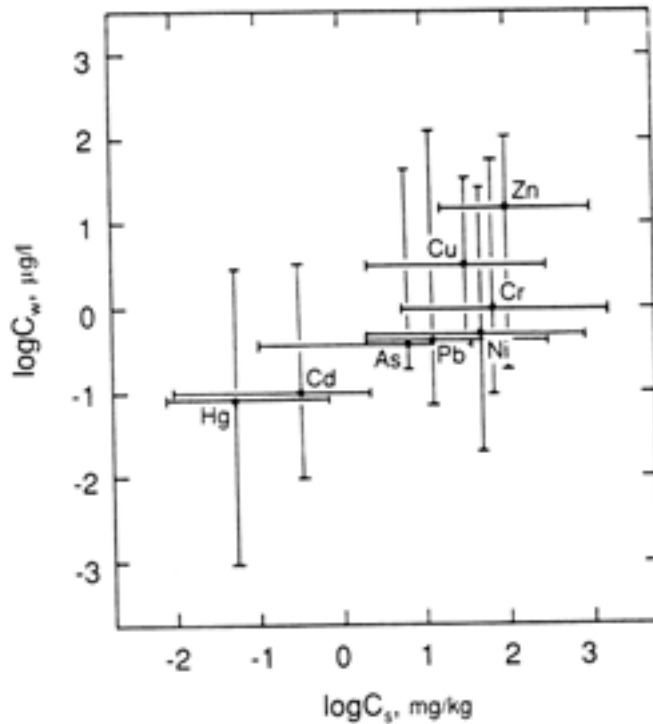
### Sorptionsprocesser

Fördelningen av ett kemiskt ämne mellan löst fas (grundvattnet) och fast fas (partiklar, bergmaterial) beskrivs vanligen med ett haltsamband. Ett sådant haltsamband kallas generellt för en adsorptionsisoterm. I dess enklaste form är haltsambandet en konstant kvot mellan halten i fast fas och halten i löst fas och kallas då för ett  $K_d$ -värde.

$$K_d = \frac{C_{fast\ fas}}{C_{löst\ fas}} \left[ \frac{mg/kg}{mg/l} = \frac{l}{kg} \right] \quad (\text{ekv 9.1})$$

Ett högt värde på  $K_d$ -värdet innebär att ämnet är hårt bundet till det fasta materialet. Eftersom transporten av föroreningar vanligen sker i löst form innebär detta att spridningen motverkas om föroreningen är hårt bunden till det fasta materialet. Värden i litteraturen indikerar att kvicksilver är relativt hårt bundet till fast material, något som minskar riskerna för spridning.

Figur 9.1 Sammanställning av naturligt förekommande koncentrationer av kvicksilver och ett urval andra ämnen i grundvatten ( $C_w$ ,  $\mu\text{g/l}$ ) och i granitberggrund ( $C_s$ ,  $\text{mg/kg}$ ), hämtat från Höglund m.fl, (1994), modifierat efter Ledin m.fl, (1988)



Utgående från medianvärdena för kvicksilverhalterna i fast bergmaterial och halterna i grundvattnet kan ett  $K_d$ -värde grovt uppskattas till cirka 1 000 l/kg. En extremvärdesberäkning baserad på högsta halt i berggrunden och lägsta halt i grundvattnet ger ett  $K_d$ -värde på cirka 3 l/kg. En osäkerhet i dessa uppskattningar är att den kemiska formen hos kvicksilvret inte är känd. Det bör noteras att de i tabell 9.1 angivna  $K_d$ -värdena för  $\text{Hg}^0$  redovisas utan motivering eller källhänvisning varför de får betraktas som spekulativa. I de genomförda spridningsberäkningarna har olika  $K_d$ -värden för kvicksilver antagits för att belysa olika tänkbara fall.

**Tabell 9.1 Uppskattade parametrar till en kvicksilvermodell för olika miljöer (Lyon m.fl., 1998).**

System	$K_d$ (Hg <sup>0</sup> )	$K_d$ (Hg <sup>II</sup> )	$K_d$ (CH <sub>3</sub> Hg <sup>+</sup> )
Jord	1 000	58 000	7 000
Suspenderat sediment	1 000	100 000	100 000
Suspenderat fast biotiskt material	1 000	200 000	500 000
Bentiska sediment	3 000	50 000	3 000

Bedömningen av spridningsrisker måste dock även ta hänsyn till riskerna för spridning av partikelbundna föroreningar, liksom för risken att föroreningarnas löslighet påverkas av olika komplexbildande ämnen i grundvattnet. Kvicksilver binds även hårt till suspenderat material i vattnet liksom till lösta organiska ämnen i grundvattnet. I tabell 9.1 redovisas värden ur litteraturen för fördelningsfaktorer för kvicksilver i olika system.

**Tabell 9.2 Exempel på litteraturvärden för fördelningskoefficienter för kvicksilver och metylkvicksilver i olika system (Allison och Allison, 2005)**

Typ av värde	Jord – vatten [l/kg]	Suspenderade partiklar – vatten [l/kg]	Lösta organiska ämnen – vatten [l/kg]	Sediment – vatten [l/kg]
Hg				
Median	6 300	200 000	200 000	79 400
Spann	150–630 000	15 800–794 000	200 000–398 000	6 300–1 000 000
Antal värden	17	35	3	2
CH <sub>3</sub> Hg <sup>+</sup>				
Median	630	250 000	-	4 000
Spann	20–63 000	15 800–1 500 000	-	630–100 000
Antal värden	11	2	-	4

## 9.2 Diffusion i bergmatrisen

Ett förorening som är löst i vattnet som strömmar genom vattenförande sprickor i berget, kommer att diffundera in i mindre angränsande, vattenfyllda men ej vattenförande sprickor (s.k. mikrosprickor) och porer i bergmassan där föroreningen kan sorbera.

Detta medför att föroreningen rör sig långsammare genom berget än vad vattnet gör.

Från teoretiska studier av föroreningstransporten i sprickigt berg (Moreno m.fl., 1993 och Moreno och Neretnieks, 1991) går det att visa att koncentrationen av en förorening på avståndet  $L_{\text{spricka}}$  nedströms en djupdeponi med en konstant föroreningskoncentrationen i lakvattnet  $C_0$  ges av:

$$C = C_0 \cdot \operatorname{erfc} \left[ \frac{G}{\sqrt{t - t_w}} \right] \quad (\text{ekv 9.2}) \text{ där}$$

$$G = \frac{3 \cdot W \cdot L_{\text{spricka}}}{L_c^2 \cdot k \cdot i} \cdot \sqrt{D_e \cdot K} \quad (\text{ekv 9.3}) \text{ där}$$

$W$  är bredden på den vattenförande delen av sprickan (m)

$L_{\text{spricka}}$  är avståndet från djupdeponin till närmaste större vattenförande sprickzon (m)

$L_c$  är spricklängden för en enskild spricka (m)

$k$  är bergets hydrauliska konduktivitet (m/år)

$i$  är den hydrauliska gradienten (m/m)

$D_e$  är den effektiva diffusiviteten (m<sup>2</sup>/år)

$K$  är en kapacitetsfaktor ( $\varepsilon + Kd \rho_{\text{berg}}$ ) (-)

$\varepsilon$  är bergets porositet (-)

$\rho_{\text{berg}}$  är bergets densitet (kg/m<sup>3</sup>)

$Kd$  är ämnets sorptionskoefficient (m<sup>3</sup>/kg)

Uppehållstiden för vatten,  $t_w$ , ges av:

$$t_w = \frac{k \cdot i}{\varepsilon \cdot L_{\text{spricka}}} \quad (\text{ekv 9.4})$$

Koncentrationsprofilen beror följaktligen av bergets egenskaper och föroreningens sorptionsförmåga i berget, men är helt oberoende av hur förvaret är utformat.

