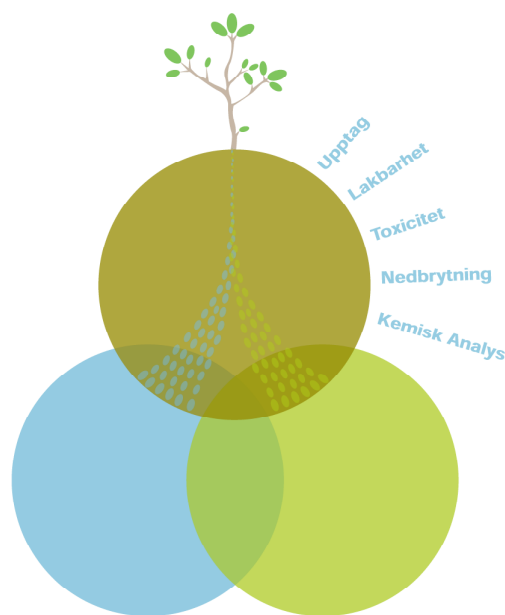




rappport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Platsspecifik bedömning av förorenad mark - Utveckling av laktest som del av ett bedömningskoncept



Uwe Fortkamp, Kåre Tjus, Göran Bergman

B 1485

Stockholm, september 2002



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title B17/01 Markföroreningar- lakning, biologiska effekter
Telefonnr/Telephone 08-08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor Samfinansierad projekt
Rapportförfattare/author Uwe Fortkamp Kåre Tjus Göran Bergman	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Bedömning av förorenad mark - Utveckling av laktest som del av ett bedömningskoncept	
Sammanfattning/Summary <p>I Sverige finns det många olika områden där marken är mer eller mindre förorenad. Det är viktigt av miljö- mässiga och ekonomiska skäl att göra en rättvisande bedömning av dessa områden för att kunna rekomen- dera rätt åtgärder. IVL har utvecklat ett testpaket för riskbedömning av förorenad mark som består av kemiska analyser, biologiska tester och laktest. Medan biologiska tester är viktiga för att bedöma biologiska risker ger laktest information om risken för mobilisering och spridning av ämnen med vattenfasen.</p> <p>Det pågår forskning i flera länder för utveckling av laktest samtidigt som standardisering inom ISO har på- börjats. Varken utvecklingen eller standardiseringen är avslutade. I rapporten beskrivs statusen av forsknings- och standardiseringsarbetet. Flera olika jordar har lakats som typfall. Förutom prov förorenade med metaller, olja och skärvätskor har också referensjordar från Stockholm testats.</p> <p>En viktig fråga är tolkning av laktestresultat. Man kan dels räkna ut risker med hjälp av spridningsmodeller eller ta hjälp av riktvärden och gränsvärden som t.ex. gränsvärden för dricksvatten eller riktvärden för sjöar och vattendrag.</p> <p>För oorganiska ämnen kan befintliga laktest, t.ex. för avfall, användas, eventuellt med mindre modifieringar. För organiska ämnen är en metoanpassning nödvändig som tar hänsyn till risken att ämnen adsorberas till utrustning och till olika beteenden av organiska och oorganiska ämnen vid olika lakningsförhållanden. På grund av att jorden ofta är inhomogen är det av stor betydelse att genomföra testen med en tillräcklig stor provmängd och att utföra parallellprov.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords laktest, organiska ämnen, metaller, förorenad mark, riskbedömning leaching test, organic substances, metals, contaminated sites, risk assessment	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1485	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address Rapporten kan hämtas eller beställas på www.ivl.se , publikationsservice@ivl.se , fax: 08- 598 563 90.	

Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
1 Bakgrund	3
1.1 Vad är laktest	3
1.1.1 Behov av laktest	4
1.1.2 Hur påverkas lakningen av olika faktorer	5
1.2 Klassificering för förorenade jordar i Sverige	6
1.3 Beskrivning av olika saneringsåtgärder	7
1.4 IVLs Testpaket för bedömning av förorenade markområden	8
1.4.1 Biologiska tester	8
1.4.2 Vad visar de utvecklade marktesterna?	9
2 Syftet med projektet och dess omfattning	9
2.1 Mål	9
2.2 Omfattning	10
3 Teoretiska modeller för beräkning av lakning	10
4 Status i dag	12
4.1 Internationellt standardiseringsarbete	12
4.1.1 Riskbedömning för transport av föroreningar till grundvatten	13
4.1.2 Standarder för Laktest	14
4.2 Forskning på samband och för metodutveckling	14
5 Resultat från genomförda praktiska laktest	16
5.1 Syftet och använda metoder	16
5.1.1 Enkel satsvis metod (BLT)	17
5.1.2 Tillgänglighetstest (AVA)	17
5.2 Översikt över testade jordar	18
6 Referensjordar	18
6.1 Olja i kompost	20
6.2 Krom, Koppar, Arsenik i jord	22
6.3 Borhaltiga skärvätskor i jord	23
7 Slutsatser	24
8 Förslag på fortsatt arbete	25
9 Referenser	26
Bilagor	28

Sammanfattning

I Sverige finns det många olika områden där marken är mer eller mindre förorenad. Det är viktigt av miljömässiga och ekonomiska skäl att göra en rättvisande bedömning av dessa områden för att kunna rekommendera rätt åtgärder. IVL har utvecklat ett testpaket för riskbedömning av förorenad mark som består av kemiska analyser, biologiska tester och laktest. Medan biologiska tester är viktiga för att bedöma biologiska risker ger laktest information om risken för mobilisering och spridning av ämnen med vattenfasen.

Det pågår forskning i flera länder för utveckling av laktest samtidigt som standardisering inom ISO har påbörjats. Varken utvecklingen eller standardiseringen är avslutade. I rapporten beskrivs statusen av forsknings- och standardiseringsarbetet. Flera olika jordar har lakats som typfall. Förutom prov förorenade med metaller, olja och skärvätskor har också referensjordar från Stockholm testats.

En viktig fråga är tolkning av laktestresultat. Man kan dels räkna ut risker med hjälp av spridningsmodeller eller ta hjälp av riktvärden och gränsvärden som t.ex. gränsvärden för dricksvatten eller riktvärden för sjöar och vattendrag.

För oorganiska ämnen kan befintliga laktest, t.ex. för avfall, användas, eventuellt med mindre modifieringar. För organiska ämnen är en metodanpassning nödvändig som tar hänsyn till risken att ämnen adsorberas till utrustning och till olika beteenden av organiska och oorganiska ämnen vid olika lakningsförhållanden. På grund av att jorden ofta är inhomogen är det av stor betydelse att genomföra testen med en tillräcklig stor provmängd och att utföra parallellprov.

1 Bakgrund

Ett stort intresse riktas idag mot olika åtgärder för att sanera förorenad mark. Det kan röra sig om gamla gasverkstomter, koksverk, asfaltanläggningar eller nedlagda bensinstationer. I många fall rör det sig om områden som man vill bebygga.

Naturvårdsverket har uppskattat att det finns cirka 20 000 platser i Sverige som behöver bli ordentligt undersökta. Många av dessa kommer att behöva saneras. Denna saneringsprocess uppskattas ta 30 år i anspråk och orsaka en total kostnad på 20 miljarder kronor.

För att veta vilken åtgärd man skall vidta för den förorenade marken så måste man analysera den. Förutom kemiska analyser av olika föroreningars koncentrationer i marken är det viktigt att göra en riskbedömning som omfattar både risken för mobilisering och eventuell påverkan på flora och fauna.

Toxiska och miljöfarliga ämnen i marken kan nå biologiska receptorer på olika vägar, det är därför viktigt att ha ett omfattande upplägg när man testar den förorenade marken. IVL har ett koncept där tre olika växter, engelskt rajgräs, klöver samt rädisa används som biologiska testorganismer. Dessa tester och laktester som ger ett mått på hur pass hårt bundna olika föroreningar är i marken ger en komplett bild på föroreningsstatusen.

I de fall som jorden betraktas som toxisk är det speciellt viktigt att beakta risken för förorening av grundvattentäkter. För uppskattning av transporten till grundvattnet kan laktester användas.

1.1 Vad är lakttest

Principen för lakttest är att en fast fas kommer i kontakt med en vätska för att undersöka vilka ämnen som frisätts (eller elueras) från den fasta fasen. I många fall är vätskan vatten, ibland med speciella tillsatser för att åstadkomma vissa egenskaper som t.ex. ett speciellt pH. Lakttest kan utföras på olika sätt beroende på frågeställningen. En allmän indelning i 3 kategorier som fungerar både för test av förorenad mark och andra fasta prov som t.ex. avfall är vanlig:

- Grundläggande karakterisering
Den grundläggande karakteriseringen omfattar testmetoder med syfte att ge en djupgående kunskap om materialets sammansättning, utlakningsegenskaper och övriga karakteristika. På denna nivå undersöks utlakning av olika ämnen med avseende på såväl lång som kort sikt. Betydelsen av en rad faktorer som förhållandet vätskemängd (L) till mängd fast fas (S), sammansättningen på lakvätskan,

pH, redox-potentialen med fler faktorer undersöks här. En grundläggande karakterisering av ett visst material skall ideellt sett kunna genomföras endast en gång, varefter resultaten tjänar som referens för efterföljande tester på lägre nivåer. Om det däremot sker väsentliga förändringar av det undersökta materialet, kan det vara nödvändigt att än en gång göra en grundläggande karakterisering

- o Klassningstest ("compliance test" på engelska)
Det är kortare och enklare testmetoder än de som genomförs i den grundläggande karakteriseringen. Resultaten ska ge möjlighet att klassa ett prov. Metoderna fokuserar på nyckelvariabler som har identifierats med hjälp av de grundläggande testerna, dvs för att kunna genomföra en bedömning utifrån klassningstester behövs kunskap från den grundläggande karakteriseringen.
- o Verifikationstest
Verifikationstest innefattar enkla och snabba metoder som kan genomföras på plats. De är baserade på testerna genomförda i nivå 1 och 2. I vissa fall kan det röra sig om enbart visuell kontroll. Det kan till exempel användas då avfall lastas och lossas för att säkerställa att avfallets specifikation är densamma som medföljande dokument anger. Testen ger möjlighet till verifiering att materialet är detsamma som har testats och klassats i klassificeringstestet.

