

Studie av lämpliga saneringsmetoder för Husie upplagsområde

- Detaljstudier av
föroreningssituationen med
avseende på metaller och olja

Helena Olsson

Examensarbete 2007
Institutionen för Kemiteknik
Lunds Tekniska Högskola
Lunds Universitet



Titel och undertitel

Studie av lämpliga saneringsmetoder för Husie upplagsområde

- Detaljstudier av föroreningsituationen med avseende på metaller och olja

Författare

Helena Olsson

Publicering

December 2007

Organisation

Institutionen för Kemiteknik

Lund Tekniska Högskola

Lund Universitet, Sverige

Handledning

Anders Bank, Hifab AB

Erik Palmquist, PQ Geoteknik & Miljö AB

Abstract

Soils contaminated with oil and heavy metals are hard to remediate and it is cheap to deposit the soil. This has led to a situation where soils that could be treated are instead dug up, transported to a dump and then left there for years of monitoring to minimize the risk of leaching. In this report studies of the possibilities of remediation is made this is done through analyses involving measurements of oil and metal concentrations in different fractions of the soil and also tests to determine the leach ability. The result shows difficulties with the remediation process because metals don't seem to bind as expected, to the smaller grain sizes. Different metals can be found in different grain sizes depending on metal, time of leaching and ratio between soil and, in this case, water. Overall the leach ability of the soil is relatively low for all metals. The suggested remediation process involves dry shifting of material larger than 20 mm. If needed the material can be biologically treated and then returned to the site. Magnets can be used to remove fragments of metals. The smaller fractions will contain a high oil and metal content and is suggested, if possible, to be thermally treated. This will decrease the contaminated masses as all organic material will be lost. The finished product will have a very high content of heavy metals and have to be deposited, probably as dangerous waste.

Keywords: remediation, scrap yard, mineral oil, heavy metals

Förord

Denna rapport är skriven som ett examensarbete vid institutionen för Kemiteknik vid Lunds Tekniska Högskola. Omfattningen är 30 hp och ingår som en avslutande del i civilingenjörsutbildningen Ekosystemteknik. Arbetet har genomförts genom handledning av Anders Bank, Hifab AB och Erik Palmquist, PQ Geoteknik & Miljö AB och är ett sidoprojekt inom ett pågående uppdrag för fastighetskontoret, Malmö kommun.

Stort tack till Dick Johansson på fastighetskontoret i Malmö för möjligheten att få genomföra detta arbete. Tack även till personalen på Analytica i Luleå och Täby för värdefulla tips och råd, Tack alla på kontoret i Eslöv för trevliga fikapauser och uppmuntrande ord. Sist men inte minst, tack Erik Palmquist, PQ Geoteknik & Miljö och Anders Bank, Hifab för all expertis, stöd och råd under arbetets gång.

Jag hoppas denna rapport ska bidra till ökad förståelse kring föroreningsbilden som uppkommer i samband med bildemonteringsanläggningar, samt medverka till ökad insikt om de saneringsmöjligheter som finns som ett alternativ till uppgrävning och deponering.

Lund den 29/11 -2007

Helena Olsson

Sammanfattning

Husie upplagsområde, även kallat Kvarnby bilskrot, innefattar ett stort antal bildemonteringsanläggningar, annan skrotverksamhet samt upplag för till exempel byggmaterial. Bildemonteringsverksamheten inleddes på 1970-talet och har utgjort ungefär 50 % av verksamheterna på området. Malmö kommun som arrenderat ut tomterna har i dag sagt upp samtliga arrendatorer vilka de flesta flyttat från området. Föroreningssituationen på området visar på höga halter tyngre oljor och tungmetaller i de ytliga fyllningarna medan grundvattnet inte visat sig vara betydande påverkat. Det kan dock inte helt uteslutas att grundvattnet skulle vara ställvis kontaminerat. I ytan finns lokalt höga halter av mineralolja samt främst tungmetallerna bly, koppar och zink. På flera tomter fanns även höga PAH halter.

För att kunna ta fram en saneringsmetod för den förorenade jorden analyseras jorden med avseende på metaller och oljor även halterna på separata kornstorlekar analyseras liksom jordens lakbarhet. Resultaten visade att olika tungmetaller binder till olika kornstorlekar. För många av metaller fanns de högsta halterna i det finkorniga materialet. För bly, krom och nickel fanns däremot de högsta halterna i de större kornstorlekarna. För oljorna visade sig den högsta föroreningskoncentrationen vara lokaliserad till de minsta kornstorlekarna. Laktesterna visade på relativt låg lakbarhet för samtliga metaller. Det beror troligtvis främst på att de är hårt sorberade till partiklarna i jorden samt att metallerna återfinns som små fragment troligtvis med ursprung bland annat i svetsbitar från demonteringen.

Resultaten visar att en jord förorenad av både olja och metaller är svårsanerad. Oljan försvårar de metoder som ofta används på metallförorenad jord genom att lägga sig som ett lager runt partiklarna. Metallerna i sin tur försvårar användandet av biologiska metoder då mikroorganismerna hämmas av ett högt tungmetallinnehåll.

Metoder som rekommenderas är att genom torrsiktning av jorden kan material större än 50 mm sorteras bort. Detta innebär en minskning av massan förorenad jord med nästan 2000 ton. Dessutom kan eventuellt magneter användas för att få bort hela metallfragment. Den biologiska behandlingsbarheten är större på de grövre kornstorlekarna och eventuellt kan material ner till 20 mm behandlas på detta sätt om det visar sig att metallhalter är acceptabla. De mindre fraktionerna måste behandlas på annat sätt och termisk behandling föreslås. Slutprodukten kommer att ha en mycket hög halt av metaller och måste troligtvis deponeras på en deponi för icke-farligt eller farligt avfall.

Summary

Through investigations a compilation of the contamination situation of the ground conditions at Husie junk yard, also called Kvarnby scrap yard, is made. The activities in the area started in the nineteen seventies and up to 50 % of the 120, 000 m² large area have been car dismantle works. The leasing of the sites is controlled by the community of Malmö and today most of the companies have moved.

The contamination situation is typical for that of car dismantle works and the ground is heavily polluted with heavy oils and metals. The contaminants are located in the top decimetres and the spreading is believed to be mainly from on ground activities such as dust and water run-off. The most important contaminants are oil and the heavy metals, lead, copper and zinc. High levels of PAH have also been found.

To be able to bring forward a method for the remediation of the contaminated soil a number of analyses have been made. The concentration of heavy metals is analysed according to different grain sizes and it is shown that the contaminants is for the most part located to the smallest grain sizes. However this is not the case for all heavy metals such as lead, chromium and nickel where the highest concentration is found in larger fractions. For oil most of the sorbed contaminants are found in the smallest fraction but a large quantity is believed to be in free phase and has been washed away during separation of the grains. Leaching tests were made and they showed relatively low leach ability for all metals. This is probably because of high sorption to soil particles but also a result of the fact that a high level of metals are found as small fragments probably with its origin from welding processes.

The results from the analysis's shows that a soil contaminated with both oils and metals are difficult to remediate. The oil will make processes that usually work on metals hard to use because oil will cover up the soil particles and that will make many methods more difficult to use. Metals on the other hand will worsen the situation for micro organisms in the soil by inhibit their functions and they can thereby not function properly.

As a suggestion of remediation, fractions larger than 50 mm are suggested to be sorted out through dry sifting. This leads to a decrease in the masses of contaminated soil by almost 2200 tonnes. Possibly magnets can remove much of the metal fragments that the soil contains. The possibilities for treating the soil with biological methods will increase in these masses as the soil will be easier to oxidize. Possibly material bigger than 20 mm can be sorted out, which means even larger economical profits. The rest of the heavily contaminated soil has to be treated with other methods and the best option seems to be thermal treatment. Hopefully, the soil does not have to be treated as dangerous waste and economical profits can be made.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING.....	2
1.1	BAKGRUND.....	2
1.2	SYFTE OCH MÅL.....	3
1.3	METOD.....	3
1.4	RAPPORTENS INNEHÅLL.....	4
1.5	AVGRÄNSNINGAR.....	4
1.6	ORDLISTA.....	5
2	OMRÅDESBESKRIVNING.....	6
2.1	ALLMÄNT.....	6
2.2	HISTORIK.....	6
2.3	TOPOGRAFI SAMT GEOLOGISKA OCH HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN.....	7
2.4	KÄNSLIGHET/SKYDDSVÄRDE.....	8
3	JORDENS SAMMANSÄTTNING.....	9
3.1	RESULTAT FRÅN ANALYSERNA.....	10
3.2	BERÄKNINGAR AV MASSOR INOM KORNTORLEKAR.....	10
4	UTVÄRDERING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN.....	12
4.1	ANVÄNDBARHETEN AV NATURVÅRDSVERKETS RIKTVÄRDEN.....	12
4.1.1	Metoder för analys av kolväten.....	12
4.1.2	Resultat från analysjämförelse av oljeföroreningar.....	13
4.1.3	Metoder för analys av metaller.....	13
4.1.4	Laktester för utlakningsskattning och avfallsklassning.....	14
4.2	RESULTAT FRÅN MILJÖPROVTAGNING.....	14
4.2.1	Olja.....	15
4.2.2	PCB.....	18
4.2.3	Tillsatsmedel.....	18
4.2.4	Metallförekomst.....	18
4.2.5	Sammanfattning av metallförekomsten.....	19
5	RISKBEDÖMNING.....	21
5.1	TRANSPORTPROCESSER OVAN MARKYTAN.....	21
5.2	TRANSPORTPROCESSER UNDER MARKYTAN.....	21
5.2.1	Advektion.....	23
5.2.2	Hydrodynamisk dispersion.....	23
5.3	ANDRA PROCESSER VIKTIGA FÖR SPRIDNING AV FÖRORENINGAR.....	24
5.3.1	Förångning.....	24
5.3.2	Utfällnings- och upplösningsprocesser.....	25
5.3.3	Komplexbildning.....	25
5.3.4	Jonbytesprocesser.....	26
5.3.5	Sorption.....	26
5.3.6	Redoxprocesser.....	27
5.3.7	Biologisk omvandling.....	27
5.3.8	Upptag av växter.....	28
5.4	OLJEPRODUKTERS RÖRELSE I MARKEN.....	28
5.4.1	Spridning av alifater.....	31
5.4.2	Spridning av aromatiska kolväten.....	31
5.4.3	Spridning av PCB.....	31
5.5	METALLERS UPPTRÄDANDE I MARKEN.....	31
5.5.1	Spridning av arsenik.....	32
5.5.2	Spridning av bly.....	33
5.5.3	Spridning av kadmium.....	33
5.5.4	Spridning av kobolt.....	33
5.5.5	Spridning av koppar.....	34
5.5.6	Spridning av krom.....	34
5.5.7	Spridning av kvicksilver.....	34
5.5.8	Spridning av nickel.....	34

5.5.9	<i>Spridning av zink</i>	34
5.6	SAMMANFATTNING AV FÖRORENINGSSITUATIONEN	35
6	FÖRORENINGARNAS FORM I DEN FÖRORENADE JORDEN	36
6.1	METOD FÖR ATT UNDERSÖKA FÖRORENINGSFORMEN	36
6.2	VATTENKVOT OCH BESTÄMNING AV ORGANISKHALT	36
6.3	MAGNETFÖRSÖK.....	36
6.4	MIKROSKOPERING	36
6.5	METALLANALYS	36
6.6	OLJEANALYS	38
6.7	METODBESKRIVNING FÖR SKAKTESTERNA	38
7	METODBESKRIVNING FÖR OLIKA SANERINGSMETODER	41
7.1	ALLMÄNT	41
7.2	BIOLOGISK BEHANDLING	41
7.2.1	<i>Biologisk behandling av oljeföroreningar</i>	42
7.2.2	<i>Metoder för biologisk behandling av oljeföroreningar</i>	42
7.2.3	<i>Biologisk behandling av metaller</i>	45
7.3	FYSISK OCH KEMISK BEHANDLING	46
7.3.1	<i>Kemisk extraktion</i>	46
7.3.2	<i>Kemisk oxidation och reduktion</i>	47
7.3.3	<i>Jordtvätt</i>	48
7.3.4	<i>Siktning</i>	49
7.3.5	<i>Solidifiering/stabilisering</i>	49
7.4	UPPGRÄVNING OCH ÅTERSKAFFANDE ELLER DEPONERING	49
7.5	TERMISK BEHANDLING	50
7.5.1	<i>Termisk desorption</i>	50
7.5.2	<i>Förbränning</i>	50
7.6	ELEKTROKINETIK.....	51
7.7	EFFEKTIVITET – KOSTNAD MOT TID	51
8	DISKUSSION	53
8.1	BIOLOGISKA METODER	53
8.2	KEMISKA OCH FYSISKA METODER.....	54
8.3	TERMISKA METODER	54
8.4	ELEKTROKINETIK.....	55
9	SLUTSATSER.....	56
9.1	REKOMMENDATIONER OCH SLUTORD	57
10	KÄLLFÖRTECKNING.....	58

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Kan vi bygga bostäder på mark som varit förorenad och hur ren måste jorden vara för att miljön och människors hälsa inte ska riskeras? Idag är det inte lika vanligt att bygga på oexploaterad mark, istället rivs gamla byggnader för att ge plats åt nya. Gamla synder uppdagas och saneringsåtgärder är ofta ett måste för att nå de krav som ställs på föroreningsnivåerna för att den nya markanvändningen skall vara möjlig. En verksamhet där föroreningsbilden ofta är komplicerad är bildemonteringsanläggningar även kallade bilskrotar. Bildemontering är en av de äldsta återvinningsverksamheterna i Sverige och startade redan på 1920-talet. Gamla uttjänta bilar plockas sönder så att delar kan återanvändas till andra bilar. Denna sönderdelning har genom åren dock även genererat ämnen som inte kunnat tas tillvara som till exempel smörjolja, metallflis och uttjänta däck och batterier. Dels har det gjorts på grund av praktiska svårigheter men oftast på grund av liten eller ingen ekonomisk vinning. Idag sker noggrannare kontroller och många anläggningar är miljöcertifierade. För bara några år sedan tömdes bilarna på farliga vätskor direkt på marken, blybatterier plockades isär, kopparkablar och däck brändes. Ofta gjordes detta på icke hårdgjorda ytor. Detta har skapat en föroreningsbild där oljor, metaller och andra ämnen riskerar att förorena miljön inte bara på själva tomten utan även genom spridning till omgivningen. Föroreningsgraden på anläggningarna är ofta omfattande och den flerkontaminerad jord innebär kostsamma saneringsåtgärder då inga allomfattande metoder finns för att sanera jord där flera olika föroreningar påträffas. Generellt sker ingen sanering av flerkontaminerad jord utan förorenat material schaktas ur och transporteras till en deponi där det läggs upp utan någon behandling. Då miljöpåverkan vid dessa transporter ofta är betydande kan förfarandet starkt ifrågasättas liksom det faktum att deponin ständigt måste kontrolleras för att förhindra läckage. Då alternativa saneringsmetoder inte används hämmas teknikutvecklingen vilket för Sverige lett till att landet ligger långt efter länder som till exempel USA och Danmark. Förorenat material som transporteras till en deponi kontrolleras med avseende på föroreningsgrad och lakningsrisk för att därigenom avgöra vilken typ av deponi som materialet skall hamna på. Detta görs genom föreskrifter från Naturvårdsverket. En högre grad av förorenat material innebär högre klassning då jorden deponeras. En hög klassning medför naturligtvis högre kostnader och därför är det önskvärt att så små volymer som möjligt deponeras samt att föroreningsnivån är så låg som möjligt.

Ett exempel på bildemonteringsanläggning är Husie upplagsområde även kallad Kvarnby bilskrot som ligger i utkanten av Malmö. Här har bildemontering skett sedan 1960-talet. Området är klassat i riskklass 1 enligt MIFO fas 1 och är med på listan över Skånes 30 mest prioriterade områden. Malmö kommun har låtit PQ Geoteknik och Miljö utreda och undersöka markföroreningsförhållandena. Analyser visar att de översta decimetrarna av jorden är kraftigt förorenade av tungmetaller och oljor och eftersom ytan inom upplagsområdet är betydande är mängden förorenad jord mycket stor. Malmö kommun har därför påbörjat ett utvecklingsprojekt där behandlingsbarheten av aktuella förorenade jordar inom Husie upplagsområde undersöks. Syftet är att ta fram underlag för att bedöma om och hur de förorenade jordarna kan behandlas så att miljönyttan och miljöeffekterna av den kommande saneringen kan minska jämfört med de konventionella metoderna. Som ett led i detta projekt handleds även detta examensarbete på uppdrag av fastighetskontoret i Malmö och Lunds Tekniska Högskola av Anders Bank, Hifab AB och Erik Palmquist, PQ Geoteknik och Miljö AB.

1.2 Syfte och mål

Syftet med examensarbetet är att genom litteraturstudier och genom granskning av nya och tidigare gjorda analyser kartlägga föroreningssituationen vid bildemonteringsanläggningar. Dessutom diskuteras möjligheterna till en lyckad sanering av de förorenade jordmassorna som finns i området. I arbetet ingår:

- Kartläggning av jordens sammansättning för att underlätta riskbedömningen
- Utredning av föroreningssituationen genom att nya och tidigare utförda provtagningar granskas
- Jämförelse mellan GC-FID och GC-MS för att undersöka om Naturvårdsverkets riktvärden kan användas på platsen?
- Undersökning av, på vilka kornstorlekar vi i huvudsak finner föroreningarna på en bildemonteringsanläggning
- Laktester med avseende på metaller görs för att avgöra:
 - Vilken deponi resulterar lakningsbenägenheten i?
 - Hur påverkas lakningsbenägenheten då finpartiklarna tas bort det vill säga lakas metaller även ut från grova jordkorn?
- Vilka saneringsmetoder lämpar sig för de rådande förhållandena?

1.3 Metod

Utredningen omfattar litteraturstudie, arbete i fält och laborativt arbete. Fältarbetet utgjordes av provtagning på förorenad jord från bildemonteringsanläggningar. Det laborativa arbetet inkluderade analyser av jorden med avseende på sammansättning och metall och oljehalt. Dels kompletterades tidigare undersökningar gjorda i området dels gjordes nya analyser för att svara på frågorna ovan. För en mer omfattande metodbeskrivning hänvisas läsaren till Bilaga A.

1.4 Rapportens innehåll

Arbetet inleds med en områdesbeskrivning i kapitel 2 där förutsättningarna för det förorenade området beskrivs. Historiska fakta, geologiska och hydrologiska förhållanden samt det skyddsvärde som området har läggs fram. I kapitel 3 analyseras den förorenade jorden med avseende på jordens egenskaper. Kapitel 4 beskriver föroreningssituationen på de bildemonteringsanläggningar som är lokaliserade i Kvarnby och det förs även en diskussion huruvida föroreningssituationen kan anses vara typisk för just bildemonteringsanläggningar. Riskbedömningen i kapitel 5 beskriver de spridningsvägar med vilka föroreningar kan flyttas från området. De viktigaste processerna som påverkar de föroreningstyper som är vanligast förekommande på bildemonteringsanläggningar studeras i kapitel 5.4 och 5.5. De tidigare kapitlen resulterar i en sammanfattande riskbedömning i kapitel 5.6. Kapitel 6 beskriver de undersökningar som gjorts för att försöka fastställa i vilken form föroreningarna finns. Kapitlet följs av en litteraturstudie i kapitel 7 över de saneringsmetoder som kan komma att bli aktuella för de föroreningar finns och för den form som de befinner sig i. Resultaten diskuteras i kapitel 8 och arbetet avslutas sedan med en rad slutsatser i kapitel 9.

1.5 Avgränsningar

Arbetet begränsas till att bara inkludera den föroreningssituation som uppkommer i samband med bildemonteringsanläggningar trots att försöksområdet även innefattade bland annat byggupplag förorenade av till exempel arsenik. Dessutom görs i tidigt skede av arbetet en avgränsning gällande metoder för sanering genom användandet av en tabell framtagen av amerikanska motsvarigheten till Naturvårdsverket, U.S. EPA. Tabellen kallad Screening Matrix sammanfattar lyckade saneringsmetoder som använts i USA och kan ses i Bilaga H. På grund av den tid in-situ metoder ofta tar i anspråk samt att möjligheterna att sanera metaller in-situ är mycket begränsad anses in-situ metoder inte vara ett alternativ för Kvarnby. Arbetet begränsas därför att bara behandla ex-situ metoder där jorden grävs upp.

1.6 Ordlista

Biotillgänglig - ämnet kan tas upp av organismer

CEC - cation exchange capacity, mått på jordens förmåga att hålla katjoner

Divalent - används i kemin för något tvåvärt

Ex-situ - inom saneringsfrågor en metod som innebär att föroreningen grävs upp och behandlas

GC-fid – gaskromatografimetod kombinerad med förbränning

GC-MS – gaskromatografi och masspektrometri

Hot spot - område med kraftigt förhöjd halt, ofta orsakad av punktutsläpp av en vätska, till exempel motorolja eller bensin

In-situ - inom saneringsfrågor en metod som innebär att föroreningen behandlas i marken

Kelatkomplex - metallkomplex där metalljonen är bunden till minst en fleratomig ligand, så att en ringstruktur bildas

Kolloid - ämne som är mycket finfördelat i ett annat medium

Ligand - jon eller molekyl som är bunden till en centralatom i en komplex kemisk förening

L/S kvot - Liquid/Solid, förhållandet mellan vätska och fast ämne [L/kg]

MIFO – Naturvårdsverkets inventeringsmetod för inventering av förorenade områden

NAPL - Non-Aqueous Phase Liquid, vätska som inte är vattenlöslig

PAH - polyaromatiska kolväten

Sideofor - organisk molekyl med låg molekylvikt som kan binda starka kelat komplex

SOM - soil organic matter, allt icke levande organiskt material i jorden

Sorption – gemensamt namn för adsorption och absorption

Spimfab - miljösaneringsfond bildad av oljebolag med uppdrag att identifiera, undersöka och vid behov sanera gamla bensinstationer

Upplagsområde - område för tillfällig eller permanent deponering av t.ex. avfall, produkter eller material

U.S EPA Screening Matrix - sammanställning av saneringsmetoder från amerikanska motsvarigheten till Naturvårdsverket

2 Områdesbeskrivning

Områdesbeskrivningen innefattar lokalisering, geologiska och hydrologiska förhållande samt skyddsvärdet för Husie upplagsområde. Bilderna nedan visar delar av området som det såg ut hösten 2007. Figur 1 visar en tomt där verksamhet fortfarande pågår medan Figur 2 visar en avstädad tomt.



Figur 1 Bild från icke avstädad tomt



Figur 2 Bild från avstädad tomt

2.1 Allmänt

Husie upplagsområde ligger i sydvästra Skåne i utkanten av Malmö. På beslut av Malmö kommun skall området avvecklas och avflyttning från tomterna sker fortfarande hösten 2007. I framtiden diskuteras bostäder och/eller rekreationsområden anläggas på marken men ännu är inget beslut fattat. Området är 300 x 400 meter och är uppbyggt av 52 tomter (A1, A2 ..., F16, F18) (se Figur 3) med något varierande markanvändning (PQ Geoteknik & Miljö AB, 2007).

2.2 Historik

Verksamheten på området startade redan i slutet av 1950-talet (områdesgata A-D) men begränsades då av upplagsverksamhet. Från slutet av 1960-talet har även bildemontering och andra återvinnings- och skrotningsföretag, till exempel för däck, elektronik och vitvaror, verkat inom i området. En större utbyggnad skedde i början 1980-talet vilken resulterade i en utökning med områdesgata E och F (se Figur 3). Genom åren har ungefär hälften av tomterna

varit bildemonteringsanläggningar vilket resulterar i en area på cirka 60 000m² (PQ Geoteknik & Miljö AB 2007).

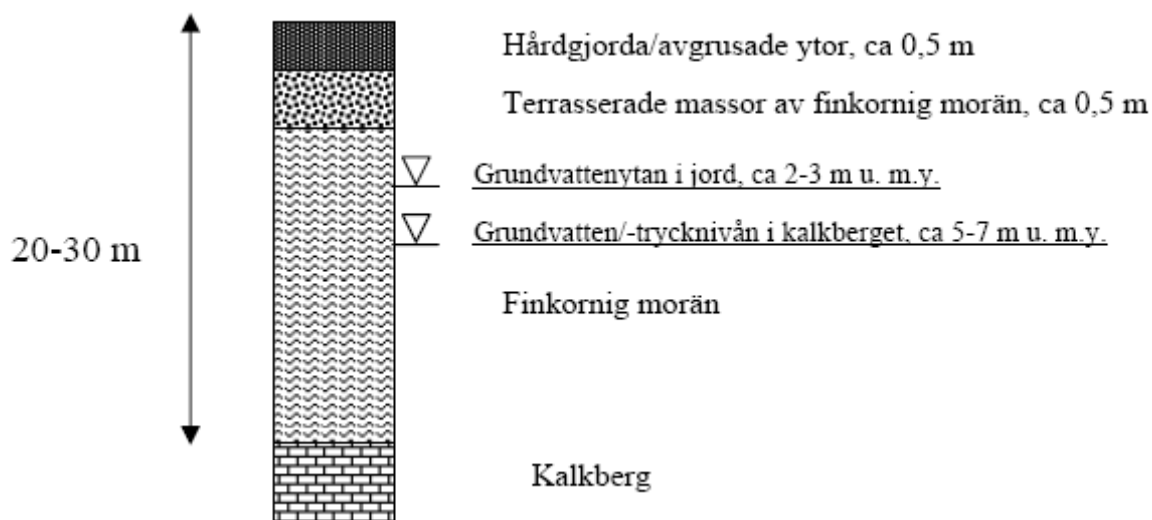


Figur 3 Markanvändningen i Husie upplagsområde, år 2006 (PQ Geoteknik & Miljö AB, 2007)

2.3 Topografi samt geologiska och hydrologiska förhållanden

Marken inom området utgörs huvudsakligen av hårdgjorda ytor (betong, asfalt eller grus). Markytan faller jämnt men relativt kraftigt, ca 6 m, från nivåer i sydost på ca +28 till nivåer kring +22 i nordväst (PQ Geoteknik & Miljö, 2007).

Upplagsområdet ligger på jordlager av oorganisk finkornig morän, ursprungligen sandig, siltig och lerig morän/lermorän (se Figur 4). Ställvis finns sediment av sand, silt och lera. Marken har planats/fyllts ut, varvid en viss blandning av massorna utförts. Fyllningen utgörs vanligen av grus, sand, lermorän och överbyggnadsmaterial och är vanligen 0,2-1,0 m mäktig. I markytans översta decimetrar finns bitvis skrotfragment och dylikt, speciellt inom tomter med bildemontering. Kalkstensbergets överyta bedöms ligga på ca 20-30 m djup (PQ Geoteknik & Miljö AB, 2007).



Figur 4 Illustration av markförhållanden inom Husie upplagsområde (PQ Geoteknik & Miljö, 2006)

Ett dagvattensystem leder via en oljeavskiljare vid Kvarnbyvägen till kommunens va-nät. Inget vatten- avloppssystem finns i området, däremot finns två öppna färskvattenbrunnar, samt en borrarad brunn. Sydväst om området finns även en dricksvattenbrunn på en privat bostadsfastighet. Marken på upplagsområdet är terrasserad i omgångar, troligen främst med schaktmassor av finkornig morän från området (PQ Geoteknik & Miljö AB, 2007).

