

# Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen

Nr. 9 1993

Acceptkriterier for termisk  
renset og ekstraktionsrenset  
jord - Fase 1

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf 31 57 83 10

**Acceptkriterier for termisk rensset  
og ekstraktionsrenset jord**

Fase 1

Finn Pedersen, Axel Damborg og  
Hanne Thomassen, Vandkvalitetsinstituttet  
Poul Bo Larsen, Levnedsmiddelstyrelsen.  
Instituttet for Toksikologi

MILJØSTYRELSEN  
BIBLIOTEKET  
Strandgade 29  
1401 København K

Miljøministeriet  
**Miljøstyrelsen**

# Indholdsfortegnelse

	<b>Side</b>
<b>1. Indledning</b>	<b>5</b>
<b>2. Termisk rensning og ekstraktionsrensning af jord i Danmark</b>	<b>7</b>
2.1 Principper for termisk rensning og ekstraktionsrensning	7
2.2 Etablerede rensningsanlæg i Danmark	8
<b>3. Restindhold af forurenende stoffer i rensed jord</b>	<b>13</b>
3.1 Stofkoncentrationer i relation til analyseteknik	13
3.2 Restindhold i jord rensed på danske anlæg	14
3.3 Udenlandske erfaringer	18
3.4 Konklusion	18
<b>4. Vurdering af rensningsmetoder</b>	<b>21</b>
4.1 Rensningsmetodernes effektivitet	21
4.2 Rensningsmetodernes betydning for dannelse af nye forureningskomponenter	22
4.3 Mobilitet af forureningskomponenter i rensed jord	23
4.4 Biotilgængelighed af stoffer	28
<b>5. Indledende humantoksikologisk vurdering</b>	<b>30</b>
5.1 Udvalgelse af enkeltstoffer	30
5.2 Diskussion og konklusion	32
5.3 Afsluttende kommentarer	35

<b>6. Indledende økotoxikologisk vurdering</b>	<b>36</b>
6.1 Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier	36
6.2 Prioritering af stoffer	39
<b>7. Konklusion</b>	<b>43</b>
<b>8. Referencer</b>	<b>47</b>
<b>Bilag:</b>	<b>49</b>
Oversigt over restforureninger i henholdsvis termisk rensed og ekstraktionsrenset jord i henhold til udenlandske undersøgelser	

# 1. Indledning

Miljøstyrelsen har anmodet Vandkvalitetsinstituttet, ATV (VKI) og Levnedsmiddelstyrelsens Institut for Toksikologi (IT) om at udarbejde forslag til acceptkriterier for restindhold af forurenende stoffer i henholdsvis termisk rensed jord og jord rensed ved ekstraktion.

Baggrunden for igangsættelsen af udredningsarbejdet er, at der er behov for at opstille kriterier for indholdet af restforureninger (acceptkriterier) i jord, der efter at være opgravet og fjernet fra forurenede grunde eller kemikalieaffaldsdepoter renses på et jordbehandlingsanlæg med henblik på genanvendelse. Såfremt den rensede jord overholder de opstillede acceptkriterier, forventes den at kunne anvendes som råjord efter nærmere vejledning fra Miljøstyrelsen.

I Danmark anvendes p.t. 3 forskellige metoder til rensning af forurenede jord:

- mikrobiologisk rensning
- termisk rensning
- ekstraktionsrensning

Miljøstyrelsen har tidligere udsendt vejledning vedrørende acceptkriterier for mikrobiologisk rensed jord /1/. Formålet med nærværende projekt er at udarbejde forslag til acceptkriterier for restforurening i jord rensed ved de 2 øvrige metoder.

Denne rapport omhandler projektets fase 1, hvor der er indsamlet oplysninger om restforurening i termisk rensed og ekstraktionsrensed jord, hvor mobilitet af stoffer ud af den rensede jord er vurderet, og hvor der er foretaget indledende toksikologiske og økotoksikologiske farlighedsvurderinger af restforureninger. På baggrund af gennemgangen er udpeget et antal kritiske stoffer, som kan forekomme som restforurening i termisk rensed og ekstraktionsrensed jord.

I projektets fase 2 foretages undersøgelser af udvaskning af restkoncentrationer af forurenende stoffer fra henholdsvis termisk rensed og ekstraktionsrensed jord. Ligeledes foretages der modelberegninger af nedvaskning af forurenende stoffer til grundvandszonen samt udsivning til overfladevand, idet der tages udgangspunkt i et scenarie, hvor den rensede jord udlægges på et større areal. Ud fra resultater-

ne af fase 2 foretages en vurdering af, hvilke stoffer der vil være mest kritiske. I projektets fase 3 udarbejdes forslag til acceptkriterier for restindhold af disse stoffer i rensed jord. Acceptkriterierne baseres på en vurdering af risici for humantoksikologiske og økotoxikologiske effekter. I den udstrækning, der ikke er fastsat humantoksikologisk og økotoxikologisk baserede jordkvalitetskriterier, udarbejdes der forslag hertil efter principperne i Miljøstyrelsens udkast til vejledning om kvalitetskriterier for forurenede grunde.

Rapportens afsnit 5 er udarbejdet af IT, mens de øvrige afsnit er udarbejdet af VKI.

## 2. Termisk rensning og ekstraktionsrensning af jord i Danmark

### 2.1 Principper for termisk rensning og ekstraktionsrensning

Ved termisk rensning foretages en opvarmning af den forurenede jord. Ved temperaturer på op til ca. 600 °C vil en række organiske komponenter fordampe og/eller nedbrydes ved pyrolysereaktioner. Adskillige uorganiske stoffer som f.eks. komplekse cyanider eller sulfider dekomponerer ligeledes til flygtige produkter ved 400 °C eller oxideres til f.eks. svovldioxid. De fleste flygtige forurenende stoffer kan oxideres fuldstændigt ved forbrænding med overskud af ilt ved 800 - 1200 °C. Desuden fordamper enkelte flygtige tungmetaller (f.eks. arsen, kviksølv) ved opvarmning af den forurenede jord.

Hovedprincippet i ekstraktionsrensning er, at forurenende stoffer i jord frigives fra jordpartikler ved behandling med en ekstraktionsvæske, som efterfølgende fjernes fra jordfasen. Ekstraktionsvæsken kan være organiske ekstraktionsmidler, f.eks. dichlormethan, vand med variabel pH-værdi (tilsætning af syre/base) eller vand tilsat overfladeaktive stoffer eller kompleksdannere, f.eks. EDTA. På det ene anlæg, der i dag er i funktion i Danmark, anvendes udelukkende dichlormethan som ekstraktionsvæske.

Som hovedregel for anvendelse af termisk rensning og ekstraktionsrensning i Danmark vil således gælde, at anlæggene kun kan behandle jord, der er forurenede med organiske stoffer. Som eksempler på stoffer, som forurenede jord i større eller mindre grad kan renses for ved termisk rensning og ekstraktionsrensning, kan nævnes:

- alifatiske og cykliske kulbrinter
- aromatiske kulbrinter
- polyaromatiske kulbrinter
- chlorerede kulbrinter
- chlorerede aromatiske kulbrinter
- phenoler og chlorphenoler

- alkoholer og glycoler
- ketoner
- estere
- aldehyder
- organiske syrer
- aminer
- cyanider
- heterocykliske kvælstof- eller svovlforbindelser
- organofosfater

Der er i nærværende rapport især lagt vægt på ovenstående stofliste. Oplysninger om restkoncentrationer af tungmetaller er dog medtaget i den efterfølgende vurdering, da komplekse jordforureninger i mange tilfælde også indeholder tungmetaller.

## 2.2 Etablerede rensningsanlæg i Danmark

I Danmark er der p.t. registreret tre jordrensningsfirmaer, der renser forurenede jord ved termisk behandling, og et enkelt firma, der renser jorden ved ekstraktion af de forurenende komponenter med dichlormethan (methylenchlorid). Følgende firmaer er registreret:

K.K. Miljøteknik A/S	(termisk anlæg)
FLS-Miljø A/S	(termisk anlæg)
Soil Recovery A/S	(lavtermisk anlæg)
Ren Jord A/S	(ekstraktionsanlæg).

For at få et aktuelt billede af anvendte rensningsmetoder og rensningseffektiviteter i forbindelse med ekstraktionsrensning og termisk rensning af forurenede jord er der i juni 1992 udsendt spørgeskemaer til jordrensningsfirmaerne for at få oplysninger vedrørende:

- anlægstype og -kapacitet
- forbrændingstemperatur/ekstraktionsmiddel
- hidtil behandlede jordtyper
- hidtil behandlede forureningstyper
- koncentrationer af forureningskomponenter før og efter rensning

VKI har modtaget skriftlige besvarelser fra samtlige firmaer med undtagelse af Soil Recovery, som telefonisk har meddelt, at anlægget



ikke behandler forurenede jord, men derimod boremudder, male/slibeslam, sandfangsmateriale, etc.

Nedenfor gives en kortfattet beskrivelse af de 3 øvrige firmaers rensningsmetoder.

### **K.K. Miljøteknik A/S**

K.K. Miljøteknik gennemfører for nærværende forsøg med termisk behandling af forurenede jord på forbrændingsanlæg (F 1) på Kommunekemi A/S i Nyborg. På anlægget kan renses alle forekommende jordtyper samt alle typer af olie-, kemikalie- og tjæreforurenede jord.

Driftstemperaturen i rotéovnen er angivet til 800 °C og i efterforbrændingskammeret er den angivet at være 1200 °C. Kapaciteten på anlægget er 8 tons/time.

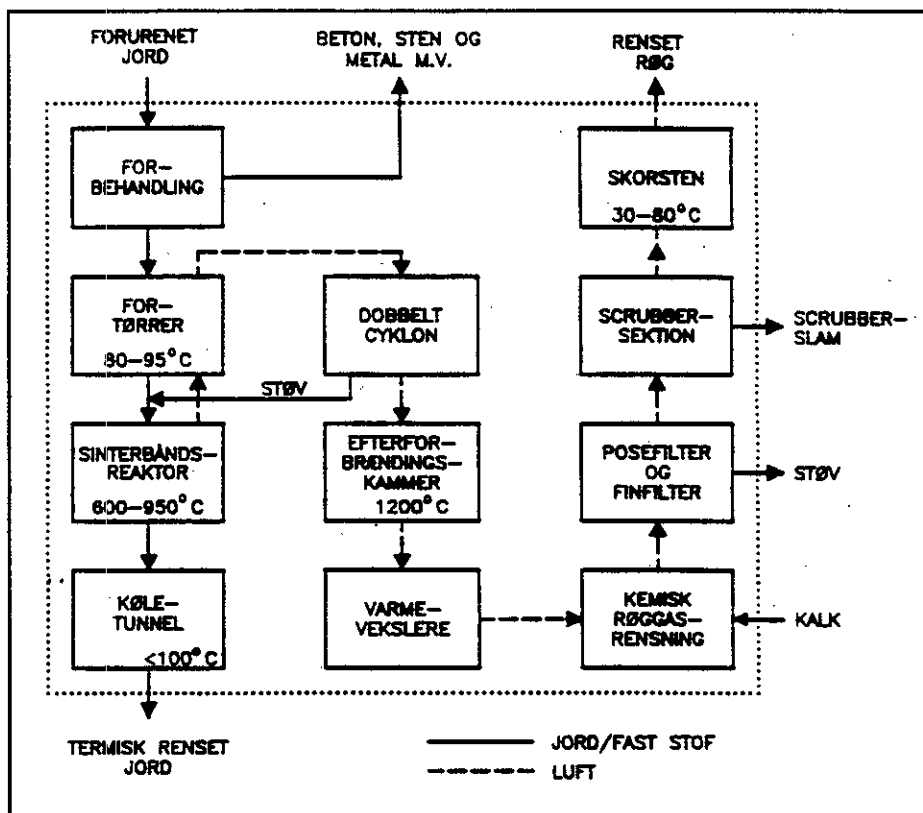
K.K. Miljøteknik A/S undersøger og vurderer for tiden en række forskellige termiske behandlingsanlæg med henblik på valg af anlæg til opførelse i Rødby. Der er endnu ikke truffet endelig beslutning om hvilket fabrikat, der skal anskaffes. Et termisk jordbehandlingsanlæg med direkte opvarmning af jord på et transportbåndsystem (fabrikat Kettenbauer GmbH & Co.) med en kapacitet på 10 tons/time indgår i vurderingen og prioriteres højt.

Den termiske proces på Kettenbauer-anlægget sker i form af afdampning af forurenede jord (direkte opvarmning på transportbånd) og efterforbrænding af gasserne. Nedenstående processkema illustrerer anlæggets opbygning (figur 2.1).

Efter forbehandling af jorden doseres denne på et vejebånd ned i en fortørrer. Forbrændingsgas samt forvarmet luft passerer gennem jordlaget i fortørreren og opvarmer det til 95-180°C. Herved fordampes let flygtige forureningskomponenter. Jorden ledes herefter til reaktoren, hvor den termiske proces - dekomponering og afdampning af jordens forureningskomponenter - finder sted. Jorden opvarmes af et antal overliggende og underliggende specialbrændere over hele transportbåndets bredde. Jordtykkelsen på båndet varierer fra 30-90 mm, idet de varme røggasser ikke har mulighed for at gennemtrænge en større lagtykkelse. Opholdstiden er normalt 20-50 min. Temperaturen kan varieres i intervallet 600-950 °C afhængigt af hvilke forureningskomponenter, der renses for.

Figur 2.1

Processkema for termisk jordrensning, Kettenbauer GmbH & Co.