1.1.1 Behov av laktest

Laktest är ett värdefullt verktyg för bedömning av risk för mobilisering av föroreningar och kan således användas för riskbedömning av förorenad mark. Det är viktigt att kunna göra en rättvis riskbedömning av förorenade områden. En analys av totalhalten av olika ämnen i ett jordprov är inte tillräcklig för en fullständig bedömning, eftersom påverkan på miljön är mer beroende på risken för mobilisering, upptag i biomassa respektive toxiciteten än på totalhalten. En viktig fråga är om föroreningar kommer att mobiliseras så att de kan transporteras från området exempelvis till en vattentäkt. Höga halter av exempelvis PAH behöver inte medföra en hög risk för mobilisering av dessa.

Laktest bör utgöra en del av en fullständig riskbedömning. Tillsammans med biologiska tester, kemiska analyser och en hydrogeologisk bedömning kan en säker bedömning av ett förorenat område genomföras. Bedömningen kan leda till att ett område inte klassas som farligt trots relativt höga halter i marken. Bedömningen är också beroende på den tänkta användningen. I många fall kan man undvika en onödig hantering av jordmassor, vilket är ekonomiskt och ekologiskt gynnsamt.

1.1.2 Hur påverkas lakningen av olika faktorer

Några av de faktorer som kan förväntas påverka lakningsresultatet är:

- o pH
- o redox potential
- o förhållandet (LS) mellan vätska (L) och fast fas (S)
- o tiden för lakning,
- o partikelstorlek
- o temperatur
- o jonstyrka
- o komplexbildande ämnen

Dessa faktorer är framförallt viktiga då man tittar på lakning av metaller. När det gäller lakning av organiska ämnen tillkommer andra faktorer som halten organiskt kol i lakvattnet.

De laktester som hittills tagits fram har oftast varit anpassade för oorganiska ämnen. Speciellt för svårlösliga organiska ämnen kan löslighetsgränsen bli en avgörande egenskap för hur mycket som kan lakas. Mobiliseringen kan för dessa ämnen ökas avsevärd med hjälp av kolloider (oftast humuspartiklar), tensider eller lågmolekylära stärkelseföreningar, alltså främst i de fall organisk kol finns löst eller som kolloider i vattnet.

I en tidigare studie av IVL (Bjuggren, Fortkamp, Remberger) har det visats hur olika faktorer som LS förhållandet och utlakningstiden förändrar lösligheten för PAH:er. I det föreliggande arbetet har därför fokus legat framförallt på andra faktorer som betydelsen av DOC-innehållet (löst organiskt kol) och pH vid lakningen.

Generella svårigheter vid utveckling av laktest är risken för avdunstning av lättflyktiga ämnen och risken för adsorption till utrustning. Både systemutformningen och materialvalet kan påverka resultat från laktest. Det är viktigt att använda material där organiska ämnen adsorberas mindre och där inte heller några av de ämnen som ska analyseras lakas ut från utrustningen. Vid satsvisa test kan metoden för omrörning respektive skakning påverka resultaten. Vid kolonntest är packning av kolonnen samt hur genomströmningen genomförs viktiga parameter.

Här har det tidigare IVL (Bjuggren, Fortkamp, Remberger) arbetet pekat på att man om möjligt bör undvika filtrering och ersätta den med centrifugering, då man visat att PAH adsorberas till det använda filtermaterialet.

1.2 Klassificering för förorenade jordar i Sverige

För att klassificera förorenade markområden har Naturvårdsverket tagit fram ett riskbedömningssystem där hänsyn tas till vad marken är tänkt att användas till framöver. Indelningen sker i fyra föroreningsklasser:

Klass 1. Mycket stor risk, efterbehandlings- eller skyddsåtgärder behövs.

Klass 2. Stor risk, skyddsåtgärder kan behövas.

Klass 3. Måttlig risk, endast enkla åtgärder behövs.

Klass 4. Liten risk, åtgärder bedöms ej vara nödvändiga.

Denna klassning tar hänsyn till faktorer som markanvändning och grundvattenförhållanden på fastigheten. Ett exempel på regionala åtgärdsprogram för Norrland finns beskrivet i ett pressmeddelande från Norrbotten direkt. ”Förorenade områden ska registreras och tilldelas en riskklass efter en samlad bedömning av föroreningsnivå, spridningsförutsättningar, kemikaliers farlighet, områdets känslighet och skyddsvärden. Inventeringen av förorenad mark är ett led i det nationella miljömålsarbetet där en handlingsplan har upprättats för inventering, undersökning och efterbehandling av förorenade områden. Ett av delmålen är att de förorenade områdena ska ha identifierats, inventerats och riskklassats före år 2005. Verksamheter som tidigare har inventerats är bland annat träimpregneringsanläggningar och äldre gruvavfall. Prioritering av vilka branscher i länet som ska studeras görs tillsammans med länets kommuner. Aktuella branscher är bl. a garverier, bilskrotor, ytbehandling, skjutbanor, kemptvättar och hamnområden.”

Liknande åtgärdsplaner görs nu runt om i landets olika län. Vid bedömning av riskklass beaktas hur känslig en mark är beroende på bland annat markanvändningen, enligt nedan :

Mycket stor känslighet

- där grundvatten tas till dricksvatten
- där människor bor permanent
- där barn exponeras i stor utsträckning

Mycket stort skyddsvärde

- områden som har bedömts ha stort skyddsvärde, t ex nationalparker, naturreservat

Ärenden om förorenad mark beslutas i första hand av kommunen eller i andra hand av länsstyrelsen. Nedan beskrivs verksamheten inom länsstyrelsens nya Miljöprövningsdelegation, (MPD), som är ett nytt beslutsorgan inom Länsstyrelsen. ”Med införandet av miljöbalken reformerades också beslutssystemet till stor del, både då det gäller de

instanser som beslutar och formerna för prövning. På länsnivå är miljöprövningsdelegationen (MPD) ny prövningsinstans på miljörettens område. Det innebär att tillståndsprövningen för medelstora till stora anläggningar av regional karaktär från den 1 januari 1999 sker på MPD, som utgör en självständig funktion inom Länsstyrelsen. Syftet med ändringen är att renodla och särskilja prövning av ansökningar om tillstånd till miljöfarlig verksamhet från länsstyrelsernas övriga verksamheter.”

För beslut angående behandling av förorenad mark utgör idag regionala miljödomstolar den instans som beslutar om åtgärder av mycket omfattande karaktär. Regionala miljödomstolar har inrättats vid Umeå, Östersunds, Stockholms, Växjö och Vänersborgs tingsrätter. De ersätter koncessionsnämnden för miljöskydd och vattendomstolarna.

1.3 Beskrivning av olika saneringsåtgärder

För sanering av förorenade områden finns det olika alternativa behandlingsmetoder beroende på förutsättningarna. För vissa jordar kan det räcka med en luftning, då t ex lättflyktiga kolväten avgår till luften, i andra fall beslutar man sig för att skicka jorden till deponi. I vissa fall kan man inte gräva upp all förorenad jord, i dessa fall kan man tvätta jorden på plats. Detta görs exempelvis av företaget Envirotech genom att man tillför vatten, en tvättlösning eller i vissa fall ånga till jorden, och pumpar bort vätskan från en annan punkt. I vissa fall, som Ragn-Sells miljökonsult beskriver, stabiliserar man förorenad mark genom solidifiering, varvid man får ett material som kan användas vid vägbyggen och liknande. Biologisk sanering på plats är en annan möjlig saneringsmetod för nedbrytbara organiska ämnen. Det finns metoder med en mobil tvättanläggning för förorenad jord, där förorenad jord och grusmassor grävs upp och tvättas på plats med en mobil reningsutrustning. Vad gäller lagstiftningen på området så regleras den enligt Miljöbalken, avdelning.3, kap 10. Förorenade områden. Där framgår att ansvarig är den som ursprungligen förorenat marken, oavsett vem som i nuläget äger marken. I de fall en sanering medför en värdeökning av marken kan dock nuvarande ägare tvingas betala en del av saneringskostnaden. Ärenden om förorenad mark behandlas ej av koncessionsnämnden, utan handläggs ofta av regionala instanser med specialitet på markföroreningar.

