



Behandlingstekniker för miljöfarligt avfall

Karin Lundberg
Jan Hartlén

November 1993



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

S-581 93 Linköping, Sweden
Tel. 013-11 51 00, Int. +46 13 11 51 00
Fax. 013-13 16 96, Int +46 13 13 16 96

ISSN 1100-6692

Behandlingstekniker för miljöfarligt avfall

Karin Lundberg
Jan Hartlén

November 1993

Föredrag presenterat vid STF Temadagen om miljöfarligt avfall i Stockholm den 25 november 1993.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1.	INLEDNING	1
2.	BAKGRUND	1
3.	BEHANDLINGSMETODER	5
3.1	Varför behandling?	5
3.2	Metodöversikt	5
3.3	Koncentrationsmetoder	6
3.3.1	Tvättmetoder	6
3.3.2	Termisk avdrivning	7
3.3.3	Kol adsorption	7
3.3.4	Kemisk utfällning	8
3.3.5	Elektrolytisk återvinning	8
3.4	Destruktionsmetoder	8
3.4.1	Förbränning	9
3.4.2	Wet air oxidation	10
3.4.3	Pyroplasma	11
3.4.4	Biologiska metoder	11
3.4.5	Kemisk oxidation	12
3.4.6	Kemisk reduktion	13
3.4.7	Elektrolytisk oxidation	13
3.4.8	Fotolys	13
3.5	Immobiliseringsmetoder	13
3.5.1	Stabilisering/solidifiering	14
3.5.2	Vitrifiering	15
3.5.3	Elektrisk pyrolys	16
3.5.4	Deponering	17
4.	ERFARENHETER	18
4.1	Sverige	18
4.1.1	SAKAB	19
4.2	Internationella	20
4.2.1	Norge	20
4.2.2	Danmark	20
4.2.3	Finland	21
4.2.4	Tyskland	21
4.2.5	Nederländerna	22
4.2.6	USA	22
5.	SLUTSATSER	23
6.	REFERENSER	24

1. INLEDNING

Miljöfarligt avfall (MFA) kan definieras som fast eller flytande avfall som på grund av avfallets sammansättning och egenskaper måste omhändertas på ett speciellt sätt för att undvika kort- eller långsiktiga skador i miljön (SOU 1992:45). Omhändertagandet kan innebära upparbetning, återvinning, behandling, destruktion eller deponering och det bör ske i säkra anläggningar med bästa teknik.

Metoderna syftar till att utvinna komponenter ur avfallet för återvinning, att bryta ner farliga komponenter eller på annat sätt genom någon behandling göra avfallet mindre skadligt för miljön. Därför kan omhändertagandet indelas i tre huvudgrupper; återvinning, behandling och deponering.

Dessa alternativ till omhändertagande ska ses som olika steg och inte som enskilda vägar som ställs mot varandra. Även om avfallet exempelvis återvinns skapas normalt alltid en restprodukt som måste behandlas och eventuellt slutligen deponeras.

Kraven på att behandla miljöfarligt avfall på ett för miljön tillfredsställande sätt har ökat under de senaste åren. Det ökade engagemanget hos myndigheter och allmänheten för MFA och dess påverkan på miljö och hälsa har varit en viktig drivkraft för utvecklingen av nya behandlingstekniker för MFA. Syftet med denna rapport är att ge en kort överblick över metoder som används idag eller tros få ökad användning i framtiden. Klassificering och lagstiftning för miljöfarligt avfall berörs ytterst begränsat.

2. BAKGRUND

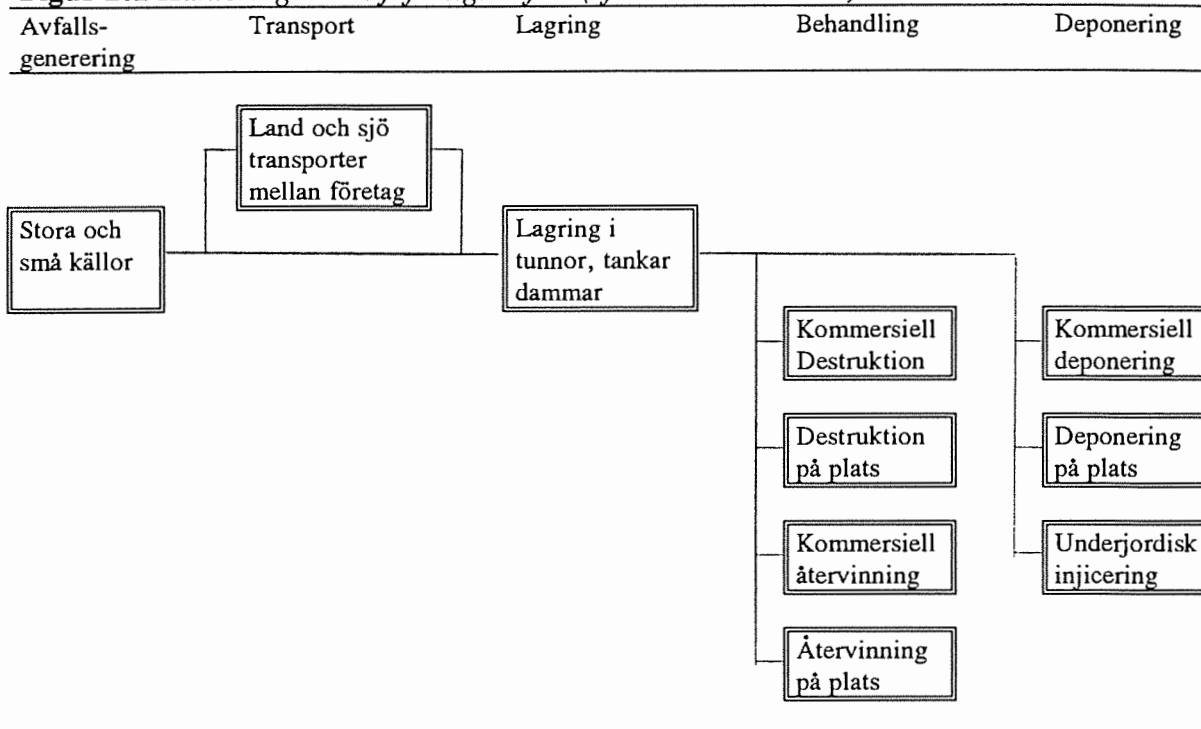
Allmänt kan avfall indelas i tre huvudgrupper; hushållsavfall, verksamhetsavfall och industriavfall. Det finns en till mängden jämförelsevis liten men för miljön mycket riskfylld grupp kallad miljöfarligt avfall (MFA). Miljöfarligt avfall ingår mer eller mindre i alla de avfallsgrupper som nämnts ovan och måste på grund av dess sammansättning och egenskaper omhändertas på ett speciellt sätt för att undvika kort- eller långsiktiga skador på miljön.

MFA uppkommer vid en mängd olika typer av industrier, kommersiella inrättningar och hushåll. Sammansättningen av miljöfarligt avfall varierar betydligt, vilket medför att det finns en mängd olika metoder för att lagra, behandla och deponera detta avfall. Figur 2.1 är ett förenklat flödesschema över hanteringen av miljöfarligt avfall.

Miljöfarligt avfall kan i sin tur indelas i två huvudgrupper:

- Metallinnehållande avfall (med tungmetaller, krom, nickel, arsenik m.m.)
- Organiskt avfall (lösningsmedel, färg, spillolja, bekämpningsmedel etc.)

Figur 2.1 Hantering av miljöfarligt avfall (efter Karlsson 1991).



Eftersom metaller utgör grundämnen, kan de inte destrueras vid hög temperatur, som de flesta organiska avfall (sådana kan också innehålla toxiska metaller). Metallerna är således ur miljösynpunkt speciellt viktiga att återvinna eftersom de annars bör läggas i "evighetsdeponier".

