VA-teknik
CHALMERS

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord: **efterbehandling**
fotojonisationsdetektor, PID
förorenad jord
handlingsprogram
olja
sanering

EXAMENSARBETE / Avfallsgruppen

Sanering av oljeförorenad jord - en fallstudie

HENRIK EKMAN

Examensarbete 1997:2

Sammanfattning

Förorenad jord är ett problem som uppmärksammats alltmer i Sverige på senare år. En av de vanligast typen av föroreningar är olika petroleumprodukter. Många av problemen härrör från "gamla synder", men än idag sker utsläpp genom olyckor i samband med transporter och hantering av petroleumprodukter eller via läckande ledningar och tankar.

Naturvårdsverket har sedan slutet av 1980-talet arbetat med efterbehandlingsfrågor, i första hand genom inventeringar och diverse kunskapssammanställningar. Endast ett fåtal efterbehandlingsprojekt av större omfattning har genomförts i Sverige hittills.

Naturvårdsverkets arbete har dock lett fram till ett handlingsprogram där man drar fram riktlinjerna för det fortsatta efterbehandlingsarbetet. Man uppskattar att det idag finns omkring 7000 platser i landet som måste åtgärdas till en total kostnad av cirka 20 miljarder kronor. De största problemen som måste lösas för att få till stånd detta arbete är ansvarsfrågan och finansieringen. Det saknas i dag en samlad lagstiftning på området, men ett arbete pågår inom den s k miljöbalksutredningen för att ta fram en sådan som kan inverka positivt på efterbehandlingsarbetet.

Sommaren 1996 genomfördes i Göteborg ett saneringsprojekt på grund av ett oljeutsläpp från en nedgrävd tank för eldningsolja placerad på en fabriksfastighet. Oljan spred sig i marken i riktning mot ett angränsande flerbostadshus. Den utredning som utfördes för att fastställa utsläppets utbredning och orsak ledde till att ett beslut togs att all förorenad jord inom de båda fastigheterna skulle schaktas bort och ersättas med rena jordmassor.

Marken i området uppvisade en relativt enhetlig jordlagerföljd bestående av fyllnadsmassor, sand, siltinblandad organisk lera, grus och bottenlera. Oljan hade spridit sig huvudsakligen i gruslagret samt sugits upp kapillärt i de finkorniga siltlagren.

Totalt schaktades cirka 3000 m^3 förorenad jord bort. Dessa jordmassor sorterades inom arbetsområdet i två fraktioner efter föroreningsgrad. Sorteringen genomfördes i princip genom att varje jordlager "skalades av" för sig. Oljehalten i jorden bestämdes på upptagna jordprover dels genom fältmätningar med hjälp av en fotojonisationsdetektor och dels genom labanalyser. Fältmätningarna utfördes med syftet att på ett snabbt och enkelt sätt få ett grepp på storleksordningen på oljehalten i jordproverna, i första hand för att kunna styra grävandet och sorteringen av jordmassor.

Under saneringen drogs ett antal erfarenheter av de problem man stötte på vilka sammanställdes i form av en checklista som kan användas inför en liknande framtida sanering.

Abstract

The problem of soil pollution has become a recent focus of public attention in Sweden. One of the most common types of pollution are petroleum products, which are widely used and handled in our society. Many of the problems we have to deal with today originate from the past, but still discharges occur, usually through accidents during transportation and leaking pipes and tanks.

The Swedish National Environmental Protection Agency (SNV) has been working with these problems since the late 1980's by making inventories and compilations of present knowledge. This work has resulted in an action program for the future. At present only a few remediation projects of larger extent have been carried out in Sweden. SNV estimates that there are around 7000 places in the country that needs to be remediated at a cost of about 20 000 million SEK.

The main problems to be solved, if this action program is to be carried through, are the matter of liability and financing of investigations and measures. There is a lack of an integrated law on these issues in Sweden and the existing laws are not clear enough in the matters mentioned above.

In the summer of 1996 a clearance of oil was carried through on a property in Göteborg. The ground had been polluted by a leaking tank placed on the yard of a factory. The oil was spread towards a residential block. An investigation was made to establish the extent and the cause of the spread. This lead to the decision that all soil polluted by oil was to be excavated and replaced by fresh soil.

About 3000 m^3 of soil was excavated. The soil was sorted into two fractions: heavily polluted soil and less polluted soil. The sorting was enabled due to the soil strata; each layer could be "peeled off" one at a time. The oil was concentrated mainly in a layer of gravel. A field photoionisation detector, combined with laboratory analyses, was used to measure the concentration of oil in the soil samples that was taken during the excavation.

The knowledge and experience gained in this project has been compiled in a checklist which can be used in a future, similar remediation project.

Förord

Denna rapport är resultatet av examensarbetet som avslutar min civilingenjörsutbildning inom Väg och Vattenbyggnad på Chalmers Tekniska Högskola. Examensarbetet omfattar 20 poäng och har utförts på Avfallsgruppen vid Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik i samarbete med NCC Anläggning i Göteborg.

Det finns ett antal personer som jag vill tacka för deras bidrag till detta arbete. I första hand gäller detta min handledare tekn. dr. Per Berg samt Bo Lannblad, miljöledare på NCC Anläggning i Göteborg. Jag vill också tacka Viveca Johansson på FB Engineering AB och Helene Wengholt-Johnsson på NCC Teknik för hjälpsamhet och goda råd. Dessutom vill jag rikta ett tack till platschef Nils Kilbo på NCC Anläggning för gott samarbete under projektet.

Sist men inte minst måste jag ge en eloge till min sambo Linda och vår son Jacob för att ni stått ut med mig under hela studietiden med alla dess vedermödor.

Innehållsförteckning

1. INLEDNING **3**

1.1 BAKGRUND 3
1.2 SYFTE 3
1.3 LÄSANVISNING 3

2. OLJEFÖRORENAD JORD - ETT MILJÖPROBLEM **5**

2.1 DEFINITIONER 5
2.2 BAKGRUND 5
2.3 PROBLEMETS KARAKTÄR 6
2.4 FÖREKOMST OCH SPRIDNING AV OLJA I MARK 6
2.5 INSATSER OCH ERFARENHETER I SVERIGE 8
2.6 OMFATTNING 8
2.7 ÅTGÄRDSTEKNIK 9
2.7.1 Efterbehandlingsmetoder *9*
2.7.2 Koncentrationsmetoder *10*
2.7.3 Immobiliseringsmetoder *10*
2.7.4 Destruktionsmetoder *11*

3. SAMHÄLLETS SYN PÅ PROBLEMET **12**

3.1 LAGSTIFTNING 12
3.1.1 Nuvarande lagstiftning *12*
3.1.2 Oklarheter i dagens lagstiftning *13*
3.1.3 Lagstiftning i andra länder *13*
3.1.4 EU:s lagstiftning *14*
3.1.5 Brister i lagstiftningen och förslag till ny lagstiftning *14*
3.2 MYNDIGHETERNAS HÅLLNING 15
3.2.1 Principer och policy *15*
3.2.2 Prioriteringar *16*
3.2.3 Generella riktvärden *17*
3.2.4 Mål och strategi *17*
3.2.5 Finansiering *18*
3.2.6 Genomförande *19*
3.2.7 Markvärdesstegring *19*

4. DOKUMENTATION AV PROJEKTET **20**

4.1 BAKGRUND 20
4.1.1 Området *20*
4.1.2 Utsläppet *20*
4.2 UTREDNINGEN 21
4.2.1 Omfattning *21*
4.2.2 Genomförda undersökningar *21*
4.2.3 Resultat *22*
4.3 UPPHANDLING AV ENTREPRENADEN 22
4.3.1 Upphandlingsförfarandet *23*
4.3.2 Omfattning *23*
4.3.3 Krav *23*
4.4 PLANERING OCH STRATEGI INFÖR SANERINGSARBETET 23
4.4.1 Tidsaspekten *24*
4.4.2 Länsvatten *24*
4.4.3 Omhändertagande och sortering av jordmassor *24*
4.5 OMRÅDETS GEOLOGI OCH HYDROGEOLOGI 25

4.5.1 Bottenleran ... *26*
4.5.2 Grusskiktet ... *26*
4.5.3 Den mellanlagrande organiska leran ... *26*
4.5.4 Siltskikten ... *26*
4.5.5 Sandskiktet ... *27*
4.5.6 Fyllningsmaterialet ... *27*
4.5.7 Hydrogeologi ... *27*
4.6 PROVTAGNING OCH ANALYS ... 27
4.6.1 Provtagning ... *27*
4.6.2 Analysmetoder ... *28*
4.6.3 Laboratorieanalyser ... *28*
4.6.4 Fältmätningar ... *28*
4.6.5 Analysresultat ... *30*
4.6.6 Sambandet mellan laboratorie- och fältmätningsresultaten ... *30*
4.7 HINDER OCH SVÅRIGHETER UNDER SANERINGSARBETET ... 30
4.7.1 Länshållning ... *30*
4.7.2 Stabilitet hos slänter och husgrunder ... *31*
4.7.3 Utrymmesbrist ... *31*
4.7.4 Befintliga ledningar ... *32*
4.7.5 De boende ... *33*
4.7.6 Arbetsmiljö ... *33*
4.8 INBLANDADE PARTERS ROLLER OCH SAMSPEL ... 33
4.9 BEHANDLING AV DE FÖRORENADE MASSORNA ... 34
4.10 SANERINGSARBETETS RESULTAT ... 35
4.10.1 Oljeutsläppets verkliga spridning ... *35*
4.10.2 Schaktmassornas mängd och föroreningsgrad ... *36*
4.10.3 Tid och kostnad ... *36*
4.10.4 Avslutning av arbetet ... *37*
4.10.5 Återställande ... *38*

5. DISKUSSION ... 40

5.1 GENERELLA RIKTVÄRDEN ... 40
5.2 UTREDNINGENS BETYDELSE ... 41
5.3 UTVÄRDERING AV PROJEKTETS RESULTAT ... 42
5.4 VÄDERBEROENDE ... 42
5.5 GEOTEKNISKA FRÅGOR ... 43
5.6 KVALITETSSÄKRING ... 44
5.7 ARBETSMILJÖ OCH HÄLSORISKER ... 45
5.8 PROVTAGNING OCH ANALYS ... 46
5.8.1 Provtagning ... *46*
5.8.2 Samband PID-mätning och oljehalt i jordproverna ... *47*
5.8.3 Alternativa mätmetoder ... *49*
5.9 FÖRSLAG TILL CHECKLISTA ... 51
5.9.1 Checklista för sanering av oljeförorenad mark ... *51*

6. REFERENSER ... 53

7. BILAGOR ... 55

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Våren 1996 gick jag och funderade på ett ämne för mitt examensarbete på Chalmers. Efter att ha valt ut några alternativa problemområden som jag tyckte var intressanta, kontaktade jag byggföretaget NCC för att höra om de var intresserade av ett samarbete.

Ett av problemområdena var förorenad jord. NCC var positiva till ett samarbete kring detta eftersom man under årens gång stött på problemet ett flertal gånger i samband med anläggningsarbeten och gärna ville ha ämnet belyst ytterligare.

Det föll det sig inte sämre än att NCC strax efter min förfrågan erhöll en entreprenad i Göteborg som bestod i att sanera oljeförorenad jord efter en läcka från en nedgrävd tank. Detta projekt blev en naturlig utgångspunkt för mitt examensarbete. Jag fick samtidigt möjligheten att följa hela projektet som teknisk praktikant.

Efter en första litteraturgenomgång inom ämnet var min tanke att utföra försök med biologisk behandling av den oljeförorenade jorden, men eftersom ett examensarbete med just den inriktningen precis hade genomförts på Chalmers (Fröling, 1996) så kändes idén överflödig. Istället valde jag att utföra examensarbetet som en fallstudie av saneringsprojektet, efter en gemensam överläggning med min handledare Per Berg på Chalmers och Bo Lannblad på NCC Anläggning i Göteborg.

1.2 Syfte

Syftet med examensarbetet är att belysa problemet med oljeförorenad jord i Sverige idag, dels genom att dokumentera det aktuella projektet med alla dess svårigheter och möjligheter, och dels med en beskrivning av samhällets syn på problemet.

1.3 Läsanvisning

Saneringsprojektet beskrivs i sin helhet i kapitel 4 tillsammans med de erfarenheter som dragits. Kapitlet är skrivet utifrån min egen synvinkel.

För att ge ett vidare perspektiv tas problemet med oljeförorenad jord i Sverige upp generellt i kapitel 2. Här görs också en genomgång av dagens tillgängliga behandlingsmetoder.

I kapitel 3 behandlas samhällets syn på problemet med förorenad jord. Detta innefattar aktuell lagstiftning liksom myndigheternas hållning.

Slutligen förs i kapitel 5 en diskussion kring några teman i rapporten. Utifrån de erfarenheter som dragits i projektet ges här också ett förslag till checklista att använda i planeringen av en liknande sanering i framtiden.

2. Oljeförorenad jord - ett miljöproblem

Problemet med förorenad jord har i Sverige på senare år fått större uppmärksamhet i takt med att miljödebatten i samhället fått större genomslag. I detta kapitel skall jag försöka ge en bild av detta problem. Tyngdpunkten kommer att läggas på mark förorenad av petroleumprodukter såsom olja och bensin, men jag kommer också att beröra förorenad jord i allmänhet i varje avsnitt.

2.1 Definitioner

Först skall för tydlighetens skull innebörden av ett antal vanligen förekommande begrepp klargöras (SNV, 1995b).

Med *efterbehandling* menas åtgärder som syftar till att varaktigt eliminera eller minska den nuvarande och framtida påverkan på hälsa och miljö från föroreningar i mark, grundvatten och sediment.

Sanering har som syfte att avlägsna föroreningen. Detta kan ske exempelvis genom bortschaktning eller destruktion på platsen. Sanering avser ofta åtgärder av brådskande art.

Återställning innebär åtgärder i avsikt att återskapa den ursprungliga situationen innan området förorenades. Detta är i praktiken ofta omöjligt att uppnå.

2.2 Bakgrund

Förorening av mark, grundvatten och sediment har pågått ända sedan industrialismens början. Många av de problem som finns härrör från "gamla synder" men ännu idag sker olyckor och utsläpp som, trots en större medvetenhet om problemen, är svåra att förhindra.

När det gäller områden förorenade av petroleumprodukter är oljedepåer, raffenaderier och bensinstationer de vanligaste platserna där utsläpp skett och sker. Utsläppen sker bland annat genom olyckshändelser, överfyllningar, långvariga spill och från läckande tankar och ledningar. I sammanhanget kan nämnas att uppskattningar gjorda i USA anger att cirka 5-25% av tankbeståndet under jord läcker (Lindmark och Larsson, 1995).

Idag sker i Sverige en omfattande kontroll av hanteringen med petroleumprodukter och rutinerna är noggrannare än förr. Numera är till exempel överfyllnadsskydd och regelbunden besiktning av oljetankar obligatoriskt.

I Sverige har man trots detta inte kommit särskilt långt vad gäller efterbehandling av förorenad mark i förhållande till exempelvis länder som USA, Tyskland, Holland och Danmark. Orsakerna till detta är flera. Ett skäl som ofta anges är att vi inte är lika tättbebyggda och har samma markbrist som många andra länder. Det gör att problemet inte kommit i konflikt med bebyggelse i samma utsträckning

här. Ett annat skäl är att vi inte är lika beroende av grundvatten för vår vattenförsörjning som många andra länder (SNV, 1994a).

2.3 Problemets karaktär

Vilka konsekvenser en markförorening får beror på platsspecifika förhållanden som jordart, markanvändning, närhet till bostäder och yt- och grundvatten. Typen av förorening spelar också in.

De akuta skadorna från förorening av jord och grundvatten är sällan stora eller spektakulära. Huvudorsaken är utspädningen av gifterna i den förhållandevis stora mängd vatten som är i omlopp i Sveriges natur. Ser man till totaleffekten blir skadorna stora på längre sikt, eftersom många av gifterna ackumuleras i näringskedjan eller koncentreras på sin väg. Spridningen av föroreningar i mark fördröjs ofta av markens fastläggningsmekanismer, men kan snabbt accelerera vid förändringar i omgivningen, exempelvis vid schaktning eller kemiska förändringar i marken såsom ändrat pH-värde eller redoxförhållanden (SNV, 1995b) .