För närvarande satsar man relativt stora belopp runt om i Sverige på att inventera och sanera förorenad mark. Ett exempel är t ex ett åtgärdsprogram för 7000 förorenade nedlagda bensinstationer som beskrivs på SPI's hemsida. Genom en överenskommelse mellan Oljebolagen i Sverige, Naturvårdsverket och Kommunförbundet kommer dessa att saneras.

1.4 IVLs Testpaket för bedömning av förorenade markområden

IVLs testpaket skiljer sig från övriga aktörers koncept. Den stora skillnaden är att man förutom lakttest och kemiska analyser även inkluderar test med en rad olika växter och jordbakterier, för att kunna göra en helhetsbedömning av förorenade områden.

IVLs testpaket inkluderar både biologi och analytisk kemi. Med de kemiska analyserna identifieras och kvantifieras föroreningarna och deras omvandlingsprodukter. De biologiska testerna påvisar eventuell toxicitet och ger svar på föroreningarnas biotillgänglighet. Man har möjlighet att undersöka föroreningarnas persistens och göra upptagsstudier för att ta reda på om föroreningarna kan tas upp i biota och spridas vidare i näringskedjan. Med kemiska analyser påvisas inte bara föroreningarnas förekomst, utan också deras omvandling, upptag i biota och möjlighet till vidare spridning i näringskedjan. IVLs forskning har också fokuserats på omvandlingsprodukter och deras eventuella toxicitet.

Lakttesterna ger en uppfattning om hur mycket av föroreningarna som kan lakas ut till den omgivande miljön. Beroende på jordens beskaffenhet som exempelvis dess lerhalt kan föroreningar frisättas och nå grundvatten, vattendrag och sjöar.

1.4.1 Biologiska tester

För att bestämma föroreningarnas toxicitet, persistens och biotillgänglighet utförs biologiska tester. När föroreningar åldras blir de ofta allt hårdare bundna till organiska komponenter i marken och därigenom mindre tillgängliga. Biologiska tester värderar direkt föroreningens biotillgänglighet. De kan också ge svar på om det finns giftiga föreningar i marken som inte upptäckts vid de kemiska analyserna.

Föroreningarna kan ha olika effekter på de olika organismerna i marken. IVL har valt att testa bakterier, växter och dagmaskar för att de representerar flera nivåer i näringskedjan

I IVL's växttester används:

- Engelskt rajgräs som representerar en vanligt förekommande växt i gräsmattor och på betesmarker.
- Vitklöver som är allmänt förekommande och har kvävefixerande bakterier på rötterna vilket gör den till en viktig kvävekälla för marken.
- Rädisa som är en vanlig köksträdgårdsväxt.

Testerna utförs så att de så långt som möjligt efterliknar naturliga förhållanden och det används hela jordprover från förorenade områden. Toxiciteten bestäms genom tester

avseende grobarhet och rot- och skotttillväxt. Vid upptagstesterna odlas växterna i förorenad jord, varefter de analyseras avseende befintliga föroreningar och eventuella omvandlingsprodukter. Analys av växter från den förorenade platsen utgör ett värdefullt komplement.

- **Jordbakterier**

Jordbakterierna spelar en central roll vid nedbrytning av både naturligt och främmande organiskt material. De är därför viktiga vid nedbrytning av föroreningar. Vid IVLs persistenstester och toxicitetstester används naturliga jordbakterier från det förorenade området.

- **Markfauna**

Daggmaskar har stor betydelse för olika markprocesser såsom nedbrytning, mineralisering, luftning mm. Dessutom kan föroreningar ackumuleras i dem och spridas vidare uppåt i näringskedjan. Vi använder *Enchytraeus crypticus*, en vit, ca 1 cm lång mask, för att påvisa effekter av föroreningar på överlevnad och reproduktion.

1.4.2 Vad visar de utvecklade markttesterna?

- Eventuella negativa effekter av föroreningar i marken utvärderas med lakttester och biologiska tester.
- Resultaten ger underlag för en riskvärdering av det förorenade området.
- Metodiken kan tillämpas vid val av behandlingsmetod och för bedömning av effektiviteten av utförd efterbehandling.
- Kemiska analyser påvisar inte bara föroreningarnas upptag i biota, utan också deras omvandling och deras möjlighet till vidare spridning i näringskedjan.
- Föroreningarnas utlakning till grundvatten och vattendrag uppskattas.

2 Syftet med projektet och dess omfattning

2.1 Mål

Projektets syfte är att utveckla en lakttestmetod för bedömning av förorenad mark. Det är viktigt att metoden fungerar för både organiska och oorganiska föroreningar. Metoden bör vara tillräcklig snabb, ge reproducerbara och tolkningsbara resultat och den bör vara accepterad av problemägare och myndigheter. Resultaten från arbetet kan i fortsättningen utgöra en del av en riskbedömningsmetod som exempelvis utges i en handbok.

2.2 Omfattning

Utveckling av lakttestmetoder är en del i ett större flerårigt projekt för utveckling av bedömningsmetoder för förorenad mark. Lakttestprojektet fokuserar på de viktigaste frågorna för att nå en accepterad metod. Metodutveckling och provning sker speciellt för lakning av organiska ämnen inom ramen för budgeten. Test av olika material och föroreningar ska utgöra grunden för en kunskapsbank. Parallellt sker deltagandet i framtagandet av internationella standarder.

3 Teoretiska modeller för beräkning av lakning

Transporten till grundvattnet kan uppskattas genom att ansätta en hydrogeologisk modell, där transporthastigheten av organiska ämnen i porerna relativt vattnets hastighet i princip bestäms av följande ekvation (a)

$$R = 1 + (1-n) \rho K_{Ds}/n \quad (a)$$

Med: R: retention, fördröjning som ett ämne har när vatten passerar igenom jorden
n: jordens porositet i volym porer per volym jord
 ρ : densiteten för jorden
 K_{Ds} : fördelningsjämvikten mellan vattenfasen och jorden

En högre Retentionskoefficient betyder att föreningen stannar kvar längre i jorden än vattnet, dvs ämnet är mer svärmobiliserat.

Svårigheten i beräkningen av R består i att bestämma K_{Ds} värdet. Schwarzenbach och Westall har tagit fram en förenklad formel:

$$K_{Ds} = 3,09 f_{oc} * K_{ow}^{0,72} \quad (b)$$

Där : f_{oc} = organiskt kolinnehåll
 K_{ow} är föreningens fördelning mellan oktanol och vatten, Enheterna för K_{Ds} är ml/gram eller cm^3 /gram

Beräkningen enligt formel (b) är förenklad och har begränsad tillämplighet, då den endast tar hänsyn till bindningsegenskaperna till organiskt kol, ej bindningen till lermaterial i jorden.. Bindningen till organiskt kol är dock klart dominerande för de flesta jordar.

Det finns ett antal alternativa ekvationer som i huvudsak är uppbyggda på samma vis, men med något varierande exponenter. I en något mer sofistikerad ekvation tas även hänsyn till syra bas egenskaper vid olika pH för olika organiska ämnen, samt att det tas hänsyn till ytladdningen hos olika jordar (Bintein och Devillers).

I ett arbete utfört vid Illinois Institute of Technology av Gounaris, Anderson och Holsen, har man försökt att matematiskt beskriva hur inverkan av kolloidalt kol i en vattenlösning skulle kunna påverka transporthastigheten vid lakning.

Följande ekvation föreslås beskriva transportmekanismen

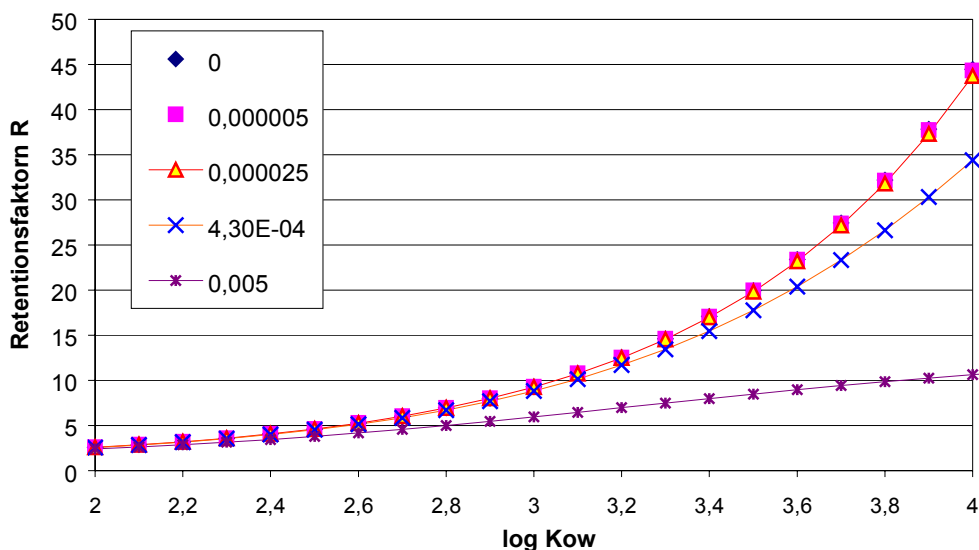
$$R = 1 + K_{Ds} (1-n) \rho / (n (1 + K_{ocp} C_{ocp})) \quad (c)$$

Där R liksom tidigare motsvarar retentionsfaktorn

C_{ocp} motsvarar koncentrationen organiskt kol i kolloidal form.

