

EKA-PROJEKTET I BENGTSFORS

Tjänst E: Projektering
Efterbehandlingsåtgärder

Rapport nr EKA 2002:11

Bengtsfors kommun

2003-07-31

Författad av

Bo Carlsson, Envipro Miljöteknik AB¹

¹ Delprojektledare projektering

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

INNEHÅLLSFÖRTECKNING	2
FIGURFÖRTECKNING	2
1. ALLMÄNT	3
2. BEHANDLINGSMETODER	6
2.1 ALLMÄNT	6
2.2 OORGANISKA FÖRORENINGAR	6
2.2.1 Jordtvätt	6
2.2.2 Stabilisering	7
2.2.3 Solidifiering	8
2.3 ORGANISKA FÖRORENINGAR	10
2.3.1 Allmänt.....	10
2.3.2 Förbränning.....	10
2.3.3 Termisk avdrivning.....	12
2.3.4 Biologisk metod.....	13
2.3.5 Kemisk metod.....	16
3. BARRIÄRER	18
3.1 ALLMÄNT	18
3.2 INNESLUTNING/HYDRAULISK BARRIÄR.....	18
3.3 PARTIKELBARRIÄR.....	19
3.4 KEMISK/BIOLOGISK BARRIÄR.....	19
4. KVITTBLIVNING/DEPONERING	21
5. MILJÖPÅVERKAN	25
5.1 ALLMÄNT	25
5.2 BIDRAGEN TILL MILJÖPÅVERKAN.....	25
5.3 JÄMFÖRELSE MELLAN METODERNA	26
6. DISKUSSION	29
6.1 ALLMÄNT	29
6.2 MILJÖRISKBEDÖMNING	29
6.3 BEHANDLING	29
6.4 BARRIÄRER.....	30
6.5 KVITTBLIVNING/DEPONERING.....	31
6.6 KVALITETS- OCH MILJÖSÄKRING	33
7. REFERENSER	34

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1. Behandlingsmetoder, deras användningsområden och funktioner

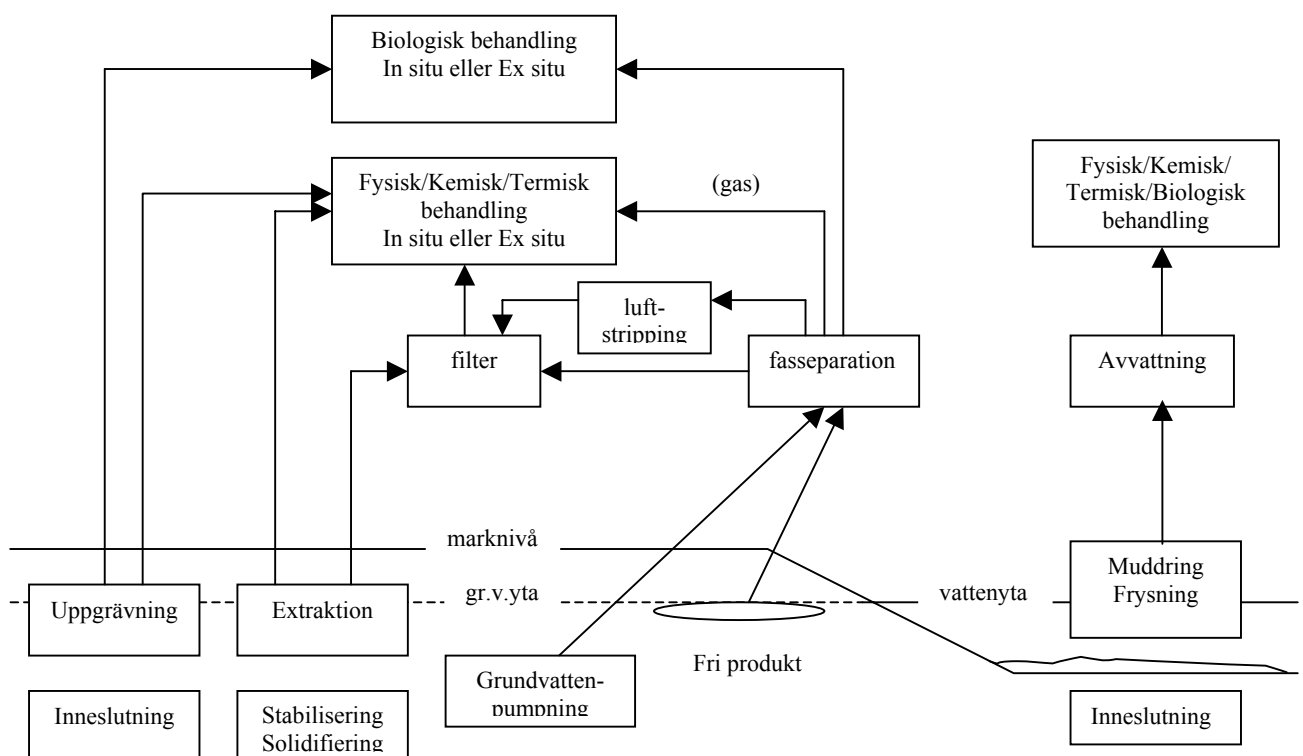
1. ALLMÄNT

Syftet med denna rapport är att ge en allmän översikt av åtgärder för efterbehandling av EKA-området i Bengtsfors. Vidare är syftet att värdera åtgärderna mot bakgrund av de förutsättningar som gäller för EKA-området samt att synliggöra viktiga parametrar/faktorer som är styrande för entreprenadarbetena.

Med efterbehandlingsåtgärd avses i rapporten en åtgärd som vidtas för att eliminera, begränsa eller bevaka den miljöpåverkan som föroreningarna på EKA-området orsakar eller kan orsaka. Åtgärden kan i sig innehålla en eller flera metoder (t ex olika behandling och/eller installationer).

Allmänt kan konstateras att antalet metoder för att behandla förorenade jord och sediment är många. I figur 1 har en sammanställning gjorts med avseende på metodernas funktion. En del av metoderna är generella och inte beroende av platsförhållandena medan andra är helt beroende av de specifika förhållandena som råder på platsen, t ex jord- och grundvattenförhållandena.

Förutom de platsspecifika förhållandena styr valet också av typen av föroreningar som förekommer. En grov indelning görs i denna rapport i oorganiska och organiska föroreningar. De oorganiska domineras av tungmetaller och bland dessa utmärker sig särskilt kvicksilver som flyktigt (volatilt), vilket innebär att kvicksilver, till skillnad från andra tungmetaller, lätt avgår i gasfas.



OBS! Deponering och återvinning ej åskådliggjorda i figuren

Figur 1. Behandlingsmetoder, deras användningsområden och funktion

Flera organiska föroreningar är volatila (t ex bensen), vilket innebär att de är lätta att förånga till skillnad från de semivolatila (t ex PAH). Vidare påverkas metodvalet av om de organiska föroreningarna är halogenerade eller inte. Halogenerna påverkar bl a nedbrytbarheten och farligheten i de restprodukter (t ex dioxin i gaser) som uppstår vid behandling av föroreningen.

Övergripande syftar metoderna till att antingen koncentrera, destruera eller immobilisera föroreningarna. Flera av metoderna kan utföras *in situ* (i jorden som den ligger), *on site* (uppgrävd och behandlad på saneringsplatsen) eller *ex site* (uppgrävd, borttransporterad och behandlad på annan plats). Metoderna kan också användas i kombination, t ex tvättning av organiska föroreningar och därefter biologisk behandling av den borttvättade organiska resten.

Bland efterbehandlingsåtgärderna finns också installation av passiva barriärer och deponering (inkapsling). I denna rapport redovisas passiva barriärer respektive deponering i särskilda avsnitt där deponering i rapporten benämns kvittblivning/deponering.

Undersökningarna visar att påverkan på hälsa och miljö från EKA-tomten för närvarande inte är så påtaglig, men att händelser kan inträffa i framtiden som medför stor påverkan. Sådana händelser är extrema vädersituationer, dammbrott, ingrepp i tomten eller annan markanvändning. Det finns således risker för framtida exponering och spridning av föroreningarna; risker som efterbehandlingsåtgärderna helst skall eliminera men i vart fall påtagligt reducera.

Föroreningarna på EKA-tomten domineras av kvicksilver och dioxin. Även organiska lösningsmedel (PCE) och polyaromatiska ämnen (PAH) förekommer. PAH-förekomsten är förhållandevis liten.

Undersökningarna visar vidare att lösligheten är låg av de föroreningar som förekommer i mark. Detta innebär att spridningen framför allt kan ske genom partikeltransport i områdets dagvatten men också i grundvattnet där stora porer föreligger i jorden (t ex i grovt fyllningsmaterial eller i gamla ledningar). Lösligheten av föroreningarna kan dock öka i framtiden, vilket ökar mobiliteten hos föroreningarna. De lösta föroreningarna kan då spridas betydligt lättare med vattnet och vattenomsättningen i området blir därför mer betydelsefull än idag.

Beträffande byggnaderna visar undersökningsresultaten att kvicksilver och dioxin förekommer i den sk cellhallen och att halterna är höga i vissa byggnadsdelar.

Kvicksilver och dioxin förekommer även i sedimenten i Bengtsbrohöljen. Halterna avviker inte nämnvärt från andra sediment i vattendrag som är påverkade av urban verksamhet. Kvicksilverhalten är i storleksordningen 3 mg/kg TS, vilket är ungefär samma halt som finns i Stockholms innerstads vatten. För dioxinerna är situationen ungefär densamma; halterna ligger på något eller några tusen ng/kg TS, vilket är i nivå med Vänerns sediment i t ex Kattfjorden och Sandviken. Källor uppströms Bengtsbrohöljen (Foxen och Lelång) bidrar med kvicksilver och dioxin till Bengtsbrohöljen. Halterna i vattnet i Bengtsbrohöljen är dock låga och nettoutflödet är lågt från sedimenten i sjön. Ungefär lika mycket föroreningar rinner in till Bengtsbrohöljen som rinner ut och bidraget från EKA-tomten är litet.

I rapporten har ett antal metoder valts att beskrivas som har anknytning till de förhållanden som råder på EKA-tomten. De första kapitlen i rapporten beskriver behandlingsmetoder, barriärer och deponering/kvittblivning. I kapitel 5 diskuteras den miljöpåverkan som användningen av några av

metoderna i sig själva ger. I det sjätte kapitlet diskuteras och görs en sammanfattande bedömning om åtgärder för EKA-tomten.

2. BEHANDLINGSMETODER

2.1 ALLMÄNT

En indelning har i rapporten gjorts i oorganiska och organiska föroreningar och de metoder som redovisas under dessa rubriker används företrädesvis för respektive föroreningstyp. Metoderna kan dock i många fall användas för båda typerna av föroreningar. En sådan metod är pyrolys som används av Eka Chemicals i Bohus för att rena förorenad jord från kvicksilver och dioxin. Metoden finns beskriven under avsnitt 2.3.3.

Omdömen om metodernas reningseffekter, tillgänglighet mm görs i texten. Därvid har i flera fall valts att referera till "kv. Lyftkranen" (ref. 1) och till Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2). Omdömena tagna från dessa referenser skall ses som en fingervisning om hur metoderna fungerar. Det bör betonas att för ref. 1 gäller de specifika förhållanden som rådde vid kv. Lyftkranen i Stockholm och att ref. 2 bygger på (ofta stor mängd) utförda saneringar i USA. I ref. 2 görs jämförelser mellan ett stort antal metoder som används i USA och uttrycks i omdömena "better", "average" och "worse". Kort kommentar ges också om metodens tillämpning på EKA-området.