I förordningen om miljöfarligt avfall (SFS 1985:841) görs en indelning i 12 huvudgrupper efter flera principer såsom kemisk sammansättning, användningsområde eller bransch. Indelningen samt avfallens ursprung presenteras nedan:

1. Oljeavfall

Kasserade, förorenade och förbrukade oljor, fetter och oljerester (olja, vatten och fasta beståndsdelar). Fyra typer av oljeavfall är vanliga:

- avfallsolja med en vatten- och slamhalt på ca 50%
- emulsioner och oljehaltiga vatten med mer än 90%
- vatteninnehåll
- oljeslam, smörjfetter
- oljeskadade massor

2. Lösningssmedelsavfall

Lösningssmedelsavfallet kommer i första hand från kemisk industri och från verkstadsindustri. Avfallen består vanligen av thinner, lacknafta, alkoholer, ketoner och aromatiska kolväten.

3. Färg- eller lackavfall

Kommer främst från färgtillverkning och från användare av färger och lacker. Huvudbeståndsdelarna är flytande eller fasta rester av färgpigment, fyllnadsmedel, bindemedel, hartser och lösningssmedel. Hit hänföres även obehandlat ridåvatten från sprutboxar.

4. Limavfall

Flytande limrester och kasserat lim av tvåkomponentstyp eller lim som innehåller fenoler.

5. Koncentrerat surt och alkaliskt avfall

Förbrukade sura och alkaliska bad, skölvatten, syror och alkalilösningar från t ex ytbehandlingsindustri samt skrubbevättskor och ackumulatorvätskor. Här ingår också alkaliska och sura biprodukter och rester från kemisk industri.

6. Kadmiumhaltigt avfall

Kommer främst från kasserade kadmiumhaltiga batterier, elektroder, stoft och slam från rökgasrening vid industriprocesser där kadmium hanteras.

7. Kvicksilverhaltigt avfall

Kasserade eller förbrukade produkter som innehåller kvicksilver, exempelvis termometrar, barometrar, batterier och lampor samt rester av kvicksilverhaltiga betningsmedel för utsäde samt kvicksilverhaltiga batterier.

8. Avfall som innehåller föreningar av tungmetallhaltiga ämnen

Ytbehandlingsavfall som innehåller vissa tungmetaller samt avfall från grafisk och fotografisk verksamhet som innehåller silver eller zink. Även stoft och slam från rökgasrening ingår i denna avfallsgrupp.

9. Cyanidhaltigt avfall

Kasserade härdslagger från verkstadsindustrin och ytbehandlingsbad från galvanisk industri.

10. PCB-haltigt avfall

Består nästan uteslutande av kasserade elektriska komponenter t ex kondensatorer. För närvarande finns ca 60 000 kondensatorer som innehåller PCB. Dessa kommer att bytas ut före 1995.

11. Bekämpningsmedelsavfall

Rester av bekämpningsmedel vilkas registrering utgått samt använda och förbrukade bekämpningsmedel. Spill av bekämpningsmedel i tillverkning, bottensatser och slam etc från rengöring av betningsutrustning samt kasserade träimpregneringsmedel.

12. Laboratorieavfall

Kasserade och förorenade lösningsmedel, sura och alkaliska lösningar, kadmiumhaltigt avfall, kvicksilverhaltiga rester och lösningar.

13 Miljöfarliga kemikalierester, biprodukter m m som inte tas upp under övriga huvudgrupper

Fenolhaltiga avfall, bl a gjutsand, nitrit-/nitrathaltiga härdsalter, avfall som innehåller oxidations- och reduktionsmedel samt avfall som innehåller aminer, isocyanater, vinylbensen, vinylklorid, ftalater, fasta klorerade alifater, nitriler m m från t ex plast- läkemedels- och kemikalietillverkning.

Miljöfarligt avfall är således ett samlingsbegrepp för olika avfallstyper som varierar mycket vad gäller sammansättning, innehåll av miljöskadliga komponenter och egenskaper. Därför krävs även olika metoder för omhändertagande av MFA beroende på avfallstyp.

Insamlingsnätet för MFA fångar dock inte in allt avfall som är miljöfarligt så att det kan bli tillgängligt för återvinning, destruktion eller kontrollerad deponering. I praktiken faller exempelvis MFA-beteckningen bort när halterna är låga, även för avfall som tillhör MFA-kategorierna.

Idag saknas en klar definition och tydliga klassificeringsregler för en klar avgränsning av vad som menas med miljöfarligt avfall. Detta har medfört att en "gråzon" har uppkommit mellan MFA och annat avfall, främst industriavfall. Många gånger saknas kunskap om hur dessa avfall ska hanteras och vilken kapacitet behandlingen har. Även förorenade jordar hamnar ofta i den grå zonen och det är en kategori där en påtaglig volymökning befaras under 1990-talet.

OECD har gjort upp en lista över miljöfarligt avfall som nyligen antogs av EG, där man grupperar avfallen efter farlighet på tre olika listor (Plan- & Miljöinfo 1993:3). De farligaste tas upp på en röd lista som omfattar:

- PCB-avfall
- Polyklorerad terfenyl
- Polybromerad bifenyln
- Dioxiner
- Asbest
- Slam innehållande blyhaltiga antiknockningsföreningar

MFA som bedöms som medelfarligt tas upp på en gul lista:

- Aska från järn- och ståltillverkning
- Olje-, asfalt- och koksindustriavfall
- Blyackumulatorer
- Avfallsolja
- Fenoler
- Talliumföreningar
- Väteperoxidlösningar

Det som enligt OECD klassas som mindre farligt MFA listas på en grön lista:

- Metallskrot innehållande guld, platina, silver, järn, stål, koppar, nickel, bly, kadmium, indium, gallium och tallium.
- Plaster, t ex PVC, polyeten, polypropylen, styrenpolymerer, polyamider, teflon, och fenolformaldehydhartser.
- Keramer, gruvavfall, glas, gummiavfall, textil- och garveriindustriavfall, gips och vissa kolaskor.

3. BEHANDLINGSMETODER

3.1 Varför behandling?

Syftet med alla behandlingsmetoder är att minimera riskerna för människa och miljö. Det kan göras genom att minska avfallens toxicitet, mobilitet eller genom att minska avfallens volym (Lindmark 1993).

Materialets toxicitet kan minskas genom att materialet omvandlas på kemisk eller biologisk väg. Exempelvis kan bakterier och svampar samt kemikalier bryta ner materialet till ofarligare restprodukter. Det kan också innebära att miljöfarliga ämnen lakas ut från materialet med hjälp av kemiska lösningsmedel.

Mobiliteten kan minskas genom stabilisering, solidifiering eller vitrifiering (förglasning) av det förorenade materialet. Ytterligare ett alternativ är avskärmning av vatten med naturliga eller konstgjorda barriärer.

Avfallens volym minskas framförallt genom förbränning. Förbränningsresten kan omhändertas på ett effektivare sätt.

Deponeringsanpassning och nyttiggörande är ytterligare två skäl till att behandling av avfall utförs. Vid deponeringsanpassning minskas miljöfarligheten till en acceptabel nivå. Beträffande nyttiggörande handlar det om att begränsa utlakningen och öka beständigheten. Avfallet görs till en nyttig produkt med kommersiellt värde.

De flesta behandlingsmetoderna för miljöfarligt avfall, och speciellt de vars huvudsakliga funktion är att avskilja föroreningar, producerar restprodukter som också kan vara miljöfarliga och kräva ytterligare behandling.

3.2 Metodöversikt

Behandlingsmetoder för MFA delas ofta mycket grovt in i koncentrations-, destruktions- och immobiliseringsmetoder (Helldén 1993). Dessa är alla åtgärder som angriper föroreningskällan eller föroreningens spridning.

Koncentrationsmetoderna går ut på att föroreningen koncentreras för att sedan deponeras eller destrueras. Koncentrationsmetoderna påverkar alltså inte föroreningens toxiska egenskaper i sig. Exempel på koncentrationsmetoder är jordtvättning och termisk avdrivning.

Destruktionsmetoderna förstör föroreningen, genom exempelvis förbränning eller biologisk nedbrytning. Metoden omvandlar således de ingående toxiska komponenterna till mer harmlösa, icke-toxiska ämnen.

Immobiliseringsmetoder syftar till att hindra fortsatt föroreningsspridning. Metoden innebär således inte att föroreningen förstörs eller avlägsnas ur marken eller grundvattnet. Vanliga immobiliseringsmetoder är stabilisering/solidifiering och inneslutning inom täta barriärer.