Grundvattennivån i kalkberggrunden är enligt kartmaterial ca +18 à +19. Mätningar har även visat att grundvattengradienten är riktad mot nordväst, det vill säga mot Risebergabäcken och Husie mosse (PQ Geoteknik & Miljö, 2007). Detta får till följd att även en eventuell föroreningspridning med grundvattnet är riktad åt detta håll.

2.4 Känslighet/Skyddsvärde

Upplagsområdet ligger i Risebergabäckens avrinningsområde. Risebergabäcken är ett biflöde till Segeån som är ett viktigt reproduktionsområde för till exempel havsöringen. Utloppet för Sege å ligger i norra Malmö. Bäckens avvattnar totalt 3 700 ha och är redan hårt belastad med bland annat närsalter från omgivande åkermark (Malmö stad, 2000).

Runt området finns Kvarnby golfbana och även Husie mosse, båda är flitigt använda i rekreationssyfte. Mossen är dessutom rik på sällsynta djur och växter (Malmö stad, 2000). I samband med nedläggningen av upplagsområdet har tillgängligheten ökat. Tidigare begränsades den av arrendatorerna till tomterna och tillfälligt besökande kunder. Idag kan lekande barn och kringströvande djur komma i direkt kontakt med föroreningarna då de ligger så ytligt. Spridningen ovan jord diskuteras utförligare i kapitel 5.1.

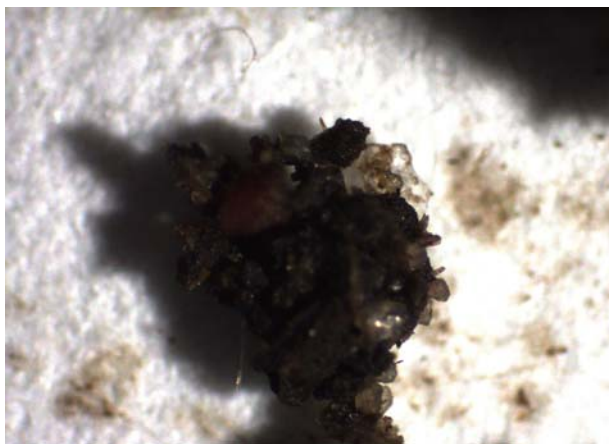
3 Jordens sammansättning

Jord är heterogent sammansatt av fasta ämnen, vätskor och gaser och innehållet består av organiska såväl som oorganiska material i olika storlek. Oorganiska komponenter är kvarts (SiO_2) och fältspat (KAlSi_3O_8 eller $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) och andra mineraler. Dessutom ingår lermineral som kaolinit ($\text{Si}_6\text{Al}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$) och montmorillonit ($\text{M}_x(\text{Al}, \text{Fe}^{2+}, \text{Mg})_4\text{Si}_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$, där M är en metallkation). Jord och sedimentmineral kan ha inre och yttre ytor som varierar mellan $10\text{-}1000\text{m}^2/\text{g}$ dessa ytor påverkar möjligheterna för föroreningar att binda till dessa partiklar. Detta förklaras närmare i kapitel 5.4 för oljeprodukterna och i kapitel 5.5 för metaller (Appelo & Postma, 2006).

Innehållet i det organiska materialet i jorden, humus, varierar men innehåller oftast aromatiska hydroxylgrupper och karboxylsyror vilka är sura. Andra grupper är alifatiska hydroxylgrupper vilka är neutrala och kväveinnehållande grupper som aminer och amider som är basiska. Humusämnena vänder de hydrofoba kolkedjorna inåt och den hydrofila delen med fenol-, hydroxyl- och karboxylgrupperna utåt. Karboxyl- och hydroxylgrupperna i molekylen är inblandade i adsorption och jonbyte med metalljoner och kan ackumulera stora koncentrationer metalljoner i sin struktur (NABIR, 2003).

Ett ämnes koncentration i jorden beror delvis på det individuella jordkornets egenskaper. De fysiska och kemiska egenskaperna för varje jordkorn skapar varierande interaktioner vilket påverkar formen vi finner eventuella föroreningar i. Skillnader i ytarea och ytladdning ger skillnader i koncentrationer för olika jordfraktioner. Ju mindre kornstorlek desto större partikelyta per viktsenhet (eller volymenhet) har kornen. Organiskt material är poröst med både inre och yttre bindningsytor (Sparks, 1995). Detta har fått till följd att den allmänna uppfattningen är att mindre partiklar innehåller en större koncentration av föroreningarna. Detta kommer att undersökas senare i rapporten i kapitel 6.5.

På grund av den påverkan jordens sammansättning har för spridningen av föroreningar samt för vilka saneringsmetoder som kan komma att bli relevanta gjordes i samband med denna studie nya provtagningar av den förorenade jorden i Kvarnby. Jorden analyserades med avseende på vattenkvot, organisk halt, densitet och pH. Dessutom gjordes en kornfördelningskurva för att fastställa jordens uppbyggnad. Denna analys ligger till grund för den sammanfattande riskbedömning som görs i kapitel 5.6 då även spridningsvägarna inkluderas. Figur 5 visar en bild på den förorenade jorden och det syns tydligt att jorden är förorenad med olja.



Figur 5 Jord från Kvarnby förorenad med olja

3.1 Resultat från analyserna

Metodbeskrivning för analyserna finns i Bilaga A.

Resultaten från jordanalyserna visar en jord med högt halt finkornigt material. Det kan ses i kornstorleksfördelningskurvan i Bilaga B att hela 27 % av materialet är finpartiklar och 55 % är mindre än 2 mm.

Tabell 1 Resultat från analyserna av jorden

Resultat från analys av jorden	
Vattenkvot (w)	15,2 %
Glödförlust	6 %
Bulkdensitet	1.6 kg/dm ³
pH	7,7

Även den för jord relativt höga bulkdensiteten (se Tabell 1) tyder på ett något högt finpartikelinnehåll och jorden är att anse som relativt kompakt. En kompakt jord innebär låg permeabilitet vilket minskar vattnets förflyttning och därmed förorenings-spridningen. Då infiltrationen av vatten ner i marken är liten finns en risk att spridning istället sker med ytavrinnande vatten, det vill säga dagvatten.

Analyserna visar på en relativt hög halt organiskt material i jorden. En hög halt organiskt material innebär en hög halt organiska syror vilka borde surgöra jorden. Detta syns inte på jordens pH som är relativt högt. Förklaringen kan vara markens innehåll av kalciumkarbonat (CaCO₃) med ursprung i kalkstensberggrunden. En annan orsak kan vara att det organiska materialet inte enbart är humus utan att det också är föroreningar av olja som ger den höga glödförlusten.

3.2 Beräkningar av massor inom kornstorlekar

Då kornstorlekskurvan är gjord kan massorna förorenad jord beräknas inom de olika kornstorlekarna beräknas. Den totala volymen förorenad jord beräknas vara 18 000m³ då området med bildemonteringsanläggningar är ungefär 60 000m² och föroreningarna spridit sig 30cm ner i marken. Det ger genom resultaten från analyserna av vattenkvot och bulkdensitet en total massa av torr förorenad jord på ungefär 30 000 ton.

$$m_J = V_{TOT} \cdot \rho_{bulk} - m_{TOT} \cdot w$$

Ekvation 1

Genom att avläsa kornstorleksfördelningskurvan beräknas massorna för de olika kornstorlekarna. I andra kolumnen visas massan för materialet mindre än fraktionen och i tredje kolumnen beräknas massan i just den fraktionen. Massan förorenad jord innebär massan av det material som är mindre än fraktionen. Det vill säga om det är möjligt att sanera från en viss fraktion av jorden är summan som visas den massa som fortfarande skulle kräva sanering. Återkoppling till varför denna beräkning är gjord kommer senare i arbetet då lämpliga saneringsmetoder tas fram.

Tabell 2 Beräkningar av förorenade massor inom respektive kornfraktion

Beräkningar av förorenade massor inom respektive kornfraktion			
Fraktion	% mindre än	% av fraktionen	Massa förorenad jord
	%		ton
<0.063mm	27	-	7000
-1mm	49	22	12 000
-2mm	55	6	13 000
-4mm	61	6	15 000
-20mm	80	-	19 000
-50mm	92	-	23 000

Beräkningarna visar att betydande vinster kan göras om det visar sig att det endast är finfraktionerna som är förorenade.

4 Utvärdering av föroreningsituationen

4.1 Användbarheten av Naturvårdsverkets riktvärden

Naturvårdsverket har satt upp generella riktvärden för förorenad mark vilka är tänkta att användas vid en riskbedömning av ett område. Ofta används de generella riktvärdena som åtgärds mål beroende på den framtida markanvändningen. Åtgärds mål anger vad som ska uppnås för just ett specifikt område. Målen vägs mellan tekniska, ekonomiska, miljömässiga och andra aspekter som politiska och kulturminnesvård. Annat som kan vägas in är bakgrundshalter och nedbrytningshastighet (Naturvårdsverket, 1998). I fall där de generella riktvärdena innebär en över- eller underskattning av de riktiga förhållanden används platsspecifika riktvärden, PSR. Det innebär att de verkliga förhållandena vägs in i riskbedömningen. Ett område där det planeras bostäder innebär en längre exponeringstid än för mark där en park planeras, därför är riktvärdena indelade i klasser (Naturvårdsverket, 2006a):

- **KM**, känslig markanvändning (t.ex. bostäder)
- **MKM**, mindre känslig markanvändning (t.ex. industri utan grundvattenuttag inom det förorenade områdets påverkansområde)
- **MKM GV**, mindre känslig markanvändning med grundvattenskydd (t.ex. kontor, butiker, lättare industriändamål m.m.)
- **MLU**, park och mark med litet utnyttjande

För bensinstationer har specifika riktvärden tagits fram för olja/petroleumprodukter då dessa inte är angivna i ursprungsrapporten där Naturvårdsverkets riktvärden presenteras. Då föroreningsituationen kan antas vara likartad på bensinstationer och bildemonteringsanläggningar kontrolleras denna samstämmighet genom att två olika metoder att mäta kolväten används.

4.1.1 Metoder för analys av kolväten

Med GC-MS metoden joniseras och fragmenteras ämnena i ett elektrostatiskt fält. Jonerna accelereras i en jonkanon och böjs av i ett elektriskt fält där massan kan bestämmas hos varje fragment. Olika ämnen ger olika spektra eftersom dessa är beroende av ämnets struktur. Metoden kan därför användas för att identifiera okända ämnen men endast de vars spektrum är känt (Analytica, 2006). Metoden togs fram i samband med Spimfabs arbete med saneringen av bensinstationer och är i huvudsak anpassad för bensin och dieselföroreningar.

Gaskromatografimetoden GC-FID kombinerar gaskromatografen med förbränning i vätagasflamma och mäter mängden joner som bildas i flammen. Metoden är ospecifik och okänslig vilket är en nackdel då man vill analysera ett fåtal ämnen med låg halt i ett komplext prov (Analytica, 2006). De positiva aspekterna är att metoden tar med alla organiska ämnen medan GC-MS i till exempel alifatanalysen enbart tar med de föreningar som fragmenteras till en kvot mellan massa och laddning på m/z 57, det vill säga raka kolväten samt eventuellt några andra föreningar. Skillnaden blir extra stor för oljor som har legat i jorden en tid då bakteriell nerbrytning i första hand sker för raka alifater (Christensen, 2007). GC-MS metoden används ofta vid riskbedömningar för att kunna jämföra med Naturvårdsverkets riktvärden. Det faktum att flera alifater och aromater saknas i analyspaketet får som konsekvens att föroreningsbilden blir otillförlitlig (Bank, 2007). För att undersöka om så är

fallet med försöksområdet i fråga analyseras ett samlingsprov från Kvarnby med både GC-FID och GC-MS.

4.1.2 Resultat från analysjämförelse av oljeföreningar

Jämförelsen i Tabell 3 visar en tydlig underskattning av föroreningsbilden. I bilaga E visas kromatogrammen för analysen. Dessa visar samma resultat som kan ses i Tabell 3 att det främst finns tyngre olja i proven, till exempel motorolja. Kromatogrammen visar även att det inte finns diesel i proven, något som också bekräftas av resultaten.

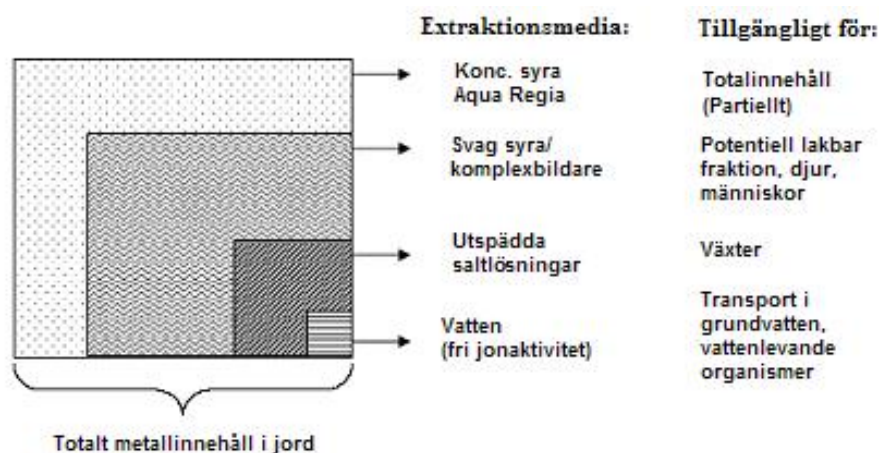
Tabell 3 Resultat från analysjämförelsen

Resultat från jämförelsen av oljeanalyser				
	GC-FID prov 1	GC-MS prov 1	GC-FID prov 2	GC-MS prov 2
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Fraktion C6-C16	190	<25	270	<30
Fraktion C16-C35	6500	1600	5600	1900

Resultatet från jämförelsen visar att riktvärdena från Naturvårdsverket måste användas med stor försiktighet då Spimfab-pakteten är anpassade för diesel och bensin och inte för de föroreningar som återfinns vid bildemonteringsanläggningar. Vid Kvarnby bedöms oljan främst utgöras av begagnad motorolja, vilket därigenom förklarar skillnaden mellan GC-FID och GC-MS. Spimfab-pakteten kan inte användas på begagnad motorolja. I det fortsatta arbetet kommer de dock att användas för jämförelse men hänsyn tas till en eventuell underskattning av värdena.

4.1.3 Metoder för analys av metaller

Det totala metallinnehållet i jord är betydligt större än det som löses ut med bara vatten. Enligt Figur 6 är en stor del av metallkoncentrationen hårt bundet och total upplösning görs endast med kungsvatten eller genom litiumboratsmälta. I en smälta inkluderas även det innehåll som finns i mineralkornen. Vid en "nästan total" upplösning kan starka syror användas och graden av upplösning beror på syran som används. Den sistnämnda ger en mer realistisk bild av ett "naturligt förhållande" och är den som ofta används av analysföretagen. Med utspädda saltlösningar kan den mängd som är tillgänglig för växter uppskattas medan avjonat vatten efterliknar den transport som sker i grundvattnet och som används för att avfallsklassa jorden vid en eventuell deponering (Naturvårdsverket, 2006b).



Figur 6 Metalltillgänglighet i jord (Naturvårdsverket, 2006c)

4.1.4 Laktester för utlakningsskattning och avfallsklassning

Laktester har utvecklats som en metod för att bedöma olika typer av avfallsmaterial och påverkar valet av saneringsmetod. Benämningen L/S kvot (liquid/solid) används ofta och beskriver förhållandet mellan vätska och fast material. En L/S på 2 motsvarar till exempel 200ml vätska per 100g fast material (Naturvårdsverket, 2006c).

De standardiserade metoder som hittills använts mest i riskbedömningssammanhang är:

- Perkolationstest enligt svensk standardisering, SIS-CEN/TS 14405 (7 st L/S från 0,1 till 10) med avjonat vatten.
- Skaktest enligt SS-EN 12457-3 (L/S 2 och L/S 10) med avjonat vatten

I perkolationstestet låter man lakvätska sakta strömma genom en kolonn som packats med det material som skall testas. Enligt standard analyseras sju olika vätskefraktioner vid olika L/S. Metoden är långsammare än skaktest och tar ungefär 1–2 månader beroende på materialets täthet (Naturvårdsverket, 2006c).

I skaktestet skakas jorden försiktigt först vid förhållandet L/S 2 L/kg i 6 timmar varefter lakvattnet filtreras och analyseras. Sedan görs en ny skakning med nytt vatten upp till L/S 10 i ytterligare 18 timmar. Resultatet redovisas som ackumulerad utlakad mängd av olika ämnen vid L/S 2 och L/S 10 (Analytica, 2006).

Avfall som klassas inför deponering i Sverige delas in enligt Naturvårdsverkets författningssamling, NFS 2004:10:

- Inert avfall
- Icke-farligt avfall och stabilt icke-reaktivt farligt avfall som deponeras på en deponi eller deponicell för icke-farligt avfall.
- Farligt avfall

4.2 Resultat från miljöprovtagning

I detta kapitel diskuteras den föroreningsbild som förekommer i Kvarnby. Föroreningssituationen resoneras även utifrån den föroreningssituation som förekommer på liknande anläggningar.

Under åren 2006 och 2007 har provtagningar gjorts av PQ Geoteknik och Miljö AB med syfte att ge en övergripande bild över föroreningssituationen. Resultaten från provtagningarna kompletterades med nya provtagningar under hösten 2007. Resultaten jämfördes med de riktvärden som motsvarar känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning för att fastställa till vilken grad sanering är möjlig och vad som då krävs. Då det i de tidigare undersökningarna visades att föroreningarna är begränsade till jordprofilens översta centimetrar togs de kompletterande proverna, hösten 2007, på djupet 0-10 cm.

På bildemonteringsanläggningar i allmänhet återfinns främst petroleumprodukter med ursprung i bland annat bensin, diesel och olika oljor. Metaller kommer från nedmonteringen av bilar i form av svetsningsbitar och mindre metallflis som korroderar. Andra mer eller mindre farliga ämnen som batterisyror, PCB, MTBE och andra tillsatsmedel påverkar föroreningsbildningen och kan till och med öka spridningen (Jensen *et al*, 2000). Innehållet i en typisk skrotbil enligt stiftelsen Håll Sverige rent visas i Tabell 4.

Tabell 4 Innehållet i en typisk skrotbil enligt stiftelsen Håll Sverige rent (Håll Sverige rent, 2007).

Innehållet i en typisk skrotbil	
Ämne	Innehåll per skrotbil
Bly (batteri + däck)	7.2 kg
Drivmedel	5 liter
Etylenglykol	2.5 liter
Konc. Svavelsyra	1.5 liter
Kvicksilver	10 g
Hög aromatiska oljor (däck + förbränning)	2 kg
Metaller (mest järn men även zink och koppar)	650 kg
Olja	6 liter

Vid en okulär besiktning av marken på Husie upplagsområde ses generellt mycket skrotfragment. Jorden är svartfärgad och oljefilm finns på flera vattenansamlingar. Jorden luktar dessutom starkt av olja. Denna påverkan syns ner till ungefär 0,3 meter medan det därunder ser ut att vara rent.

Provtagning och analys har utförts dels på okulärt påverkad jord, dels på underliggande till synes opåverkad jord. Vid första provtagningen 2006 gjordes tomtspecifika samlingsprov från olika djup vilka sedan sammanställts. Dessa presenteras i detta arbete med ett medelvärde för provtagningarna. Vid de senare provtagningarna utförda i samband med examensarbetet har jorden tagits från de synligt mest nedsmutsade delarna av jorden, de översta centimetrarna. Proverna har sedan homogeniserats. Se Bilaga A för kompletterande metodbeskrivning av provtagning.

4.2.1 Olja

Oljeprodukter framställs genom destillation och krackning av råolja. Främst består olja av kol och väte men även av mindre mängder kväve, syre, svavel och metaller. Vilken sammansättning oljan har varierar på råoljans ursprung (Gulamhusein *et al*, 2002). Ofta delas råoljan in i tre olika kategorier som alla ingår i varierande koncentration (API, 2001).

Lättviktiga

- En till tio kolatomer
- Förångas och löser sig lättast av de tre kategorierna, mest biotillgänglig
- Exempel: Bensen, toluen, etylbensen och alkaner

Medelviktiga föreningar

- Elva till 22 kolatomer
- Förångning tar flera dagar och restprodukter finns ändå kvar
- Lägre biotillgänglighet än de lättviktiga dessutom ofta giftigare
- Exempel: PAH

Tungviktiga föreningar

- 23 eller fler kolatomer
- Liten eller ingen förångning eller upplösning, ej heller biotillgängliga
- Ger långvariga förorenings effekter
- Exempel: Asfaltföreningar

Bensin och diesel används båda som drivmedel. Diesel består av tyngre kolväten än bensin men båda är blandningar av flera olika fraktioner. Det dominerande innehållet i diesel är alkaner med tio till 18 kolatomer samt cykliska alkaner och PAH. I bensin finns främst alifater med sex till tolv kolatomer samt monoaromater (Gulamhusein *et al*, 2002).

Bensin och diesel kan lätt tappas ur en bil för att återanvändas och tas därför ofta omhand innan läckage sker. De tyngre petroleumprodukterna (motorolja, bromsolja och hydraulolja m.m.) däremot med syfte att smörja, motverka friktion och lösa upp smuts kan inte återanvändas på samma sätt och har därför inget ekonomiskt värde (SPI, 2007). Detta kan vara en anledning till att det främst är tyngre oljeprodukter som förorenar bildemonteringsanläggningar. Sammansättningen av dessa är ofta komplex och de kan bestå av flera basoljor samt olika typer av additiv för att anpassas till ändamålet (Magnusson, 2003).

Oljeprodukter är främst uppbyggda av tre grupper av kolväten: alkaner, cykloalkaner och aromatiska kolväten. Alifater består av en öppen kedja av kolatomer, enkel eller grenad. Alkaner och cykloalkener är omättade och alkener mättade liksom alkynerna (NE, 2007). De aromatiska kolvätena är ringformade och kan delas upp i bland annat monoaromatiska och polycykliska. De monoaromatiska eller de så kallade BTEX:erna är bensen, toluen, etylbensen och xylener. Med undantag för bensen är väteatomerna här ersatta med alkylgrupper. En annan grupp är de polycykliska kolvätena, PAH som består av flera ringar av aromatiska föreningar (Naturvårdsverket, 1998).

Då oljeprodukterna befunnit sig en längre tid i marken förväntas de lättare och även i viss utsträckning de medelviktiga kolföreningarna ha försvunnit från marken. Kvar antas tyngre alkaner och aromater finnas liksom PAH då dessa som beskrivs senare binder mycket hårt i marken.

Alifater

De alifatiska kolvätena har flera kända effekter på människors hälsa. Iso-alkaner med låg molekylvikt påverkar bland annat det centrala nervsystemet. De cancerframkallande egenskaperna är inte bevisade men kan vara en egenskap i samverkan med andra ämnen. Alkener är mindre toxiska och har inte bevisat ge skador på nervsystemet (Gulamhusein *et al*, 2002). Jämförelse görs med de generella riktvärden trots att detta troligtvis underskattar riskerna vilket vi sett tidigare. Nedan visas GC-MS analyser, de verkliga oljehalterna bedöms vara ungefär 3-5 ggr högre.

Tabell 5 Analysresultat av alifathalter (värden överstiger NV-KM, värden överstiger NV-MKM)

Resultat av jordanalyser med avseende på alifater				
	Medel gamla provtagningar mg/kg TS	Medel nya provtagningar mg/kg TS	NV-KM mg/kg TS	NV-MKM mg/kg TS
Alif. C5-C8	<10	<10	50	200
Alif. C8-C10	<10	<10	100	350
Alif. C10-C12	10.3	<10	100	500
Alif. C12-C16	47	<10	100	500
Alif. C16-C35	1663	1750	100	1000

Halten av alifater (Tabell 5) visar vanligtvis koncentrationer under riktvärden för NV-KM. Undantaget är de tunga alifater där halterna överstiger NV-MKM. Halter över 10 000mg/kg av >C16-C35 har i vissa fall påträffats vid de äldre provtagningarna från 2006. Viktigt att notera är att vid de nya provtagningarna har jorden homogeniserats vilket lett till att eventuella lätta fraktioner avgått från provet.

Aromatiska kolväten

De aromatiska kolvätena består av monoaromater (även kallade BTEX) och PAH. PAH består av flera ringar medan monoaromaterna endast består av en ring.

Samtliga BTEX kan alla vid hög exponering ge skador på centrala nervsystemet, lever och njurar. Bensen är dessutom klassad som cancerogen och kan ge upphov till bland annat leukemi (Gulamhusein *et al*, 2002).

Vid kronisk exponering kan PAH orsaka hudirritation, blodförgiftning, njur- och leverskador. Flera PAH är också direkt eller indirekt cancerframkallande. Eftersom PAH ofta förekommer i samband med svåra oljeföroreningar är det viktigt att ta hänsyn till dessa (Länsstyrelsen i Skåne län, 2006). De polyaromatiska kolvätena bildas vid förbränning av bensen, diesel och vid förslitning av asfaltytor och däck (S-B vattenvårdskommitté, 2007).

Provtagningen av aromater i Kvarnby (Tabell 6) visade inga medelhalter som översteg riktvärden. På några av tomterna från provtagningarna 2006 fanns dock halter för >C8-C10 på 46mg/kg TS.

Tabell 6 Analysresultat för aromathalter

Resultat av jordanalyser för aromater				
	Medel gamla provtagningar mg/kg TS	Medel nya provtagningar mg/kg TS	NV-KM mg/kg TS	NV-MKM mg/kg TS
Bensen	0.01	<0.01	0.08	0.4
ΣTEX	0.64	0.55	10	40
Arom. C8-C10	4	4.65	40	200
Arom. C10-C35	2.9	<2.0	20	40

Analysresultaten för PAH-halterna (Tabell 7) på bildemonteringsanläggningarna visade att den synbart påverkade jorden vanligen är förorenad med cancerogent PAH. Inga halter översteg dock NV-MKM. I resultaten från ovan är PAH även inkluderat i koncentrationen för aromaterna. Vad som också kan ses är att för PAH är summan av de 16 analyserade PAH större än summan av aromater C10-C35. Även för PAH ges alltså en underskattning av riskerna vid användandet av Spimfab-paketet.

Tabell 7 Analysresultat av PAH

Resultat av jordanalyser av PAH				
	Medel gamla provtagningar mg/kg TS	Medel nya provtagningar mg/kg TS	NV-KM mg/kg TS	NV-MKM mg/kg TS
Σ PAH	1.9	2.35	-	-
Σ cancerogena PAH	0.6	1.15	0.3	8
Σ övriga PAH	1.3	1.2	20	40

4.2.2 PCB

PCB är ett samlingsnamn för klorerade föreningar som har bifenyl som grundbyggsten, ju fler klor desto beständigare molekyl. Svårnedbrytbarheten, bioackumuleringsgraden (anrikning i fettvävnad) och biomagnifikationspotentialen (transport och anrikning i näringskedjan) har gjort att PCB förbjöds år 1972. Tidigare användes PCB i elektrisk utrustning (transformatorer och kondensatorer) och i byggmaterial som mjukgörare i plastmassa (Ritter *et al*, 1995). På bildemonteringsanläggningar återfinns ofta PCB vid kabelförbränningsplatser och där transformatorer återvunnits (Jensen *et al*, 2000). PCB nämns i studien trots att inga förhöjda halter ($<0.0030\text{mg/kg TS}$) uppmätts i Kvarnby främst på grund av den relevans ämnet har om det skulle finnas i marken på liknande anläggningar.