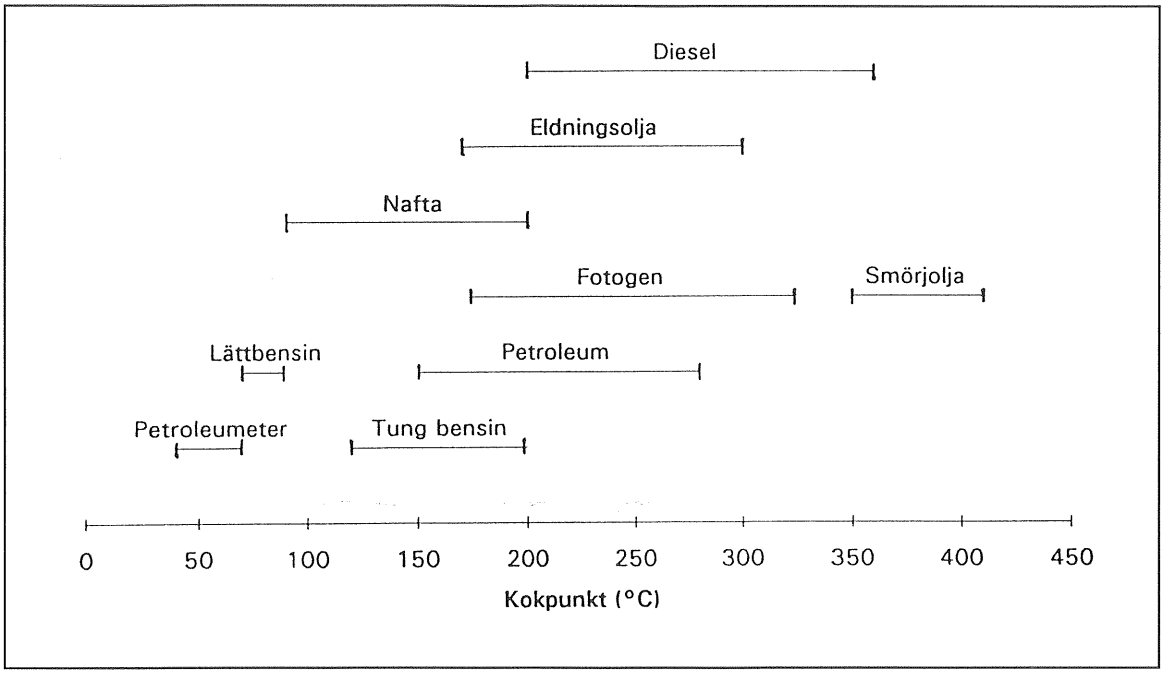
När det gäller utsläpp av olja är dock fallet litet annorlunda eftersom dess löslighet i vatten är liten. Följderna kan därför snabbt bli påtagliga.

Föroreningsproblemen uppdagas många gånger i samband med förändrad markanvändning, exempelvis då gammal industrimark exploateras för bostadsbebyggelse. I vissa fall kan gaser från förorenad mark tränga in i byggnader via ledningsdragningar och grunder. I andra fall visar sig föroreningen genom förhöjda halter i vattentäkter och liknande. Det räcker med någon liter olja för att en mindre vattentäkt ska slås ut. De lättflyktiga kolvätena i exempelvis bensin kan många gånger ge upphov till explosionsrisk om de ansamlas i begränsade utrymmen (SNV, 1995b).

2.4 Förekomst och spridning av olja i mark

När det gäller föroreningars spridning och omvandling i mark beskrivs detta allmänt av Elert *et al* (1996) samt av SNV (1994b). I nedanstående stycke beskrivs hur olja uppträder när det släpps ut i marken. Uppgifterna kommer från Lindmark (1995).

Till att börja med är dock en kort orientering om petroleumprodukter och deras indelning på sin plats i detta sammanhang. Petroleumprodukter består av blandningar av olika raka, grenade och ringformade kolvätegrupper som erhålls ur råolja. Även oorganiska ämnen som syre, kväve och svavel ingår i dessa grupper i mindre andelar. Hur petroleumprodukterna indelas efter kokpunkt framgår av figur 2.1.



Figur 2.1. *Indelning av petroleumprodukter efter kokpunkt (Lindmark, 1995).*

När olja släpps ut i marken rör den sig som en enskild fas som påverkas av tyngdkraften och kapillärkrafter. I ett grovkornigt material, till exempel grus, rör sig oljan praktiskt taget vertikalt tills kapillärvattenzonen eller ett tätt lager nås. I finkornigare jordar däremot, såsom silt och finsand, har de kapillära krafterna en stor verkan vilket gör att oljan även sprids horisontellt.

I ett homogent material blir spridningsbilden jämn, till skillnad från ett inhomogent material där ett mer "taggigt" utseende erhålls, beroende på varierande genomsläpplighet.

Oljans strömningshastighet i marken beror på det pådrivande trycket och på jordens permeabilitet. Det pådrivande trycket beror dels på tryckförhållandena vid utsläppskällan och dels på tryckförhållandena vid oljans utbredningsfront. Transporthastigheten är också beroende av oljans densitet och viskositet samt jordens vatten- och lufthalt.

På sin väg genom marken kommer oljan att fördela sig i följande faser:

1. Olja i markporerna ovan och under grundvattenytan (residualolja)
2. Lättflyktiga kolväten i porgas
3. Fri olja som flyter på grundvattenytan
4. Vattenlösliga komponenter i grundvattnet

Hur uppdelningen sker beror på flera faktorer, bland annat spillets storlek, avstånd till grundvattenytan, jordart samt oljans densitet, viskositet, ångtryck och löslighet. Generellt sett är dock andelen i den fria oljefasen och i markporerna större än andelen som lösts i grundvattnet eller som förekommer i porgasen. Detta

gäller i större utsträckning för högmolekylära (tunga) oljor. För bensin kan dock halterna i porgasen bli så stora att lukt- och hälsoproblem uppstår i närbelägna byggnader.

2.5 Insatser och erfarenheter i Sverige

Naturvårdsverket (SNV) har under en lång tid gjort insatser inom efterbehandlingsområdet, dock i liten omfattning. Under 1970- och 1980-talen var arbetet i första hand inriktat på de miljöproblem som vållades av gruvindustrin och äldre avfallsupplag. Först i slutet av 80-talet påbörjades ett systematiskt arbete med överblick över hela efterbehandlingsfältet. De små anslag man erhållit hittills har använts till inventeringar av förorenade områden, utveckling av bedömningsgrunder, diverse utredningar och kunskapssammanställningar. Dessutom har ett antal demonstrationsprojekt genomdrivits, av vilka de två största är Saxberget/Saxdalen med föroreningar från gruvverksamhet och Järnsjön i Emåns vattensystem med PCB-förorenade sediment (SNV, 1994a).

I slutet av 1992 noterade SNV att 228 efterbehandlingsprojekt genomförts eller pågick i Sverige. Orsaken till att dessa projekt kommit till stånd anger man vara verksamhetsnedläggning, exploatering eller liknande i cirka 35% av fallen och myndighetsagerande i cirka 42% av fallen (SNV, 1993).

En kraftig ökning av antalet fall där problemen orsakats av hanteringen av olja och bensin har uppmärksammats under senare tid. Vid flertalet av projekten valdes uppschaktning och deponering som saneringsmetod (SNV, 1994a).

2.6 Omfattning

Ett första försök att uppskatta omfattningen av problemet med förorenad jord i Sverige gjordes i miljöskadefondsutredningen, SOU 1987:15. Man studerade 8 branscher och problemtyper: gruvavfall, fibersediment, träimpregneringsanläggningar, äldre avfallsupplag, järn- och stålverk, glasbruk, PCB-förorenade områden och akuta saneringar efter konkurser. Man uppskattade utifrån denna delmängd av problemområden behovet av medel för undersökningar och åtgärder till 2-3 miljarder kronor (SNV, 1995a).

Sedan slutet av 1980-talet har SNV fått årliga anslag för att på uppdrag av regeringen arbeta med efterbehandlingsfrågor. Genom inventeringar har man uppskattat att det finns omkring 7000 platser i landet som behöver efterbehandlas (SNV, 1995a). Utsläpp av petroleumprodukter är, näst metaller, den vanligaste typen av markföroreningsproblem (SNV, 1995b).

Man har försökt kartlägga problemen branschvis och även riskbedömt såväl branscher som varje objekt för sig. Objekten har delats in i fyra riskklasser utifrån hur allvarliga effekter på hälsa och miljö som kan förväntas och från sannolikheten att denna situation skall uppkomma:

Klass 1 - Mycket stor risk
Klass 2 - Måttlig/Stor risk
Klass 3 - Liten risk
Klass 4 - Mycket liten risk

Objekten i riskklass 1 härrör ofta från områden som påverkats av gruvindustri, metallverk, järn- och stålverk, cellulosaindustrin och kloralkaliindustrin. De har ofta ett regionalt påverkansområde och föroreningsmängderna är vanligtvis mycket stora.

För petroleumföroreningarnas del hamnar de flesta objekten i riskklass 2. Dessa objekt bedöms oftast ha endast lokal påverkan, men är väldigt många till antalet. Tilläggas bör att verksamheter med hantering av petroleumprodukter har kartlagts i väldigt liten omfattning och förmodligen kommer antalet objekt härifrån att öka när en större inventering av dessa görs, enligt SNV (1995b). Detta gäller även försvarets anläggningar, vilka håller på att kartläggas idag. Här förväntas mycket oljespill och annat finnas i marken runt om i landet.

Bensinstationerna står för det största antalet platser med petroleumföroreningar. Enligt Gullbring (1996) uppskattar SNV att antalet nedlagda stationer i Sverige är cirka 6000. Idag finns det 4000 stationer i drift, varav i storleksordningen 500 kommer att läggas ned inom de närmaste åren (SNV, 1995b).

2.7 Åtgärdsteknik

En sammanställning av tillgängliga behandlingsmetoder för oljeförorenad mark, baserad på nationella och internationella erfarenheter, har gjorts av Lindmark och Larsson (1995). Den sammanfattas i detta avsnitt.

Forskning bedrivs runt om i världen för att ta fram nya metoder. I Sverige har man däremot inte gjort några större forskningsinsatser hittills. Andersson (1996) tror dock att detta kan få fart genom projekt som bedrivs med pengar från Mistra - miljöstrategiska forskningsstiftelsen, som 1993 fick 2 500 miljoner kronor av regeringen när den startades.

2.7.1 Efterbehandlingsmetoder

En efterbehandlingsmetod kan i princip vara inriktad separat mot någon av de fyra faserna som oljan förekommer i. Ofta kommer dock en sådan åtgärd även att ha effekt på de övriga faserna.

Metoderna kan indelas i två huvudgrupper, *in situ* och *ex situ*. In situ-metoder innebär att marken renas på platsen utan uppgrävning. I vissa fall kan dock grundvattnet pumpas upp och renas ovan mark för att sedan återinfiltreras i marken. Ex situ-metoder innebär att förorenad jord grävs upp och behandlas, antingen inom området, *on site*, eller också transporteras jorden till en behandlingsanläggning, *off site*.

Valet av behandlingsmetod måste alltid göras från fall till fall, oftast utifrån vad som är mest ekonomiskt. I Sverige har in situ-metoder använts i väldigt liten

omfattning, medan man i utlandet har större erfarenhet av detta. Generellt kan sägas att in situ-metoder bör övervägas när:

- Föroreningen ligger under befintliga byggnader och anläggningar
- Föroreningen ligger på stort djup under markytan
- Både jord och grundvatten skall renas
- Begränsat utrymme finns tillgängligt för schaktning
- En stor volym jord är förorenad
- Jorden är genomsläpplig (finsand och grövre) och homogen
- Tidsaspekten är underordnad

In situ-metodernas största fördelar är att man i hög grad undviker störningar av omgivningen och att föroreningarna ej behöver flyttas till annan plats med miljöstörande transporter. Nackdelarna är att det krävs mycket stora insatser i form av fältundersökningar för att karakterisera marken och omfattande kontrollprogram för att övervaka och optimera processen. Dessutom tar saneringen ofta mycket lång tid och tillförlitligheten är generellt mindre.

Efterbehandlingsmetoderna kan indelas i tre huvudgrupper:
- Koncentrationsmetoder
- Immobiliseringsmetoder
- Destruktionsmetoder

I det följande görs en mycket översiktlig genomgång av de behandlingsmetoder som finns tillgängliga idag inom landet och utomlands. Detaljerade beskrivningar och fakta om varje enskild metods tillämpbarhet, resultat, kapacitet, kostnader, status, tillgänglighet och erfarenheter samt en vägledning för valet av metod ges av Lindmark och Larsson (1995).

2.7.2 Koncentrationsmetoder

Koncentrationsmetoder syftar till att samla in och koncentrera föroreningar från en stor volym till en mindre eller att föra över föroreningar från ett media till ett annat, för senare omhändertagande. Ett exempel på en koncentrationsmetod är att pumpa upp förorenat vatten och rena det genom ett kolfilter. Andra metoder är markventilering, grundvattenventilering, jordtvättning och termisk avdrivning.

2.7.3 Immobiliseringsmetoder

Föroreningarna kan förhindras att fortsätta spridas genom olika immobiliseringsmetoder. Exempel på detta är att gjuta in föroreningen i betong, eller att valla in ett förorenat område med täta barriärer vertikalt och horisontellt. Ett sätt att isolera förorenat grundvatten är att genom pumpning ur brunnar styra grundvattenflödet in mot området.

2.7.4 Destruktionsmetoder

De tidigare nämnda metoderna minskar inte mängden föroreningar totalt sett. Det gör däremot destruktionsmetoderna, vilket gör dem extra intressanta. Syftet är att producera harmlösa restprodukter som koldioxid, vatten och salter. Detta kan ske genom förbränning, kemisk nedbrytning eller biologisk nedbrytning med hjälp av mikroorganismer.

Många anser idag att biologisk behandling är den intressantaste metoden för oljeföroreningar och det satsas mer och mer på detta i Sverige (Fröling, 1996; Hansson, 1995; Nihlén, 1995). Förutom beskrivningen av de biologiska behandlingsmetoderna som ges av Lindmark och Larsson (1995) kan också nämnas att biologisk behandling av oljehaltigt avfall avhandlas i ett examensarbete av Fröling (1996).

3. Samhällets syn på problemet

Att så lite gjorts åt problemet med förorenad jord hittills i Sverige jämfört med andra länder, se kapitel 1, tyder på att det inte har varit en särskilt prioriterad fråga i samhället. Frågan är om Naturvårdsverkets arbete kommer att ge resultat i praktiken i framtiden. I och med att ett handlingsprogram nyligen presenterats ligger nu bollen i viss mån hos regering och riksdag som har att tilldela de medel som krävs för det planerade efterbehandlingsarbetet.

I detta kapitel ges en bild av den lagstiftning som berör efterbehandlingsområdet, huvuddragen i Naturvårdsverkets handlingsprogram återges och övriga myndigheters ståndpunkter tas upp.

3.1 Lagstiftning

Frågan om ansvaret för efterbehandlingen av förorenad mark har debatterats en del på senare tid. I regeringens proposition "Miljöpolitiken inför 1990-talet"[1] behandlades bl a miljöskadefondsutredningens betänkande[2]. Regeringen avvisade förslaget om inrättande av en miljöskadefond och föreslog istället en miljöskadeförsäkring ur vilken ersättning skulle gå till enskilda skadelidande. Vad gäller finansiering av "återställningsåtgärder" ansåg regeringen att dessa borde bekostas med allmänna medel (SNV, 1994a).

Larsson (1996) skriver att denna modell visade sig bli för dyr för statskassan i samband med den ekonomiska krisen i början på 1990-talet. Bland annat därför fick den andra Miljöbalksutredningen genom tilläggsdirektivet 1994:134 uppdraget att "föreslå en tydligare ansvarsordning för äldre miljöskador mm".

3.1.1 Nuvarande lagstiftning

Det finns idag ingen samlad lagstiftning på efterbehandlingsområdet i Sverige. Bestämmelser som ger möjlighet att reglera frågor om efterbehandling finns idag främst i miljöskyddslagen (ML) och naturvårdslagen (NVL). Andra lagar som berör området är hälsoskyddslagen, lagen om kemiska produkter, vattenlagen, torvlagen, minerallagen, räddningstjänstlagen, rörledningslagen och dumpningslagen. I plan och bygglagen (PBL) finns bestämmelser som ger möjlighet att ställa krav på mark för olika ändamål. Även renhållningslagens bestämmelser tar sikte på att förebygga och i vissa fall åtgärda uppkomna problem (Darpö, 1994).

Enligt SNV (1994a) regleras huvuddelen av de verksamheter som kan ge upphov till efterbehandlingsproblem i ML. Lagen anger inte att tillståndsbeslut ska vara förenade med krav på efterbehandling, men möjligheten att göra detta finns.

---

[1] Proposition 1987/88:85

[2] SOU 1987:15

Denna möjlighet utnyttjas dock sällan, vilket gör att många problem skjuts på framtiden tills eventuella krav ställs i samband med en nedläggning av verksamheten.

Vid all miljöfarlig verksamhet gäller dock kravreglerna i 5 § ML, vilken inleds så här:

"Den som utövar eller ämnar utöva miljöfarlig verksamhet skall vidtaga de skyddsåtgärder, tåla den begränsning av verksamheten och iakttaga de försiktighetsmått i övrigt som skäleligen kan fordras för att förebygga eller avhjälpa olägenhet. Skyldigheten att avhjälpa olägenheter kvarstår även efter det att verksamheten har upphört." (SNV, 1995c)

Den sista meningen i ovan citerade lagtext tillkom som ett tillägg 1989 (Larsson, 1996). Med stöd av denna bestämmelse kan krav på efterbehandling ställas såväl i fråga om pågående som avslutad verksamhet.

3.1.2 Oklarheter i dagens lagstiftning

Huvudproblemet med dagens lagstiftning är frågan om vem som är ansvarig för att genomföra undersökningar och åtgärder. Också frågan om hur långt detta ansvar ska sträcka sig är oklart. SNV (1994a) menar att dagens praxis på detta område gör att det ofta är svårt att finna någon ansvarig.