Behandlingen av ovanligt toxiska ämnen som PCB och dioxiner är alltid problemfylld. Många gånger handlar det om en förbehandling som koncentrerar den toxiska föreningen för att åstadkomma en effektivare destruktion (Martin och Johnson 1987). Ett klassiskt exempel är lösningsmedelsextraktion. Andra metoder som används är UV-bestrålning, polymerisering, deklorering och mikrobiell nedbrytning. Några av dessa berörs nedan.

Ibland används uttrycket innovativa behandlingsmetoder. Med det avses metoder som har testats och använts för behandling av miljöfarligt avfall men ännu inte är väldokumenterade vad gäller kostnads- och behandlingseffektivitet.

3.3 Koncentrationsmetoder

Syftet med koncentrationsmetoder är att extrahera föroreningen ur det miljöfarliga avfallet för att därefter omhänderta det på säkrast möjliga sätt. Föroreningen i sig bryts således inte ner utan samlas in och koncentreras för att sedan kunna återvinnas eller destrueras och därför är koncentrationsmetoder en mer korrekt term än att tala om rening eller avskiljning (Martin och Johnson 1987). Det kan bli så att det sker med tvättmetoder eller termisk avdrivning.

Det finns även ett antal metoder för återvinning av metaller ur miljöfarligt avfall (Krishnan et al. 1991), bl a kemisk utfällning, elektrolytisk återvinning, membranseparering och jonbyte, varav de två första berörs i detta avsnitt.

3.3.1 Tvättmetoder

Jordtvättning

Jordtvättning (soil washing) är en behandlingsmetod där föroreningen tvättas ur jorden. Tvättningen är i huvudsak vattenbaserad och är avsedd för vattenlösliga föroreningar. Metoden separerar även finkorniga partiklar från grövre partiklar. Eftersom merparten av föroreningarna i allmänhet är bundna till ler- och siltpartiklarna avskiljs en stor del av föroreningsinnehållet genom siktningen.

Jordtvättning är jämförelsevis ett lågkostnadsalternativ för att separera avfall och minimera volymen som erfordrar vidare behandling (US EPA 1992c). Metoden är mobil vilket medför att behandling kan ske på platsen.

Jordtvättning tillhör de innovativa behandlingsmetoderna. Metoden påminner om lösningsmedelsextraktion (se nedan) och in situ soil flushing.

Lösningsmedelsextraktion

Lösningsmedelsextraktion (solvent extraction) är en metod att tvätta ur toxiska organiska föroreningar från slam, sediment eller jord. Vid lösningsmedelsextraktion blandas den förorenade jorden med ett organiskt lösningsmedel som extraherar föroreningen ur jorden.

Metoden används för att behandla uppgrävda jordmassor och tillämpas oftast direkt på plats i mobila anläggningar. Exempel på lösningsmedel som används är propan, butan, trimetylamin, aceton, metanol och diklormetan.

I en extraktor överförs de organiska föroreningarna i jorden till lösningsmedlet. Extraktionsprocessen medför att tre olika fraktioner bildas (US EPA 1992a):

- En förorenad lösning som förs vidare till en separeringstank.
- Jorden eller slammet som behandlats.
- Vattnet som måste analyseras för att avgöra om ytterligare behandling krävs.

Lösningsmedelsextraktion är en effektiv metod ur både renings- och kostnadssynpunkt men räknas ännu till de innovativa behandlingsmetoderna (US EPA 1992a).

3.3.2 Termisk avdrivning

Termisk avdrivning är en innovativ behandlingsmetod som behandlar förorenade jordar genom att hetta upp jorden till relativt låga temperaturer (100-600°C) så att föroreningar med låga kokpunkter förångas och avgår från jorden. De förångade föroreningarna kan samlas upp i ett adsorptionsfilter, brännas i en efterbrännkammare eller kondenseras (US EPA 1992b).

Termisk avdrivning är lämpligast vid behandling av jordar, sediment eller slam som förorenats med flyktiga organiska föreningar eller tyngre organiska ämnen som PCB och vissa PAH. Den låga temperaturen medför även lägre bränsleåtgång än andra behandlingsmetoder.

3.3.3 Kol adsorption

Aktiv kol adsorption är en väl utvecklad teknologi med en lång rad möjliga tillämpningar för avfallsbehandling. Speciellt lämplig är metoden för att rena blandade organiska föroreningar från flytande avfall. Det finns många exempel där metoden har tillämpats i full skala (Martin och Johnson 1987).

Avskiljningen sker genom att organiska molekyler attraheras till det aktiva kolets yta genom fysiska eller kemiska krafter. Adsorptionen är mest effektiv då den organiska föreningen som ska avskiljas har relativt hög molekylvikt, hög kokpunkt, låg vattenlöslighet och lite polaritet (Turner 1991).

Inga allvarliga miljöpåverkningar är kopplade till kolmetoden som brukar regenerering. Emellertid, om inte regenerering tillämpas kan påverkan uppstå av utsläpp av kol som är kontaminerat med miljöfarliga ämnen.

Enhetskostnaden kan variera avsevärt, beroende av vilket avfall som ska behandlas, adsorptionsmetoden och regenereringstekniken. I många fall har denna behandling visat sig vara ett bra alternativ ur ekonomisk synpunkt.

Granulerat aktivt kol är den mest utvecklade tekniken, men även kombinerade biologiska-kol system verkar lovande för detta ändamål.

3.3.4 Kemisk utfällning

Utfällning av metallförorenade avloppsvatten innebär att kemikalier tillsätts för att förändra det fysikaliska tillståndet hos den lösta eller suspenderade metallen och för att underlätta avskiljning genom sedimentation (Krishnan et al. 1991). Utfällningen kan sedan vidarebehandlas för metallåtervinning.

Processen har använts sedan årtionden och förbättras ständigt för att uppnå bättre metallavskiljning från vattenfasen. Används vanligen för att behandla avloppsvatten från galvanisk industri, färgtillverkning, fotografisk industri, garvning av läder, träimpregnering, elektronikindustri och batteritillverkning. Utfällning av metallförorenade avloppsvatten innebär att kemikalier tillsätts för att förändra det fysikaliska tillståndet hos den lösta eller suspenderade metallen och för att underlätta avskiljning genom sedimentation (Krishnan et al. 1991). Utfällningen kan sedan vidarebehandlas för metallåtervinning.

Processen har använts sedan årtionden och förbättras ständigt för att uppnå bättre metallavskiljning från vattenfasen. Används vanligen för att behandla avloppsvatten från ytbehandling, färgtillverkning, fotografisk verksamhet, elektronikindustri m m.

Kemisk utfällning kan vara en aktuell metod exempelvis för att rena arsenik i avloppsvatten. Harper och Kingham (1992) har utfört försök i både bänkskala och fullskala och funnit att kemisk utfällning är den effektivaste behandlingsmetoden för arsenikförorenat vatten. De jämförde olika inblandningar och i bänkskala uppvisade en blandning av släckt kalk och järnklorid en 99% reduktion av den ursprungliga arsenikkoncentrationen. Med samma tillsatser i fullskalebehandlingen samt filtrering och koladsorption erhöles en reduktion på 97-98%, vilket även medförde att den av myndigheterna uppsatta gränsen tillgodosågs.

3.3.5 Elektrolytisk återvinning

Metoden används uteslutande för återvinning av metaller från industriella avloppsvatten. Vid elektrolytisk återvinning används en elektrolytisk cell som består av en anod och en katod i en elektrolyt. När strömmen slås på reduceras lösta metaller i elektrolyten och avsätts på katoden. Eftersom metallerna från lösningen då kan återvinnas bedöms metoden som en återvinningsprocess.

Metoden är effektivast för ädla metaller som guld och silver, som har höga elektrodpotentialer och är lättreducerade. Metaller som kadmium, koppar, krom, bly, tenn och zink kan också avskiljas, men erfordrar en större strömstyrka (Krishnan et al. 1991).