4.2.3 Tillsatsmedel

Bly användes tidigare för att höja oktantalet i bensinen men under 1980-talet började blyfri bensen marknadsföras och idag har förbrukningen upphört och andra tillsatser har ersatt. Bly behandlas i kapitel 4.2.5.

MTBE började tillsättas bensen i slutet av 1970-talet och höjer också oktantalet. Fördelarna är en renare förbränning medan nackdelarna är de stora spridningsriskerna som finns (Naturvårdsverket, 2007). Även små mängder kan förorena dricksvattenbrunnar, främst genom smak och luktpåverkan men studier visar även hälsorisker för människor. En del länder fasar nu ut MTBE och på vissa håll är ämnet helt förbjudet som tillsats i bensen (U.S EPA, 2006).

Halterna i grundvattnet i Kvarnby uppmättes till $24\mu\text{g/l}$ vilket är under tillämpliga riktvärden. Det är dock viktigt att vara uppmärksam på denna halt i samband med saneringsprocessen.

Andra tillsatser i bensen och diesel är antifrostmedel (alkoholer, amider och glykoler) och antirostmedel (aminer och sulfonater) vilka också ofta återfinns på anläggningar för bildemontering och påverkar jordkemin (Gulamhusein, *et al*, 2002).

4.2.4 Metallförekomst

En tungmetall definieras som en metall eller legering med atomvikt som är större än natrium och med en densitet högre än 5 g/cm^3 . Även om arsenik inte är en metall så brukar ämnet inkluderas. Normalt är det endast de elva elementen, arsenik (As), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), bly (Pb), tenn (Sn), vanadin (V) och zink (Zn) som benämns tungmetaller. Zink, koppar, krom, kobolt och eventuellt nickel är livsviktiga för många organismer men toxiska i högre koncentrationer. Kadmium, kvicksilver, bly och arsenik är giftiga även i små koncentrationer (NE, 2007). Metaller existerar aldrig som enskild jon utan binder snabbt främst till vattenmolekyler. Hydrerade metalljoner ($\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_x^{n+}$) bildas vilka kan genomgå olika kemiska reaktioner som påverkar formen metalljonen finns i (Appelo & Postma, 2006). De olika processerna diskuteras vidare i riskbedömningen i kapitel 5.

De flesta geologiska mineraler innehåller tungmetaller så en naturlig föroreningsgrad finns. Dock har den största delen idag antropogent ursprung. Gruvdrift och grundvattensänkningar liksom de mer uppenbara, förbränning, trafik och avfall genererar stora mängder tungmetaller (Appelo & Postma, 2006). Ursprunget för de metaller som fanns i betydande mängd presenteras i Tabell 8.

Tabell 8 Troliga ursprungskällor för metallföroreningar vid bildemonteringsanläggningar

Metall	Ursprung
Arsenik	Impregnerade träprodukter (IMM, 2007)
Bly	Bilavgaser, smörjolja med blyadditiv, rostskyddsmedel, eldning av kablar och blybatterier (Länsstyrelsen Norrbotten, 2001)
Kadmium	Biprodukt vid zinkframställning, återvinning av metall ur skrot, batterier (IMM, 2007)
Koppar	Korrosion och slitage av hustak och däckdubbar, spillolja och kopparkablar (S-B Vattenvårdskommitté, 2007)
Nickel	Korrosion av bildelar och byggnadsmaterial (S-B Vattenvårdskommitté, 2007)
Zink	Skrotupplag med förzinkade produkter och zinkskrot (Magnusson, 2003)

Analysresultaten från de provtagningar som gjorts tidigare för metaller presenteras nedan i Tabell 9. I kapitel 6.5 görs även analyser på metallernas fördelning mellan olika kornstorlekar.

Tabell 9 Analysresultat av metallhalter

Analysresultat med avseende på metallhalter					
	Gamla provtagningar mg/kg TS		Medel nya provtagningar mg/kg TS	Riktvärden mg/kg TS	
	Medel	Max	Samlingsprov	NV-KM	NV-MKM
As	4.7	16	13.2	15	40
Pb	97	410	3331	80	300
Cd	1.5	7.54	4.61	0.4	12
Co	5.8	9.4	9.05	30	250
Cu	295	3200	946	100	200
Hg	0.9	1	<1	1	7
Cr _{tot}	17.9	46	46.75	120	250
Ni	19.8	40	45.45	35	200
V	13.5	19	17.95	120	200
Zn	296	1300	1270	350	700

4.2.5 Sammanfattning av metallförekomsten

Arsenikhalterna var störst på byggupplagstomterna vilket troligtvis beror på impregnerade träprodukter (se Tabell 8), dock fanns även höga halter på några av bildemonteringstomterna. Gränsvärdet för NV-KM överstegs på ett ställe. Blyhalterna är höga och riktvärden överstegs i flera prover. De högsta koncentrationerna påträffades i jordens översta centimetrar. Kadmiumhalterna är förhöjda i nära hälften av provtagningarna från Kvarnby. Bakgrundshalterna för kadmium kan dock vara mycket höga i Skåne vilket kan förklara de överlag höga koncentrationerna på grund av den kalkrika berggrunden (Analytica, 2006). Koppar liksom zink uppmättes i mycket höga halter och NV-MKM överskreds för båda metallerna. Zink har många likheter med kadmium och de återfinns ofta i samma miljöer. Zink finns dock vilket också kan ses i koncentrationer som är betydligt högre (100 till 1000ggr högre) och är ofta en indikation på att övriga metallhalter är höga (Magnusson, 2003). Nickelkoncentrationerna låg strax över gränsvärdet för NV-KM.

En stor del av metallkoncentrationerna i Kvarnby antas komma från metallskrot som ligger i marken och som med åren oxiderats vilket lett till att fria joner bildats. I flera av resultaten kan ses att trots homogenisering förekommer flera höga koncentrationer av bland annat koppar och bly i enskilda prov. Detta beror troligtvis på att metallerna förekommer i större bitar. Trots att homogeniseringen kan anses som god då samlingsproven visar liknande värden förekommer alltså större metallfragment vilka analyserats.

5 Riskbedömning

Då föroreningssituationen nu är beskriven är det viktigt att kartlägga de risker som förekommer vid Husie upplagsområde. Nedsmutsningen har skett under flera år och föroreningsbilden är mycket komplex och heterogent fördelad över upplagsområdets yta. Nedgrävda föroreningskällor kan naturligtvis finnas men främst förväntas föroreningarna kunna härledas från ytlig påverkan som med åren kan ha rört sig nedåt i jordprofilen.

Föroreningar i eller på marken kommer att utsättas för spridningsprocesser vilka avgör hur farligt ämnet är på just den platsen. En förorening som ingen eller inget kommer i kontakt med kan inte ses som en större risk. Riskerna innefattar både den risk människor och djur som vistas på platsen utsätts för, liksom den risk det innebär att föroreningarna transporteras till platser där de kan göra skada. För att göra en kartläggning över vilka risker som föreligger görs en översiktlig litteraturstudie över de vanligaste transportprocesserna ovan och under mark. Därefter specificeras studien till att innefatta de föroreningar som visats sig uppkomma i samband med bildemonteringsanläggningar. Först görs en genomgång av oljeprodukternas rörelse och sedan hur metallerna förväntas uppträda. I kapitel 5.6 görs en sammanfattning av den förväntade föroreningssituationen tillsammans med en diskussion om de verkliga förhållandena.

5.1 Transportprocesser ovan markytan

Vid ytliga föroreningar är spridningsprocesserna ovan mark betydande för riskbedömningen då erosion kan ske (Naturvårdsverket, 2005). Spridningen kan ske både i löst form och i partikelform med ytavrinnande vatten till diken och vattendrag (Pettersson *et al*, 2006).

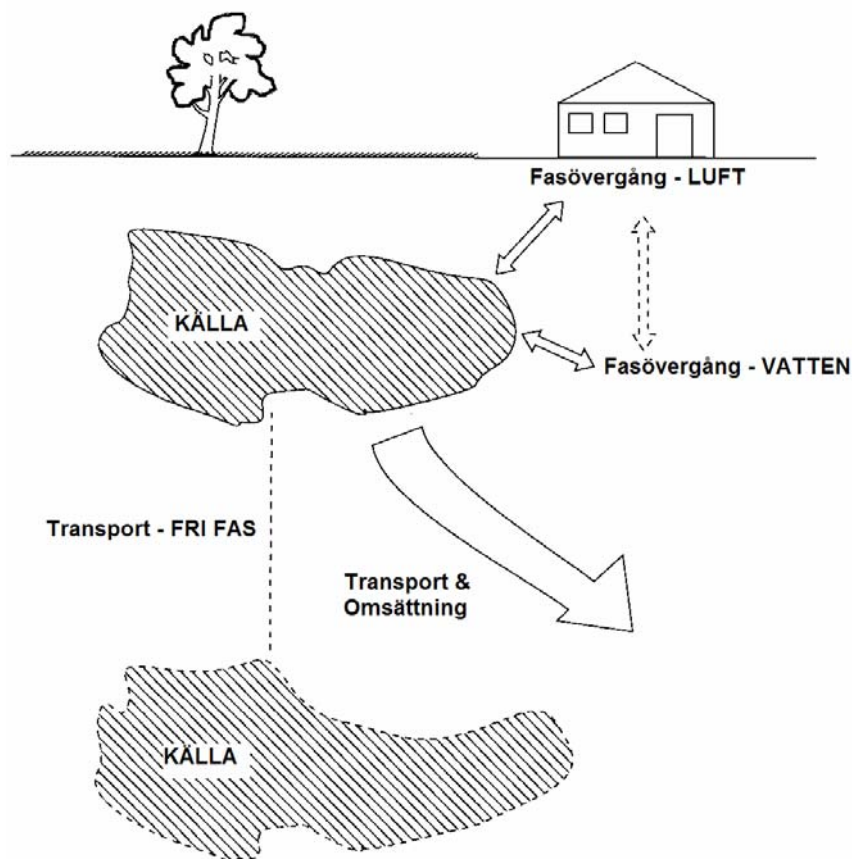
Det är främst de fria metalljonerna som är tillgängliga och upptag kan ske i både växter och djur. Detta kan ske oavsiktligt i samband med upptag av näringsämnen då tungmetallernas struktur liknar näringsämnena (Naturvårdsverket, 2005).

Genom upprörning av damm kan människor och djur andas in finkornigt material med föroreningar. Damning sker bland annat då bearbetning sker av den förorenade jorden till exempel vid schaktarbeten eller då transporter sker (Envipro Miljöteknik, 2007). Erosion, tjälning och sättningar kommer att bidra med en fortsatt spridning på detta sätt genom att djupare liggande jord på sikt blir åtkomlig på markytan (Naturvårdsverket, 2005).

Vid förångning och spridning i gasfas kan föroreningen transporteras i marken för att sedan tränga in i byggnader. Spridning av ämnen i gasfas avser flyktiga och halvflyktiga ämnen (Naturvårdsverket, 2005).

5.2 Transportprocesser under markytan

Spridning under markytan förutsätter att källan transporteras genom jordlagren och att den genomgår fasövergångar som förångning eller upplösning. Föroreningen kommer då att transporteras i gasfas eller i vattenfas istället. När föroreningen väl är överförd till gas- eller vattenfas kan ytterligare fysiska, kemiska och biologiska processer påverka spridningen (Miljøstyrelsen, 1996).



Figur 7 Förenklad beskrivning av spridningsprocesserna i marken. (översatt från Miljøstyrelsen, 1996).

Utlakningen av föroreningar påverkas av kontakten med vatten. En ytlig förorening är i kontakt med nederbörd och ytvatten och här sker transporten dels nedåt men även i ytvattnets riktning (Ekelund, 2007). Nettonederbörd kallas den del av nederbörden som är grundvattenbildande och alltså inte är avrinning eller avdunstning. Hur mycket vatten som rör sig i den omättade zonen är naturligtvis beroende av årstid, dagliga variationer och jordens egenskaper. Vattenhastigheten (porhastighet) i den omättade zonen kan uppskattas då nettonederbörd och den vattenmättade porositeten är känd genom:

$$v_p = \frac{N}{\varepsilon_w} \quad \text{Ekvation 2}$$

Nettonederbörden över Malmö ligger runt 225 mm/år och med en porositet runt 50 blir porhastigheten i den omättade zonen ungefär en halv meter om året (VBB VIAK, 2000).

I marken ligger en djupare förorening ständigt eller tidvis i kontakt med grundvattnet vilket skapar utlakningsprocesser. Fluktuerande grundvattennivåer gör att kemiska förhållanden i marken påverkas och många föroreningar får då ökad mobilitet. I den mättade zonen där porerna är helt vattenfyllda sker föroreningstransporten oftast horisontellt (Ekelund, 2007).

I genomsläppliga jordlager kan spridning av föroreningar även ske i partikelform. Vid grövre partikelstorlek kommer transporten i marken att ske huvudsakligen i vertikalled medan finkorniga, homogena jordar ger transport även i horisontalled (Sjölund, 2001). Kolloider i porvattnet består ofta av lermineral eller organiskt material eller så bildas de genom fällningar

av metalloxider eller hydroxider. Föroreningar med benägenhet att bindas till dessa partiklar kan transporteras med dem. Detta gäller framför allt organiska ämnen eller föroreningar som har en låg löslighet i den rena vattenfasen (Höckert, 2007).

5.2.1 Advektion

Advektion kallas den rörelse där partiklar transporteras med grundvattenströmmarna. Storleken på advektionen bestäms av vattenhastigheten och koncentrationen av ämnen som transporteras. Vattenhastigheten bestäms av lutningen och den hydrauliska konduktiviteten (Darcys lag) samt av porositeten se ekvation nedan (Bedient *et al*, 1999).

$$Q = K \frac{dh}{dL} A \quad \text{Ekvation 3}$$

Ekvationen kan även uttryckas med avseende på porvattenhastighet enligt:

$$v_p = \frac{Q}{A \cdot \varepsilon_w} \quad \text{Ekvation 4}$$

Q = grundvattenföringen (m^3/s)

K = hydraulisk konduktivitet (m/s)

dh/dL = hydraulisk gradient

h = grundvattennivå (m)

L = sträcka (m)

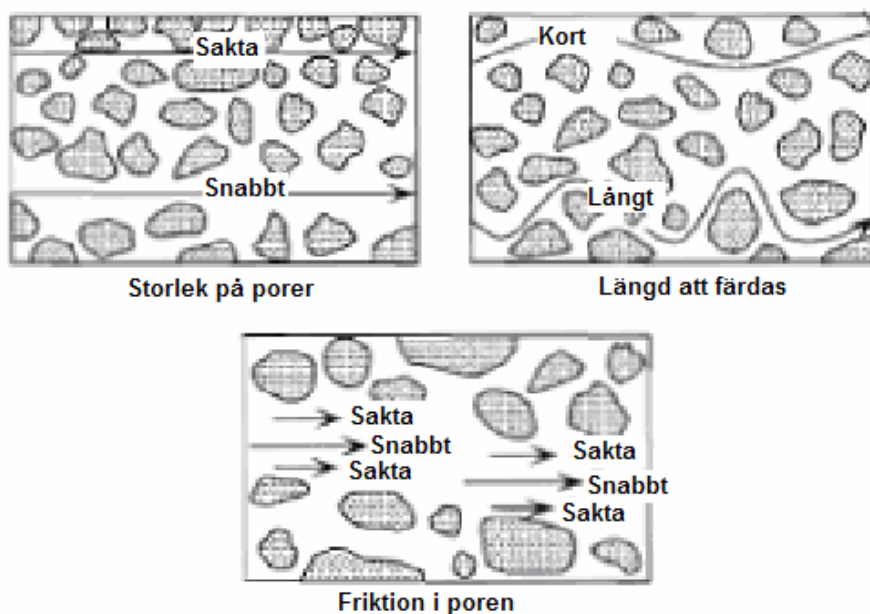
A = tvärsnittsarea (m^2)

Darcys lag ger flödet i m^3/s , medelhastigheten även kallad Darcy hastigheten fås genom division med tvärsnittsarean. Medelhastigheten är dock inte en vattenpartikels medelhastighet utan denna fås genom att ta hänsyn till porositeten. Porositeten ges av volymen av porerna delat med den totala jordvolymen (Bedient *et al*, 1999).

5.2.2 Hydrodynamisk dispersion

Dispersionsprocesserna ger en vinkelrät spridning jämfört med advektionsprocessen. Processerna delas in i mekanisk dispersion och molekylär diffusion (Bedient *et al*, 1999).

Mekanisk eller hydraulisk dispersion är den process som uppkommer genom att vattnet rör sig snabbare genom stora utrymmen än genom små se Figur 8. Då jordpartiklarna har olika storlek och ligger på olika avstånd från varandra skapas dessa variationer. Dispersion förekommer även på pornivå men dispersionen mellan porerna har störst betydelse. Vid högre vattenhastigheten dominerar dispersion spridningsprocessen. När vattnet inte rör sig sker heller ingen dispersion (Bedient *et al*, 1999).



Figur 8 Orsaker till lodrät dispersion (översatt efter Bedient *et al*, 1999)

Diffusion sker på molekylärnivå och beror på spridning genom utjämning av koncentrationsgradienten. Det vill säga molekylerna rör sig slumpvis från områden med högre koncentration till områden med lägre. Diffusion sker även då vattnet inte rör sig och vid höga hastigheter blir diffusionens betydelse liten. I en dimension kan masstransporten på grund av diffusion beskrivas genom Ficks lag vilken säger att ju större koncentrationsskillnad desto fler mol flyttas per tidsenhet (Naturvårdsverket, 2006b).

$$F = -D \frac{dC}{dx}$$

Ekvation 5

F = flödestäthet [g/m²s]

D = diffusionskoefficient [m²/s]

$\frac{dC}{dx}$ = koncentrationsgradient [g/m³/m]

5.3 Andra processer viktiga för spridning av föroreningar

Föroreningssituationen i jorden påverkas av en rad grundläggande fysiska och kemiska processer. Syra-bas reaktioner, fasfördelningsförhållandet mellan luft och vätska, utfällning, upplösning, jonbytesreaktioner, sorption är några av dessa processer (Miljöstyrelsen, 1996).

5.3.1 Förångning

Förångningsprocessen är av betydelse för flyktiga ämnen. Hur stor del som förångas beror på fördelningen av föroreningen i porvattnet, porluften samt de fasta partiklarna i materialet. Förångningsprocessen blir framförallt viktig då föroreningar ligger ytligt och strax efter ett utsläpp (Bedient *et al* 1999). Fördelningen beskrivs genom Henrys lag och uttrycker att vid jämvikt är ett ämnets ångtryck i gasfasen proportionellt med ämnets molbråk i vätskefasen med en konstant, H, Henrys konstant (Miljöstyrelsen, 1996).

$$p = x \cdot H$$

Ekvation 6

p = ångtryck för specifikt ämne

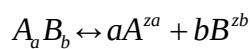
x = molbråket för ämnet

H = Henrys konstant [$\text{atm m}^3 \text{mol}^{-1}$]

Uttrycket gäller för organiska ämnen i vattenlösning då ämnet inte finns i fri fas samt för oorganiska ämnen som syre, metan, koldioxid ammoniak och liknande (Miljøstyrelsen, 1996).

5.3.2 Utfällnings- och upplösningssprocesser

Utfällningsreaktioner skrivs ofta enligt nedan där z uttrycker jonens laddning (Appelo & Postma, 2006):



Ekvation 7

$$K_{so} = [A^{za}]^a [B^{zb}]^b$$

Ekvation 8

K_{so} -löslighetsprodukten för ämnet $A_a B_b$

För att avgöra om ett ämne är i jämvikt eller inte kan ett löslighetsindex beräknas, SI.

$$SI = \log \left(\frac{IAP}{K_{so}} \right)$$

Ekvation 9

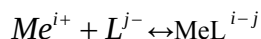
IAP = jonaktivitetsprodukt (produkten av anjon- och katjonaktiviteten)

Om $SI = 0$ är ämnet och lösningen i jämvikt och $SI < 0$ är lösningen undermättad (upplösning) och $SI > 0$ betyder att lösningen är övermättad (utfällning).

Utfällning sker då joner förekommer i tillräckligt höga mängder och begränsar på så sätt koncentrationen fria joner i porvattnet. Utfällningen innebär att jonerna fälls ut som ett mineral. Andra ämnen i vattnet kan dock bilda komplex med jonerna vilket också begränsar andelen joner. Till exempel så motverkar en hög andel löst organiskt kol bildning då organiska syror bildar starka komplex med många metaller (Naturvårdsverket, 2006b).

5.3.3 Komplexbildning

Element som oorganiska anjoner och olika organiska föreningar binder starkare till metalljonerna än vad vatten gör. Tillsammans bildar dessa komplexföreningar med en eller flera centralt placerade metalljoner som omges av dessa starka element, så kallade ligander. Komplex deltar ofta inte i adsorptions- eller utfällningsreaktioner, vilket innebär att komplexbildning ökar lösligheten för ämnena som ingår. Metallkatjoner som förekommer i organiska komplex är ofta mindre biotillgängliga än fria joner och således ofta inte lika toxisk (Höckert, 2007).



Ekvation 10

Me^{i+} = fri metalljon

L^{j-} = ligand

Stabiliteten av ett komplex mäts med en stabilitetskonstant, K_C .

$$K_c = \frac{\{MeL^{i-j}\}}{\{Me^{i+}\}\{L^{j-}\}}$$

Ekvation 11

Eftersom tungmetaller ofta bildar komplex med oorganiska ligander som finns i mycket högre koncentration än metalljonen kan uttrycket ovan förenklas till:

$$\frac{\{ML\}}{\{M\}} = K_C \cdot \{L\}_{total}$$

Ekvation 12

Mängden av organiska ligander beror på jordtypen och vilken typ av föroreningen det rör sig om. Den organiska delen av jorden har ofta en komplex och heterogen uppbyggnad vilket gör att det är svårt att uppskatta det organiska materialets betydelse för allokeringen av metaller mellan olika species i vattenfasen (Miljøstyrelsen, 1996).

Komplexbindningarna är reversibla och reversibiliteten beror främst på vattnets vätejonkoncentration. Vid höga koncentrationer av vätejoner (lågt pH) bryts bindningarna i komplexet och liganden binder till vätejonerna istället (Miljøstyrelsen, 1996).

5.3.4 Jonbytesprocesser

Jonbytet innebär ett utbyte av joner mellan vattenfasen och den fasta fasen på grund av jonernas laddning. Jorden är ofta negativt laddad och därför är processen viktig främst för katjoner. Den totala jonbyteskapaciteten skrivs, CEC. Processen påverkar främst mobiliteten av kalcium, natrium, kalium, järn, mangan och ammonium. Platserna som jonbyte kan ske på är främst lokaliserade på mineralytor, oxider och organiskt material. Några platser är permanenta medan andra är pH-beroende (Miljøstyrelsen, 1996).

5.3.5 Sorption

Begreppet sorption innefattar samtliga processer som binder ämnen till partiklar. De ytor där sorption sker är främst mineralytor, oxider och organiskt material. Sorptionsprocesserna beskrivs genom isotermer som visar fördelningen mellan sorberat och löst ämne. För både organiska och oorganiska ämnen kan isotermer i de flesta fall anses som linjära men då förutsätts att jämvikten snabbt ställer in sig och att den är reversibel (Miljøstyrelsen, 1996). Vid högre koncentrationer är förhållandet inte längre linjärt utan då tar platserna på partiklarna slut. Detta leder till konkurrens bland partiklarna och olika faktorer avgör vilka ämnen som binder till en specifik partikel (Kjeldsen, mars 2002).

$$\frac{c_s}{c_w} = K_d$$

Ekvation 13

c_s = mängden adsorberat ämne per massa jordpartiklar

c_w = koncentrationen i lösning

K_d = sorptionskoefficienten [L/kg]

K_d -värdet, sorptionskoefficienten beskriver förhållandet mellan halten av ett ämne i fast fas och halten i lösning (porvattnet) (Christensen & Holm, 1997).

För vissa organiska ämnen är det inte korrekt att anta en linjär isoterm. Detta kommer att diskuteras vidare i kapitel 5.4.

5.3.6 Redoxprocesser

Redoxprocesser innefattar både oxidations- och reduktionsprocesser vilka båda innebär utbyte av elektroner och ämnena måste alltså kunna förekomma i olika oxidationstillstånd. I en välluftad jord är ämnena i oxiderat tillstånd och reducerade ämnen i mark indikerar dålig syretillgång. Processerna har störst betydelse i områden som har en fluktuerande vattenhalt. Då ämnenas laddning ändras, ändras även deras förmåga till att fastläggas och fällas ut och därmed mobiliteten (Höckert, 2007). Förflyttningen av elektroner är ofta mycket långsam och sker ofta endast genom katalysering av bakterier (Miljøstyrelsen, 1996).

5.3.7 Biologisk omvandling

Biologisk omvandling sker genom oxidation eller andra kemiska processer. Vid nedbrytning av mikroorganismer bryts organiska ämnen ner då dessa använder organiska ämnen för att få energi. De organiska ämnena oxideras vilket kräver tillgänglighet av elektronacceptorer. Nedbrytningen kan ske både aerobiskt och anaerobiskt men oftast är det syre som används som elektronacceptor då denna ger mest energi. Andra elektronacceptorer är NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} . Enligt Alvarez & Illman (2006) nämns nio krav för en fullgod biologisk nedbrytning.

1. Organismerna måste ha enzymer som kan katalysera de specifika föroreningarna.
2. Nedbrytarna måste finnas i den förorenade jorden
3. Biotillgänglighet – kontakt mellan nedbrytare och förorening. Mikroorganismer, MO, tar oftast upp näring från löst fas inte från fastfas. Dessutom måste föroreningen kunna passera genom cellmembranet och inte ha större atomer som till exempel klor som kan hindra brytandet av bindningar.
4. Enzym för nedbrytning kan finnas men måste ofta utlösas genom närvaro av substrat.
5. Tillgänglighet av passande elektron acceptorer och/eller elektron donatorer.
6. Makro- och mikronäringsämnen är nödvändiga för mikroorganismernas tillväxt. Dessutom behövs vatten för att nedbrytning skall ske.
7. Lämpligt pH och buffringskapacitet de flesta MO tillväxer bäst i pH 6-8.
8. Lämplig temperatur – metabolismen för mikroorganismerna ökar med ökande temperatur tills den når ett optimalt värde. De flesta MO är mest aktiva vid 20-40°C.
9. Frånvaro av toxiska och hämmande substanser. Tungmetaller i jorden är vanliga hämmare av den biologiska aktiviteten. Dessutom kan tillgången på andra lättnedbrytbara substrat hämma nedbrytningen av den önskade föroreningen.

5.3.8 Uptag av växter

Växter som tar upp föroreningar kan innebära spridningsvägar via föda för människor och djur men även en möjlig metod för att rena förorenade områden.

Växter tar främst upp svaga elektrolyter och föreningar med medelhög lipofilitet. Mycket polära molekyler kan däremot inte ta sig genom biomembranen och begränsas därför. Mycket lipofila ämnen tas upp väldigt snabbt för att sedan sorbera direkt till rötterna. De ämnen som tas upp bäst har ett $\log K_{ow}$ värde på mellan 0.5 och 3. De svaga elektrolyterna är beroende av pK_a , $\log K_{ow}$, pH i jorden, cytoplasmat, vakuoler och i xylemet samt den elektriska potentialen i cellmembranet (-80mV till -120mV). Anjoner tas upp lättast då dessa endast i liten grad sorberas till jordpartiklar medan katjoner.