K_{ocp} motsvarar här det K_{Ds} som fås då $f_{oc} = 1$.

Utifrån ekvation (c) har nu modellberäkningar gjorts på IVL där dels K_{ow} , representerande ämnen med olika vattenlöslighet, dels f_{oc} , motsvarande jordar med olika humushalt och halten kolloidalt kol varierats. Resultaten redovisas i figur 1.



Figur1. Retentionsfaktorns förändring för olika halter av C_{ocp} (kolloidalt kol i porvattnet, uttryckt i mängd kol per mängd lösning, se legend). Beräkningarna gäller då kolhalten i jorden, $f_{oc} = 0,01$ dvs 1 %.

Figur 1 visar att man i detta fall får en väsentlig inverkan av kolloidhalten på Retentionsfaktorn först vid en halt på 0,0005-0,005 motsvarande cirka 0,5 - 5 g kol/l vatten. Påverkan blir signifikant vid $\log K_{ow}$ värden högre än 2,5.

Nu bör det förtydligas att DOC, Dissolved Oorganic Carbon eller löst organiskt kol, inte helt motsvarar C_{ocp} i ovanstående ekvation. Detta beror på att DOC består av många

olika typer av föreningar, vilka både kan ha lägre och högre förmåga att mobilisera svårlösta organiska ämnen. Tensider, såsom fosforlipider, förväntas ge en bättre mobilisering, medan stärkelsemolekyler visats sig ge en lägre mobilisering, (Gounaris, Anderson och Holsen). Mer omfattande studier har också visat att det finns olika Koc vid mobiliseringen genom tensider beroende på om man tittar på jämvikten med monomerer av tensiderna eller jämvikt med tensiderna som bildat miceller, dvs den kritiska micellbildningskoncentrationen spelar här en viktig roll, (Sun, Inskepp, Boyd samt Dulfer, Bakker och Govers).

Enligt Gounaris, Anderson och Holsen är det endast i vatten med mycket höga halter DOC som transporten påverkas märkbart, t ex i lakvatten från deponier. I ett arbete på IVL av Cecilia Öhman, har retentionen av en rad olika organiska ämnen, (diklorometan, tetraklorometan, tetra kloreten, diklorfenol, lindan med fler), experimentellt mätts i ett simulerat avfallsupplag. Resultatet blev en långt högre transport av de svårlösta organiska ämnena än vad som teoretiskt kunde förväntats. En anledning kan vara transporten via DOC. Halten DOC var i detta fall ca 1 g/l. Orsaken till avvikelsen antogs dock främst vara att man hade en ojämn strömning där vattnet företrädesvis rann i vissa kanaler, och att man därför ej hann uppnå jämvikt mellan vätskan och den fasta fasen.

4 Status i dag

4.1 Internationellt standardiseringsarbete

Testmetoder standardiseras av olika skäl. En stor fördel för beställare av testmetoder är att kunna lita på att testet har utförts enligt en dokumenterad metodik och att resultaten är oberoende av utföraren. Standardisering underlättar också att jämföra resultat från olika prover när testet har utförts med samma metod. Det ger ett bra underlag för bedömningskriterier. Standarder är ett resultat av vetenskapligt arbete samtidigt som de är en kompromiss för att tillgodose olika intressen.

I flera länder och även internationellt har arbete med standardisering av laktest ägt rum. Det finns för tillfället en arbetsgrupp som arbetar med en internationell standardisering av laktest för mark (ISO/TC 190/SC 7/WG6). Arbetsgruppen har beslutat att arbeta med två satsvisa tester och en kontinuerlig kolonntest. De satsvisa testerna skiljer sig främst åt i blandningsförhållandet mellan fast fas och vätska varför det finns funderingar att sammanfatta dessa 2 i en standard. Förutom testerna ska ett dokument tas fram som ger handledning i val av testmetod och användningsmöjligheter.

I det pågående arbetet med standardiseringen betonas den horisontella samordningen. Det betyder att metoder som har utarbetats för ett område som till exempel avfall bör kunna användas även för andra områden som till exempel förorenad mark. Å andra

sidan bör testerna vara anpassade för ändamålet, vilket kan leda till skillnader i metoderna. Standarderna för laktest på förorenad mark kommer förmodligen att likna mycket standarderna som har utvecklats för avfall. Standarderna för förorenad mark ska kunna användas för lakning av organiska ämnen, vilket förmodligen kommer att leda till skillnader gentemot avfallstesterna, där man inte tagit speciell hänsyn till organiska ämnen. Det är viktigt att kunna visa vilka skillnader i testresultat som orsakas av skillnader i testutförandet. Exempelvis kan ett testresultat på förorenad mark leda till att jorden ska deponeras och därmed klassas som avfall. I detta fall bör det vara möjligt att använda laktestresultaten utan att behöva genomföra speciella laktest för avfall.

4.1.1 Riskbedömning för transport av föroreningar till grundvatten

En standard som utarbetas för närvarande behandlar övergripande karakterisering av jord (ISO/DIS 15175). En del av dokumentet och speciellt några bilagor behandlar lakning. Eftersom det enbart är en DIS (draft international standard) kan det förkomma fel och den slutgiltiga standarden kan ändras. Dessutom kan Sverige avstå från att använda standarden.

I bilaga A till ISO/DIS 15175 beskrivs en kvalitativ metod för bedömning av lakningsrisken för tungmetaller (A3) och organiska (A4) föroreningar.

Lakningsrisken för tungmetaller bedöms i 3 steg:

Hur starkt är ämnena bundna i den grundvattenfria jorden?
Hur är den klimatiska vattenbalansen beskaffad (nederbörd)?
Hur stort är avståndet till grundvattnet?

Bedömningsmetoden för organiska ämnen har begränsad användningsmöjlighet för förorenad mark, men kan ge hjälp vid provtagning och kontroll av saneringen. Bedömningen görs i 3 steg:

- Bindningsförhållanden (beroende på bindningskonstanter K_{oc}^* , K_{clay}^* , pH, jord och halten organiska ämnen i jorden).
- Eliminering av organiska ämnen (beroende på nedbrytning, temperatur och avdunstning)
- Transportrisk (beroende på nederbörd och grundvattenförhållanden)

En begränsning med modellen är att den ej tar hänsyn till kolloidal transport, en annan att den baseras på teoretiskt beräknade fördelningskonstanter.

4.1.2 Standarder för Laktest

Det arbetas på lakteststandarder också på andra områden. Laktest har länge använts för karakterisering av avfall och där har olika nationella standarder använts. Några exempel är det amerikanska TCLP testet, tyska DIN S4 och holländska NEN 7341. Nordtest har givit ut metoderna ENVIR 003 och ENVIR 005, en enklare metod och en för tillgänglighetstester. CEN har arbetat ut europeiska standarder för lakning av avfall: prEN 12457 part 1-4 (jfr ENVIR 005). Det är satsvisa test med olika mängder vätska per mängd prov och olika partikelstorlekar.

4.2 Forskning på samband och för metodutveckling

Laktest har använts under en längre tid framför allt för karakterisering av avfall. Olika testmetoder har utvecklats i olika länder. En del av metoder kommer att beskrivas under rubriken standardisering. Metodutvecklingen har mest fokuserat på metaller. Bland organiska ämnen finns det kunskap framför allt om pesticider. För andra organiska ämnen är kunskapen mer begränsad, varför det pågår forskning på detta område.

IVL har i ett tidigare projekt undersökt hur olika faktorer påverkar utlakning av ett urval av sex olika ämnen med olika egenskaper från 3 olika jordar som spikades med föroreningarna (IVL Rapport B1339). Försöksbetingelserna för satsvisa test undersöktes. Ett viktigt resultat var att filtrering för provupparbetning påverkar resultaten medan blandningsförhållandet (mängd vatten per mängd jord) inte spelade någon större roll i de undersökta fallen. En laktid på 24 timmar var tillräcklig.

Några europeiska projekt som tar upp lakning av organiska ämnen är:

EV5V0203: Colloid-facilitates leaching of groundwater contaminants through soils as affected by European region and soil manuring. Transport av pesticider i jord med hjälp av organiska kolloider undersöktes i detta projekt.

New procedure to assess the ecotoxic hazard of soil samples by PAH and evaluate treatment efficiency. Projektet fokuserar på biologiska tester, men nämner betydelsen av laktest för resultaten av biologiska tester.

EVK1-1999-00029: Groundwater risk assessment at contaminated sites. I projektet ska riktlinjer för riskvärdering för grundvattenkontaminering arbetas fram. Laktest är en del i valideringsproceduren för riskvärderingsmetoden.

SMT4972160: Development of standard organic leaching tests for organic pollutants in soil, sediments and granular waste materials. Utveckling av laktestmetod för organiska ämnen vilket stämmer väl överens med målsättningen för det här projektet.

Det finns många beröringspunkter mellan det sistnämnda projektet och projektet som ligger till grund för den här rapporten. Eftersom information om EU-projektet tidigare var knapphändig, har en samordning respektive ett samarbete inte varit möjligt. Numera har IVL fått tillgång till de viktigaste resultaten av EU-projektet som har haft större ekonomiska möjligheter för egna undersökningar. Arbetet där är inte avslutat, men det har tagits fram ny kunskap samt förslag till utformning av laktest för organiska ämnen.