Med detta som grund beräknas föroreningskoncentrationen som en funktion av tiden. Beräkningarna baseras på data enligt tabell 9.3. För att belysa osäkerheten i kvicksilvers förmåga till fastläggning i berget har  $Kd$ -värdet varierats i tre olika steg; 0, 0.003 och 1 m<sup>3</sup>/kg. Resultatet presenteras grafiskt med heldragna linjer i figur 9.2. Vattnets uppehållstid är drygt 200 år. Även om fastlägg-

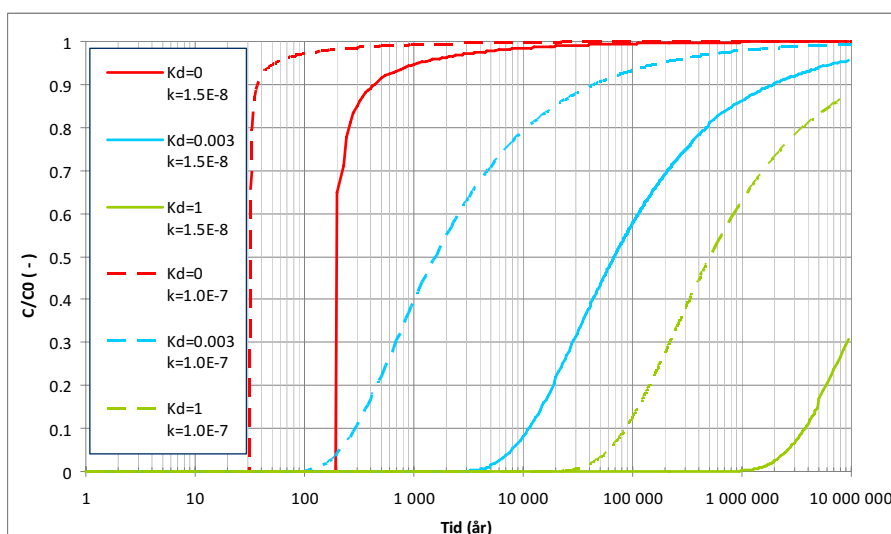
ningen av kvicksilver i berget försummas ( $K_d=0$ ), erhålls en viss, om än begränsad, utspädningseffekt. Efter 250 år är koncentrationen i sprickan före utflödet till den större sprickzonen 75 procent av föroreningskoncentrationen i djupdeponin.

Sorptionen har som figur 9.2 visar en betydande effekt på utsläppet av kvicksilver. Redan en begränsad sorption ( $K_d=0.003$   $\text{m}^3/\text{kg}$ ) erhålls en påtaglig fördröjning i utsläpp. Efter cirka 10 000 år är koncentrationen 10 procent av  $C_0$ , efter 100 000 år cirka 60 procent. Med ett  $K_d$ -värde på 1  $\text{m}^3/\text{kg}$  tar det närmare 1 miljon år innan något utsläpp förväntas ske.

**Tabell 9.3** Antagna data för modellering av föroreningskoncentrationen nedströms ett förvar

Parameter	Värde
$k$ (m/s)	1.5e-8
$i$ (m/m)	0.001
$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	2 700
$\epsilon$ (-)	0.001
$L_c$ (m)	1.6
$W$ (m)	0.1
$L_{\text{spricka}}$ (m)	100
$De$ (m <sup>2</sup> /år)	3.15E-6

**Figur 9.2.** Relativ koncentration i en punkt 100 m nedströms förvaret



Konduktiviteten som angivits i tabell 9.3 är ett viktat medelvärde som beaktar konduktiviteten i såväl berg ( $10^{-8}$  m/s) som sprickor ( $10^{-7}$  m/s). Andelen vattenförande sprickor har uppskattats till 5 procent av den totala bergytan. Som en variationsberäkning har konduktiviteten satts till  $10^{-7}$  m/s motsvarande sprickkonduktiviteten, vilket ger ett mer konservativt mått på spridningen (streckade linjer i figuren ovan).

De genomförda beräkningarna ovan baseras på antagandet att föroreningen transporteras 100 m längs mindre vattenförande sprickor. Därefter antas föroreningen nå en större sprickzon med ett betydligt större vattenflöde som slutligen leder fram till en ytvattenrecipient. Den ytterligare fördröjning i föroreningstransporten som kan erhållas i den större sprickzonen försummas. Det är dock viktigt att notera att detta inte innebär att föroreningskoncentrationen i ytvattenrecipienten är den samma som när den mer vattenförande sprickzonen. I såväl sprickzon som recipient förväntas en betydande utspädning ske.

### 9.3 Långsiktig period då stationära förhållanden råder

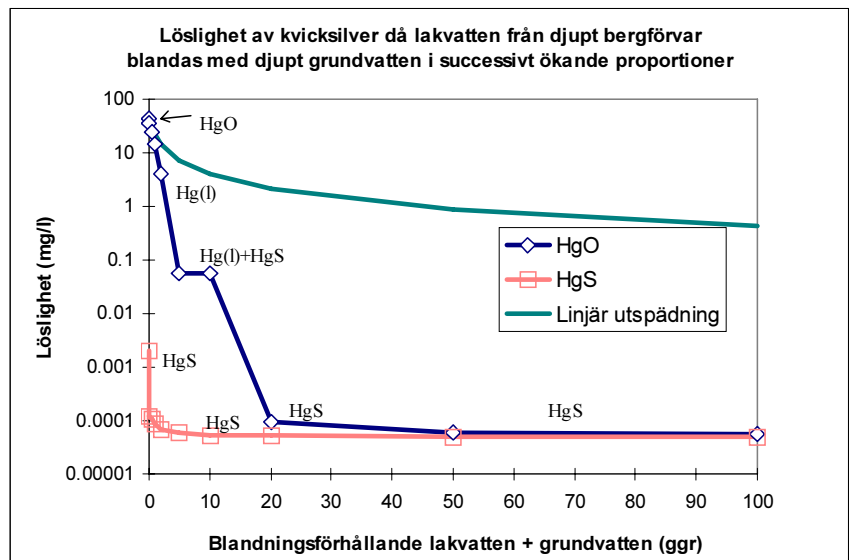
På lång sikt spelar retentionsprocesser ingen avgörande roll för kvicksilver. Kviksilver är ett grundämne och bryts därmed inte ner utan kommer att finnas kvar för all framtid. Eftersom mängden kvicksilver som avses deponeras i djupdeponin är stor kommer på riktigt lång sikt ett steady-state tillstånd att inträda där lika stor mängd kvicksilver frigörs från djupdeponins närzon som avleds till recipienterna. Denna stationära fas kan förväntas pågå under extremt lång tid, många tusen år.

Med en enkel betraktelse kommer det utsläpp som sker från djupdeponin att transporteras i konstant mängd genom sprickor i berggrunden till en större sprickzon och vidare till recipienten i samma mängd som frigörs. Ett sådant stationärt (oföränderligt tillstånd) brukar betecknas steady-state. Till följd av en viss utspädning av det djupare grundvattenflödet då det når ytligare delar av berggrunden kommer dock halterna i det lakvatten som når recipienten, exempelvis en brunn, att vara lägre än det lakvatten som frigörs från djupdeponin.

I en tidigare utredning inom ramen för Naturvårdverkets utredning av slutförvaring av kvicksilver genomfördes beräkningar av vad som händer då kvicksilver som lakas ut från ett djupförvar och

därefter successivt späds genom omblanding med djupt, salt grundvatten under transport i berget. Resultaten återges nedan och visar att kvicksilver tenderar att fastläggas genom utfällning av kvicksilversulfid i berggrunden.

**Figur 9.3** Resultat från beräkningar av utspädningsförloppet då ett kvicksilverhaltigt lakvatten lämnar ett djupt bergförvar och successivt blandas med ett salt, djupt grundvatten. I figuren indikeras bildning av olika mineral under utspädningsförloppet. Från Höglund och Södergren, 1997a.