3.4 Destruktionsmetoder

Destruktionsmetoderna syftar till att på kemisk, fysisk eller biologisk väg förstöra eller omvandla de föroreningar som finns i marken. Vid förbränning, som är den absolut vanligaste destruktionsmetoden, omvandlas organiska föroreningar till oorganiska restprodukter. Biologisk nedbrytning omvandlar komplicerade organiska föroreningar till vatten och koldioxid. Även med hjälp av kemiska reaktioner kan organiska föreningar förstöras eller omvandlas.

I detta kapitel beskrivs översiktligt metoder för destruktion av miljöfarligt avfall. Alla metoder finns inte med, men däremot de vanligaste. En översikt över vanliga destruktionsmetoder i USA presenteras i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Vanliga destruktionsmetoder i USA (Karlsson, 1991).

Teknologi	Avfall
Förbränning Vätskeinjektion Roterugn Fixhård Fluid bed	Alla organiska avfall som har låg koncentration av vatten, metaller och andra oorganiska föreningar.
Wet Air Oxidation	Vatten med organiska föreningar och oxiderbara oorganiska föreningar.
Biologisk behandling 1. Aerobisk Aktivt slam Luftad damm Biologisk bädd Roterande biologisk kontaktor 2. Anaerobisk	Vatten innehållande bionedbrytbara organiska föreningar och vissa icke-metalliska oorganiska föreningar.
Kemisk oxidation	Organiskt avfall och sulfider
Kemisk reduktion	Reducerar sexvärda krom- och selenjoner samt kan reducera organiska oxidationsmedel.
Elektolytisk oxidation	Avfall med höga halter av cyanider.

3.4.1 Förbränning

Den vanligaste termiska behandlingsformen för organiskt MFA är förbränning, varvid de organiska föroreningarna omvandlas till oorganiska restprodukter. Avfallet upphettas i närvaro av syre vilket medför förgasning, förbränning och destruktion av de organiska föroreningarna. Restprodukterna vid förbränning är aska och slagg.

Förbränning i högtemperaturanläggningar har länge varit ett prioriterat alternativ för slutligt omhändertagande av organiskt miljöfarligt avfall som inte återvinns. US EPA har konstaterat att förbränning är en av de bästa behandlingsmetoderna för organiskt MFA (Martin och Johnson 1987). Trots det används förbränning begränsat, då många anser att det är en dyr metod som inte är kostnadseffektiv jämfört med billiga deponeringsmetoder. Å andra sidan hävdas att deponeringskostnaden i ett långt perspektiv troligtvis är större än korttidskostnaden för förbränning.

De fyra vanligaste typerna av förbränningsanläggningar i USA är vätskeinjektion, roterugn, fluidiserad bädd och tvåstegsförbränning (Karlsson 1991 och Turner 1991). Förbränningsugnarnas funktion kan mätas som DE (destruction efficiency) eller DRE (destruction and removal efficiency). EPA och andra har utfört försök för att studera effektiviteten hos olika förbränningsugnar. Som väntat visade sig DRE vara högst där försöket genomförts vid den högsta temperaturen och den längsta uppehållstiden (Martin och Johnson 1987).

Vid förbränningen tillförs syre så att kolväteföreningarna oxiderar samtidigt som värmeenergin släpps fri i förbränningsprocessen. Normalt kräver detta en temperatur på över 1100-1300°C. Vid denna förbränning bryts avfallet ned till koldioxid och vatten. När aska upphettas sker oxidation eller reaktioner som bildar lättflyktiga salter av en del tungmetall-

ler. Utsläppen av stoft, svaveldioxid, kväveoxider, väteklorid, dioxiner, kvicksilver och andra metaller kan reduceras genom avancerad rökgasrening. Trots detta är en av de största nackdelarna med förbränning att utsläppen till luften kan spridas långa sträckor i atmosfären.

De tre viktigaste förutsättningarna för en effektiv och miljösäker förbränning är:

- hög förbränningstemperatur
- lång uppehållstid för rökgaserna vid en hög temperatur samt
- luftöverskott med god inblandning (turbulens)

Förbränning kan användas för att destruera i stort sett alla typer av organiska föroreningar i jord, sediment och avfall men metoden kan inte användas för behandling av tungmetaller eller andra oorganiska föroreningar utan att kompletterande avskiljningsutrustning används.

Vidareutveckling av förbränningstekniken koncentreras främst på att förbättra själva förbränningseffektiviteten, minska på luftutsläppen genom avancerad rökgasrening och att med olika metoder minska på flygaskans och bottenlaggens farlighet.

Förbränning är en av de etablerade efterbehandlingsmetoderna. I Sverige behandlar SAKAB i Kumla både MFA och förorenade jordar med hjälp av förbränning.

3.4.2 Wet air oxidation

Wet air oxidation (WAO) används för vatten som förorenats av organiska föroreningar och oxiderbara oorganiska föroreningar som t ex cyanider. Processen klarar att bryta ner ett flertal oorganiska föreningar, men icke alla.

Grundprincipen för metoden är att en ökad löslighet av syre i vatten vid höga tryck och temperaturer leder till oxidering av kemiska föreningar (Turner 1991). Wet air oxidation har utförts i både bänkskala, pilotskala och full skala.

Fördelen med processen är att den kan utnyttjas för förorenat vatten där halten av organiska föreningar är för låg för förbränning, men för hög för biologisk rening, adsorption till kol eller kemisk oxidation (Karlsson 1991).

Fast processen främst använts för behandling av kommunala och icke miljöfarliga industriella avloppsvatten och slam, ökar idag användningen för behandling av MFA (Martin och Johnson 1987).

Superkritisk vattenoxidation är en annan för framtiden lovande behandlingsmetod för MFA och den fungerar i princip på samma sätt som wet air oxidation fast vid högre tryck och temperatur (Karlsson 1991). Vatten i det s k superkritiska området fungerar som ett utmärkt icke polärt lösningsmedel för de flesta organiska föreningar. Vid ett tryck på över 218 atm och en temperatur på över 374°C oxideras de organiska föreningarna på mindre än en minut till 99,99%.

3.4.3 Pyroplasma

Pyroplasma är en termisk process som baseras på att pyrolyserade avfallsmolekyler förs in i ett termiskt plasmafält. Vid behandlingen går en elektrisk ström genom grupper av elektroder, vilket producerar en elektrisk båge. Processgas som passerar bågen joniseras och formar en termisk plasma med temperaturer upp till 15 000°C. Molekylerna i avfallet dissocieras i de atomära komponenterna tack vare plasmans egenskaper att spjälka bindningar. Atomerna kombineras åter i reaktionskammaren till gaser som ej är toxiska, exempelvis kolmonoxid, kvävgas, vätgas samt några kolväten med låg molekylvikt (metan, etan etc).

Pyroplasmametoden kan destruera ett brett spektra av flytande organiskt MFA. Dess kostnadseffektivitet avgörs av möjligheten att återanvända kemikalier från avfallet (Schwarz 1990).

I Hofors arbetar ScanArc med plasmateknologier och har sedan några år tillbaka använt plasmateknik för att termiskt bryta ner både organiska och oorganiska föreningar. Eftersom plasman utgör en oberoende kontrollerbar källa är det möjligt att välja reducerande eller oxiderande förhållanden, beroende på vad som passar bäst för det aktuella materialet. Följande behandling har utförts i en stor pilotskalanläggning (Scan Arc):

- Komplettnedbrytning av klorerade kolväten, inklusive PCB.
- Nedbrytning av föreningar innehållande NO_3^- , NH_x eller CN-grupper utan att medföra NO_x -bildning.
- Destruktion av hushållsavfall genom konvertering till en bränslegas som ej är miljöfarlig samt en slagg som inte lakar.
- Destruktion av SPL från aluminiumindustrin.

3.4.4 Biologiska metoder

När biologiska metoder används för destruktions av organiska komponenter nyttjas mikroorganismers förmåga att bryta ner organiska komponenter i avfallet till mindre toxiska organiska föreningar och i bästa fall till slutprodukterna koldioxid och vatten. Det krävs en komplex flora av bakterier som var och en har sin uppgift i denna nedbrytningskedja. Även andra mikroorganismer som t ex svampar har visat sig vara användbara (Helldén 1993).