### FLS Miljø A/S

FLS Miljø har planlagt at igangsætte et høj-termisk jordrensningsanlæg, Dania Jordrens I/S i Assens (Mariager). Da ansøgningen om myndighedsgodkendelse endnu ikke er færdigbehandlet, er behandlingen af forurenede jord endnu ikke igangsat i fuldskala.

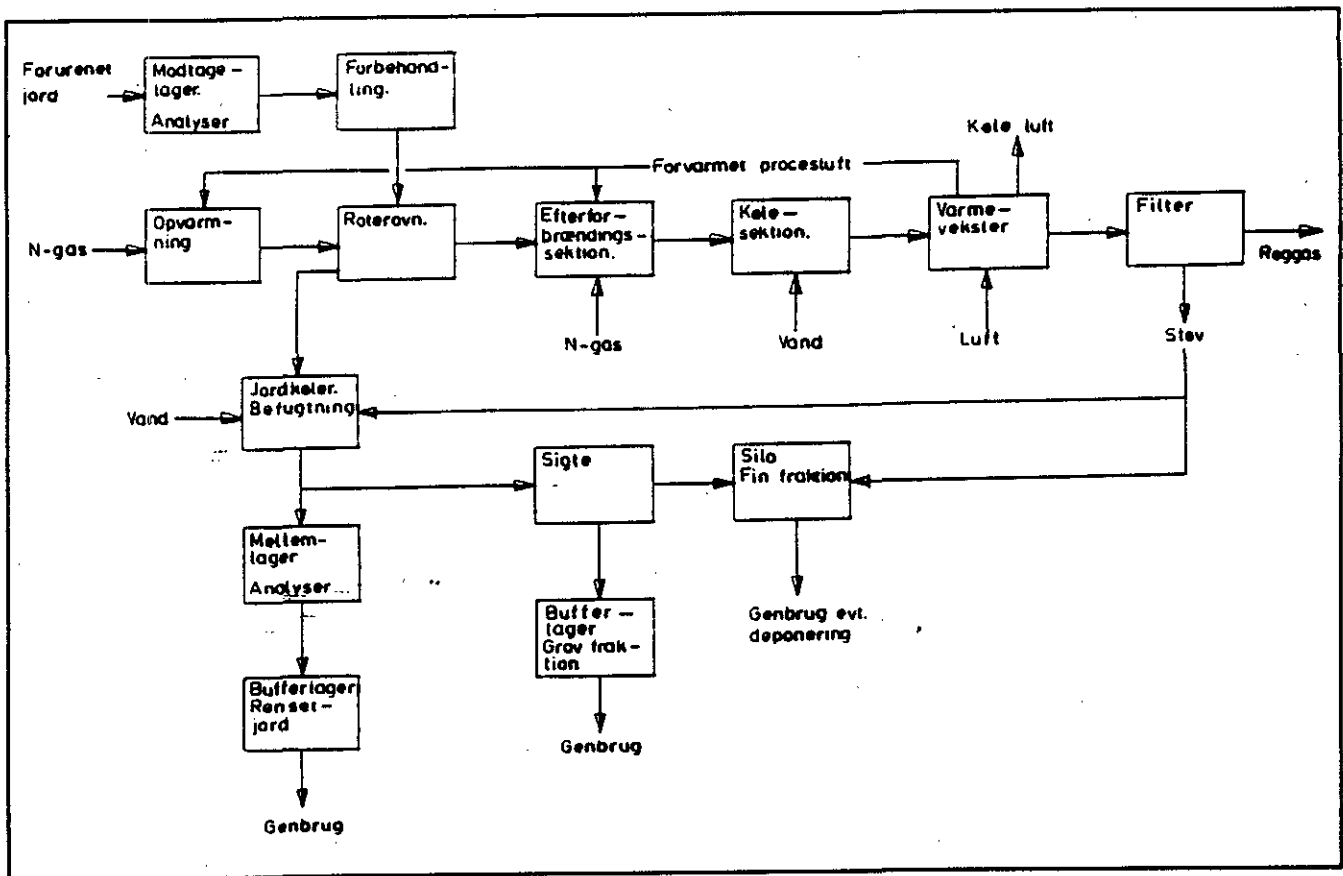
Forbrændingstemperaturen i rotéovnen er 600-800 °C og 950-1100 °C i efterbrænderen. Der er ikke givet oplysninger på opholdstiden i rotéovnen. Kapaciteten på anlægget forventes at blive 15 tons/time.

Alle jordtyper forurenede med organiske stoffer samt cyanider forventes at kunne renses på anlægget i Assens.

Et processkema af Dania Jordrens ses i figur 2.2.

Figur 2.2

Processkema for termisk renselanlæg, Dania Jordrens (FLS Miljø).



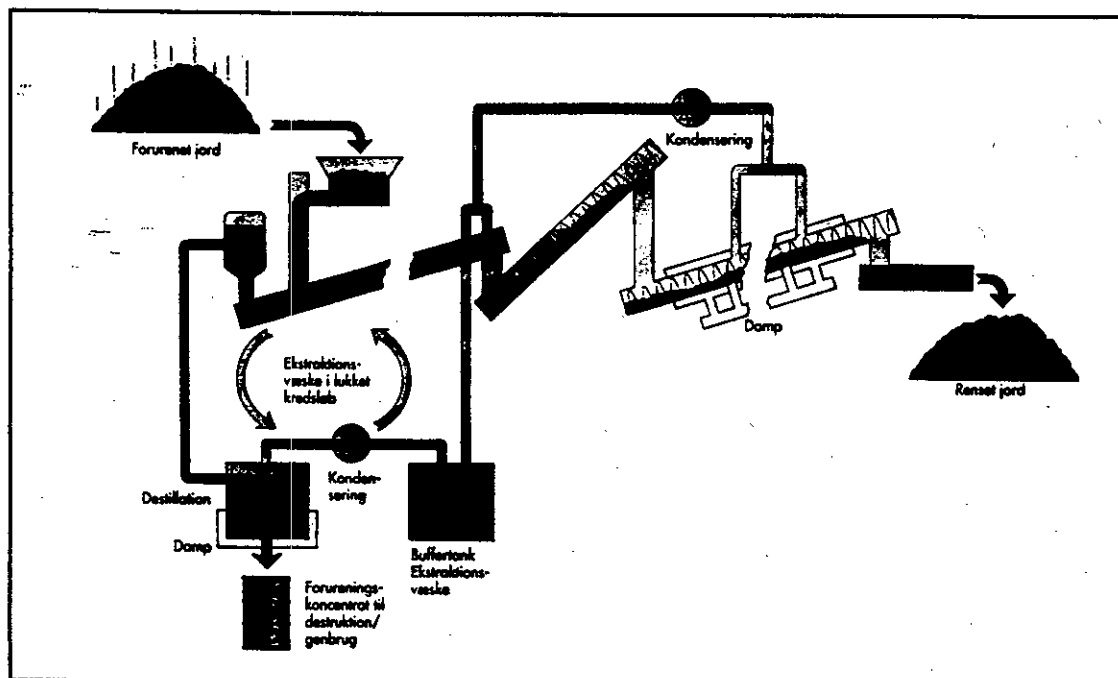
### Ren Jord A/S

Ren Jord anvender et mobilt ekstraktionsanlæg, som er et container-baseret inline-anlæg til kontinuerlig rensning af forurennet jord ved anvendelse af modstrømsekstraktions teknologi. Jordrensningen foregår i et ekstraktions- og dampstripningsmodul (se figur 2.3). Anlægget udvikles som prototype af A/S Phønix Contractors, Phønix Miljø. I 1992 har anlægget været under ombygning og forventes driftsklart i løbet af 1993. Herved forventes opnået en kapacitet på op til 10 tons pr. time. Anlæggets driftstemperatur i ekstraktionsdelen er fra ca.  $-10^{\circ}\text{C}$  til ca.  $24^{\circ}\text{C}$  svarende til luftens temperatur. Som ekstraktionsvæske anvendes dichlormethan (methylenechlorid).

Efter forbehandling af den forurenede jord (homogenisering, neddeling) føres denne ind i ekstraktionsmodulet, hvor jorden gennemstrømmes af ekstraktionsvæsken, der opløser og skylles forureningskomponenterne ud af jorden ved modstrømsekstraktion.

**Figur 2.3**

*Processkema for ekstraktionsrens anlæg, Ren Jord.*



Under jordrensningen i ekstraktionsmodulet føres ekstraktionsvæsken med de opløste forureningskomponenter til et destillationsanlæg, hvor ekstraktionsvæsken afdestilleres. Forureningskomponenterne opsamles med henblik på genanvendelse eller destruktion.

Efter ekstraktionsrensningen føres jorden ind i et dampstrippingsmodul, hvor resterende ekstraktionsvæske afstrippes ved dampgenblæsning og opvarmning til ca. 100 °C.

Metylenchlorid dampene kondenseres i vandkølemodulet og føres videre til buffertanken, hvorfra ekstraktionsvæsken kan genanvendes.

### **3. Restindhold af forurenende stoffer i renset jord**

Eksisterende oplysninger om restindhold af forurenende stoffer i samt sammensætning og karakter af termisk renset jord og jord renset ved ekstraktion er indsamlet fra danske og udenlandske kilder med henblik på opstilling af en stofliste, der kan danne baggrund for vurdering af rensningseffektivitet og restindhold relateret til rensemetode.

Indledningsvist må det pointeres, at de analyseprogrammer, der i de enkelte tilfælde er iværksat, afspejler en forventning om forurenings sammensætning. Det kan dog ikke udelukkes, at også andre stofgrupper vil kunne være indeholdt i forureningen, ligesom der under rensningsprocessen potentielt vil kunne dannes, mobiliseres eller tilføres andre forureningskomponenter. De nedenfor opstillede lister over stoffer, der potentielt kan findes som restforureninger i renset jord, kan derfor ikke betragtes som en fuldstændig liste.

#### **3.1 Stofkoncentrationer i relation til analyseteknik**

Forud for kemisk identifikation og kvantificering af forurenende stoffer i jord kan anvendes tre principielt forskellige ekstraktionsmetoder, der repræsenterer forskellige mål for tilgængelighed af de forurenende stoffer:

- traditionel oplukningsmetode (for eksempel pentanekstraktion), der giver et "totalt" billede af forureningsindhold af organiske stoffer.
- batch udvaskningsforsøg, der afspejler den potentielle udvaskning gennem et forholdsvist langt udvaskningsforløb.
- kolonneudvaskning, der giver en mere detaljeret beskrivelse af et tidsmæssigt udvaskningsforløb og primært af initialudvaskningen (simuleringstest).

I forbindelse med både risikovurderinger af forurenede jord og fastsættelse af acceptkriterier for renset jord bør det vurderes, hvilke stoffraktioner i jorden, det er relevant at kvantificere. Det vil kunne være en fordel at operere med udvaskelig og dermed biotilgængelig

fraktion, idet størrelsen af denne fraktion vil være mere anvendelig til vurdering af potentielle effekter, da det ikke umiddelbart er nødvendigt at tage højde for jordtype og rensningsmetode.

De tilgængelige oplysninger om restforureninger i rensed jord baseres i stor udstrækning på analyser af totalindhold. Da eksisterende humantoksikologisk og økotoksikologisk baserede jordkvalitetskriterier bygger på totalindhold, vil de efterfølgende vurderinger af restforureningerne i den rensede jord tage udgangspunkt heri.

## 3.2 Restindhold i jord rensed på danske anlæg

### 3.2.1 Oplysninger fra jordrensefirmaer

3 danske jordrensefirmaer har leveret oplysninger om initial- og restkoncentrationer af organiske forureningskomponenter i rensede jorde. Disse er angivet i tabellerne 3.1 - 3.3 tillige med beregnede rensningseffektiviteter.

I tabel 3.1 er angivet initial- og restkoncentrationer samt rensningseffektiviteter for den af K.K. Miljøteknik udførte termiske behandling på Kommunekemi.

**Tabel 3.1**

Initial- og restkoncentrationer samt rensningseffektivitet, K.K. Miljøteknik.

Stofnavn	CAS-nr.	Initial-koncentration (mg/kg)	Rest-koncentration (mg/kg)	Rensnings-effektivitet (%)
Tjære		5 - 60	< 5	?
Cyanid	74-90-8	8 - 140	1	88 - 99
Benzen	71-43-2	3 - 10	0,1	97 - 99
Toluen	108-88-3	2 - 40	0,1	95 - > 99
Naphthalen	91-20-3	4 - 2100	0,1	98 - > 99
Phenanthren	85-01-8	20 - 1700	0,1	99 - > 99
Fluoranthren	206-44-0	5 - 1200	0,1	98 - > 99
Benz(a)pyren	50-32-8	5 - 1300	0,2	96 - > 99

FLS Miljø har i en laboratorieovn rensset en moræneler og en morænesand forurenset med vejtjære, og i tabel 3.2 er der angivet restkoncentrationer af forureningskomponenter for de to rensede jorde.

Initialkoncentrationen af organiske forureningskomponenter er angivet til totalt 5000 mg/kg jord, og det er derfor ikke muligt i dette tilfælde at beregne en rensningseffektivitet.