Det råder också oklarheter i fråga om vad som gäller för verksamheter som upphört före 1969, året då ML tillkom. En annan fråga som aktualiserats är vad som kan definieras som miljöfarlig verksamhet och sålunda lyder under ML. Detta gäller särskilt vid exploatering av förorenade områden.

3.1.3 Lagstiftning i andra länder

SNV (1994a) tar upp hur lagstiftningen i några andra länder ser ut. I Danmark, Holland, Tyskland och USA finns en utvecklad lagstiftning för reglering av frågor om miljöskadade områden. Gemensamt för flera av lagarna är att de tar sikte på de förorenade områdena som problem i sig. De innehåller bestämmelser som innebär restriktioner för markanvändning, som anger plikt att informera och som pekar ut vem som är ansvarig i olika situationer.

I USA tillämpas principen om solidariskt ansvar. Detta innebär att var och en som på något sätt haft att göra med verksamheten kan göras ansvarig för hela skadan. Här tillämpar man också principen om strikt ansvar. Den innebär att en verksamhetsutövare, även om denne följt lagar och villkor i tillstånd och i övrigt vidtagit försiktighetsmått, kan göras ansvarig för en skada så länge det föreligger ett orsaksamband mellan skadan och verksamheten han bedrivit.

I de europeiska länderna tillämpas vanligen principen om proportionering, vilket innebär att respektive förorenare skall svara för sin del av den uppkomna skadan. Strikt ansvar tillämpas i några av de europeiska länderna.

3.1.4 EU:s lagstiftning

Inom EU har olika förslag bearbetats sedan tidigt 1980-tal. Inom Europarådet antogs 1993 en konvention som behandlar frågor om miljöskadeansvar[3]. Denna kan, enligt Larsson (1996), sägas motsvara den svenska miljöskadelagen.

När det gäller kostnadsansvaret för undersökningar och åtgärder ställs detta inom EU på "the operator". Med detta begrepp avses den som har faktisk, juridisk eller *ekonomisk* kontroll över verksamheten. Detta innefattar alltså alla slags finansiärer och andra med ekonomiska intressen i verksamheten. Begreppet definieras i ett EU-direktiv på följande sätt[4]:

"As the operator means any natural or legal person who operates the incineration plant, or who has or has been delegated decisive economic power over it."

Med tanke på medlemskapet i EU bör denna definition av vem som är utövare av verksamheten övervägas även i Sverige, anser Larsson (1996).

3.1.5 Brister i lagstiftningen och förslag till ny lagstiftning

SNV ger i sitt handlingsprogram (SNV, 1995b) ett antal förslag på ändringar i lagstiftningen som skulle ge en större möjlighet att långsiktigt lösa efterbehandlingsproblemen och tillrättalägga de brister som man anser hittills ha hindrat ett fungerande efterbehandlingsarbete i Sverige. Några av de viktigaste regleringarna följer nedan.

Förändringar som på kort sikt kan införas i befintlig lagstiftning:

- Anmälningsplikt vid upptäckt av förorening i mark eller vattenområde.
- Anmälan inför nedläggning av verksamhet.
- Anmälan/tillstånd inför genomförande av efterbehandlingsåtgärder.
- Möjlighet att genom ändringar i PBL i områdesbestämmelser ange begränsningar i användningen av större mark- och vattenområden som är förorenade.

Exempel på förändringar som utreds i samband med miljöbalken:

- Ansvarsfrågan behöver klarläggas.
- Regler för registrering av efterbehandlingsobjekt.
- Möjlighet för miljömyndigheten att ställa krav på viss typ av behandling, oavsett om det är miljöfarligt avfall eller ej.
- Krav på ekonomiska säkerheter alternativt försäkringar för efterbehandlingsåtgärder.

---

[3] Council of Europe Convention on Civil Liability for Activities Dangerous to the Environment, 32 ILM 1228 (1993).

[4] EC Directive 94/67 on the incineration of waste, OJ L 365/34, 31/12/94, Article 2.6.

SNV lade i februari 1996 fram ett lagförslag till den pågående Miljöbalksutredningen (Larsson, 1996), vilket bygger på tre så kallade "grundbultar".

Den första ska reglera vem som är ansvarig för att utreda och efterbehandla förorenade områden. Förslaget bygger på *Polluter Pays Principle*, se kapitel 3.2.1, och lyfter bland annat fram markägarens ansvar. Detta ställer högre krav på undersökningar före ett fastighetsförvärv för att förvissa sig om att marken inte är förorenad, eller åtminstone att frågan regleras i köpehandlingarna.

Den andra gäller införande av en offentlig registrering av förorenade fastigheter. Detta skulle enligt SNV (1995b) öka markägarnas intresse för att genomföra undersökningar och åtgärder.

Den tredje bygger på en möjlighet att kalla till ett "samordningssammanträde" med samtliga presumtivt ansvariga parter för fördelning av ansvar, enligt principen om proportionering. Efter en förhandlingsuppgörelse ska en styrgrupp bestående av representanter från företag och myndigheter gemensamt genomföra erforderliga åtgärder.

3.2 Myndigheternas hållning

SNV lade i oktober 1995 fram ett handlingsprogram som är resultatet av allt det arbete som lagts ner sedan slutet av 1980-talet på att kartlägga efterbehandlingsbehovet i landet. Syftet med handlingsprogrammet är "att utifrån nuvarande kunskaper föreslå ett system för hur det framtida efterbehandlingsarbetet bör organiseras och genomföras. Syftet är även att vid fysisk planering beakta och begränsa risken för negativa hälso- och miljöeffekter" (SNV, 1995b).

3.2.1 Principer och policy

På miljövårdsområdet finns ett antal generella principer som många myndigheter ser som vägledande. Nedan beskrivs de viktigaste principerna som ligger till grund för efterbehandlingsområdet enligt SNV (1995b).

Försiktighetsprincipen

En grundläggande princip för allt miljöskyddsarbete är försiktighetsprincipen. Den bygger på det faktum att det råder stor osäkerhet kring många av de effekter som olika föroreningar kan ha på människa och miljö samt på den stora komplexiteten hos ekosystemen. Osäkerheten gäller såväl miljöeffekter av enskilda ämnen som kombinationer av dessa, samt sannolikheten för spridning och exponering.

Principen innebär att alla bedömningar som görs av en förorenings effekter på hälsa och miljö bör göras med god säkerhetsmarginal. Redan misstanken att något kan vara skadligt eller vålla olägenhet är ett motiv för åtgärder. Man bör alltså inte vänta med ingripanden tills skador har uppstått. Många gånger kan uppkomna miljöskador vara svåra att komma tillrätta med och ibland även vara irreversibla.

Polluter Pays Principle

En annan grundläggande princip är att förorenaren skall betala kostnaderna för efterbehandlingen - Polluter Pays Principle (PPP). Verktyget för utövandet av denna princip bör, enligt SNV (1995b), vara landets lagstiftning.

Bästa teknikprincipen

En tillämpning av försiktighetsprincipen är bästa teknikprincipen (Best Available Technology, BAT). Den säger att den bästa teknik som finns att tillgå för att undvika miljöstörningar skall användas.

I efterbehandlingssammanhang brukar destruktionsmetoderna föredras i första hand. I andra hand kommer koncentrationsmetoderna, vilka är lämpliga när destruktion ej är möjlig, exempelvis för metallföroreningar. Först i sista hand kommer immobiliseringsmetoderna, vilka har som syfte att hindra exponering och fortsatt spridning av föroreningen.

Skälighetsprincipen

Vid val av behandlingsteknik måste en bedömning göras av kostnadens skälighet i förhållande till miljönyttan. Denna skälighetsprincip innebär att det ibland kan vara motiverat att vänta med en åtgärd i avvaktan på teknik- och kostnadsutveckling.

Kretsloppsprincipen

I ett längre perspektiv måste hushållning med resurser och återvinning tillämpas i samhället för att uppnå en hållbar utveckling. Efterbehandling av förorenade områden är ett sätt att ta tillvara mark och vatten för kommande generationer. Denna princip kan liksom BAT styra valet av behandlingsteknik till förmån för metoder som innebär återanvändning av förorenad mark.

3.2.2 Prioriteringar

När det gäller valet av vilka objekt som ska prioriteras tidsmässigt har SNV (1995b) valt följande grunder.

I första hand:

- Objekt med akut hälso-/miljörisk eller där det redan föreligger påtagliga negativa effekter.
- Objekt med föroreningar som har hög prioritet i miljöarbetet på grund av sin bedömda hälso/miljöfarlighet och med halter och mängder av betydelse.

Och därutöver:

- Objekt som innebär ett hot mot ekologiskt känsliga eller särskilt skyddsvärda områden.
- Objekt med en potential för en långvarig och omfattande spridning av föroreningar.

- Objekt med allvarliga, existerande eller tidsmässigt närliggande markanvändningskonflikter.
- Objekt där åtgärderna, eller en samordning av åtgärderna, är kostnadseffektiva med avseende på miljönyttan.
- Objekt som är akuta från ansvarssynpunkt, det vill säga förestående förändringar som kan försvåra kostnadstäckning, exempelvis genom att ett företag är på väg att lägga ned sin verksamhet.

Petroleumprodukter hamnar relativt långt ner på listan över prioriterade ämnen, vilken toppas av metallföroreningar.

3.2.3 Generella riktvärden

De miljömål som brukar sättas idag beträffande föroreningar ligger, enligt SNV (1995b), ofta i samma storleksordning som naturliga halter. Miljömålen är satta i första hand för att undvika storskalig påverkan. Särskilda mål sätts ibland upp för speciellt belastade områden, ofta gamla industriområden, där man accepterar en högre föroreningsgrad i övrigt. Gränserna sätts då för oacceptabla halter, med målet att eliminera hälso- och miljöeffekter.

SNV har valt att ta fram generella riktvärden för två kategorier av markområden:

- *Känslig markanvändning* där bostäder, daghem och odling kan accepteras utan inskränkningar.
- *Mindre känslig markanvändning* gäller för industrier, kontor och samfärdsel.

Dessa riktvärden indikerar även hur återanvändning av behandlad jord kan ske. När det gäller kolvätehalten i jord har man ännu inte tagit fram några riktvärden, men SNV rekommenderar idag riktvärden enligt tabell 3.1 i sina remissutlåtanden 1996 (Gullbring, 1996).

3.2.4 Mål och strategi

Naturvårdsverkets långsiktiga mål för efterbehandlingsarbetet är att inom en 40-årsperiod ha identifierat och i erforderlig omfattning ha undersökt och vid behov åtgärdat alla förorenade markområden i landet (SNV, 1996).

SNV (1995b) pekar på ett antal nyckelpunkter för att få till stånd ett fortsatt efterbehandlingsarbete av tillräcklig omfattning:

- Eftersom huvudansvaret att initiera och driva inventeringar, undersökningar och åtgärder med dagens lagstiftning vilar på miljömyndigheterna måste dessa få tillräckliga personalresurser. De lokala och regionala miljömyndigheterna har i olika sammanhang pekat på att just bristen på handläggarresurser är en av de viktigaste orsakerna till den låga takten i efterbehandlingsarbetet i landet enligt Ahlbom (1996).

- Verktyg såsom generella riktvärden och vägledningar för riskbedömningar måste tas fram i större omfattning. Krav på detta har förts fram både från miljömyndigheter, verksamhetsutövare, konsulter och behandlingsföretag.
- Lagstiftningen bör ändras, se avsnitt 3.1.
- För huvuddelen av objekten kommer förmodligen en gemensam finansiering via samhället krävas även om ansvarsfrågan klargörs via ny lagstiftning. Hur detta löses är av största vikt.
- Tillgången på behandlingsteknik och behandlingskapacitet måste utökas. Den avgörande faktorn för tekniketablering och teknikutveckling är den faktiska efterfrågan på behandling. Detta är en av anledningarna till att man hittills i Sverige nästan uteslutande utfört åtgärder av slaget bortschaktning och deponering.

	Känslig markanvändning	Mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag	Mindre känslig markanvändning
Humantox[5]	100 (20)	500 (100)	750 (150)
Ekotox[6]	100 (25)		200 (50)

***Tabell 3.1**. Riktvärden för oljehalt i jord enligt SNV:s rekommendationer idag. Siffrorna anger halten opolära alifater i mg/kg torrsubstans. Siffror inom parentes anger totalt extraherbara aromater med samma enhet. (Gullbring, 1996)*

3.2.5 Finansiering

SNV (1995b) uppskattar att samhällets kostnader för efterbehandling, i det fall att alla de cirka 7000 objekten i riskklass 1-3 (se kapitel 2.6) åtgärdas, uppgår till cirka 20 miljarder kronor. För den närmaste 5-årsperioden föreslår SNV att man inriktar sig på de 200 allvarligaste och högst prioriterade objekten. Samhällets kostnader för att åtgärda dessa uppskattar man till 2,5 miljarder kronor.

För att täcka kostnaderna för den del av efterbehandlingsbehovet i Sverige som saknar ansvarig huvudman, samt samhällets övriga kostnader för efterbehandling, menar man att en statlig finansiering är nödvändig. Detta kräver dock att avsteg görs från principen om att förorenaren ska betala (PPP). SNV har i sitt handlingsprogram gett ett antal förslag till finansieringen. Man pekar dock på svårigheten att finna ett system som av alla ses som rättvist.

Finansieringen kan ske genom skatter och avgifter som läggs på verksamhetsutövarna (industrin) som ett kollektiv och/eller på hushållen. SNV

[5] Avseende hälsorisker för människor

[6] Avseende effekter på växter och djur.

pekar främst på den avfallsskatt som skall träda i kraft 1 januari 1997. Syftet med den är dock primärt att ändra beteendet, vilket kan innebära att den inte är en långsiktig finansieringskälla. Andra alternativ är en höjning av skatterna på svaveldioxid, koldioxid och energi eller införandet av en ny, skräddarsydd skatt för efterbehandling. Ytterligare en möjlighet är att ta pengar som avsatts till sysselsättningspolitiska åtgärder och s.k."gröna jobb". Kopplingen är den tänkta sysselsättningseffekt ett utökat efterbehandlingsarbete skulle ge.

När det gäller petroleumindustrin har denna själv tagit initiativ till en finansiering genom Svenska Petroleum Institutet (SPI) av i första hand sanering av nedlagda bensinstationer. Detta skall ske genom ett nystartat bolag, SPI Miljösaneringsfond AB. Pengarna tas genom att oljebolagen betalar in 2 öre per liter försåld drivmedel. Detta beräknas ge cirka 100 Mkr årligen till fonden (Ahlbom, 1996).

Som jämförelse kan nämnas att i länder som kommit längre med sitt efterbehandlingsarbete finansieras detta antingen med allmänna skattemedel eller via inkomna medel från skatt på avfall. I USA finansieras övergivna platser med Superfund, vars viktigaste intäkter är skatt på olja och kemikalier och allmänna miljöskatter (SNV, 1995b). I bilaga 1 redovisas en sammanställning över uppgifter om ett antal länders efterbehandlingsverksamhet som gjorts av SNV.

3.2.6 Genomförande

SNV (1996) anser att det praktiska efterbehandlimgsarbetet med inventeringar, undersökningar och åtgärder fortsättningsvis bör drivas med en långt gången decentralisering. Ahlbom (1996) menar att länsstyrelserna ska ha rollen som regional samordnare som tar fram flerårsplaner i samråd med kommunerna. SNV fördelar sedan de statliga medlen via länsstyrelserna till kommunerna.

3.2.7 Markvärdesstegring

Efterbehandlingsåtgärder kan leda till att värdet på den aktuella fastigheten stiger. När åtgärderna genomförs med statliga medel måste frågan om vem som tillgodogör sig värdestegringen beaktas. SNV (1996) anser att om efterbehandling genomförs med statliga medel bör i de flesta fall kommunen förvärva fastigheten. Huvudskälet till detta är att kommunen har planmonopol. Kommunen kan som fastighetsägare utan problem med eventuella krav på ersättning för planskada ändra framtida markanvändning i detaljplanen med hänsyn till de saneringsmål som bestämts.

4. Dokumentation av projektet

Sommaren 1996 genomfördes i Göteborg ett saneringsprojekt på grund av ett oljeutsläpp från en nedgrävd tank för eldningsolja. I detta kapitel beskrivs projektet utifrån min egen synvinkel. Jag deltog i projektet under hela åtgärdsfasen som praktikant på byggföretaget NCC som utförde saneringen.

4.1 Bakgrund

Nedanstående uppgifter är huvudsakligen hämtade från Johansson (1996a).

4.1.1 Området

På en fastighet i Majorna i Göteborg ligger en fabrik som från slutet av 50-talet till halvårsskiftet 1993 tillverkat sytråd. Kvarteret omkring fabriksfastigheten ligger i en relativt brant sluttning och består huvudsakligen av industritomter. Fabriksfastigheten ligger. Granne med fabriken i öster ligger ett landshövdingehus bestående av en huslänga med två flyglar. Innergården vetter mot gränsen mellan de båda fastigheterna, vilken är terassliknande på grund av de stora nivåskillnaderna mellan fastigheterna.

4.1.2 Utsläppet

På fabriksgården har en nedgrävd tank för eldningsolja varit placerad sedan fabriken byggdes. Då fabriken var i drift leddes oljan genom en ledning i marken in till en ångpanna som användes för färgningen av sytråden. Från början användes tjockolja som behövde värmas för att bli tillräckligt lättflytande, men man övergick i början av 90-talet till en mer lättflytande olja av typ WRD (=*Wide Range Density*). Sommaren 1992 började man istället använda sig av eldningsolja klass 1, i dagligt tal diesel.