2.2 OORGANISKA FÖRORENINGAR

2.2.1 *Jordtvätt*

Jordtvätt används på förorenade massor som grävs upp (ex situ) och syftar till att separera och koncentrera föroreningarna. Genom att urskilja finpartiklarna (främst silt- och lerfraktionen) kan föroreningarna koncentreras till en mindre volym. En förutsättning är dock att de geokemiska och fysikaliska förhållandena i matrisen är sådana att föroreningarna adsorberas till finfraktionen.

Metoden är väl etablerad, särskilt i Tyskland och Holland men även i Sverige, och lämpar sig väl för behandling av jordar med metallföroreningar. Även många organiska föroreningar, t ex PAH, olja och pentaklorfenol, går att avskilja. Metoden begränsas av jordens kornstorleksfördelning och fungerar bäst om andelen finjord (silt och ler) i de massor som skall behandlas är lägre än ca 25 %.

Det finns både stationära och mobila anläggningar som kan vara utformade på olika sätt. Anpassning kan ske till den jord som är aktuell för tvättning. Gemensamt för flertalet anläggningar är att mekanisk behandling, t ex krossning, siktning och skakning kombineras med sköljning eller spolning av den förorenade jorden. Olika behandlingssteg som kan ingå är:

- Siktning/krossning där stenar, metallskrot etc. avskiljs
- Spolning/skrubbning där merparten av föroreningar på de grövre jordfraktionerna försvinner
- Flotation; anrikning och separering av föroreningar bundna till finpartiklar
- Avvattning via centrifugering och/eller pressning där processvatten avgår och en förorenad "torr" filterkaka fås
- Behandling och återcirkulering av processvattnet; flockulering och sedimentation av tvättvattnet innan vattnet återcirkuleras.

Tvättmediet som används består oftast av vatten, eventuellt med tillsats av något tvättmedel eller syra/bas som förändrar pH-värdet i önskad riktning. Tvättning kan också ske i lösningsmedel, vilket är lämpligt vid behandling av jordar förorenade av organiska ämnen.

Under behandlingen recirkuleras tvättvätskan. Eftersom en del binds i filterkakan måste en mindre mängd vätska kontinuerligt tillföras processen. Efter jordreningen behandlas restvattnet antingen i anläggningen eller sänds till reningsverk. I övrigt förbrukar processen energi och bränsle (vanligtvis diesel).

Jordtvätt av förorenade massor resulterar normalt i en jordfraktion som kan betraktas som ”ren” eller mindre förorenad och en restfraktion (filterkaka) som består av finpartiklar som inte är tvättbara eftersom föroreningarna sitter hårt bundna till denna fraktion. Den undre gränsen för vilka kornstorlekar som kan avskiljas i ”renfraktionen” beror på anläggning och föroreningstyp och varierar vanligtvis mellan 0,04 mm och 0,10 mm. Det finns dock stationära anläggningar som tvättar ned till 0,016 mm.

Den yta som krävs för uppställning av en mobil anläggning är ca 2.000-5.000 m² och bör vara hårdgjord om förorenade massor skall lagras i anslutning till anläggningen.

I Sverige finns flera entreprenörer som handhar såväl stationära som mobila jordtvättsanläggningar. Kostnaderna för tvättning är i storleksordningen 500 kr/ton. Tillkommande kostnader är schaktning samt omhändertagande av restvatten och den koncentrerade föroreningen (filterkakan).

I projektet ”Lyftkranen” (ref. 1) testades jordtvätt och i den grövre fraktionen 4-40 mm fick man ingen reduktion av föroreningarna, medan man i fraktionen 0,063-4 mm fick reduktion av PAH i storleksordningen 50-70%, vilket inte var tillräckligt för att nå Naturvårdverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM). För tungmetallerna kvicksilver och kadmium nådde man 90% respektive 60-75%, vilket var tillräckligt för att underskrida riktvärdena för KM (känslig markanvändning) för kvicksilver och MKM för kadmium.

I Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) klassificeras tvättningsmetoden som ”Better” vad gäller tillgänglighet, pålitlighet och tidsåtgång samt som ”Average” vad gäller reningseffekten på volatila och semivolatila organiska samt oorganiska föroreningar.

Vid eventuell tvättning av massorna på EKA-tomten bör restprodukten (filterkakan) och överskottsvattnet ägnas särskild uppmärksamhet mot bakgrund av dess innehåll av kvicksilver och dioxin.

2.2.2 Stabilisering

Stabilisering kan ske både in situ (dock ovanligt) och ex situ. Stabilisering innebär att föroreningarna görs mindre mobila, ofta genom tillsättning av någon kemikalie. Mestadels är avsikten med stabiliseringen att minska lösligheten av föroreningen. Mindre mobilitet kan också fås genom fysisk förändring av den förorenade jorden, t ex solidifiering. Denna metod behandlas i avsnitt 2.2.3.

Som exempel på stabiliseringsmetod beskrivs nedan den så kallade MBS-metoden. MBS-metoden (Molecular Bonding System) är en stabiliseringsmetod som syftar till att minska utlakningen av tungmetaller genom kemisk fixering. Metoden är utvecklad i Nordamerika av Solucorp Industries Ltd som också har innehar patentet. I Sverige har RagnSells Avfallsbehandling AB ensamrätt på

metoden. MBS-metoden har bland annat utvärderats av US Environment Protection Agency (US-EPA).

Lakbarheten minskas genom att metallerna fastläggs som sulfider efter att kornfraktioner som är större än 25-30 mm (åtminstone större än >50 mm) bortsorterats. I en blandare tillsätts MBS-reagens samt vatten, varefter den stabiliserade jordmassan matas ut. Luften från transportband och blandare samlas upp och renas i en skrubber för att hindra sulfidluft.

Reagensen består av en sulfid samt fosfat, kalcit och/eller kalciumoxid som blandas i lämpliga proportioner. Inför en stabilisering görs försök med olika provblandningar och lakförsök i USA. Vanligen undersöks tre olika blandningsrecept på reagensen. Volymökningen vid stabilisering blir enligt uppgift liten, vanligen mindre än 5 %. Behovet av MBS-reagens uppgår till 2-5 viktsprocent.

Målet med metoden är att nå en långtidsstabilisering som antingen motiverar återföring av stabiliserade massor i marken eller deponering i en deponi för icke farligt avfall istället för i en deponi för farligt avfall. MBS-metoden har tidigare utvärderats genom lakförsök enligt TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure) som används i USA för att bl a utvärdera stabiliseringsmetoder. Översiktligt beskriven innebär TCLP att massorna utsätts för lakning vid pH 4,9 och viss syretillförsel. Till laktestet finns särskilda kriterier framtagna av EPA för klassificering av avfall. Nya motagningskriterier för deponering är dock beslutade inom EU (se avsnitt 4), som baseras på andra lakningskriterier än de amerikanska, varför dessa följaktligen skall gälla vid en användning av metoden.

Stabilisering kostar i storleksordningen 700 kr/ton exklusive kostnaden för schaktning samt omhändertagande av stabiliserade massor.

I Treatment Technologies Matrix (ref. 2) bedöms kemisk stabilisering som "Better" vad gäller tillgänglighet, pålitlighet, processtid, totalkostnad samt för stabiliseringseffekten på oorganiska ämnen. För semivolatila ämnen anges "Worse" och för volatila "Average".

Kvicksilver i elementär, metallisk form reagerar inte med sulfider. Kvicksilver i jonform binds däremot mycket starkt till sulfider, i första hand lösliga sulfider, men konkurrerar också ut andra metaller bundna till sulfider. Överskott av löslig sulfid i alkalisk miljö kan dock ge lösliga kvicksilversulfidkomplex, varför doseringen av sulfider är av stor vikt.

2.2.3 Solidifiering

Solidifiering kan utföras in situ (dock ovanligt) och ex situ. Med solidifiering avses en fysikalisk inneslutning av den förorenade jorden i en matris som görs så tät att utlakningen domineras av diffusion. Vattenmolekylernas rörelse är vid diffusion väsentligt mindre än föroreningarnas joner och molekyler och transporten styrs därför av koncentrationsgradienten hos respektive ämne. I mera genomsläppliga material styrs föroreningstransporten av konvektion, dvs vattnets rörelse (till följd av en hydraulisk gradient).

Målet med solidifieringen är normalt att ge jorden en sådan karaktär att risken för utsläpp till både luft och vatten begränsas i en omfattning som innebär att slutprodukten kan betraktas som icke-farligt avfall.

Solidifiering har använts i stor omfattning i USA där olika material nyttjats, t ex asfalt, cement och polyeten. Vanligaste är att använda någon form av puzzolant material, t ex cement, vilket härdar och omvandlar jordens kornstruktur till en hård kropp.

Monofill® är ett cementbaserat bindemedel som utvecklats i Sverige av Cementa för solidifiering av farligt avfall. Metoden används bl a för solidifiering av rökgasreningsaskor från sopförbränning, vilka innehåller höga halter av tungmetaller. Inblandningen av Monofill® innebär ibland också en stabiliseringseffekt (kemisk fixering).

Vid solidifiering av förorenad jord med Monofill® förbehandlas massorna normalt med våtsiktning för att avskilja fraktioner som är större än 20 mm och som kan betraktas som ”rena”. I det fall att föroreningar sitter på de större kornen tvättas dessa med högt tryck. Det vatten som används i våtsiktningen och den eventuella tvättningen nyttjas sedan som vattentillsats för stabilisering av den avskilda finfraktionen. Basen i Monofill® utgörs av cement som modifierats genom tillsatser av särskilda additiv.

Efter solidifieringen (gjutningen) erhålls en tät matris med begränsad hydraulisk konduktivitet (vat-
tengenomtränglighet). Tätheten minskar genomströmningen av vatten med flera tiopotenser och utlakningen av föroreningar begränsas därför. För solidifiering av förorenad jord fordras normalt en bindemedelstillsats på ca 30 % för att nå tillräcklig effekt. Lämplig inblandning måste dock undersökas i varje enskilt fall liksom utlakningen (sker i diffusionstest).

Stabilisering med Monofill® ger i jämförelse med en ”vanlig” cementstabilisering högre täthet men också lägre hållfasthet och lägre E-modul vilket innebär att materialet är något mindre sprött och följaktligen kan tåla viss deformation innan materialet spricker.

Riskerna med solidifiering är främst förknippade med långtidsbeständigheten, d v s att den gjutna massan bibehåller sin täthet på lång sikt och inte vittrar sönder. Det är därför av stor vikt att kända och prövade produkter används vid solidifieringen. Försök som gjorts med solidifierad rökgasreningsrest (rest från rening av rökgaser) från förbränningsanläggningar och som deponerats i en deponi på Sofielunds avfallsanläggning i Huddinge under ca 15 år indikerar goda förhållanden när det gäller den totala utlakningen och beständigheten.

Någon volymökning fås inte vid solidifieringen beroende på att jordpartiklarna packas ihop till en tät struktur vid blandningen. Densiteten ökar däremot, vid stor mängd finmaterial är ökningen betydande.

Kostnaden för solidifiering med Monofill är i storleksordningen 500-700 kr/ton, beroende på åtgången av bindemedel (Monofill kostar ca 900 kr/ton) exklusive uppgrävning och omhändertagandet av den solidifierade massan.

Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) bedömer solidifiering som ”Better” när det gäller tillgänglighet, pålitlighet, processtid och totalkostnad. Metoden bedöms med avseende på föroreningar som ”Better” för oorganiska ämnen, ”Average” för semivolatila organiska ämnen och ”Worse” för volatila organiska ämnen.