Hydrofoba organiska ämnen har låg vattenlöslighet och binds starkt till organiska ämnen, både i den fasta fasen och lösta i vätskefasen som löst organisk kol (på engelska DOC). Förutom de organiska ämnen som utgör DOC kan en del av de organiska ämnen som är bundna till den fasta matrisen mobiliseras, medan en del inte kan lösas under naturliga förhållanden. Det lösta organiska kolet är således en viktig faktor för utlakningen.

I EU-projektet har lakning av icke-flyktiga organiska ämnen (främst PAH, PCB och klorfenoler) undersökts. Dessutom har målet med projektet varit att utveckla olika laktestmetoder: ett tillgänglighetstest, ett kolonntest och en satsvis testmetod för godkännande av prov. I utvecklingen av testmetoden togs speciell hänsyn till löst organiskt kol, som spelar en viktig roll för mobilisering av organiska ämnen. Laktest utfördes vid olika pH som visade att lakning av PAH ökade vid högre pH samtidigt som halten löst organisk kol ökade. Den största andelen av PAH lakades inte ut utan förblev i den fasta fasen.

Omfattande försök utfördes med PCB- och klorfenolförorenade markprover. Lakning av klorfenoler styrs av lösligheten, en försökstid på ett till två dygn var tillräcklig, vilket bekräftar IVLs resultat. Vid högre pH (pH 8-10) ökade lösligheten för klorfenoler, vilket stämmer väl överens med de testade klorfenolernas pKa värde (pKa=8,3 till 9,4). Lakningsresultaten var beroende på jordmatrisen. Lakbarheten av klorfenoler var mindre för humushaltiga prov, eftersom klorfenoler binds till humus. Resultaten från PCB laktest var inte lika tydliga. I de flesta fall lakades enbart mindre mängder. Matrisens ålder och sammansättning verkade ha effekt på utlakningen. Reproducerbarheten av resultaten var begränsad. Det testades olika filter (material och porstorlek) respektive centrifugering för provupparbetning. Upparbetningsmetoden hade stark påverkan på försöksresultatet, vilket bekräftar resultaten från IVLs undersökningar. Centrifugering vid upparbetning av PCB prover resulterade i de högsta halterna, följt av glasfiberfilter med stor porstorlek och pappersfilter. Vid användning av cellulosanitrat filter och hydrofilt polypropylen var PCB halterna i lakvatten mycket lägre.

I arbeten genomförda av forskarna Pestke, Bergman, Rentrop, Massen och Hirner visas också effekten av tillsats av tensider vid olika pH för mobiliseringen av PCB. I en humushaltig jord löstes PCB in, denna jord lakades nu med vatten, oktansyra, humus-

syra och fosfolipid. Halten av löslighetsförmedlarna var 1 g/l, och lakförsöken skedde vid pH 4 och vid pH 10.

För enbart vatten vid pH 4 och vid pH 10 var lösligheten cirka 1-2 % (Skillnaden mellan lösligheten för de två olika pH ansågs inte vara statistiskt signifikant). Lösligheten visade sig öka till mellan 10-20 % för de lösningar som innehöll fosforlipider, med en bättre löslighet vid pH 10. För oktansyralösningen fick man en löslighet som ökade till cirka 8 % vid pH 4, vid pH 10 däremot, fick man en löslighet på bara cirka 5 %. För huminsyra var lösligheten vid pH 10 ca 11 % (huminsyrasaltet var inte lösligt vid pH 4).

I de flesta undersökta fall har det visat sig att högre pH gett en ökande utlakning, detta gäller i synnerhet då humusämnen föreligger, beroende på att humusämnena blir mer lösliga vid högre pH.

Å andra sidan var utlakningen med några andra tensider, t ex oktansyra högre vid lägre pH, här beroende på att oktansyra dissocieras och blir mindre lipofil vid högre pH.

En annan aspekt med DOC, som framförts av Bushe och Hirner, är att DOC halten varierar under året. Det betyder att utlakningen kommer att variera med tiden. I denna artikel föreslås tillsats av en tensid, SDS, för att simulera "worst-case". I ett arbete visas hur den utlakade mängden av PAH och PCB ökades med en faktor 7, relativt lakning med destillerat vatten, i de fall man lakade jorden med vatten från ett skogsdike innehållande naturliga tensider.

Denna forskning påvisar risken att undervärdera den faktiska lakningsbenägenheten i marken om man enbart förlitar sig på laktester med destillerat vatten eller enbart utnyttjar teoretiska K_d värden.

Ett annat viktigt dokument är ISO/DIS 15175 "Soil quality- Characterisation of soil related to groundwater quality". Det är ett omfattande dokument som tar upp olika aspekter av karakterisering av mark. Detaljerna tas inte upp här, eftersom en del svenska experter är skeptiska till modellerna som används i standardförslaget.

5 Resultat från genomförda praktiska laktest

5.1 Syftet och använda metoder

Förutom teoretiska undersökningar är praktiska försök viktiga vid utveckling av laktestmetoder. I det här projektet har därför laktester genomförts på två olika sätt vilka beskrivs närmare nedan. Olika jordar och olika föroreningar har testats. Försöken användes för att kunna testa två metoder som med stor sannolikhet är ganska lika kom-

mande standardmetoder och se hur de fungerar för olika jordar och olika föroreningar. Resultaten kan dessutom användas som underlag för en databas för olika testfall.

Genom att använda två testmetoder får man en indikation på hur utlakningen påverkas av olika lakningsförhållanden. Det första testet utförs på ett sätt som efterliknar en situation där regnvatten kommer i kontakt med provet, men med vissa modifieringar. Det andra testet ska representera mer extrema förhållanden och man får en indikation på den maximala tillgängligheten. Eftersom prover på jord och sediment kan vara mycket inhomogena utförs test i två replikat.

5.1.1 Enkel satsvis metod (BLT)

Det första testet, BLT 24 (24 timmars batch leaching test), i fortsättningen kallat BLT, utförs i stålburkar med teflonlock. En provmängd av 120gram vägs in och blandas med avjoniserat vatten. Mängden avjoniserat vatten är fyra gånger så stor som provmängden (liquid/solid: LS=4). Om mängden lakvatten för analys är större än mängden som kan fås från en burk, används flera burkar för ett prov. Dessutom analyseras alltid dubbelprov för att kunna se variationer i jordprovet.

Omrörningen sker i en "over-end"-omrörare för att åstadkomma en skonsam och bra blandning av vätska och fast fas. Efter 24 timmars lakning centrifugeras proven med 3000g i 20 minuter för att separera fast fas och vatten. Allt som inte avskiljs genom centrifugeringen måste anses som mobilt och därmed potentiellt lakbart.

Metodutformningen kan komma att ändras för att anpassa metoden till resultaten från det internationella standardiseringsarbetet.

5.1.2 Tillgänglighetstest (AVA)

Det andra testet, AVA testet (availability test), är en modifiering av Nordtests metod NT Envir 003 för maximal utlakning av metaller ur fast avfall. Som i standarden utförs lakningen i två steg med avjoniserat vatten som pH justeras med salpetersyra. I första steget lakas vid pH 7 och i andra med nytt vatten vid pH 4. pH-värdet justeras kontinuerligt genom tillsats av salpetersyra. Efter försöket slås vattnen ihop.

Modifieringar mot standarden gjordes för att kunna använda en större mängd prov och för att inte påverka resultaten genom filtrering av lakvattnet. Provet används utan förbehandling, dvs utan torkning och siktning, för att undvika att provet påverkas. Partikelstorleken bör av praktiska skäl helst vara mindre än 2 mm jämfört med max 0,125 mm i standarden. För kunna undersöka ett mer representativt prov utförs försök i glasreaktorer med 3,5 liter volym och propelleromrörning så att provvolymen ökas avsevärt jämfört med standarden. Dessutom utförs försöken med ett blandningsförhållande på 50:1 i

stället för 100:1 i standarden för att ytterligare öka mängden prov som undersöks per försök. Det gör att 40 gram jord (beräknat på torrsubstans) undersöks i ett AVA test och blandas med 4000 gram vatten (LS 50 i två steg). Efter lakningen utförs centrifugering med 3000g för att separera den fasta fasen från vattnet.

5.2 Översikt över testade jordar

Tabell 1 visar på vilka jordar som lakttest har utförts inom ramen för det delkollektiva projektet:

Tabell 1. Jordar som det har utförts lakttest på inom ramen för projektet Organisk halt bestämt som glödförlust

Jord,nr	Ursprung	Förorening	Torrsvikt %	Org.halt %
R1	referens (Gärdet)	-	80,0	
R2	referens (Observatoriekullen)	-	61,2	
R3	referens (Sickla)	-	71,9	
1	VAFAB, 4 mån	olja		
2	VAFAB, 8 mån	olja		
3	VAFAB 990310, Start str 22	olja		
4	VAFAB 991007, Slut str 22	olja		
11	Gunnebo,As 15	krom, koppar, arsenik	88,4	2,41
12	Gunnebo,As 40	krom, koppar, arsenik	91,4	1,31
13	Gunnebo,As 100	krom, koppar, arsenik	88,8	3,47
14	Gunnebo,As 1000	krom, koppar, arsenik	89,0	3,39
27	Prov 3 Skövde	skärvätskor (borhaltiga)	89,3	2,81
28	Prov 4 Skövde	skärvätskor (borhaltiga)	90,1	2,15

6 Referensjordar

Prov har tagits på 3 olika ställen i Stockholmsområdet där marken anses vara oförorenad. Proven togs ur ett skikt mellan 0,2 och 1 m djup. Eftersom det enbart togs enskilda prov, behöver värdena inte vara representativa för hela området där provet togs, men bör kunna ge en uppfattning om bakgrundshalter i marken i stadsmiljö.