Biologiska metoder är generellt de mest kostnadseffektiva för att behandla flytande avfall som innehåller organiska föroreningar (Martin och Johnson 1987). Biologisk behandling har även tillämpats framgångsrikt i fullskala för en mängd industriavfall. Den miljöpåverkan som kan kopplas till de biologiska metoderna är mycket begränsad. Vad som bör uppmärksammas är avgången av flyktiga organiska föreningar till atmosfären som en följd av luftning.

Behandlingen kan vara aerobisk eller anaerobisk. Aerobisk nedbrytning används vanligen på avfallsvatten som innehåller biologiskt nedbrytbara organiska föreningar. Fyra av de vanligaste aerobiska metoderna är aktivt slam, luftad damm, biologisk bädd och roterande kontaktor (Karlsson 1991). Aktivt slam-processen verkar vara mest användbar eftersom den lättast kan kontrolleras och bäst utvecklar en acklimatiserad bakteriekultur.

Biologisk nedbrytning av föroreningar i jordar handlar främst om att utnyttja och stimulera markens naturliga innehåll av mikroorganismer. Genom tillsats av kväve, fosfor och syre stimuleras tillväxten av mikroorganismerna. I bänkskala förekommer även försök med biologisk nedbrytning med gentekniskt framställda bakterier.

Förorenad jord kan exempelvis lakas och föroreningarna i lakvätskan behandlas sedan genom biologisk nedbrytning i bioreaktorer. Förorenade jordar kan även renas in-situ. Även i jorden under växtrotzonen finns mängder av mikroorganismer och bland dessa finns sådana som bryter ned organiska ämnen. Om grundvattnet exempelvis förorenas med kolväten ökar populationen av de kolvätenedbrytande mikroorganismerna tills någon faktor blir produktionsbegränsande. Oftast är de tillväxtbegränsande faktorerna vid grundvattennivå tillgången till syre och/eller näringsämnen (t ex kväve eller fosfor).

En process för stimulering av naturlig nedbrytning av kolväten i grundvatten patenterades redan 1974 av Suntech Inc i USA (Otterstedt et al. 1990). Deras process bygger på tillförsel av syre och näringsämnen till grundvattnet i ett antal brunnar. Grundvattnet cirkuleras genom det kontaminerade området genom att vatten pumpas upp ur andra brunnar. Den totala reduktionen av kolväten som uppnås med denna metod ligger vanligtvis mellan 70 och 80%. Suntechs process har använts vid ett flertal tillfällen för att rena bensinförorenade vattentäkter. Liknande metoder har även använts för nedbrytning av andra typer av föroreningar än kolväten.

Ett annat sätt som framför allt är aktuellt då föroreningarna inte kan brytas ned av naturligt förekommande mikroorganismer är att tillsätta specialanpassade mikrober. Dessa kan tas fram genom odling och anrikning. Ett relativt nytt angreppssätt är att framkalla anpassning av mikrober genom bioteknik. Exempelvis har man lyckats ta fram en bakteriestam som använder 2, 4, 5-triklorfenoxiättiksyra som enda kolkälla och kan reducera halten i jord med mer än 95%. Detta är ett framgångsrikt exempel då detta ämne normalt sett är mycket svårnedbrytbart. Specialanpassade mikroorganismer finns kommersiellt tillgängliga och har med framgång använts för att behandla utsläpp av en mängd olika organiska ämnen.

Biologiska metoder tros få ökad betydelse i framtiden exempelvis vid behandling av förorenad jord och avloppsvatten. Utvecklingen inom detta område går snabbt framåt (Rosén 1991). Från att tidigare ha varit en metod som byggde mer på intuition än på vetenskap, etableras nu biologiska metoder som en teknologi med långtgående möjligheter.

3.4.5 Kemisk oxidation

Oxidation är kemiskt sett en överföring av elektroner från ett ämne till ett annat. Vid fullständig oxidation av organiska föroreningar bildas koldioxid och vatten. Som oxidationsmedel används bl a ozon, väteperoxid, luft och klordioxid.

Metoden är tillämpbar på organiska föroreningar samt även oorganiska cyanider och sulfider. Kemisk oxidation har använts för att behandla jord som förorenats av bensin, mineralolja, PAH, pentaklorfenol, lösningsmedel och pesticider. Metoden bedöms även vara användbar för att behandla lakvatten, vätskeformiga avfall och förorenat grundvatten (Helldén 1993).

Kemisk oxidation är en ny behandlingsmetod och endast ett fåtal fullskaleförsök är genomförda.

3.4.6 Kemisk reduktion

Kemisk reduktion används för att reducera sexvärt krom och selenjoner till mindre vattenlösligt trevärt krom och elementärt selen. Metoden kan även användas för att behandla oxiderande avfall (Karlsson 1991). Som reduktionsmedel används exempelvis natriumsulfit, natriumbisulfit och tvåvärda järnjoner.

3.4.7 Elektrolytisk oxidation av cyanid

Elektrolytisk oxidation av cyanid används, som metoden antyder, för avfall med höga halter av cyanid. När spänningen läggs på sker en oxidation under närvaro av syre till koldioxid och kvävgas (Karlsson 1991).

3.4.8 Fotolys

Fotolys är en process som förstör eller avgiftar toxiska kemikalier (PCB och dioxiner) i vattenlösning med hjälp av UV-strålning (Martin och Johnson 1987). En ekonomisk lösning är att använda fotolys tillsammans med en stark oxidant, som ozon eller väteperoxid.

UV-bestrålning eller UV-ozonering av en klorerad förening leder till en spjälkning av C-Cl bindningen vilket ger kloridjoner. Det finns en bevisad synergistisk effekt när ozon och UV-ljus används samtidigt för att bryta ner organiska föreningar i vattenlösning (Schwartz 1990). Fotolys bedöms vara en process som framkommer allt mer under 90-talet.

3.5 Immobiliseringsmetoder

Immobiliseringsmetoder syftar i första hand till att hindra föroreningsspridning. De två vanligaste metoderna är solidifiering/stabilisering och vitrifiering (förglasning). Vid båda metoderna omvandlas det miljöfarliga avfallet till ett fast material med mycket liten utlakning av föroreningar. Vid vitrifiering förbränns dessutom det organiska innehållet i föroreningen.

En inneslutning påverkar inte avfallet eller föroreningen i sig, men gör föroreningarna svåråtkomliga för luft och vatten. Detta hindrar eller reducerar utlakningen av miljöstörande ämnen.

3.5.1 Stabilisering/solidifiering

Solidifiering innebär att det miljöfarliga avfallet omformas till en solid kropp med låg vatten genomsläpplighet. Det hårda och täta materialet medför att urlakningen minimeras. Stabilisering innebär fysisk eller kemisk stabilisering av avfallet utan omformning till en hård kropp. Huvudsyftena med att tillämpa stabilisering eller solidifiering är primärt följande (Kullberg och Hartlén 1992):

1. Förhindra eller minska metallers och organiska föreningars rörlighet i avfallet.
2. Minska den tillgängliga ytan så att utlakningen per tidsenhet minskas.
3. Göra vätskeavfall solida, fasta.
4. Förbättra avfallets tekniska egenskaper för lättare och bättre hantering.
5. Reducera avgången av flyktiga organiska föreningar till luft.

Exempel på bindemedel som tillsätts vid stabilisering/solidifiering av avfall presenteras i tabell 3.2. Andelen som tillsätts vid behandling varierar mellan några få vikts% till över 100 vikts%. De additiv som dominerar marknaden (> 99%) är cement och puzzolaner (t.ex. kolaskor). Dessa binder upp vattenlösningar på fyra olika sätt: kemiskt, strukturellt, absorptivt och kapillärt. Tillsatsen av cement och puzzolaner uppgår vanligen till 20-50 vikt% relaterat till avfallet.

Tabell 3.2 Olika additiv för stabilisering/solidifiering (Kullberg och Hartlén 1992).