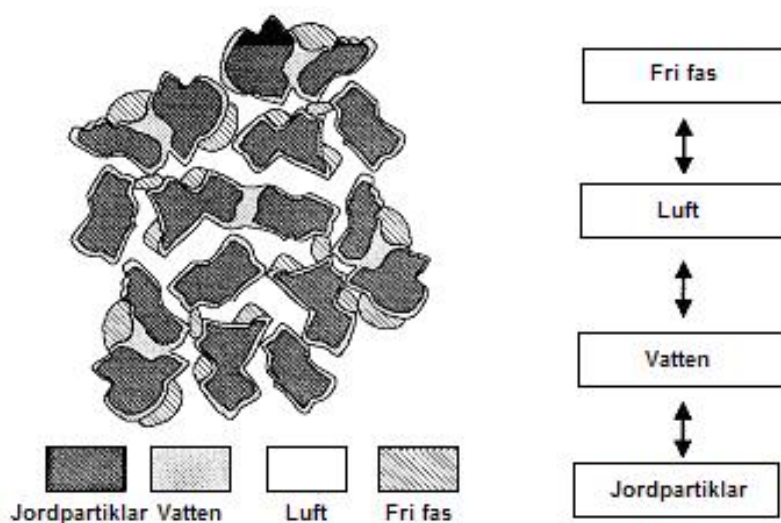
5.4 Oljeprodukters rörelse i marken

Efter att en översiktlig genomgång gjorts över de mest betydande processerna i marken följer nu en mer ingående undersökning om påverkan på oljeprodukter och i nästa kapitel redogörs processerna för metallerna närmre.

Oljeprodukter i jorden kommer att röra sig neråt genom inverkan av tyngdkraften samt markens kapillärkraft (Sjölund, 2001). Då utsläpp sker vid ytan kommer oljeprodukterna på grund av det hydrostatiska trycket tvingas in i jordens porer. Tillräckligt mycket tryck krävs för att kunna ersätta den luft och/eller vatten som tidigare fanns i poren. Då utsläpp inte längre sker avstannar detta tryck på den fria fasen och droppar av oljeprodukterna stängs in i porerna genom kapillärkraften (Bedient *et al*, 1999). Dessa droppar som stannar kvar då oljan rör sig nedåt kallas för residualfraktionen och beror på jordens struktur och typen av oljeprodukt. Ju tyngre oljeprodukten är desto större del finns i fri oljefas och residualfraktion (Sjölund, 2001).

Fyra olika oljeproduktspooler kommer att återfinnas i marken (Sjölund, 2001):

- Fri fas
- Residualfraktion
- Porgas – de mest lättflyktiga kolväten
- Vattenlösliga komponenter – återfinns i mark- och grundvatten

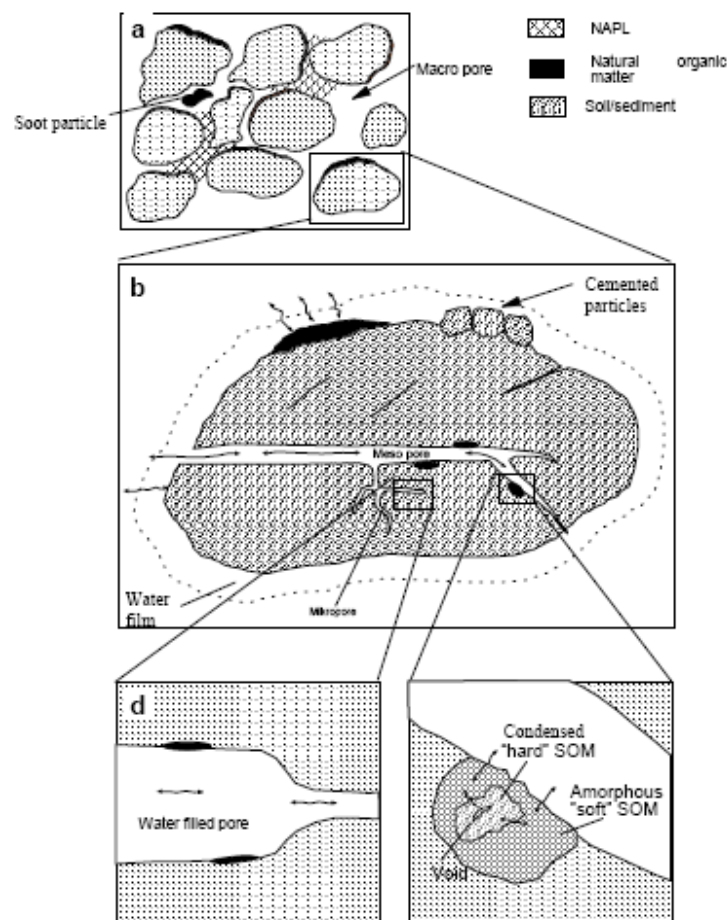


Figur 9 Fördelning mellan fasta partiklar, porvatten, porluft och ämne i fri fas i omättade zonen (översatt från Miljöstyrelsen, 1996).

De droppar som stängs in i porerna av kapillärkrafterna kommer att (1) förångas, (2) biologiskt brytas ner/hydrolyseras, (3) lösas till vattenfasen. Upplösningen sker då infiltrerande vatten passerar förbi dropparna. Hur mycket som löses beror mättnadsgraden hos NAPL och på lösligheten för kolvätena som ingår. Dessutom inverkar porositeten och vattnets hastighet genom markprofilen. Vid "gamla" föroreningar kommer endast de svårslösliga komponenterna finnas kvar i dropparna (Bedient *et al*, 1999).

Mobiliteten för oljeprodukterna beror på den biologiska och kemiska nedbrytningen samt på sorptionen. Kemiska egenskaper som molekylens form, storlek, polaritet, fettlöslighet, laddning och vilka grupper som är sammankopplade med den, kommer att påverka adsorptionen till mineral och organiska kolloider i marken. Lösningsprocesserna är främst verksamma omedelbart efter ett spill. En tid efter spillet är det oxidationsprocesser och biologiska nedbrytningsprocesser som ger upphov till vattenlösliga komponenter (Räddningsverket, 1997).

Då de flesta organiska molekyler är opolära medför detta att de är starkt hydrofoba. Adsorptionen till mineral i jorden kommer därför att bli mycket liten medan molekylerna gärna adsorberas till organiskt material. Sorptionsprocessen drivs av det opolära ämnets låga vattenlöslighet snarare än attraktion till materialet. Adsorption till organiskt material medför att biologisk nedbrytning är möjlig (Sjölund, 2001).



Figur 10 Sorption och desorptionsmekanismer i jord (Kjeldsen, 2002b).

I Figur 10 ses jorden i tre olika skalar och visar sorption och desorptionsmekanismerna i jorden. I Figur 10a visas de individuella jordkornen och hålrummen mellan kornen syns.

Kornen har ett täckande lager av Soil organic matter, SOM, men även av lermineral och metalloxider/hydroxider. Jorden kan även innehålla små partiklar som helt består av SOM eller kol från sot, träkol eller stenkol. Jorden kan även innehålla droppar av fri NAPL fas. Från dropparna kan föreningar som ursprungligen fanns i NAPL fas frisläppas och föreningar utifrån kan sorbera på ytan för att frisläppas senare. I Figur 10b förstoras en jordpartikel ytterligare. Förstoringen visar att partikeln egentligen är ett aggregat bestående av flera enskilda partiklar hopcementerade av andra material (SOM, metalloxider eller liknande). Figuren visar även att utbytet mellan vätska och fast fas måste ske genom en vattenfilm som omger aggregatet. Porerna i aggregatet är ofta vattenfyllda. Figur 10c visar ett område som innehåller SOM där diffusion av organiskt material sker till SOM. Sammanfattningsvis visar Figur 10 att jordar kan innehålla flera olika sorptionsplatser både på ytan och i partiklarna. Diffusionsprocesser i porer och i SOM kontrollerar sorptionen och kan ofta vara mycket långsamma (Kjeldsen, 2002b).

Som nämndes tidigare är det inte berättigat att anta en linjär isoterm för alla organiska ämnen. Med antagandet att sorptionen bara sker till fast organiskt material kan sorptionskoefficienten, K_d istället ges av ett förhållande mellan K_{oc} och halten organiskt material (Kjeldsen, 2002a):

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad \text{Ekvation 14}$$

K_{oc} = fördelningskoefficienten mellan ämnet bundet till organiskt kol och bundet till vatten

Då K_{oc} -värdet inte går att finna i tryckta källor kan värdet uppskattas. Det finns flera sätt att beräkna värdet på men de flesta utgår från oktanol-vatten koefficienten, K_{ow} eller genom värde på ämnets löslighet. Genom att använda värdet på K_d antas att jämviktsförhållandet mellan löst ämne och jord snabbt ställer in sig jämfört med vattenflödet (Kjeldsen, 2002b).

Utifrån sorptionskoefficienten kan en retardationsfaktor beräknas vilket ger ett mått på hur mycket långsammare ämnet rör sig än vattnet (Kjeldsen, 2002b).

$$\frac{v_s}{v_p} = (1 + \frac{\rho_b}{\varepsilon} K_d)^{-1} \quad \text{Ekvation 15}$$

v_s = hastigheten för en molekyl

v_p = grundvatten hastighet

ε = total porositet (ε_w i osaturerad zon)

ρ_b = bulkdensitet

Kolloider är en viktig del av transportprocesserna eftersom föroreningar gärna binder till dessa. I den osaturerade zonen spelar mineralernas ytor större roll än i den saturerade zonen (Naturvårdsverket, 2006b). Hydrofoba föreningar binder gärna till organiskt material och den lösta delen av det organiska materialet, DOC, kan transportera ämnena vars löslighet då ökat. För detta finns en särskild modifierad retardationsekvation som tar hänsyn till detta (Kjeldsen, 2002b).

$$R^* = 1 + \frac{K_{oc} f_{oc} \frac{\rho_b}{\varepsilon}}{1 + K_{d, \text{ämnet}} [\text{DOC}]} \quad \text{Ekvation 16}$$

5.4.1 Spridning av alifater

Alifaternas egenskaper beror på molekylvikten. De tyngre kännetecknas främst av en låg löslighet och en densitet som är lägre än vatten vilket medför att de ofta återfinns i den zon i jorden där grundvattnet varierar under året (Naturvårdsverket, 2007). Mobiliteten för alifaterna blir lägre ju tyngre de är. Några av de lättaste alifaterna (C_5 - C_6) kan sägas ha låg mobilitet ($K_{oc}=800$) medan redan vid molekyler med mer än åtta kolatomer är de att betrakta som orörliga ($K_{oc}>5000$)(Elert, 2004) (McCall *et al*, 1980).

De kontrollerande processerna för alifaternas mobilitet är främst sorption, dispersion och nedbrytning. För de lättare, flyktiga oljeföroreningarna blir förångningsprocesser och advektion mer betydande än sorption och nedbrytning (Naturvårdsverket, 2007).

5.4.2 Spridning av aromatiska kolväten

Monoaromater

Monoaromater är mer mobila, har högre vattenlöslighet och har en sämre förmåga att binda till organiskt material än alifaterna. Spridningen kontrolleras främst av advektion, dispersion, nedbrytning och förångning (Naturvårdsverket, 2007). För bensen som är den mest mobila monoaromaten är K_{oc} 80 vilket gör att ämnet klassas ha hög mobilitet. De övriga monoaromaterna som har en rörlighet som är något lägre klassas då K_{oc} är runt 250 som medelmobila i jord (Elert, 2004), (McCall *et al*, 1980).

PAH

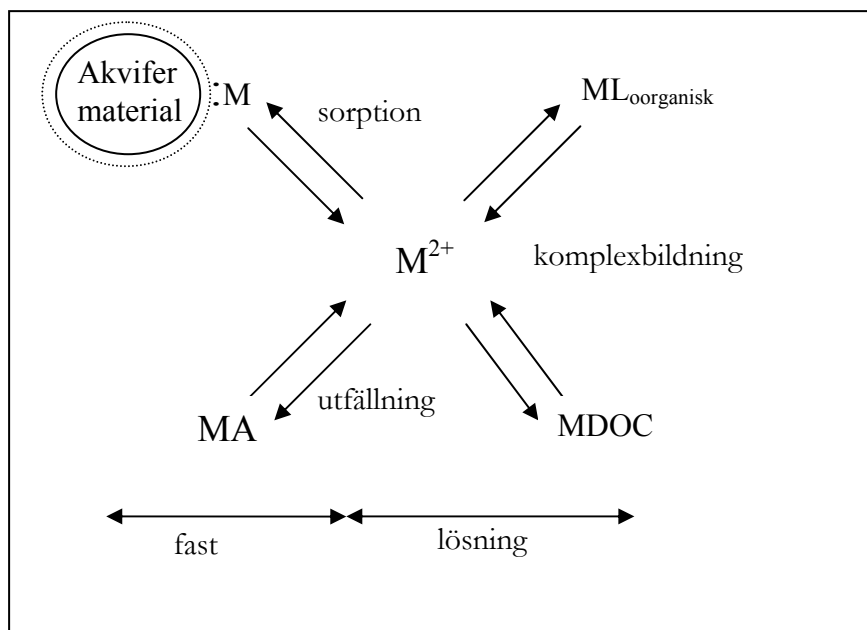
För PAH minskar vattenlösligheten och flyktigheten medan förmågan att binda organiskt material ökar med högre antal kolatomer. För de större molekylerna med låg vattenlöslighet är biokoncentrationsfaktorn hög och de anrikas i fettvävnaden hos organismer. Transporten av PAH beror på de hydrologiska förhållandena och möjligheterna till fastläggning. Molekylerna med mer än tre ringar fastläggs snabbt och starkt till jordpartiklar. De lättare molekylerna med två och tre ringar är något mer vattenlösliga och advektion, förångning och nedbrytning påverkar spridningsbilden (Tamamura *et al*, 2007). Mobiliteten är låg för de lägsta molekylvikterna till orörlig för molekyler med fler kolatomer än tolv. De cancerogena PAH klassas alla som orörliga i jord (Elert, 2004)(McCall, 1980).

5.4.3 Spridning av PCB

De flesta PCB har K_{oc} -värden över 5000 och är således att betrakta som relativt orörliga i jord (Elert, 2004), (McCall *et al*, 1980).

5.5 Metaller uppträdande i marken

Metallkoncentrationerna i marken bestäms av förhållandet mellan processerna komplexbindning, sorption och utfällning. Figur 11 beskriver förenklat processerna i jorden (Holm & Christensen, 1997). Processerna förutsätter att metallerna går från fast form till löst form då det mesta av metallerna antas vara korroderat material från nedmonteringsprocessen av bilar.



Figur 11 Processer viktiga för metallers bindning i mark (Bild omarbetad från Christensen, 2007).

Den faktor som främst påverkar tungmetallerna i marken är pH. De pH-beroende platserna på kolloiderna blir negativa vid höga pH och dessutom tävlar protonerna om platserna då pH är lågt. En annan påverkan pH har är att tungmetallernas monohydroxykomplex involveras vid högre pH. Till en viss grad konkurrerar även alkalimetaller och de alkaliska jordartsmetallerna om platserna som till exempel natrium, kalcium och magnesium men även NH_4^+ , Fe^{2+} och Mn^{2+} som under reducerande förhållanden kan finnas i ganska höga koncentrationer. Den mest betydande jonen för konkurrensen är kalcium som finns i ganska höga koncentrationer i de flesta porvatten. Naturligtvis gäller konkurrensen om platserna även mellan metaller då olika metaller har olika grad av konkurrenskraft (Christensen & Holm, 1997).

I jord och i sandiga akvifärer kan retardationsekvationen förenklas då förhållandet mellan bulkdensiteten (1.5-1.7kg/L) och porositeten (0.3-0.4) för de flesta jordar ligger mellan 4 och 6kg/L och K_d för metaller är svår att preciseras med högre noggrannhet (Christensen & Holm, 1997).

$$\frac{v_s}{v_p} = (5K_d)^{-1}$$

Ekvation 17

Desorption från jordmaterial antas i de flesta fall vara helt reversibelt. För kadmium har det visat sig vara fallet medan data ofta saknas för de flesta andra metaller (Christensen & Holm, 1997).

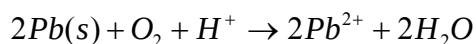
5.5.1 Spridning av arsenik

Arsenik förekommer främst som oxy-anjonerna, arsenat, AsO_4^{3-} och arsenit, AsO_3^{3-} (Naturvårdsverket rapport 5536). Former som deltar i flertalet processer i jorden, redox, utfällning, sorption och komplexbildningar. Arsenik är i formen arsenat, As(V) vid oxiderade förhållanden, arsenit, As(III) vid reducerade och arsin vid starkt reducerade. Generellt är As(III) mer lösligt än As(V) det vill säga arseniks löslighet är större under reducerade förhållanden. (Holm & Christensen, 1997) Eftersom arsenik finns främst som anjon kommer sorptionen inte ha lika stor betydelse som den har för katjonerna. Dock kommer konkurrens att ske med andra anjoner för den möjlighet till sorption som finns. (FRTR, 2007). Den sorption som sker för arsenik är svårbestämd och det har visat sig att det är svårt att skilja

mellan den utfällning av arsenat som sker med katjoner och den som sker på jordpartiklarnas yta, då dessa ytor håller även kalcium och järn. Det har också visat sig att i jord med samma textur så binder arsenik starkast till jordar med högst reaktivt järn-, aluminium- och manganinnehåll (Holm & Christensen, 1997).

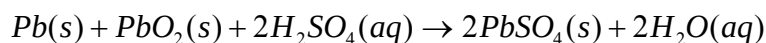
5.5.2 Spridning av bly

Bly finns främst i formen Pb^{2+} vilka produceras genom reaktion med syre i en sur miljö enligt reaktionen nedan (Baird, 1999).



Ekvation 18

I blybatterier sker en energiomvandling genom att bly reagerar. Reaktionen kan skrivas enligt ekvation 19.



Ekvation 19

Då batterierna inte tas om hand vid en bildemontering kan en transport till omgivningen fås (Baird, 1999)

Blyjonerna påverkas av både sorptions-, utfällnings- och komplexationsprocesser. Utfällning påverkar beteendet avsevärt då bly kan fällas ut med sulfider, karbonater, sulfater, hydroxider och klorpyromorfiter (Holm & Christensen, 1997). I en reducerande miljö bildas svårslösliga sulfider medan i en oxiderande miljö med höga pH och höga blykoncentrationer fälls $PbCO_3$ ut (Naturvårdsverket, 2006b). Komplexbildning sker med både organiska och oorganiska ligander som till exempel klorid och karbonat. (Holm & Christensen, 1997) Sorptionen beror främst på pH, CEC, mängden organiskt material, redoxpotentialen och mängden fosfat. (FRTR, 2007). Bly konkurrerar dessutom med andra katjoner som kalcium och magnesium. På grund av utfällnings- och sorptionsprocesserna tros bly ha ett något högre K_d -värde än många av de andra metallerna som kadmium, nickel och zink (Holm & Christensen, 1997). Bly tenderar alltså att vara orörligt i de flesta jordar och en ackumulering i de översta 3 till 5 centimetrarna i jorden är att vänta (FRTR, 2007).

5.5.3 Spridning av kadmium

Kadmiumjoner kan genomgå utfällning, sorption och komplexbildning men är i jord nästan helt beroende av sorption. Utfällning kan ske under aerobiska förhållanden då pH är över 8 och då som karbonater eller fosfater. I reducerande miljö fälls Cd ut som sulfider. Komplexbildning kan ske till organiska material och till Fe- Al- och Mn-oxider (Holm & Christensen, 1997). Vid låga pH och aeroba förhållande är Cd lättlösligt medan det binds starkt i marken vid höga pH och anaeroba jordar (Naturvårdsverket, 2006b). Förhållandet mellan pH- K_d är att anse som linjärt vilket innebär att ett antagande av retardationen är något lättare att göra än för till exempel bly där förhållandet är mer komplext. Mobiliteten är högre än för många av de andra metallerna (Holm & Christensen, 1997).

5.5.4 Spridning av kobolt

Egenskaperna för kobolt liknar zink och nickel det vill säga metallen är lättlöslig vid låga pH och binder starkt vid höga (Naturvårdsverket, 2006b).

5.5.5 Spridning av koppar

Koppar har två oxidationstillstånd, I och II. Då Cu(I) är mycket ostabil i vatten är denna form endast relevant under starkt reducerade förhållande. Utfällning sker under aerobiska förhållanden med oxider, hydroxider och karbonater. Sorption och komplexbildning är de processer som har störst påverkan. Sorptionen är starkt pH-beroende och bestäms av mängden organiskt material och järn/manganoxider. Komplexbildning sker till både organiska och oorganiska föreningar med en rad olika ligander, ofta sulfat, klorid, hydroxid och karbonat. Den starka sorptionen gör att koppar efter bly är en av de minst mobila metallerna (FRTR, 2007). Dock gör lättheten att bilda komplex att rörligheten för koppar snabbt kan ändras då potentiella ligander är närvarande (Holm & Christensen, 1997).

5.5.6 Spridning av krom

Krom återfinns i flera olika oxidationstillstånd men de vanligast är Cr(III) och Cr(VI). Formerna har väldigt olika beteende i jorden. Cr(VI) är pH-beroende och finns främst som oxy-anjon, det innebär att den är mer mobil än kromit, Cr(III). Cr(VI) som är en anjon kommer att binda till positivt laddade ytor. Då pH ökar minskar denna förmåga. Järn- och aluminiumoxid kommer att adsorbera kromationen vid sura och neutrala pH (FRTR, 2007). Utfällning av Cr(III) sker som Cr(OH)₃ vilket har begränsad effekt på kroms löslighet. Sorptionen är beroende av pH, vilken typ av lermineral som finns i jorden samt konkurrerande anjoner. Cr(VI) formar inga komplex men det gör däremot Cr(III) som gärna bildar komplex med både organiska och oorganiska ligander, främst OH⁻. Samtliga processer påverkar mobiliteten för krom men den främsta är reduktionen av Cr(VI) till Cr(III) (Holm & Christensen, 1997).

5.5.7 Spridning av kvicksilver

Kvicksilver är mycket mobil i miljön och finns i flertalet kemiska föreningar beroende på rådande redox-förhållande. I aeroba miljöer finns kvicksilver som Hg²⁺ vilken lätt formar komplex (FRTR, 2007). Utfällning av kvicksilver sker uteslutande i reducerade miljöer och är således inte vanligt i de övre jordlagren. Sorption är betydande för kvicksilver och ökar med ökande pH. Kvicksilver binder starkt till organiska material och släpper inte gärna då metallen väl sorberat. Komplexbildning sker främst med OH⁻ och Cl⁻. Möjligheterna att uppskatta kvicksilvers mobilitet försvåras då Hg⁰ och metylerade kvicksilverföreningar kan förångas (Holm & Christensen, 1997).

5.5.8 Spridning av nickel

Nickel finns i marken som Ni²⁺ och den mest betydande processen är sorption. I vissa fall kan även komplexbindning och utfällning påverka. För komplexbildningen sker detta då det finns höga halter av lösta organiska ligander. Utfällningsprocesser sker med hydroxider och karbonater i aeroba miljöer med högt pH. Sorptionen är dock dominerande och därför går mobiliteten i de allra flesta fall att bestämma av ett direkt samband mellan pH och K_d (Holm & Christensen, 1997).

5.5.9 Spridning av zink

Som för de övriga katjonerna så ökar adsorptionen med pH. Zink är mer pH-beroende än både koppar, kadmium och nickel. Vid pH över 7.7 hydrolyseras zink och de hydrolyserade föreningarna adsorberas starkt i marken. Zink komplexbinder med både organiska och oorganiska ligander vilket påverkar adsorptionen. Sorption är den avgörande processen för mobiliteten och komplexbildning inverkar endast då ligander finns i mycket höga koncentrationer (FRTR, 2007). På grund av den ofta höga koncentration zink är inte

konkurrensen med andra tungmetaller väsentlig (Holm & Christensen, 1997). Skillnaden mellan totalhalten och den lakbarhalten vid en analys är ofta försumbara för zink (Analytica, 2006).

5.6 Sammanfattning av föroreningssituationen

Vid sammanställningen från de tidigare analyserade proverna, bilder tagna från området och den litteraturstudie som gjorts över föroreningarnas spridning kan konstateras att för de petroleumkolväten och de metaller som förorenar marken i Kvarnby är mobiliteten oftast mycket begränsad. Det är främst de övre delarna av jordlagren som förorenats och spridningen i marken är relativt liten. I de översta lagren är dock koncentrationerna mycket höga och en akut föroreningsbild finns då stora risker finns för spridning av föroreningarna ovan mark. Oljeföroreningarna kan okulärt fastställas då svartfärgad jord och stark ”oljelukt” är vanligt förekommande.

Både markanalyser och okulär besiktning visar att föroreningarna inte spridits sig längre än en halv meter ner. Detta utesluter dock inte att hotspots förekommer vilka lätt kan missas vid provtagningar. Dessa kan vara orsakade av tömning av syra från batterier, läckande oljetunnor eller att grävningar skett i marken.

Resultaten stämmer väl med den spridningsbild som presenteras i litteraturkällor där föroreningar som ligger ytligt i den osaturerade zonen begränsas av sorption. Även nedbrytning är betydande i den osaturerade zonen. Mikroorganismer borde finnas i jorden som anpassat sig efter rådande förhållanden. Även om de hämmats av höga metallkoncentrationerna har troligtvis nedbrytning skett. Att det endast är tyngre kolväten som återfinns i jorden kan härledas till detta eller eventuellt till förångning. Då lättare kolväten inte återfinns längre ner i markprofilen antas ingen spridning skett nedåt i markprofilen.

Halter av MTBE uppmättes i grundvattnet men inte i så höga halter att det i dagsläget utgör en potentiellrisk. Troligtvis har bensinutsläppen inte varit så omfattande vilket kan förklaras av den ekonomiska förlust ett utsläpp av bensin eller diesel medför. Främst kan nog fastställas att det är tyngre oljor som står för de höga halterna av alifater då dessa inte haft ekonomiskvärde utan säkert dumpats direkt på marken. Detta kan också vara en orsak till varför lägre koncentrationer av de lättare alifaterna uppmättes.

I de fall då en spridning av föroreningarna gått lite längre kan variationer i markprofilen vara en orsak. På de flesta ställen har fyllningsmassor ersatt den naturliga jorden vilket i många fall lett till ökad spridningsrisk. Detta eftersom fyllnadsmassorna består av bland annat tegelbitar, slamsten och metallskrot vilka har skapat större genomsläpplighet.

Föroreningsbilden i Kvarnby kan troligtvis även appliceras på andra bildemonteringsanläggningar. I Kvarnby har inga större föroreningskoncentrationer uppmätts i de mätningar som tidigare gjorts i grundvattnet men detta går inte att utesluta i andra fall då till exempel MTBE kan sprida sig långa sträckor i marken.

6 Föroreningarnas form i den förorenade jorden

Föroreningssituationen i samband med bildemonteringsanläggningar skiljer sig från andra föroreningskällor med metaller då föroreningarna når jorden i fast form. På bildemonteringsanläggningar verkar metallerna finnas i alla kornstorlekar vilket vi kommer att se i detta kapitel. Kunskapen om formen vi finner föroreningarna är nödvändig för att ta fram en lämplig saneringsmetod.