Enligt uppgifter från fabrikens företagsledning och från det företag som haft ansvaret för servicen av tanken, har tanken rengjorts och provtryckts varje år i juli fram till 1991. Detta gjordes dock inte sommaren 1992, eftersom verksamheten skulle flyttas till Portugal ett år senare, och tanken därmed tas ur bruk. Dessutom var produktionen vid denna tidpunkt ovanligt stor i syfte att lägga upp lager för tiden efter flytten.

I december 1992 upptäcktes ett utsläpp från tanken, dels genom att ångpannan stannade på grund av inblandning av vatten i oljan, och dels genom att olja stigit upp i tvättstugan i grannfastighetens källare. Grannfastigheten förvaltas av ett kommunalt bostadsbolag.

I februari 1993 grävdes tanken upp och en korrosionsskada upptäcktes. Företaget som haft ansvaret för skötseln av tanken sedan den placerades på gården vidtog därefter ett antal åtgärder för att försöka förhindra att olja skulle fortsatta att tränga upp på grannfastigheten. Tanken grävdes upp tillsammans med cirka 25 m^3

kraftigt oljeförorenad jord som skickades till dåvarande GRAAB Kemi. Man anlade också ett par brunnar (brunn A och C enligt bilaga 2) -samt ett avskärande dräneringsdike mellan tanken och grannfastigheten, se bilaga 2. Därefter pumpades oljeblandat vatten upp ur brunnarna under tre års tid. Allt detta gjordes utan att försöka fastställa utsläppets spridning och omfattning genom markundersökningar.

Olja fortsatte dock att stiga upp i grannfastighetens dagvattenbrunnar vid kraftiga regnväder under dessa tre år. Förvaltaren av grannfastigheten anmälde ärendet till kommunens miljöförvaltningen i augusti 1995. Anmälan ledde till att fabriksägaren ålades att göra en utredning för att fastställa orsaken till oljeutsläppet och dess utbredning.

4.2 Utredningen

Sytrådsfabrikören anlitade konsultföretaget Flygfältsbyrån (FB) för att göra utredningen. Nedanstående är ett sammandrag av den rapport som utredningen resulterade i (Johansson, 1996a).

4.2.1 Omfattning

Utredningen omfattade kartläggning av de geografiska och geotekniska förhållandena på de båda berörda fastigheterna, oljans utbredning i marken, en uppskattning av oljeutsläppets volym samt förslag till åtgärder.

4.2.2 Genomförda undersökningar

Som komplement till befintliga kartor gjordes en inmätning av området. En markundersökning bestående av maskinella vingsonderingar och jordprovtagningar med skruvborr på tio platser genomfördes. Tretton jordprover analyserades i lab för att bestämma oljehalt (total extraherbar mängd aromatiska och alifatiska kolväten). Dessutom sattes grundvattenrör i fyra punkter.

Volymen utsläppt olja beräknades överslagsmäsigt på två olika sätt. Den första beräkningen gjordes genom att integrera flödet genom rosthålen över tiden. Beräkningen baserades på antaganden om storleken på rosthålen, tiden utsläppet pågick, mängden påfylld olja per vecka, den under veckan varierande vätskepelarens höjd i förhållande till utsläppspunkten samt oljans densitet och viskositet.

Den andra beräkningen gjordes genom att ställa uppgifter om oljeförbrukning i relation till producerad volym sytråd vid den antagna tiden för utsläppet. På så vis uppskattades den förlorade mängden olja till 30 - 40 m^3.

En översiktlig genomgång av tillgängliga metoder för sanering av det förorenade området ingick också i utredningen.

4.2.3 Resultat

Inmätningen dokumenterade relativt stora höjdskillnaderna inom området med en dominerande marklutning åt öster. Marknivån varierade mellan +32 m på fabriksgården och + 25,5 m på innergården.

Marken på fabriksfastigheten visade sig bestå i huvudsak av ett flera meter mäktigt lager fyllnadsmassor ovanpå siltinblandad lera, vilket i sin tur överlagrade ett friktionsjordslager ovanpå tät bottenlera. På bostadsfastigheten var förhållandena i princip desamma, med skillnaden att fyllnadsmassorna hade en något mindre mäktighet.

Några större grundvattenflöden kunde inte påvisas i de övre marklagren i den utfyllda delen av området. Större grundvattenflöden antogs däremot finnas i friktionsjorden under den siltinblandade leran. Det vatten som transporterades genom platsen för oljeutsläppet trodde FB i huvudsak bestå av ytvatten, vilket kunde förklara den periodiska uppkomsten av olja nedströms tanken.

Labproverna visade oljehalter avseende opolära alifater varierande mellan 0 och 8 700 mg/kg torrsubstans. En uppskattning av utsläppets utbredning baserade på analysresultaten kan ses i bilaga 2.

I utredningen konstaterade FB följande: ”den bild som utbredningen av utsläppet har och den stora dominansen av alifatiska kolväten ställer det utom all tvivel att oljan på fastigheterna härstammar från brännoljetanken”.

De båda beräkningarna av oljeutsläppets volym visade som tidigare nämnts att cirka 30-40 m^3 olja läckt ut totalt. Av denna volym uppskattade man att cirka 10 m^3 olja tagits omhand genom bortschaktning av jordmassorna kring tanken och genom pumpning av olja och vatten ur brunnarna.

Utifrån genomgången av möjliga metoder för saneringen av området angav FB tre alternativa förslag:

1. All jord med oljehalter överstigande 100 ppm schaktas bort för sanering och ersätts med rena jordmassor.
2. Endast den förorenade jorden på bostadsfastigheten schaktas bort och ett dräneringsdike anläggs mellan de båda fastigheterna som skär genom den förorenade jorden. Vatten pumpas kontinuerligt bort och får passera en oljeavskiljare innan det injekteras uppströms platsen för oljeutsläppet.
3. Marken tvättas genom injektion av vatten, innehållande lämplig tensid, uppströms utsläppspunkten och pumpning av vatten nedströms den förorenade jorden.

4.3 Upphandling av entreprenaden

Efter samråd med Miljöförvaltningen kom FB fram till att den enda rimliga lösningen på problemet var alternativ 1 enligt ovan (Johansson, 1996b). FB fick fortsättningsvis fabriksägarens uppdrag att ansvara för upphandlingen och genomförandet av saneringsarbetet i form av en generalentreprenad.

4.3.1 Upphandlingsförfarandet

Entreprenaden upphandlades i maj 1996. Fem företag inkom med anbud. Ett förslag till alternativt genomförande av saneringen inkom också av ett sjätte företag. Förslaget byggde på in situ-behandling av jorden. Detta förslag deltog dock aldrig i upphandlingen eftersom FB ansåg att metoden inte var tillräckligt tillförlitlig. Dessutom tyckte man att den skulle ta för lång tid att genomföra, främst med tanke på olägenheterna för de boende i området (Johansson, 1996b).

Det främsta kriteriet för att få entreprenaden var lägsta pris. Man ställde dock också krav på att arbetet genomfördes på ett miljömässigt bra sätt. Entreprenaden gick till NCC Anläggning i Göteborg.

4.3.2 Omfattning

Entreprenaden skulle omfatta bortschaktning av cirka 2200 m^3 förorenad jord, återfyllning samt återställande av de berörda ytorna. Av den förorenade jorden angavs ungefär 500 m^3 inneha en oljehalt (opolära alifater) överstigande 1000 mg/kg torrsubstans, och 1700 m^3 understigande samma halt.

4.3.3 Krav

I anbudshandlingarna fanns bland annat följande krav angivna:

- Arbetena skulle starta 28 maj och vara avslutade före 1 juli.
- All jord med en oljehalt överstigande 100 ppm skulle schaktas bort och omhändertas på lämpligt sätt. (Detta krav kom senare att ändras av miljöförvaltningen till 50 ppm för jordmassor inom bostadsfastigheten och 100 ppm på övriga delar.)
- Intyg skulle kunna uppvisas på att alla tillförda jordmassor var rena.
- Ingen bortschaktad jord fick återföras till området även om analyser visat att jorden var ren.
- Det oljeförorenade länsvattnet måste passera slam- och oljeavskiljare och ej innehålla mer än 5 ppm olja innan det släpptes ut på avloppsnätet i området.
- Provtagning och analys av oljehalten skulle fortlöpande ske och dokumenteras samt delges beställaren för beslut om åtgärder.
- Schakt och återfyllning närmast byggnadens fasad måste utföras etappvis så att den öppna schaktgropen inte översteg 4 meter längs fasaden.

4.4 Planering och strategi inför saneringsarbetet

När planeringen av själva saneringsarbetet skulle börja ställdes NCC inför ett antal frågor: Var börjar vi gräva? Vilka krav och mål skall uppfyllas? Vilka är de faktorer som mest begränsar vårt arbete? I det följande beskrivs resonemangen som fördes kring några av dessa frågor.

4.4.1 Tidsaspekten

Det ursprungliga tidskravet för entreprenaden angav att alla arbeten skulle vara klara före 1 juli, vilket innebar en månads arbete. Med tanke på de boende vore det en fördel om arbetena på deras gård avslutades så tidigt som möjligt, för att minimera olägenheter såsom buller, minskad framkomlighet, damm, förstörda lekutrymmen osv.

4.4.2 Länsvatten

En av de viktigaste faktorer som styrde strategin för grävandet och återfyllandet ansåg man på NCC vara risken att förorena tidigare ren jord och återfyllnadsmassor med länsvatten. Genom att börja gräva i det, enligt anbudshandlingarna, mest förorenade området, se bilaga 2, så hoppades man att tidigt kunna bli av med huvuddelen av oljan i marken, och därmed minska möjligheten för förorenat länsvatten att uppstå. Utifrån den befintliga schaktgropen skulle man sedan gräva sig ut åt alla riktningar och kontinuerligt ta jordprover och analyser tills jorden antingen var tillräckligt ren enligt de uppställda kraven, eller tills byggnader, anläggningar eller tomtgränser hindrade fortsatt grävande.

Det enklaste sättet att undvika att rena återfyllnadsmassor skulle förorenas av länsvatten vore att inte påbörja återfyllnaden förrän alla förorenade massor schaktats bort. Detta skulle innebära att en stor och djup schaktgrop under relativt lång tid måste stå öppen och göra arbetsplatsen svårframkomlig. En tillfällig väg in på gården var man dock tvungen att ha under hela tiden för schaktning och återfyllnad för att lastbilar skulle kunna lastas och lossas.

4.4.3 Omhändertagande och sortering av jordmassor

Frågan om hur de förorenade massorna skulle omhändertas var av stor vikt för NCC redan i anbudsskedet. Kostnaden för omhändertagandet visade sig vara den post i kalkylen som styrde anbudspriset mest.

Man såg två alternativ: antingen transporterade man jorden direkt till en lämplig mottagare av förorenad jord eller så behandlade man jorden själv genom kompostering innan man förde den till en deponi eller någon form av återanvändning.

Efter samråd med länsstyrelsens miljöenhet, som är tillstånds- och tillsynsansvarig myndighet för dessa frågor, kvarstod endast det förstnämnda alternativet. Alternativet att själva utföra en biologisk behandling av jorden föll på att tillståndsprövningsprocessen för detta skulle ta alldeles för lång tid, vilket inte tidskraven för entreprenaden tillät. Länsstyrelsen rekommenderade att man transporterade de förorenade massorna till en mottagare med befintligt tillstånd för detta.

Utifrån en kartläggning av möjliga mottagare av de förorenade jordmassorna, deras pris samt transportkostnaden, valde man att försöka sortera upp jorden i tre kategorier utifrån föroreningsgrad. Dessa kategorier redovisas i tabell 4.1.

	Halt opolära alifater (mg/kg ts)	Deponi	Kostnad inklusive transport
Lätt förorenade jordmassor	100-400	Arendalstippen	100 kr/ton
Medelförorenade jordmassor	400-3000	Rödjorna i Skara	365 kr/ton
Mycket förorenade jordmassor	>3000	Rödjorna i Skara	415 kr/ton

***Tabell 4.1**. Alternativa deponier.*

Kostnaderna anger att en mycket stor vinst skulle ligga i att sortera ut de renare massorna så långt som möjligt. En sortering skulle dock i sin tur styra grävstrategin i hög grad och förmodligen ge ett mer tidsödande schaktningsarbete.

Enligt de markundersökningar som redovisats i utredningen kunde man anta att stora volymer av de jordmassor som låg inom det antagna förorenade området kunde vara relativt rena, på grund av jordlagrens skiktning.

För att kunna lägga upp en strategi för hur man bäst sorterade jordmassorna krävdes en god bild över markens geologi och oljans spridning speciellt i vertikal led. NCC valde därför att börja arbetet med att göra ett antal provgropar på lämpliga platser i området med hjälp av grävmaskin för att komplettera de markundersökningar som gjorts i utredningen. På detta sätt skulle en bättre bild erhållas av markförhållandena och de rådande jordlagren. I utredningen hade FB inriktat sig på att i första hand utvärdera oljeutsläppets horisontella spridning och den lägsta nivån där olja kunde förekomma. Denna gräns utgjordes av den förmodat täta bottenleran.

Provgroparna tillsammans med resultaten från markundersökningarna visade på en spridningsbild med oljan koncentrerad huvudsakligen till vissa jordlager. Detta gjorde att man valde en grävstrategi som gick ut på att skala av varje jordlager för sig, ner till rena nivåer. Detta skulle ske inom delområden, utifrån grävmaskinens räckvidd och framkomlighet samt möjlighet för lastbilarna att komma till.

4.5 Områdets geologi och hydrogeologi

Allt eftersom provgropar grävdes och schaktningsarbetena framskred erhölls en allt bättre bild av områdets geologi. Under hela arbetets gång dokumenterades geologin på olika sätt, bland annat genom att jordlagerföljder i provgropar och i schaktkanter ritades av, mättes in med tumstock, avvägdes med teodelit och fotograferades.

Innan schaktarbetena startade gjordes sex provgropar med beteckningar F1 och P1-P5, se situationsplan i bilaga 3. Jordlagerföljderna i dessa provgropar finns

uppritade i bilaga 4 tillsammans med jordlagerföljder avritade i samband med provtagning från schaktkanten vid några tillfällen.

Komplexiteten och variationen hos geologin inom området visade sig vara stor, i likhet med vad den tidigare gjorda markundersökningen visat. De generella drag som beskrevs i utredningen, se kapitel 4.2.3, stämde också med verkligheten. Nedan följer en närmare beskrivning av varje sammanhängande jordlager.

4.5.1 Bottenleran

Bottenleran var en styv "blålera" av typ Göteborgslera. Lerlagrets ovankant var jämn över hela området, med en lutning på cirka 15 % åt öster. Närmast bostadsfastigheten övergick den styva leran till en lösare "stolplera", det vill säga en lera med nästan vertikalt ställd skiktning.

Schaktning skedde aldrig djupare ner än cirka 10 cm ner i bottenleran, eftersom minimalt med olja ansågs kunna ha trängt ner i leran. I provgroparna nådde man ytterligare ungefär en meter ner.

Sonderingarna från markundersökningen visar att bottenleran inom området sträcker sig från nivåer mellan +25 m och +27 m ner till nivåer mellan +12 m och +17 m, vilket ger en mäktighet på omkring 11 meter. Därefter tar ett tunt friktionsjordlager vid ovanpå berggrunden.

4.5.2 Grusskiktet

Grusskiktet täckte hela det aktuella området men varierade i mäktighet och kornstorlekar. I öster hade det en mäktighet av ungefär 1,3 meter med kornstorlekar mellan 5 mm och 200 mm. Mäktigheten minskade ju längre åt väster man kom. I slutlig schaktkant i väster, se bilaga 3, var mäktigheten ungefär 0,4 m. Även kornstorlekarna minskade åt väster och varierade mellan 5 mm och 15 mm i slutlig schaktkant i väster.

Partiklarna var runda och släta vilket indikerar att materialet var svallat.

4.5.3 Den mellanlagrande organiska leran

Detta lerskikt förekom liksom gruset över hela området. Mäktigheten var omkring 1 m överallt. Inslaget av organiskt material var tydligast i den östra delen av området. Leran hade här en tydlig horisontell skiktning med inslag av gamla, delvis förmultnade växtdelar. En doft liknande skämd tång omgav denna lera. Lokalt förekom ett tunt siltskikt i ovankant lerlagret, vilket hade en mycket skarp lukt liknande metan.

4.5.4 Siltskikten

På nivåer mellan +28,5 m och +29,5 m förekom tre tunna skikt av silt varvade med lera. Detta "paket" överlagrade alltså den organiska leran. Dessa nivåer förekom endast i den västra delen av området, på fabriksfastigheten. Dessa

siltskikt skars av i den ursprungliga branta slänt som låg i gränsen mellan de både fastigheterna.

4.5.5 Sandskiktet

I området där jordmassor på nivåer över +29,5 m förekom, det vill säga i västra delen av fabriksfastigheten, fanns ett sandskikt med en mäktighet av ungefär 2,5 m. Den översta metern var uppfyllt material som tillkommit när fabrikens parkeringsyta anlades. Sanden hade en rostbrun färg.