Kvicksilvret påverkas även av geokemiska omvandlingsprocesser under transporten från djup berggrund, via sprickor i berget, med en övergång till ytnära berggrund där inblandning sker av syresatt meteoriskt vatten och ökad mängd organiskt material i grundvatten. Det är dock väsentligt att påpeka att de mängder kvicksilver som uppskattats frigöras från djupdeponin är så låg att en detaljerad kännedom om de omvandlingsprocesser som sker nära markyta är av begränsad betydelse för säkerheten.



## 10 Utsläpp i recipient

### 10.1 Utsläpp under drift

Detta torde inskränka sig till vad som avgår med ventillationsluft (vilket kan hållas i schack genom filtrering om det skulle uppkomma behov av detta) samt via avledning av läns-pumpat vatten (här kan förutsättas att detta alltid kommer att ske en aktiv lakvattenrening. Reningen bedöms vara tekniskt relativt enkelt och kan ske genom kommersiellt tillgängliga standardfilterkassetter för aktivt kol som dopats med svavel. Detta innebär en kostnad som ska tas i beaktande under drifttiden. Vidare innebär detta att det är praktiskt möjligt att upprätthålla driften under väl kontrollerade förhållanden utan någon betydande kvicksilverbelastning på omgivningen under driftperioden.

### 10.2 Utsläpp på lång sikt efter förslutning

Under drifttiden hålls slutdeponin dränerad genom pumpning. Då slutdeponin tillslutits kommer grundvatten att strömma in och på sikt leda till helt vattenmättade förhållanden i deponerat avfall och bergmaterial. Den tid som krävs för återställning av den naturliga hydrauliska situationen i berget är inte helt trivial att uppskatta, en förenklad uppskattning kan dock göras. För en 3 km lång nedfartsramp som återfyllts med aska (askan antas finnas på plats då slutdeponin tillslutits, vidare antas att inget vatten binds av askan efter denna tidpunkt) med ett k-värde som är maximalt 10 gånger högre än bergets konduktivitet kan ge ett inflöde av grundvatten till slutdeponin av  $10 \cdot 1,5 \cdot 10^{-8} \cdot 0,001 \cdot 3000 \cdot \pi \cdot 8,75 \cdot 3,15 \cdot 10^7 = 390 \text{ m}^3/\text{år}$ . Om istället betraktas det något mer permeabla berget på mindre djup kan värdet vara några tiotal gånger högre, säg  $5\,000 \text{ m}^3/\text{år}$  som högst. Om vi antar samma förhållande mellan vattenmängd och mängd aska i nerfartsrampen som i Eons bergrumslager för aska (cirka 35–40 procent vatten och 60–65 procent aska) så krävs cirka  $65\,000 \text{ m}^3$  vatten i nerfartsrampen. Till detta kommer den mindre volym som krävs för att vattenmätta djupdeponin, antag att den erforderliga mängden vatten är cirka  $5\,000 \text{ m}^3$ . Tiden för återställning av de hydrauliska förhållandena i berget skulle då kräva minst cirka 15 år. Det kan vara rimligt att anta att den faktiska tiden för återställning kan vara några tiotal år från tillslutningen av djupdeponin. Under denna tid kommer utläckage av kvicksilver från

djupdeponin vara osannolik på grund av det inåtströmmande grundvattnet.

Efter det att slutdeponin har vattenfyllts finns förutsättning för att det ska ske ett utläckage av kvicksilver. Långsiktiga utsläpp med genomströmmande grundvatten (advektion) har beräknas för ett antal variationsfall och redovisas i kapitel 8. Frigörelsen av kvicksilver har skattats till mellan 10 och 2 300 mg/år beroende på avfallsmängd och hur djupförvaret utformas, se tabell 10.1. Till detta ska läggas den diffusiva transporten som skattats till i storleksordningen 30 mg/år.

**Tabell 10.1 Sammanställning av skattat utläckage av kvicksilver**

Spridningsprocess	Utsläpp (mg/år)
Advektiv transport	
Tunnel	10 – 400
Bergrum	30 – 2 300
Silo	30-40
Diffusiv transport	30

Inledande förenklade beräkningar visar endast obetydliga läckage via grundvatten av storleksordningen <1 g Hg/år. Endast för extrema antaganden kan utsläpp som väsentligt överstiger 1 g Hg/år beräknas.

### 10.3 Jämförelser med naturliga Hg-flöden

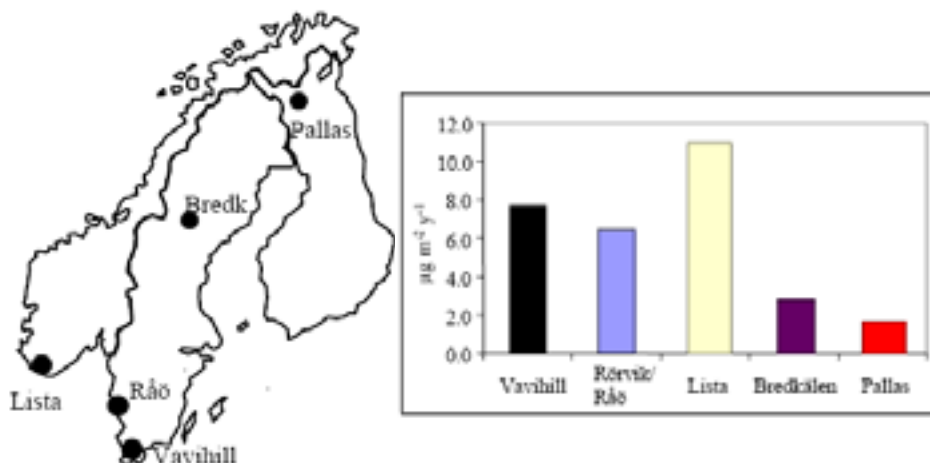
De beräknade långsiktiga utsläppen av kvicksilver från en djupdeponi är intressant att jämföra med den atmosfäriska deposition av kvicksilver som sker i dag. En Nordisk undersökning av Munthe m.fl. (2007) rapporterar undersökningar under perioden 1999 – 2002 där den totala atmosfäriska våtdepositionen av kvicksilver uppgår till mellan 3 och 8  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$  i Sverige. För de aktuella nederbördsmängderna vid respektive mätstation motsvarar detta mellan 6 och 11,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  nederbördsvatten. För skogsbevuxna ytor har mätningar visat att ett betydande bidrag sker genom torr deposition av partikelbundet kvicksilver som filtreras av trädens bladverk/barr. Den totala depositionen av kvicksilver inom skogsmark kan därvid uppgå till cirka 5 gånger högre värden, dvs. totalt nära 50  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$ . De uppmätta värdena för våtdepositionen överens-

stämmer väl med publicerade värden för 13 olika mätstationer i nordöstra Amerika.

De beräknade långsiktiga utsläppen av kvicksilver från ett djupförvar är av storleksordningen 1 g/år. Detta motsvarar den årliga våtdepositionen av kvicksilver från atmosfären över en yta av cirka 100 000–350 000 m<sup>2</sup>. Detta motsvarar således mindre än 6 procent av den atmosfäriska depositionen som idag sker på Händelö (5,9 km<sup>2</sup>). Det totala utsläppet från djupdeponin motsvarar endast depositionen över en yta av 20 000–70 000 m<sup>2</sup> om även den maximala torrdepositionen inkluderas i jämförelsen.

Om vi istället betraktar den huvudsakliga recipienten som är den inre delen av Bråviken som har en vattenvolym av cirka 500 miljoner m<sup>3</sup> så utgör tillskottet av kvicksilver från ett djupförvar en helt försumbar halt (<2 pg/l som årligt tillskott om det antas att inget vattenutbyte sker). På samma sätt som ovan motsvarar det totala utsläppet från djupförvaret den atmosfäriska våtdepositionen över mindre än 0,6% av inre Bråvikens vattenyta.

**Figur 10.1** Genomsnittlig årlig våtdeposition av kvicksilver i Norden under perioden 1999–2002, modifierad efter Munthe m.fl. (2007)



Eftersökningar av vattenkemiska data för kvicksilverhalter eller kvicksilvertransport i Motala ström hos vattenvårdsförbundet visar att inga kvicksilveranalyser ingår i övervakningsprogrammet. Därmed kan inga beräkningar av dagens kvicksilverbelastning från Motala ström till Bråviken göras.