6.1 Metod för att undersöka föroreningsformen

Jorden fraktionerades efter tvätt för att studera de individuella fraktionerna närmare. Fraktionerna undersöktes i ljusmikroskop för att se om det gick att urskilja metallfragment. Dessutom analyserades fraktionerna med avseende på metall och oljehalt enligt tidigare använda metoder. Lakteter gjordes för att jämföra lakbarheten med och utan finpartiklar. Enklare försök gjordes även för att fastställa vattenkvot och organiskhalt. Tester gjordes med magnet för att studera markens innehåll av magnetiskt material. De metoder som använts presenteras närmare i metodbeskrivningen i Bilaga A.

6.2 Vattenkvot och bestämning av organiskhalt

Vattenkvoterna analyserades för fraktionerna 0-4mm och 0,063-4mm. Dessa fraktioner valdes för att studera påverkan finpartiklarna har. De vattenhållande egenskaperna var som väntat främst i de mindre kornstorlekarna då vattenkvoten för 0-4mm var 15 % och motsvarande för 0,063-4mm endast var 2 %. För de sorterade fraktionerna visade 0-4mm en glödförlust på 7 % medan 0,063-4mm visade strax över 6 %. Fraktionerna 0,063-4mm är tvättade vilket därför borde innebära en mindre halt organiskt material då dels är de minsta fraktionerna, där det antagits att även organiska föroreningar sitter, borttvättade, dessutom borde en del av oljan ha tvättats bort även från större kornstorlekar.

6.3 Magnetförsök

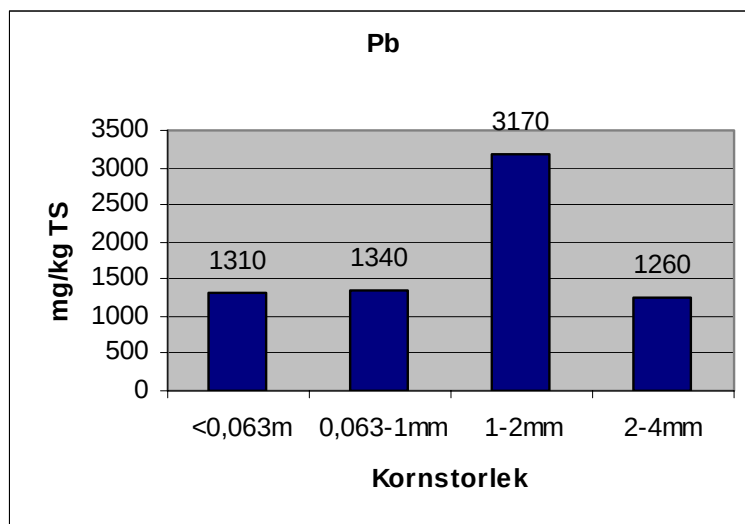
I samtliga fraktioner reagerade materialet på magneten. Materialet vägdes före och efter det att materialet som reagerade på magnet tagits bort. Uppskattningsvis reagerade ungefär 50 % av materialet på magneten i samtliga kornstorlekar mindre än 4mm. Vad som också kunde ses var att kornen vände ena sidan mot magneten. Det vill säga hela kornet uppvisade inte reaktion med magneten utan endast delar av dem. En möjlig orsak är att metallbitar sitter heterogent fördelade på ytan av kornen.

6.4 Mikroskopering

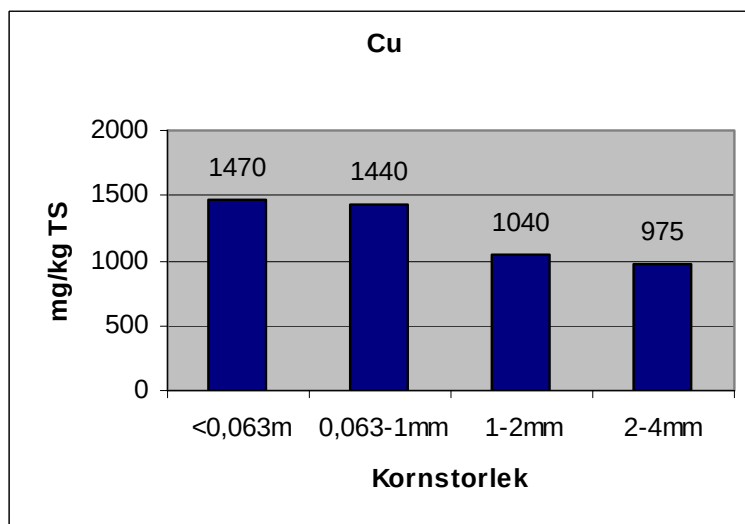
Magnetförsöket resulterade i en undersökning av fraktionerna i mikroskop. Förhoppningen var att kunna urskilja metallfragment från de olika fraktionerna. Mikroskoperingen visade mycket riktigt att metallfragment gick att urskilja och det i samtliga fraktioner. Mikroskopet var kopplat till en digitalkamera och ett databehandlingsprogram kallat Infinity. Ett urval av bilderna kan ses i Bilaga G. Mindre metallfragment ser ut att vara ytligt bundna till jordpartiklarna och i de större fraktionerna ligger hela metallbitar.

6.5 Metallanalys

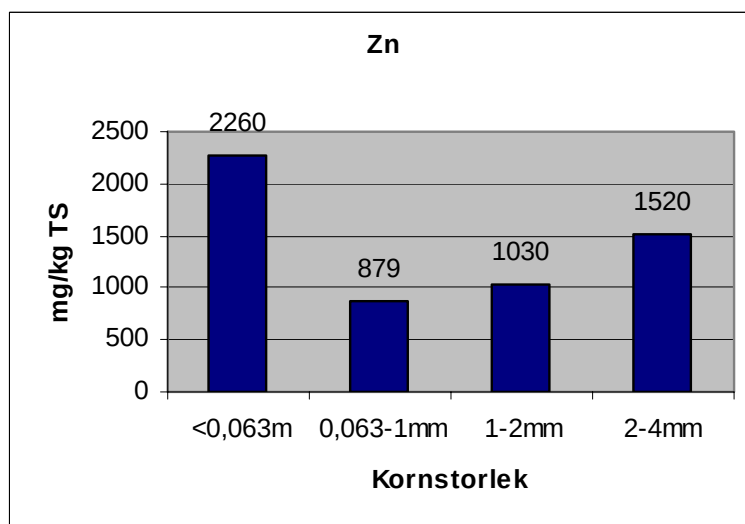
Metallanalyserna i de olika fraktionerna visade varierande resultat för olika metaller och det var svårt att se något samband mellan kornstorlekar och föroreningshalt. Resultaten presenteras för bly, koppar och zink i Figur 12, 13 och 14. Dessa valdes ut då de kan representera den variation som förekommer och dessutom är de metaller som främst förorenar jorden. Figurer över resterande viktiga metaller kan ses i Bilaga F.



Figur 12 Metallfördelningen över kornen för bly



Figur 13 Metallfördelningen över kornen för koppar

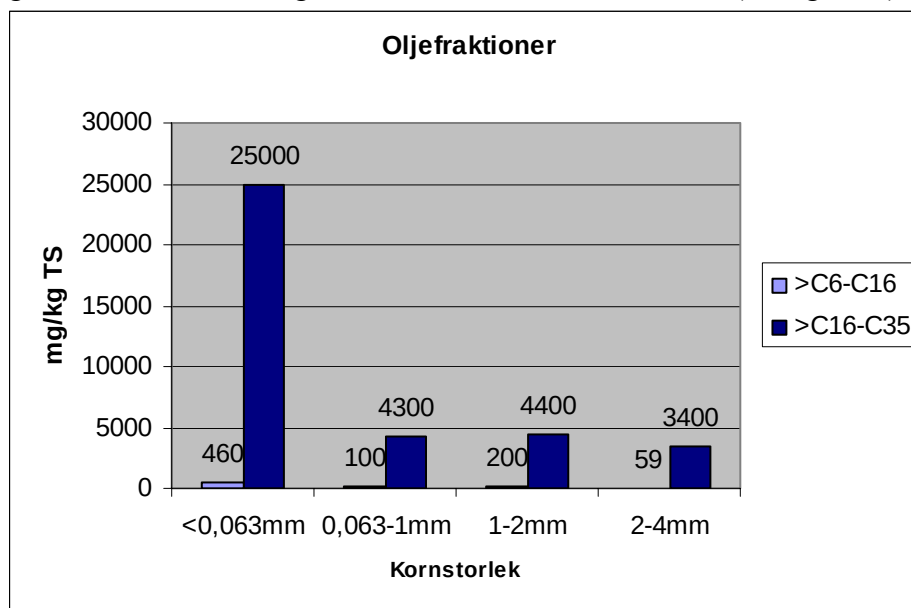


Figur 14 Metallfördelning över kornen för zink

I figurerna ses tydligt den variation som förekommer för de olika metallerna. Med undantag för järn, bly, nickel och krom finns de högsta koncentrationerna i den minsta fraktionen. Dock är det oftast inte näst högst i den efterföljande fraktion utan för den största fraktionen som undersöktes, 2-4mm. Det enda undantaget är koppar där de båda minsta fraktionerna innehåller de högsta halterna. För nickel och bly är koncentrationerna betydligt högre i kornstorleken 1-2mm. Järn har också högsta halterna i fraktionen 1-2mm, näst mest finns i den största 2-4mm. Krom är relativt jämt fördelad över samtliga kornstorlekar och halterna är ganska låga.

6.6 Oljeanalys

De olika fraktionerna analyserades med GC-FID och resultaten visas i. Resultatet visar en god samstämmighet med att föroreningen sitter i de minsta fraktionerna (se Figur 15).



Figur 15 Oljefördelning över kornen

Viktigt att tillägga är att jorden är tvättad och eventuell olja har delvis eller helt tvättats bort. Mycket av oljan förväntas dessutom finnas i fri fas vilket gör detta resultat något svårtytt.

6.7 Metodbeskrivning för skaktesterna

Skaktest utfördes enligt metodbeskrivningen i Bilaga A på kornfraktioner mellan 0-4mm samt på 0,063-4mm. Detta för att avgöra lakningsbenägenheten på materialet före och efter en sortering. De flesta processer som styr en förorenings fördelning mellan vatten och fast fas är haltberoende. Det vill säga att en ökad halt i jorden innebär en ökad halt i det vatten som har kontakt med jorden. K_d beräknades för de olika metallerna för att kunna jämföra dessa med tidigare uppmätta värden. Resultaten från skaktesterna samt den beräknade ackumulerade mängden redovisas i Bilaga G. Nedan redovisas de beräknade K_d -värdena i Tabell 10. Dessa

beräknades enligt Ekvation 13, $\frac{C_s}{C_w} = K_d$.

Tabell 10 Beräknade Kd värden efter skaktestet

Beräkning av Kd					
[L/kg]	Kd (0-4mm)		Kd (0,063-4mm)		NV riktvärde
	Medel L/S 2	Medel L/S 10	Medel L/S 2	Medel L/S 10	
As	2000	5000	4000	6000	30
Cd	6000	17 000	14 000	15 000	30
Cr	8000	20 000	6000	12 000	2000
Cu	600	3000	7000	13 000	500
Fe	43 000	59 000	260 000	36 000	-
Hg	Inget värde				
Ni	3000	10 000	8000	10 000	100
Pb	12 000	9000	93 000	13 000	1000
Zn	10 000	21 000	27 000	14 000	100

Beräkningarna görs genom antagandet att det är ett linjärt samband mellan metall i löst och fast fas. Detta är ofta ett korrekt antagande vid låga koncentrationer. Här förekommer flera av metallerna i mycket höga koncentrationer vilket kan innebära att antagandet inte är riktigt korrekt. Kd-värden som är liknande vid L/S 2 och L/S 10 betyder att spridningen inte kommer att ändras på längre sikt. Ett högre värde vid L/S 10 behöver inte innebära att lakningen ändrats utan kan vara ett resultat av att jämvikt inte nåtts då vattenkvoten varit för hög i förhållande till jordkvoten.

Vid första lakningen, L/S 2 är det endast krom som avviker. Krom visar högre lakning då finpartiklarna är borttagna. Vid andra lakningen är det fler metaller som visar högre lakning utan finpartiklar. Kadmium, krom, järn och zink visar detta resultat. Vid jämförelse mellan första och andra lakningen visar bly på skillnader i fraktionen 0-4mm. Zink, bly och järn visar på högre lakning vid första lakningen än för andra vid fraktionen 0,063-4mm. En förklaring kan vara att det tar längre tid för större partiklar att uppnå jämvikt och att det för vissa metaller inte uppnåtts i första lakningen. Ingen av metallerna visar på lakning högre än Naturvårdsverkets riktvärden vilket heller inte var väntat. Hur mycket av metallerna som kommer att lakas ut påverkas av pH, redoxpotentialen och tiden för lakning, jordmaterialets textur, temperaturen samt lösningens jonstyrka och koncentration av komplexbildande ämnen. Dessa faktorer har naturligtvis ändrats sedan jorden låg på plats i Kvarnby. I verkligheten är lakvätskan surt regn och vattnet som rör sig nedåt har påverkats av föroreningarna ovanför i markprofilen.

Tabell 11 Jämförelse mellan resultat från skaktester och gränsvärden för deponering (överstiger gränser för inert avfall, överstiger gränser för icke-farligt avfall)

Jämförelse mellan resultat och gränsvärden för deponering				
	Utlakad mängd		Gränsvärden för deponering	
	0-4mm	0,063-4mm	Inert avfall	Icke-farligt avfall
	mg/kg TS		mg/kg TS	
As	0,039	0,032	0.5	2
Cd	0,004	0,004	0.04	1
Cr	0,036	0,059	0.5	10
Cu	5,370	1,070	2	50
Hg	0,002	0,001	0.01	0.2
Ni	0,066	0,067	0.5	10
Pb	2,168	1,557	0.5	10
Zn	0,874	1,280	4	50

Genom att använda de gränsvärden som är satta inför deponering av avfall. Kan återigen ses att skillnaderna inte är jättestora om finpartiklarna är kvar eller inte. Dock visar resultaten att gränserna för inert avfall understigs för samtliga metaller utom koppar och bly.

För halten organiskt kol multipliceras glödförlusten med det ”Sverigetypiska” värdet 0.57 (Naturvårdsverket, 1998). Det ger en halt organiskt kol, TOC på 3.4 %. Detta värde överstiger gränsvärdet för inert avfall som är 3%. Gränsvärden för icke-farligt avfall är 5 % och överstigs alltså inte. Förutom de nämnda gränsvärdena finns det krav på mineraloljesammansättningen (C10-C40). För inert avfall är gränsen 500mg/kg TS. Dessa värden överstigs.

Av detta kan ses att det främst är halten organiskt material som sätter gränserna för deponeringsmöjligheterna.

7 Metodbeskrivning för olika saneringsmetoder

För att kunna fastställa vilka metoder som kan anses aktuella för sanering av bildemonteringsanläggningar har en översiktlig genomgång gjorts. Genomgången har utförts för de metoder som visat sig vara verksamma för kontaminerade områden med bara en av föroreningarna. Dessa har sedan studerats för att kunna fastställa huruvida de kan fungera på områden med flera föroreningstyper som i fallet med bildemontering. Fokus har legat på metoder för att sanera metaller och petroleumkolväten då dessa som erfarits ofta är de dominerande föroreningstyperna. Ofta förekommer en hel del PAH och PCB vilka dock kan vara svårsanerade. För en större förorening med PAH innehåll är det ofta dessa som är begränsande vid sanering av organiska föroreningar då mindre halter av alifater och BTEX är relativt lätt nedbrytbara (Naturvårdsverket, 2003).

7.1 Allmänt

Då en förorening grävs upp och transporteras från platsen kallas det *ex-situ* och då den grävs upp men rening sker på plats ovan mark, *on-site*. Rening i marken kallas *in-situ* (Naturvårdsverket, 2006a). För att sammanställa metoder som är lämpliga för sanering av bildemonteringsanläggningar används ett så kallat screeningverktyg. U.S. Environmental Protection Agency har gjort en sammanställning av genomförda projekt i USA för att underlätta valet av saneringsmetoder. Utifrån denna tabell (Bilaga H) samt Naturvårdsverket 2006a har saneringsmetoder utifrån kravet att lyckad sanering skall ha gjorts för åtminstone en av föroreningstyperna valts ut. Få eller inga metoder ger fullgoda resultat både för tyngre kolväten och oorganiska föreningar som metaller. Metoderna måste därför kombineras för att nå ett tillfredsställande resultat. Metallerna i jordmassorna innebär att fullständig destruering inte kan ske utan en viss del av jorden kräver deponering.

Metoder för *in-situ* behandling kommer inte att behandlas då föroreningarna, särskilt metaller antas vara så orörliga att sådan rening inte är möjlig. Istället ligger fokus på *ex-situ* metoder vilka alternativt och även önskvärt kan användas *on-site*. Detta skulle för många av metoderna minska kostnaderna då området är mycket stort. Eventuellt kan en kompletterande *in-situ* behandling vara relevant för efterbehandling av området för att få ner föroreningsnivåerna ytterligare.

7.2 Biologisk behandling

Metoder för att använda biologisk behandling har ökat de senaste åren och har visat sig vara både kostnadseffektivt och miljövänligt. Det är trots det inte alltid den optimala lösningen och flera faktorer påverkar resultatet så som koncentration av föroreningen, biotillgänglighet, koncentrationer av organiska och oorganiska näringsämnestillsatser och den förorenade platsens historia (Hamdi *et al* 2007). Det kanske mest självklara när man talar om biologisk behandling är nedbrytningen av organiska molekyler. I framtiden kan det dock vara möjligt att biologisk behandling kommer att användas i större skala även för oorganiska föreningar (Tabak *et al* 2005).

Om nedbrytande mikroorganismer, MO, redan finns i marken kallas processen för biostimulering. Det innebär att förhållandena för MO görs så bra som möjligt med tillsats av till exempel elektronacceptorer eller givare, näringsämnen eller med en höjning av temperaturen eller genom förändring av pH. Om mikroorganismer med förmågan att bryta ner den önskade föroreningen inte finns kan dessa tillsättas och då kallas processen bioaugmentation (Hamdi *et al*, 2007). Mikrobiell adaptation innebär att den metaboliska kapaciteten hos mikroorganismerna ökas genom att organismerna före de tillsätts en

förorenad jord förexponeras i en jord med högre föroreningsgrad (Mohan *et al*, 2006). Samtliga krav i kapitel 5.3.7 kan styras för att få en optimerad sanering både när sanering sker in-situ och ex-situ (Alvarez & Illman, 2006). Biologisk rening kan göras i marken eller genom att föroreningen grävs upp för att bättre kontrollera processen då förhållandena inte kan erhållas i marken (Naturvårdsverket, 2006b).

7.2.1 Biologisk behandling av oljeföroreningar

Genom biologisk behandling av organiska föreningar innefattas processer där mikroorganismer förenklar organiska föreningar genom att bryta molekylen bindningar samt mineralisering där organiska molekyler blir till oorganiska föreningar (till exempel CO_2 , CH_4 , H_2O och SO_4^{2-}) eller till salter (Alvarez & Illman 2006).

För behandling av jord förorenad med olja har försök gjorts för att fastställa vilka elektronacceptorer som är bäst lämpade och både aerobiska och anerobiska förhållanden har testats. Under anaeroba förhållanden visade en studie av Boopathy (2003) att den bästa elektronacceptorn var sulfat sedan nitrat. Sabate & Solanas (2006) erhöll resultat som visade att den bästa behandlingen av oljeförorenademassor var luftning och ett optimalt vatteninnehåll. Försök hade då även gjorts med tillsats av näringsämnen, biosurfactant och bioaugmentering genom inokulering av speciella mikrober.

För PAH som är att betrakta som svårrehabiliterade har ett antal studier visat att PAH kan brytas ner i både jord och vatten men att det är bristen på biotillgängligheten som skapar problem (Guerin, 1999). Försök har gjorts på vegetabilisk olja (Gong *et al* 2007) och på biodiesel med extra tillsatser av nitrat och fosfat (Taylor & Jones 2001). Hittills har ingen bakterie isolerats som har förmågan att bryta ner Benzo(a)pyren som tillväxsubstrat. Nedbrytning har dock visat sig kunna inträffa då tillväxt kan ske på en alternativ kolkälla (Betancur-Galvis *et al*, 2006). I en artikel av Hamdi *et al* (2007) görs försök med tre olika metoder:

1. Bioaugmentering genom tillsats av åldrad PAH förorenad jord som redan genomgått sanering under 15 månader
2. Bioaugmentering och stimulering genom att tillsätta kompost av avloppsslam
3. Biostimulering genom risstrån som förmultnat under naturliga förhållanden och som sedan inkuberats i två veckor för att sedan hackas i bitar

Resultaten visade en minskning av PAH föroreningarna i samtliga fall (Hamdi *et al*, 2007).

7.2.2 Metoder för biologisk behandling av oljeföroreningar

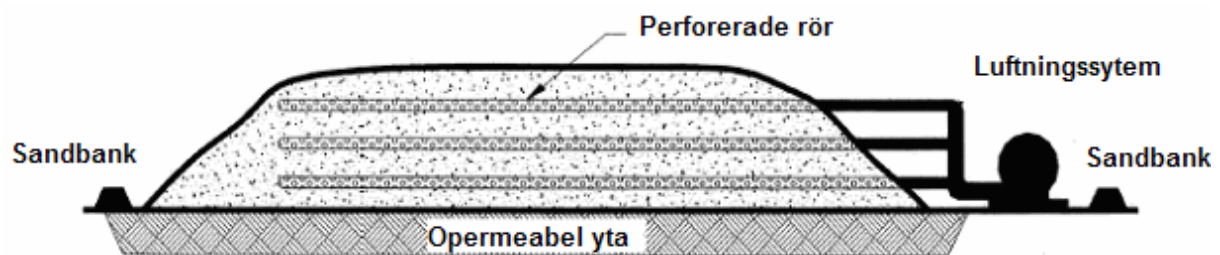
Den praktiska tillämpningen av biologisk ex-situ behandling av kolväten kan delas in i fast (kompostering, landfarming och biopiles) och slambehandling (bio-slurry). Bort sortering av grövre material görs innan den biologiska behandlingen påbörjas för att få en mer homogenblandning. Ibland krossas materialet av samma orsak (U.S EPA 2004).

7.2.2.1 Kompostering

Vid kompostering blandas den uppgrävda jorden med material som sågspån, halm och bark för att förbättra porositeten och därmed öka genomsläppligheten av luft och vatten (FRTR, 2007). Senare försök har även visat att tillsats av lättnedbrytbart klippt gräs ökar nedbrytningen (Mihail, 2006). Regelbunden luftning och kontroll av temperaturen ger maximal nedbrytning. Kompostering är beroende av höga halter av organiskt material då denna ökar den mikrobiella nedbrytningen och värme alstras och termofil miljö skapas (50°C eller högre). Temperaturen hålls uppe genom att vända jorden eller genom att kontrollera

luftgenomströmningen (U.S EPA, 1998). Bild över ett typiskt kompostsystem kan ses i Figur 16 där spridningen noggrant kontrolleras och luftning sker genom perforerade rör.

Då de lättare föroreningarna bryts ner kommer temperaturen att minska efterhand. När jorden inte längre är "självuppvärmande" är komposten färdig. I början och i slutet av komposteringsprocessen är det mesofila bakterier och svampar som dominerar medan de termofila är de aktiva i högtemperaturfasen (U.S EPA, 1998). Genom att tillsätta höns- eller hästgödsel blandas naturligt förekommande bakterier in i det förorenade materialet (Naturvårdsverket, 2006a). Metoden tar stora områden i anspråk och då tillsatser görs kommer volymen av jorden att öka. Metaller kan påverka denna metod liksom övriga biologiska behandlingsmetoder då höga koncentrationer kan vara giftiga för mikroorganismerna (FRTR, 2007). Petroleumkolvätena försvinner från den förorenade jorden genom nedbrytning, volatilisering och adsorption. De lättare försvinner främst genom volatilisering och de tyngre främst genom nedbrytning. Kompostering har visat sig vara effektiv även för att få bort PAH med 2 och 3 ringar. För PAH med fler ringar blir situationen lite svårare och saneringsgraden är betydligt lägre (Maila 2004).

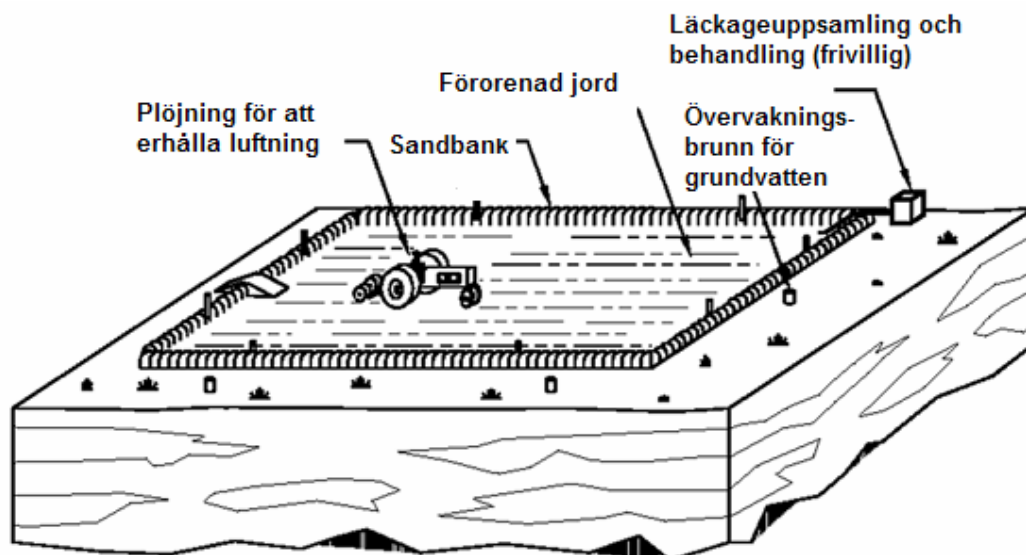


Figur 16 Exempel på hur komposten kan konstrueras (översatt från Mihail 2006)

7.2.2.2 Landfarming

Landfarming är en typ av kompostering där den förorenade jorden läggs ut i ett tunt lager för att sedan regelbundet vändas (Naturvårdsverket, 2006a). Liksom för komposteringen är det viktigt att upprätthålla rätt betingelser. Fuktigheten bibehålls exempelvis genom att spraya vatten eller genom konstbevattning. Luftning sker genom att plöja och genom att tillsätta material som ökar porositeten. Även näringsämnen tillsätts vid behov och om pH inte är som önskat runt pH 7 så kan jorden kalkas (FRTR, 2007). För att få en fullgod nedbrytning av petroleumkolväten krävs att bakterierna är både aeroba (eller fakultativa) och heterotrofa (U.S EPA, 2004).