4.5.6 Fyllningsmaterialet

Hela området bestod närmast markytan av fyllning, vilken bestod av varierande material. Tjockleken på fyllningen varierade över området mellan några decimeter och flera meter. I den västra delen av fabriksfastigheten bestod den huvudsakligen av sand, medan i övriga delar förekom en blandning av allt från lera till grus.

4.5.7 Hydrogeologi

Slutsatserna som drogs i utredningen angående grundvattnet i området visade sig stämma med verkligheten. Fritt grundvatten förekom endast i gruslagret och grundvattenytan låg där ungefär mitt i gruslagret vid saneringsarbetets början.

I och med att slutlig schaktbotten låg 10 cm under gruslagrets underkant sänktes grundvattenytan i princip ner till denna nivå i hela schakten under saneringsarbetet. Tillrinnande vatten från schaktkanterna pumpades upp i en behållare och oljeavskiljdes (se kapitel 4.7.1).

Några dagar efter att gruslagret slutligen avlägsnats var tillrinningen mycket liten och fortsatte så att vara fram tills schaktgropen återfylldes. Under denna tidsperiod av ungefär en månad föll mycket lite regn

4.6 Provtagning och analys

NCC var ålagd att utföra kontinuerliga provtagningar och analyser "i erforderlig omfattning" samt rapportera resultaten till FB för beslut om åtgärder. Det blev min uppgift att sköta denna provtagning. Metoder för provtagning och analyser togs fram och valdes i samråd med FB.

4.6.1 Provtagning

Jordprover togs i provgropar och i schaktkanter samt från återfyllnadsmassor. Provet togs med en liten spade en bit in från ytan så att ett "färskt" prov erhölls. Det placerades sedan direkt i en 225 ml glasburk, som fylldes nästan helt med jord och förslöts med ett tättslutande lock. Detta rekommenderas bl a av Helldén (1991) och SNV (1994b) för att så långt som möjligt undvika att lättflyktiga kolväten försvinner.

Prover togs också på oljeavskilt länsvatten för att kontrollera oljehalten i vattnet innan det pumpades ut på avloppsnätet.

I samband med provtagandet protokollfördes tidpunkt, plats, nivå och jordart. Vald analysmetod samt resultat dokumenterades också när dessa uppgifter erhållits. Uppdaterade protokoll sammanställdes till varje byggmöte.

4.6.2 Analysmetoder

Utredningen visade att höga halter av opolära alifater förekom i området, medan halterna av aromatiska kolväten var genomgående låga. Förhållandet mellan olika kolväten hänger ihop med vilken typ av olja som förekommer. Utsläppet bestod som bekant av dieselolja. Detta gjorde att man valde att inrikta analyserna just på de opolära alifaterna, eftersom de dominerar i dieselolja. Som mätenhet valdes mg/kg torrsubstans, eftersom den använts i de tidigare gjorda labanalyserna och eftersom den är allmänt vedertagen i dessa sammanhang. Valet av analysmetod samt mätenheter för oljehaltigt avfall diskuteras för övrigt ingående av Fröling (1996).

Två typer av analyser utfördes, fältmätningar och laboratorieanalyser. Ett någorlunda exakt värde kan endast erhållas genom laboratorieanalys. En sådan tar dock lång tid och är dyr; analysen av ett jordprov på det laboratorium som anlitades tog normalt en vecka att få svar på och kostade 744 kr exklusive moms. En snabbare analys tog ett dygn och var dubbelt så dyr. Rent praktiskt och ekonomiskt behövdes därför en snabb, enkel och billig fältmätningsmetod för att få en uppfattning om storleksordningen på oljehalten i provet.

Alla prover analyserades omgående med fältmätningsmetoden. De prover som valdes att även analyseras i laboratorium lämnades in samma dag. Detta dels för att undvika att en eventuell nedbryningsprocess skulle förändra oljehalten i provet (SNV,1992; SNV, 1994b) och dels för att få besked så fort som möjligt om oljans spridning för att kunna planera de fortsatta schaktningsarbetena.

4.6.3 Laboratorieanalyser

Laboratorieanalyserna utfördes av Analycen AB, som är ett laboratorium ackrediterat av SWEDAC. De utfördes med avseende på total extraherbar mängd aromatiska och alifatiska kolväten uttryckt i mg/kg torrsubstans.

4.6.4 Fältmätningar

För fältmätningarna valde vi att använda en bärbar fotojonisationsdetektor, som är ett vanligt använt instrument i dessa sammanhang (Helldén, 1991; Korsgaard *et al*, 1989; Miljøstyrelsen, 1992; O'Shay och Hoddinott, 1994; SNV, 1994b). Fotojonisationsdetektorn inhyrdes från Yrkesmedicinska kliniken (YMK) på Göteborgs Universitet och var av fabrikat Photovac MicroTIP EX4000.

Instrumentet kan sägas mäta totalhalten luftburna kolväten i ppm. Det använder ultraviolett ljus för att jonisera partiklar i den insugna gasen med jonisationspotential lägre än lampans styrka. Detta ger upphov till en ökad strömstyrka proportionell mot koncentrationen av de ämnen i den insugna gasen som joniserats. Ändringen i strömstyrka visas på en ampèremeter som kan kalibreras så att den blir proportionell mot koncentrationen av de ämen i den insugna luften som joniserats (Korsgaard *et al*, 1989).

Mätaren kan kalibreras mot olika gaser före användandet, beroende på vilka kolväten man är ute efter att detektera. I detta fall kalibrerades den mot isobuten, som av personalen på YMK ansågs vara den gas som var mest lämplig att använda för dieselförorenad jord.

För att kunna jämföra resultaten från de olika fältmätningarna måste de utföras på ett standardiserat sätt med samma förutsättningar vid varje mättillfälle. Min utgångspunkt var att de viktigaste faktorer som kan påverka mätresultatet är vilka möjligheter de luftburna kolvätena har att ventileras bort från jordprovets yta samt jordprovets temperatur. Detta testade jag också genom att göra mätningar på ett och samma jordprov med varierande temperatur på provet och genom att omväxlande placera jorden i fria luften samt i plastpåsar med olika volym. Stora skillnader i mätresultat erhölls. Ju högre temperatur, ju högre mätvärde och ju mindre luftvolym kring provet, ju lägre mätvärde.

Detta föranledde mig att ta fram en standardprocedur för fältmätningarna där provets temperatur, provbehållarnas volym samt jordprovets vikt var konstant. Att jag valde att hålla jordprovets vikt och inte dess volym konstant berodde på att det var oljans viktsandel av jordens som jag var ute efter. Vilket av de två alternativen som är mest lämpligt kan dock diskuteras.

Jordproven var som tidigare nämnts insamlade i tättförslutna glasburkar. För att undvika att de luftburna kolvätena ventilerades bort vid mättillfället behövdes ett bra sätt att föra in mätsonden i glasburken utan att ta av locket. Ett sätt var att borra ett hål precis tillräckligt stort för mätsonden och snabbt föra in den. Jag valde att värma proverna före mätningen, dels för att alltid hålla samma temperatur och dels för att öka den teoretiskt möjliga detekterbara mängden flyktiga kolväten. Hela mätförfarandet beskrivs nedan.

Standardprocedur för fältmätningarna

1. Jordprov tas ur schaktgrop med spade så att ett "färskt" prov erhålls. Jorden läggs i en 225 ml glasburk som genast försluts med ett bakelitlock.

2. Provburken vägs och jord tas bort tills 70 gram jord återstår. Burken försluts igen.

3. Provburken skakas om och placeras i ett vattenbad med temperaturen +50°C i 10 minuter.

4. Provet skakas ännu en gång och får stå i vattenbadet ytterligare 3 minuter. Ett 5 mm hål borras i bakelitlocket och mätsonden på instrumentet förs omedelbart in i hålet. Burken skakas kontinuerligt och toppvärdet läses av och protokollförs.

4.6.5 Analysresultat

Resultaten av laboratorieanalyserna och fältmätningarna finns i protokollet i bilaga 5. I bilaga 3 kan man se var proverna är tagna på en situationsplan över området.

4.6.6 Sambandet mellan laboratorie- och fältmätningsresultaten

Målet med fältmätningarna var ju i första hand att få ett grepp om storleksordningen på oljehalten i ett jordprov på ett snabbt, enkelt och billigt sätt. För att kunna relatera resultatet av fältmätningarna, som gavs i ppm (totalhalten luftburna kolväten), till halten opolära alifater uttryckt i mg/kg torrsubstans, måste ett antal prover analyseras både med fältmätaren och i laboratorium.

Detta förutsätter att det finns ett samband mellan resultaten av de båda analysmetoderna. Min utgångspunkt vid framtagandet av fältmätningsmetod var att ett sådant samband fanns, eftersom den proportionella mängden mellan olika typer av kolväten borde vara ungefär densamma i alla prover. Detta med tanke på att föroreningskällan, och därmed oljetypen, förutsattes vara en och samma med hänvisning till slutsatserna i utredningen.

Nu visade det sig dock under projektets gång att även gammal tjockolja bidragit till föroreningen av jorden på vissa ställen. Denna tjockoljan hade förmodligen legat still i området kring tanken många år före utsläppet av dieselolja och dragits med ut i området tillsammans med dieseloljan (läs mer om detta i kapitel 4.7.4). Detta faktum kan givetvis störa det förväntade sambandet, liksom ett antal andra felkällor. Diskussioner kring detta förs i kapitel 5.8.2.

I ett diagram plottade jag jordproverna som punkter med labresultatens värde på ena axeln och fältmätningens värde på andra axeln. På så sätt erhölls en ”kalibreringskurva” anpassad efter punkterna. Den kan ses i bilaga 6. Tanken var att man för varje fältmätning skulle kunna gå in i kurvan och läsa av det ”verkliga” värdet på oljehalten i jordprovet.

4.7 Hinder och svårigheter under saneringsarbetet

Det fanns många faktorer att ta hänsyn till under saneringsarbetet, bland annat det som nämnts om länsvattenhantering och sortering av jordmasssorna. Nedan följer en översiktlig beskrivning av problemen som NCC hade att tampas med.

4.7.1 Länshållning

Behovet av länshållning uppstod när schaktningsarbetena nådde under grundvattenytan. Detta skedde då all jord ovanför gruslagret hade schaktats bort. Länsvattnet samlades upp genom avskärande dikesanvisningar i bottenleran som ledde till en pumpgrop i en lågpunkt. En dränkbar pump förde sedan vattnet till en oljeavskiljare som tillverkats av en vanlig container. Det renade vattnet kunde sedan släppas ut på avloppsnätet eller återinfiltreras i grusskiktet. Med hjälp av en ”nivåvippa” för automatisk start och stopp av pumpen kunde den lämnas utan

tillsyn över nätter och helger så länge inte tillrinningen översteg pumpkapaciteten. Detta bedömdes endast kunna ske vid extrema nederbörder.

4.7.2 Stabilitet hos slänter och husgrunder

Som vid all schaktning måste erforderliga rasvinklar tillgodoses för stabiliteten hos alla slänter. Detta var särskilt viktigt vid schaktning nära, och i nivåer under grundläggningen av de byggnader som fanns i området. Bostadshuset hade grundsulor som vilade huvudsakligen på bottenleran. Dess östra flygel var däremot grundlagt på det förorenade gruslagret. Detta gjorde att man inte kom åt att schakta bort all förorenad jord här, utan fick lämna kvar det som fanns under och intill byggnaden. Detta gällde även fabrikens panncentral, som var grundlagt på den mellanlagrande organiska leran.

Med tanke på de stora nivåskillnaderna i området var man även tvungen att beakta risken för ett större jordskred om man schaktade bort för mycket jord i de lägre delarna av området. Dessa jordmassor verkade nämligen som ett "mothåll" för jordmassorna på högre nivåer. Med samma resonemang var man också tvungen att passa sig för att lägga ytterligare last på de ovanliggande jordmassorna genom exempelvis tunga maskiner eller tillfällig lagring av bortschaktade jordmassor.

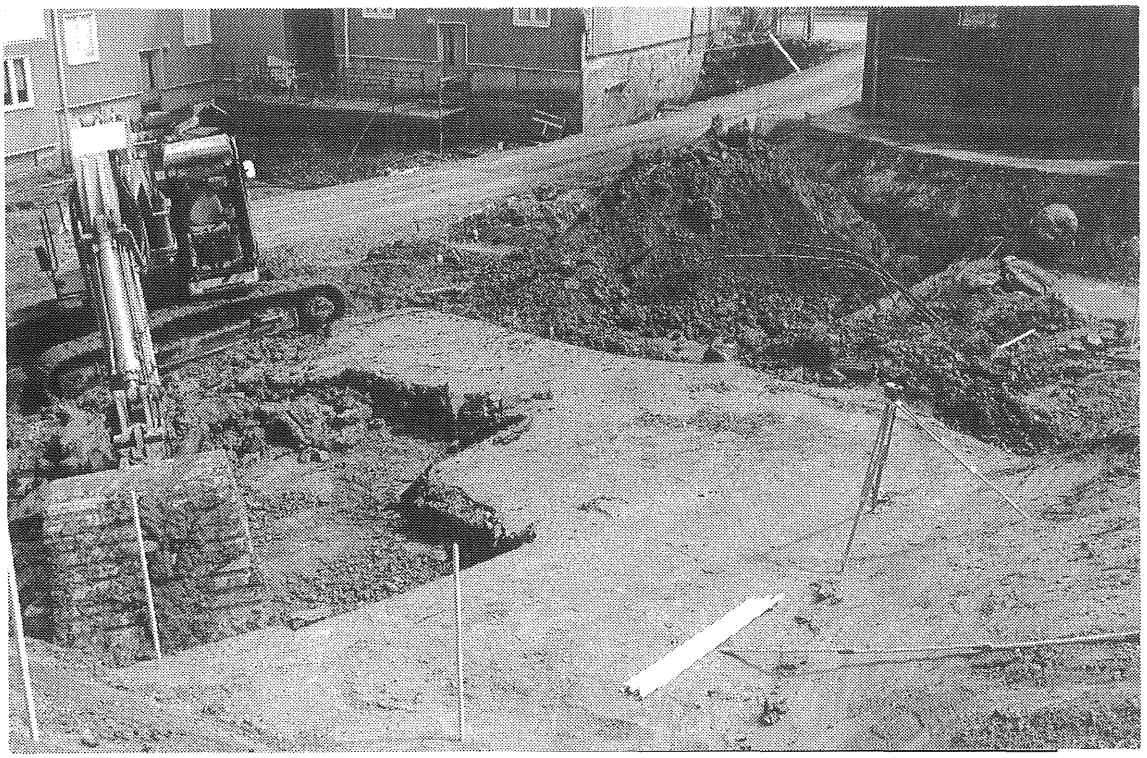
4.7.3 Utrymmesbrist

För att uppnå ett effektivt schaktningsarbete krävdes att grävmaskinen arbetade i ett inte allt för stort område åt gången. Dessutom krävdes det att möjligheter fanns att tillfälligt lägga upp massor i närheten, dels med tanke på sorteringen och dels för att kunna gräva i väntan på nästa lastbil. Lastbilarna måste också ha möjlighet att köra fram nära grävmaskinen för lastning och lossning, vilket krävde en körbar väg in till området.

Helst skulle lastbilarna komma i en jämn ström i lagom takt för att utnyttja grävmaskinen optimalt. Detta blev ett problem eftersom den mest förorenade jorden skulle köras direkt till Skara. Dessa lastbilar skulle endast hinna med två lass per dag vardera. Då tillgången på lastbilar vid den aktuella tiden var begränsad, löste man detta problem med en tillfällig omlastningsplats i närheten.

Normalt skulle ett tillståndsärende hos kommunens miljöförvaltning för denna tillfälliga lagring av den oljehaltiga jorden förmodligen tagit flera månader. Myndigheterna agerade dock snabbt och gav ett tidsbegränsat tillstånd för detta med tanke på den akuta sitsen. Att NCC inte redan före saneringsarbetet beaktat denna fråga och sökt erforderligt tillstånd berodde på kravet att saneringen snabbt skulle komma igång efter att entreprenaden upphandlats. Det fanns helt enkelt ingen tid för detta.

Byggnaderna i området orsakade, förutom att hänsyn måste tas till markens stabilitet, också utrymmesbrist för grävmaskinens verksamhet. Detta gällde framförallt i utrymmet mellan bostadshusets östra flygel och panncentralen (se bilaga 2 och figur 4.1). Detta utrymme tjänade som in- och utfart för fabriksgården och var dessutom den enda möjliga infarten till området för lastbilarna under schaktningsarbetena.



***Figur 4.1**. Foto på grävmaskin i aktion.*

Utrymmet grävdes först upp för att avlägsna så mycket förorenad jord som möjligt med hänsyn till stabiliteten hos byggnaderna. Man konstaterade då att det förorenade grusskiktet fanns både under de omkringliggande byggnaderna och under vägen utanför fastigheterna. Eftersom beslut om åtgärder dröjde var NCC tvungna att fylla igen utrymmet med ren jord för att skapa en tillfällig väg in i området igen. Beslut togs senare att avsluta saneringsarbetet genom att "valla in" det förorenade gruset runtom schakten med ett matjordsskikt, se kapitel 4.10.4. Den tillfälliga vägen fick då återigen grävas bort för att utföra invallningen, varvid utrymmet återfylldes upp till ursprungliga marknivåer.