Solidifieringen är särskilt intressant i den jord på EKA-tomten som innehåller höga halter av kvicksilver eller i restprodukter från behandling där kvicksilver koncentrerats. Kan dessutom en stabilisering i form av kvicksilversulfidbindning fås i den solidifierade kroppen så har ytterligare en positiv effekt nåtts.

Flera oklarheter finns kring deponeringen av kvicksilverhaltiga jordmassor och kvicksilverhaltiga restprodukter, se avsnitt 4. Flera ton kvicksilverhaltigt avfall finns idag mellanlagrat på SAKAB i avvaktan på beslut om slutligt omhändertagande. Solidifierad jord kan mellanlagras i form av t ex ”betongblock” i väntan på det slutliga omhändertagandet.

I de nyligen av EU beslutade mottagningskriterierna för mottagning av avfall finns ännu inte kriterier fastställda för solidifierat avfall. Se diskussion kring detta i avsnitt 4.

2.3 ORGANISKA FÖRORENINGAR

2.3.1 Allmänt

Målet med behandlingen av organiska föroreningar är i de flesta fall att bryta ned och förstöra föroreningarna. För att få destruktionen att fungera (innan ämnena kan vålla skada) kan man även behöva tillgripa andra åtgärder, t ex att immobilisera föroreningen för att få tillräcklig nedbrytningstid i viss miljö. Ett sådant exempel är att ”stänga inne” dioxin via barriärer i en miljö där nedbrytning kan ske under lång tid, ofta flera hundra år. I kapitel 3 anges några sådana immobiliseringsmetoder.

I de fall där målet enbart är immobilisering av de organiska föroreningarna hänvisas till beskrivningen i avsnitt 2.2.3 om solidifiering. Med anknytning till termisk behandling skulle beskrivningen kring immobilisering också kunna omfatta vitrifikation som innebär att jorden upphettas till så hög temperatur att materialet förglasas. Metoden ses dock inte som realistisk att använda i Bengtsfors.

I detta avsnitt beskrivs termisk behandling med metoderna förbränning och termisk avdrivning. Under termisk avdrivning behandlas två metoder; injektering med ånga in situ och pyrolys ex situ. I avsnittet berörs förutom termisk behandling också biologiska och kemiska metoder.

2.3.2 Förbränning

Förbränning av förorenad jord, som är en ex situ metod, används generellt för jordar med innehåll av organiska föreningar och kvicksilver. Den mest kända fasta förbränningsanläggningen inom landet är SAKAB. Mobila anläggningar finns att tillgå utomlands. Det svenska bolaget GötaNord har tillgång till en mobil anläggning genom det tyska företaget Umweltsschutz Nord.

En förbränningsanläggning består normalt av en ugn och en efterbrännkammare. I ugnen torkas massorna och lättflyktiga ämnen förångas. Dessa ämnen förbränns sedan i efterbrännkammaren. Anläggningarna är försedda med avancerad rökgasrening och lämnar en rökgasreningsprodukt efter sig, vilken måste omhändertas (vanligen deponeras).

Krav ställs på de massor som ska behandlas, t ex kornstorlek, torrsubstans (tillräckligt hög) och organiskt innehåll (inte för högt). Om den förorenade jorden inte är extrem till sin struktur brukar

grovsiktning räcka för att undanröja problem med dessa krav. Det finns rapporterade driftsproblem från lerjordar och jordar med tjärklumpar.

Massorna från EKA-området innehåller flera föroreningar, både oorganiska och organiska. Förbränningen förstör de organiska föroreningarna medan metallerna blir kvar i förbränningsresterna. Förbränningen innebär att volymen farligt avfall minskar genom att tungmetallerna i första hand avskiljs i en rökgasreningsprodukt medan den större mängden material faller som slagg eller bottenaska. Rökgasresten kommer att bedömas som farligt avfall medan slagg och bottenaska sannolikt bedöms som icke-farligt avfall. Generellt gäller att ju mindre av metallföroreningar som finns i jorden desto bättre kvalitet får slaggen/bottenaskan. Existerar enbart organiska föroreningar kan jorden återanvändas (den är dock steril).

I SAKABs tillstånd för förbränning finns en restriktion vad gäller kvicksilver. Man får inte föra in mer kvicksilver i ugnen än 1 ton per år. Eftersom man redan idag belastar ugnen med en hel del kvicksilver så innebär detta att de EKA-massor som innehåller både organiska ämnen och höga halter kvicksilver sannolikt inte är realistiska att bränna i SAKABs ugn.

Förbränningsanläggningen hos SAKAB i Kumla togs i drift 1983 och under 2001 behandlades cirka 63 000 ton. Förbränningstemperaturen under drift är mellan 1000 - 1400 °C, vilket medför silikaterna i massorna smälter i ugnen. Tungmetallerna i massorna kan även göras svårlakbara i slaggen genom t ex tillsats av kvarts. Slaggen deponeras sedan vanligen på SAKABs område. Förbränningsanläggningen vid SAKAB är utrustad med en sofistikerad rökgasreningsutrustning och askan deponeras inom SAKABs området.

Även från GötaNords anläggning måste förbränningsresten deponeras. GötaNords anläggning har inte lika hög förbränningstemperatur, ca 850° C, som SAKABs anläggning, vilket möjligen innebär mindre grad av vitrifikation (förglasning).

Massorna kan även transporteras för förbränning utomlands. Bedömningen är att kostnaderna för ett sådant alternativ är orimligt höga och detta alternativ utreds därför inte vidare. Se också avsnitt 5 ”Miljöpåverkan ”.

Förbränning av förorenade massor har inte använts i någon större utsträckning, mer än i ett antal pilotprojekt. GötaNord marknadsför en mobil anläggning. Anläggningen kan inom cirka 4 veckor installeras driftklar på önskad uppställningsplats. Det är för övrigt denna anläggning som man har tillstånd att använda vid Löts avfallsanläggning i Vallentuna. Anläggningen har en rökgasreningskapacitet för att klara gränsvärdena i Förordningen om förbränning av farligt avfall (SFS 1997:692).

GötaNords anläggning kräver en uppställningsyta på cirka 1200 m² och behöver vatten, eldningsolja och ström. Huruvida anläggningen klarar av att förbränna den typ av massor som finns i EKA-området är inte utrett. Den förbränningsrest som bildas måste sannolikt deponeras på en deponi för farligt avfall.

Kostnaderna för förbränning varierar kraftigt, men rör sig mellan 1.500-10.000 kr/ton inklusive deponering av förbränningsrest.

Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) bedömer förbränningsmetoden som ”better” vad gäller tillgänglighet, processtid samt effekten på organiska föroreningar, ”average” vad gäller underhåll samt ”worse” vad gäller totalkostnaden och effekten på tungmetaller.

Vid en eventuell förbränning av jorden från EKA-tomten bör innehållet av dioxiner studeras särskilt och vilka rekommendationer som gäller för förbränningstemperatur. Eka Chemicals behandlingsanläggning i Bohus har i sitt tillstånd för termisk avdrivning krav på att i sin anläggning hålla minst 1100°C vid förbränningen av gaserna för att minska risken för dioxinbildningen.

2.3.3 Termisk avdrivning

Vid termisk avdrivning förångas föroreningarna genom uppvärmning. Metoden används vid organiska föroreningar och för kvicksilverföroreningar. Två metoder för termisk avdrivning beskrivs nedan; pyrolys ex situ och injektering med ånga in situ.

En fast anläggning för termisk avdrivning finns idag på Eka Chemicals industriområde i Bohus. En annan fast anläggning finns i Storfors (Miljöbolaget i Svealand AB), som dock måste kompletteras för att klara kvicksilverinnehållet i jorden.

Pyrolys

Pyrolys innebär uppvärmning av jorden utan tillgång till syre. En svensk pyrolysanläggning finns idag i drift vid Eka Chemicals anläggning i Bohus. Jorden som Eka behandlar består av dioxin och kvicksilver samt andra tungmetaller. Eka Chemicals har utvecklat metoden i samarbete med företaget GötaNord. Behandlingsanläggningen används enbart för internt bruk och är således inte tillgänglig på marknaden.

Behandlingsmetoden kan beskrivas på följande sätt. Den förorenade jorden förbehandlas först där större stenar (större än 80 mm), skrot och annat liknande material avskiljs. Jorden tas därefter in i en ugn och uppvärmning sker utan tillgång till syre vid en temperatur på 500-600°C. Ugnen uppvärms indirekt med gasol. Jorden som via uppvärmningen befriats från föroreningarna matas ut och avkyls med vatten.

Gaserna från uppvärmningen består av vattenånga, dioxin, kolväten samt av kvicksilver och andra förångade tungmetaller. Gaserna leds från ugnen in i en gaseldad förbränningsugn där förbränning sker vid minst 1100 °C (villkor för anläggningen). För att hindra återbildning av dioxin kyls gasen snabbt ned genom att vatten sprutas genom gasen. Gasen leds därefter vidare genom ett filter där partiklarna i gasen avskiljs. Det avskilda fasta materialet återförs till ugnens inloppsficka. Gasen leds till en vattenkyld kondensor i vilken 90% av kvicksilvret och större delen av vattenångan kondenserar. Vattnet separeras från kvicksilvret i en separator och renas därefter i Ekas vattenreningsanläggning.

Gasen leds vidare till en skrubber och därefter genom två seriekopplade filter av aktiverat kol som adsorberar kvarvarande kvicksilver i gasen. Efter användning av det aktiverade kolet matas detta in i pyrolysu gn en tillsammans med jord varvid det adsorberade kvicksilvret återförs till processen.

Kapaciteten är vid Eka Chemicals 2 ton/h men man når inte denna nivå idag på grund av begränsningar i vattenreningsverket vid Eka. Totalt ca 80.000 ton jord som är förorenad av kvicksilver och dioxin ligger på industritomten och reningen väntas därför ta 7-8 år.

Den renade jorden vid Eka Chemicals anläggning återanvänds på industriområdet. Kraven har av Miljödomstolen fastställts till följande maximala halter:

Kvicksilver	5	mg/kg TS
Dioxin (TEQ)	200	ng/kg TS
Arsenik	30	mg/kg TS
Bly	250	mg/kg TS
Kadmium	10	mg/kg TS
Koppar	200	mg/kg TS
Krom (totalt)	150	mg/kg TS
Nickel	150	mg/kg TS
Zink	700	mg/kg TS

Någon kostnadsuppgift kring reningen av Eka jord har inte kunnat fås, annat än att investeringskostnaden var ca 50 Mkr. Kostnaden för generell pyrolyshandling (inte speciellt för kvicksilver och dioxin) uppges i USA vara i storleksordningen 3.000 kr/ton förorenad jord. I Europa finns anläggningar som genomför termisk behandling för t ex PAH för 500-1.000 kr/ton.

Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) bedömer pyrolysmetoden som "better" vad gäller tillgänglighet, processtid samt effekten på alla organiska föroreningar utom drivmedel, "average" vad gäller totalkostnad och pålitlighet samt "worse" vad gäller effekten på tungmetaller.

Injektering med ånga in situ

Metoden går ut på att i en grundvattenakvifär injektera vattenånga som förångar föroreningen. Injekteringen sker i ett antal injekteringsbrunnar. De förångade föroreningarna sugas därefter upp via ett uppsamlingsystem som kan bestå av extraktionsbrunnar. De förångade föroreningarna kondenseras eller behandlas. Metoden är särskilt lämpad på semivolatiles, t ex tetrakloreten.