Jordarna analyserades på flera olika metaller, opolära alifater samt på BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylol). Halterna av BTEX var under detektionsgränsen (0,1mg/kg för bensen och 0,01mg/kg för de övriga). De övriga resultaten presenteras i tabell 2. Opolära alifater undersöktes inte i lakvattnen.

Tabell 2. Halter av olika ämnen i referensjordar värden i mg/kg torr jord (BTEX under detektionsgräns)

	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	Hg	As	opol alifater
R1	36	17	20	56	15	<0,3	0,025	1,8	1,4
R2	38	26	41	98	50	0,3	0,27	2,4	5,5
R3	16	8	30	39	33	<0,3	0,087	1,6	4,8

Alla analyserade värden är lägre än värdena som Naturvårdsverket anger som riktvärden för känslig markanvändning. Resultat från lakning av referensjordarna enligt BLT och AVA metoden visas i tabell 3 och 4. I de allra flesta fall är andelen som lakas ut betydligt mindre än totalhalten i jorden. Andelen som lakas ut är störst för BLT testet i provet R1, där ca 10 procent av de olika metallerna lakas ut. I AVA testet är det några värden där den utlakade andelen är hög. Det gäller t.ex. utlakning av krom från jord R2 och bly från jord R3.

Tabell 3. Resultat från lakning av metaller från referensjordar enligt BLT metod, alla värden är omräknade till mg/kg torr jord, och korrigerade med lakad mängd från blanktest (* = ej korrigerat, eftersom blankprovet låg under detektionsgränsen) Blanktest=bara vatten

BLT	Cr	Ni*	Cu*	Zn	Pb	Cd	Hg	As
R1	4,62	2,4	2	5,17	0,42	<0.02	0,0040	0,194
R2	0,22	0,38	0,62	1,91	0,24	<0.02	0,0054	0,042
R3	0,02	0,12	0,54	0,69	0,54	<0.02	0,0002	0,016

Tabell 4. Resultat från lakning av metaller från referensjordar enligt AVA metod, alla värden är omräknade till mg/kg torr jord, och korrigerade med lakad mängd från blanktest (* = ej korrigerat, eftersom blankprovet låg under detektionsgränsen)

AVA	Cr*	Ni*	Cu	Zn	Pb*	Cd	Hg	As
R1	<16	<10	-2	6	<20	<2	<0,02	<0,03
R2	20	<10	2	-0,2	<20	<2	0	0,3
R3	<16	<10	-2	0,2	20	<2	0,002	0,1
R3, replik	<16	<10	6	-1,2	<20	<2	0	0,1

I tabell 5 återges de direkta analysresultaten från de olika försöken. Halterna är i flera fall nära eller under detektionsgränsen. Dessa värden är intressanta, eftersom den relativa mätosäkerheten ökar vid låga koncentrationer.

Tabell 5. Resultat från lakning av referensjordar samt blankprov enligt BLT och AVA metoden

	Cr µg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Cd µg/l	Hg µg/l	As µg/l
BLT blank	90	<50	<30	13	100	<10	0,02	<0,2
R1	2400	1200	1000	2600	310	<10	2	97
R2	200	190	310	970	220	<10	2,7	21
R3	100	60	270	360	370	<10	0,14	8
AVA blank	<80	<50	40	10	<100	<10	0,02	<0,2
R1	<80	<50	30	40	<100	<10	<0,02	1,3
R26	100	<50	40	39	<100	<10	0,02	1,5
R3	<80	<50	30	40	100	<10	0,03	0,5
	<80	<50	60	34	<100	<10	0,02	0,5

6.1 Olja i kompost

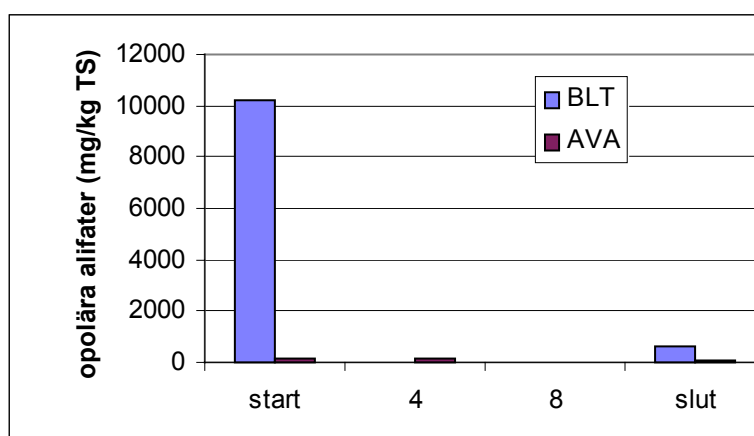
4 olika prov undersöktes, där avfallsolja hade blandats med kompost för att brytas ned. Proven representerar olika tidpunkter av nedbrytningen (start, efter 4 månader, efter 8 månader och när komposteringen avslutades). För utvärderingen av resultaten togs hänsyn till uppmätta pH- och redox-värden. I tabell 6 redovisas analysresultaten relaterade till mängden kompost som lakats.

Tabell 6. Halter i mg/kg torrs substans avseende opolära alifater från olika prover och laktest (* markerar dubbelprov av samma test)

	kompost	BLT	BLT*	AVA	AVA*
Start	130 000	10 400	10 000	130	140
4	23 000	21,1	10,8	130	160
8	4 000	2,16	0,84	<10	<10
slut	17 000	680	640	31	51

Analyserna från vattnen efter lakningen visar i vissa fall stora skillnader i dubbelproven. Kompostproven är inhomogena och därför varierar halten av opolära alifater, beroende på hur mycket olja som finns i olika delar av provet. Det medför också att resultaten från lakningen varierar, ibland med en faktor 2. Resultaten från AVA testet är mer homogena trots att det används en mindre mängd jordprov. Här kan andra effekter än det inhomogena provet ha spelat roll. Skillnaderna i BLT testet kan bero på att vattenproven från AVA testet var mycket mindre grumliga än de från BLT testet. Grumligheten kan göra att oljebärande partiklar har analyserats i vattenfasen, men att olika mängder av sådana partiklar har funnits i dubbelproven i BLT testets vatten. Sådana partiklar medför också att analysvärdena blir högre, vilket är en förklaring, varför utlakningen i

de flesta prov är högre i BLT testet än i AVA testet. I AVA testet används större kärl vilket gör att det finns större risk för adsorption av ämnen till utrustning än i BLT testet. Figur 2 visar resultaten från lakttesten. I slutprovet, där nedbrytningen har gått längst, är halterna högre än efter fyra och åtta månader. Då trenden är densamma i alla fyra proven (dubbelprov i AVA och BLT testet) lär resultatet inte bero på inhomogena prov utan förmodligen på att nedbrytningsprodukter lakas mer. Samtidigt var också totalhalten i den färdigbehandlade komposten högre än efter åtta månader. Halterna i lakvatten är i alla analyserade prov mindre än tio procent av halten i jorden. I BLT testet från startprovet lakas åtta procent av de opolära alifaterna och i BLT testet på slutprovet ca fyra procent. I alla andra fall lakas mindre än en procent av halten i komposten. Genom nedbrytningen reduceras mängden opolära alifater som lakas kraftigt.



Figur 2. Analysresultat från lakttest på oljehaltig kompost :opolära alifater i lakvatten relaterat till mängd jord, medelvärden

Lakning vid BLT testet utförs utan pH-justering, vilket innebar ett pH-värde mellan ca 5,8 (start och slutprov) och 7 (prov 4 och 8) vid försökets slut. En ändring av pH-värdet kan ändra laddningsförhållanden för molekyler vilka på så sätt kan bli mer lätt- eller svårlösta, beroende på den fasta fasens egenskaper. I det här fallet verkar inte pH-värdet ha påverkat utlakningen, då det lakades mest i de BLT testen som har ett pH-värde som ligger mellan de två som testas i AVA testet och som på så sätt skulle kunna representera ett medelvärde.

Redoxpotentialen i slutet av testet framgår av tabell 7. Fördelningen av värdena är jämförbar med pH-värdenas fördelning, dvs. redoxpotentialen från start- och slutprovet i BLT testet har samma storleksordning som redoxvärdena i AVA-testet. Därmed gäller samma slutsatser för redox- och pH-värdet.

Tabell 7. Redoxvärden i slutet av BLT testet och för provblandningen av AVA testet, värdena är ungefärliga och i mV mot vätgas som referens

	startprov	4	8	slutprov
BLT	70	0 -10	...-50	130-180
AVA	160	125	100	210

I andra undersökningar på samma typ av kompost med olja visade det sig att utlakningen från AVA testet var i samma storleksordning som från BLT testet. Även om underlaget fortfarande är begränsat, så verkar BLT testet ge tillräckligt med information för test av komposten. Båda testmetoderna kan behöva anpassas mer för att ta hänsyn till de organiska ämnens egenskaper.