4.7.4 Befintliga ledningar

Innan schaktningsarbetena började var man tvungen att lokalisera de befintliga ledningarna i området för att inte av misstag gräva av en ledning. Handgrävning tillämpades kring de ledningar som skulle bevaras. Vissa ledningar skulle slopas och ersättas med nya. Provisoriska regnvattenledningar fick ordnas för stuprören på bostadshuset under byggtiden.

En överraskning mötte oss när kulverten för bränsleledningarna mellan tanken och panncentralen (se bilaga 2) frilades. Kulverten visade sig vara till hälften fylld med tjockolja. Tjockolja användes som tidigare nämnts fram till början av 90-talet och leddes genom kulverten i eluppvärmda ledningar, vilket krävdes för att få oljan flytande. En slamsugningsbil fick tillkallas för att rengöra kulverten innan fortsatt schaktning kunde ske.

4.7.5 De boende

Under hela saneringsarbetet bodde människorna i bostadshuset kvar. För att undvika olyckor, speciellt med tanke på barnen i huset, spärrades alla dörrar som vette mot gården under tiden som arbetet pågick. De som bodde i husets sydöstra flygel hade dock sin enda utgång mot gården (se figur 4.1) varför denna dörr hela tiden fick vaktas medan arbeten pågick i närheten. Övrig tid avskärmades denna del av gården med ett tillfälligt stängsel.

Under tiden då gården var en djup schaktgrop fick de boende ledas via en provisorisk bro av byggställningar från entrédörren ut till gatan.

4.7.6 Arbetsmiljö

Trots att arbetsområdet låg utomhus och därför hade relativt god ventilation, luktade det tydligt av diesel under hela tiden då schaktningen av de förorenade jordmassorna pågick, vilket var under omkring en månads tid. Ingen av de inblandade arbetarna fick dock några symptom såsom huvudvärk eller illamående av detta. Besökare blev emellertid störda av lukten, även om besvären avtog med tiden genom tillvänjning.

I övrigt skiljde sig inte arbetsmiljön vid saneringsarbetet från andra liknande schaktnings- och anläggningsarbeten. Möjligen blev arbetskläder och händer mer nedoljade än normalt.

4.8 Inblandade parters roller och samspel

I projektet kom ett stort antal parter att delta på grund av olika intressen. Som tidigare nämnts var beställaren av saneringsarbetet sytrådsfabrikören. De var i sin tur ålagda av myndigheterna att göra detta. Myndigheterna representerades av kommunens miljöförvaltning, som också fungerade som tillsynsmyndighet.

Sytrådsfabrikören anlitade Flygfältsbyrån för att göra utredningen som ledde till beslutet om vad som skulle göras. FB fick sedan det fortsatta uppdraget att sköta projekteringen och upphandlingen av en entreprenör som skulle utföra saneringsarbetet. Under saneringen hade FB även rollen som kontrollant av arbetena och som fabriksägarens ombud i fråga om alla beslut om ekonomi och tilläggsarbeten utöver det som kontraktet omfattade. Slutresultatet av saneringen skulle godkännas av kommunens miljöförvaltning.

En annan part som berördes av saneringen var det bostadsföretag som förvaltade bostadsfastigheten som förorenats och dess hyresgäster.

Under saneringsarbetet hade NCC och FB daglig kontakt. FB underrättade sig om arbetets fortskridande genom sin dagkontrollant. Beslut om var och hur grävande, jordprovtagning och analyser skulle ske togs i samråd mellan NCC och FB. FB rapporterade och samrådde i sin tur under projektet med miljöförvaltningen.

Byggmöten hölls regelbundet på arbetsplatsen, totalt fem stycken. I dessa deltog representanter för alla inblandade parter utom miljöförvaltningen. Här diskuterades och redogjordes för saneringsarbetets resultat, tidplaner, analysresultat, tekniska hinder, fakturering och annat av intresse.

Samspelet mellan de inblandade parterna fungerade överlag mycket bra och några större konflikter uppstod aldrig. En bidragande anledning var förmodligen att alla hade samma intresse av att saneringen skulle gå snabbt och nå sitt syfte, nämligen att avlägsna den förorenade jorden och återställa området i ursprungligt skick.

Störst intresse av att arbetet skulle gå snabbt hade givetvis de boende i området som drabbades av negativa effekter på deras boendemiljö. NCC informerade dem fortlöpande om saneringens genomförande och resultat, vilket förmodligen bidrog till att några större missnöjesyttringar aldrig uppkom.

4.9 Behandling av de förorenade massorna

NCC svarade för att den förorenade jorden avlägsnades från området och omhändertogs på ett riktigt sätt. Jordmassorna sorterades i två fraktioner efter föroreningsgrad på arbetsplatsen och placerades utifrån detta på lastbilar med olika adress.

De lättare förorenade massorna enligt tabell 4.1 fördes till Arendalstippen i Göteborg. Detta är en deponi som i första hand är avsedd för bygg- och rivningsavfall. Jorden användes här som täckmassor. Någon behandling skedde alltså inte av denna jord.

De medel- och mycket förorenade jordmassorna kördes till deponin Rödjorna i Skara, som drivs av WMI Sellbergs. I praktiken blev dessa jordmassor en gemensam fraktion eftersom de skulle till samma plats. SAKAB, som är en division inom WMI Sellbergs med ansvar för miljöfarligt avfall, utförde senare biologisk behandling av jorden på denna deponi, vilket man hade tillstånd för. Man använde sig av en mobil komposteringsanläggning, som på några dagar kan byggas upp på platser med tillräckligt utrymme för en komposthög med cirka 4 meters höjd (Lundgren, 1996).

Priset för omhändertagandet av dessa jordmassor sattes i efterhand utifrån deras genomsnittliga föroreningsgrad, som bestämdes genom labanalyser av SAKAB:s egen personal.

Av de förorenade jordmassor som mellanlagrades i väntan på transport till Skara sparade NCC en viss mängd. Syftet med detta var att söka tillstånd för att själva kompostera jorden, eventuellt med hjälp av SAKAB, och på så vis slippa transportkostnaden till Skara. Tillståndsärenden för behandling av oljeförorenad jord handläggs av länsstyrelsens miljöenhet och har erfarenhetsmässigt omkring

ett halvårs handläggningstid enligt Olofsson (1996). Det slutliga ödet för dessa jordmassor är därför i skrivande stund okänt.

4.10 Saneringsarbetets resultat

4.10.1 Oljeutsläppets verkliga spridning

Redan de första provgroparna gav en god uppfattning om hur oljan hade spridit sig. Oljan visade sig förekomma koncentrerat till i första hand grusskiktet över hela området och i siltskikten i områdets västra delar.

Vertikal spridning

Oljeutsläppet begränsades neråt av bottenleran. Det kunde inte påvisas att olja hade trängt ner i denna i någon större omfattning.

Gruslagret däremot var indränkt av olja överallt och en stark diesellukt slog emot en när lagret frilades av grävskopan. Halten opolära alifater i gruslagret låg i genomsnitt på 5 000 - 10 000 mg/kg torrsubstans i hela området.

Den mellanlagrande leran luktade inte olja, utan ungefär som skämd tång på grund av inslaget av organiskt material. Analyser visade att denna lera inte hade tagit åt sig någon olja trots den tydliga horisontella skiktningen.

I de västra delarna där siltskikt låg inbäddade i lerlagrets ovandel uppmättes mycket höga oljehalter, på ett ställe 24 500 mg/kg torrsubstans. Dessa siltskikt låg flera meter över grundvattenytan och delvis också uppströms platsen där oljetanken låg. Oljan hade troligen transporterats dit och kvarhållits av kapillärkrafterna.

Horisontell spridning

Gruslagrets utbredning styrde också omfattningen av oljeutsläppets horisontella spridning. Denna visade sig vara mycket större än vad utredningen hade visat (se bilaga 2). I bilaga 3 kan man se gränsen för den slutliga schaktgropen, vilket också ger en bild av oljeutsläppets verkliga utbredning.

Oljan hade alltså transporterats huvudsakligen genom gruslagret och även sugits kapillärt genom siltskikten. När oljan nådde bostadsfastigheten stoppades den vid de husdelar som vilade på bottenleran och följde istället dräneringen längs grundsulan, se figur 4.2, och vidare ut på avloppsnätet. Detta innebar att längs hela bostadsfastigheten fick ny dränering läggas.

Figur 4.2. Foto på frilagd grundsula.

Det oljebemängda materialet hade på de flesta ställen en gråaktig färg och luktade diesel. På vissa ställen i grusskiktet och i dräneringen längs bostadsfastigheten var färgen dock svart och lukten var annorlunda. Detta berodde förmodligen på att den tjockolja som legat i kulverten mellan tanken och panncentralen dragits med till viss del av dieselutsläppet ut i marken.

4.10.2 Schaktmassornas mängd och föroreningsgrad

Slutresultatet av saneringsarbetet översteg det som uppskattats i utredningen både vad gäller mängder och föroreningsgrad. Totalt schaktades ungefär 2 700 m^3 jord bort, varav cirka 1400 m^3 var lätt förorenade, enligt tabell 4.1, och 1 300 m^3 var medel- till mycket förorenade. Medelföroreningsgraden av de jordmassor som fördes till Skara uppmättes av SAKAB (med avseende på opolära alifater) till 14 000 mg/kg torrsubstans (Lundgren, 1996).

4.10.3 Tid och kostnad

Saneringsarbetet avslutades i september 1996 istället för i juli som var det ursprungliga målet. Med tre veckors semesteruppehåll inkluderade tog arbetena därmed totalt 3,5 månader att genomföra.

Den ursprungliga entreprenadsumman var cirka 2 miljoner kronor. Med alla tilläggsarbeten inkluderade hamnade slutnotan istället på cirka 3,5 miljoner kronor.

4.10.4 Avslutning av arbetet

Den slutliga schaktgropen visas i bilaga 3. Man valde att inte fortsätta grävandet längre, trots att förorenat grus fanns kvar under bostadshusets östra gavel, under panncentralen, under vägen i öster och längs hela schaktkanten i väster uppströms tanken.

Avgränsning mellan ren och förorenad jord

Arbetet avslutades genom att anlägga en skärm mellan de förorenade jordskikten och de rena jordmassorna uppströms bostadshuset. Denna skärm skulle släppa igenom vatten och samtidigt hindra oljan från att spridas nerströms.

Beslutet togs av FB, som i sin tur fick det godkänt av miljöförvaltningen. FB motiverade beslutet med att den miljömässiga vinsten av att fortsätta gräva eller på annat sätt sanera marken inte motsvarade kostnaden. Huvudsyftet med saneringen ansåg man ha uppnått, nämligen att avvärja hotet mot de boendes hälsa och välbefinnande på grund av oljan (Johansson, 1996b).

En skiss på den skärm som anlades redovisas i bilaga 7. Skärmen bestod närmast den förorenade jorden av ett lager värmebehandlad torv, vilken säljs under fabrikatet Entropi. Denna sägs absorbera opolära kolväten och släppa igenom vatten. Mot lagret av torv lades sedan ett mullrikt matjordsskikt med syfte att åstadkomma en lämplig miljö för en naturlig biologisk nedbrytning av den uppsamlade oljan. I matjordens överkant placerades en luftningsledning i form av ett dräneringsrör av plast anslutet i ändarna till brunnar i området. Hela paketet omgavs av geotextil. Längs hela skärmen grävdes rännor i bottenleran som skulle leda vattnet som passerat skärmen till två kontrollbrunnar som anlades i området. I figur 4.3 visas en bild av hur arbetet med skärmen utfördes.

***Figur 4.3**. Foto på anläggande av en avgränsande skärm.*

Kvarvarande olja

Enligt uppskattningar baserade på mängden schaktade jordmassor och dess föroreningsgrad beräknade man att ungefär 13 m^3 olja hade avlägsnat från området i samband med saneringen (Johansson, 1996b). Dessutom hade man tidigare uppskattat att cirka 10 m^3 olja avlägsnats genom uppgrävningen av tanken samt pumpning ur brunnar.

Detta skulle innebära att cirka 12 m^3 av den utsläppta oljan ej omhändertagits. Av denna mängd uppskattade FB att 2 m^3 låg kvar i marken uppströms tanken. Resten skulle således ligga under bostadshusets östra flygel, under panncentralen samt under vägen öster om bostadsfastigheten. Hur mycket av denna olja som hunnit brytas ned på naturlig väg och hur mycket som vandrat med grundvattenströmmarna från området är svårt att uppskatta.

Fortsatta undersökningar och kontroller

Bland de åtgärder som FB presenterade för miljöförvaltningen i samband med avslutandet av saneringen i september 1996 ingick ytterligare ett antal saker:

- En förberedelse för att vid behov kunna ventilera ut olja ur gruslagret under bostadshusets östra gavel gjordes genom att placera ett rör mellan gruslagret och markytan intill gaveln. Tanken är att kunna placera en fläkt i röret, borra luftningshål i bottenplattan och på så sätt suga luften från kryputrymmet genom gruslagret. Luften kan sedan passera ett kolfilter innan det släpps till omgivningen.
- Från de två kontrollbrunnarna skall prover på grundvattnet tas regelbundet, till en början varje vecka och efter några månader en gång per månad. Dessutom skall fem nya jordprover tas med skruvborr och analyseras med avseende på oljehalt i vägen öster om de båda fastigheterna för att klargöra behovet av eventuella fortsatta åtgärder här.

4.10.5 Återställande

När området blivit återfyllt med nytt, rent material huvudsakligen bestående av finkornigt krossat berg, s k stenmjöl, gavs området ett delvis nytt utseende. Bostadshusets innergård, som tidigare bestått huvudsakligen av en buskbeklädd slänt och ett mindre lekutrumme, blev helt plan med både gräsytor, planteringsytor, plattytor och sandytor för lek. Gården kändes mycket luftigare och ljusare med det nya utseendet då slänten försvunnit. De boende hade före saneringen haft möjlighet att ge synpunkter på hur den nya gården skulle se ut och uttryckte också sin belåtenhet med denna förändring efteråt.

Den asfalterade fabriksgården delades upp i två nivåer för att undvika den mycket brant lutande slänt som tidigare utgjort gränsen mellan de båda fastigheterna. På detta sätt sparade man återfyllnadsmassor och fick samtidigt in mer ljus på bostadshusets gård.

Det förändrade utseendet på området bör rimligtvis ha höjt värdet på fastigheten med flerbostadshuset, vilket givetvis bör ställas mot det faktum att en del olja lämnades kvar under husets ena flygel.

5. Diskussion

I detta kapitel förs en diskussion i anknytning till några av frågeställningarna i de föregående kapitlen. Jag tar upp vilka erfarenheter som dragits av projektet, jämförelser görs med andras erfarenheter och ett förslag till en checklista att använda före ett liknande saneringsprojekt i framtiden ges.

5.1 Generella riktvärden

Ett av Naturvårdsverkets förslag till styrmedel i syfte att öka takten i efterbehandlingsarbetet i Sverige är att utfärda generella riktvärden för föroreningar i mark (SNV, 1995b). Vilka halter som kan anses som acceptabla varierar stort mellan och inom många länder.

SNV anger bland annat att utfärdandet av generella riktvärden skulle ge signaler om hur restprodukterna från en behandling av jorden skulle kunna användas. Detta skulle därför vara ett alternativ till att ge myndigheterna möjligheten att med hjälp av lagen ställa krav på en viss typ av behandling. Den enda möjligheten som ges för detta idag är Förordningen (1985:841) om miljöfarligt avfall, vars 2 § kan tillämpas på oljeavfall (SNV, 1995c). Vilket oljeavfall som klassas som MFA är dock oklart. I ett tillståndsbeslut av SNV 1994-06-23 betraktas oljehaltigt slam och oljeförorenad jord som MFA *åtminstone* i de fall oljehalten överstiger 20 000 mg/kg torrsubstans (Lindmark och Larsson, 1995).

Det finns dock en viss risk med detta, nämligen att möjligheten att helt enkelt blanda upp den förorenade jorden med rent material för att späda ut den till "rätt" koncentrationer övervägs av mindre nogräknade personer om detta skulle kunna innebära mindre kostnader.

Kostecki och Calabrese (1992) diskuterar en aspekt som enligt dem försvårar bedömningen om vilka halter som kan ses som hälsovådliga, nämligen den inverkan som vittringen (*weathering*) har på olja i jord. Vittring innefattar här flera naturliga processer som sker med tiden såsom avdunstning, utspädning samt biologisk nedbrytning och omvandling. Ofta innebär dessa processer att de mest hälsovådliga ämnena i oljan försvinner snabbast. Kvar finns de tyngre och stabilare kolvätena.

Man redovisar också beräkningar gjorda utifrån ett flertal olika dos-responstester gjorda på möss med avseende på cancerrisk för både kort- och långvarig exponering av dieselolja. Följande gränsvärden föreslogs utifrån dessa beräkningar för dieselolja i jord, se tabell 5.1.