I likhet med alla in situ metoder kräver injektering med ånga vissa förutsättningar vad gäller grundvattennivåer, stratigrafi (jordartsföljd), jordlagrens genomsläpplighet etc. Föroreningar som ligger nära markytan kräver lägre injekteringstryck samt grundare och tätare avstånd av brunnarna medan djupare liggande föroreningar kräver högre injekteringstryck samt djupare och glesare avstånd mellan brunnarna.

Kostnaderna för injektering med ånga in situ anges i USA vara 500-3.000 kr per m³.

Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) bedömer ånginjektering in situ som "better" vad gäller tillgänglighet, processtid samt effekten på alla organiska föroreningar (utom drivmedel), "average" vad gäller totalkostnad och underhåll samt "worse" vad gäller effekten på tungmetaller.

2.3.4 Biologisk metod

Ett stort antal biologiska behandlingsmetoder finns, såväl in situ som ex situ. Syftet är att öka den biologiska nedbrytningshastigheten hos föroreningarna i jorden och/eller i grundvattnet och omvandla dem till harmlösa slutprodukter. Bakterier, näringsämnen, syre och andra tillsatser till den förorenade jorden tillförs för att öka och stimulera nedbrytningen.

Biologiska in situ metoder

In-situ sanering av petroleumförorenad jord är vanligt förekommande. Nedbrytning av icke halogenerade semivolatiles, t ex PAH, förekommer också frekvent.

Generellt sett kräver inte biologiska metoder så mycket av ”kringsarbete” med den förorenade jorden. Vid biologisk behandling in situ av t ex petroleumförorenad jord i de s k SPIMFAB-projekten i Sverige (sanering av gamla bensinstationer) tillsätts ibland näringslösning i vatten som injekteras endast genom ett nedborrat rör i jorden.

Ett exempel där biologisk rening av PAH in situ har prövats i Sverige i större skala är saneringen av Blekholmstorget, Stockholm, som utfördes i början av 1990-talet. Behandlingsmetoden gick ut på en integrerad aerob kemisk/biologisk process. Naturligt förekommande mikroorganismer i jorden stimulerades i hopp om att de skulle utnyttja kolet i föroreningen som kolkälla för tillväxt. För att öka möjligheterna för nedbrytning tillsattes även närsalter som fosfor och kväve, ytaktiva ämnen samt enkla kolkällor och även mikroorganismer som isolerats ur jorden på platsen. Den biologiska behandlingen skulle ske genom att syresatt vatten strömmade genom de förorenade jordlagren och lakade ut föroreningarna samt samlades upp. Behandlingen pågick under cirka 2 år. Problem med driftsstörningar fanns under hela projektiden. Resultaten efter avslutad behandling visade att en viss nedbrytning av PAH skett men att stora mängder fortfarande fanns kvar i jordlagren. Kostnaderna för saneringen motsvarade cirka 1500 kr/m³ eller cirka 1000 kr/ton (1993 års kostnad) vilket grovt skulle motsvara 2100 kr/m³ eller 1400 kr/ton i dagens penningvärde .

De förhållandevis få dokumenterade projekten i Sverige med biologisk nedbrytning in situ visar att det är svårt att få ned halterna till acceptabla nivåer inom en rimlig tid. In-situ metoderna kan inte heller reducera metallhalterna i förorenad jord, dock kan andra effekter fås på metallerna, t ex ökad adsorption till jordpartiklarna.

Kostnaden för biologisk nedbrytning in situ bedöms i USA vara 300-1.000 kr/ton jord.

Biologisk nedbrytning in situ bedöms i Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) som ”better” vad gäller tillgänglighet, totalkostnad och nedbrytning av icke halogenerade organiska ämnen, ”average” vad gäller driftsäkerhet och underhåll samt ”worse” vad gäller effekten på tungmetaller. För processtiden och effekten på halogenerade organiska ämnen sägs att föroreningsformen och de specifika förhållanden som råder på platsen är helt dominerande för kunna ge någon entydig bedömning .

Biologisk nedbrytning in situ på EKA-tomten kan vara möjlig när det gäller främst PAH-föroreningarna. De lokala markförhållandena och förekomsten av andra föroreningar kring de platser där PAH föreligger måste dock klarläggas innan metoden prövas.

Ex-situ metoder

Den vanligaste metoden för biologisk nedbrytning ex situ är kompostering, ofta kallad biobädd. Den förorenade jorden läggs upp i en sträng, fack eller ”limpa” och förses med luft, näringsämnen och bakterier på olika sätt (vändning av materialet, injektering genom rör etc.)

En nyligen genomförd kompostering har utförts under sommaren 2002 i samband med saneringen av den s k centrala industritomten i Åtvidaberg. Projektet avsåg nedbrytning av PAH och andra

kolväten genom kompostering på Korshults avfallsanläggning i Åtvidaberg. Ca 800 ton jord med relativt hög organisk halt (ca 50% torv) lades i sträng och bakterier, näringsämnen och vatten tillfördes strängen. Strängen var installerad med slangar för ”passiv luftning” och strängen vändes en gång. Resultatet visade sig förvånansvärt snabbt. Komposteringen startade i mitten av augusti och efter ca 6 veckor visar reduktionen av föroreningarna på 85-90%. För cancerogena PAH noteras haltutvecklingen 130 ppm → 20 ppm, övriga PAH 300 → 20 ppm, lätta aromater 14 ppm → <0,8 ppm, tyngre aromater 41 ppm → 2,7 ppm, lätta alifater 17 ppm → <10 ppm och tyngre alifater 720 ppm → 81 ppm. Totalkostnaden var ca 160.000 kr, vilket innebär 200 kr/ton. Orsaken till den snabba nedbrytningen beror sannolikt på flera gynnsamma faktorer, bl a torvinnehållet i jorden som medför hög genomsläpplighet för syre och i övrigt god miljö för mikroorganismerna.

Vid saneringen av Malmö gasverk i början av 1990-talet komposterades cirka 2400 m³ förorenade jordmassor. Massorna tillsattes torv och näringslösning, jämnades ut till ett lager på cirka 30 cm, revs och krattades upp varje vecka och blandades om i s k ”land-farming”. Behandlingen pågick under cirka 6 månader och resultaten visade en betydande minskning gällande de aromatiska kolvätena. Det bör nämnas att resultaten bygger på bristfälliga analysdata och att det är okänt om de tyngre fraktionerna brutits ned.

Även vid Blekholmstorget i Stockholm komposterades en del av den förorenade jorden. Behandlingsytan var ca 5000 m² och ca 3500 m³ massor behandlades. Jordstrukturen förbättrades genom tillsats av träflis, näringsämnen, mikroorganismer samt ytaktiva ämnen. Massorna lades ut i en tjocklek på 80 cm. Denna minskades sedan till 40 cm efter cirka 2 år. Även här vändes massorna, i detta fall cirka 2 ggr per vecka. Vid torrperioder tillsattes vatten. Behandlingen fick stora driftsproblem redan från starten, främst på grund av dåliga vatten- och temperaturförhållanden. Resultaten visade på att den genomsnittliga halten PAH med lägre molekylvikt och antal ringar (2-4) minskat från cirka 1000 ppm till cirka 300 ppm medan halten PAH med högre molekylvikt och större antal ringar inte alls reducerats, trots nästan 3 års behandling.

Kompostering och mikrobiologiska metoder har också använts på andra platser t ex i Vansbro, kv. Lyftkranen i Stockholm samt kv. Lyktan i Södertälje. Försök med biologiska kompostering, t ex med rötsvampar, pågår även för närvarande vid Husarviken i Stockholm inom det MISTRA finansierade projektet COLDREM. Resultaten har varit blandade och inte entydigt goda.

SAKAB överväger att introducera en biologisk metod i Sverige kallad Daramend. Metoden, som är komposteringsmetod, går ut på att lägga ut de förorenade massorna i ca 0,7 m skikt, förse dem med näringslösning och ett medel som ”späder ut” föroreningen så att de naturliga mikroorganismerna i jorden får bättre möjligheter att tillväxa.

Utöver kompostering förekommer som biologisk ex situ metod bioreaktorer av olika slag. Bioreaktorer kräver i allmänhet mycket energi. Jorden och/eller grundvattnet tas upp, konditioneras och leds in i en reaktor där goda betingelser för biologisk nedbrytning kan skapas. Generellt gäller vid pumpning av grundvatten att hänsyn måste tas till kinetiken, dvs den hastighet med vilken föroreningen ”släpper” från jordstrukturen. Vid ”långsam kinetik” kan pumpning behöva ske under åtskilliga år innan signifikanta mängder förorening har frigjorts och behandlats.

Kompostering (ex situ) bedöms i Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) som ”better” vad gäller tillgänglighet, driftsäkerhet och underhåll samt totalkostnad, ”average” vad gäller processtid samt effekten på icke halogenerade volatiles och semivolatiles och halogenerade

volatiles (för halogenerade semivolatiles anges att specifika förhållanden styr) samt ”worse” vad gäller effekten på tungmetaller.

2.3.5 Kemisk metod

Bland kemiska metoder som både gäller in situ och ex situ kan nämnas kemisk extraktion, kemisk reduktion/oxidation och dehalogenering. Elektrokinetik är en kemisk in situ metod och beskrivs kort nedan. Den tidigare beskrivna stabiliseringen med lösliga sulfider är också en kemisk metod, se avsnitt 2.2.2.

Under rubriken Kemiska metoder finns också ett antal ”passiva” metoder, t ex barriärer som installeras nedströms föroreningen och där föroreningen vid passagen genom barriären reagerar med innehållet i barriären. ”Passiva metoder” tas upp i avsnitt 3.

De kemiska metoderna bygger på, som namnet antyder, att kemiskt omvandla föroreningen till mindre giftig, mindre mobil eller i bästa fall inert ämne. Vanliga ämnen som används (för oxidation) av föroreningarna är ozon, väteperoxid, och klor. I USA är kemisk redox vanlig i fullskala för föroreningar som cyanid (oxidation), krom (reduktion från Cr (VI) till Cr (III)).

Elektrokinetik bygger på installation av elektroder i jorden, en anod och en katod, mellan vilka man leder ström. Strömmen mobiliserar laddade joner och molekyler, varvid metalljoner och andra positivt laddade organiska ämnen dras till katoden medan negativt laddade joner som t ex klor, cyanid, nitrat och negativt laddade organiska ämnen dras till anoden. De koncentrerade föroreningarna i zonerna runt elektroderna kan tas upp och behandlas, men man kan också låta föroreningarna (via elektroosmos) röra sig fram och tillbaka jorden (polariteten växlas mellan elektroderna) i en i jorden placerad ”behandlingszon”. Vanliga föroreningar som behandlas i USA med elektrokinetik är tungmetaller och polära organiska föroreningar i jord. Elektrokinetik fungerar bäst i finkorniga jordar.

Ett projekt där en elektrokinetik provats är teknikdemonstrationen i kv. Lyftkranen i Stockholm under 1998-1999. I detta projekt testades sk geooxidation med syftet att försöka bryta ned organiska föreningar, främst PAH. Likström användes mellan elektroder i marken. Resultaten var relativt nedslående även om en viss reduktion av främst cancerogena PAH kunde urskiljas.