**Tabel 3.2**  
Restkoncentrationer i forsøgsrenset jord, FLS Miljø.

Stofnavn	CAS-nr.	Restkoncentration, moræneler (mg/kg)	Restkoncentration, morænesand (mg/kg)
Benzen	71-43-2	< 0,01	< 0,01
Toluen	108-88-3	< 0,05	< 0,05
Xylener	1330-20-7	< 0,05	< 0,05
Phenol	108-95-2	< 0,02	< 0,02
Anilin	62-53-3	< 0,02	< 0,02
Naphthalen	91-20-3	0,57	0,66
Phenanthren/ Anthracen	85-01-8 120-12-7	< 0,01	< 0,01
Fluoranthren	206-44-0	< 0,01	< 0,01
Pyren	129-00-0	< 0,01	< 0,01
Chrysen	218-01-9	< 0,01	< 0,01
Benz(a)pyren	50-32-8	< 0,05	< 0,05
Perylen	198-55-0	< 0,05	< 0,05

I tabel 3.3 er restkoncentrationer af forureningskomponenter angivet for Ren Jord's ekstraktionsanlæg.

**Tabel 3.3**  
Restkoncentrationer efter ekstraktionsrensning, Ren Jord.

Stofnavn	CAS-nr.	Rest-koncentration (mg/kg)
Dieselolie	-	5
Smøreolie	-	50
Benzen	71-43-2	< 1 - 2
Toluen	108-88-3	< 1
Naphthalen (incl. methylnaphthalen)	91-20-3	1 - 7
Phenanthren	85-01-8	4 - 22
Fluoranthren	206-44-0	< 1 - 4
Pyren	129-00-0	2 - 4
Benz(a)pyren	50-32-8	< 2
Dichlormethan	75-09-2	0,3 - 2,4
Tetrachlorethylen	127-18-4	< 1,0
Trichlorethylen	79-01-6	< 1
1,1,1-trichlorethan	71-55-6	5,6

### 3.2.2 Analyser af rensed jord

I forbindelse med projektets fase 2, hvor udvaskning af restforurenin-  
ger i rensed jord vil blive vurderet, er der modtaget 2 prøver af termisk  
rensed jord fra K.K. Miljøteknik A/S og 2 prøver af ekstraktionsrensed  
jerd fra Ren Jord A/S.

Inden igangsættelse af udvaskningsforsøg er prøvernes indhold af  
restforurenin-ger blevet analyseret. Resultaterne er vist i tabel 3.4.

De 2 prøver af ekstraktionsrensed jord kan ikke anses for repræsenta-  
tive for ekstraktionsanlæggets effektivitet, da de er forsøgsrensed på  
et anlæg under færdigudvikling, /17/. Generelt må de analyserede  
jordprøver desuden betragtes som mere eller mindre tilfældigt valgte  
stikprøver, da der kun er tale om i alt 4 prøver af rensed jord.

Den samlede koncentration af BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og  
xylener) er i de termisk rensede jorde på 0,1-0,2 mg/kg, hvilket er  
lavere end Miljøstyrelsens acceptkriterier for mikrobiologisk rensed  
jerd (0,5 mg/kg) /1/.



Tabel 3.4

Koncentrationer af restforureninger i jordprøver (alle koncentrationer i mg/kg tørvægt).

Stofnavn	CAS-nr.	Termisk rensset (K.K. Miljøteknik A/S)		Ekstraktionsrenset (Ren Jord A/S)	
		"Nyrenset"	"Lagerjord"	"Billund"	"Bromør"
Cyanid (total)	74-90-8	<0,1	<0,1	-	3,9
Benzen	71-43-2	0,06	0,10	<0,01	<0,01
Toluen	108-88-3	0,03	0,05	<0,01	<0,01
Ethylbenzen	100-41-4	<0,01	0,01	<0,01	<0,01
Xylen	1330-20-7	0,01	0,05	<0,01	<0,01
Phenoler	108-95-2	<0,001	<0,001	0,002	0,03
Dieselolie	-	<2	<2	<2	<2
Naphthalen	91-20-3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenanthren	85-01-8	<0,1	<0,1	<0,1	0,2
Anthracen	120-12-7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluoranthren	206-44-0	<0,1	0,1	0,4	0,3
Pyren	129-00-0	<0,1	0,1	<0,1	0,3
Benz(j)- fluoranthren	207-08-9	<0,1	0,1	1,1	0,9
Benz(a)pyren	50-32-8	<0,1	<0,1	1,6	0,6
Total PAH	-	<0,1	0,8	3,2	3,4
Total kul- brinter	-	4,9	8,9	380	60
Dichlor- methan	75-09-2	-	-	<0,002	<0,002

I de ekstraktionsrensede jorde er koncentrationen af BTEX-forbindelserne lavere end detektionsgrænsen på 0,01 mg/kg. I alle de analyserede jordprøver er der spor af dieselolie (1-2 mg/kg), men indholdet er lavere end detektionsgrænsen (2 mg/kg).

Koncentrationerne af PAH-forbindelser efter termisk rensning er generelt lavere end detektionsgrænsen på 0,1 mg/kg, mens koncentrationerne er lidt højere efter ekstraktionsrensning. De samlede koncentrationer overstiger dog ikke Miljøstyrelsens acceptkriterier for mikrobiologisk rensset jord (5 mg/kg) /1/. I de ekstraktionsrensede jorde overstiger de samlede koncentrationer af total kulbrinter dog Miljøstyrelsens acceptkriterier for totalt indhold af kulbrinter i mikrobiologisk rensset jord (25-50 mg/kg), /1/. Det er dog ikke muligt

at vurdere, om der i dette tilfælde er tale om naturligt forekommende humuskomplekser, som ikke fjernes ved ekstraktionsrensningen. Som ovenfor nævnt er der desuden tale om forsøgsrenset jord, der ikke nødvendigvis er repræsentativt for det færdigudviklede anlægs renssevne.

### **3.3 Udenlandske erfaringer**

Med henblik på at udvide datagrundlaget for prioriteringen af, hvilke stoffer der bør vurderes nærmere i forbindelse med fastsættelsen af acceptkriterier, er der indsamlet udenlandske erfaringer med rensning af forurenede jord. Oplysninger om koncentrationer af forureningskomponenter før og efter rensning samt rensningseffektivitet er angivet i bilaget. De udenlandske erfaringer er indsamlet gennem en litteratursøgning i internationale databaser (Chemical Abstract, Pascal, NTIS, Compendex Plus, Enviroline, Pollution Abstracts). Desuden er der taget kontakt til USA's miljøstyrelse (EPA) og den tyske miljøstyrelse (UBA), ligesom der er søgt oplysninger i "proceedings" fra konferencer om forurenede jord (NATO-konferencer, TNO-konferencer). Det er ikke lykkedes at finde yderligere oplysninger om restforureninger i rensede jord og acceptkriterier herfor.

En række af de udenlandske erfaringer med jordrensning bygger på andre rensningsmetoder end de metoder, der anvendes eller forventes anvendt i Danmark, for eksempel termisk rensning ved lavere temperatur ( $< 600\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), eller ekstraktionsrensning med vand. Desuden mangler der for en del referencer en nærmere specificering af rensningsbetingelserne. Det er derfor ikke relevant at sammenligne disse undersøgelser med danske forhold. Kun restkoncentrationer i jord rensede under forhold, der er sammenlignelige med forholdene i de danske rensningsmetoder, er derfor medtaget i den samlede oversigt over restkoncentrationer i tabel 3.5.

### **3.4 Konklusion**

En samlet oversigt over restkoncentrationer i jord rensede på danske anlæg eller efter sammenlignelige metoder er vist i tabel 3.5. Der skal gøres opmærksom på, at tabellen ikke kan betragtes som fuldstændig, da de anførte kemiske stoffer snarere må afspejle, hvad man analytisk-kemisk har ledt efter, end hvad jorden rent faktisk har indeholdt.

Tabel 3.5  
Restkoncentrationer af forurenende stoffer i rensed jord.

Stofnavn	CAS-nr.	Koncentration i termisk rensed jord (mg/kg)	Koncentration i ekstraktionsrensed jord (mg/kg)
Arsen	7440-38-2	3,0 - 7,1	-
Bly	7439-92-1	2,3 - 255	-
Cadmium	7440-43-9	0,2 - 0,8	-
Chrom	7440-47-3	225	-
Kobber	7440-50-8	9,4 - 518	-
Kviksølv	7439-97-6	0,03 - 4,1	-
Nikkel	7440-02-0	50	-
Zink	7440-66-6	6,6 - 1140	-
Cyanid	74-90-8	0,05 - 4	3,9
Aromatiske hydrocarboner	-	0,1	-
Olie	-	10 - 40	-
Dieselolie	-	< 2	< 2 - 5
Mineralolie	-	< 0,05 - < 1	50
Benzin	-	< 0,05	-
Benzen	71-43-2	< 0,01 - 0,1	< 0,01 - 2
Toluen	108-88-3	0,03 - 0,1	< 0,01 - < 1
Ethylbenzen	100-41-4	< 0,01 - 0,01	< 0,01
Xylen	1330-20-7	0,01 - 0,05	< 0,01
Phenol	108-95-2	< 0,001 - 2,2	< 0,002
Anilin	62-53-3	< 0,02	-
PAH	-	0,1 - 5	1,5 - 3,1
Naphthalen	91-20-3	< 0,1 - 1	< 0,1 - 7
Phenanthrene	85-01-8	< 0,1 - 0,1	< 0,1 - 22
Anthracene	120-12-7	< 0,01 - < 0,1	< 0,1
Fluoranthene	206-44-0	< 0,01 - 0,1	0,3 - 4
Pyren	129-00-0	< 0,01 - 0,1	< 0,1 - 4
Chrysen	218-01-9	< 0,01	-
Perylen	198-55-0	< 0,05	-
Benz(j)fluoranthen	207-08-9	< 0,1 - 0,1	0,9 - 1,1
Benz(a)pyrene	50-32-8	< 0,05 - 0,2	0,6 - 1,6
Total kulbrinter	-	5 - 9	60 - 380
Halogenerede hydrocarboner	-	0,30	-
Dichlormethan	75-09-2	-	< 0,002 - 2,4
Chlorerede opløsningsmidler	-	-	< 1,0 - 5,6
Chlorbenzener	-	0,005 - 0,008	-
Chlorphenoler	-	0,001 - 0,05	-
PCB (total)	1336-36-3	< 0,01 - 0,32	-
TCDD	1746-01-6	1·10 <sup>-6</sup> - 50·10 <sup>-6</sup>	-

K.K. Miljøteknik's og FLS Miljø's oplysninger om restkoncentrationer i termisk rensed jord svarer i store træk til de koncentrationer, som VKI i forbindelse med projektets fase 2 har målt i de rensede jordprøver, som K.K. Miljøteknik har stillet til rådighed. Desuden er niveauerne af restforureninger i termisk rensede jorde generelt set sammenlignelige med restforureninger, som er rapporteret i udenlandske kilder for tilsvarende anlæg (se bilag).

Ren Jord's oplysninger om restforureninger i ekstraktionsrenset jord er vanskeligere at sammenligne med de koncentrationer, som VKI har målt i ekstraktionsrenset jord. Generelt er koncentrationerne af de fleste stoffer i følge Ren Jord's oplysninger højere end de koncentrationer, som VKI har målt i den jord, som Ren Jord har kunnet stille til rådighed. Forskellene kan eventuelt bero på, at Ren Jord's ekstraktionsanlæg er under færdigudvikling. De målte koncentrationer er således ikke nødvendigvis repræsentative for det færdigudviklede anlægs rensesevne. Med udgangspunkt i de af VKI målte koncentrationer må det konkluderes, at koncentrationerne af PAH-forbindelser synes at være højere end i termisk rensed jord, idet der er målt en samlet koncentration af PAH-forbindelser på mindst ca. 3 mg/kg i de 2 jordprøver. Der er ikke fundet udenlandske referencer, der beskriver restkoncentrationer i jord, der er ekstraktionsrenset med dichlormethan eller andre organiske opløsningsmidler.

Ved sammenligning af de 2 rensningsmetoder ses, at koncentrationerne af BTEX-forbindelser og phenoler med ovennævnte forbehold generelt set er højere i termisk rensed jord end i ekstraktionsrenset jord, mens koncentrationerne af PAH-forbindelser og olie- og tjæreforbindelser generelt set er højere i ekstraktionsrenset jord end i termisk rensed jord. Der bør dog ikke drages for vidtrækkende konklusioner på baggrund af en sådan sammenligning, da datamaterialet er forholdsvis spinkelt, og da forskellene således kan være forårsaget af forskelle i forureningstype, stofkoncentration og jordtype.

Ud over rensemetoderne vil en række andre forhold have betydning for koncentrationerne af restforureninger i rensed jord. Disse forhold diskuteres nærmere i afsnit 4.

## 4. Vurdering af rensningsmetoder

### 4.1 Rensningsmetodernes effektivitet

Der foreligger ikke danske oplysninger om rensningsmetodernes effektivitet over for forskellige typer forureningskomponenter i relation til jordtyper. Ligeledes findes der i udenlandske kilder kun i få tilfælde oplysninger om sammensætningen af den forurenede jord. Det er derfor vanskeligt at uddrage generelle erfaringer vedrørende jordtypens betydning for rensningseffektivitet og restindhold.

For termisk behandling af forurenede jord foreligger dog oplysninger om restindhold af PCB, olie og tjærekomponenter (PAH-forbindelser) i lerede, muldede og sandede jorde (se tabel 4.1).

Tabel 4.1

Restindhold og rensningseffektivitet efter termisk rensning af forskellige jordtyper forurenede med PCB, olie og tjærekomponenter i henhold til udenlandske referencer.