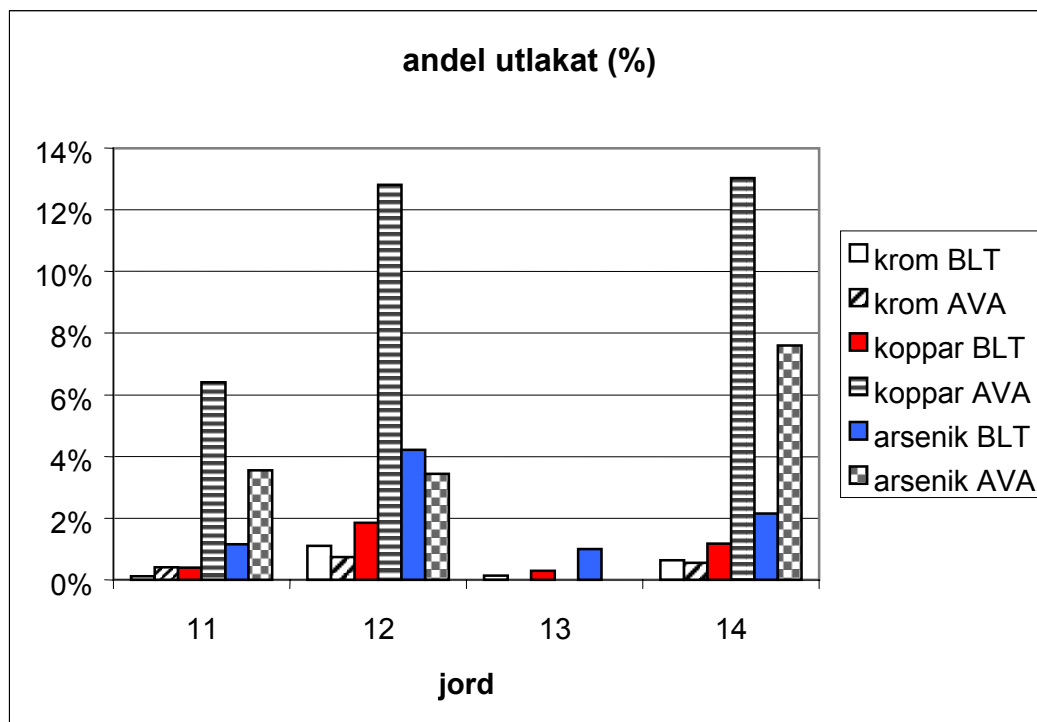
6.2 Krom, Koppar, Arsenik i jord

Fyra jordprover innehållande krom, koppar och arsenik som härrör från impregneringsverksamhet undersöktes med hjälp av laktest. De fyra proverna representerade olika koncentrationsnivåer med de högsta halterna i jord 14 och de lägsta i jord 11. I tabell 8 redovisas både halterna av de olika ämnena i jorden samt resultat från laktesten som medelvärden i mg per kg torrsubstans.

Tabell 8. Lakning av krom, koppar och arsenik ur 3 jordar, alla värden är medelvärden i mg/kg TS

jord	krom			koppar			arsenik		
	i jord	BLT	AVA	i jord	BLT	AVA	i jord	BLT	AVA
11	25	0,028	0,1	19,5	0,078	1,3	1,6	0,018	0,055
12	58	0,64	0,43	41	0,76	5,3	47	2,0	1,6
13	26	0,038		20	0,058		2,9	0,029	
14	300	1,9	1,7	710	8,4	93	605	13	46

De största metallmängderna lakades från jord 14 som innehöll de högsta koncentrationerna. Krom lakas i 2 av 3 fall ut mer i BLT testet än i AVA testet, medan koppar lakas mer i AVA testet. Arsenik lakas i två fall av tre i högre utsträckning i AVA testet än i BLT testet. Hur mycket av metallerna som lakas ut redovisas i figur 3.



Figur 3. Utlakning av krom, koppar och arsenik, andel lakat av totala mängden i 4 olika jordar och med 2 olika lakmetoder (BLT, AVA). AVA testet genomfördes ej på jord 13.

Metallen som lakar lättast är koppar i AVA testet. Från jord 12 och 14 lakas mer än 12 procent.

BLT testet motsvarar mer en initial utlakning i kontakt med regnvatten medan AVA testet speglar mer den totala tillgängligheten för de flesta metaller. Utlakningen är relativt sett låg för alla metaller i BLT testet, förutom i ett fall, där arsenik lakas i 4 procent av totala tillgängliga mängden. Arsenik lakas mer än koppar som lakas mer än krom. När lakvattnet blir mättat inverkar LS på den procentuella utlakningen.

AVA testet ökar inte utlakningen för krom, medan frisättningen av koppar ökar avsevärt.

6.3 Borhaltiga skärvätskor i jord

Resultaten med lakning av jord 27 innehållande borföreningar redovisas i tabell 9. Provet har erhållits genom att en jord jämviktats med en skärvätska innehållande en organisk borförening. För beräkning av halterna har de teoretiska blandningsförhållandena, dvs LS 4 och LS 50 i två steg motsvarande LS 100 antagits. Totalhalten analyserades genom extraktion av några gram jord. Analys av bor genomfördes med ICP analys.

Tabell 9. Resultat från laktest på jord 27 innehållande skärvätska med organisk borförening, analys av bor, alla värden i mg/kg torr jord

Halt i jord	Lakvatten BLT replikat 1	Lakvatten BLT replikat 2	Lakvatten AVA (2*LS50=LS100)
162	159	85	122

Resultaten visar här att borföreningarna är mycket lösliga i vattenfasen, och så gott som allting löses ut i vattenfasen. Detta innebär att mängden utlöst, inom rimliga gränser, blir oberoende av LS förhållandet (så länge inte lakvattnet är mättat) Genom att ta hänsyn till mängden lakvatten i förhållande till lakad mängd torr jord för BLT och AVA testen fås en möjlighet att jämföra de olika lakmetoderna. En viss skillnad föreligger mellan de två dubbelproven, den troliga orsaken är att man har en inhomogen jord. Diskussion med SGAB visade att de ej trodde sig ha något fel vid analyserna av bor.

Bor, i form av etanolaminborat visar sig vara mycket lösligt. Detta borde även avspeglas i en hög rörlighet i marken.

7 Slutsatser

- Laktest utgör en viktig del i en riskbedömning av förorenad mark, eftersom frisättning av föroreningarna kan bedömas med laktest. En mätning av totalhalten i jorden är inte tillräcklig.
- Prov med oorganiska föroreningar kan, eventuellt med mindre modifikationer, undersökas med befintliga standardiserade laktest även om dessa inte har utvecklats för förorenad mark.
- Lakning av organiska ämnen är komplicerat. Utvecklingen av en testmetod är inte avslutad än. Adsorption till utrustning är en ofta förekommande felkälla vid lakning av organiska ämnen.
- Flyktiga organiska ämnen avgår lätt till luften. Därför är de ofta inte närvarande på äldre förorenade områden. Eftersom flyktiga organiska ämnen skulle komplicera en testmetod ytterligare, kan man överväga att införa en testmetod som inte är tillämplig för flyktiga organiska ämnen.
- Standardisering av laktest för förorenad mark pågår. Det är viktigt att ta hänsyn till organiska ämnen, vilket IVL kan poängtera genom deltagandet i standardiseringsgruppen.

- Löst organiskt kol (DOC) spelar en viktig roll för lakning av organiska ämnen. Organiska ämnen som är binder till DOC kan mobiliseras trots låg vattenlöslighet.
- Testutformningen bör ta hänsyn till mobilisering av föroreningar via DOC. Mätning av DOC och eventuellt användning av andra testlösningar (t.ex. CaCl_2) bör övervägas.
- Som metod för upparbetning kan filtrering med glasfiber (ej flyktiga ämnen) och centrifugering övervägas.
- Jordprover är ej homogena. Det är således viktigt att ta en tillräcklig stor provmängd. Parallellprover visar spridningen i lakbarheten från jordprovet.
- Metodutvecklingen bör kompletteras snarast, så att hänsyn kan tas till resultaten vid standardiseringen.
- En metod för tolkning av laktestresultat bör arbetas fram. Bestämning av K_{Ds} värden med hjälp av laktest kan ge bra underlag för en uppskattning av utlakningen.
- Det är viktigt att kunna jämföra resultat från olika laktestmetoder. Underlag som möjliggör en jämförelse bör arbetas fram.

8 Förslag på fortsatt arbete

Det finns redan nu laktester som används för riskbedömning av förorenad mark, men osäkerheten är ganska stor, eftersom metoderna inte har anpassats för att kunna användas på jord och organiska föroreningar. Dessutom kan metoderna för riskbedömning göras mer enhetliga men ändå platsspecifika genom bestämning av lokala k_d värden. I ett fortsatt arbete bör flera punkter tas upp:

- fortsatt arbete med standardisering (parameter, provupparbetning mm.)
- horisontell jämförelse, exempelvis mellan laktest för jord och laktest för avfall för att kunna överföra resultat utan att behöva genomföra två sorters laktest, exempelvis när förorenad jord ska betraktas som avfall
- utveckling av ett koncept för riskbedömning: för bedömning av risken för utlakning bör ett laktest som kan användas för bestämning av K_d värdet ge ett bra underlag. Ett platsspecifikt K_d värde kan sedan ingå i modellberäkningar för spridning och riskbedömning.