## 11 Sammanfattande säkerhetsbedömning

Olika förvaringskapacitet för djupdeponin har belyst med exempel, motsvarande en totalt deponerad volym av 2 000, 10 000 eller 100 000 m<sup>3</sup> räknat som staplad kollivolym. Som ett belysande exempel har antagits att aska från Händelöverket utnyttjas som buffertmaterial och återfyllnad av förvarsutrymmen mellan avfallsbehållare och bergväggar, liksom för återfyllnad av nerfartsramp i berget. Andra fyllnadsmaterial är dock tänkbara.

En grov bedömning av kostnader för anläggningsarbete i berg för en djupdeponi visar att kostnaden för att driva en nerfartsramp (cirka 56–125 Mkr) är betydande, utformningen av deponiutrymmen i berget varierar beroende på djupdeponins kapacitet och utformning: cirka 1,5–3 Mkr för 2 000 m<sup>3</sup>, cirka 6–15 Mkr för 10 000 m<sup>3</sup> och cirka 55–150 Mkr för 100 000 m<sup>3</sup>. Till detta kommer kostnader för övrig utrustning och driftkostnader.

Bergmassan på Händelö genomkorsas av större sprickzoner, men en bergplint med relativt tätt berg finns under och strax norr om Händelöverket där det placering av en djupdeponi skulle vara möjligt. Det ska understrykas att det inte finns några undersökningar av berget under cirka 80 m djup (befintliga tunnlar m.m.), varför de genomförda undersökningarna baseras på extrapolationer mot större djup i berget som är behäftade med osäkerheter.

Djupdeponin kan utformas som horisontella tunnlar, bergrum eller bergsilos. Deponering av avfallet kan ske genom att avfallet omges med olika typer av buffert- och återfyllnadsmaterial. Uppskattningar av vattengenomströmning djupdeponin har genomförts för olika tänkbara utformningar. Sammantaget visar utredningarna att anläggningen kan utformas så att endast obetydlig grundvatten genomströmning sker genom djupdeponin.

En utgångspunkt för utredningen har varit att endast kvicksilver i en kemiskt och fysikaliskt stabil form ska tas emot för djupdeponering. Kviksilver i ren form förutsätts härvid stabiliseras som sulfid före djupdeponering. Detta medför en låg löslighet i grundvattenmiljö och möjliggör en god arbetsmiljö under djupdeponins drifttid.

Tidigare utredningar (Höglund och Södergren, 1997a och 1997b) pekar på att lösligheten av kvicksilver i den miljö som fås i djupförvaret blir mindre än 50 µg/l, och när kvicksilvret stabiliseras som sulfid väsentligt lägre. Om användning av aska som buffert i

djupdeponin övervägs bör man utreda utreda de kemiska förhållandena i slutförvaret ytterligare.

Olika spridningsprocesser för kvicksilver från djupdeponin har undersökts. Resultaten visar att endast mycket små mängder kvicksilver frigörs från en djupdeponi. Olika beräkningsfall visar att kvicksilverutsläppet begränsas till mindre än 1 g/år för realistiska förhållanden. Mycket extrema beräkningsantaganden måste göras för att väsentligt öka de beräknade utsläppen.

Bedömningar av påverkan på recipient har genomförts, vilket i exemplet utgörs av Motala ström/Lindö kanal och inre Bråviken. Genomförda beräkningar visar en helt försumbar påverkan på recipienten. Jämförelser har gjorts med den atmosfäriska depositionen av kvicksilver. Det beräknade utsläppet från en djupdeponi skulle motsvara den atmosfäriska depositionen på mindre än 6 procent av Händelös markyta. På samma sätt motsvarar utsläppet den atmosfäriska deposition som sker på mindre än 0,6 procent av inre Bråvikens yta.

Innan en djupdeponi för kvicksilveravfall byggs skall en säkerhetsanalys av den typ som beskrivs i bilaga A i rådets beslut om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier (EU, 2003). I en sådan säkerhetsanalys ingår bl.a. bedömningen av säkerheten mot utsläpp för ett antal scenarier för djupdeponins framtida utveckling, t.ex. inverkan av tektoniska förlopp, klimatpåverkan och mänskligt intrång.

Sammantaget visar utredningen att det finns goda tekniska, säkerhets- och miljömässiga möjligheter att utforma och finna en lämplig plats för en nationell djupdeponi på några hundra meters djup i svensk berggrund. Fortsatt arbete får finna en lämplig lokalisering.

#### *Risker för olyckor vid byggnation och drift*

Risker för olycksfall finns vid allt underjordsarbete och därmed behäftade transporter. SKB anger i rapport R-03-11 att typiska olyckor vid underjordsarbete uppkommer vid bergförstärkningsarbeten under byggnadstiden för ramp och bergrum, samt i samband med transporter under driftsskedet. Risker finns även för bränder, främst vid transporter i ramper. Dödsolyckor inträffar med en frekvens av ungefär 0,1–0,4 dödsfall per miljon arbetade

timmar under jord. Svåra bränder i fordon uppges inträffa med en frekvens av cirka  $2,6 \cdot 10^{-7}$  per fordonstimme.

Om aska från Händelöverket utnyttjas för återfyllning av djupdeponi och nerfartsramp måste riskerna för vätgasbildning till följd av att askan kan ha ett visst innehåll av metalliskt aluminium beaktas. Vätgasutveckling kan utgöra en explosionsrisk under drift och samband med tillslutning. Eventuell vätgas som kan bildas under slutförvarsskedet bedöms däremot inte utgöra någon påtaglig risk, eventuellt bildad vätgas utgör ett mycket eftertraktat substrat för mikrober i berget varför vätgasen snabbt kan förbrukas som energikälla.

## 12 Referenser

- Allison J. D. och T. L. Allison (2005). Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste, US EPA Report 600/R-05/074.
- Avila R. och Bergström U. (2006): Metodology for calculation of doses to man and implementation in Pandora. R-06-68. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Beall G. W. and B. Allard (1977). Chemical factors controlling actinide sorption in the environment. Trans. American Nuclear Soc. Ann. Meeting, Vol 32, p 164.
- Bäckblom G. m fl. (2003): Utredning rörande tillträdesvägar till djupförvarets deponeringsområden - Schakt eller ramp?, SKB R-03-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Carlsaw H. S. och Jaeger J. C. (1959): Conduction of heat in solids. New York, Oxford University Press.
- Eon (2006): Miljökonsekvensbeskrivning – tillståndsprövning av bergrum 1-6, Händelö, Norrköpings kommun, Almcrantz L. och Makdessi R., Eon Värme Sverige AB, Region Norrköping, 2006-11-23.
- EU (2003): RÅDETS BESLUT av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/E
- Höglund L. O., Birgersson L., Neretnieks I. och Allard B. (1994): A repository for mercury waste in deep rock – A feasibility

- study, Naturvårdsverket, Dnr 638-2639-91-Sa och Dnr 940-4983-96-Kr.
- Höglund, L. O. och Södergren S. (1997a): Löslighet och kemisk förbehandling av kvicksilver i slutförvar. Stockholm, Naturvårdsverket Rapport 4772.
- Höglund L. O. och Södergren S. (1997b): Slutförvarsprojektet: Löslighet och kemisk förbehandling av kvicksilver i slutförvar - Figurbilaga 2-19. Stockholm, Naturvårdsverket Dnr. 940-4983-96 Kr.
- Höglund L. O., Karlsson F. och Allard B. (1997): Geokemiska förhållanden i svensk berggrund. Stockholm, Naturvårdsverket Rapport 4773.
- Itasca (1984): Three - Dimensional groundwater flow patterns in the vicinity of a WP-cave: analysis and results, Itasca Consulting Group Inc.
- Ledin A., Pettersson C., Allard B. och Aastrup M. (1989): Water Air Soil Poll., p 419.
- Lindgren M., Pettersson M., Karlsson S. och Moreno L.(2001): Radionuclide release and dose from the SFR repository. R-01-18. Svensk Kärnbränslehantering AB
- Lst Östergötland (2005): Brunnsinventering I Östergötland län- utvärdering av grundvatten i jordbruksområden 2004-2005. Dnr: 502-14221-04. Länsstyrelsen Östergötland
- Lundgren T. (2006): E.ON. Miljökonsekvensbeskrivning. Tillståndsprovning av berggrum 1-6. Händelö. Norrköpings kommun. Bilaga 15: Grundvattnets strömning kring berggrum på Händelö när dessa fylls och har fyllts med aska från Händelöverket.
- Lyon B.F., Gilkinson M.R. och Marimpietri T.B. (1998): Application Of The Iem-2m Surface Water Model To Airborne Mercury Deposited From Hazardous Waste Combustors, US EPA.
- Moreno L och Neretnieks, I (1991): Fluid and solute transport in a network of channels, SKB TR 91-44, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, Sverige.
- Moreno L., Neretnieks I. och Gylling B. (1993): Modelling of flow and solute transport in a network of channels. International Conference on High Level Waste, Las Vegas.