Stof	Jordtype	Startindhold (mg/kg)	Restindhold (mg/kg)	Effektivitet (%)
PCB	sand	35500-44500	< 2 - 52	> 99,9
	muld	489-642	< 2	> 99,6
Olie	sand	ca. 100000	10	99,9
	ler	ca. 30000	40	99,8
PAH	sand	ca. 1000	5	99,5
	lermuldet sand	ca. 10000	0,1	> 99,9
Phenanthren	sand	5,4	0,07	98,7
	ler	13,4	0,22	98,4
Anthracen	sand	1,1	0,01	99,1
	ler	1,7	0,03	98,2
Flouranthen	sand	8,7	0,08	99,1
	ler	3,6	0,11	96,9
Benz(a)pyren	sand	4,0	0,04	99,0
	ler	1,1	0,05	95,5

Som det fremgår af tabel 4.1 synes rensningseffektiviteten generelt set at være bedst ved rensning af sandet jord. Ved et øget indhold af ler eller muld reduceres effektiviteten en smule og restindholdet af forureningskomponenterne bliver større.

For rensning af forurenede jord ved ekstraktion foreligger der kun sammenlignelige oplysninger om rensningseffektiviteten for olie og total cyanid i sand og lermuldet sand. Som ekstraktionsmiddel er anvendt vand. Disse data er angivet i tabel 4.2.

**Tabel 4.2**

Restindhold og rensningseffektivitet efter rensning ved vandig ekstraktion af forskellige jordtyper forurenede med olie og total cyanid i henhold til udenlandske referencer.

Stof	Jordtype	Startindhold (mg/kg)	Restindhold (mg/kg)	Effektivitet (%)
Olie	sand	ca. 8000	80	99,0
	lermuldet sand	ca. 4000	110	97,3
Total cyanid	sand	ca. 900	20	97,8
	lermuldet sand	ca. 800	30	96,3

Som det er tilfældet med termisk behandling, synes der at være en tendens til, at rensningseffektiviteten ved rensning med vandekstraktion er højest ved behandling af sandede jorde. Et indhold af ler/muld reducerer effektiviteten og giver et højere restindhold end ved rensning af sandjord.

## 4.2 Rensningsmetodernes betydning for dannelse af nye forureningskomponenter

Ved termisk rensning af forurenede jord sker en opvarmning af jorden, der dels bevirker en fordampning af forureningskomponenterne dels en pyrolyse (oxidation) af specielt organiske komponenter, der i sidste instans kan føre til en fuldstændig mineralisering af de or-

ganiske stoffer. Effektiviteten af pyrolysen er afhængig af det fysiske design af det termiske anlæg, herunder homogeniteten af opvarmningen, ilttilgangen og forbrændingstemperaturen.

Under pyrolysen er der mulighed for en ufuldstændig forbrænding af de organiske stoffer og en reaktion mellem intermediære forbrændingskomponenter med dannelse af nye stoffer til følge.

Ved termisk behandling mellem 200 og 700°C kan den ufuldstændige mineralisering føre til dannelse af en lang række lavmolekylære forbindelser inden for grupperne aldehyder, syrer, ketoner samt alifatiske, cykliske og aromatiske hydrocarboner. Ved temperaturer på 250-350°C kan der dannes (chlorerede) dibenzofuraner og -dioxiner (TCDF og TCDD) ud fra et indhold af chlorerede forbindelser. Fuldstændig destruktion af chlorerede dioxinforbindelser kræver temperaturer på 850-1200°C i 2 sekunder og ved overskud af ilt.

I det indsamlede materiale vedrørende effektiviteten af termisk behandling er der set op til 3 ganges forøgelse af indholdet af TCDF i termisk behandlet jord.

Ved ekstraktion af forurenede jord kan der forventes et restindhold af ekstraktionsmidlet efter rensning. I Danmark anvendes kun det organiske ekstraktionsmiddel dichlormethan, som kun i mindre udstrækning vil adsorberes til jordens naturlige indhold af organisk stof.

Mulige vandige ekstraktionsmidler er specielt syrer og EDTA/NTA. Syrerne er som regel uorganiske syrer, og restindholdet i den rensede jord vil væsentligst bevirke en forurening af jorden afhængig af jordmineralernes bufferkapacitet. EDTA/NTA er organiske syrer, der kan danne komplekser med positivt ladede ioner i jorden. Stofferne er moderat nedbrydelige, og efter udlægning af den rensede jord, må der forventes at forløbe en længere periode før sådanne ekstraktionsmidler er signifikant nedbrudt.

### **4.3 Mobilitet af forureningskomponenter i rensede jord**

Ved termisk rensning og ekstraktionsrensning af forurenede jord sker der - ud over en reduktion af indholdet af forurenende stoffer - en ændring af jordens kemiske sammensætning. Dette kan ændre adsorptionen af de forurenende stoffer til jorden, og vil kunne øge mobiliteten. Det er derfor af betydning at kunne vurdere forurenings-

komponenternes ændrede mobilitet som følge af jordens ændrede sammensætning.

I det følgende beskrives forureningskomponenternes binding (adsorption) til jord afhængig af jordens sammensætning og til slut vurderes betydningen af den ændrede sammensætning ved termisk rensning og ekstraktionsbehandling.

#### 4.3.1 Binding (adsorption) til jord

Fordelingen af forureningskomponenterne mellem jordvæsken og jordens faste stof kan normalt beregnes ved hjælp af Freundlichs isoterm /8/, der udtrykker sammenhængen mellem koncentrationen af stof bundet til den faste fase ( $C_s$ ) og koncentrationen af stof opløst i jordvæsken ( $C_w$ ):

$$C_s = K_d \cdot C_w^{1/n}$$

Adsorptionskoefficienten  $K_d$  afhænger både af det adsorberede stof og af jordtypen. Sammenhængen mellem den adsorberede og den opløste koncentration er ikke lineær, men ofte ligger konstanten  $1/n$  i området 0,7 - 1,1 /9/. Freundlich isoterm for adsorption kan, såfremt  $1/n$  er tilnærmelsesvist 1, reduceres til /8/:

$$C_s = K_d \cdot C_w$$

#### Binding af positive ioner (metaller)

Bindingen af positivt ladede stoffer (specielt metaller og organiske aminer) sker til de krystallinske lerminerale. Bindingen kan ske til negative ladninger i lerminerale som er en følge af strukturelle ufuldstændigheder i lerminerale eller indhold af oxider af silicium, aluminium og jern. Disse bindings-sites er ikke hydrolyserbare, og jordens binding af positive ioner til disse sites er derfor ikke afhængig af pH-værdien i jordvæsken.

Positive ioner bindes desuden til lerminerale overflader, til organiske syregrupper bundet til aluminium og jern(III) samt til humus-stoffer. Disse bindings-sites kan ændres ved en ændret pH-værdi i jordvæsken, og bindings-kapaciteten ændres derved /8/. Ved lave pH-værdier (pH 4,2 - 6,6) er cadmium, kviksølv, nikkel og zink relativt mobile, arsen, beryllium og chrom er moderat mobile og



kobber, bly og selen er svagt mobile. I neutrale/alkaliske jorde er arsen og chrom relativt mobile, mens beryllium, cadmium, kviksølv og zink er moderat mobile, og kobber, bly og nikkel er svagt mobile /10/.

Den samlede kapacitet for binding af positive ioner til en jord udtrykkes i jordens kation-bytnings-kapacitet (CEC, cation exchange capacity).

### **Binding af uladete organiske stoffer**

Adsorptionen af uladete organiske stoffer til jorden sker overvejende til jordens indhold af organisk stof (humusstoffer) /9/. Adsorptionen af organiske stoffer til en jord afhænger således af jordens indhold af organisk kulstof samt stoffernes lipofilitet (fordelingskoefficient mellem n-octanol og vand,  $\log P_{ow}$ ).

Adsorptionsstyrken af de organiske stoffer udtrykkes i en adsorptionskoefficient til det organiske kulstof ( $K_{oc}$ ). Der anvendes ofte en korrelation mellem  $K_{oc}$  og  $\log P_{ow}$ , der er fremkommet ved undersøgelser af adsorptionen af aromater og polyaromatiske forbindelser /9/:

$$\log K_{oc} = 1,00 \cdot \log P_{ow} - 0,21$$

Nyere vurderinger angiver dog, at  $\log K_{oc}$  er tilnærmelsesvis identisk med  $\log P_{ow}$  /12/.

Den samlede adsorptionskoefficient for uladete organiske stoffer til jord ( $K_d$ ) udtrykkes som funktion af  $K_{oc}$  og indholdet af organisk kulstof i jorden ( $f_{oc}$ ):

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

### **Binding af negativt ladede ioner**

Negativt ladede ioner kan i mindre udstrækning bindes til vandige oxider af metaller (aluminium, jern og mangan) på overfladerne af lerminerallerne samt til basiske N-grupper i humusstoffer. Der vil specielt være tale om binding af svage uorganiske syrer (fosfat, selenit, selenat, molybdat, arsenat og arsenit), dissocierede uorganiske syrer (sulfat og fluorid) samt dissocierede organiske syrer /8/. Bindningen af negativt ladede ioner er dog lille.

For dissocierbare stoffer vil det således altovervejende være den udissoциerede forbindelse, der adsorberes og tilbageholdes i jorden. Det må derfor vurderes, hvor stor en del af et stof der er dissocieret ved den aktuelle pH-værdi i jordvæsken ud fra stoffernes syrestyrkekonstant ( $pK_a$ ):

$$pK_a = -\log \left( \frac{[A^-] \cdot [H^+]}{[AH]} \right)$$

hvor  $[AH]$  er koncentrationen af den uladete forbindelse.

#### 4.3.2 Mobilitet i termisk rensed jord

I termisk behandlet jord vil der ske en foraskning af jordens naturlige indhold af organisk stof (humusstoffer m.v.). Da jordens humusstoffer adsorberer og tilbageholder de uladete organiske forbindelser vil den termisk behandlede jord have en langt mindre kapacitet for adsorption af restindholdet af organiske forureningskomponenter, som derfor bliver lettere tilgængelige både for udvaskning og eksponering af organismer i jorden efter udlægning.

Olieforbindelser inklusiv PAH'er fjernes i stor udstrækning (>90%) ved den termiske behandling, således at restkoncentrationer efter rensningen oftest er lavere end 1 mg/kg. Også chlorerede organiske forbindelser fjernes i stor udstrækning, men der er dog målt høje restkoncentrationer af lindan og PCB, ligesom der er målt en nettoproduktion af TCDF i forbrændingsanlæg med lave gastemperaturer.

Bindingen af den organiske restforurening kan vurderes ud fra restindholdet af organisk kulstof i jorden og  $\log P_{ow}$  for de enkelte komponenter. I tabel 4.3 er angivet værdier for  $\log P_{ow}$  og  $K_d$  i jord med forskelligt indhold af organisk kulstof samt syrestyrkekonstanter for de organiske kemikalier, som ved dataindsamlingen er fundet at forekomme i rensed jord.

Da humussyrerne også udgør en del af jordens adsorptionskapacitet for metaller (og positivt ladede organiske stoffer) vil udvaskeligheden af følgefureninger med metaller forøges. Metaller fjernes i en vis udstrækning ved den termiske rensning, men det må vurderes, at fjernelsen hovedsagelig skyldes omfordeling til flyveaskefraktionen. Dog vil kviksølv i en vis udstrækning kunne fordampe. Ændringen af adsorptionen af metaller i termisk behandlet jord vurderes at være

af mindre betydning, da jorde forurennet med metaller ikke vil gennemgå en termisk rensning som eneste rensningsproces.

**Tabel 4.3**

Fordelingskoefficienter mellem n-octanol og vand ( $\log P_{ow}$ ), adsorptionskoefficienter i forskellige jordtyper ( $K_d$ ) samt syrestyrkekonstanter ( $pK_s$ ) for organiske kemikalier, som ved dataindsamlingen er fundet at forekomme i rensset jord /13, 14, 15, 16/.

	log $P_{ow}$	$K_d$			$pK_s$
		0,1%	0,5%	1,0%	
Benzen	2,13	0,13	0,67	1,3	
Toluen	2,73	0,54	2,7	5,4	
Xylen	3,20	1,6	7,9	15,8	
Phenol	1,46	0,029	0,14	0,29	9,994
Naphthalen	3,37	2,3	11,7	23,4	
Phenanthren	4,46	28,8	144	288	
Anthracen	4,45	28,2	141	282	
Flouranthen	5,33	214	1069	2138	
Benz(a)pyren	5,98	955	4775	9550	
Dichlormethan	1,25	0,018	0,089	0,178	
HCH, lindan	3,61	4,1	20,4	40,7	
Chlorbenzen	2,84	0,69	3,5	6,9	
Dichlorbenzen	3,52	3,3	16,6	33,1	
2-Chlorphenol	2,15	0,14	0,71	1,4	8,52
3-Chlorphenol	2,50	0,32	1,6	3,2	9,12
4-Chlorphenol	2,39	0,25	1,2	2,5	9,41

#### 4.3.3 Mobilitet i ekstraktionsrenset jord

Ved ekstraktion af en forurennet jord vil en del af det naturlige organiske stof (humusstoffer mv.) fjernes, hvorved kapaciteten for adsorption af den organiske restforurening formindskes. Restindholdet af organiske forureningskomponenter bliver således mere mobile, omend forøgelsen af mobiliteten ikke forventes at være så stor som ved termisk behandling. Ved ekstraktion med vand udvaskes største-

delen af jordens indhold af fine lerpartikler /2/, der udgør en stor del af jordens kapacitet for binding af metaller.

Ren Jord oplyser dog, at de samme forhold ikke gør sig gældende ved brug af dichlormethan som ekstraktionsmiddel, /17/.