I Kävlinge genomfördes under 1999-2000 ett pilotförsök inom den tidigare Miljöteknikdelegationen gällande ”pump and treat” av grundvatten innehållande trikloreten (TCE) och 1,1,1-trikloreten (TCA) härstammande från f d läderfabriken i Kävlinge. Halterna i grundvattnet var höga, flera hundra mg/l. Vattnet pumpades och kunde härigenom spädas ut så att föroreningarna blev behandlingsbara. Processen bygger på att de första stegen i nedbrytningen av klorerade lösningsmedel går snabbare i en anaerob miljö än i en aerob. Utrustningen bestod därför av en anaerob och en aerob reaktor. Slutsatsen av försöket är att biologisk behandling kan utnyttjas för att deklorera TCA och TCE även vid höga halter. I försöket reducerades TCE helt men dekloreringen stannade vid dikloreten (DCE). TCA reducerades till 50-80%. Det bör betonas att metoden ingått i ett pilotförsök och flera återstående frågor finns att lösa, bl a risken för ackumuleringen av vinylklorid.

Kostnaden för kemisk behandling via redox uppges i USA vara 1.500-5.000 kr/ton. För elektrokinetik (in situ) varierar kostnaden med förutsättningarna (jordstruktur, vatteninnehåll,

avstånd mellan elektroder, strömkostnad etc). Kostnaden uppges dock ligga i storleksordningen 1.200 kr/m³, vilket skulle motsvara knappt 800 kr/ton förorenad jord.

Kemisk behandling bedöms i Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) som ”better” vad gäller tillgänglighet och processtid, ”average” vad gäller driftsäkerhet/underhåll, totalkostnad och effekten på organiska föroreningar (gäller oxidation av dessa). Bedömningen för kemisk behandling av tungmetaller anges i hög grad bero på vilka tungmetaller som är aktuella.

Kemisk behandling på EKA-området gäller primärt de klorerade organiska lösningsmedel (främst TCE) som förekommer. Föroreningen är lättflyktig och medför stora arbetsmiljöproblem vid uppgrävning. Föroreningen ligger dessutom relativt djupt (upp till 10 meter) varför en behandling möjligen skulle kunna ske in situ alternativt att förorenat grundvatten pumpas till markytan för att där behandlas i en sluten anläggning.

3. BARRIÄRER

3.1 ALLMÄNT

Under denna rubrik redogörs främst för olika barriärer som kan installeras på EKA-tomten. Syftet med barriärerna är att reducera eller (i vissa fall) eliminera exponeringen och spridningen av föroeningarna. Barriärernas uppgift är också i några fall att omvandla eller bryta ned föroeningarna till mindre farliga ämnen.

De barriärer som beskrivs nedan kallas ibland för ”passiva” barriärer. Benämningen är föranledd av att barriärerna normalt inte kräver någon tillsyn eller underhåll efter installationen och att de kan fungera över lång tid.

3.2 INNESLUTNING/HYDRAULISK BARRIÄR

Med inneslutning menas här åtgärder innehållande vertikala och horisontella tätskikt. Med tätskikt avses en barriär som reducerar genomträngning av en vätska eller en gas, vilken rör sig genom konvektion och/eller diffusion. Ett tätskikt behöver således inte vara ”helt tätt”, men tätskiktet skall väsentligt minska genomträngningen av vätska eller gas.

Huvudsakligen är således tätskiktens funktion att reducera vatten- och gasutströmningen från den föroenade jorden. Tätskikten förses med skyddsmaterial som hindrar skada på eller nedbrytning av tätskikten.

Vertikala tätskikt

Vertikala tätskikt kan utföras som slitsmurar. Dessa kan installeras på olika sätt. På Eka Chemicals industriområde i Bohus installerades under 2001 en ca 1 m tjock och ca 300 m lång slitsmur av bentonit och cement i fyllningen på södra delen av industritomten. Djupet var 3-4 m och fördes ned ca 0,5 meter i underliggande lera.

Slitsmurens uppgift i Bohus är att stänga ute Göta älvs fluktuationer från den kvicksilver- och dioxinkonstaminerade fyllningen. Installationen skedde genom att man under schaktning pumpade ned en tung vätska av bentonit (processad lera), cement och andra additiv i slitsen. Den tunga vätskan skapar ett så högt hydrauliskt tryck mot de vertikala schaktväggarna att dessa inte rasar in i schakten. Vätskan härdar därefter till en relativt hård men plastisk konsistens. Tätheten (hydrauliska konduktiviteten) blir i storleksordningen 1×10^{-9} m/s.

Slitsmurar av ovan nämnda typ är normalt mer kostnadseffektiva än ”vanlig schakt” där schaktsläde ofta måste användas för att hålla schaktens volym nere. Kostnaden för en slitsmur ligger i storleksordningen 1.000-1.500 kr/m². Vid 5 m djup motsvarar detta således 5.000-7.500 per löpmeter.

En viktig förutsättning för att kunna få vertikala tätskikt att fungera är att man har en förhållandevis tät jord på djupet (alternativt berg) till vilken installationen kan ske.

På EKA-tomten är vertikala tätskikt av intresse på flera sätt, dels kan området avskärmats mot Bengtsbrohöljen, men också delar av området kan isoleras. Avskärmningen med ett vertikalt tätskikt, t ex slitsmur, kan fås att fungera både som barriär för vatten och lösta kemiska ämnen. Instängningen av grundvattnet innanför barriären kräver dock lösningar med avledning av det överskottsvatten som bildas på ”insidan” av barriären. Filter kan t ex användas vid kontrollerade utlopp för att säkra att förorenings-spridning inte sker via överskottsvattnet.

Horisontella tätskikt

Ett horisontellt tätskikt har uppgiften att hindra infiltration av vatten (och i förekommande fall syre) i de förorenade massorna och att hindra gas att tränga ut till omgivningen. Flera konstruktioner är tänkbara; metoder och material finns utvecklade för deponier och liknande konstruktioner kan användas också för EKA-tomten.

Horisontella tätskikt förses normalt med skydd av olika slag, t ex frotskydd och intrångsskydd. Inklusiva skyddsanordningar brukar ett tätskikt på en deponi kosta 250-300 kr/m², vilket också torde vara kostnaden för ett horisontellt tätskikt på EKA-tomten.

3.3 PARTIKELBARRIÄR

Föroreningarna på EKA-tomten föreligger till större delen bundna till partiklar. Partikeltransporten från området utgör därför den primära spridningsmekanismen och en partikelbarriär är således en viktig åtgärd för att minska risken för förorenings-spridning.

I de kompletterande utredningar som för närvarande genomförs på tomten kartläggs vilken fraktion av naturmaterial som behövs i en partikelbarriär för att stoppa partikelutsläpp (eller kolloider). I en utredning som gjordes för Eka Chemicals för ca 10 år sedan konstaterades att finsand var tillräckligt för att avskilja både kvicksilver och dioxin i den förorenade jorden på fabriksområdet i Bohus.

En partikelbarriär utanför strandlinjen kring EKA-tomten reducerar kraftigt riskerna för förorenings-spridningen till Bengtsbrohöljen. Åtgärden ger större frihet att arbeta med schaktning och sanering inom området så länge som de partikelbundna föroreningarna inte påverkas när det gäller lösligheten. Installeras en slitsmur är dock partikelbarriären överflödigt eftersom slitsmurens uppgift är att innesluta både lösta och partikelbundna föroreningar.

Huvudkostnaden för en partikelbarriär utmed strandlinjen ligger inte i det material som åtgår utan i de kringarbeten som måste genomföras i strandlinjen.

3.4 KEMISK/BIOLOGISK BARRIÄR

Kemiska/biologiska barriärer kallas nedan för reaktiva barriärer. De installeras tvärs föroreningsplymens rörelseriktning (ofta vinkelrätt i förhållande till grundvattnets strömningsriktning) på liknande sätt som man placerar en slitsmur. Vattnet passerar barriären men föroreningen fastnar/omvandlas/bryts ned i barriären. Föroreningen kommer således att bli koncentrerad eller nedbruten i barriären.

Bland reaktiva barriärer kan nämnas filter av olika slag, t ex jonbytarmassor, kolfilter eller torv-

filter. I den tidigare redovisade slitsmuren, se 3.2, som innesluter föroreningen, kan en öppning byggas där kontaminerat vatten får passera. I denna öppning placeras den reaktiva barriären. Lösningen brukar på engelska benämnas "Funnel and Gate".

En reaktiv barriär som prövats i Sverige i ett pilotprojekt och som har anknytning till en del av EKA-tomtens föroreningar är en barriär av järnfilspån. I Miljöteknikdelegationens pilotprojekt kring klorerade lösningsmedel genomfördes 2001 en installation av en vertikal barriär med detta material. Metoden, som är känd i USA, bygger på att de klorerade föroreningarna och dess nedbrytningsprodukter bryts ned av nollvärt granulärt järn. När järnet oxideras frigörs kloratomerna från ämnet. Järnet löses efterhand men denna process tar lång tid. Tyvärr var de hydrogeologiska förhållandena i pilotprojektet sådana att barriärens effekt i fält inte kunde utvärderas, dock genomfördes omfattande laboratorieförsök med lyckat resultat.

Kostnaden för en reaktiv barriär är starkt beroende av schaktnings och installationskostnaden. Barriären måste vara homogen, annars väljer vattnet "lättaste vägen" och hela barriären blir inte utnyttjad. Materialet som används (järnfilspån) är tyvärr belagt med ett patent (från USA) och detta ökar kostnaden för materialet.

Reaktiva barriärer bedöms i Treatment Technologies Screening Matrix (ref. 2) som "better" vad gäller tillgänglighet och driftsäkerhet/underhåll. Samma bedömning lämnas för effekten på tungmetaller samt på både halogenerade och icke halogenerade semivolatila och volatila föroreningar. Bedömningen "average" anges vad gäller totalkostnad och "worse" vad gäller processtiden.

4. KVITTBLIVNING/DEPONERING

Med kvittblivning/deponering (i fortsättningen benämnd deponering) avses här en placering av den förorenade jorden/sedimenten i en form och på en plats samt omgiven med sådana skyddsåtgärder att placeringen uppfyller de krav som ställs i Förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512).

Deponering kan ske på en avfallsanläggning med tillstånd att ta emot och deponera den förorenade jorden, men en deponi kan också anläggas på EKA-tomten (on site) eller på annat ställe (ex site).

Förorenad jord som grävs upp betraktas som avfall. Ligger däremot den förorenade jorden kvar betraktas åtgärderna i jorden (in situ) som efterbehandling och deponeringsförordningens krav är där inte tillämpliga.

Anpassning till förordningens krav är nödvändig vid nyanläggning av en deponi. Vid anläggning av en "egen" deponi för förorenad jord av ett speciellt slag, som det i detta fallet är tal om, är det dock rimligt att anta att vissa dispenser kan medges i förordningen, t ex lättnader i kraven på barriärer under deponin. Några tidigare fall har visat detta för liknande sk monodeponier. Argumenten som tillståndsmyndigheten accepterat i dessa fall är bland annat kort drifttid och snabb inläggning, vilket medför kort exponeringstid och liten lakvattenproduktion. Frågan bör tas upp vid det tidiga samrådet.

Bland nackdelarna med att välja egen deponi är tillståndsprocessen och det långsiktiga åtagande för kommunen som ligger i bl a egenkontroll i efterbehandlingsfasen (fn minst 30 år efter avslutning). Ekonomisk garanti krävs dessutom.

Ett förhållande att särskilt beakta vid deponering är om den förorenade jorden skall betraktas som farligt avfall eller inte. Föreligger farligt avfall krävs särskilda tillstånd för hanteringen och deponeringen, bl a en deponi för farligt avfall. Är mängden därvid större än 10.000 ton/år krävs godkännande (för anläggningen i fråga) från regeringen.