9 Referenser

- U.S EPA : Guide to the Disposal of Chemically Stabilized and Solified Waste. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio 1982
- Schwarzenbach, R.P.; Westall, J. Transport of Nonpolar Organic Compounds from Surface Water to Groundwater, Laboratory Sorption Studies
- Bintein, S. and Devillers, J. QSAR for organic chemical sorption in soils and sediments, Chemosphere, Vol, 28, No 6 , pp 1171-1188, 1994
- Goumaris, V., Anderson, P. R. , Holsen T. M. Characteristics and Environmental Significance of Colloids in Landfill. Environ.Sci. Technol.1993, 27, 1381-1387
- Sun, S. , Inskepp, W. P., Boyd, S. A. . Sorption of Nonionic Organic Compounds in Soil- Water Systems Containing a Micellar-Forming Surfactant . Environ. Sci. Technol. 1995,29,903-913
- Dulfer, W.J., Bakker, M.W.C, Govers, H.A.J. Micellar Solubility and Micellar/Water Partitioning of Polychlorinated Biphenyls in Solution of Sodium Dodecyl Sulfate. Environ. Sci. Technol. 1995,29,985-992
- Öman, C.. Comparision between the Predicted Fate of Organic Compounds in Landfills and the Actual Emissions. Environ. Sci. Technol 2001,35,232-239
- Comans, R.N.J. (ed.) Development of Standard Leaching Tests for Organic Pollutants in Soils, Sediments and Granular Waste Materials. ECN-C—00-094. ECN. The Netherlands
- prEN 12457-1,2,3 and 4. Characterization of waste-Leaching-Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges. Part 1 to 4. CEN, Brussels
- ISO/'DIS 15175, Soil quality-Characterization of soil related to groundwater protection International Organization for Standardization ISO
- Communication with R.N.J. Comans (Draft test for the leaching of non-volatile organic compounds
- Bjuggren, C., Fortkamp, U., Remberger, M. Laktest för organiska ämnen i jord-utveckling av testmetod. B 1339. IVL, Stockholm, Sweden
- Nordtest method NT Envir 003. SOLID WASTE, GRANULAR MATERIAL: AVAILABILITY TEST

SNV. Development of generic guideline values. SNV rapport 4639

Pestke, F.M, et. al.. Mobilisierbarkeit von hydrophoben organischen Schadstoffen in belasteten Böden und Abfällen : Teil 1 , Acta hydrochim.hydrobiol. 25 (1997)5 s242-246

Bushe, U., Hirner, A. . Mobilisierbarkeit von hydrophoben organischen Schadstoffen in belasteten Böden und Abfällen : Teil 2 , Acta hydrochim.hydrobiol. 25 (1997)5 s248-252

Eckelhof, A., Hirner, A. V. Vom Wasser, 89, 297-304(1997) Mobilisierung von organischen Schadstoffen in Bodensäulen einer Parabraunderde durch Natriumlaurylsulfat

Hirner, A.V., Pestke, F.M., Bushe, U. Konzepte zur Mobilitätsabschätzung von Schadstoffen in Boden –und Abfallmaterialien , Acta hydrochim.hydrobiol 26 (1998)4, 226-229

Pressmeddelande Norrbotten direkt: <http://www.bd.lst.se/press/2001/010308.htm>
(2002-02-12)

<http://www.environ.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/bgrund.html>
(2002-02-06)

Envirotech: <http://www.mb-envirotech.com/Metoder/metoder.html>

Ragn-Sells:
http://www.ragnsells.se/miljokonsult/verksamhet/fororenad_mark/index.htm

Biologisk sanering: <http://www.midroc.se>

SPI: <http://www.spi.se>

Bilagor

Bilaga 1: Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag , metaller i vatten (från Naturvårdsverkets hemsida)

Metaller i vatten

Metall	Klass 1 Mycket låg halt µg/l	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Måttligt hög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
As	< 0,4	0,4–5	5–15	15–75	> 75
Cd	< 0,01	0,01–0,1	0,1–0,3	0,3–1,5	> 1,5
Cr	< 0,3	0,3–5	5–15	15–75	> 75
Cu	< 0,5*	0,5–3*	3–9*	9–45	> 45
Ni	< 0,7	0,7–15	15–45	45–225	> 225
Pb	< 0,2	0,2–1	1–3	3–15	> 15
Zn	< 5	5–20	20–60	60–300	> 300

Risk för biologiska effekter:

klass 1: Ingen eller mycket liten risk

klass 2: Liten risk

klass 3: Risk föreligger främst i mjuka, närings- och humusfattiga vatten samt i sura vatten

klass 4: Ökad risk

klass 5: Hög risk redan vid kort exponering

* Klassindelningen för koppar avser främst sjöar och mindre vattendrag. I större vattendrag kan kopparhalter upp till 3 µg/l förekomma även i opåverkade områden. Kopparhalter i klass 3 utgör normalt inte samma risk i större vattendrag som i sjöar och mindre vattendrag.

Anmärkning: För organiska ämnen anges i bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag enbart värden för TOC/COD (organiskt kol & syretärande ämnen).

Bilaga 2: Jämförvärden för halter i mark (mg/kg torrsubstans, från Naturvårdsverkets hemsida)

Metaller	SGU* (morän)	Naturvårdsverket*	
		morän	sedimentjordarter
Arsenik	10	10	7
Bly	20	25	25
Kadmium		0,3	0,15
Kobolt	10	10	15
Koppar	25	25	30
Krom		30	45
Kvicksilver		0,1	0,2
Nickel	20	25	30
Vanadin		40	60
Zink	60	70	100
Organiska ämnen*			
Totalt extraherbara alifatiska ämnen	80		
Totalt extraherbara aromatiska ämnen	30		
Opolära alifatiska kolväten	13		
Toluen	0,5		
Triklormetan	0,9		
Summa kloralifatiska kolväten	1		
Fenantren	0,5		
Bens(a)antracen	0,4		
Bens(a)pyren	0,4		
Bens(g,i,h)perylene	0,4		
Indeno(c,d)pyren	0,4		
Pyren	0,6		
Krysen	0,5		
Fluoranten	1		
Bens(k)fluoranten	0,4		
Bens(b)fluoranten	0,7		
Summa PAH	5		
Summa cancerogena PAH	2,5		
Summa övriga PAH	2,7		
Övrigt			
EGOM (mg org C/kg torrsvikt)	1		
PAH-screening (mg PAH-ekv/kg torrsvikt)	10		
EOX (mg Cl/kg torrsvikt)	0,2		
HEGOM (mg Cl/kg torrsvikt)	0,2		
Celltest EROD (ng TEQ/g torrsvikt)	5		

*Angivna jämförvärden utgör 90-percentiler av halter uppmätta vid SGU:s markgeokemiska kartering samt vid Naturvårdsverkets jordprovtagning i tätortsmiljö.

Huvudprincip för bedömning av avvikelser från jämförvärde

Bedömning	Uppmätt värde / jämförvärde
Ingen eller liten påverkan av punktkälla	< 1
Trolig påverkan av punktkälla	1-5
Stor påverkan av punktkälla	5-25
Mycket stor påverkan av punktkälla	> 25

Bilaga 3: Riktvärden (eller motsvarande) för halter i förorenat grundvatten ($\mu\text{g/l}$, från Naturvårdsverkets hemsida)

Svenska riktvärden för förorenat grundvatten vid bensinstationer

Opolära alifatiska kolväten	100
Totalt extraherbara aromater	100
Bensen	10
Toluen	60
Etylbensen	20
Xylen	20
Cancerogena PAH	0,2
Övriga PAH	10
MTBE	50
Bly	10
1,2-diklorethan	30
1,2-dibrommetan	1
"Riktvärden" baserade på svenska hälsogränsvärden för dricksvatten*	
Antimon	10
Arsenik	50
Bly	10
Cyanid, lättillgänglig	50
Kadmium	5
Koppar	2000
Krom	50
Kvicksilver	1
Nickel	50
Selen	10
Silver	10

*I första hand används otjänlighetsgräns, i andra hand gräns för "tjänligt med anmärkning".

Bilaga 4: "Riktvärden" för halter i förorenat ytvatten (µg/l, från Naturvårdsverkets hemsida)

	Nivå som innebär ökad risk för biol. effekter*	Kanadensiskt vattenkvalitetskriterium
Arsenik	15	50
Bly	3	1
Kadmium	0,3	0,01
Koppar	9	4
Krom	15	20 (Cr III)
Kvicksilver		0,1
Nickel	45	150
Zink	60	30
Cyanid, fri		5
Fenol		1
Monoklorfenol		7
Diklorfenol		0,2
Pentaklorfenol		0,5
Kresol		1
Monoklorbensen		15
1,2-diklorbensen		2,5
1,4-diklorbensen		4
Triklorbensen		0,5
Tetraklorbensen		0,15
Pentaklorbensen		0,03
Hexaklorbensen		0,0065
PCB		0,001
Koltetraklorid		13
Triklormetan		2
Triklöretylen		20
Tetrakloretylen		110
Bensen		300
Toluen		2
Etylbensen		90
Opolära alifatiska kolväten	100	
1,2-diklorethan		100
MTBE		700

*Enligt [bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag](#). Den angivna risknivån utgör gränsen mellan tillståndsklasserna 3 och 4.