Metaller fjernes i en vis udstrækning (50-80%) ved ekstraktionsprocessen, men der er dog målt høje koncentrationer af enkelte metaller efter rensning. Olieprodukter inklusiv PAH'er vil kunne fjernes i stor udstrækning (>90%), men der er dog målt høje koncentrationer i tilfælde, hvor der har været en stor forurening inden rensningen. Endelig kan der være restkoncentrationer af chlorerede organiske stoffer efter rensning.

En særlig problemstilling udgøres af selve ekstraktionsmidlet. En række forskellige stoffer og blandinger kan anvendes som ekstraktionsmidler, og i tilfælde hvor disse er sundheds- eller miljøfarlige, vil disse i sig selv kunne resultere i problemer. For eksempel er det almindeligt, at ekstraktionsmidlet dichlormethan efter rensning kan være til stede i koncentrationer på 0,3-2,4 mg/kg (jf. tabel 3.3).

#### **4.4 Biotilgængelighed af stoffer**

Der er kun fundet et mindre antal undersøgelser af stoffers biotilgængelighed fra rensed jord. Generelt set er disse kun udført på ekstraktionsrenset tungmetalforurenede jord.

I en undersøgelse af biotilgængelighed og optagelse af metaller fra rensed jord er der målt koncentrationer af arsen, cadmium, kobber, bly og zink i regnorme, radiser og salat, der er eksponeret i henholdsvis forurenede jord, ekstraktionsrenset jord og ekstraktionsrenset jord beriget med kompost og inkuberet i ca. 6 måneder /2/. Det er konkluderet, at koncentrationerne i testorganismerne var lavere ved inkubering i rensed jord end i forurenede jord. Berigning af den rensede jord med kompost medførte en yderligere reduktion af den akkumulerede metalmængde, således at koncentrationerne lå på niveau med koncentrationer i organismer fra forholdsvis uforurenede referencejord. Der var desuden en tendens til, at biotilgængeligheden af metallerne, udtrykt som den relative koncentrationsforøgelse, blev forøget i den rensede jord, men at den i forhold hertil blev reduceret i kompostberiget jord /2/.

Der synes således at være en tendens til, at ekstraktionsrensning forøger metallers biotilgængelighed for optag i jordlevende organismer, men at denne forøgede tilgængelighed modsvares af, at metalindholdet i jordene reduceres gennem renseprocessen, således at de akkumulerede koncentrationer i organismene er lavere i de rensede jorde end i de forurenede jorde.

## 5. Indledende humantoksikologisk vurdering

Som udgangspunkt for en humantoksikologisk vurdering af restforureninger i termisk behandlet jord og ekstraktionsmiddelbehandlet jord anvendes data fra tabel 3.5 vedrørende fundne restkoncentrationer efter rensning. Tabellen er udarbejdet af VKI og er fremkommet dels ved litteratursøgning og dels ved indsamling af data fra danske jordrensningsfirmaer.

### 5.1 Udvalgelse af enkeltstoffer

I det efterfølgende udvælges hvilke af stofferne i tabel 3.5, det vil være rimeligt at vurdere nærmere i toksikologisk henseende. Som fremgangsmåde ved denne udvælgelse er det valgt at sammenligne de fundne slutkoncentrationer i jorden med danske og øvrige landes humantoksikologisk baserede kvalitetskriterier for indhold af de pågældende stoffer i jorden. Såfremt slutkoncentrationen ligger på et niveau, der kan nærme sig eller overskrider de angivne grænseværdier, vil det være nødvendigt, at underkaste stofferne en nærmere humantoksikologisk vurdering. Det skal som tidligere nævnt understreges, at de anførte koncentrationsopgivelser for stofferne ikke må tages for eksakt, men at de snarere afspejler den størrelsesorden, der skal sammenlignes med grænseværdierne.

Yderligere lægges der også vægt på størrelsen af rensningsgraden - for de enkelte stoffer, idet en lav rensningsprocent kan nødvendiggøre et kvalitetskrav til den rensede jord selv ved forholdsvis lav forureningsgrad i den urensede jord. (Angivelse af oprensningprocenterne i tabel 5.1 og 5.2 stammer fra udenlandske undersøgelser refereret i bilaget).

Idet tabel 3.5 gennemarbejdes med vægt lagt på ovennævnte forhold opnås nedenstående tabeller 5.1 og 5.2, der indeholder de stoffer/stofgrupper, hvor der vil være risiko for en overskridelse af en eller flere af de anførte grænseværdier. Baggrunden for selv betydelige afvigelser mellem de forskellige landes værdier kendes ikke altid fuldt ud, idet der kan ligge flere forskellige overvejelser bag (humantoksikologiske, økotoksikologiske eller administrative overvejelser).

Danske og svenske værdier er som regel humantoksikologisk baseret og kun i sjældnere tilfælde fastsat ud fra økotoksikologiske hensyn.

Tabel 5.1  
Termisk rensset jord, liste over mulige betænelige stoffer.

Forureningskomponent	Konc. efter rensning (mg/kg)	Opr. %	DK	S	D	NL(A/B)	UK
PAH	0,1-5	99-100	5	10	1	1/20	50
CN, kompleksbundet			500	500	25	5/50	250
CN, frit	0,05-4	97-100	10	10	1	1/10	25
PCB	0,01-0,32	99,9			1	0,05/1	
TCDD	1-50·10 <sup>-6</sup>				0,0001		
Phenol	0,001-2,2	82-100		100	10	0,02/1	5
Bly	2,3-255	15-98	40	30	100	50/150	500
Arsen	3,0-7,1	8-70	20	10	7	20/30	10
Kviksølv	0,03-4,1	87-96		2	0,5	0,5/2	1
Cadmium	0,2-0,8	60-94		10	1,5	1/5	3
Kobber	9,4-518	72	200*		100	50/100	130*
Chrom, total	225	72	100*		100	100/250	600
Chrom (VI)			20		5		25
Nikkel	50	71			50	50/100	70*
Zink	6,6-1140	66	500*		300	200/500	300*

\* Værdier baseret på økotoksikologiske hensyn.  
 \* Baggrundsmaterialet oplyser ikke entydigt, hvorvidt værdien refererer til frit cyanid alene.

DK: Danske, humantoksikologiske kriterier udarbejdet i forbindelse med branchevejledninger (MST 1991).  
 S: Svenske, humantoksikologiske kriterier udarbejdet af Institut för Miljömedicin, Karolinska Institutet (IMM 1990).  
 D: Tyske kriterier for følsom anvendelse i Berlin (Berliner Liste, 1990).  
 NL: Hollandske A/B-værdier (A-værdier svarer til ikke kontaminerede områder, dvs. referanceværdier. B-værdier svarer til niveauer, hvor overskridelse kræver nærmere undersøgelse og vurdering) (NL 1988).  
 UK: Engelske "Trigger values" svarer til de hollandske B-værdier (UK 1990).

**Tabel 5.2**  
Ekstraktionsmiddelrenset jord, liste over mulige betænelige stoffer.

Forureningskomponent	Konc. efter rensning mg/kg	Opr. %	Kriterier mg/kg				
			DK	S	D	NL(A/B)	UK
Cyanid	3,9*	93-100	500	500	25	5/50	250
CN, frit			10	10	1	1/10	25
PAH	1,5->30	95-100	5	10	1	1/20	50
Aromater	<10	-			2	0,1/7	
Phenol	0,002	96		100	10	0,02/1	5
Dichlor-methan	0,002-2,4	-			5	-/5	

\* Total cyanid

- DK: Danske, humantoksikologiske kriterier udarbejdet i forbindelse med branchevejledninger (MST 1991).  
S: Svenske, humantoksikologiske kriterier udarbejdet af Institut för Miljömedicin, Karolinska Institutet (IMM 1990).  
D: Tyske kriterier for følsom anvendelse i Berlin (Berliner Liste, 1990).  
NL: Hollandske A/B-værdier (A-værdier svarer til ikke kontaminerede områder, dvs. referanceværdier. B-værdier svarer til niveauer, hvor overskridelse kræver nærmere undersøgelse og vurdering) (NL 1988).  
UK: Engelske "Trigger values" svarer til de hollandske B-værdier (UK 1990).

## 5.2 Diskussion og konklusion

### Metaller

For metallerne vedkommende ses ikke overraskende, at koncentrationerne af disse i den rensede jord kun i mindre grad påvirkes af de 2 rensemetoder.

For jord forurenede med metalforbindelser vil det derfor være relevant at sætte grænser for restkoncentrationer i den rensede jord. Det er på det foreliggende grundlag ikke muligt at afgøre hvilke metaller, det vil være mest relevant at udarbejde kriterier for, idet det selvfølgelig vil være oplagt at koncentrere sig om de metaller, der er mest aktuelle i den type jordforureninger, der hyppigst tænkes oprenset ved enten termisk behandling eller ekstraktionsmiddelbehandling.

I princippet kan kriterier for alle metallerne således komme på tale. For de hyppigst forekommende metaller kan der være tale om generelt gældende kriterier, hvor overholdelse efterprøves i alle tilfælde,



mens der for sjældnere forekommende metaller kan være tale om kriterier til brug udelukkende i relevante enkeltsager.

### **PAH, tjære**

Indhold af tjære (stenkulstjære kan indeholde 25-60% PAH) og PAH vurderes at kunne udgøre et problem efter begge rensningsmetoder, dog især ved ekstraktionsmiddelbehandlingen, da denne metode sandsynligvis vil være mindst effektiv til fjernelse af disse komponenter. Der savnes indtil videre oplysninger om hvilke PAH-forbindelser, der er dominerende efter termisk behandling, idet man kan forestille sig, at nogle bestemte grupper af PAH-forbindelser er mere varmeresistente end andre, således at der forholdsmæssigt sker en ophobning af disse forbindelser. Endvidere kan der eventuelt forekomme dannelse af nogle af disse mere varmeresistente forbindelser under varmebehandlingen.

### **Aromater**

Med aromater (aromatiske kulbrinter) tænkes her på benzen og naphthalen samt alkylsubstituerede derivater heraf. Disse stoffer må, som tabellen anfører, formodes især at kunne restere i ekstraktionsmiddelbehandlet jord, da disse stoffer skulle være relativt let nedbrydelige ved forbrænding.

Det vil i forbindelse med et kriterie stillet til ekstraktionsmiddelbehandlet jord være relevant at vide, hvilke stoffer der aktuelt forekommer i forureningen, idet eventuelle rester af benzen vil betyde meget for et samlet kriterie for aromatindholdet. Et separat kriterie for benzen, som er det mest betænkelige stof i denne gruppe, og et samlet kriterie for øvrige aromater kan dog tænkes.

### **Cyanid**

Det er ikke oplyst, hvorvidt de anførte restkoncentrationer af cyanid er gældende for kompleksbundet cyanid, syreopløseligt cyanid eller frit tilgængeligt cyanid. Det vil være afgørende at vide hvorledes jordrensningen (især termisk behandling) påvirker forholdet mellem disse cyanidfraktioner, før der kan tages yderligere stilling til relevansen af eventuelle cyanidkrav til jorden.

### **PCB**

Her savnes oplysninger om, i hvilken udstrækning ekstraktionsbehandling fjerner disse stoffer. Endvidere savnes oplysninger om, hvor hyppigt der forekommer PCB-forurenet jord for at vurdere relevansen af et eventuelt krav til den rensede jord. Ved sværere

PCB-forureninger synes varmebehandling ikke at kunne fjerne PCB-forbindelserne i en sådan udstrækning, at de forholdsvis lave grænser, som andre lande foreskriver kan overholdes.

Endelig kan der være mulighed for dannelse af mindre mængder PCB ved ophedning af for eksempel chlorerede aromatiske kulbrinter eller andre chlorholdige forbindelser. Sidstnævnte forhold bør belyses nærmere.

Ved sværere udgangsforureninger med PCB må et PCB-krav for den rensede jord være relevant. Relevansen for et generelt gældende kriterie kan indtil videre ikke vurderes.

### **TCDD**

TCDD er forkortelsen for gruppen af tetrachlorerede dibenzodioxiner. Her savnes oplysninger om hvor hyppigt disse stoffer optræder i forurenede jord, samt især muligheden for dannelsen af disse stoffer ved den termiske behandling af jorden (kan især dannes ved opvarmning af PCB-stoffer samt ved opvarmning af andre chlorerede aromatiske kulbrinter).

Relevansen for et generelt kriterie for disse stoffer kan på grund af manglende oplysninger indtil videre ikke vurderes.

### **Phenol**

Phenoler (f.eks. phenol, cresol, xylenol) forekommer normalt i meget lave koncentrationer i jord. Baggrunden for de lave værdier fra Holland (1 mg/kg) og Tyskland (1 mg/kg) kendes ikke, men de er næppe humantoksikologisk baserede.

Yderligere betragtninger, der bør inddrages for disse stoffer, er lugt og vandopløselighed. Man må formode, at lugtgrænsen for stofferne i jord er lavere end for eksempel den svenske værdi. Endvidere kan den relativt høje vandopløselighed medføre risiko for nedsivning med regnvandet, hvorfor dette aspekt kunne tænkes at påvirke et jordkrav.

Et krav for phenoler kan således være relevant såfremt en erkendt phenolforurening foreligger. Et generelt krav er næppe relevant.

### **Dichlormethan**

Restkoncentrationen af dichlormethan (anvendes som ekstraktionsmiddel ved jordrensning) ses umiddelbart at ligge væsentligt under f.eks. Tysklands og Hollands grænseværdier for indhold af chlore-

rede kulbrinter. Det skønnes dog relevant at fastsætte et generelt jordkvalitetskrav for det anvendte ekstraktionsmiddel - ikke mindst da dichlormethan betragtes som muligt kræftfremkaldende hos mennesker.