I hanteringen av den kvicksilverhaltiga (Hg-haltig) jorden/sedimenten och det Hg-haltiga byggnadsmaterial från Eka-området kommer flera faktorer att påverka handlingsalternativen. Den föreliggande kretsloppspropositionen (prop. 2002/03:117) där kriterier för djupförvar föreslås är en sådan faktor, en annan är förordningen (2001:512) om deponering av avfall (nedan Deponeringsförordningen) och rådets beslut (2003/33/EG) om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till direktiv 1999/31/EG (nedan Mottagningskriterierna eller kriterierna) samt de kostnader som är förenade med tillämpningen av dessa rättsakter. Nedan är listat fem faktorer som kommer att vara styrande för handlingsalternativen.

1. I den nyligen offentliggjorda kretsloppspropositionen föreslår regeringen att avfall som innehåller minst 1% Hg (10.000 mg/kg TS) skall föras till permanent djupförvar. Vidare säger man att även avfall som innehåller 0,1-1 % Hg (1.000-10.000 mg/kg TS) skall, om det är skäligt, föras till djupförvar. Kraven föreslås gälla från 1 januari 2015 och fram till dess bör lämplig mellanlagring och förbehandling av avfallet ske.

Principiellt innebär förslaget att avfall med Hg-halter högre än 10.000 ppm inte kan deponeras

förrän ett djupförvar finns etablerat i Sverige (för avfall med halter 1.000-10.000 ppm prövas skäligheten). Sannolikt finns inget sådant förvar byggt före 2015 och avfallet måste mellanlagras under tiden. För mellanlagringen, som således skall pågå längre än 1 år, gäller det nya deponeringsdirektivet, vilket innebär krav på en konstruktion motsvarande deponi för farligt avfall.

I betänkandet ”Kvicksilver i säkert förvar” (SOU 2001:58) anges i kapitel 8.2.1 att den behandling av avfallet som är lämplig inför djupförvaret inte är given i dagsläget och att lämpliga behandlingsmetoder behöver utvecklas. I betänkandet säger man vidare att ”Det ankommer på avfallsägarna att utveckla dessa metoder och på ansvariga tillsynsmyndigheter att påverka processen genom att godkänna eller att underkänna valda metoder. Grunden för myndigheternas agerande utgör miljöbalkens bestämmelse om bästa möjliga teknik.”

Mot bakgrund av betänkandet är det inför en mellanlagring intressant att ställa frågan om en behandling överhuvudtaget är lämplig och i så fall vilken typ av behandling som bör ske. Tiden fram till det att djuplagret blir tillgängligt är betydande (10-15 år) och kunskapen om avfall och behandlingsmetoder kommer att förbättras. Vad som är bästa möjliga teknik vid tidpunkten för nedläggning i djupförvaret är därför oviss. En behandling idag som baseras på nuvarande kunskap skulle således kunna försvåra eller i värsta fall omöjliggöra en lämplig behandling inför djupförvaringen.

I betänkandet diskuteras också kostnaderna för ett djupförvar. Dessa anges till 15-20.000 kr/ton avfall exklusive behandling. Behandlingen beräknas ligga i samma storleksordning, vilket skulle innebära en total kostnad på storleksordningen 30-40.000 kr/ton avfall.

2. Regeringens allmänna policy om Hg innebär att Hg skall tas ut ur kretsloppet så snart som möjligt. Principiellt innebär detta att återvinning av Hg är ointressant. En behandling som innebär anrikning av Hg (t ex genom termisk avdrivning) är således endast intressant av effektivitetsskäl i deponin (t ex utrymmesskäl) eller för att nå en säkrare slutförvaring.
3. EU-rådet har i beslut den 19 december 2002 fastslagit mottagningskriterier för mottagning av avfall vid avfallsdeponier. Beslutet får verkan den 16 juli 2004 och fr o m den 16 juli 2005 skall medlemsstaterna tillämpa kriterierna som fastställts i beslutet.

Kriterierna grundas endast på lakvärden för metaller och totalinnehållet är ointressant. Kretsloppspropositionens förslag till kvittblivning av Hg, som baseras på fasta fasens innehåll, är således inte i harmoni med EU-direktivets kriterier. Lakkriterierna innebär att ett avfall inte kan deponeras i respektive deponiklass om kriterierna överskrids. Behandling, t ex stabilisering eller solidifiering till mindre lakbarhet, måste i de fall utföras där kriterierna överskrids.

För granulära avfall (t ex förorenad jord i ”kornig” form) finns lakkriterier redovisade i beslutet. För monolitiska material (avfallet ”gjuts” till en hård kropp) finns dock ännu inte några lakkriterier (ytutlagningskriterier) och beslutet säger att medlemsstaterna själva kan bestämma sådana kriterier. Vid fråga till Naturvårdsverket (Anne-Marie Fällman), som har ansvar för denna verksamhet, har svaret givits att man idag inte har något reellt förslag till kriterier för monolitiska avfall och att det kommer att ta tid innan sådana kriterier föreligger.

Möjligheten att solidifiera avfallet och att kontrollera dess lakvärden (ytutlakning) mot EU-direktivet är således inte möjliga idag. Om solidifiering krävs för att klara kraven på deponering (stabilisering inte tillräcklig) enligt EU-direktivet måste det således skapas en egen modell i EKA-projektet där kriterierna för granulära avfall ligger som referens. Godkänns inte detta tillvägagångssätt finns inte solidifieringsmöjligheten förrän officiella kriterier föreligger.

4. Möjligheter finns att "exportera" avfallet och att deponera detta utomlands, eventuellt med föregående behandling. Vid fråga till Naturvårdsverket (Margareta Appelberg) säger man att detta är möjligt. Det råder för närvarande inget exportförbud för kvicksilverhaltigt avfall och sökanden begär tillstånd för endast hanteringen och transporten (NV har inget direkt med själva deponeringen att göra). En komplikation i sammanhanget är att NV normalt lägger ett krav på hemtagning av anrikat Hg efter behandling, dvs man kommer antagligen vid anrikningsbehandling (t ex termisk avdrivning) att behöva ta tillbaka avfallet till Sverige och lägga detta i djupförvar.

NV kan ha synpunkter på utförsel av avfall ur landet och hur avfallet kommer att tas om hand. En lösning som förmodligen inte anses vara klandervärd är nedläggning av avfallet i saltgruvor i Tyskland. Vid förfrågan angående detta uppger ett tyskt bolag att man kan ta emot Hg-förorenad jord till priset 250 Euro per ton (ca 2.200 SEK per ton). Utöver detta pris tillkommer kostnaden för att förpacka jorden i säckar (ca 2 ton per säck) samt transportkostnaden. Saltgruvan ligger på några hundra meters djup och tar årligen emot ca 200.000 ton farligt avfall för slutligt förvar, huvudsakligen från Tyskland men också från andra länder.

Ett annat bolag i Tyskland offererar behandling (pyrolys) och deponering i saltgruva till ett pris av ca 3.000 kr/ton inkl. transport från Sverige till Tyskland. Begränsningen vid behandlingen är dock att Hg-halten inte får vara högre än 1.500 mg/kg TS. Krav på hemtagning till Sverige av anrikat Hg kan dock finnas, se texten ovan.

Utöver export till Tyskland är också export till Norge (Langöja i Oslofjorden) möjlig. Avfallet stabiliseras där och läggs i en deponi i ett kalkstensdagbrott. Langöja har tagit emot Hg-förorenad jord/sediment från kloralkaliindustrin i bl a Danmark (ca 120.000 ton). Man har erhållit nytt tillstånd i dagarna som innebär att man har tillstånd att deponera 600.000 ton farligt avfall per år vid anläggningen. Inga begränsningar finns i tillståndet vad gäller Hg-halten. Priset ligger i storleksordningen 1.000 SEK per ton avfall (behandling och deponering). Transportkostnaden tillkommer, vilken sannolikt är några hundra kronor per ton.

5. Det är idag endast SAKABs deponi i Sverige som har tillstånd att ta emot avfall med höga Hg-halter för deponering. SAKAB har i dagarna fått nytt tillstånd, som dock inte ännu vunnit laga kraft. Tillståndet medger SAKAB att deponera Hg-avfall med halter upp till 3.000 mg/kg TS. Direktdeponering kan ske om halten är under 100 mg/kg TS. Halter mellan 100-3.000 mg/kg TS behandlas (stabiliseras eller solidifieras) före deponering. Totalt får dock deponeringen inte överstiga 1 ton Hg per år. Priset för SAKAB-deponeringen är i storleksordningen 2.000 kr/ton.

SAKAB har också möjlighet att behandla Hg-haltig jord och Hg-haltigt byggnadsmaterial (puts, tegel, betong etc.). Förslaget från SAKAB är därvid att laka ut Hg och att därefter stabilisera

utlakat Hg med svavel till en Hg-sulfid. Restprodukten (den utlakade jorden eller avfallet) räknar man med att kunna deponera på SAKAB utan vidare behandling. Hg-sulfiden skulle mellanlagras på SAKAB i avvaktan på djupförvar. Kostnaderna för denna hantering är dock oklar; framför allt är priset ovisst kring mellanlagringen och den framtida nedläggningen av Hg-sulfiden i djupförvar. (Denna osäkerhet föreligger även vid anrikning i övriga fall).

Villkoren för Hg-halter i förorenade massor för övriga deponier för icke-farligt avfall i Sverige har under senaste året ofta baserats på acceptanskriterierna i RVFs rapport 02:09 (tabell 5.3) där halten Hg är 10 mg/kg TS. I övriga deponier för farligt avfall har villkoren baserats på lakförsök och konsekvensbedömningar av det speciella avfall som deponin är avsedd för, t ex aska från avfallsförbränning. Enligt RVFs rapport skulle annars gränsen för deponering av Hg-avfall i deponi för farligt avfall ligga på 500 mg/kg TS. RVF-rapporten kan - åtminstone i de delar där dess krav inte är strängare än mottagningskriterierna - anses överspelad när de nya mottagningskriterierna träder i kraft, se punkt 3 ovan.

Sammanfattningsvis medför det höga kvicksilverinnehållet i stora delar av den förorenade jorden att kvittblivningen blir problematisk att lösa. I avsnitt 6.5 finns förslag till handlingslinjer utarbetat för de kvicksilverhaltiga massorna.

5. MILJÖPÅVERKAN

5.1 ALLMÄNT

I detta kapitel berörs miljöpåverkan i form av livscykelanalys (LCA) från några jordreningsmetoder. LCA tar, till skillnad från de flesta miljökonsekvensbeskrivningar (MKB), ett helhetsgrepp på miljöpåverkan och inkluderar sådan miljöpåverkan som inte bara är lokal. Inte sällan

konstaterar man vid en LCA att den lokala miljöpåverkan inte är den mest gynnsamma i ett perspektiv med flera miljöpåverkanskategorier inblandade (t ex försurningspotential och övergödning).

Detta kapitel har som syfte att belysa LCA för jordrening och innehåller till dominerande delen material och slutsatser från den studie som gjorts i anslutning till kv. Lyftkranen (ref. 1) där en livscykelanalys (LCA) av några marksaneringsmetoder utförts. Studien är rapporterad i IVL rapport B1476 (ref. 3).