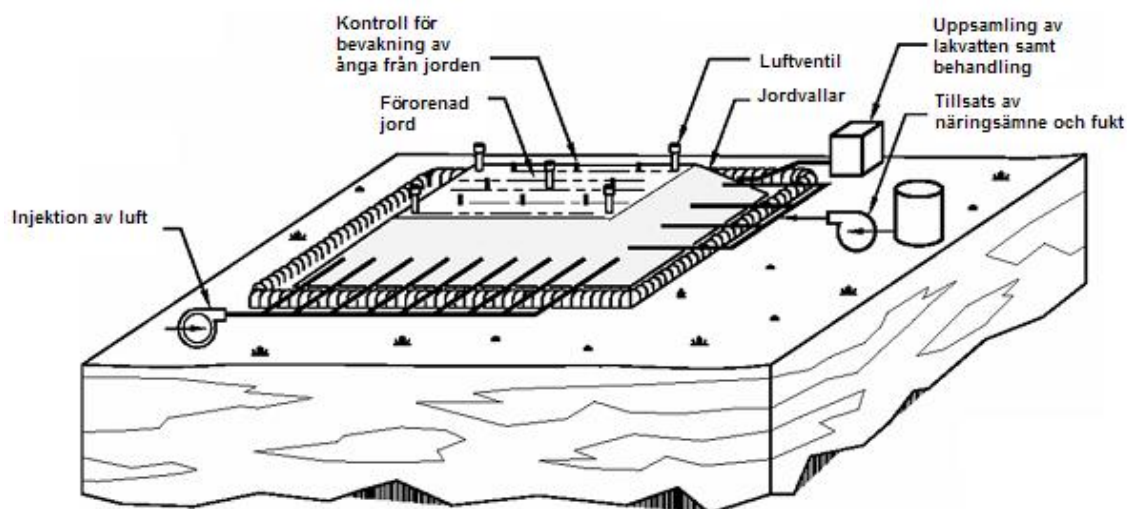
Metoden är mycket kostnadseffektiv men tar liksom kompostering upp stora ytor, vilket kan ses i Figur 17 som visar ett typiskt utförande av ett Landfarming system. Landfarming har visat sig vara något bättre på att sanera PAH än vad kompostering är (FRTR, 2007).



Figur 17 Exempel på utförandet av Landfarming (översatt från U.S EPA, 2004)

7.2.2.3 Biopiles

Biopiles eller bioceller liknar landfarming då båda metoderna sker ovan mark och då kontroll sker genom tillsats av syre, näringsämnen och fukt. Skillnaden är att då landfarms plöjs tillsätts biopilens syre genom att luften sugas ut vilket skapar en genomströmning. Undertrycket som skapas gör att inga föroreningar sprids till atmosfären. Biopiles kräver något mindre ytor än de övriga fasta behandlingsmetoderna (U.S EPA 2004).



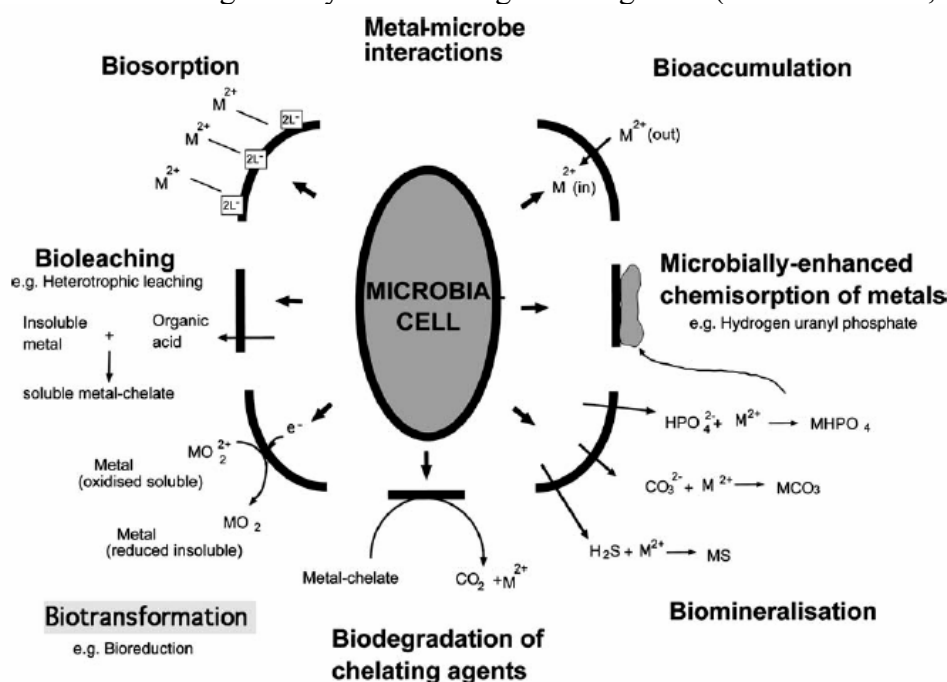
Figur 18 Exempel på utförande av Biopiles (översatt från U.S EPA 2004)

7.2.2.4 Bio-slurry

Den förorenade jorden sorteras först från större material för att sedan mixas med vatten och tillsammans med eventuella additiv blandas ämnena så att en pumpbar/omrörningsbar slurry erhålls (Naturvårdsverket, 2006a). Hur mycket vatten som tillsätts bestäms av föroreningskoncentrationen, graden av nedbrytning och jordens fysiska egenskaper (FRTR, 2007). Liksom för övriga biologiska metoder sker en noggrann kontroll av förhållandena och syre, näringsämnen, pH-reglerare och bakteriestammar kan tillsättas. Slurryn hålls hela tiden under omrörning vilket gör att mikroorganismerna lättare kommer i kontakt med föroreningarna. När behandlingen är klar separeras vattnet och jorden genom olika separationsprocesser. Vattnet renas och återanvänds ofta (Marksaneringsinfo, 2007).

7.2.3 Biologisk behandling av metaller

Mikroorganismer kan inte omvandla metaller till andra ämnen men kan däremot integrera med metallerna och transformera dem från en form till en annan. Detta kan ske genom att ändra deras oxidationstal. Bindning kan ske med organiska såväl oorganiska föreningar i jorden (Tabak *et al* 2005). Påverkan av lösligheten och mobiliteten innebär potentiella saneringsmöjligheter. Av de mikrobiella processerna för metaller vilka ses i Figur 19 är åtminstone tre potentiellt användbara för sanering av metaller. Dessa är biotransformation, biosorption/bioackumulering samt syntesen av organiska ligander (Hazen & Tabak, 2005).



Figur 19 Mikrobiella processer för metaller (Tabak *et al* 2005)

Biotransformation kan ske både direkt och indirekt. Indirekt kan det ske genom att mikroorganismerna producerar relativt starka reduktanter som H_2S från sulfat eller $Fe(II)$ från $Fe(III)$. I cellerna kan direkt reduktion ske till exempel för $Cr(III)$ där $Cr(VI)$ används som elektronacceptor vid den mikrobiella respirationen. Bioackumulering sker genom kvarhållande av föroreningar i biomassan. Lösta ämnen transporteras till cellens utsida genom cellmembranet där metallen isoleras. Biosorption innebär en förening av ämnen i lösning med cellytan (Alvarez & Illman 2006).

Sideroforer kan bildas av mikroorganismer och är organiska molekyler med låg molekylvikt vilka kan binda starka kelatkomplex med $Fe(III)$. Kelatkomplexen kan sedan tas upp av

organismen igen och organismen får sitt järnbehov tillgodosett (NE, 2007). Dessa molekyler har visat potentiell användning vid sanering. Syntetiska kelater kan framställas som också kan forma stabila, lösliga komplex med tungmetallerna. Dessa makromolekyler med metallbindande förmåga är bland andra cyklodextriner, polysackarider, amfifila molekyler (en hydrofob och en hydrofilsida). Genom olika kombinationer av karboxyl, fosforyl och hydroxylgrupper ökar lösligheten vilket möjliggör för utsköljning och saneringsmöjligheter (Tabak *et al* 2005).

7.2.3.1 Metoder för biologisk behandling av metaller

Landfarming, Biopiles och kompostering har visat sig vara möjliga metoder att använda genom att bryta ner organiska kelatkomplex, ändra pH och redoxpotential samt genom att producera biosurfaktanter. De kan alla användas för att antingen mobilisera, orörliggöra eller biotransformera metaller. Även slurrymetoden har visat sig användbar för att biologiskt omvandla metaller (NABIR, 2003). Biologisk behandling är ännu på utvecklingsstadiet men kan eventuellt komma att bli en metod att använda i framtiden.

7.3 Fysisk och kemisk behandling

7.3.1 Kemisk extraktion

Kemisk extraktion syftar till att koncentrera upp föroreningen genom att använda lösningsmedel. Föroreningarna destrueras inte utan måste förstöras med annan metod eller återvinnas, alternativt deponeras. Metoden går att tillämpa på både organiska och oorganiska ämnen men olika lösningsmedel används (FRTR, 2007). De förorenade massorna grävs upp och läggs tillsammans med det extraherande ämnet i tankar där allt blandas. När extraktionen är klar tvättas jorden för att separera jord från förorening (FRTR, 2007).

För organiska föroreningar används organiska lösningsmedel. Saneringsprocessen är i hög grad beroende av åldern på kolväteföroreningarna och även sammansättningen av dessa. Som nämnts tidigare kan oljeföroreningar bestå av flera olika kolväten. Skillnaderna är stora mellan opolära och polära föroreningar och därför måste lösningsmedlet anpassas efter kolvätesammansättningen (Amro, 2004). Effektiviteten för metoden begränsas av ett högt lerinnehåll i marken vilket kräver längre saneringstid. Risker som förekommer är lösningsmedlens farlighet. Spår av lösningsmedel kan finnas kvar i den renade marken. Dessutom finns en risk att organiskt bundna metaller extraheras med organiskt material (FRTR, 2007).

För metaller ökas mobiliteten genom att tillsätta syror eller kelatkomplex. Genom syran tillsätts protoner vilket på grund av konkurrensen ger fria metalljoner. När metallerna är i lösning kan de omhändertas genom en samutfällningsprocess med ett polymer för att justera pH. Starka kelatkomplex som EDTA (etylen diamin tetra ättiksyra) och NTA (Nitrol triacetat) binder metallerna och bildar starka kelat-metallkomplex. Separering kan sedan ske genom utfällning med till exempel alkaliska ämnen som CaO, NaOH, NaHCO₃ och sulfider som NaS, H₂S och FeS (Babel & Dacera, 2006).

Minst effektiv har kemisk extraktion visat sig vara på organiska och hydrofila ämnen med hög molekylvikt (FRTR, 2007).

7.3.2 Kemisk oxidation och reduktion

Kemisk oxidation som ex-situ behandling innebär att jord, vatten och ett oxiderande ämne blandas i en tank. Reaktionen innebär en förflyttning av elektroner vilket medför att kemiska bindningar bryts och ämnets tillstånd ändras (Watts *et al*, 2006). För organiska ämnen är målet en fullständig oxidation där endast koldioxid, vatten och salt är restprodukter. För metaller sker vid oxidationen en ändring i metallens mobilitet och toxicitet (Miljöförvaltningen, Sthlm, 2004).

Det finns flera olika oxidationsämnen vilka passar för olika föroreningar. För de flesta används vatten som bärare, undantaget är ozon, O_3 . De andra vanligt förekommande oxidationsmedel är permanganat (MnO_4^-), väteperoxid (H_2O_2), persulfat ($S_2O_8^{2-}$) och katalyserad väteperoxid en modifierad Fenton reagent ($H_2O_2 + Fe^{2+}$) (Watts *et al*, 2006). Tabellen nedan sammanfattar de oxidationsmedel som är vanligast på marknaden idag.

Tabell 12 Översikt över vanliga oxidationsmedel L-låg verkningsgrad, B – bra, MB – mycket bra, (Watts *et al*, 2006)

Översikt över vanliga oxidationsmedel					
	MnO_4^-	$S_2O_8^{2-}$	SO_4	Fentons	Ozon
Petroleumkolväten	L	B/MB	MB	MB	MB
PAH	L	B	MB	MB	MB
Sandig grus	MB	MB	MB	MB	MB
Siltig sand	B/MB	B	B	L	L
Blandat material	B/MB	B/MB	B	L	L
Högt vattenflöde	MB	MB	L/B	L/B	L/B
Lågt vattenflöde	B	B	B	L	L
Rikt på karbonat	MB	MB	B	L	L
Hög andel lösta metaller	L	B	MB	MB	L
Hög f_{oc}	L	B	B	L	L

En svårighet i samband med kemisk oxidation är jordens potentiella syre behov, SOD. Oxiderande ämnen kommer att konsumeras av det organiska materialet och av reducerade mineraler. Då behovet är svårt att beräkna kan saneringarna bli mycket kostsamma. SOD kommer därför att vara olika i olika jordar och under olika förhållande. Då metoden används ex-situ är SOD inte en lika betydande process (Watts *et al*, 2006).

Samma process fast det omvända gäller för kemisk reduktion. Reduktion av organiska ämnen är relativt ovanligt men sker främst vid behandling av halogenerade föroreningar som PCB, pesticider och DDT. Då används ofta nollvärt järn som reduktionsmedel. Reduktion av metaller kan användas för behandling av jord förorenad av de flesta tungmetaller. Då kan metallerna bland annat omvandlas till svårslösliga ämnen som sulfider (Miljöförvaltningen, Sthlm, 2004).

Kemisk oxidation kan sakta ner den biologiska aktiviteten i jorden men kommer inte att sterilisera den helt.

7.3.3 Jordtvätt

Jordtvättar baseras på att både organiska och oorganiska föroreningskomponenter sägs ha benägenhet för att binda kemiskt eller fysiskt till de minsta jordpartiklarna samt till organiskt material. Genom att med vätska (vanligtvis vatten ibland kombinerad med kemiska additiv) och mekaniska processer tvättas föroreningar och finfraktioner (definierat som <0,063mm) bort från övrigt material. Detta ger en mindre volym förorenat material som vidare måste renas alternativt deponeras. De grövre partiklarna som då är att klassa som rena kan föras tillbaka som till exempel fyllnadsmaterial (Miljöstyrelsen, 2001).

Processen inleds med att den uppgrävda jorden läggs på skakbord och/eller magnetband för att sortera bort stenar och annat större material samt material som kan urskiljas med magnet. Sedan görs en våtsiktning där småsten och grus utskiljs. Ur fraktionen 2-32mm urskiljs även organiskt material i en sättningsstank. I en hydrocyklon sker omblandning för att öka kontaktytan mellan jord och vatten. Här sorteras sanden ut och kvar finns de finpartiklar som är mindre än 0.063mm och som följer med vattnet. Även från fraktionen 0,063-2mm sorteras organiskt material ut (Miljöstyrelsen, 2001). Ibland tillsätts även olika "tvättmedel" (till exempel pH-justerare eller tensider). Om lösligheten för föroreningen inte är tillräcklig kan den ökas genom (U.S. EPA, 2007):

- 1) Omvandling till en mer löslig form genom oxidation/reduktion eller omvandling till lösligt metallsalt.
- 2) Genom att använda en vattenbaserad lakningslösning (sur, basisk, oxiderade eller reducerande) där föroreningen har ökad löslighet.
- 3) Införlivandet av specifika lakningsprocesser för att gynna lösligheten via till exempel omrörning, höjning av temperaturen, höjning av graden lösning/jord.
- 4) Genom en kombination av ovanstående processer.

Mobiliseringen av metaller ur de fina fraktionerna kan även ökas genom att använda sig av elektrolytiska metoder (U.S. EPA, 2007). Elektrokinetiska metoder diskuteras vidare i kapitel 7.6.

Tvättvattnet kommer i processen att förorenas och måste renas för att sedan eventuellt användas igen. Fraktionerna testas för att avgöra om ytterligare rening måste göras. Ibland tvättas jorden igen eller så görs komplettering med andra metoder till exempel biologiska, termiska eller deponi.

Metoden sägs lämpa sig för metallförorenad jord men även för organiska föroreningar som PAH, PCB, alifater och monoaromater. Då jorden innehåller mycket ler och silt försvåras processen då en större del av jorden blir "klassad" som förorenad. Om jorden innehåller mycket organiskt material försvåras reningen ytterligare.

I Bilaga D visas ett exempel på en jordtvätt. Vilka steg som inkluderas beror dock på föroreningstypen samt till vilken grad jorden skall renas.

7.3.4 Siktning

Metoderna från jordtvätten kan naturligtvis även användas för att sikta bort endast större material. Torrsiktning kan göras genom att separera ifrån material större än 50 mm och i bästa fall även material större än 20mm. Det grova materialet kan i de allra flesta fall klassas som rent. De förorenade massorna har då minskat och de grövre fraktionerna kan användas till andra ändamål eller återföras till platsen. En torrsiktning är betydligt billigare än om en våtsiktning måste göras (Bank, 2007).

7.3.5 Solidifiering/stabilisering

Stabilisering och solidifiering, S/S, är båda immobiliseringsmetoder som syftar till att isolera föroreningen så att den inte kommer i kontakt med miljön runt omkring (Naturvårdsverket, 2006a). En kemisk fastläggning sker samtidigt som det sker en fysikalisk omvandling vilken medför att den hydrauliska konduktiviteten och innehållet av fritt vatten minskar, samtidigt ökar hållfastheten. Målet är att avfallet efter behandling skall kunna klassas som mindre farligt avfall (Naturvårdsverket, 2007b).

Stabilisering avser en kemisk process där ett eller flera additiv reagerar med den förorenade jorden. Föroreningen övergår till en mindre lakningsbenägen form och ibland kan även toxiciteten minska. Genom att kontrollera pH, kontrolleras lösligheten (Naturvårdsverket, 2006a).

Solidifiering är en process där jorden inkapslas eller omvandlas till en tillstängd form med låg lakningsbenägenhet (Naturvårdsverket, 2006a).

Den vanligaste formen av S/S är en cementeringsprocess där en tillsats av cement minskar lösligheten eller mobiliteten för föroreningen. Slutprodukten blir ett monolitiskt block av förorenat material. Nackdelar för metoden är bland annat att blocket ständigt kommer att utsättas för erosion och att organiskt material vanligtvis inte immobiliseras (CPEO, 2007). För att använda metoden krävs stabiliseringsmedel anpassade för samtliga metaller och ett stabiliserat pH där de i jorden innehållande metallerna inte kan gå i lösning. Då ämnena trots allt lämnas kvar i jorden är det viktigt att kontrollera beständigheten över en lång tid (Naturvårdsverket, 2007b). Dessutom regleras halterna organiskt material som vi sett tidigare i NFS 2004:10 och deponering är inte tillåten vid för höga halter.

7.4 Uppgrävning och återskaffande eller deponering

Denna metod utgör merparten av de saneringsmetoder som används idag. Jorden grävs upp, lastas på lastbilar och transporteras till en deponeringsanläggning. Deponianläggningarna byggs för att minska mobiliteten och placeras ofta där jordens permeabilitet är låg (Sparks, 1995). Deponering bör ses som en sista utväg då det strider mot återvinningsprincipen (1 kap 1 § 5pp, MB) och är direkt olämpligt ur ett miljöperspektiv. Deponering får ske av avfall som motsvarar de kriterier som finns i 14-15 §§ deponeringsförordningen (2001:512) och NSF 2004:1. Bedömningsgrunderna innefattar främst att avfallet måste vara behandlat innan det deponeras (såvida avfallet inte är inert) (Naturvårdsverket, 2007b). Problem som ofta uppkommer i samband med deponianläggningar är hälsorisker, luktproblem och läckage till grundvatten (Sparks, 1995).

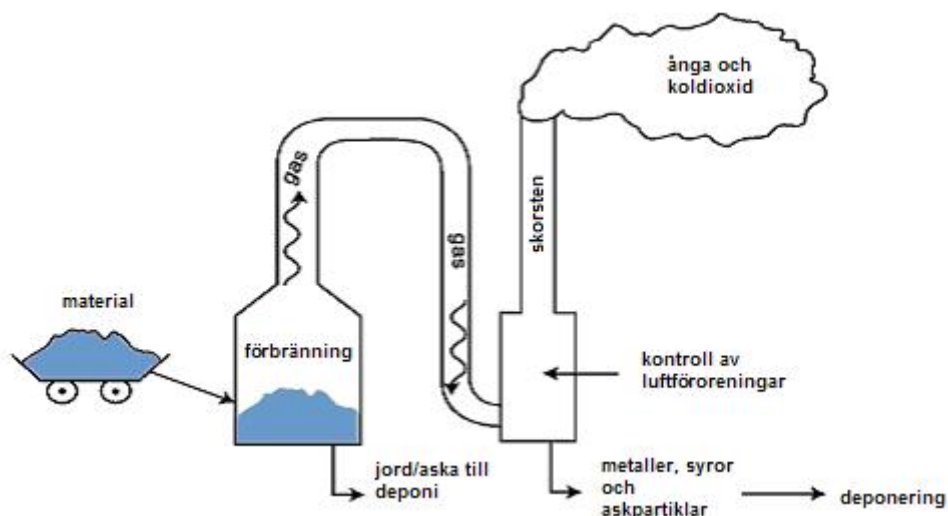
7.5 Termisk behandling

7.5.1 Termisk desorption

Vid termisk avdrivning eller termisk desorption, TD tillsätts värme till de uppgrävda massorna för att få organiska föreningar och vatten att desorbera (fysisk separering) och gå i gasfas. Gaserna samlas sedan upp i ett reningssystem. TD syftar alltså inte att sönderdela ämnen. Metoden kan delas in i låg respektive hög desorption där olika temperatur har olika reningsgrad för olika ämnen (låg 90-320°C respektive hög 320-560°C). Föroreningarna separeras och koncentreras från jorden och denna kan användas för andra ändamål eller återföras. System för termisk avdrivning kan rena ungefär 20 ton per timme (U.S. EPA 2004). Kostnader och möjligheterna för sanering beror på jordens fuktighet och organiska halt samt vilken typ av förorening det rör sig om. En jord med hög vattenkvot ger en dyr sanering då vattnet också förångas. Hög organisk halt och/eller högt ler- eller siltinnehåll innebär hårt bundna föroreningar som är svåra att sanera. Om jorden är förorenad av arsenik och kvicksilver måste behandlingsprocessen anpassas genom speciella reningsfilter (Naturvårdsverket, 2006a).

7.5.2 Förbränning

Förbränning förstör föroreningarna till skillnaden från desorption där syftet är att få loss föroreningarna. Temperaturer mellan 870-1200°C används vilket ger ångor som måste renas. Metoden förstör en rad föreningar som PCB, pesticider och lösningsmedel men däremot inte metaller. Mobila förbränningsanläggningar finns men vid framförallt mindre volymer förs jordmassorna till specifika anläggningar. Ämnena värms upp och förgasas, gasen leds till en låga där de värms upp ytterligare. Genom värmen bryts ämnena ner till mindre beståndsdelar vilka reagerar med syre och bildar ofarliga gaser och ånga. Gasen renas medan jorden eller askan måste deponeras. Volymen jord som måste deponeras reduceras avsevärt vid förbränning (U.S EPA, 2002). Gasen kan innehålla tungmetaller vilka blivit flyktiga vid förbränningen, därför krävs reningssystem vid höga metallhalter. Metaller kan också reagera med andra ämnen som klorider och svavel och bilda mer flyktiga och giftiga ämnen än ursprungsämnena (FRTR, 2007). Förbränning är en snabb och effektiv metod men användandet begränsas av de höga kostnaderna för både uppstarten och användandet (U.S EPA, 2002).



Figur 20 Förbränningssystem (översatt efter U.S EPA, 2002)

7.6 Elektrokinetik

Vid användandet av elektrokinetik nyttjas elektrisk ström för att extrahera föroreningar. Vid skapande av ett elektriskt fält ökas vattenföringen i jorden samtidigt som joner transporteras och nya frisläpps. Genom att styra utfällningen vid anod och katod kan metaller till och med återvinnas (Miljøstyrelsen, 1998). Metoden lämpar sig bäst för lågpermeabla jordar vilket är tvärt emot de flesta andra metoder som kräver genomsläppliga jordar för att fördela till exempel kemiska additiv (Szpyrkowicz *et al*, 2007).

Saneringen baseras på fyra processer som verkar samtidigt i det elektriska fältet (Miljøstyrelsen, 1998):

- **Elektroosmos** – beror på jordens negativa laddning och de katjoner som sitter på kolloidernas ytor. Katjonerna kommer i ett elektriskt fält vandra mot katoden och föra vattenmolekyler med sig och på så sätt skapa ett vattenflöde.
- **Elektromigration och elektrolys** – Fria joner kommer att bege sig mot den motsatt laddade elektroden. Vid anoden kommer vätejoner att samlas på grund av elektrolysen av vatten. Elektrolysen skapar även syrefront som kommer att röra sig mot katoden och denna front medför desorption av metaller från jordpartiklarna.
- **Elektrofores** – en rörelse av små laddade partiklar i ett elektriskt fält

För att öka extraheringen av metalljoner till vattenfasen måste pH sänkas. Detta görs ofta med svaga syror men försök med tillsats av bakteriestammar har också visat lyckade resultat. Ett pH på 4 har visat sig vara optimalt för många metaller. Om metallerna är hårt bundna till organiska föreningar kan starka oxidanter användas som O₃ eller Cl₂ för att bryta bindingarna i metallkomplexen (Szpyrkowicz *et al*, 2007).

Till skillnad från metaller så krävs inga pH-ändringar för organiska ämnen. Studier på opolära organiska föroreningar med låg löslighet har visat att dessa kan transporteras med vattenflödet som uppkommer med elektroosmosen. Transporten blir effektivast om NAPL har låg affinitet till jordpartiklarna och de kvarhållande krafterna i porvattnet kan övervinnas (Wang *et al*, 2007).

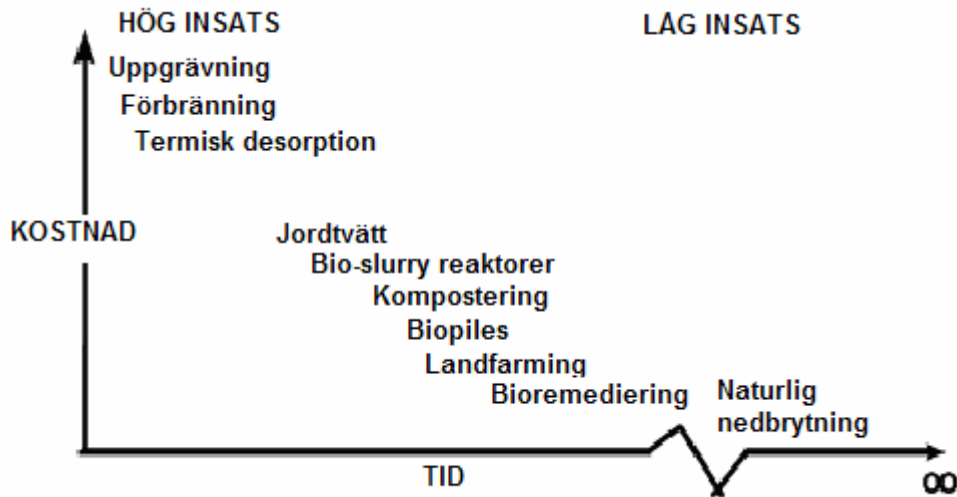
Vid en kombination av metaller och till exempel PAH måste en extraheringslösning användas som kan lösa eller forma komplex med båda föroreningstyperna. Försök har visat att cyclodextriner (vilka även nämndes under biologisk behandling av metaller) kan användas för detta ändamål (Maturi & Reddi, 2006).

Elektrodena placeras så att de inte är direkt kontakt med jorden dels för att syre och väte som bildas skall kunna bortledas och dels för att underlätta borttagandet av de metaller som anrikas vid elektrodena. Elektrodena bör vara av inert material som kol eller grafit (Miljøstyrelsen, 1998).