- Munthe J., Wängberg I., Rognerud S., Fjeld E., Verta M., Porvari P. och Meili M. (2007): Mercury in Nordic ecosystem, Nordic Council of Ministers, IVL Report B1761.
- Naturvårdsverket (1997): Slutförvar för kvicksilverhaltigt avfall i Sverige – Huvudrapport, Rapport 4752, Naturvårdsverkets förslag. Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999): Kust och hav. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918.
- Neretnieks I. (1979): Transport mechanism and rates of transport of radionuclides in the geosphere as related to the Swedish KBS-concept, Proc. Symp. Underground disposal of radioactive wastes, vol II, p 108, International Atomic Energy Agency
- Olsson H (2002): Kustzonsmodell för norra delarna av Östergötlands skärgård, Resultat för perioden 1985–2000. SMHI i samarbete med Länsstyrelsen i Östergötland, SMHI Dnr 2001/849/190.
- Puigdomènech I. (2002): MEDUSA - Make Equilibrium Diagrams Using Sophisticated Algorithms, Windows interface to MS-DOS versions of INPUT, SED, and PREDOM: Computer programs drawing equilibrium diagrams., Inorganic Chemistry, Royal Institute of Technology.
- SGU (1997): Beskrivning till kartan över grundvattnet i Östergötlands län samt tillhörande specialkartor. SGU Serie Ah nr 14. Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU (2007): Utredning på uppdrag av regeringen: Ett nytt delmål för enskild vattenförsörjning. Dnr 04-2138. 2007-03-27. Sveriges geologiska undersökning
- SMHI (1993): Vattenföring i Sverige. Del 3. Vattendrag till Egentliga Östersjön, Svenskt Vatten Arkiv. SMHI.
- SMHI (2007): Tabell 1. Tabell över havsområdenas area, volym, medeldjup, maxdjup, tillrinningsområdets area samt medeltillrinning, [www.smhi.se](http://www.smhi.se), SMHI.
- SKB (1998): Översiktsstudie av Östergötlands län. Geologiska förutsättningar. R-98-26. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2005): Preliminary site description. Forsmark area – version 1.2. SKB Rapport R-05-18. Svensk Kärnbränslehantering AB



SKB (2006): Preliminary site description. Laxemar subarea – version 1.2. SKB Rapport R-06-10. Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB (2006): Hydrogeochemical evaluation. Preliminary site description Laxemar subarea – version 2.1, Svensk Kärnbränslehantering AB, R-06-70.

Wollast R., Billen G., m fl. (1975): Behavior of Mercury in Natural Systems and Its Global Cycle. Ecological Toxicology Research. A. D. McIntyre and C. F. Mills. New York, Plenum: pp. 145-166.

## Underbilaga

# Geologiska och hydrogeologiska förutsättningar för en djupdeponi för kvicksilver på Händelö, Norrköpings kommun

Tom Lundgren  
Hifab AB Envipro Miljöteknik  
Januari 2008

## Innehåll

<b>Sammanfattning</b> .....	<b>254</b>
<b>1 Bakgrund och uppdrag</b> .....	<b>254</b>
<b>2 Underlagsmaterial</b> .....	<b>256</b>
<b>3 Genomförande</b> .....	<b>257</b>
<b>4 Resultat och slutsatser</b> .....	<b>257</b>
4.1 Regional geologi och hydrogeologi .....	257
4.2 Bergarbeten som utförts på Händelö .....	258
4.2.1 Översikt .....	258
4.2.2 Bergrum SPL .....	259
4.2.3 Ledningstunneln .....	259
4.2.4 Händelöverkets bergrum .....	261
4.2.5 Sötvattentunneln .....	261
4.3 Sammanfattning av strukturgeologiska observationer vid utsprängda anläggningar .....	262
4.4 Den nuvarande grundvattensituationen på Händelö .....	264
4.5 Den förväntade, framtida grundvattensituationen kring Händelöverkets bergdeponi .....	265

## Sammanfattning

Ett flertal berganläggningar anlades på 70-talet inom den östra delen av Händelö i Norrköpings kommun. Då fanns det redan en anläggning för lagring av petroleumprodukter inom den nordöstra delen av ön. De tillkommande anläggningarna består av två tunnlar och en lageranläggning bestående av 9 bergrum som det ursprungligen lagrades olja i, men som nu konverterats för slutdeponering av aska från förbränning av träflis och avfall.

Geologiska kartläggningar av tunnarna visar att det förekommer en berggrundsenshet inom den norra delen av ön med låg vattenomsättning. Den är i nordost och sydväst omgiven av zoner med omvandlat berg som delvis är tätad med lera, delvis är vattenförande. Inom hela ön råder det låga grundvattenstånd utom i direkt anslutning till berganläggningarna som är dränerade genom pumpning. Dessa lokala avsänkningar kommer att utjämnas när pumpningen upphör i anläggningarna. Då uppkommer ovanligt små grundvattengradienter i berggrunden som säkerställer en låg vattenomsättning även där berggrunden är mindre tät. Den täta bergplinten på norra delen av ön upptar en markyta om cirka 500 m x 1 500 m. Inom denna plint förväntas det utströmmande vattenflödet från den framtida bergdeponin motsvara något eller några 100-tals m<sup>3</sup> per år. Recipienten för det utströmmande grundvattnet från hela ön är Lindö Kanal, Motala Ström och Bråviken. Den senare får räknas som den egentliga recipienten.

## 1 Bakgrund och uppdrag

Enligt 21 c och 21 d §§ avfallsförordningen (2001:1063) med kompletteringen den 1 augusti 2005 skall avfall som innehåller minst 0,1 viktprocent kvicksilver och som inte redan är slutligt deponerat i enlighet med tidigare regelverk senast den 1 januari 2015 bortskaffas genom djupt bergförvar. Regeringen har tillsatt en särskild utredare – Sten Bjurström – för att klarlägga hur dessa kvicksilverhaltiga avfall skall behandlas för att kunna deponeras i ett djupt bergförvar samt verka för att ett sådant säkert slutförvar kommer till stånd. I den senare uppgiften ingår att med exempel illustrera en väg att slutförvara kvicksilver och kvicksilverhaltiga avfall. Exemplet skall dock inte utgöra en tidig planering för att bygga en verklig anläggning.

När det gäller lokaliseringen av en nationell djupdeponi för kvicksilverhaltigt avfall preciserar inte det administrativa regelverket några krav eller kriterier, mer än att det skall ligga på flera hundra meters djup under markytan. De utredningar som legat till grund för lagen ger dock vissa anvisningar över vad man förväntar sig av en sådan berganläggning. Det mest grundläggande är att vattenomsättningen i förvaret skall vara liten – av storleksordningen 0,1–1,0 liter per m<sup>2</sup> genomskärningsyta och år när djupdeponin är färdigfylld, igenstängd och det naturliga berggrundvattenståndet har återhämtats. Syftet är att begränsa mängden förorenande ämnen som kan spridas med grundvattnet och på så sätt nå biosfären.