Exponering	Normal[7]	Maximal[8]
Vuxna	11 287 mg/kg	1166 mg/kg
Barn	6599 mg/kg	2139 mg/kg

***Tabell 5.1**. Förslag till gränsvärden för diesel i jord (Kostecki och Calabrese, 1992).*

Vid framtagandet av generella riktvärden för föroreningshalter i mark ställs man inför svåra frågeställningar enligt SNV (1994c). Skall värdena grunda sig på hälsorisk eller miljörisk och vilka risknivåer skall tillämpas? Skall värdena anges med anknytning till typ av jordart eller något typfall av jordart? Skall värdena sättas med hänsyn till att skydda en resurs såsom grundvattnet? Detta kan ge strängare krav på djupt liggande jordlager. Hur skall värdena representeras i geografiskt omfång - rimligen bör väl riktvärdena representera ett medelvärde för en viss jordvolym?

Olika länder har redan framtagit riktvärden för halten olja i mark, men eftersom förutsättningarna för hur värdena har framtagits varierar är det mycket svårt att ställa dem mot varandra. I Holland anges gränsvärdet för krav på åtgärder vad gäller mineralolja vara 5000 mg/kg i mark och 600 mg/kg i grundvatten. I Tysklands s.k. Berlinlista anges följande halter för mineralolja i torkad jord: 300 mg/kg för vattenskyddsområde och känsliga områden, 3000 mg/kg för områden med alluviala avsättningar och 500 mg/kg för områden utan akvifer (SNV, 1994c).

5.2 Utredningens betydelse

En erfarenhet som dragits från projektet är hur viktig utredningen och underlaget för entreprenaden är för resultatet av saneringsarbetet. Ju bättre bild av föroreningens spridning man har från början, ju enklare är det att planera arbetet och göra "rätt" insatser från början.

Antalet borrpunkter som ingick i utredningen var 10 stycken. Huruvida detta var tillräckligt många eller ej kan diskuteras. Ju fler borrpunkter, ju bättre bild får man av oljans spridning, vilket måste ställas mot merkostnaden för varje ytterligare borrpunkt.

Under saneringsarbetets gång uppdagades ett antal felaktiga slutsatser som dragits i utredningen, framförallt vad gäller utsläppets spridning åt öster och väster. Detta berodde delvis på utvärderingen av tre borrpunkter (punkt 2, 4 och 6 på situationsplanen i bilaga 2) och valet av jordprovtagningsnivå i dessa.

I de tre borrpunkterna stoppade skruvprovtagaren i grusskiktets överkant, varför inget jordprov togs från detta. Istället togs jordprover högre upp i marken där oljeförekomsterna var små. Slutsatsen drogs då att oljan inte nått längre i dessa

---

[7] Detta representerar en medelhög exponering vid "typiska" förhållanden för den förorenade platsen (Kostecki och Calabrese, 1992).

[8] Detta representerar de "maximalt möjliga" exponeringsförhållanden för den förorenade platsen (Kostecki och Calabrese, 1992).

riktningar. Trycksonderingarna i samma punkter passerade dock grusskiktet och gav tydliga indikationer på skiktets förekomst, mäktighet och materialtyp. I bilaga 8 redovisas resultatet av markundersökningarna i de tre punkterna. En jämförelse med de andra borrpunkter där jordprover tagits från grusskiktet och analyserats visar att de högsta värdena på oljehalten fanns just i detta skikt. Eftersom skiktet tydligt kan ses på alla trycksonderingskurvor på ungefär samma nivå borde detta gett insikten att oljan med stor sannolikhet spridit sig huvudsakligen i detta skikt.

Omfattningen av entreprenaden blev större än beräknat till följd av detta. Slutresultatet av arbetet hade förmodligen inte skilt sig från vad det blev om man haft en bättre bild av spridningen från början. Däremot hade det underlättat planeringen av schaktningsarbetena, vilka förmodligen skulle ha löpt smidigare om man haft denna vetskap från början. Nu stötte man löpande på överraskningar under arbetets gång och fick ofta avvakta nya beslut och leva i ovisshet om det fortsatta arbetet. NCC kunde visserligen kompensera sig ekonomiskt för detta genom att debitera sina tilläggsarbeten, men för fabriksägaren innebar det att man fick se kostnaden för projektet växa i takt med nya upptäckter av oljans utbredning.

Det är således av stor vikt för beställaren att utredningen utredningen ger ett bra underlag för genomförandet av sanering, dels för att undvika risken för tvister i efterhand beträffande tilläggsarbeten, och dels för att få en överblick över slutkostnaden för projektet så tidigt som möjligt.

5.3 Utvärdering av projektets resultat

Bortsett från slutresultatet av saneringen hade givetvis det allra bästa varit, liksom konstaterats i utredningen, om erforderliga insatser hade satts in så tidigt som möjligt efter att utsläppet upptäcktes. Nu hann oljan breda ut sig på ett relativt stort område och ett flertal gånger tränga upp i dagvattenbrunnar och i tvättstugan vid regnväder, innan ärendet anmäldes till Miljöförvaltningen.

Metodvalet styrs helt av underlaget från utredningen. Med vetskapen om att olja trängt in både under bostadshuset, panncentralen och vägen öster om området, skulle kanske alternativet med en in-situmetod fått större tyngd. Ett sådant alternativ hade förmodligen blivit en billigare lösning om bara miljömyndigheternas krav kunnat uppfyllas. Det som framförallt talar emot valet av en in situ-metod är tidsaspekten. Med tanke på de boendes välbefinnande och hälsa krävdes en snabb lösning av problemet.

Som helhetsbedömning tror jag att den valda metoden var den bästa. Möjligen kunde en kombinationslösning med bortschaktning av huvudmängden av oljeförorenad jord uppströms bostadshuset och in situ-behandling av jorden under byggnaderna och jorden nerströms bostadshuset varit det optimala alternativet.

5.4 Väderberoende

Problemet med uppkommet länsvatten tas upp i kapitel 4.7.1. Detta hade man inga större svårigheter med under saneringen, till stor del beroende på att ytterst lite

regn föll under tiden arbetet pågick. Schaktning skedde i nivåer under den naturliga grundvattenytan, vilken sänktes tillfälligt under saneringsarbetet till följd av pumpning till oljeavskiljaren. Hade områdets akvifer haft en större volym eller varit fylld i högre grad, så hade man fått pumpa upp mycket mer vatten för att hålla schaktgropen läns.

Oljeavskiljaren måste alltså alltid dimensioneras utifrån områdets hydrologiska förhållanden. Skulle man drabbas av extremt mycket nederbörd måste beredskap finnas för att snabbt ordna ytterligare oljeavskiljare eller behållare för att lagra det förorenade länsvattnet.

Ett alternativt sätt att lösa problemet med länsvatten är att före schaktningsarbetena avsänka grundvattenytan med hjälp av grundvattenbrunnar eller well-points (Arbetarskyddsstyrelsen, 1987; Lindmark och Larsson, 1995). På detta sätt förenklas också hanteringen av de uppgrävda jordmassorna vid borttransporten. Man måste dock beakta risken för att sättningar kan uppstå i närliggande byggnader.

Projektet genomfördes under några sommarmånader med mycket liten nederbörd. Mycket nederbörd kan, förutom problemet med länsvatten, ge problem vid återfyllningen av schaktgropen då rätt packningsgrad måste erhållas. Dessutom kan det innebära erosion av slänter (Lindmark och Larsson, 1995).

Släntlutningar måste också anpassa efter väderleken. En schakt som utförs i fuktig sand kan t ex stå i en släntlutning på cirka 70° medan samma sand som är helt torr bara kan stå i en lutning av cirka 30° (Arbetarskyddsstyrelsen, 1987).

En hög temperatur innebär ökade luktproblem eftersom avdunstningen av kolväten ökar. Dessutom blir oljan mer lättrörlig på grund av ökad viskositet. Eftersom risken att förorena ett större område än ursprungligt ökar i samband med schaktningsarbeten, vore det därför en fördel om arbetet utfördes under en kallare period, exempelvis innan tjälen gått ur marken. Å andra sidan går själva grävandet lättare när marken inte är frusen.

5.5 Geotekniska frågor

Ett alternativ till de restriktioner ifråga om schaktlängder och släntlutning vid schaktning nära byggnader är slagning av sponter för att säkerställa stabiliteten. Detta fördyrar givetvis arbetet.

Frågan om hur olja och andra föroreningar påverkar jordens tekniska egenskaper har under senare år undersökts i viss omfattning. I O'Shay *et al* (1994) redogörs för undersökningar gjorda på Southern Illinois University 1994 med råolja i sand.

Tester visade att friktionsvinkeln i sanden minskade till följd av den inblandade oljan. Friktionsvinkeln minskade med mellan 18 och 25% för olika oljehalter i förhållande till torr sand med samma relativ densitet. Endimensionella kompressionstester gjorda på jord med varierande oljehalt visade att kompressionsmodulen minskade ju mer olja sanden innehöll.

Kompressionstesterna indikerar att en oljeförorening under en byggnad ökar sättningarna i förhållande till en opåverkad undergrund. En annan slutsats man kan dra är att de naturliga släntlutningarna minskar i en sand förorenad av olja. Detta innebär givetvis att extra hänsyn måste tas till detta vid schaktningsarbeten i oljeförorenad jord.

Fler undersökningar av detta slag skulle behövas för att ge vägledning exempelvis vid utfärdandet av restriktioner för släntlutningar vid schaktning i förorenad jord.

5.6 Kvalitetssäkring

Något som jag anser saknades i projektet var tydliga angivelser på vilka krav som ställdes på provtagning, analys och mätdatakvalitet från såväl myndigheter som beställare.

SNV berör dock frågan i några av sina rapporter. SNV (1996) definierar kvalitetsbegreppet på följande sätt: "Kvalitetssäkring innebär att man genom förberedelser, planering och styrning skapar förutsättningar för att göra rätt från början, dvs ett systematiskt arbete med förebyggande åtgärder för att skapa rätt förutsättningar, planering för att göra rätt saker i rätt tid mm".

Kvalitetsstyrningen omfattar en rad tekniska dokument i form av checklistor, manualer, protokoll m m, som styr det praktiska genomförandet så att specifierad datakvalitet uppnås och kan upprätthållas (SNV, 1996).

När det gäller kvalitetsäkring av ett saneringsprojekt har kvaliteten i mätdata en central roll. Som i allt kvalitetsarbete är nyckelordet *rätt* kvalitet. Mätdatakvaliteten behöver alltså inte alltid vara hög, men den måste alltid uppfylla i förväg uppställda kvalitetskrav. Grunden för att erhålla rätt datakvalitet är ett väl genomarbetat och dokumenterat mätprogram som styr provtagning och analys (SNV, 1994c).

I en kvalitetsplan för genomförandet av mätprogrammet kan följande ingå:

- Mätprogram
- Kravspecifikation på rätt mätdatakvalitet
- Provtagningsmetoder inklusive kvalitetsrutiner
- Kalibreringsmetoder
- Provförvaring/provtransport
- Mät- och analysmetoder
- Utbildning och information

Det är mycket viktigt att dokumentationen under genomförandet av mätprogrammet fullföljs konsekvent för att information skall kunna ges som underlag till beslut om åtgärder av de som ansvarar för genomförandet och tillsynen av saneringen.

5.7 Arbetsmiljö och hälsorisker

I projektet har inte observerats några utpräglade arbetsmiljörisker vid sidan av den besvärande diesellukten. Riskerna i samband med provgropsgrävning måste dock uppmärksammas speciellt. Dels finns en stor rasrisk vid instabila jordar (Arbetarskyddsstyrelsen, 1987) och dels finns risken att utsättas för hälsovådliga föroreningshalter i luften eftersom utrymmet är begränsat. Dessutom kan stenar lossna från väggen. Finns det minsta risk för att något av detta kan ske bör jordprover tas ur skopan istället för att någon går ner i gropen.

I övrigt finns det allmänna risker vid alla anläggningsarbeten och liknande, liksom speciella risker i samband med förorenade områden. De allmänna riskerna kan enligt SNV (1994b) indelas i:

- Buller
- Värme och kyla
- Damm och andra luftföroreningar
- Elektricitet.
- Maskiner
- Markförhållanden

Påverkan på människans hälsa av föroreningar beror i högsta grad av exponeringsgraden. De exponeringsvägar som är aktuella är främst (Helldén, 1991):

- Intag via munnen
- Inandning av gaser och damm
- Diffusion via huden

Föroreningar kan ge upphov till akuta eller långvariga skador. I samband med saneringsarbeten är de akuta riskerna mest uppenbara. Inandning av dieselångor kan ge upphov till huvudvärk och illamående (SNV, 1994b). En annan gas som kan förekomma vid schaktning i organisk jord är svavelväte, som är hälsovådlig i höga koncentrationer. Störst risker finns i begränsade utrymmen, exempelvis i kulvertar, källare och i provgropar, där även explosionsrisk kan uppkomma om petroleumprodukter förekommer. PID är ett lämpligt instrument att använda för att kontrollera höga kolvätehalter i luften.

Andersson (1994) skriver att när det gäller just hälsofarliga gaser visas ofta en stor brist på självbevarelsedrift hos byggnadsarbetare, trots att man vet vad föroreningarna består av. Andra skyddsanordningar, som exempelvis hjälm och skyddsskor är mer naturligt för dem att använda.

5.8 Provtagning och analys

5.8.1 Provtagning

Det finns mycket att tänka på när jordprover skall väljas ut och inhämtas för analys. Hur detta skedde under saneringen beskrivs i kapitel 4.6.1. Det är viktigt att utarbeta en strategi för hur proverna skall tas för att få så representativa värden som möjligt på analyserna.

Provtagningsstrategier

Det finns olika provtagningsstrategier som var och en lämpar sig bäst vid olika tillfällen. De strategier som lämpar sig bäst i utredningsfasen är *systematisk provtagning, slumpmässig provtagning* och *statifierad provtagning*, vilka alla möjliggör en statistisk behandling av resultaten. Dessa metoder beskrivs närmare i SNV (1994b). Vid provtagning under saneringsarbetet med syftet att möjliggöra sortering av jorden och att bestämma var schaktning skall ske är dock *riktad provtagning* mest lämplig. Här utgår man från de fakta som framkommit under undersökningarna i utredningsfasen.

Insamlande av jordprover

Jord är ofta ett mycket inhomogent material. Därför bör normalt flera prover tas från samma ställe som sedan sammanslås, blandas och neddelas på lämpligt sätt för att få ett representativt prov. Hur detta kan ske beskriver Fröling (1996). Man bör enligt SNV (1992) göra en statistisk analys för att få en uppfattning om spridningen i mätresultaten från jordprover från samma plats. När flyktiga ämnen är av intresse, som vid fältmätningar med PID, är sammanslagning av prover dock olämpligt, eftersom risken att de flyktiga ämnena avdunstar ökar vid mekanisk omrörning.

Spaden måste rengöres mellan varje jordprov för att dessa inte skall korskontamineras (SNV, 1992).

Proverna bör insamlas i glasburkar om lättflyktiga kolväten är av intresse. Plastpåsar av polyeten är inte diffusionstäta och är därför direkt olämpliga för detta ändamål. Dessutom kan olja bryta ner plasten (SNV, 1994c).

Glasburkarna bör fyllas med så mycket jord som möjligt för att minimera det fria utrymmet mellan jord och lock. Stora förluster av flyktiga kolväten kan göras om burken öppnas ofta (Korsgaard *et al*, 1989).

Vid provtagning i provgrop måste man vara medveten om risken att punktera täta geologiska lager vilket kan medföra att ovanliggande föroreningar sprids ytterligare (SNV, 1994c).

Jordproverna bör placeras kallt och mörkt direkt efter insamlandet i väntan på analys för att minska risken för att bakterier bryter ner oljan i jorden (SNV, 1992).

5.8.2 Samband PID-mätning och oljehalt i jordproverna

Man skulle kunna säga att fältmätningarnas resultat står och faller på om det fanns något samband mellan dem och den faktiska oljehalten i jordproverna. Min utgångspunkt var att ett samband skulle finnas, frågan var dock hur stor inverkan felkällorna skulle ha på resultatet. Tittar man på diagrammet i bilaga 7 där sambandet mellan labanalyser och fältmätningar redovisas kan man konstatera att inget tydligt samband framträder.

Den största felkällan var givetvis det faktum att de båda metoderna inte mäter samma sak. PID-mätaren detekterar enbart de flyktiga kolvätena, vilka bara är en delmängd av alla kolväten i dieseloljan. de flyktiga kolvätena utgör dessutom en mindre andel av kolvätena i dieselolja.

Följande felkällor kan också störa ett eventuellt samband:

- Förekomsten av tjockolja har redan nämnts som en möjlig felkälla. Detta kan störa sammansättningen av kolväten mellan olika jordprover.
- Nedbrytningsförhållanden varierar på olika platser och på olika djup i området, vilket gör att sammansättningen av kolväten varierar mellan olika jordprover. Normalt bryts lättare och flyktigare kolväten ner snabbast i marken medan tyngre kolväten tar längre tid.
- Jordprover togs av flera skilda jordtyper med varierande porositet och permeabilitet, vilket bl a gör att den effektiva ytan som kolvätena kan avdunsta från varierar.
- Jordens fukthalt varierade stort. Vissa prover (tagna i grusskiktet) var genomdränkta med oljigt vatten, andra var helt torra. Detta bidrar till att fastläggningsmekanismerna av oljan i jorden varierade. SNV (1994b) liksom Korsgaard *et al* (1989) konstaterar också att PID-mätaren är mycket känslig för fukt, vilket kan leda till över- eller underskattning av mätvärdet.
- Eventuell förekomst av andra organiska ämnen som ger utslag på PID-mätaren. Tänkbara gaser som kan tänkas förekomma är metan och svavelväte. Enligt Siegrist (1991) minskar känsligheten hos instrumentet för lättflyktiga kolväten om metanhalten är hög. Metan i sig ger dock inget utslag enligt Korsgaard *et al*, vilket dock svavelväte gör.