### **5.3 Afsluttende kommentarer**

I denne indledende fase af projektet kan der ved en foreløbig human-toksikologisk screening på baggrund af de indkomne data udpeges en række enkeltstoffer og stofgrupper, der må betragtes for potentielt betænkelige. For disse stoffer skønnes det relevant at foretage en nærmere undersøgelse af deres forekomst i rensed jord samt vurdere deres toksikologiske potentiale og på baggrund heraf eventuelt at fremkomme med konkrete jordkvalitetskrav.

Det må være afgørende at få indkredset, hvilke typer jordforureninger man specielt sigter på skal behandles ved de angivne rensemetoder, da der ved behandling af mange forskellige forureningstyper vil kunne være problemer med restkoncentrationer af en meget lang række af forskellige kemiske stoffer. Ved at kende udgangsforureningen mere nøjagtigt og ved at holde sig til bestemte typer af forureninger vil man lettere kunne pejle sig ind på hvilke kemiske stoffer og hvilke jordkvalitetskrav, det er mest relevant at kontrollere efter rensningsprocessen.

For termisk behandlet jord synes det endvidere relevant at opnå en bedre viden om hvilke stoffer, der faktisk resterer i jorden, idet man teoretisk set kan tænke sig, at en række stoffer kan dannes ved opvarmningen (f.eks. PAH, PCB og dioxiner).

## 6. Indledende økotoxikologisk vurdering

Restkoncentrationer af forurenende stoffer i rensed jord vil kunne resultere i enten direkte eller indirekte økotoxikologiske effekter. Direkte effekter vil kunne ramme de organismer (dyr, planter, mikroorganismer), der efterfølgende vil kunne leve i eller på den rensede jord. Indirekte effekter vil kunne ramme organismer, der lever i miljøer, som efterfølgende eksponeres af forurenende stoffer fra den rensede jord. Dette vil typisk være nærtliggende vandområder. Umiddelbart set vil stofkoncentrationer, som beskytter mod direkte effekter, også beskytte mod indirekte effekter, da terrestriske organismer antages at være nogenlunde lige så følsomme som akvatiske organismer.

### 6.1 Økotoxikologiske jordkvalitetskriterier

Til brug for en indledende vurdering er der indsamlet oplysninger om fastsatte økotoxikologiske jordkvalitetskriterier. I Danmark er der kun i få tilfælde fastsat jordkvalitetskriterier baseret på økotoxicitet /18/, og det har derfor været nødvendigt at anvende udenlandske kriterier. I Holland har der i de seneste år været udført et stort arbejde med henblik på at udvikle metoder til fastsættelse af miljøkvalitetskriterier og efterfølgende at fastsætte kriterier for et større antal stoffer. Hvor der ikke findes dansk fastsatte jordkvalitetskriterier, er der i mangel af bedre anvendt hollandske, hvor det har været muligt.

I Holland opereres der med 2 typer af kriterier: "målværdier" hvor risici for økotoxikologiske effekter anses for negligerbare (svarende til jordkvalitetskriterier), og "grænseværdier" som er midlertidige målsætninger, der afspejler både miljømæssige effekter og aktuelle tekniske og økonomiske muligheder. Grænseværdierne fastsættes ofte, så de svarer til et "maksimalt tilladeligt risiko-niveau", ved hvilket 95 % af økosystemets arter ydes fuld beskyttelse mod økotoxiske effekter af det aktuelle stof. Målværdier fastsættes som et "negligerbart risiko-niveau" som oftest svarende til 1 % af det maksimalt tilladelige niveau, idet der bl.a. tages hensyn til usikkerhed i fastsættelsen af det maksimalt tilladelige niveau og til tilstedeværelse

af andre toksiske stoffer, der vil kunne bidrage til en samlet toksisk effekt over for økosystemets arter. Dog er målværdier for metaller fastsat som koncentrationer i relativt uforureneede områder omregnet til koncentrationer i standardjord (25% lerindhold, 10% organisk stof), mens målværdier for stoffer, hvor der ikke er lavet en økotoxikologisk risikovurdering, bl.a. er fastsat, så de svarer til A-værdier /3/, som i forbindelse med vurderinger af forureneede grunde angiver en øvre grænse for acceptabelt indhold i "uforurenet" jord.

For de få stoffer, hvor det ikke har været muligt at finde eksisterende jordkvalitetskriterier, er der udarbejdet en screeningsværdi, som kan opfattes som et foreløbigt jordkvalitetskriterie. Screeningsværdien er fastsat ud fra oplysninger om stoffets toksicitet over for akvatiske organismer ved hjælp af en foreløbig metode beskrevet i et rapportudkast til Miljøstyrelsen /4/. Screeningsværdien er fastsat for en standardjord med 10% organisk stof (ca. 4% organisk kulstof) og et vandindhold på 35%. Screeningsværdierne skal dog tages med betydelige forbehold, da de kun bygger på et overslag og ikke en detaljeret stofvurdering.

I tabel 6.1 er der for hvert af de stoffer, der er identificeret som restforurening i termisk og ekstraktionsrenset jord, angivet eksisterende danske hovedsageligt humantoksikologisk baserede jordkvalitetskriterier, økotoxikologisk baserede jordkvalitetskriterier (hollandske målværdier) samt tentativt fastsatte økotoxikologiske screeningsværdier.

Det er ikke på det foreliggende grundlag muligt at finde fastsatte jordkvalitetskriterier eller at fastsætte screeningsværdier for stofblandinger eller samleparametre. Det vil sige, at det ikke umiddelbart er muligt at vurdere effekter af grupper som for eksempel hydrocarboner, oliekomponenter og stenkulstjære. Disse fraktioner kan dog findes som restkoncentrationer i så store mængder i især ekstraktionsrenset jord, at de bør prioriteres til yderligere vurdering i projektets senere faser.

Tabel 6.1 Jordkvalitetskriterier og screeningsværdier for forurenende stoffer i rensed jord.

Stofnavn	CAS-nr.	MST's JKK (mg/kg)	Økotoxikologisk JKK <sup>1</sup> (mg/kg)	Screeningsværdi (mg/kg)
Arsen	7440-38-2	20	29	
Bly	7439-92-1	40	85	
Cadmium	7440-43-9	-	0,8	
Chrom	7440-47-3	100 <sup>3</sup>	100	
Kobber	7440-50-8	200 <sup>3</sup>	36	
Kviksølv	7439-97-6	-	0,3	
Nikkel	7440-02-0	-	35	
Zink	7440-66-6	-	140	
Cyanid	74-90-8	-	1 5	
-frit				
-kompleks				
Aromatiske hydrocarboner	-	-	-	-
Olie	-	-	-	-
Dieselolie	-	-	-	-
Mineralolie (totalindhold)	-	-	50	
Benzin	-	- <sup>2</sup>	-	-
Benzen	71-43-2	1,5	0,05(d)	
Toluen	108-88-3	- <sup>2</sup>	0,05(d)	
Ethylbenzen	100-41-4	-	0,05(d)	
Xylen	1330-20-7	- <sup>2</sup>	0,05(d)	
Phenol	108-95-2	-	0,05(d)	
PAH (PCA, PNA)	-	10		
Naphthalen	91-20-3	- <sup>2</sup>	0,015	
Phenanthrene	85-01-8	-	0,045	
Anthracene	120-12-7	-	0,05	
Fluoranthene	206-44-0	-	0,015	
Pyren	129-00-0	-	-	0,02 <sup>4</sup>
Chrysen	218-01-9	-	0,02	
Perylen	198-55-0	-	-	0,02 <sup>4</sup>
Benz(j)fluoranthen	207-08-9	-	0,025 <sup>5</sup>	
Benzo(a)pyrene	50-32-8	0,1	0,025	
Stenkulstjære	-	-	-	-
Halogenerede hydrocarboner	-	-	-	-
Dichlormethan	75-09-2	-	<d	0,01
Tetrachlorethylen	127-18-4	-	0,01	
Chlorbenzener	-	-	0,0025-0,01	
Chlorphenoler	-	-	0,001-0,003	
PCB (total)	1336-36-3	-	0,02	
TCDD	1746-01-6	-	-	3·10 <sup>-10</sup>

1) Hollandske "målverdier"  
 2) Krav fastsat ift. afdampning og konc. i luft  
 3) Økotoxikologisk baseret jordkvalitetskriterie

4) Tentativt fastsat som lignende PAH-forbindelser  
 5) Værdien gælder for benz(k)fluoranthen  
 d) Detektionsgrænse

Jordkvalitetskriterier fastsættes ofte for en standardjord med et indhold af organisk stof på 10% og et lerindhold på 25%. De rensede jorde vil derimod have andre fysisk-kemiske sammensætninger, hvorved stoffernes mobilitet og biotilgængelighed vil påvirkes. Dette vil især gælde for termisk rensede jorde, hvor det færdigrensede produkt er forasket og har et meget lille indhold af organisk stof, mens indholdet af små partikler (ler) i ekstraktionsrenset jord kan være reduceret. Disse ændrede forhold vil forøge forurenende stoffers mobilitet og biotilgængelighed, således at stofferne ved samme koncentration i den rensede jord som i en normal jord potentielt vil kunne udøve en forøget toksicitet. De angivne jordkvalitetskriterier vil således ikke direkte kunne anvendes til vurdering af farlighed eller risici over for populationer, der eventuelt efterfølgende vil kunne immigrere og etableres i den rensede jord. Det må dog vurderes, at jordkvalitetskriterierne vil kunne anvendes til den indledende prioritering af, hvilke stoffer eller stofgrupper der må anses for miljømæssigt mest kritiske.

## 6.2 Prioritering af stoffer

Prioriteringen af hvilke forurenende stoffer, der bør vurderes yderligere, kan tage udgangspunkt i, om restkoncentrationen overstiger det fastsatte jordkvalitetskriterie eller screeningsværdi. Til dette formål er forhold mellem restkoncentrationer ved de forskellige rensningsmetoder (termisk (t) og ekstraktion (e)) og jordkvalitetskriterier beregnet (se tabel 6.2). Hvis forholdet er større end 1, vil der potentielt være risiko for direkte økotoksikologiske effekter over for organismer, der under normale omstændigheder ville kunne leve i jorden.

Størrelsen af de beregnede forhold kan dog ikke umiddelbart anvendes til en egentlig risikovurdering af restforureninger i den rensede jord, da mange af jordkvalitetskriterierne er fastsat til detektionsgrænsen for analyse af stoffet i jord, og da tilsvarende mange af koncentrationerne er lavere end detektionsgrænsen. Desuden ændres jordens fysisk-kemiske egenskaber ved både termisk rensning og ekstraktionsrensning, og en egentlig risikovurdering må tage højde for disse forhold. De beregnede forhold vurderes dog at kunne anvendes til den indledende prioritering af hvilke stoffer, der efterfølgende bør vurderes nærmere.

### 6.2.1 Termisk rensed jord

I termisk rensed jord overstiger de højeste metalkoncentrationer i næsten alle tilfælde de økotoksikologisk baserede jordkvalitetskriterier med en faktor på op til ca. 10. Jordkvalitetskriterierne i tabel 6.1 er fastsat for en standardjord, men hvis humusindholdet sættes lig 0, kan jordkvalitetskriterier for en jord uden organisk indhold fastsættes ved hjælp af omregningsformlerne i tabel 4.4. Dette fører dog ikke til væsentligt lavere jordkvalitetskriterier, selv om disse formodentlig vil være noget mere usikre ved så lavt et humusindhold. Forurenede jord vil som tidligere nævnt ikke kunne renses for ikke-flygtige tungmetaller gennem termisk behandling, men da der i mange tilfælde kan være tale om komplekse forureninger, kan det være svært at undgå tungmetaller i den jord, som skal renses. På baggrund heraf vurderes det derfor relevant at medtage tungmetaller i den videre vurdering.

Restkoncentrationerne af en række organiske stoffer (cyanid (afhængigt af om der er målt frit eller kompleksbundet cyanid), BTEX-forbindelser, PAH-forbindelser, chlorerede organiske stoffer) er fundet i koncentrationer op til ca. 10 gange højere end kvalitetskriterierne, idet dog naphthalen overstiger kriteriet med ca. 70 gange. Desuden er phenol fundet i koncentrationer på op til ca. 40 gange jordkvalitetskriteriet.

Det må således konkluderes, at de fleste af de gennemgåede stofgrupper bør prioriteres til nærmere vurdering. Det gælder især tungmetaller, cyanid, BTEX-forbindelser, phenol, PAH'er og chlorerede organiske stoffer.

### 6.2.2 Ekstraktionsrensed jord

Der er ikke fundet oplysninger om tungmetallindhold i jord, der er rensed ved ekstraktion med dichlormethan. Ligesom for den termisk rensede jord, må der dog også for ekstraktionsrensed jord antages, at der vil kunne være tungmetaller i jord, der renses ved ekstraktion. Dog vil tungmetallerne alt andet lige ikke være lige så mobile i ekstraktionsrensed som i termisk rensed jord.