Vid utformningen av förvaret är det möjligt att med särskilda insatser fördela om det vatten som läcker in i djupdeponin och ordna så att det inte perkolerar genom avfallet och bildar lakvatten. Sådana tekniska lösningar har emellertid sina begränsningar och frågor uppkommer alltid om hur beständiga de blir i ett långt tidsperspektiv. Dessa osäkerheter medför att en lokalisering är nödvändig av djupdeponin till en berggrund som naturligt har en liten vattenomsättning på de djup som är aktuella för ett sådant förvar.

På Händelö, strax norr om Norrköping, har E.on AB använt en bergrumsanläggning för deponering av den flygaska som uppkommer vid förbränningen av avfall vid kraftvärmeverket på Händelö. Anläggningen, som består av 9 bergrum, anlades ursprungligen för att lagra olja för kraftvärmeverket. I takt med att olja avvecklats vid verket har bergrummen avställt och snart är tre bergrum fyllda med aska. E.on AB söker för närvarande tillstånd av miljödomstolen att fylla även de resterande sex bergrummen med aska. Denna berganläggning, som sprängdes ut på 70-talet, ligger i en kompetent bergmassa med liten vattenomsättning.

Inläckaget till anläggningen är så liten att man inte behövt pumpa bort något vatten. Allt inläckande vatten binds nämligen efterhand i den deponerade askan som då härdar och bildar monolitiska enheter i vart och ett av bergrummen. Man räknar inte med att behöva leda bort något vatten från anläggningen förrän alla bergrummen är fyllda med aska. Därefter kommer grundvattennivån att inställa sig på en naturlig nivå och ett litet flöde av grundvatten kommer att strömma genom den härdade askan vars täthet är ungefär lika hög som det omgivande bergets. Detta, svagt kontaminerade vatten kommer att läcka ut i botten av Lindö kanal

vars sediment bedöms fastlägga de metaller och andra spårämnen som läcker ut från deponin.

Den låga vattenomsättningen i bergmassan kring berggrummen på Händelö är inte enbart en effekt av den lokala berggrundens generellt låga genomsläpplighet för vatten. Den beror även på de små tryckskillnader (hydrauliska gradienter) som där uppträder i grundvattnet och vilka betingas av den flacka topografin. Berggrummen har en bergtäckning på cirka 30 m och kan inte betraktas som djupa bergdeponier. På större djup minskar normalt bergets genomsläpplighet och kan enligt bl.a. SKB:s s.k. platsundersökningar på 300–400 m djup förväntas vara minst en tiopotens lägre än den är på 30–50 m djup. På detta djup är även de hydrauliska gradienter som driver grundvattnet ut mot Bråviken mindre än de är på 30–50 m djup. Med hänsyn till den lokala berggrundens gynnsamma hydrauliska egenskaper, de lokalt låga hydrauliska gradienterna, den robusta recipienten med relativt mäktiga skyddande sedimentbottnar och det gynnsamma läget från logistisk synpunkt, vill regeringens utredare av ett nationellt djupförvar utnyttja det aktuella fallet som ett illustrerande exempel på en möjlig väg att slutförvara kvicksilver och kvicksilverhaltigt avfall i en djupdeponi på cirka 400 m djup under markytan. Exemplet skall inte utgöra någon form av planering för en verklig sådan anläggning.

Hifab AB – Envipro Miljöteknik har på uppdrag av Kemakta Konsult AB sammanställt sådan kunskap om berggrunden som kan belysa möjligheterna att förlägga en djupdeponi i den aktuella berggrunden på Händelö. Denna rapport utgör redovisning för den del av uppdraget som utförts av Envipro Miljöteknik.

## 2 Underlagsmaterial

Följande underlag har beredvilligt ställts till vårt förfogande av E.on AB och har använts i denna rapport:

- (1) Granlund, N., Lundström, L., Rosén, R., Tenne, M. och Lind, C.G.(1976): "Utredning beträffande ledningstunnel Sylten-Händelö och befintliga anläggningar i berg på Händelö, Norrköping särskilt med hänsyn till grundvattensituationen". Hagconsult, Rapport till Norrköpings kommunala Affärsverk,

Händelö Oljelagringsförvaltning och Holmens Bruk AB, Uppdrag nr 2198, 1976-11-03

- (2) Lundgren, T. (2006): "Grundvattnets strömning kring berg-  
rum på Händelö när dessa fylls och har fyllts med aska från  
Händelöverket", Hifab AB – Envipro Miljöteknik. Rapport till  
E.on AB, Norrköping, oktober 2006.
- (3) Almcrantz, L. (2006): "Miljökonsekvensbeskrivning – Till-  
ståndsprovning av bergrum 1–6, Händelö, Norrköpings kom-  
mun" E.ON Värme Sverige AB, Region Norrköping. 2006-09-  
20.

### 3 Genomförande

Denna sammanställning av kunskapsläget beträffande berganläggningarna på Händelö har uteslutande genomförts med hjälp av officiellt kartmaterial och rapporter från tidigare redovisade utredningar.

## 4 Resultat och slutsatser

### 4.1 Regional geologi och hydrogeologi

Berggrunden på Händelö ingår i ett knappt 10 km brett bälte söder om Bråviken med gnejser av sedimentärt ursprung vilka sträcker sig från sjön Glan i öster till Möllestad på Vikbolandet. Hela detta bälte ligger i den låglänta terrängen söder om Bråvikenförkastningen som utgör en tydlig morfologisk gräns mellan Kolmårdens kraftigt brutna, skogbeklädda terräng med tydliga sprickdalar och de betydligt mer flacka jordbruksmarkerna kring Norrköping.

Att terrängen kring Norrköping är flack innebär inte att berggrunden där saknar kraftiga deformationszoner. Enligt det geohydrologiska kartbladet Östergötland (SGU, Ser. Ah14) förekommer sådana även söder om Bråviken. Slätbaken och dalgången i dess förlängning är ett exempel på en sådan struktur med västnordvästlig utsträckning.

Av det officiella geohydrologiska kartbladet över Östergötlands län (SGU, ser. Ah 14) framgår att berggrunden på Händelö klassificeras som ett berg med små möjligheter att utvinna grundvatten. I själva verket finns enligt kartbladet inte något bergparti inom länet

med mindre möjligheter för utvinning av dricksvatten. De bergsgrundsområden som på dessa kartblad anges ha större potential för grundvattenuttag uppgår i Östergötland till storleksordningen flera 1 000-tals kvadratkilometer. För de två klasserna med högre potential anges uttagsmöjligheterna vara upp till 100 gånger högre än den är i berggrunden på Händelö. Dessa översiktliga bedömningar om den låga omsättningen av grundvatten i berggrunden på Händelö verifieras av de små inläckagen i Händelöverkets bergrum, se avsnitt 4.2.4.

## 4.2 Bergarbeten som utförts på Händelö

### 4.2.1 Översikt

Händelö är benämningen på det rektangulära landområde som ligger strax norr om Norrköpings tätort och som i nordväst och nordost begränsas av Bråviken, i sydost av Lindö Kanal samt i sydväst av Motala Ström. Området är relativt flackt och karaktäriseras i stort av jordbruksmark som avbryts av låglänta, skogbeklädda kullar. I den östra delen av ön har industrier etablerats, särskilt längs Lindö Kanal med Pampashamnen i det nordöstra hörnet av ön.

Under perioden 1969-1978 genomfördes stora bergarbeten på Händelö, se figur 1. Arbetena omfattade anläggningar av bergrum och tunnlar för olika syften och med olika beställare. Då fanns redan en äldre berganläggning för petroleumlagering (Svensk Petroleumlagering) på plats strax nordost om Händelöverket. Mellan tätorten (Sylten) och Händelöverket drevs 1969-1972 en tunnel för fjärrvärmeledning. Den går under namnet "Ledningstunneln". De nio bergrummen i anslutning till Händelöverket sprängdes ut under perioden 1970-1976. Denna anläggning står i förbindelse med Ledningstunneln. Redan innan Händelöverkets oljelageringsrum sprängdes ut påbörjades (1974) utsprängningen av en lång tunnel tvärs över ön för att förse Holmens Bruk med sötvatten. Den går från Motala Ström till Malmölandet och passerar väster om Händelöverkets berganläggning, se figur 1.