De metoder för rening som man utgått ifrån i studien är termisk avdrivning (jord), bioslurry (jord och sediment), jordtvätt (jord), elektrokemisk dialys inkl. torkning (sediment). De miljöpåverkanskategorier som studerats är växthuseffekt, försurningspotential, eutrofieringspotential (övergödning), bildning av marknära ozon och energianvändning. För att inkludera aspekten toxicitet har ekotoxicitet och humantoxicitet beaktats. Toxicitetsstudien i projektet är dock begränsad till ett fåtal ämnen och redovisas inte här. Reningseffektiviteten redovisas heller inte här eftersom denna till stor del är kommenterad i tidigare kapitel.

Författarna till IVL-rapporten påpekar det projektspecifika i resultaten (pilotprojekt med speciella förutsättningar), men att resultaten indikerar vad som är ”smått” och vad som är ”stort”.

Sammanfattningsvis säger författarna att den största miljöpåverkan härrör från energianvändningen och i de fall behandlingen sker på annan plats, från transport av massorna till anläggningarna. Även miljöpåverkan från utrustningen, främst stål, och kemikalier är signifikant. Transporten av insatsvarorna (t ex kemikalier) har däremot försumbar miljöpåverkan.

5.2 BIDRAGEN TILL MILJÖPÅVERKAN

Energi och elanvändning

Termisk avdrivning och bioslurry medför när det gäller energi- och elanvändningen den största miljöpåverkan inom samtliga miljöpåverkanskategorierna.

Utrustning

För termisk avdrivning, bioslurry och elektrokemisk dialys (inkl. torkning) utgör utrustningen en signifikant del av reningens totala bidrag till försurnings- och eutrofieringspotentialen samt till bildningen av marknära ozon. För jordtvätt medför utrustningen ett betydande bidrag till bildningen

av marknära ozon. I samtliga fall är det stålet från utrustningen som dominerar bidraget (man har antagit att denna inte kan återvinnas).

Kemikalier

För bioslurry och elektrokemisk dialys (inkl. torkning) har kemikalierna en signifikant påverkan vad gäller växthuseffekt samt försurnings- och eutrofieringspotential. För elektrokemisk dialys står kemikalierna för nästan hela eutrofieringspotentialen.

Transport av utrustning och kemikalier

För transport av utrustning och kemikalier är bidraget från transporterna praktiskt taget försumbara för i stort sett samtliga metoder och miljöpåverkanskategorier.

Transport av massorna till deponi (i stället för rening)

Påverkan på växthuseffekten från 150 km transport av massorna till deponi är mindre än för själva reningen (inkl. förbehandlingen) för samtliga metoder utom jordtvätt. För jordtvätt gäller att påverkan från transporten till deponi är större än reningen inte enbart för växthuseffekten utan för samtliga miljöpåverkanskategorier.

5.3 JÄMFÖRELSE MELLAN METODERNA

Växthuseffekt

För jord dominerar den termiska avdrivningen (ca 150 kg CO₂-ekvivalenter per ton TS av den jord som behandlas). Behandlingen av jord i bioslurry ger mindre än hälften av den termiska avdrivningens växthuseffekt. Effekten av jordtvätt utgör en liten del jämfört med de båda övriga metodernas påverkan.

För sediment är växthuseffekten högst för elektrokemisk dialys (inkl. torkning). I CO₂-ekvivalenter svarar elektrokemisk dialys för ungefär lika stor påverkan som vid termisk avdrivning av jord.

Försurningspotential

Förhållandet är ungefär detsamma för försurningspotentialen som för växthuseffekten vad gäller jord, dvs termisk avdrivning svarar för den högsta potentialen (ca 0,008 kmol H⁺), bioslurry ligger på drygt hälften av den termiska avdrivningens påverkan och jordtvätt utgör endast en liten del av den termiska avdrivningens potential.

För sedimenten är förhållandet det omvända jämfört med växthuseffekten, dvs bioslurryn dominerar försurningen och är nära dubbelt så stor som den potential som elektrokemisk dialys ger. I absoluta tal (kilomol H⁺) ligger bioslurryn ungefär på samma nivå som termisk avdrivning av jord.

Eutrofieringspotential

För jord dominerar den termiska avdrivningen eutrofieringspotentialen (ca 2 kg O₂ per ton TS). Bioslurry svarar för ca 30% av denna potential. Jordtvätt utgör endast en liten del av den termiska avdrivningens potential.

För sedimenten dominerar elektrokemisk dialys (inkl. torkning). I absoluta tal innebär detta ca 50 kg O₂ per ton TS av det sediment som skall saneras, jämfört med ca 2 kg O₂ för termisk avdrivning av jord. Bioslurryn svarar här för endast en bråkdel jämfört med elektrokemisk dialys.

Marknära ozon

För rening av jord dominerar bioslurryn vad gäller produktion av marknära ozon (0,016 kg eten-ekvivalenter per ton TS). Termisk avdrivning svarar för ca hälften av bioslurryns värde och jordtvätt för en liten del av dessa värden.

För sedimenten ger bioslurryn och elektrokemisk dialys ungefär samma bidrag (0,035 kg eten-ekvivalenter per ton TS).

Energianvändning

För rening av jord åtgår enligt utredningen ca 8.000 MJ per ton TS för bioslurryn, varav 96% kommer från saneringsprocessen (pumpar, omrörare etc.). För termisk avdrivning är motsvarande siffra ca 3.000 MJ (i huvudsak för avdrivningen). Jordtvätt förbrukar enbart en liten del av dessa energimängder där den dominerande delen är elförbrukning under processen.

För sediment förbrukar bioslurryn mest energi, ca 17.000 MJ medan elektrokemisk dialys (inkl. torkning) förbrukar ca 4.000 MJ. I den sistnämnda siffran står torksteget för 36% av totala energin.

6. DISKUSSION

6.1 ALLMÄNT

I detta kapitel berörs olika problemställningar kring efterbehandlingen av EKA-området, bl a vid kommande entreprenadarbeten, samt vilka överväganden som kan behöva göras för att eliminera, begränsa eller bevaka den miljöpåverkan som föroreningarna på EKA-området orsakar eller kan orsaka. När ordet ”förorenade massor” används avser detta, förutom förorenad jord, också förorenade sediment.

6.2 MILJÖRISKBEDÖMNING

Arbetet med miljöriskanalysen pågår för EKA-området och dess omgivning, varför några definitiva val och prioriteringar av efterbehandlingsåtgärder ännu inte föreligger. Två kritiska påverkanssätt kan identifieras, det ena är exponeringen av föroreningar för de människor som vistas på tomten, det andra är spridningen av föroreningar till Bengtsbrohöljen. Åtgärderna kommer därför i första hand att beröra dessa påverkanssätt. Spridning av föroreningarna via luft (damm och gas) utanför området har hittills inte bedömts som signifikant med den markanvändning som idag finns, men detta påverkanssätt blir i hög grad aktuellt att hantera vid efterbehandlingsarbetena (främst vid rivning av byggnader och vid schaktning).

Skadlig exponering på platsen föreligger främst genom inandning av damm eller gas, hudkontakt med föroreningar eller genom intag av förorenat material via munnen. Spridningen till Bengtsbrohöljen kan ske via yttre och inre erosion (partikelspridning) och via lösta ämnen i det yt- och grundvatten som passerar tomten.

6.3 BEHANDLING

Behandlingsmetoder som är relativt lättillgängliga och som kan passa för EKA-områdets massor är tvättning, stabilisering och solidifiering.

Kommer man i miljöriskanalysen fram till att dioxininnehållet bör immobiliseras eller elimineras, är solidifiering respektive förbränning av massorna (eventuellt med föregående avdrivning) de realistiska alternativen. Avdrivning och förbränning ger i allmänhet goda resultat. Innehållet av kvicksilver innebär dock en komplikation, se avsnitt 4. Vid inventering av förutsättningarna för både fasta och mobila anläggningar anger flera leverantörer att kompletteringar av rökgasreningen behöver göras om kvicksilver finns i massorna. Denna uppgift styrks också av Eka Chemicals i Bohus som har utvecklat en egen metod för liknande massor.

Föroreningen av klorerade organiska lösningsmedel ligger relativt djupt i markprofilen. Lösningsmedlet finns både i fri fas och löst i grundvattnet. Flyktigheten innebär att föroreningen också finns i gasfas i jordporerna över grundvattenytan. Behovet av kompletterande undersökningar är omfattande om miljöriskanalysen skulle peka på att sanering av lösningsmedelsföroreningen krävs. I det fall att massorna kan ligga kvar utan behandling (naturlig nedbrytning är tillräcklig) är

saneringsbehovet främst beroende på hur gasavgången kan hanteras, vilket i sin tur är beroende på markanvändningen. Skall området i framtiden användas som parkmark är gasavgången relativt okomplicerad att hantera.

Om sanering av lösningsmedlen krävs så förefaller det lämpligt att välja antingen en sanering in situ alternativt att pumpa förorenat grundvatten till markytan för att därefter sanera vattnet i en sluten anläggning. Att gräva upp massorna för behandling på markytan skulle betyda att ansenlig uppmärksamhet måste läggas på den djupa schakten och vad denna medför samt emissionen av gas inom och utom saneringsområdet.

PAH-förekomsten är relativt begränsad. Skulle miljöriskanalysen visa att PAH-sanering krävs är uppgrävning samt avdrivning och förbränning en metod som också eliminerar dioxinförekomsten.

Sedimentproblematiken har inte explicit behandlats i denna rapport. I figur 1 i kapitel 1 anges muddring av sedimenten och den metod man normalt associerar till är sugmuddring i någon form (t ex föregången av liggande skruv). En annan metod som för närvarande utvecklas och som är intressant i dessa sammanhang är frysning av sedimenten. Frysningen sker i sektioner och sektionerna lyfts sedan upp. Metoden ger bl a lite omrörning i sedimenten, vilket medför liten partikelflykt i vattnet under upptagningen.

Efter sedimentupptagningen sker normalt en avvattning av sedimenten. Denna kan utföras på olika sätt, t ex via cyklon eller silbandspress. Efter avvattningen är i princip samma renings- eller deponeringsmetoder tillämpliga som för jord. För deponering kan dock fysisk stabilisering (t ex med kalk) behöva göras för att sedimenten skall få tillräcklig hållfasthet.

Sedimenten kan också stabiliseras, vilket gjorts i Hammarby sjöstad (nedanför gamla Lunafabriken). Spont användes där som avskärmning vid strandkanten mot vattnet och fyllning skedde med sand mellan strandlinjen och sponten. Djupstabilisering skedde sedan med konventionell djupstabiliseringsmaskin som ställdes på sandfyllningen. Kostnaden var ca 400 kr/m³ sediment, exklusive spont.

6.4 BARRIÄRER

EKA-tomten innehåller komplicerade föroreningar sett ur såväl behandlingssynpunkt som miljöpåverkanssynpunkt. En fördel är att föroreningarna till större delen är partikelbundna, vilket minskar risken för spridning i den lösta fasen. Partikelspridning är, trots allt, lättare att hantera än spridning i lösta fasen.

En aspekt på hanteringen av massorna inom tomten är att denna inte skall medföra ökad löslighet av föroreningarna. En ökad löslighet av dioxin kan inträffa om t ex jord innehållande organiska lösningsmedel blandas med dioxinhaltig jord. Inom området kan därför en särskild avgränsning av de klorerade lösningsmedlen behöva göras om en uppgrävning inte blir aktuell. En reaktiv barriär är här möjlig att tänka sig. Man bör emellertid noggrant undersöka förutsättningarna för att en sådan skall fungera, både vad gäller grundvattengradient (vattnet rinner entydigt i ”rätt” riktning) och installationsteknik (homogen barriär).