7.7 Effektivitet – kostnad mot tid

För att välj av saneringsmetod är det en rad faktorer som spelar roll. Ekonomin sätter ofta begränsningar liksom lagar och regler. I Figur 21 nedan har en uppskattning för saneringsmetoder i USA gjorts med avseende på tid och kostnad. Vissa metoder har en stor engångskostnad som till exempel de termiska metoderna. Andra metoder som biologiska och kemiska kan bli kostsamma om de måste hålla på under längre tid än beräknat. I figuren kan

ses att uppgrävning och borttransportering samt de termiska metoderna är dyrast men effektivast. Därefter följer jordtvätten och sedan de biologiska metoderna som oftast är billigare men tar betydligt längre tid. Kemiska och elektrokinetiska metoder är inte med i tabellen men ligger strax över jordtvätten i kostnad (Miljøstyrelsen, 1998). Skillnaderna i USA jämfört med de svenska förhållandena är att det är relativt billigt att deponera förorenat material idag. Detta har fått till följd att detta är den dominerande metoden trots att jorden skulle gå att sanera med andra metoder.



Figur 21 Kostnader kontra tid för olika saneringsmetoder (ESTCP, 2004)

8 Diskussion

Utan hänsyn till kostnad, lagar och tid är det främst jordens sammansättning som påverkar vid valet. Storleksfördelning av kornen, fysiska karakteristiska, mineralsammansättning, aggregatens hårdhet, jord pH samt formen och fördelningen av föroreningarna är alla faktorer som skiljer sig från jord till jord. Det är därför inte säkert att resultaten från Kvarnby är applicerbara för andra förorenade tomter. För att hålla nere kostnaderna för samtliga ex-situ metoder krävs att behandlingen sker på plats.

8.1 Biologiska metoder

Positiva effekter med biologiska metoder är att de är förhållandevis billiga och relativt enkla att genomföra. Biologisk behandling räknas som ett miljövänligt alternativ då jorden får behålla sitt innehåll av organiskt material och mikroorganismer men metoden tar stora ytor i anspråk. Möjligheterna att göra en biologisk sanering on-site i Husie kan anses som relativt goda då området är ganska stort.

De biologiska metoderna kan komma att hämmas av de höga metallkoncentrationerna som förekommer i Kvarnby. En kombinerad föroreningssituation skapar problem då metallinnehållet kan ha inhiberande effekt på mikroorganismer som annars normalt kan bryta ner petroleumkolvätena. Formen metallen är i påverkar de mikrobiologiska processerna då en fri metalljon är biotillgänglig medan lösta komplex oftast inte är det. Metallerna i Kvarnby förväntas vara relativt hårt bundna i marken. De biotillgängliga koncentrationerna förväntas även vara ganska låga på grund av att många av metallerna ligger i hela bitar som lakas sakta. Tungmetaller kan annars hämma mineraliseringen för mikroorganismerna genom att blockera flera viktiga enzymer. Redan vid koncentrationer 3-4 gånger högre än bakgrundskoncentrationen kan koppar och zink hämma produktionen av koldioxid. Halterna i Kvarnby på runt 900 respektive 1200mg/kg i jorden kommer att avsevärt påverka mikroorganismerna om de är biotillgängliga. Några få hundradels ppm av dessa kan även hindra kväveomsättningen medan vanadin, nickel, kadmium och kvicksilver hämmar fosforomsättningen (Miljøstyrelsen, 1994). Den inhiberande effekten är beroende av typen av jord. Jordar med låg CEC (cation exchange capacity) och lågt pH visar inhibering redan vid mycket låga koncentrationer, lerjordar och kalkhaltiga jordar vilka jorden i Kvarnby eventuellt kan klassas som har visat sig vara motståndskraftigare.

Trots att jorden i Kvarnby har högt pH och troligtvis relativt hög ler- och kalkhalt är det tveksamt om det är möjligt med en biologisk sanering i ett första skede. Om sanering skall vara möjlig kommer det troligtvis att krävas en uppblandning med ren jord, alternativt att en större mängd jord grävs ut för att sänka koncentrationerna. Hur mycket koncentrationerna måste sänkas kan testas med så kallade respirationsmetoder där koldioxidavgången mäts i labb. Koldioxidavgången blir då ett mått på hur bra mikroorganismerna mår. Om det visar sig att en stor del av det grövre materialet med låg föroreningshalt kan sorteras bort från det fina materialet med hög föroreningshalt kan detta eventuellt behandlas biologiskt. Ett grövre material är lättare att syresätta och möjligheterna borde vara stora att få ett lyckat resultat. Halterna för det grövre resultatet borde vara så låga att jorden skulle kunna klassas som inert avfall och volymerna skulle bli betydligt mindre för det material som måste klassas som icke-farligt eller till och med farligt avfall.

Även höga halter av petroleumkolväten påverkar de biologiska processerna negativt. U.S. EPA (2004) skriver i sin rapport att då halterna petroleumkolväten överstiger 50 000 ppm och tungmetallkoncentrationen 2500 ppm kan till exempel inte landfarming användas. Den

sammanlagda tungmetallkoncentrationen i Kvarnby ligger över 3000ppm (endast analyserade tungmetaller är inräknade).

8.2 Kemiska och fysiska metoder

De kemiska metoderna har en hög saneringsgrad men lämnar jorden obrukbar och ett av målen vid en sanering bör vara att det mesta av jorden skall kunna återföras till platsen alternativt annan användning. För de kemiska metoderna kan olja minska möjligheterna för en lyckad rening då olja bildar ett lager kring jordpartiklarna. Detta lager kan försvaga bindningarna mellan jorden och ett eventuellt bindningsmedel och minska verkningsgraden av till exempel kemisk oxidation (FRTR, 2007).

Från Tabell 12 kan ses att det inte går att hitta ett oxidationsmedel som är det ultimata för de förhållanden som råder på Husie upplagsområde. Då metoden sker ex-situ behöver inte vattenflödet inkluderas utan då omblandning görs finns inte problemet med bristande kontakt mellan förorening och oxidationsmedel. En hög karbonathalt verkar däremot minska förutsättningarna för att rena för både petroleumkolväten och PAH vilket kan bli ett problem för jorden.

Stabiliseringsmetoder gör att jordens bärförmåga ökar genom att hållfastheten ökar. Detta kan utnyttjas då det i samband med saneringen även skall byggas och den stabiliserade jorden kan användas i grundläggnings- eller förstärkningsåtgärder syfte. Det är dock svårt att kontrollera så att inte förhållandena ändras och läckage börjar ske. Ett alternativ är att endast använda de grövre kornstorlekarna som är att klassa som rena.

Då metaller finns i den förorenade jorden kommer naturligtvis alltid en viss del hamna på deponi. Jordtvätt är den metod som visat bäst resultat på metallförorenad jord och då ler- och organiskhalt är låg är metoden ofta att föredra. I Kvarnby är finpartikelhalten hög och jordtvättsprocessen kan bli problematisk med stora mängder förorenat material. Dessutom har undersökningarna visat att metallerna inte är som mest fördelaktigt fördelade som önskat i de finaste fraktionerna utan betydande halter finns även i de fraktioner som önskats kunna klassas som rena. Var gränsen för vad som kan klassas som rent är svår att avgöra genom de försöken som gjorts. Att sortera bort större partiklar som kan klassas som rena (eller eventuellt behandlas biologiskt först) borde vara möjligt då lakningen blir mindre för de flesta av metallerna. Dessa massor skulle kunna användas som till exempel bullervallar eller läggas tillbaka på området. Genom att använda torrsiktning för att sortera bort material som är större än 50 mm skulle betydande ekonomiska vinster göras. Som kan ses i tabell 2 innebär en bortsortering av material >50 mm och >20mm en sänkning av massan förorenad jord med 9000 respektive 1900ton. Förhoppningsvis kan magneter användas för att sortera ut metallfragmenten som ligger i jorden. Om detta är möjligt skulle metallhalterna kunna sänkas avsevärt. Att kunna återvinna dessa metaller är naturligtvis väldigt intressant. Oljan kommer dock som nämnts tidigare troligtvis försvåra denna process.

8.3 Termiska metoder

De termiska metoderna ger en hög reningsgrad men är som tidigare nämnts en dyr metod på grund av den energiåtgång som krävs. Dessutom är miljöpåverkan stor då utsläppen till luften bland annat består av koldioxid och kväveoxider. Vid höga temperaturer avdödas mikroorganismerna och det organiska materialet reduceras. Återanvändningen av jorden är därför ofta mycket begränsad. Termisk behandling kan bli aktuell för redan sorterat material och termiska metoder skulle kunna användas för att få bort de höga organiska halterna och minska volymerna ytterligare. Materialet som återstår kommer då att ha mycket höga

metallkoncentrationer och det är troligtvis inte ekonomiskt försvarbart att sanera dessa ytterliga utan slutsteget blir då deponi.

8.4 Elektrokinetik

Elektrokinetik är en ännu obeprövad metod och de tester som gjorts kan starkt ifrågasättas om de verkligen är applicerbara på verkliga förhållanden. Kombinationen av metaller och olja i fri fas är inte heller vidare utredd då oljan torde försvåra transporten. För att få metallerna i rörelse krävs naturligtvis först att de är i jonform. Då metallerna i Kvarnby har visat sig främst finnas i fast form sorberade till jordpartiklarna måste metoden kombineras med någon form av kemisk metod. En kraftig sänkning av pH kan vara en metod men en upplösning kan nog bli mycket svår om inte omöjlig. Metoden verkar inte applicerbar för de förhållanden som råder.

9 Slutsatser

- Det höga finpartikelinnehållet och höga organiska halten i Kvarnby kommer att försvåra saneringen av jorden.
- Föroreningarna är begränsade till de översta tre decimetrarna och endast några fall av spridning längre ner förväntas.
- Spimfabs metod med GC-MS är inte applicerbar för föroreningssituationen på bildemonteringsanläggningar och därför bör inte Naturvårdsverkets riktvärden utifrån dessa användas för liknande områden.
- Tyngre oljor finnes främst i fri fas, klumpar sorberade till jordkornen i marken.
- Metallerna återfinns i alla fraktioner i mindre ”fragment”. Dessa är ofta sorberade till ytorna på jordpartiklarna.
- Lakning med avjonat vatten visar att biotillgängligheten är relativt liten och utan behandling hamnar jorden på deponi för icke-farligt avfall.
- Lakningen vid L/S 2 minskade för de flesta metaller då finpartiklarna tagits bort.
- Vid lakning vid L/S varierade lakbarheten troligtvis på grund av att jämvikt ej hunnit ställa in sig.
- Genom att sortera bort grövre partiklar som vid behov behandlas biologiskt kan ekonomisk vinning göras. Dessa massor kan sedan eventuellt användas på platsen igen.
- Magneter kan eventuellt användas för att sortera ut metallfragment. Återvinning av dessa metaller skulle ge betydande kostnadslättnad.
- Finfraktionen är besvärlig att rena men kan eventuellt behandlas termiskt för att sanera mineraloljorna. Metallkoncentrationen kommer att vara mycket hög och massorna hamnar troligtvis på en deponi för icke-farligt eller farligt avfall.

9.1 Rekommendationer och slutord

Förorenad jord från bildemonteringsanläggningar är att anse som svårsanerad men möjligheter finns och potentialen att sortera jorden är direkt avgörande för hur stora kostnaderna blir. Rekommendationerna för Husie upplagsområde och även liknande anläggningar är att sortera ut grövre materialet i så stor utsträckning som möjligt. Genom att sortera materialet kan olika metoder användas på de respektive fraktionerna. För grövre material där metallhalterna förväntas vara lägre kan eventuellt biologisk behandling vara ett alternativ. Tyvärr räckte inte tiden för detta examensarbete till att undersöka möjligheterna för biologisk sanering men Malmö kommuns stora intresse för saneringsmöjligheterna har gjort att de i nuläget söker efter någon som kan ta vid där detta arbete slutade. Analyserna utförda i detta arbete indikerade på att möjligheten definitivt finns att biologiskt behandla materialet och då i synnerhet det grövre. Detta eftersom metallerna verkar finnas i fragment i jorden och inte i mer biotillgängliga former. Potentialen att återvinna metaller från den förorenade jorden skapar intressanta möjligheter för framtiden och skulle ge en ekonomisk lättnad för en annars kostsam sanering. Separeringen av jord och metaller kan eventuellt göras med magneter. Ett intresse finns redan idag från företag som ägnar sig åt sådan verksamhet. Förhoppningsvis slutar inte saneringsåtgärderna för bildemonteringsanläggningar på planeringsstadiet utan insatser måste göras. Deponeringsmöjligheterna kommer att minska i landet och endast definitiva slutprodukter bör hamna på våra deponier. Jag hoppas att denna rapport på något sett skall bidra till en positiv utveckling inom området och att fortsatta studier genomförs.

10 Källförteckning

Alvarez P. J. J. and Illman W. A., 2006, *Bioremediation and natural attenuation: Process and fundamentals and mathematical models*, John Wiley & Sons, Inc

Amro M. M., 2004, Factors Affecting Chemical Remediation of Oil Contaminated Water-Wetted Soil, *Chem. Eng. Technol.* 27 No. 8

Analytica, 2006, *Kemiska analyser, Produktkatalog från ALS Laboratory Group*, Analytical Chemistry & Testing Services

API, 2001, American Petroleum Institute, *Effects of Oil and Chemically Dispersed Oil in the Environment*, Publication Number 4693 May

Appelo C.A.J. and Postma D., 2006, *Geochemistry, groundwater and pollution*, 2nd edition, A.A. Balkema Publishers, Leiden, the Netherlands

Babel S. and Dacera M. D., 2006, Heavy metal removal from contaminated sludge for land application: A review, *Waste Management* 26:988-1004

Baird, C., 1999, *Environmental Chemistry*, 2nd edition, W.H. Freeman and Company

Bank, A., Hifab AB, personlig kontakt

Barker, A.V, Bryson and G.M., 2002, Bioremediation of Heavy Metals and Organic Toxicants by Composting, *the Scientific World Journal* 2, 407-420

Bedient, P.B, Rifai, H.S and Newell, C.J., 1999, *Ground Water Contamination – Transport and Remediation* 2nd edition, Prentice Hall PTR, Upper Saddle River, USA

Betancur-Galvis L.A., Alvarez-Bernal D, Ramos-Valdivia A.C, Dendooven L, 2006, Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated saline–alkaline soils of the former Lake Texcoco, *Chemosphere* 62:1749–1760

Boopathy R., 2003, Use of anaerobic soil slurry reactors for the removal of petroleum hydrocarbons in soil, *International Bio deterioration & Biodegradation* 52:161 – 166

Christensen, M., 2007 Anlaytica Täby, personlig kontakt

Christensen T.H and Holm P.E., 1997, *Sorption of heavy metals*, Department of Environmental Science and Engineering, Technical University of Denmark

Christenssen T.H., föreläsningsmaterial, 2007, Soil and Groundwater Remediation, vt 2007, DTU, Lyngby

CPEO, Center for public environmental oversight, 2007-09-13,
<http://www.cpeo.org/techtree/ttdescript/solidsta.htm>

- Denys, S., Rollin, C., Guillot, F. and Baroudi, F., 2006, In-situ phytoremediation of PAHs contaminated soils following a bioremediation treatment, *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 6: 299–315
- Doelman, P. and Haanstra, L., 1984, Short-term and Long-term Effects of Cadmium, Chromium, Copper, Lead and Zinc on Soil Microbial Respiration in Relation to Abiotic Soil Factors, *Plant and Soil*, vol 79, pp 317-327
- Ekelund, N., Miljöförvaltningen Stockholm stad, *Effekter på förorenad mark vid ett förändrat klimat*, mars 2007
- Elert, M., 2004, *Förslag på riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer*, Kemakta konsult AB
- Envipro Miljöteknik, 2007, Hifab AB, Södra Skogsägarna Lidhults f.d. Sågverk, *Fördjupad riskbedömning och åtgärdsutredning*, Linköping
- ESTCP, 2004, *Cost and Performance Report* (CU-1011), Environmental security technology certification program, U.S. Department of Defence
- FRTR, 2007-07-16, Federal Remediation Technologies Roundtable, *Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide*, Version 4.0
- Gong Z., Alef K., Wilke B-M., Li P., 2007, Activated carbon adsorption of PAHs from vegetable oil used in soil remediation, *Journal of Hazardous Materials* 143:372–378
- Guerin T. F., 1999, Bioremediation of phenols and polycyclic aromatic hydrocarbons in creosote contaminated soil using ex-situ land treatment, *Journal of Hazardous Materials* B65:305-315.
- Gulamhusein A., Skovbjerg M., Ryelund A., Kirstein Nielsen N-E., 2002, *Oprydning af benzinforurenede grunde*, Miljølære, Fysisk Institut, Aarhus Universitet
- Hamdi H., S. Benzartib, Manusadz'ianasc L., Aoyamaa I., Jedidid N., 2007, Bioaugmentation and biostimulation effects on PAH dissipation and soil ecotoxicity under controlled conditions, *Soil Biology & Biochemistry* 39:1926–1935
- Hazen T.C and Tabak H. H., 2005, Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides: 2. Field research on bioremediation of metals and radionuclides, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 4:157–183
- Holm P.E. and Christensen T.H., 1997, *Behaviour of heavy metals in soil and groundwater*, Department of Environmental Science and Engineering, Technical University of Denmark
- Håll Sverige Rent, 2007-06-21, www.skrotbil.nu
- Höckert, L., 2007, *Kemisk stabilisering av gruvavfall från Ljusnarsbergsfältet med mesakalk och avloppsslam*, Institutionen för geovetenskap, Uppsala Universitet

IMM, Institutet för miljömedicin, 2007-09-07,
www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/arsenik.html

Jensen D. L., Holm P.E, Christensen T.H., 2000, Soil and groundwater contamination with heavy metals at two scrap iron and metal recycling facilities, *Waste Manage & Research* 18:52-63

Kirketerp Friis, A., 2005, *The potential for reductive dechlorination after thermal treatment of TCE-contaminated aquifers*, Institute of Environment & Resources, Technical University of Denmark

Kjeldsen P., 2002a, *Estimation methods for sorption of organic pollutants in soil and groundwater*, Environment & Resources, Technical University of Denmark

Kjeldsen P., 2002b, *Factors Controlling Sorption and Desorption of Organic Pollutants in Soil and Groundwater*, Environment & Resources, Technical University of Denmark

Länsstyrelsen Norrbottens län, 2001, *Inventering av förorenade områden i Norrbottens län enligt MIFO-modeller*

Länsstyrelsen Skåne län, 2006, *Inventering och efterbehandling av förorenade områden i Skåne län*, Regionalt program för 2007, Malmö

Magnusson A., 2003, *Länsstyrelsen i Norrbottenslän*, Rapportserie, Nr 6

Maila M. P., Cloete T. E., 2004, Bioremediation of petroleum hydrocarbons through landfarming: Are simplicity and cost-effectiveness the only advantages? *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology* 3: 349-360

Malmö stad, 2000, *Naturvårdsprogram*, Stadsbyggnadskontoret,

Marksaneringsinfo, 2007-07-03, www.marksaneringsinfo.net/biologisk

Maturi, K., Reddy, K.,R., 2006, Simultaneous removal of organic compounds and heavy metals from soils by electrokinetic remediation with a modified cyclodextrin, *Chemosphere* 63:1022–1031

McCall, P.J, Swann, J.L, Laskowski D.A, Unger, S.M, Vrona, S.J and Dishburger, H.J., 1980, Estimation of Chemical Mobility in Soil from Liquid Chromatographic Retention Times, *Bull. Environm. Contain. Toxicol.* 24,190-195

Mihial D. J., Viraraghavan T., ASCE, Jin Y-C., 2006, *Bioremediation of petroleum-contaminated Soil Using Composting*, Practise Periodical of Hazardous, Toxic, and radioactive waste management, 108-115

Miljöförvaltningen Stockholm, 2004 *Saneringsmetoder för mark- och grundvattenföroreningar*

Miljøstyrelsen, 1994, Arbejdsrapport, Nr 50, *Deponering af lettere forurenede jord, Vurdering af tungmetalforurenede jord*

Miljøstyrelsen, 1996, Arbejdsrapport, Nr 20, *Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand: Bind 1*

Miljøstyrelsen, 1998, Nr 407, *Oprensning af tungmetallforurenet jord*

Miljøstyrelsen, 2001, Miljøprojekt nr. 616, *Afprøvning af jordvask*

Mohan S V, Kisa T, Ohkuma T, Kanaly R A, Shimizu Y., 2006, Bioremediation technologies for treatment of PAH-contaminated soil and strategies to enhance process efficiency, *Rev Environ Sci Biotechnol* 5:347–374

NABIR, 2003, Natural and Accelerated Bioremediation Research Program, *Bioremediation of Metals and Radionuclides*, 2nd edition, Berkley Lab

Naturvårdsverket, 1998, *Förslag till riktvärden för bensinstationer*, rapport 4889,

Naturvårdsverket, 2003, *Reparation pågår – om sanering av förorenad miljö*

Naturvårdsverket, 2005, *Vägledning för riskbedömning av förorenade områden – remissversion 2005-07-04*.

Naturvårdsverket, 2006a, *Åtgärdslösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder*, rapport 5637

Naturvårdsverket, 2006b, *Metallers mobilitet i mark*, rapport 5536

Naturvårdsverket, 2006c, rapport 5535, *Lakter för riskbedömning av förorenade områden*, huvudrapport och underlagsrapport 1a

Naturvårdsverket, 2007, *Modeller för transport och spridning av föroreningar fas 2*, rapport 5692

Naturvårdsverket, 2007b, *Stabilisering och solidifiering av förorenad jord och muddermassor - Lämplighet och potential för svenska förhållanden*, rapport 5696

NE, *National Encyklopedin*, 2007, sökord kolväten (2007-09-07), tungmetall (2007-09-19), siderofor (2007-08-02)

nER, 2007-08-25, Nelson Environmental Remediation Ltd, <http://www.ner.ab.ca/process.htm>

Pettersson, M., Södergren, S., Jonsson, K., Elert, M., 2006, *Huvudstudierapport för Ydrefors f d träförädling*, Kemakta Konsult AB

PQ Geoteknik & Miljö AB och Golder Associates, 2006, *Markföroreningar inom Husie upplagsområde, Kvarnbyvägen i Malmö, Förstudie*

PQ Geoteknik & Miljö AB och Golder Associates, 2007, *Markföroreningar inom Husie upplagsområde, Kvarnbyvägen i Malmö, Översiktlig markmiljöundersökning, Etapp 2*

Ritter, L., Solomon, K.R., Forget, J., Stemeroff, M., O'Leary, C., 1995, *Persistent organic pollutants*, The international Programme of Chemical Safety

Räddningsverket, 1997, *Oljan är lös – Handbok i kommunalt oljeskydd*, Karlstad

Sabate' S, Vin~as M, Solanas A.M., 2006, Bioavailability assessment and environmental fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in biostimulated creosote-contaminated soil, *Chemosphere* 63:1648–1659

S-B-vattenvårdskommitté, 2007-09-07, Saxån-Braån,
www2.landskrona.se/kommun/miljo/saxan02/report/default5.htm

Sjölund K., 2001 *Efterbehandling av petroleumkontaminerad jord, -presentation av och försök med biologiska saneringsmetoder*, Umeå Universitet

Sparks D.L., 1995, *Environmental Soil Chemistry*, Academic Press, Inc

SPI, 2007-09-20, Svenska Petroleum Institutet, Välkommen till oljans värld – från källa till konsument, www.spi.se/produkter.asp?kat=5

Szpyrkowicz, L., Radaelli, M., Bertini, S., Daniele, S., Casarin, F., 2007, Simultaneous removal of metals and organic compounds from a heavily polluted soil, *Electrochimica Acta* 52:3386–3392

Tabak H.H., Lens P., van Hullebusch E. D., Dejonghe W., 2005, Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides, Microbial processes and mechanisms affecting bioremediation of metal contamination and influencing metal toxicity and transport, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 4:115–156

Tamamura S., Sato T., Ota Y., Wang X., Tang N., Hayakawa K., 2007, Long-range transport of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from the eastern Asian continent to Kanazawa, Japan with Asian dust, *Atmospheric environment* 41:2580-2593

Taylor L.T., Jones D.M., 2001 Bioremediation of coal tar PAH in soils using biodiesel, *Chemosphere* 44:1131-1136

U.S EPA, 1998, *An Analysis of composting as an environmental remediation technology*, EPA 530-B-98-001

U.S EPA, 2002, *Citizens guide to incineration*, EPA 542-F-01-018

U.S EPA, 2004, *How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites*, EPA 510-R-04-002

U.S EPA, 2006, *A few facts about MTBE*,
www.epa.gov/region7/citizens/amoco/factsaboutmtbe.htm

U.S EPA, 2007-08-31, <http://www.epa.gov/oswer/cleanup/index.html>

VVB VIAK, 2000, *Malmö Grundvatten*, Malmö Stad, Miljöförvaltningen

Wang, J-Y., Huang, X-J., Kaob, J, C-M., Stabnikova O., 2007, Simultaneous removal of organic contaminants and heavy metals from kaolin using an upward electrokinetic soil remediation process, *Journal of Hazardous Materials* 144:292–299

Watts, R. J., ASCE, M., Teel, A. L., 2006, *Treatment of Contaminated Soils and Groundwater Using ISCO*, Practical Periodical of hazardous, toxic and radioactive waste management

Innehållsförteckning bilagor

A	Metodbeskrivning.....	II
B	Kornstorlekskurva.....	V
C	Kromatogram över GC-FID analys.....	VII
D	Exempel på utformning av jordtvätt.....	IX
E	Bilder från mikroskopiering av förorenad jord.....	XI
F	Resultat från metall- och oljeanalyser.....	XIII
G	Resultat från skaktester.....	XVI
H	Screening Matrix över lyckade saneringar.....	XVII

Bilaga A

Metodbeskrivning

Bilaga A Metodbeskrivning

Ett antal tomter där det bedrivits bildemontering valdes ut för provtagning utifrån historisk och nuvarande verksamhet, studier av flygfoton och nytagna fotografier, visuella observationer samt de provtagningar som gjorts tidigare.

De utvalda tomterna var (enligt Figur 3):

A2, A3, A4

B8, B9/11, B13

C3, C4, C8, C10, C12

D2, D4

Provtagningen genomfördes den 21 september 2007. Ett antal stickprover togs från varje tomt vilka blandades ihop till ett samlingsprov med sammanlagd jordvolym på ungefär 90 liter material. Från varje tomt togs även stickprover för att möjliggöra en mer detaljerad framtida analys av oljehalt och metallhalter. Anledningen till samlingsprovet är att den framtida saneringen troligtvis kommer att genomföras på en total jordvolym från samtliga förorenade bildemonteringstomter.

Homogenisering av jord

Samlingsprovet homogeniserades i betongblandare. Resultaten visade på god samstämmighet då halterna var relativt lika i de olika samlingsproven.

Vattenkvot

Vattenkvoten bestämdes genom att ett prov togs från det homogeniserade samlingsprovet. Detta prov vägdes och torkades i 105°C tills konstant vikt erhöles, ungefär ett dygn. Provet vägdes igen innan avsvälning så att ingen fukt hann tas upp. Vattenkvoten beräknades enligt:

$$\text{vattenkvot}(\%) = \frac{m_{\text{fuktig}} - m_{\text{torr}}}{m_{\text{torr}}} \times 100 \quad \text{Ekvation 20}$$

Glödförlust

Glödförlusten beräknades genom att det torra provet från analysen av vattenkvoten upphettades i 3 timmar (varav en timme är uppvärmning av ugn och prov) i 550°C. Därefter beräknades glödförlusten enligt:

$$\text{glödförlust}(\%) = \frac{m_{\text{torr}} - m_{\text{glödgad}}}{m_{\text{torr}}} \times 100 \quad \text{Ekvation 21}$$

Då glödförlusten mäter den organiska halten i jorden kommer samtliga kolvätena försvinna även de som ursprungligen var oljor.