#### 4.2.2 Bergrum SPL

Anläggningen är belägen inom 300 m avstånd från Händelöverkets bergdeponi. Bergtäckningen är okänd men kan antas vara inom intervallet 20–50 m. Inläckaget av vatten uppges (1) vara cirka 17 m<sup>3</sup> per dygn (dränerad anläggning). I tidigare utredningar har detta bedömts i viss mån påverka grundvattenbalansen inom den nordöstra delen av Händelöns berggrund (1). Några ytterligare uppgifter om bergets kvalitet eller vatteninläckning har inte påträffats.

#### 4.2.3 Ledningstunneln

Ledningstunneln, som ligger på mellan 60 och 80 m djup under markytan, sprängdes ut 1970–1971, när Hagconsult kartlade de geologiska och bergtekniska förhållandena i tunneln. Det redovisas (1) att tunneln sprängdes ut i fasta bergarter av relativt god kvalitet med undantag av några mindre sprick- och krosszoner samt en cirka 75 m bred ”omvandlingszon nedanför tunnelspiralen” (längdmätning cirka 2/650). Endast mindre vattenläckage noterades på några enstaka platser i tunneln. Denna information motsägs av uppgiften (1) att man hösten 1972 i mätöverfall i denna tunnel uppmätte så stora läckage som 5,5 m<sup>3</sup>/h för ett delavsnitt – ett inflöde som uppges (1) ha varit konstant till åtminstone år 1976. Ökningen av vattenläckagen kartlades särskilt i en ny karteringsomgång och konstaterades då i stort sett utgöra samma läckagepunkter som vid utsprängningen men att sprickfyllningar med lera spolats ur och därför blivit mer öppna. Det inläckande grundvattnet uppges (1) vara hårt och aggressivt.



Figur 1 Situationsplan över Härdelön med markering av de tunnlar och bergtrum som behandlas i denna rapport. 1 = SPL-bergtrummen; 2 = Ledningstunneln; 3 = Härdelöverkets bergtrum; 4 = Sötvattnetunneln. Underlagskarta: Copyright Lantmäteriet 2004-11-09. Ur Din Karta och SverigeBilden™.



Liksom vid övriga bergarbeten som utfördes på 70-talet, kartlades även de grundvattensänkningar som ägde rum ovan anläggningarna i samband med utsprängningen av dessa. Anledningen till dessa uppföljningar var risken för skadliga sättningar i lerområdena som en följd av att de blev dränerade av anläggningarna. Alla bedömningar, som ges i rapporter som funnits tillgängliga, har fokus på sänkning av grundvattennivån i jord. Få av de observationer som gjorts berör grundvattnet i berg. Längs den tunnelsträcka med det kraftigaste inläckaget (cirka 130 m<sup>3</sup>/dygn) uppkom en avsänkning av grundvattennivån från +0 eller +1 m till -1,5 och som mest -3,3 m. Detta var en mindre avsänkning än vad man bedömde skulle uppkomma vid detta stora vattenläckage och förklarades med att

tunneln går under Lindö Kanal som levererar merparten av det inläckande vattnet i tunneln.

#### 4.2.4 Händelöverkets bergrum

Taken på E.on:s 9 konverterade bergrum ligger drygt 30 m under markytan. Rummens höjd är cirka 30 m, bredden cirka 20 m. Längden varierar mellan 165 och 270 m. Berggrunden i området beskrevs (1) som ”mycket tät” med små inläckande vattenflöden i relation till anläggningens utsprängda volym. I detta fall behölls de inledande, små inläckagevärdena även under drifttiden som oljelager, respektive askdeponi. Läckvatten pumpades 1976 enbart från bergrummen 6, 8 och 9, totalt cirka 25–30 m<sup>3</sup> per dygn. I bergrum 4 och 7 var inläckaget för litet för att upprätthålla ett bäddvatten för oljelagret och fick pumpas in från övriga bergrum. År 1976 skedde inte någon netto-pumpning av vatten från anläggningen (3) och förmodligen inte heller så länge anläggningen användes för oljelagring. När anläggningen började användas för askdeponering pumpades allt det interna läckagevattnet till det rum som fylldes med aska för att vattenmätta denna och medverka i härdningen av askan. En s.k. vattenbarriär, som skulle säkra att eventuellt överskott på lakvatten i askfyllda bergrum inte spreds till omgivningen skapades genom att man vattenfylldes det på olja tömda bergrummet intill det som askfylldes.

#### 4.2.5 Sötvattentunneln

Utsprängningen av den 7 km långa tunnel som idag leder vatten till Holmens bruk påbörjades våren 1975 (1). Den har enligt (1) en förhållandevis liten tvärsnittsarea, 8 m<sup>2</sup> och ligger inom Händelö cirka 80–90 m under markytan. Den utgick ifrån den transporttunnel som använts för anläggningen av Händelöverkets bergrum. Man drev således sötvattentunneln på två fronter – mot Norrköping, respektive mot Malmön. Under utsprängningen fick man omfattande inläckage av grundvatten i tunneln och medföljande lokala sänkningar av grundvattennivån i jordlagren (3–4 m). Detta nödvändiggjorde injekteringsarbeten både från tunneln och från markytan. För att återställa grundvattennivåerna helt krävdes även särskilda infiltrationsanläggningar (brunnar) ovan tunneln. När

tunneln var utsprängd och togs i drift sattes den under ett vattentryck motsvarande nivån +10 m, vilket innebär att det idag snarare läcker ut vatten ur denna tunnel än att det läcker in grundvatten.

#### 4.3 Sammanfattning av strukturgeologiska observationer vid utsprängda anläggningar

De spricktektoniska förhållandena har beskrivits i Hagconsults rapport från 1976 över en utredning om de aktuella berganläggningarnas påverkan på grundvattenförhållandena på Händelö (1). Av rapporten framgår att den geologiska strukturen på Händelö som har den största betydelsen för berganläggningar och berggrundvattnet utgörs av en omvandlingszon som genomtvärsar ön som en svagt böjd zon i nordväst-sydostlig riktning, se figur 2. Zonens läge överensstämmer med en regional nordväst-sydostlig, tektonisk zon på de berggrundsgeologiska kartbladen SGU, ser. Af 112 och Af 116. Den är endast cirka 60 meter bred i markytan och dess stupning är okänd. Förmodligen är den vertikal eller brantstående eftersom någon stupning inte noterats i de tunnlar där den kartlagts. Omvandlingen i zonen beskrivs som en klorit- och leromvandling av den gråa eller rödgråa slirgnejs som uppträder allmänt på ön. Gnejsen har en foliation (skiktplan) som stryker i ungefär ost-väst och stupar brant mot söder.