En annan aspekt är om ökad löslighet av föroreningarna fås med tiden. Kan det t ex ha betydelse att nedbrytningen av de klorerade lösningsmedlen ger restprodukter med större löslighet eller, i det fall att kvicksilver är bundet till organiskt material (inte som sulfid), vad innebär nedbrytningen av det organiska materialet för kvicksilvrets löslighet på sikt?

En slitsmur mot Bengtsbrohöljen fungerar som en spärr för både lösta och partikelbundna föroreningar, förutsatt att filter eller reaktiv barriär anläggs i den eller de punkter där det överskottsvatten som bildats innanför slitsmuren leds ut. Är man säker på att den låga lösligheten skall bestå så kan en partikelbarriär ersätta slitsmuren.

En slitsmur mot Bengtsbrohöljen eliminerar praktiskt taget också in- och utträngningen av vatten i massorna som variationer i sjön kan orsaka. Är hydrauliska konduktiviteten hög i massorna kommer dessa variationer att skapa ett lakvatten som innehåller lösta föroreningar och eventuellt också partiklar genom erosion i massorna. Variationer som ”slår in” i fyllningsmassor medför oftast väsentligt mer lakvatten än infiltrationen av nederbörd. En slitsmur skulle göra EKA-tomten oanfäktad av variationer i sjön.

Barriär i någon form mot Bengtsbrohöljen är således en generell basåtgärd som bör studeras särskilt noga. Åtgärden minskar påtagligt riskerna för utsläpp av föroreningarna under och efter arbetena inom industritomten.

Horisontella barriärer i form av tätskikt eller hårdgörning av ytor minskar lakvattenbildningen och eventuella gasutsläpp från de förorenade massor som lämnas kvar efter saneringen. Om denna typ av tätningar monteras behöver särskild hänsyn tas till installationer (avlopp, vatten, el) i marken. Installationerna bör koncentreras till specialutförda stråk så att underhåll och reparationer kan ske utan påverkan på de horisontella barriärerna. Ytterligare en faktor att ta hänsyn till vid horisontella barriärer är deras skydd för tjäle och rötter.

6.5 KVITTBLIVNING/DEPONERING

Generellt har Naturvårdsverket intentionen att deponering skall undvikas till fördel för behandling av förorenade massor. Särskilt gäller detta massor som är förorenade av organiska ämnen. Deponering är billigare än behandling (med eventuell efterföljande deponering av koncentrat eller rester). Det är heller (för närvarande) ingen skatt på deponering av ”förorenad jord från marksanering”, varför deponeringskostnaden på en deponi för icke farligt avfall ligger i storleksordningen 500 kr/ton och för farligt avfall i storleksordningen 1000 kr/ton.

Innehållet av dioxin utgör ett speciellt problem vid avvägningen om behandling eller deponering skall ske av massorna. Behandlingsalternativet är relativt dyrt (förbränning eller avdrivning + förbränning) och frågan är vilka halter som kan accepteras för deponering. Betraktat som organiskt innehåll är dioxininnehållet så litet att detta inte har någon betydelse för massornas fysiska egenskaper i deponin. Dessutom är dioxin svårösligt och lakningen av dioxin i själva deponin är därför inte av stor miljömässig betydelse.

Vad gäller dioxin kan som jämförelse sägas att flygaska från sopförbränning innehåller 1.000-10.000 ng/kg (TCDD) och att dessa askor idag läggs i stora mängder på ”vanliga” deponier för farligt avfall.

Regeringens och Naturvårdsverkets föresatser gällande kvittblivningen av avfall med höga kvicksilverhalter förefaller tydlig. Man vill ha en lösning inom Sveriges gränser där kvicksilver tas ut ur biosfärens kretslopp. Det högkoncentrerade kvicksilveravfallet hänvisar man till ett djupförvar där endast ytterst långsamma processer i geosfären (t ex omvandling av berget) kan påverka avfallet. Man vill vidare inte medverka till nyttiggörande av kvicksilver (trots att det fortfarande tas ut kvicksilver ur jordskorpan på vissa håll i världen), vilket innebär att all behandling av kvicksilveravfall endast kan göras i syfte att få en säkrare deponering av kvicksilver.

Nedan diskuteras några olika handlingslinjer i EKA-projektet beträffande de kvicksilverförorenade massorna. Ordningen de presenteras i skall inte ses som en prioritetsordning. Handlingslinjerna kan i viss utsträckning kombineras. Handlingslinjerna gäller inte sådant kvicksilverhaltigt avfall som måste brännas, t ex träbjälkar och takmaterial i byggnader.

Handlingslinje A:

1. avfall med kvicksilverhalter högre än 10.000 mg/kg TS mellanlagras inför djupförvarets tillblivelse, utan behandling för att inte försvåra den kommande behandlingen inför slutförvaret
2. avfall med kvicksilverhalter mindre än 10.000 mg/kg TS behandlas i syfte att nå Mottagningskriterierna (t ex stabilisering eller solidifiering) och avfallet deponeras (se också handlingslinje C)
3. kvicksilver i avfall som på grund av andra föroreningar kräver behandling (t ex termisk avdrivning) och som innebär att kvicksilver anrikas till högre halter än 10.000 mg/kg TS tas om hand enligt punkt 1. Anrikning till halter under 10.000 mg/kg TS behandlas enligt punkt 2.

I ovanstående alternativ sker ingen behandling av avfall enbart i syfte för att få ned mängden kvicksilveravfall (anrikning). Motivet för detta skulle vara att sådana processer i sig skapar emissioner och att denna behandling inte kan konsekvensbedömas eftersom ett djupförvar med en kravspecifikation ännu inte finns. Vi vet således inte vilken behandlingsmetod som bör väljas inför slutförvaringen. Vad däremot alternativet kan kräva är en utveckling av behandlingsmetoden solidifiering och dess lakkriterier (som skall ”motsvara” föreliggande lakkriterier för granulära avfall, se avsnitt 4).

Handlingslinje B

Avfallet exporteras till Tyskland, utan behandling men med beredning, för deponering i saltgruva. Detta alternativ innebär i likhet med djupförvaret att avfallet tas ut ur biosfärens kretslopp. De restriktioner som enligt en tysk mottagare finns för denna handlingslinje är att avfallet i deponin

- inte får vara explosivt
- inte får vara självantändande
- inte får medföra gasutveckling i sin förpackning
- inte får medföra otrevlig lukt (”penetrating smell”)
- inte får bestå av vätska eller omvandlas till vätska
- inte får reagera med bergsaltet i gruvan (bildat från havsvatten för 250 miljoner år sedan)
- inte får expandera under deponeringen

- inte får vara radioaktivt
- inte vara smittbärare av sjukdomar
- måste packas i täta förpackningar (fat, containers, big bags etc) som i sig är harmlösa vad gäller hälsa och miljö.

Handlingslinje C

Lakningsegenskaperna hos avfallet får helt styra behandlingen, där Mottagningskriterierna (se avsnitt 4) utgör basen för om deponering skall ske i deponi för farligt avfall eller deponi för icke-farligt avfall.

Sannolikt krävs här egna förslag till lakningskriterier kring solidifiering, eftersom sådana sannolikt inte kommer att finnas framtagna vid deponeringen av avfallet från EKA-området (förfrågan har i dagarna gått ut från NV om utveckling av metod och kriterier kring monolitiskt avfall).

Deponier som kan bli aktuella för det behandlade avfallet (alternativt obehandlade om detta klarar lakriterierna) är både deponi på platsen och deponi på annan ort.

6.6 KVALITETS- OCH MILJÖSÄKRING

Detta avsnitt behandlar några synpunkter på kvalitets- och miljösäkringen i projektet. Endast principiella frågor tas upp och detaljfrågor kring t ex olika entreprenadformer med eventuell speciell kvalitets- och miljösäkring diskuteras inte.

I kvalitets- och miljösäkringen av saneringen bör en distinkt skillnad göras mellan verksamhetsutövarens (Bengtsfors kommun) ansvar och olika leverantörers (entreprenörer som blir involverade i saneringen) ansvar.

Verksamhetsutövarens kvalitets- och miljösäkring går ut på att säkra de intentioner med saneringen som finns hos Naturvårdsverket (huvudbidragsgivare) och Bengtsfors kommun samt de villkor som innehålls i domen från Miljödomstolen (MD). Ansvaret för dessa säkringar kan heller inte ”säljas ut” till entreprenörer. Särskilt bör därvid villkoren från MD beaktas; brott mot ett villkor som föranletts av en entreprenör belastas inte primärt entreprenören, kommunen får ta detta ansvar (i värsta fall fängelse för ansvarig). Visserligen kan kommunen kräva ekonomisk ersättning (om detta är reglerat vid upphandlingen av entreprenören), men miljöjuridiskt står verksamhetsutövaren för ansvaret. Undantaget är externa anläggningar som anlitas och som har egna tillstånd, t ex deponianläggningar.

Mot bakgrund av att det primära ansvaret ligger hos kommunen och de konsekvenser som detta kan ge vid en undermålig leverans, föreslås kommunens (beställarens) egenkontroll bli relativt omfattande under efterbehandlingen. I upphandlingsunderlaget bör ”Beställarens kvalitetsplan” och ”Beställarens miljöplan” upprättas (rubriker finns för detta i AF AMA). I dessa planer redovisas beställarens egna utgångspunkter på kvalitets- och miljökraven samt hur beställaren vill ha dessa säkrade. Planerna kan ha olika detaljeringsgrad, alltifrån detaljerade anvisningar om hur entreprenören skall organisera och utföra sin säkring till enbart egenkontrollerade funktions- eller utförandekrav.

Beställarens kvalitet- resp. miljöplan är således viktiga dokument där kvalitets- och miljökraven klart skall framgå för respektive entreprenad. Planerna skall dock ge frihet att använda leverantörernas egna system för kontroll (egenkontroll) givet att dessa är bra och verkligen säkrar kritiska kvalitets- och miljöpåverkansfaktorer.

Kontrollplanerna är de konkreta dokument som visar vad, när, hur och av vem som kontrollen skall utföras. Sådana kontrollplaner skall upprättas såväl av beställaren som av respektive entreprenör. För beställaren är därvid målet att verifiera att fastställda kvalitets- och miljökrav uppfylls (särskilt viktigt är villkoren för MD-omen) samt att verifiera att entreprenörens egenkontroll fungerar som avsett. Entreprenörens egenkontroll skall verifiera att leveransen sker enligt de funktioner eller krav som kontrakterats med beställaren.

Kontrollen för verifiering ovan koncentreras till specificerade funktions- eller utförandekrav. Utöver dessa finns en valideringsproblematik som mera avser projektets mål, dvs vilken säkring behöver utföras för att se till att projektets mål och delmål uppfylls. Ett delmål kan t ex vara att ”inte överföra EKA-områdets problem till andra platser” (t ex via uppläggning av massorna på en undermålig deponi). En del av säkringen för ett sådant mål blir då att ha en granskning av potentiella deponier för massor från EKA-området, där beställaren uppställt ”godkännandekriterier”.

7. REFERENSER

- Ref. 1 Naturvårdsverket, Miljöteknikdelegationen, Gatu och fastighetskontoret i Stockholms Stad (1999) Lyftkranen – Teknikdemonstration för efterbehandling, Ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment.
- Ref. 2 Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR)
www.frtr.gov
- Ref. 3 Ribbenhed M., Wolf-Watz C., Almemark M., IVL rapport B1476, IVL Svenska Miljöinstitutet AB (2002), ”Livscykelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment”.



Bo Carlsson
Envipro Miljöteknik AB