Mindre kostsamma oorganiska bindemedel	Kommersiella oorganiska additiv	Organiska bindemedel
Cementugnsstoff	Naturliga puzzolaner	Asfalt, bitumen
Kalkugnsstoff	Släckt kalk+ flygaska	Ytaktiva ämnen
Kolflygaska	Portland cement	Organisk modifierad lera
Kolbottenaska	Silikater	Aktivt kol
Masugnsslagg	Bentonit	Polyestrar
Blandningar av ovanstående	Zeoliter	Polyetylen
		Harts
		Epoxi
		Urea formaldehyd

De tekniska förfaranden som vanligen används vid blandning av avfall och additiv är (Kullberg och Hartlén 1993):

- Öppen blandning i avfallsbassäng
- In situ blandning
- Blandning i tunna
- Frifalls- och tvångsblandare
- Mobil blandare

US EPA bedömer marknaden för stabilisering/solidifiering som växande, p g a. skärpt lagstiftning och ser den som speciellt lämpad för oorganiskt avfall. Den internationella användningen av dessa metoder sammanfattas i tabell 3.3.

Tabell 3.3 Internationell användning av S/S-tekniker (Efter Kullberg och Hartlén 1993).

Land	Antal anläggningar/ stabiliserad mängd	Avfall	Stabilisat
USA	ca 100 st		Cement och puzzolaner
Japan	ca 110 st (8% av alla)	Flygaska	Cement
Tyskland	1/3 av Tysklands askor	Avfallsförbrännings-askor	Cement och puzzolaner
Schweiz	5 st	Avfallsförbrännings-askor	- (efter att salter tvättats bort)
Sverige	ca 8000 ton rökgasaska/år		Cement (teknik utvecklad av Cementa)
Finland	Utveckling pågår	Förorenad jord	Cement
Norge	Minst 1	Förorenad jord från gasverkstomt	En dansk och en amerikansk S/S teknik

Miljökonsekvensbeskrivningar vid stabilisering beror av materialets genomsläpplighet, lakningsegenskap och beständighet. US EPA:s utvärdering av S/S tekniker visar att immobiliseringen av metaller baseras i huvudsak på fysikalisk inneslutning snarare än kemisk. Så länge den fysikaliska integriteten upprätthålls blir utlakningen låg.

Kostnaderna för S/S är objektspecifika. De beror av faktorer som uppgrävning/omlastning, transport, typ av additiv/bindemedel, mängd tillsatser, blandningsutrustning, service och underhåll samt deponering.

Stabilisering/solidifiering räknas åtminstone i USA till de etablerade efterbehandlingsmetoderna. Metoden har tillämpats i årtionden för stabilisering av radioaktivt och kemiskt avfall (Gilliam och Wiles 1992). Stor erfarenhet finns från stabilisering av askor och metallhaltiga avfall (Helldén 1993). Stabilisering/solidifiering av förorenad jord in situ måste dock räknas till de innovativa behandlingsmetoderna.

3.5.2 Vitrifiering

Vitrifiering benämns även förglasning och innebär en strukturell omvandling av det fasta materialet genom uppvärmning. Uppvärmningen skiljer förglasningen från gängse stabiliseringstekniker. Vitrifiering som behandlingsmetod används huvudsakligen av fyra skäl (Kullberg och Hartlén 1992):

1. Oorganiska föroreningar som tungmetaller fixeras och binds in i glaset.
2. Organiska föroreningar förbränns och bryts ner till mindre farliga substanser.
3. Avfallets volym minskas kraftigt.
4. Restprodukten (glaset) ger låg miljöpåverkan. Glaset är inert vilket ger större möjlighet att använda glaset som fyllningsmaterial vid anläggningsarbeten. /

Tekniken är relativt ny och har en begränsad internationell spridning, beroende på en del tekniska problem och jämförelsevis höga kostnader. Störst spridning och fullt kommersiell är den i Japan med 9 anläggningar i drift (150 000 ton slag från förbränning/år). Utveckling pågår i Tyskland, USA och Schweiz.

Tekniken innebär att avfallet hettas upp till 1200-2000°C beroende på teknik. Ca 10 olika smältningstekniker finns tillgängliga. Behandlingskostnaderna är generellt höga, minst 1500:-/ton avfall. För en optimalt fungerande process krävs avancerad rökgasrening.

Efterbehandling av förorenade jordar kan ske med hjälp av in-situ vitrifiering (ISV) som är en behandlingsmetod som använder elektricitet för att uppvärma den förorenade jorden tillräckligt för att forma en inert glasprodukt (Byers et al. 1991). Upphettningsprocessen sker till mellan 1600-2000°C och vid denna temperatur destrueras de organiska föroreningarna genom pyrolysis eller avgår med ångan och fångas i ett "vakuumtält" som spänns upp över det förorenade området. Gaserna kan sedan behandlas med förbränning eller tas om hand i adsorptionsfilter (Helldén 1993). De flesta oorganiska föroreningarna inkapslas i den vitrifierade zonen. Beträffande organiska föroreningar kan metoden mer betraktas som en destruktionsmetod medan tungmetaller och andra oorganiska ämnen inte förstörs utan inkapslas i den glasliknande massan.

In situ vitrifiering kan tillämpas för de fem följande olika typerna av miljöfarligt avfall (Schwartz 1990):

1. Förorenade jordar
2. Begravningsplatser
3. Tankar som innehåller antingen ett slam eller en saltavlagring i botten
4. Klassificerat avfall som innehåller MFA
5. Processlam och avfallshögar

Den glasprodukt som erhålls är liknar den naturligt förekommande obsidian¹ både utseendemässigt och kemiskt. Som obsidian är ISV-produkten också beständig, vilket bekräftats med EPA lakförsök. Den elektriska strömmen förs ner i jorden genom grafit-molybden elektroder som placeras i ett rutnät i den förorenade jorden. Möjligheten att med hjälp av in-situ vitrifiering behandla MFA, radioaktivt avfall samt blandningar med av de båda är mycket stor jämfört med många andra behandlingsmetoder. Fördelarna ligger främst i att kunna behandla avfallet på plats med minimal utgrävning samt möjligheten att behandla en mängd olika avfall inklusive blandade avfall (Byers et al. 1991).

Vitrifiering i ugnar är en sedan länge etablerad metod. Det tyska företaget SORG är världsledande vad gäller tillverkning av vitrifieringsugnar. Företaget utvecklade i början av 1970-talet förglasningsugnar för radioaktivt avfall (Kullberg och Hartlén 1992). Däremot är in situ vitrifiering av förorenad jord huvudsakligen utprovad och använd i USA.

3.5.3 Elektrisk pyrolysis

Pyrolysis definieras generellt som termisk nedbrytning av en förening i frånvaro av syre (Martin och Johnson 1987).

Schwartz (1989) beskriver elektrisk pyrolysis som behandling av fast avfall och slam som innehåller miljöfarliga organiska och oorganiska föreningar vid temperaturer omkring 1700°

¹Mer eller mindre strökornsfritt vulkaniskt glas med granitisk sammansättning och med en becksvart, glänsande färg.

C. Det organiska materialet dissocieras och det oorganiska inbäddas i en glasmatris som förhindrar läckage.

Ur kostnadseffektiv synvinkel är denna metod mest intressant vid behandling av blandat avfall, starkt förorenade med tunga organiska föroreningar och oorganiska föroreningar (radioaktiva och tungmetaller). Pyrolys av MFA är ett relativt nytt område.

3.5.4 Deponering

Trots behandling eller återvinning kommer alltid en rest att behöva deponeras. Denna del bör dock hållas så liten som möjligt så att avfallsproblemen inte efterlämnas till kommande generationer. Åsikterna varierar beträffande fördelarna och nackdelarna med att innesluta MFA i avfallsdeponier och om det miljöfarliga avfallet överhuvudtaget hör hemma där.

Deponering syftar till att exponeringen eller risken för exponering av de farliga ämnena ska minimeras. Därför strävar deponeringstekniken till att åstadkomma så låg permeabilitet som möjligt, så att vattengenomströmningen och därmed utlakningen av giftiga ämnen blir så liten som möjligt.

Inkapsling av miljöfarligt avfall och förorenad jord kan ske med hjälp av såväl naturliga som syntetiska material. Exempel på den första gruppen är lera, bentonit och bentonitblandad jord. De syntetiska materialen kallas även geomembran och är i allmänhet tillverkade av plast eller gummi. Ett mellanting av dessa båda är bentonitmattan där ett bentonitlager inlagts mellan två fiberdukar.