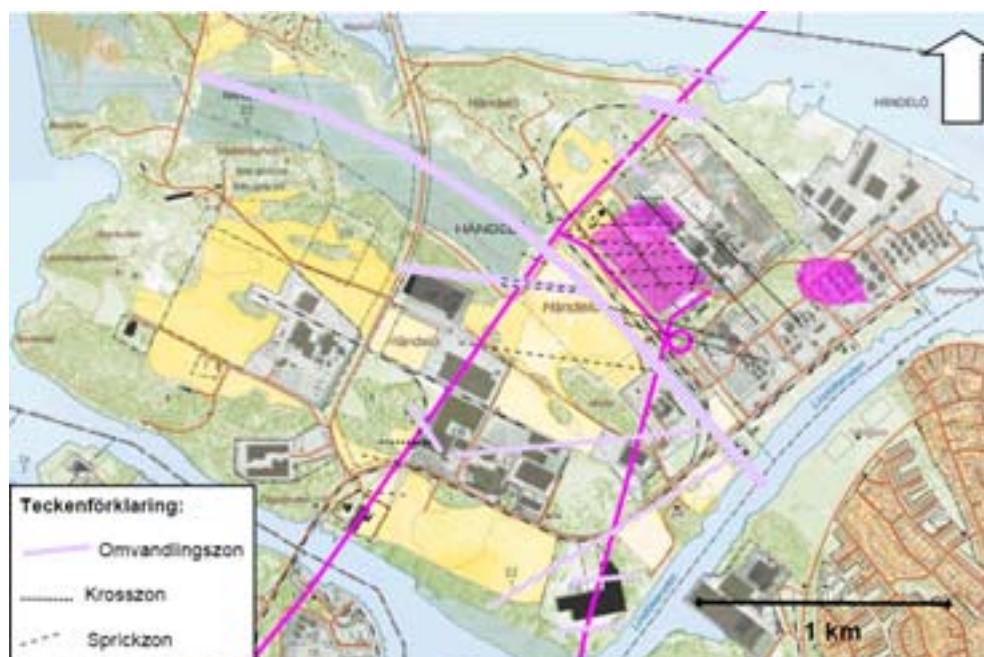
Berggrunden norr om den stora omvandlingszonen är i allmänhet tät med låga inläckagevärden, medan berggrunden söder om zonen karaktäriseras som "öppen" och med en högre frekvens med lerfyllda sprickor. I tunnarna har dessa lerfyllda sprickor ställvis blivit eroderade genom de kraftiga tryckgradienter som bildats på grund av tunnarnas dränerande effekt. Detta har kraftigt ökat inläckagen av vatten till tunnarna.

På den nordligaste delen av ön återkommer omvandlingszonerna, de små sprickzonerna och därmed vatteninläckagen i sötvattentunneln. Dessa zoner är markerade på översiktskartan i figur 2. Deras utbredning är okänd eftersom de inte givit upphov till några tydliga indikationer i de seismiska mätningar som utförts norr om berganläggningen. En kraftig, regional tektonisk zon är noterad en liten bit nordost om dessa indikationer längs den nordöstra stranden på Händelö vid Hanholmen på de berggrundsgeologiska kartbladen SGU, ser. Af112, Af 116 och Af 123.

Eftersom den är parallell med den zon som motsvarar omvandlingszonen sydväst om bergrummen, kan man utgå ifrån strykningen överensstämmer med den generella för de dominerande regionala, tektoniska zonerna – nordväst-sydost.

Berggrunden söder om den stora omvandlingszonen innehåller flera mindre omvandlingszoner och även ett antal mindre sprick- och krosszoner. Sådana zoner har kartlagts i anläggningarna när dessa sprängts ut liksom olika grader av inläckage av vatten (1). Deras bredd har på planritningarna i Hagconsults redovisning markerats till 2–3 m vilket i stort sett stämmer med motsvarande indikationer i de seismiska profiler som utförts på markytan och som redovisats på samma ritningar. I bergrummen har totalt tre sådana krosszoner och fem sprickzoner noterats enligt den sammanfattande redovisningen (1). Två av krosszonerna går tvärs rummen i nordväst-sydostlig riktning (70° stupning mot sydväst, respektive nordost). Den tredje i ost-väst (50–70° stupning mot syd) skär det sydligaste hörnet av anläggningen med en parallell zon 40 m söderut som tvärs ledningstunneln och dess ramp. Sprickzonerna stryker samtliga i ost-väst och stupar 60–70° mot söder.

**Figur 2** Sammanställning av de viktigaste spricktektoniska strukturer som lokaliserats och tolkats vid de geologiska karteringar och geofysiska fältmätningar som utfördes före och under utsprängningen av berganläggningarna (markerade med magentafärgade linjer och ytor) på Händelö. Sammanställt av (1). Copyright Lantmäteriet 2004-11-09. Ur Din Karta och SverigeBilden™.



#### 4.4 Den nuvarande grundvattensituationen på Händelö

Inom åtminstone den östra delen av Händelö är grundvattensituationen påverkad av de berganläggningar som anlades där på 70-talet. Denna innebär att grundvattennivåerna i grovt sett fluktuerar kring havsytans nivå med något högre nivåer i de delar av den högre liggande terrängen som ligger nordväst om ledningstunneln. Vid Händelöverkets bergrum (och förmodligen även vid SPL-anläggningen) är grundvattennivån lokalt avsänkt kring de bergrum som inte fyllts med aska (bergum 1–6). På grund av bergmassans låga genomsläpplighet för vatten är denna avsänkning mycket lokal. I dess närmsta omgivning ligger grundvattennivån endast någon eller några meter över havsytans nivå. Vid höga vattenstånd i Motala

Ström och Bråviken kan grundvattennivån i detta delområde t.o.m. tidvis ligga lägre än den i ytvattensystemet.

#### **4.5 Den förväntade, framtida grundvattensituationen kring Händelöverkets bergdeponi**

När alla berggrum vid Händelöverket fyllts med aska, vilket beräknas ha skett omkring år 2025, kommer även den lokala, mindre avsänkning av grundvattenytan i denna bergmassa att återhämtas mot en nästan naturlig nivå. En fullständig återhämtning av grundvattennivån förväntas inte eftersom en stor del av den berörda bergmassan även i fortsättningen kommer att vara ”kortsluten” och delvis dränerad av de tunnlar, observationsbrunnar och berggrum som genomkorsar området.

Bergdeponin kan komma att bli försedd med en s.k. hydrauliskt avledning via ledningstunneln som pumpas. Därigenom kommer allt framtida lakvatten som bildas av grundvattnet som perkolerar genom den härdade askkroppen att samlas upp i ledningstunneln varifrån den pumpas ut så att vattnet måste passera sedimenten i Lindö Kanal innan de avrinner till Bråviken. Man får då en god möjlighet att kontrollera detta vatten och man undviker att det lokala grundvattnet påverkas.

I ett långt tidsperspektiv måste man utgå från att även ledningstunneln från Händelöverket till Norrköpings centrum kommer att tas ur drift och inte längre pumpas. Det kommer i så fall att innebära att grundvattennivån kring denna tunnel kommer att ligga obetydligt över havsnivån (2). Eftersom berggrunden omkring berggrumsanläggningen är tät bedöms detta inte att påverka den lokala grundvattennivån kring berganläggningen mer än marginellt. Den hydrauliska avledningen via tunneln måste då ske via en direktväg till Lindö Kanal (ingen pumpning).

Även efter det att berggrummen är fyllda med aska och de lokala grundvattennivåerna kring bergdeponin har återhämtats, bedöms grundvattendelaren strax norr om deponin ligga kvar (2). Grundvattnets strömningssiktning bedöms då och också fortsättningsvis vara riktad mot sydost och Lindö Kanal. I det fall att sötvattentunneln inte längre är trycksatt kommer dock sannolikt grundvattenströmningen att bli mer sydlig med utströmning i Motala Ström. Om sötvattentunneln i framtiden dräneras finns en risk att

åtminstone en del av lakvattnet från bergdeponin dräneras via denna pumpning.

Under alla förhållanden bedöms omsättningen av vatten genom de askfyllda bergrummen att bli liten. Det beräknas att något eller några 100-tals m<sup>3</sup> grundvatten årligen kommer att strömma i genom den bergmassa som deponin upptar. Detta vattenflöde, som är påverkat av förorenande ämnen, är litet i förhållande till den allmänna omsättningen av vatten i recipienten. Det genomsnittliga årsflödet av vatten i Motala Ström uppgår till cirka 3 miljarder m<sup>3</sup> (Motala Ströms Vattenvårdsförbunds årsrapport 2003, medelvärde för åren 1994–2003). Allt utströmmande grundvatten från bergdeponin bedöms passera sedimenten i Lindö Kanal, vilka utgör en naturlig geologisk barriär mot vidare spridning till Bråviken (2 och 3).