Restindholdet af cyanid er lavere end de fastsatte kvalitetskriterier. Koncentrationerne af BTEX-forbindelser er i de prøver, som VKI har analyseret, i alle tilfælde lavere end stoffernes jordkvalitetskriterier, mens Ren Jord har fundet højere koncentrationer i andre rensede jorde. I de modtagne prøver af ekstraktionsrensed jord resterer forholdsvis lave koncentrationer af phenol. Koncentrationerne af



PAH-forbindelserne er i næsten alle tilfælde højere i ekstraktionsrenset jord end i termisk rensede jord, og koncentrationer på op til ca. 500 gange højere end stoffernes jordkvalitetskriterier er fundet. Koncentrationen af ekstraktionsmidlet dichlormethan i den rensede jord angives af Ren Jord A/S til at være op til 2,4 mg/kg, men generelt mindre end 1 mg/kg, hvilket dog er 100 gange højere end stoffets tentativt fastsatte jordkvalitetskriterie. Ved VKI's analyser af rensede jord blev der dog ikke fundet dichlormethan, og i dette tilfælde er forholdet mindre end 1. Endelig er der i ekstraktionsrenset jord fundet forholdsvis høje koncentrationer af olie og tjære overstigende det fastsatte jordkvalitetskriterie for totalt indhold af mineralolie på 50 mg/kg.

Det må således konkluderes, at tungmetaller, cyanid, phenol, PAH-forbindelser, chlorerede organiske stoffer, olie- og tjæreforbindelser samt ekstraktionsmidlet dichlormethan bør prioriteres for nærmere vurdering.

Tabel 6.2  
 Forhold mellem restkoncentrationer og jordkvalitetskriterier.

Stofnavn	CAS-nr.	Konc(t) JKK	Konc(e) JKK
Arsen	7440-38-2	0,1-0,2	-
Bly	7439-92-1	0,03-3	-
Cadmium	7440-43-9	0,3-1	-
Chrom	7440-47-3	2	-
Kobber	7440-50-8	0,3-14	-
Kviksølv	7439-97-6	0,1-14	-
Nikkel	7440-02-0	1,4	-
Zink	7440-66-6	0,05-8	-
Cyanid	74-90-8	0,05-4	3,9
Aromatiske hydrocarboner	-	-	-
Olie	-	-	-
Diesellole	-	-	-
Mineralolie	-	0,001-0,02	1
Benzin	-	-	-
Benzen	71-43-2	<0,2-2	<0,2-40
Toluen	108-88-3	<0,6-2	<0,2-<20
Ethylbenzen	100-41-4	<0,2-0,2	<0,2
Xylen	1330-20-7	0,2-1	<0,2
Phenol	108-95-2	<0,02-44	<0,04
PAH	-	0,01-0,5	0,15-0,31
Naphthalen	91-20-3	<6,7-67	<6,7-470
Phenanthrene	85-01-8	<2,2-2,2	<2,2-490
Anthracene	120-12-7	<0,2-2	<2
Fluoranthene	206-44-0	<0,67-6,7	20-270
Pyren	129-00-0	<0,5-5	<5-200
Chrysen	218-01-9	<0,5	-
Perylen	198-55-0	<2,5	-
Benz(j)fluoranthen	207-08-9	<4-4	36-44
Benz(a)pyrene	50-32-8	2-8	24-64
Stenkulstjære	-	-	-
Halogenerede hydrocarboner	-	-	-
Dichlormethan	75-09-2	-	<0,2-<240
Tetrachlorethylen	127-18-4	-	<100
Chlorbenzener	-	0,5-3,2	-
Chlorphenoler	-	0,02-17	-
PCB (total)	1336-36-3	<0,5-16	-
TCDD	1746-01-6	$3 \cdot 10^3$ - $170 \cdot 10^3$	-

## 7. Konklusion

Indledningsvist er der givet en kortfattet oversigt over de eksisterende og umiddelbart planlagte danske anlæg til henholdsvis termisk behandling og ekstraktionsbehandling af forurenede jord. På baggrund af de 2 behandlingsprincipper er der givet en oversigt over hvilke forureningstyper, det er muligt at behandle gennem henholdsvis termisk rensning og ekstraktionsrensning.

Fra danske jordrensefirmaer samt fra udenlandske kilder er der indsamlet oplysninger om restkoncentrationer af forurenende stoffer i termisk rensede og ekstraktionsrensede jord. På baggrund heraf er der i tabel 3.5 opstillet en liste over potentielle restforureninger. I denne forbindelse må det pointeres, at der også kan findes andre stoffer i rensede jord, idet den opstillede liste naturligvis kun afspejler de stoffer, der ud fra en faglig vurdering er analyseret for. Ved tilrettelæggelse af analyseprogram bør der desuden tages højde for, at der under rensningsprocessen kan dannes, mobiliseres eller tilføres andre stoffer, som kan være sundheds- og miljømæssigt betænkelige.

Generelt set er oplysningerne om restkoncentrationer i rensede jord baseret på forholdsvis få målinger. Da størrelsen af restkoncentrationerne samtidig er delvist betinget af koncentrationsniveauer i den forurenede jord, er det vanskeligt at give et generelt billede ud fra de forholdsvis få data. De angivne stoffer og restkoncentrationer i rensede jord må derfor tages med forbehold.

Tilgængelighed/mobilitet af de relevante stoffer i relation til anvendt prøvetagningsteknik og analysemetode er diskuteret. Det bør afklares, hvilke stoffraktioner acceptkriterier bør fastsættes for, og dermed hvilke analysemetoder der skal anvendes. Hvis acceptkriterier fastsættes for den biotilgængelige fraktion - f.eks. koncentration målt i Batch udvaskningstest - vil de samme acceptkriterier kunne anvendes uafhængigt af jordtype og rensningsmetode.

For 3 hovedtyper af jord (muld-, ler- og sandjord) er jordtypens betydning for rensningseffektiviteten og dermed restindholdet af enkeltstoffer vurderet. Det er konkluderet, at rensningseffektiviteten er størst i sandede jorde, og at et forøget indhold af ler eller muld reducerer rensningseffektiviteten. Effektiviteten af termisk behandling

er dog god i alle jordtyper (> 95%), og effektiviteten af ekstraktionsrensning er god for olie og total cyanid i alle jordtyper.

Risikoen for, at rensningsmetoderne i sig selv kan medføre dannelse af nye stoffer eller mobilisering af forurenende stoffer, er vurderet. Ved forbrænding kan dannes (chlorerede) dibenzofuraner og -dioxiner ved indhold af chlorforbindelser og temperaturer under 800 °C. Desuden kan der ske en ufuldstændig forbrænding til aldehyder, syrer, ketoner og alifatiske, cykliske og aromatiske hydrocarboner ved temperaturer mellem 200 og 700 °C eller ved ringe ilttilførsel. Ved sur ekstraktion kan der ske en forsurening af jorden, og ved anvendelse af ekstraktionsmidler (EDTA, NTA, dichlormethan, trichlorethylen, petroleum og terpentin) kan forventes et restindhold af ekstraktionsmidlet i jorden.

Mobiliteten af stofferne i den rensede jord er vurderet, idet der i første omgang især er taget udgangspunkt i stoffernes sorptions-egenskaber, mens der ikke er taget hensyn til stoffernes eventuelle nedbrydelighed. Ved termisk behandling reduceres jordens indhold af organisk stof, jordens adsorptionsevne nedsættes og mobiliteten af restindholdet øges. Ved ekstraktion med vand udvaskes indholdet af fine lerpartikler, og jordens evne til at binde positivt ladede forbindelser (metaller og organiske aminer) nedsættes. Der kan således forventes en forøget mobilitet af metaller efter ekstraktionsrensning med vand. Ved ekstraktionsrensning med dichlormethan udvaskes indholdet af fine lerpartikler formodentlig ikke.

Blandt metallerne er cadmium, kviksølv, nikkel og zink relativt mobile ved lave pH-værdier i jorden, mens arsen og chrom er relativt mobile i neutrale/alkaliske jorde. Blandt aromaterne er benzen mest mobil, og mobiliteten reduceres ved øget grad af substitution med methylgrupper eller halogenatomer. Blandt polyaromater er naphthalen mest mobil, og mobiliteten reduceres ved øget molekyl størrelse. Blandt phenoler er phenol mest mobil, og mobiliteten reduceres ved øget grad af substitution med methylgrupper eller chloratomer.

På baggrund af de indsamlede data om stoffer og stofkoncentrationer i rensede jord er der foretaget en indledende indsamling af eksisterende humantoksikologisk og økotoksikologisk baserede kvalitetskriterier og kriteriedokumenter (danske og udenlandske). Herudfra er gennemført en indledende identifikation af, hvilke stoffer der må forventes at kunne udgøre risici for mennesker og miljø.

På baggrund af den indledende humantoksikologiske farlighedsidentifikation er det vurderet, at følgende identificerede stofgrupper bør vurderes nærmere i forbindelse med fastsættelsen af acceptkriterier:

- metaller
- PAH- og tjæreforbindelser
- aromater
- cyanid
- dichlormethan

Desuden bør det vurderes nærmere, om det i forhold til danske forhold vil være relevant at fastsætte kriterier for phenoler og chlorerede aromater som f.eks. PCB'er, TCDF og TCDD.

Ved den indledende økotoksikologiske farlighedsidentifikation er det vurderet, at følgende stofgrupper bør vurderes nærmere i forbindelse med termisk rensed jord:

- metaller
- cyanid
- BTEX-forbindelser
- phenoler
- PAH-forbindelser
- chlorerede organiske stoffer

I forbindelse med ekstraktionsrenset jord bør følgende stofgrupper vurderes nærmere:

- metaller
- cyanid
- BTEX-forbindelser
- phenoler
- PAH-forbindelser
- chlorerede organiske stoffer
- olie- og tjæreforbindelser
- dichlormethan



## 8. Referencer

- /1/ Miljøstyrelsen (1992): Acceptkriterier for mikrobiologiskrenset jord. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 8, 1992.
- /2/ van Gestel C.A.M., E.M. Dirven-van Breemen & J.W. Kamerman (1992): Beoordeling van gereinigde grond. V. Toepassing van bioassays met planten en regenwormen op verontreinigde en gereinigde gronden. RIVM rapportnr. 216402005.
- /3/ Anonym (1991): Environmental quality standards for soil and water.
- /4/ Pedersen F. & M.B. Pedersen (1992): Principper for fastsættelse af jordkvalitetskriterier. VKI & DMU: Rapportudkast til Miljøstyrelsen.
- /5/ Damborg A. & E.A. Hansen (1992): Evaluering af acceptkriterier for mikrobiologisk rensede olie- og benzinfurenet jord. VKI, rapport til Miljøstyrelsen.
- /6/ Versluijs, C.W.; Aalbers, T.G.; Adema, D.M.M.; Assink, J.W.; van Gestel, C.A.M. & Anthonissen, I.H. (1988): Comparison of leaching behaviour and bioavailability of heavy metals in contaminated soils and soils cleaned up with several extractive and thermal methods. i: K. Wolf; W.J. van den Brink & F.J. Colon (eds.): Contaminated Soil '88, pp. 11-21, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /7/ van Gestel, C.A.M.; Adema, D.M.M.; de Boer, J.L.M. & de Jong, P. (1988): The influence of soil clean-up on the bioavailability of metals. i: K. Wolf; W.J. van den Brink & F.J. Colon (eds.): Contaminated Soil '88, pp. 63-65, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /8/ Huang, P.M. (1980): Adsorption processes in soil. i: O. Hutzinger (ed.): The Handbook of Environmental Chemistry, Volume 2 A, pp. 47-59, Springer-Verlag, New York, 1980.

- /9/ Lyman, W. J. (1982): Adsorption coefficient for soils and sediments. i; W.J. Lyman; W.F. Reehl & D.H. Rosenblatt (1982): Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Environmental Behavior of Organic Compounds, pp. 4.1-4.33, McGraw-Hill Book Company, New York, 1982.
- /10/ Adriano, D.C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York, 1986.
- /11/ de Haan, F.A.M.; Lexmond, T.M. & van Reimsdijk, W.H. (1990): Soil quality indicators. i; A.G. Colombo G. Premazzi (eds.): Workshop on Indicators and Indices for Environmental Impact Assessment and Risk Analysis. Proceedings. CEC, JRC, Ispra, EUR 13060 EN, 1990.
- /12/ Di Toro D.M., H.E. Allen, C.E. Cowan, D.J. Hansen, P.R. Paquin, S.P. Pavlou, A.E. Steen, R.C. Swartz, N.A. Thomas & C.S. Zarba (1989): Briefing report to the EPA Science Advisory Board on the equilibrium partitioning approach to generating sediment quality criteria. EPA Office of Water, 440/5-89-002.
- /13/ Howard, P.H. (1989): Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Volume I. Large Production and Priority Pollutants. Lewis Publishers, Michigan, 1989.
- /14/ Howard, P.H. (1990): Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals. Volume II. Solvents. Lewis Publishers, Michigan, 1990.
- /15/ Howard, P.H. (1991): Handbook of Environmental Fate and Exposure. Data for Organic Chemicals. Volume III. Pesticides. Lewis Publishers, Michigan, 1991.
- /16/ Verschueren, K. (1983): Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Company, New York, 1983.
- /17/ Ren Jord A/S. Brev til VKI, dateret 28.08.92.
- /18/ Miljøstyrelsen (1992): Branchevejledninger for forurenede grunde. Vejledninger fra Miljøstyrelsen, nr. 3-6, 1992.