I Sverige finns få deponier etablerade för miljöfarliga avfall och någon rekommendation för hur deponierna ska utformas saknas (Carlsson 1993). De möjliga skyddsåtgärderna är i princip desamma som vid deponering av övrigt avfall, då mekanismerna bakom utsläppen och strävan att skydda omgivningen mot farliga utsläpp principiellt är lika.

Den svenska grundinställningen när det gäller deponering av MFA är att skapa deponier som är intakta i ett flertusenårigt perspektiv och som inte kräver reparation eller underhåll i framtiden.

Deponeringstekniken kring MFA är etablerad utomlands, främst i Tyskland och USA, och bygger där på ett barriärsystem som helt innesluter avfallet. De tekniska lösningarna är till övervägande del standardiserade och utförandet oberoende av avfallstyp eller lokalisering av deponin. I Sverige har inte den utländska tekniken tillämpats och accepterats. En generell orsak är att tekniker som kräver underhåll även i framtiden inte anses vara lämpliga, eftersom kommande generationer i så liten grad som möjligt ska överta/dagens avfallsproblem. I stället har naturmaterial, som exempelvis lera och restproduktmaterial utprovats i ett antal projekt som fortfarande är under uppföljning och utvärdering.

4. ERFARENHETER

4.1 Sverige

Det är mycket svårt att bedöma hur mycket avfall som totalt uppstår i Sverige, men en uppskattning presenteras i tabell 4.1. Oklarheten är mycket stor beträffande MFA-mängden, vilket bl a beror på att det saknas tillräckligt klara definitioner och klassificeringsregler.

Tabell 4.1 *Avfall som produceras årligen (SAKAB 1992).*

Typ av avfall	Vikt (milj ton)
Hushållsavfall	3,0
Industriavfall	24,0
Gruvavfall	21,0
Reningsverksslam	1,5
Miljöfarligt avfall	0,3

Om sedan andelen miljöfarligt avfall studeras vidare, fördelas omhändertagandet på följande sätt:

Tabell 4.2 *Omhändertagande av MFA (SAKAB 1992).*

SAKAB	40 000 ton
Export	30 000 ton
Annan destruktion	200 000 ton
?	0-60 000 ton
Totalt ca	300 000 ton

Ibland finns vissa mindre mängder av mycket svårbehandlat avfall, exempelvis PCB-avfall och andra högklorerade avfallsslag, kvicksilveravfall etc, som kräver sådan speciell behandling att det kan vara orimligt att bygga upp en anläggning i ett land som Sverige. Därför kan ibland export av MFA vara motiverad. Exporten går till de västeuropeiska industriländerna och då främst England, Tyskland, Danmark och Holland. År 1990 gick den största delen till någon form av materialåtervinning, till exempel zink- och blyinnehållande avfall som används som råmaterial i andra processer (SOU 1992:45). För att få Naturvårdsverkets tillstånd att exportera måste det visas att destruktionen uppfyller samma miljökrav som gäller i Sverige.

Med annan destruktion menas främst att industrierna själva tar hand om och bearbetar sitt miljöfarliga avfall (MFA). I Sverige finns ett 30-tal företag med tillstånd att slutligt omhänderta MFA.

Det finns en gråzon som av vissa bedömare beräknas uppgå till så mycket som 60 000 ton. Även om summan är mycket svår att uppskatta, kan konstateras att allt MFA inte får den behandling som är önskvärd. En orsak kan vara att det ibland är svårt att avgöra vad som är MFA eller inte och att därför exempelvis miljöfarligt avfall från hushållen felaktigt placeras ihop med hushållssoporna.

I samband med att producentansvar införs på allt fler områden föreslås nu även att producentansvar införs för miljöfarligt avfall (SOU 1992:141). Förhoppningsvis leder detta till renare varor och produkter och mindre volym miljöfarligt avfall.

4.1.1 SAKAB

SAKAB är Sveriges centrala anläggning för behandling av miljöfarligt avfall och intar på så sätt en särställning i svensk MFA-hantering. År 1975 fick SAKAB statsmakternas uppdrag att slutligt omhänderta sådant miljöfarligt avfall som kommuner och enskilda inte själva klarar av. SAKAB:s verksamhet är därför inriktad på att ge service åt kommuner och industrier genom att på ett ur resurs- och miljösynpunkt godtagbart sätt omhänderta miljöfarligt avfall för destruktion eller deponi. 1983 togs SAKAB:s anläggning i Norrtorp, 7 km öster om Kumla, i bruk. Anläggningens totala areal, inklusive deponierna, är ungefär 30 ha. WMI Sellbergs är sedan 1992 majoritetsägare med 90,1 % av aktierna. Resterande del ägs av staten.

SAKAB har en årlig kapacitet att omhänderta 53 000 ton miljöfarligt avfall, fördelat på 33 000 ton till förbränning, 15 000 ton till deponi samt 5 000 ton till våtkemisk behandling (SAKAB 1992). Av SAKAB emottaget avfall under året 1992 presenteras i tabell 4.3 nedan, med uppdelning enligt förordningen i SFS 1985:841 om miljöfarligt avfall. SAKAB tar emot 10-15 % av den totala mängden MFA som slutligt omhändertas externt.

Tabell 4.3 Av SAKAB emottaget avfall under 1992 (SAKAB 1992).

1.	Oljeavfall	11 634 ton
2.	Lösningsmedelsavfall	8 614 ton
3.	Färg- och lackavfall	7 708 ton
4.	Limavfall	251 ton
5.	Surt och alkaliskt avfall	2 315 ton
6.	Kadmiumhaltigt avfall	3 ton
7.	Kvicksilverhaltigt avfall	44 ton
8.	Tungmetallhaltigt avfall	5 819 ton
9.	Cyanidhaltigt avfall	188 ton
10.	PCB-haltigt avfall	493 ton
11.	Bekämpningsmedelsavfall	145 ton
12.	Laboratorieavfall	93 ton
13.	Övrigt avfall	1 855 ton
Summa		39 162 ton

Det miljöfarliga avfall som går till förbränning på SAKAB består i huvudsak av följande avfallstyper: oljeavfall, lösningsmedelsavfall, färg- och lackavfall, limavfall, PCB-haltigt avfall och miljöfarliga kemikalierester.

Under 1980-talet bedömdes mängden MFA i Sverige öka med 10 % per år. I dagens läge sker dock ingen tillväxt.

SAKAB genomför nu flera utvecklingsprojekt. En anläggning för termisk behandling av förorenad jord planeras. Vidare en avdrivningsanläggning för PCB-avfall, en vattenbehandlingsanläggning för flytande avfall, en anläggning för förorenade tomemballager, en anläggning för destruktion av CFC och utveckling av metoder för omhändertagande av kvicksilveravfall.

4.2 Internationella

Bedömning av vad som är miljöfarligt avfall skiljer sig från olika länder. USA har exempelvis utvecklat ett system för klassificering av miljöfarligt avfall som dels bygger på avfallslistor grundade på ingående information om avfallet och dels på enklare testningar för material som inte finns med på listorna (Fällman och Hartlén 1993).

EG har utformat ett direktiv om miljöfarligt avfall som måste fullföljas av alla medlemsländer senast den 12 december 1993 (Dumbleton 1993). En kort genomgång görs här för Norge, Danmark, Finland, Tyskland, Nederländerna och USA. Andra länder har naturligtvis också uppmärksammat detta problemområde.

4.2.1 Norge

Huvudmålet för Norge är att fram till år 2000 kunna reducera de föroreningsproblem som är relaterade till MFA-hanteringens ned till en nivå som inte skadar hälsa och miljö. För att kunna uppnå det målet ska före 1995 byggas upp anläggningar med tillräcklig kapacitet för att behandla alla typer av miljöfarligt avfall i Norge (SOU 1992:45).

I Norge finns ett bolag kallat Norsk Avfallshantering AS, NOAH, som har till huvuduppgift att stå för driften av behandlingsanläggningar i Norge. Först och främst ska en behandlingsanläggning byggas för sådant avfall som idag inte kan behandlas eller återvinnas. Bolaget ska även fungera som ett serviceorgan för näringslivet och offentlig verksamhet.