Bulkdensitet & pH

Bulkdensiteten mättes genom att torka och väga en jord av uppmätt volym:

$$\rho_{\text{bulk}} = \frac{m_{\text{torr}}}{V_{\text{total}}} \quad \text{Ekvation 22}$$

Mätningar av pH genomfördes genom ett skaktest av jord och vatten med L/S kvot på 2L/kg. Materialet får sedan sedimentera ett dygn innan pH mättes, med pH-mätare, i vattnet.

Kornstorleksfördelning

Efter homogeniseringen avskiljdes material >31.5mm och största kornstorlek bestämdes. Från materialet <31.5mm togs ett prov på 2-3kg som torkades och vägdes. Därefter tvättades och siktades provet enligt Vägverkets metodbeskrivning 19:1990 för jord- och vägbyggnadsmaterial. En siktkurva för den homogeniserade jorden räknades fram och ritades vilken fick representera hela samlingsprovet.

Tungmetallhalter

Tungmetallhalterna i det homogeniserade jordprovet analyserades på Analytica. Provet analyserades dels med M1c som är en konventionell analys, dels med MG-1 som ger totalhalter genom 7M salpetersyra och litiumboratsmälta. Då dessa visade god samstämmighet användes M1c metoden i efterföljande analyser.

Oljehalter

Oljehalten i det homogeniserade jordprovet analyserades på Analytica. Provet analyserades dels med avseende på fraktionerade alifatiska kolväten, BTEX och PAH-16 (OJ-21a), dels på oljeindex (GC-fid – OJ-20e).

Två-steg skaktest

Från det homogeniserade jordprovet togs 100g jord i fraktionerna <4mm och tillsattes en syradiskad flaska. Avjoniserat vatten tillsattes till L/S 2 och flaskan placerades på ett skakbord och skakades i 6 timmar. Därefter avskiljdes lakvätskan genom filtrering och ytterligare vatten tillsattes så att det ackumulerade L/S-förhållandet nu motsvarade L/S 10. Provet skakades igen i 18 timmar och lakvätskan analyserades efter filtrering. Vid L/S 2 är syftet att undersöka det förhållandevis tidiga lakvattnet som vanligtvis innehåller högsta koncentrationer. Vid L/S 10 fångas den mängd upp som lakas under en förhållandevis längre tid.

Undersökning av föroreningsformenformen

Genom att analysera metallhalter från olika kornstorleksfraktioner undersöktes koncentrationsskillnaderna för de olika fraktionerna. Kornstorlekar <0,063 mm, 1-2mm och 2-4mm sorterades ut från det homogeniserade jordprovet och undersöktes genom extrahering med 7M salpetersyra. Metallhalterna analyseras med Analyticas M1c-metod (ICP AES och ICP MS).

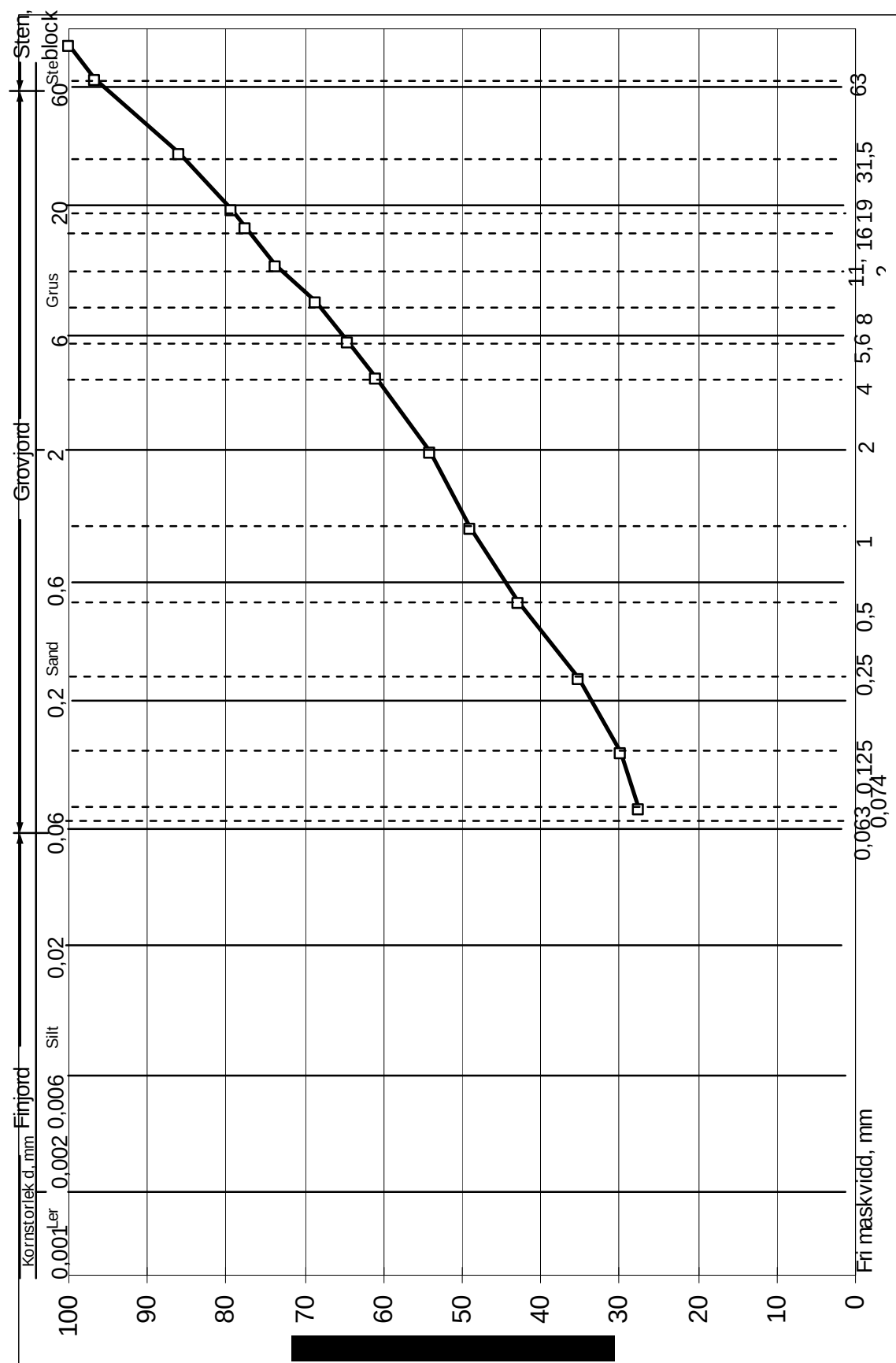
Undersökning med mikroskop

Kornfraktionerna tvättades för att avlägsna så mycket olja som möjligt. Dessutom gjordes en lättare "krossning" för att få fram rena metallytor. Mikroskopet var kopplat till en digitalkamera med direktkoppling till dator där behandlingsprogrammet, INFINITY, användes för att fotografera det som sågs i mikroskopet.

Bilaga B

Kornstorlekskurva

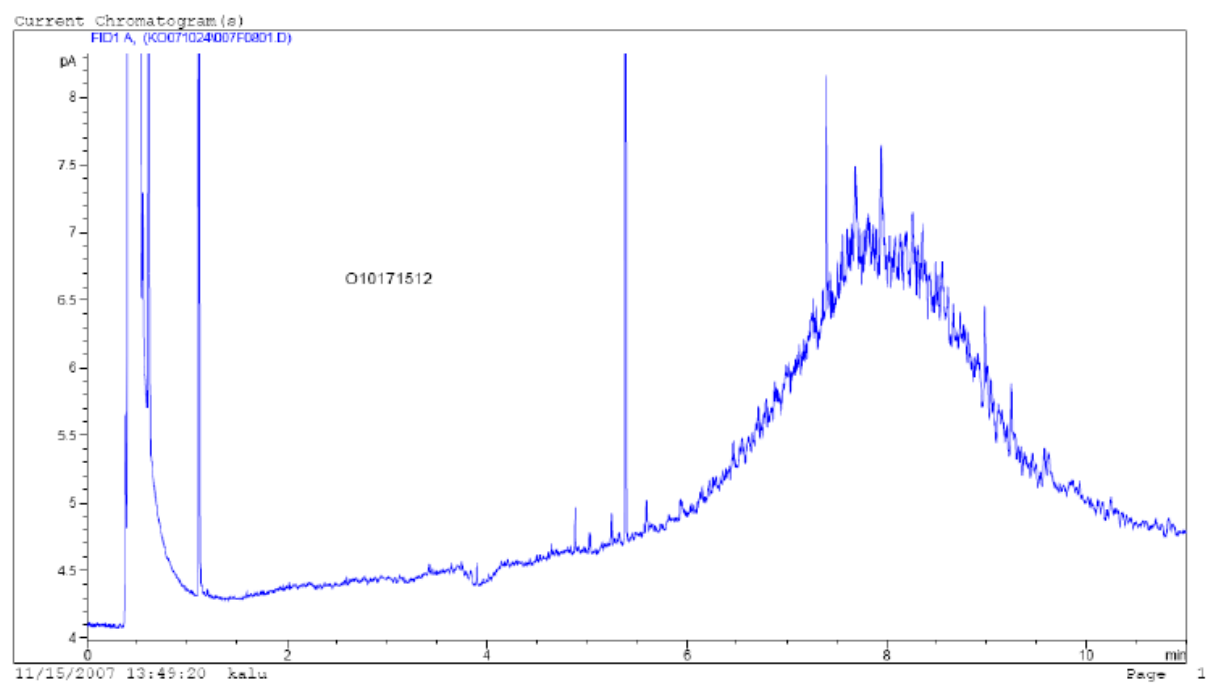
Bilaga B Kornstorlekskurva för samlingsproven



Bilaga C

Kromatogram över GC-FID analys

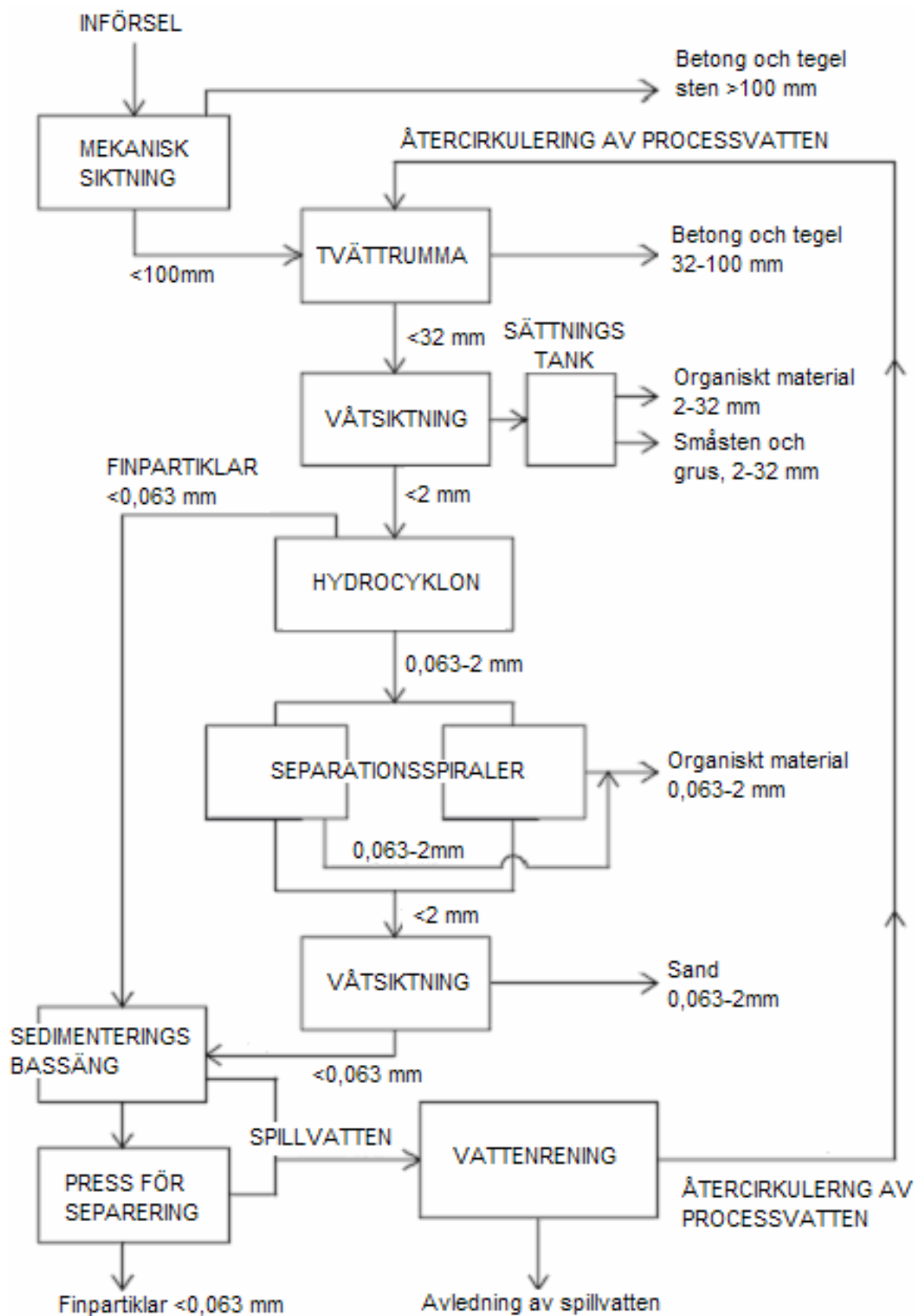
Bilaga C Kromatogram över GC-FID analysen för samlingsprov



Bilaga D

Exempel på jordtvätt

Bilaga D Exempel på jordtvättsanläggning (Miljöstyrelsen, 2001)



Bilaga E

Bilder från mikroskopering

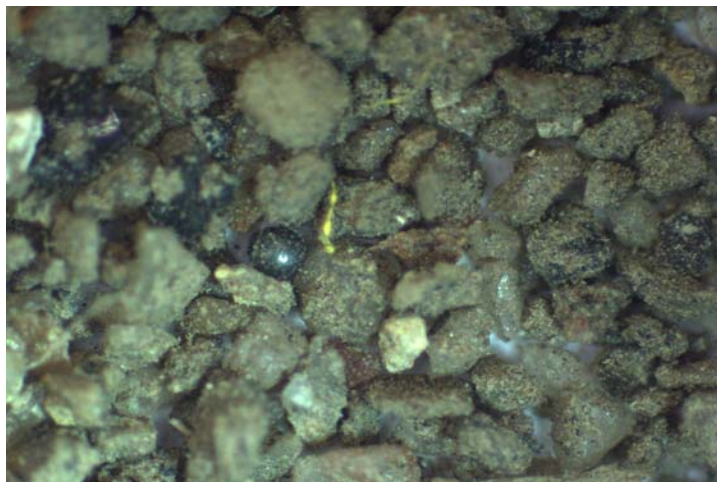
Bilaga E Bilder från mikroskopering



Mikroskopbild av fraktion 1-2 mm



Mikroskopbild av fraktion 0,5-1mm

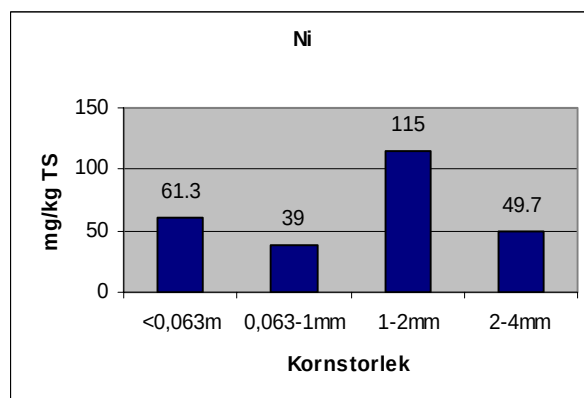
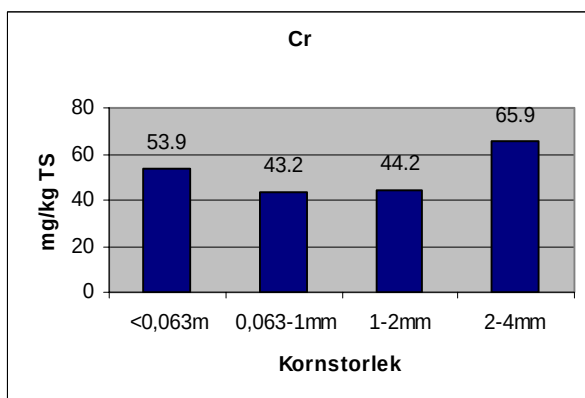
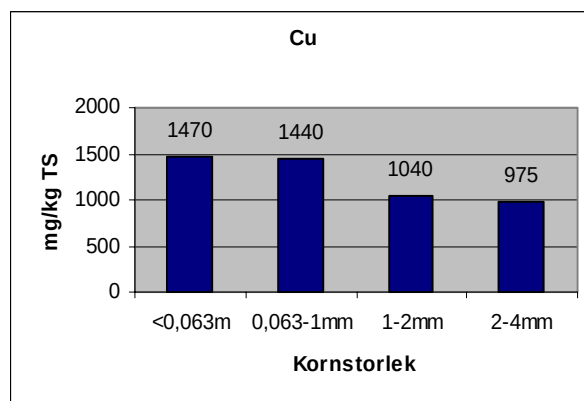
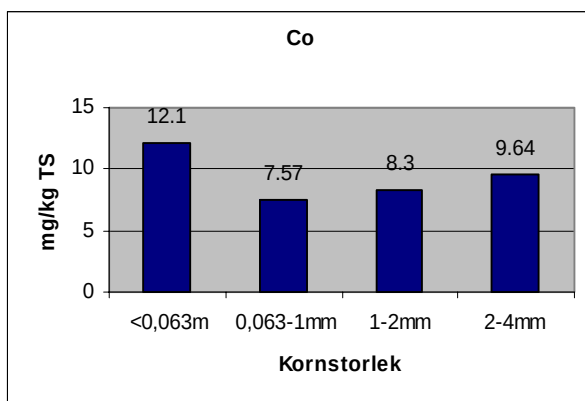
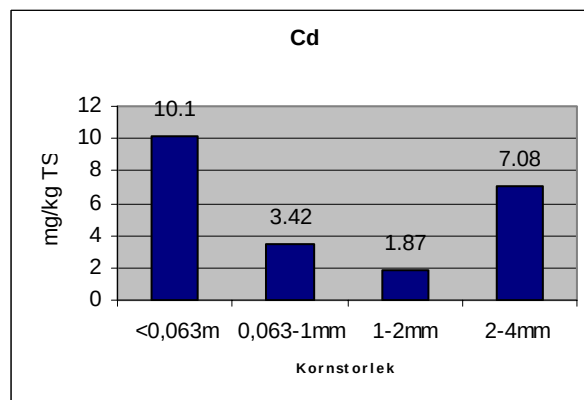
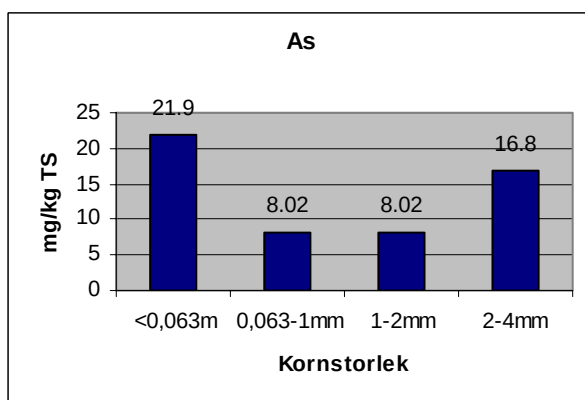


Mikroskopbild av fraktion 0.25-1mm

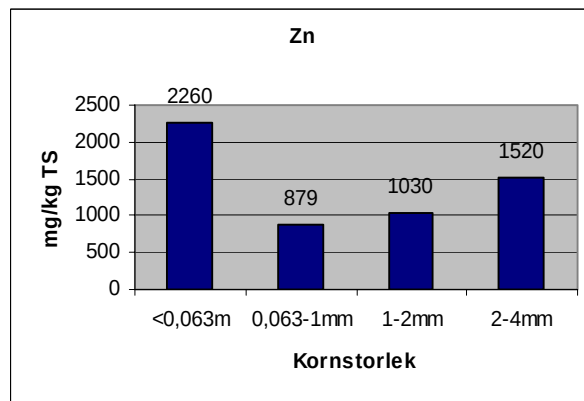
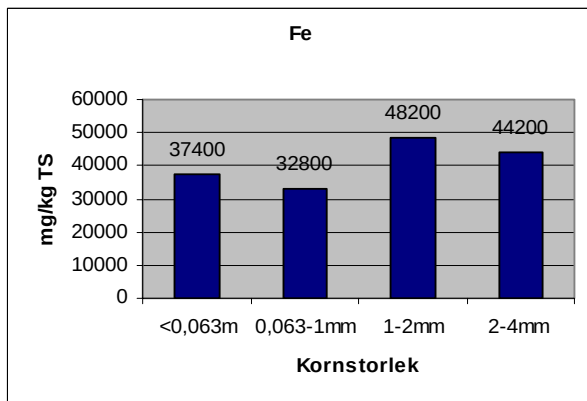
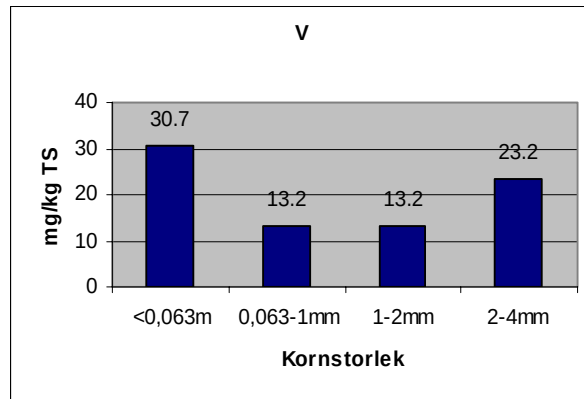
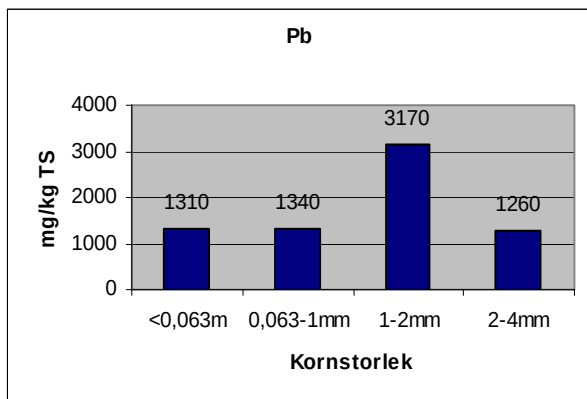
Bilaga F

Resultat från metall och oljeanalyser

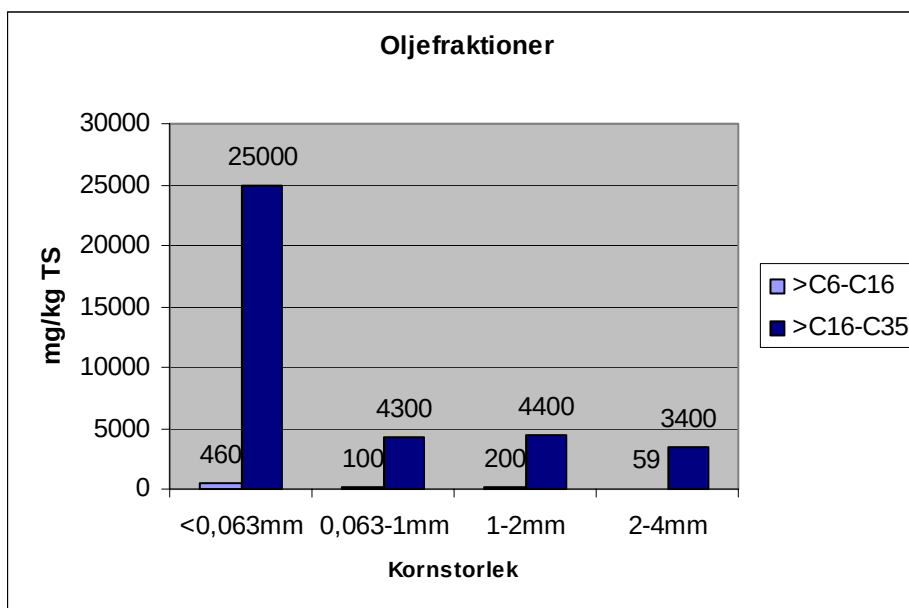
Bilaga F Resultat från metall och oljeanalys för olika kornfraktioner



Metallernas fördelning över utvalda kornstorleksintervall



Fortsättning av metallernas fördelning över utvalda kornstorleksintervall



Oljans fördelning över kornen

Bilaga G

Resultat från skaktesterna

Bilaga G Resultat från skaktest och beräkning av utlakad mängd

Material 0-4mm									
L/S 2					L/S 2-8				
Prov A		Prov B		Utlakat	Prov A		Prov B		L/S 10
ug/L	mg/L	ug/L	mg/L	mg/kg	ug/L	mg/L	ug/L	mg/L	Utlakat
As	6.51	0.00651	6.09	0.00609	0.0126	3.31	0.003	3.38	0.00338
Cd	0.735	0.00074	0.867	0.000867	0.0016	0.267	0	0.357	0.00036
Cr	6.8	0.0068	5.55	0.00555	0.0124	3	0.003	2.91	0.00291
Cu	1653.98	1.65398	1737.1	1.7371026	3.3911	207.65	0.208	287.18	0.28718
Fe	1047.23	1.04723	1304.68	1.304681	2.3519	1070.3	1.07	1430.23	1.43023
Hg	0.532	0.00053	1	0.001	0.0015	0	0	0	0
Ni	13.4	0.0134	14.7	0.0147	0.0281	3.97	0.004	5.6	0.0056
Pb	88.758	0.08876	119.195	0.1191953	0.208	199.936	0.2	290.011	0.29001
Zn	121.416	0.12142	150.281	0.1502811	0.2717	59.608	0.06	90.936	0.09094
				Medel					Medel
				Prov A & B					Prov A & B
L/S	2								
	8								
Material 0.063-4mm									
L/S 2					L/S 2-8				
Prov A		Prov B		Utlakat	Prov A		Prov B		L/S 10
ug/L	mg/L	ug/L	mg/L	mg/kg	ug/L	mg/L	ug/L	mg/L	Utlakat
As	3.61	0.00361	3.55	0.00355	0.0072	3.66	0.004	2.52	0.00252
Cd	0.376	0.00038	0.301	0.000301	0.0007	0.74	0.001	0.215	0.00022
Cr	7.8	0.0078	7.48	0.00748	0.0153	7.06	0.007	3.75	0.00375
Cu	139.98	0.13998	125.55	0.1255497	0.2655	148.21	0.148	52.9	0.0529
Fe	533.28	0.53328	117.12	0.1171228	0.6504	4006.31	4.006	818.22	0.81822
Hg	0.723	0.00072	0.455	0.000455	0.0012	0	0	0	0
Ni	6.54	0.00654	5.49	0.00549	0.012	10.5	0.011	3.24	0.00324
Pb	23.9	0.0239	8.89	0.00889	0.0328	286.584	0.287	94.535	0.09454
Zn	62.58	0.06258	37.56	0.0375599	0.1001	242.994	0.243	52.061	0.05206
				Medel					Medel
				Prov A & B					Prov A & B

Bilaga H

U.S. EPA Screening Matrix