**Oversigt over restforureninger i henholdsvis termisk  
renset og ekstraktionsrenset jord i henhold til uden-  
landske undersøgelser**

TERMISK RENSNING

Forureningstype (oprindelse)	Før rensning mg/kg	Efter rensning mg/kg	Rensnings- effektivitet	Analyse- metoder	Detekterings- grænse	Jordtype	% organisk indhold før/ efter rensning	Referencer
<u>Fluid bed:</u>								
PAH (800°C)	3735-783	0,5-0,1	≈100					/1/
CN (800°C)	4120-475	3,4-0,9	≈100					/1/
<u>Indirekte opvarmning:</u>								
CN (400-600°C)	126±77-44±4	4±1,3-3,4±0,1	97-92					/1/
PCB	247-183	<2,0	≈100	DCMA		Fill Soil		/2/
PCB	642-489	<2,0	≈100	DCMA		Organic soil		/2/
PCB	44500-35500	52-<2	≈100	DCMA		Sandy soil		/2/
Total-TCDF	0,0034	0,0022-0,0001	97-35	GC/MS		Fill soil		/2/
Total-TCDF	0,0053	0,011-0,007	+108-+32	GC/MS		Organic soil		/2/
Total-TCDF	0,0052	0,017-0,0014	+227-73	GC/MS		Sandy soil		/2/

TERNISK RENSNING

Forureningstype (oprindelse)	Før rensning mg/kg	Efter rensning mg/kg	Rensn. % effektivitet	Analysemetoder	Detekteringsgrænse	Jordtype	% organisk indhold før/efter rensning	Referencer
<u>Direkte opvarmning:</u>								
Benzen (ca. 600°C)	200	<0,05	≈100			T		/1/
Toluen (ca. 600°C)	300	<0,05	≈100					/1/
Xylen (ca. 600°C)	200	<0,05	≈100					/1/
Naftalen (ca. 600°C)	4000	1	≈100			Sand		/1/
Mineralolie (ca. 600°C)	10000	<0,05	≈100			Clay		/1/
Benzin (ca. 600°C)	6000	<0,05	≈100			Peat-soil		/1/
PAH (ca. 600°C)	200	1	≈100					/1/
Phenol (ca. 600°C)	100	<0,05	≈100					/1/
CN(total) (ca. 600°C)	500	<5	>99					/1/
<u>Ukendt forbrændingsteknik:</u>								
Mineralolie (500°C)	1200	0,21	≈100					/3/
PCA (500°C)	270	1,98	99					/3/
CN (500°C)	310	3,5	99					/3/
Olie (400-800°C)	ca.100000	ca.10	≈100			Sand		/4/
Olie (400-800°C)	ca.30000	ca.40	≈100			Ler		/4/
PAH (400-800°C)	ca.10000	ca.0,1	≈100			Loamy sand		/4/
PAH (400-800°C)	ca.1000	ca.5	≈100			Sand		/4/
CN (total) (400-800°C)	ca.800	ca.0,7	≈100			Sand		/4/

TERMISK RENSNING

Forureningsstype (oprindelse)	Før rensning mg/kg	Efter rensning mg/kg	Renan. % effektivitet	Analysemetoder	Detektionsgrænse	Jordtype	% organisk indhold før/ efter rensning	Referencer
<u>Ukendt forbrændingsteknik:</u>								
Phenantrene	5,4	0,07	ca. 99			Sandy soil		/4/
Anthracene	1,1	0,10	91			Sandy soil		/4/
Flouranthene	8,7	0,08	99			Sandy soil		/4/
Benzo(a)pyrene	4,0	0,04	99			Sandy soil		/4/
Phenantrene	13,4	0,22	98			Clayey soil		/4/
Anthracene	1,7	0,03	98			Clayey soil		/4/
Fluoranthene	3,6	0,11	97			Clayey soil		/4/
Benzo(a)pyrene	1,1	0,05	95			Clayey soil		/4/
Hydro-carbon. (650°C)	2275	1,4	≈100					/5/
Hydro-carbon. (650°C)	744	10	99					/5/
Hydro-carbon. (650°C)	813	31	96					/5/
CN (total) (650°C)	12	0,05	96					/5/
Pb (650°C)	16,5	14	15					/5/
Pb (650°C)	123	2,3	98					/5/
Pb (650°C)	78	15,5	80			Clay soil		/5/
Cd (650°C)	0,6	0,2	67					/5/
Cd (650°C)	14,5	0,8	94			Clay soil		/5/
Hg (650°C)	1,5	0,2	87					/5/
Hg (650°C)	33	4,1	88			Clay soil		/5/

TERMISK RENSNING

Forureningstype (oprindelse)	Før rensning mg/kg	Efter rensning mg/kg	Reman. % effektivitet	Analysemetoder	Detekteringsgrænse	Jordtype	% organisk indhold før/efter rensning	Referencer
<u>Ukendt forbrændingsteknik:</u>								
As (650°C)	3,25	3,0	8					/5/
As (650°C)	24	7,1	70					/5/
PAH (650°C)	1,5	n.n.	≈100					/5/
Aromatiske hydrocarboner(650°C)	11,2	0,1	99					/5/
Phenol (650°C)	11,8	0,2	98					/5/
Phenol (650°C)	12,2	2,2	82					/5/
PCB (650°C)	125	0,32	≈100			Clay soil		/5/
Zn (650°C)	1284	6,6	99					/5/
Cu (650°C)	34	9,4	72					/6/
Mineralolie (1200°C)	102	<1	>99					/6/
PCB (1200°C)	68,8	<0,01	≈100					/6/
Halogenerede hydrocarboner(1200°C)	0,37	0,30	19					/6/
CN (total) (1200°C)	1,5	<0,1	93					/6/
Cd (1200°C)	2	0,8	60					/6/
Pb (1200°C)	848	255	70					/6/
Cr (1200°C)	795	225	72					/6/
Cu (1200°C)	1850	518	72					/6/
Ni (1200°C)	175	50	71					/6/

TERMISK RENSNING

Forureningstype (oprindelse)	Før rensning mg/kg	Efter rensning mg/kg	Rensnings- effektivitet %	Analyse- metoder	Detekterings- grænse	Jordtype	% organisk indhold før/ efter rensning	Referencer
<u>Ukendt forbrændingsteknik:</u>								
Zn (1200°C)	3330	1143	66					/6/
Hg (1200°C)	0,7	0,03	96					/6/
HCH (=Lindane) (200°C)	2000	60	97			Sandy soil		/8/
HCH (250-300°C)	2000	1,6-1,3	99,9			Sandy soil		/8/
HCH (350-450°C)	2000	0,7-0,1	≈100			Sandy soil		/8/
Chlorbenzener (500-800°C)	16600	0,005-0,008	≈100					/9/
Chlorphenoler (500-800°C)	18300	0,001-0,05	≈100					/9/
TCDD (total) (500-800°C)	0,350	0,001·10 <sup>-3</sup> -0,050·10 <sup>-3</sup>	≈100					/9/

EKSTRAKTION

Forureningstype (oprindelse)	Før rensning mg/kg	Efter rensning mg/kg	Rensn. % effektivitet	Analysemetoder	Detekteringsgrænse	Jordtype	% organisk indhold før/ efter rensning	Referencer
Olie (vand)	ca. 8000	ca. 80	ca. 99			Sand		/4/
Olie (vand)	ca. 4000	ca. 110	ca. 97			Loamy sand		/4/
PAH (vand)	ca. 500	ca. 20	ca. 96			Sand		/4/
CN (total) (vand)	ca. 900	ca. 20	ca. 98			Sand		/4/
CN (total) (vand)	ca. 800	ca. 30	ca. 96			Loamy sand		/4/
CN (total) (vand)	450	15	94			Sandy soil		/7/
Mineralolie (vand)	3000-8000	90-120	≈98			Sandy soil		/7/
Zn (vand)	1600-3200	300-500	≈83			Sandy soil		/7/
Cd (vand)	66-125	5-10	≈92			Sandy soil		/7/
Ni (vand)	250-890	85-95	66-89			Sandy soil		/7/
CN (total) (vand)	100-200	ca. 10	ca. 95			Sandy soil		/7/
PAH (vand)	36	0,7	98			Sandy soil		/7/
EOCl (vand)	20-24	0,3-0,5	98-99			Sandy soil		/7/
Zn (vand)	81	27	67			Sandy soil		/7/
Pb (vand)	ca. 100	ca. 25	ca. 75			Sandy soil		/7/
Aromater (vand)	240	45	81			Sandy soil		/7/
PAH (vand)	295	15	95			Sandy soil		/7/
Råolie (vand)	79000	2300	97			Sandy soil		/7/

## EKSTRAKTION

1992-06-18 HAT/MNT

Forureningstype (oprindelse)	Før rensning mg/kg	Efter rensning mg/kg	Rensn. % effektivitet	Analysemetoder	Detekteringsgrænse	Jordtype	% organisk indhold før/ efter rensning	Referencer
HC (vand)	2222	820	96					/10/
CHC (vand)	0,04	<0,01	75					/10/
AHC (vand)	12,4	<0,02	≈100					/10/
PAH (vand)	333	15,5-28	92-95					/10/
Phenol (vand)	5,4	<0,01	≈100					/10/
HC (vand)	1000	112	89					/10/
CHC (vand)	0,14	0,009	94					/10/
AHC (vand)	0,02	-	≈100					/10/
PAH (vand)	78	0,42	95					/10/
PCB (vand)	4,2	0,25	94					/10/
CN (total) (vand)	10	6,6	35					/10/
Ni (vand)	51	-	≈100					/10/
Pb (vand)	195	86	44					/10/
HC (vand)	293	107	64					/10/
CHC (vand)	0,14	0,06	60					/10/
PAH (vand)	0,63	0,15	77					/10/
PCB (vand)	0,48	0,20	58					/10/
CN (total) (vand)	15	3,5	76					/10/
Pb (vand)	195	88	55					/10/



EKSTRAKTION

Forureningstype (oprindelse)	Før rensning mg/kg	Efter rensning mg/kg	Rensn. % effektivitet	Analysemetoder	Detekteringsgrænse	Jordtype	% organisk indhold før/efter rensning	Referencer
As	8,7-12,1 (flotation)	3,3-5,3	62-56				26/4,5-22/8,2	/11/
As	3,6-11,7	2,1-5,1	42-56				45/8,2-24/3,3	/11/
Cd	4,5-5,0 (flotation)	1,4-1,5	69-70				26/4,5-22/8,2	/11/
Cd	4,8-6,5	1,1-0,7	77-89				45/8,2-24/3,3	/11/
Cu	25-37 (flotation)	24-17	4-54				26/4,5-22/8,2	/11/
Cu	50-24	14-8	72-67				45/8,2-24/3,3	/11/
Pb	115-149 (flotation)	50-64	57				26/4,5-22/8,2	/11/
Pb	170-127	57-47	66-63				45/8,2-24/3,3	/11/
Zn	680-787 (flotation)	189-266	72-66				26/4,5-22/8,2	/11/
Zn	690-1005	177-300	74-70				45/8,2-24/3,3	/11/

## Bilagsreferencer

- /1/ de Leer, EDW.B.: Thermal methods developed in the Netherlands for the cleaning of contaminated soil, *Contaminated Soil*, p 645, 1985.
- /2/ Fox, Robert D., Edward S. Aperia & Hubert H. Huls: Thermal treatment for the removal of PCB's and other organics from soil. *Environmental Progress*, February, 1991.
- /3/ Wolf, K., W.J. Van den Brink & F.J. Colon: Six years of experience in thermal soil cleaning, *Contaminated Soil '88*, Vol. 1, p 787, 1988.
- /4/ Wolf, K., W.J. Van den Brink & F.J. Colon: Review of thermal and extraction soil treatment plants in the Netherlands, *Contaminated Soil '88*, Vol. 1, p 797, 1988.
- /5/ Wolf, K., W.J. Van den Brink & F.J. Colon: Remedying polluted soil by thermal treatment system DENTAG/von Roll, *Contaminated Soil '88*, Vol. 1, p 809, 1988.
- /6/ Wolf, K., W.J. Van den Brink & F.J. Colon: High temperature thermal treatment of contaminated soil, *Contaminated Soil '88*, Vol. 1, p 827, 1988.
- /7/ de Leer, EDW.B.: Extractive methods for soil decontamination. A general survey and review of operational treatment installations, p 655, 1985.
- /8/ de Leer, EDW.B.: Thermal cleaning of soil contaminated with hexachlorocyclohexane, p 883, 1985.
- /9/ Wolf, K., W.J. Van den Brink & F.J. Colon: Process for PCDD and PCDF removal from contaminated soil, *Contaminated Soil '88*, p 819, 1988.
- /10/ Wolf, K., W.J. Van den Brink & F.J. Colon: High-pressure soil washing process for cleaning polluted soil in Berlin, *Contaminated Soil '88*, Vol. 1, p 871, 1988.
- /11/ van Gestel, C.A.M., E.M. Dirven-van Breemen & J.W. Kamerman: Beoordeling van gereinigde grond. V. Toepassing van bioassays met planten en regenwormen op verontreinigde en gereinigde gronden, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, Bilthoven, Rapportnr. 216402005, Februari 1992.

## VKI - RAPPORTDATABLAD

Dato : 1992-11-04  
*Revideret 1993-02-05 FIP/WWT*

Sagsnr. : 30 3010

Afdeling : Økotoxikologisk afd.  
&  
Afd. for Grundvands- og Affaldsteknologi

Sekretær(er) : Winnie W. Thrane

Sagsbehandler(e) : Cand.scient. Finn Pedersen  
Civ.ing. Axel Damborg  
Civ.ing. Hanne Thomassen  
Cand.pharm. Poul Bo Larsen, IT

### TITEL

Acceptkriterier for termisk rensset og ekstraktionsrenset jord  
Fase 1

Antal sider : 58

### NØGLEORD

Restforureninger i termisk rensset og ekstraktionsrenset jord; toksikologiske og økotoxikologiske vurderinger; kritiske stoffer

Rekvirent : Miljøstyrelsen  
*Depot- og Grundvandskontoret*  
Strandgade 29  
1401 København K.

Rapporttype A :  
B : X  
C :  
D :

Henvendelser vedr.  
rapporten skal  
rettes til : Rekvirenten

Bemærkninger :