Ett svensk-norskt bolag har bildats med avsikten att gemensamt uppföra anläggningar för miljöriktig hantering av MFA. Den svenska andelen ägs av SAKAB och den norska av NOAH.

Norge avsätter sedan ett antal år förhållandevis stora resurser för att inventera och undersöka förorenad mark och ett par större efterbehandlingsprojekt pågår (Helldén 1993). Den norska motsvarigheten till SNV, Statens forurensningstilsyn (SFT), har nyligen tagit fram en handlingsplan för åtgärder som berör deponerat eller "kvarglömt" specialavfall, förorenad mark och förorenade sediment.

4.2.2 Danmark

I Danmark har kommunerna ett stort ansvar för hanteringen av det miljöfarliga avfallet. Motsvarigheten till SAKAB heter Kommunekemi och de har en viktig roll för behandlingen av MFA.

Kommunekemi A/S bildades 1971 och är ett kommunalt ägt aktiebolag. År 1989 tog Kommunekemi emot 121 000 ton MFA för behandling och destruktion. Generellt ser tendensen i Danmark ut som i övriga nordiska länder med stagnerande eller minskande mängder miljöfarligt avfall (SOU 1992:45).

Vad gäller förorenad mark har bland de skandinaviska länderna Danmark kommit längst både avseende undersökningsmetoder och efterbehandlingsåtgärder (Helldén 1993). En av

anledningarna till detta är att nästan hela landets dricksvattenförsörjning baseras på grundvatten.

4.2.3 Finland

I Finland finns en motsvarighet till SAKAB, Ekokem Oy, som etablerades 1979 av den finska staten, kommunerna och industrin. Ekokems behandlingsanläggning har varit i drift sedan 1984 och förbränner 66 000 årston organiskt avfall, behandlar 9 000 årston kemikalier och 20 m³ avloppsvatten per timma, behandlar och återvinner kvicksilverlampor och har en speciell deponi och ett laboratorium på platsen (PP 1993).

Dessutom har företaget en station i Pori på västkusten där spillolja behandlas. Spillolja av god kvalitet omvandlas till smörjolja. Ekokems totala kapacitet för oljebehandling är 35 000 ton per år.

Ekokems intention har från första början varit att minimera alla restprodukter från behandlingsprocesserna, särskilt avloppsvatten. En betydande restprodukt från förbränningen är slagg. Tack vare den höga förbränningstemperaturen så är slaggen som bildas nära inert. Åtskilliga lakförsök har utförts på Ekokems slagg och de visar att utlakningen ligger betydligt under US EPA:s standard för hushållsavfallsdeponier.

Ytterligare en stor behandlings- och återvinningsprocess vid Ekokem är behandlingen av kvicksilverlampor. Kvicksilver från lamporna formas till sulfid som är stabilt. Resten är glaskross och metalliskt aluminium som kan tas om hand av andra industrier.

Ekokem har ett huvudansvar som den enda behandlingsföretaget för MFA i Finland, men driften sker utan regeringens stöd. Idag uppfyller anläggningen de allra strängaste nya EES-reglerna.

Sedan 1989 pågår SURE-projektet (Survey and Remediation of contaminated soil sites) som leds av personal på den finska motsvarigheten till naturvårdsverket, NBWE (Helldén 1993). De första bedömningarna uppger att omkring 10 000 förorenade markområden finns i Finland, varav ca 250 måste efterbehandlas under de närmsta åren.

4.2.4 Tyskland

I Tyskland råder stor brist på behandlingskapacitet för miljöfarligt avfall och 1990 exporterades ca 700 000 ton till utlandet. Det finns idag ca sju offentligt ägda och 20 privata förbränningsanläggningar för specialavfall (SOU 1992:45) men det täcker inte behovet.

Dessa problem tillsammans med den stora mängden förorenade markområden, särskilt i de östra delstaterna, har gett avfallsfrågorna en hög prioritet i Tyskland. Ansvaret för efterbehandling av förorenade områden vilar på varje enskild delstat (Helldén 1993). I ett samarbete med USA kommer Tyskland i ett utvecklingsprojekt för efterbehandling att utveckla följande metoder: jordtvättning, jordtvättning in situ, biologisk behandling och förbränning.

USA är en av de länder som först uppmärksammade markföroreningar (Helldén 1993). I ca 10 år har det så kallade Superfund programmet bedrivits som avser att påskynda behandlingen av förorenade markområden. Enligt US EPA är det inom området efterbehandling av förorenade jordar som behovet av forskning och ny teknik är som störst. US EPA uppskattar att det i USA finns 600 000 platser som är i behov av efterbehandling.

Vid behandling av miljöfarligt avloppsvatten är aktivt kol adsorption, sedimentering och biologisk behandling de metoder som använts till största del (Martin och Johnson 1987).

5. SLUTSATSER

Det finns många lovande behandlingstekniker för MFA men det är ej troligt att en enskild metod kan brukas för alla specifika komponenter i miljöfarligt avfall. Ofta krävs en kombination av processer för att behandla ett miljöfarligt avfall. Ytterligare studier krävs för att avgöra vilka specifika kombinationer som effektivast återvinner metaller från olika typer av MFA (Krishnan et al. 1991).

Vissa brister finns dock i dagens system. För avfall som utgör gränsfall till MFA, exempelvis flytande eller fast avfall med lägre halter av t ex tungmetaller saknas idag behandlingsresurser. Behandlingsalternativen är ofta SAKAB eller den lokala deponin, vilket medför stora prisskillnader för omhändertagandet.

Vad som bör poängteras vid hantering av MFA är vikten av att minska riskerna främst genom destruktion eller avgiftning av dessa avfall mer än att enbart skydda genom att förhindra exponering. Därför bör behandlingstekniker prioriteras som reducerar toxiciteten, mobiliteten och volymen samt som möjliggör återvinning.

Det råder brist på regionala och lokala behandlingsalternativ för exempelvis förorenade jordar. Detta beror främst på att upptäckten av förorenade markområden har skett under senare år.

Flera metoder för omhändertagande av MFA och förorenade jordmassor finns emellertid under utveckling bl a inom industrin, hos ingenjörskoncerner, hos regionala, kommunala och privata avfallsbolag, på högskolorna och på forskningsinstitut.

En effektiv behandling av miljöfarligt avfall är en viktig åtgärd för att skydda vår miljö. Under det sista årtiondet har resurserna som avsätts för behandling av MFA samt för efterbehandling av förorenade jordar ökat betydligt. Många forsknings- och utvecklingsprogram pågår runt om i världen för att förbättra och utveckla nya behandlingsmetoder.

Många bedömer att MFA utgör det allvarligaste miljöproblemet inom avfallsområdet och därför är det mycket angeläget med bättre kunskaper och ökad medvetenhet om de komplicerade MFA-frågorna.

SAKAB fakta 1992. *SAKAB renar Sverige.*

Scan Arc *Plasma Technologies*. Informationsblad.

Schwartz, M. 1990. *Emerging technologies for treatment of hazardous wastes in the 90's.* Hazardous waste management in the 90's: Moving from remediation to practical preventive strategies. Air & Waste Management Association specialty conference, Banff, Alberta, October 9-12, 1989. Proceedings.

SFS 1985:841 *Förordningen om miljöfarligt avfall.*

SOU 1992:45 *Miljöfarligt avfall-ansvar och riktlinjer.*

Turner, R.J. *Development of BDAT standards for RCRA wastes.* Waste treatment technologies. Annual meeting of the air and waste management association, 84, Vancouver, BC, June 1991, Vol 11.

US EPA 1992a *Citizen's guide to solvent extraction.* EPA/542/F-92/004.

US EPA 1992b *Citizen's guide to thermal desorption.* EPA/542/F-92/006.

US EPA 1992c *Citizen's guide to soil washing.* EPA/542/F-92/003.

US EPA 1992d *Citizen's guide to innovative treatment technologies for contaminated soils, sludges, sediments and debris.* EPA/542/F-92/001.