Man kan också förmoda att felkällor inverkar även på laboratorieanalyserna. Förutsättningarna för att minimera dem i standardiserade mätförfaranden är dock större än för fältmätningarna. Helldén (1991) påpekar att det är viktigt att anlita samma laboratorium för alla analyser eftersom variationer i mätresultatet kan förekomma mellan olika laboratorier.

Grupperar man punkterna i diagrammet i bilaga 6 efter i vilket jordlager provet hämtats kan en intressant iakttagelse göras: Plockar man bort alla prover tagna i gruslagret återstår punkter med ett relativt rätlinjigt samband. Eftersom grusproverna är de enda som hade ett högt innehåll av vatten kan det tänkas att den ovan nämnda felkällan spelar in här. Om det är på det viset skulle alltså ett tydligt linjärt samband trots allt finnas så länge inte proverna innehåller allt för

mycket vatten. De kvarvarande punkternas antal är dock för få för att man med statistisk säkerhet kan dra denna slutsats.

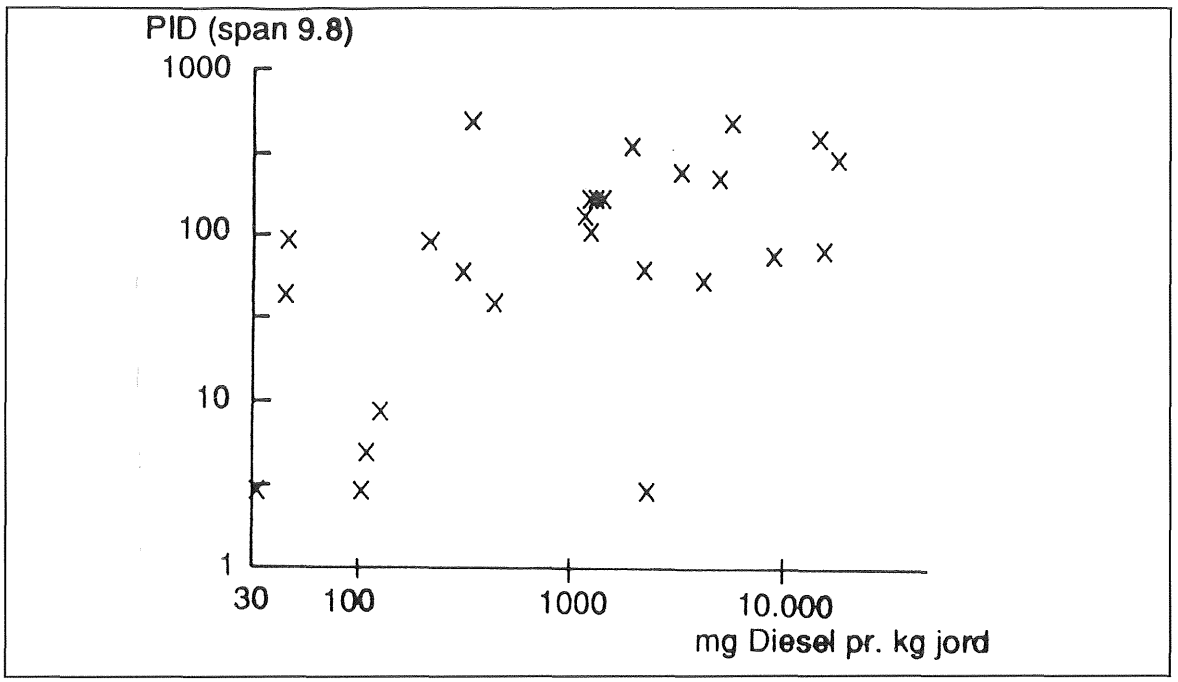
5.8.2.1 Danska erfarenheter av PID

Korsgaard *et al* (1989) beskriver de erfarenheter man haft i Danmark av PID-mätning i samband med förorenad jord. De ämnen man undersökt är lösningsmedel, bensin, olja och tjära. Undersökningen baseras på 149 jordprover tagna från 28 olika platser i landet. Av proverna angavs 25 stycken vara förorenade av diesel, men ej varifrån dessa härstammade eller om fler föroreningar var inblandade i proverna. Bensin angavs förekomma i 21 prover.

Man slår fast att PID-mätarens största användningsområde är att ersätta luktvärdering som första karakteristik vid detektion av förekomsten av flyktiga organiska ämnen i marken. En fördel med instrumentet är att man snabbt och enkelt kan karakterisera ett stort antal jordprover för att sedan välja ut vilka som ska analyseras i laboratorium.

De generella slutsatser man drar beträffande sambandet mellan PID-mätningarna och föroreningshalten i jorden är följande:

- För lösningsmedel har ett relativt tydligt samband funnits för jordprover tagna inom samma område. Kurvan är dock inte linjär, utan "planar ut" för högre föroreningshalter.
- För bensin och dieselolja finns inget tydligt samband. Detta tror man beror i första hand på att dessa består av en blandning av aromatiska och alifatiska kolväten, med mycket varierande detektionsgrad för PID-mätning. I figur 5.1 redovisas ett diagram över sambandet mellan PID-mätning och den faktiska oljehalten i jorden för jordprover tagna från flera olika platser i Danmark.
- För tjära hittar man inget samband alls mellan PID-mätningar och halten "totaltjära". Anledningen tror man främst är en hög variation i nedbrytnings- och upplösningsgrad av kolväten samt att tjära innehåller huvudsakligen tyngre kolväten.



Figur 5.1. Diagram över sambandet mellan PID-mätning och den faktiska oljehalten i jorden (hämtat från Korsgaard et al, 1989).

5.8.3 Alternativa mätmetoder

Finns det några alternativ till min egen mätmetod som har samma användningsområde och syfte, nämligen att snabbt, enkelt och billigt skaffa sig en uppfattning om storleksordningen på kolvätehalten i jorden? Jag har i litteraturen hittat ett antal möjliga alternativ, vilka skulle kunna vara aktuella för detta ändamål.

Flamjonisationsdetektorn

Flamjonisationsdetektorn (FID) används vanligen i laboratorium tillsammans med gaskromatografer, men det finns även speciella fältinstrument. Mätprincipen går ut på att detektorn registrerar de joner som bildas när det organiska materialet i en gasblandning passerar genom en väte-luftflamma (Helldén, 1991).

Enligt Korsgaard *et al* (1989) har instrumentet bättre respons för olika typer av kolväten, exempelvis vid blandade föroreningar, och reagerar på metan till skillnad från PID. Mätvärdena har också en mindre spridning än för PID och instrumentet är lika billigt att använda. Man angav dock att FID gav utslag på prover utan kolväteinnehåll oftare än PID.

Fältgaskromatografer

Korsgaard *et al* (1989) beskriver också de erfarenheter man haft av fältgaskromatografer. Fördelarna med dessa ansågs vara att man erhåller en bild av sammansättningen av kolväten i provet, till skillnad från både FID och PID. Vatteninnehåll påverkar heller inte utslaget, vilket fallet var för PID, varför vattenprover också kan analyseras med instrumentet.

Instrumentets nackdelar är att det är svårare att använda än PID, är väsentligt dyrare och har en längre analystid, cirka 10 minuter. Inget samband mellan mätvärden och verklig oljehalt har undersökts för instrumentet. Observeras bör att även fältgaskromatografen mäter på luften ovanför jordprovet, varför detta aldrig kan ersätta labanalyser.

Specialinstrument

I USA har nyligen framtagits en prototyp av ett fältinstrument specialdesignat för bestämning av oljetyp och oljehalt i jord (O'Shay och Hoddinott, 1994). Instrumentet är baserat på tekniken med superkritiska vätskor, *supercritical fluid technology*, och kombinerar extraktion med superkritiska vätskor, gaskromatografi och flamjonisationsdetektion. Med detta instrument kan ett kromatogram för totalt extraherbara kolväten erhållas på 5-10 minuter och en datoranalys av oljehalten och av sammansättningen av kolväten på 25-30 minuter. Instrumentet finns mig veterligen ännu inte ute på marknaden, varför kostnadsuppgifter ej finns. Med tanke på den avancerade och komplexa apparaturen är det förmodligen en relativt dyr metod att använda.

Porluftsprovtagning

Ett alternativ till att samla in jordproverna i glasburkar och använda PID-mätaren är att mäta på porluften direkt i marken. Med tanke på att man mäter på ostörd jord kanske detta skulle ge ett bättre resultat eftersom felkällor såsom förluster av lättflyktiga kolväten under hanteringen undviks. En nackdel med porluftsprovtagning är att den bara kan ske i den omättade zonen (ovanför grundvattenytan).

Det finns två sätt att samla in porluften från marken, *pumpad provtagning* och *diffusionsprovtagning* (Helldén, 1991).

Pumpad provtagning utförs i allmänhet via ett perforerat rör som förs ned i marken. Porluft av en bestämd volym pumpas upp och samlas upp med hjälp av adsorbent eller diffusionstäta påsar. Det finns idag ett antal olika utrustningar, bl a markradonsonden, ATD-systemet, BAT-provtagare, LGAS, DGP och fluxkammare. En beskrivning av dessa har gjorts av Helldén (1991).

Diffusionsprovtagning baseras på Ficks diffusionslag som i korthet innebär att koncentrationsskillnader i luften strävar efter att utjämnas genom masstransport från högre till lägre koncentration. I en diffusionsprovtagare, t ex en dosimeter, är den ursprungliga föroreningshalten lika med noll. När provtagaren öppnas och exponeras för förorenad luft kommer föroreningarna att adsorberas i provtagaren. Nackdelen med diffusionsprovtagning är att den tar lång tid, normalt omkring en vecka. En metod som beskrivs av Helldén (1991) är Petrexmetoden.

Analysen av den insamlade porluften skulle kunna ske med exempelvis PID, FID eller gaskromatograf.

5.9 Förslag till checklista

Som avslutning sammanfattas mina erfarenheter i form av ett förslag till checklista, som kan användas i planeringen av saneringsarbeten av den typen som beskrivits. I första hand är den tillämpbar för oljeförorenad mark, men vissa av punkterna kan beaktas vid alla typer av föroreningar.

5.9.1 Checklista för sanering av oljeförorenad mark

* Undersök vilka möjligherna är för omhändertagande av de förorenade massorna. Faktorer som spelar in är aktuella tillstånd, transportavstånd, eventuellt föreskriven behandling (idag endast för avfall klassat som miljöfarligt), kostnader mm.

* Tänk igenom logistiken på arbetsplatsen. Kontrollera tillgången på lastbilar före byggstart - vid begränsad tillgång och långväga transporter av jordmassor kanske ett mellanupplag måste ordnas för att schaktningen skall löpa på ett effektivt sätt. Sök tillstånd för denna tillfälliga lagring om detta krävs.

* Metoder för provtagning och analys måste tas fram i enlighet med kraven från beställare och myndigheter. Samråd bör ske med dessa ifråga om metodval, omfatting och mätdatakvalitet.

* Ett mätprogram med styrande rutiner för provtagning och analys bör genomarbetas före saneringsarbetet. Detta kan anpassas och inlemmas som en del i företagets system för kvalitetssäkring.

* En arbetsmiljöplan anpassad efter förväntade risker i samband med saneringen kan lämpligen utarbetas specifikt för projektet. Här bör hänsyn tas till de aktuella föroreningarnas egenskaper och effekter på människan. PID kan användas för att detektera hälsofarliga gaser vid arbeten i begränsade utrymmen.

* Komplettera gärna de tidigare gjorda markundersökningarna med provgropsgrävning innan arbetena skall starta. Fördelarna med detta är att en bättre överblick erhålls över områdets jordlagerföljder, grundvattennivå, schaktbarhet och föroreningens spridning. Dessutom är det en billig metod om man ändå har en grävmaskin på platsen.

* Om schaktning förväntas ske under grundvattenytan bör avsänkning av grundvattenytan med hjälp av brunnar eller well-points övervägas. Detta underlättar hanteringen av jordmassorna avsevärt.

* För att inte riskera att tidigare ren jord förorenas av länsvattnet måste detta tas om hand genom avskärande diken och pumpning till oljeavskiljare. Oljeavskiljaren måste dimensioneras efter de rådande hydrologiska förhållandena i området.

* Behovet av eventuell spontning vid schaktning nära byggnader bör övervägas för att säkerställa stabiliteten. Alternativet kan vara svaga sluttlutningar vilket minskar möjligheten att komma åt all förorenad jord.

* Om tillräckligt utrymme finns kan den uppgrävda jorden grovsorteras i olika högar med hjälp av PID. Oljehalten i varje hög kan sedan bestämmas genom att ett representativt antal prover analyseras i lab. Antalet prover kan hållas nere genom neddelning av ett samlingsprov från varje hög (se kapitel 5.8.1). Därefter kan jorden transporteras till lämplig mottagare och eventuell behandling.

* Informera alla berörda parter fortlöpande om saneringsarbetets resultat. Detta gäller inte minst eventuella boende i området som påverkas negativt under saneringstiden. Detta minskar risken att oro skapas i onödan och skapar förutsättningar för goda relationer mellan alla inblandade parter, vilket är en förutsättning för att arbetet skall löpa smidigt.

6. Referenser

Ahlbom, Jan (1996): Personlig kontakt. Länsstyrelsen i Göteborgs- och Bohuslän, telefon 031 - 60 58 12, Göteborg.

Andersson, Morgan (1994): Infekterad mark sopas under mattan, Byggindustrin, 1994, nr 33, s 50.

Andersson Åse (1996): Forskning ska ge renare jord, Göteborgs Posten, 19 september 1996, s 13.

Arbetarskyddsstyrelsen (1987): Schaktning i jord, ASS böcker H13.

Darpö, Jan (1994): Vem har ansvaret? Rättsläget idag och förslag för framtiden, SNV-rapport 4354, Naturvårdsverket, Solna.

Elert, Mark, Karlsson, Lars-Gunnar, Petsonk, Andrew (1996): Föroreningar i deponier och mark - Ämnens spridning och omvandling, SNV-rapport 4473, Naturvårdsverket, Solna.

Fröling, Morgan (1996): Försök med biologisk nedbrytning av oljehaltigt industrislam genom kompostering med hästgödsel, Examensarbete 1996:1, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik, Chalmers Tekniska Högskola.

Gullbring, Per (1996): Personlig kontakt. Naturvårdsverket, telefon 08 - 698 10 00, Solna.

Hansson, Jonas (1995): Krypen som renar, Miljömagasinet Alternativet, 1995, nr 39, s 7-9.

Helldén, Johan (1991): Flyktiga organiska ämnen i förorenad jord - Metodik vid provtagning, analys och utvärdering, Rapport 55:1991, Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm.

Johansson Viveca (1996a): Mölnlycke Sytråd - Utredning angående utbredning av oljeutsläpp på fastigheten Karl Johansgatan 152, FB Engineering ref. nr.1313015, Göteborg.

Johansson, Viveca (1996b): Personlig kontakt. FB Engineering AB, telefon 031-775 10 00, Göteborg.

Korsgaard, Trine m fl (1989): Anvendelse af photoionisationsdetektor ved undersøgelse af jordforurening, Lossepladsprojektet, udredningsrapport U5, Miljøministeriet Miljøstyrelsen, København.

Kostecki, Paul T., Calabrese, Edward J. (1992): Contaminated soils - Diesel fuel contamination, Lewis Publishers, Michigan, USA.

Larsson, Marie-Louise (1996): Efterbehandlingsansvar och försäkringsgivare, Nordisk Försäkringstidskrift, 1996, nr 2, s 127-133.

Lindmark, Per, Larsson, Lennart B. (1995): Åtgärdsteknik för oljeförorenad mark, Metoder för efterbehandling och sanering, SNV-rapport 4445, Naturvårdsverket, Solna.

Lundgren, Tommy (1996): Personlig kontakt. SAKAB 08-4735600, Stockholm.

Miljøstyrelsen (1992): Generel branchevejledning for forurenede grunde, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 3 1992, Miljøministeriet Miljøstyrelsen, København.

Nihlén, Mats (1995): När olja blir vatten - Med lite hjälp kan naturen själv klara av svåra föroreningar, Energi & Miljö, 1995, nr 5-6, s 50-52.

Olofsson, Jan (1996): Personlig kontakt. Länsstyrelsen i Göteborgs- och Bohuslän, telefon 031 - 60 58 12, Göteborg.

O'Shay, Tracey A., Hoddinott, Keith B. (1994): Analysis of soils contaminated with petroleum constituents, ASTM special technical publication no 1221, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA.

Siegrist R L (1991): Volatile organic compounds in contaminated soils: the nature and validity of the measurements process, Journal of Hazardous Materials, April 1991.

SNV (1992): Provtagning av grundvatten och jord - en handbok att ha i bakfickan, SNV Informerar 1120, Naturvårdsverket, Solna.

SNV (1993): Efterbehandling Pågående och genomförda projekt, SNV-rapport 4172, Naturvårdsverket, Solna.

SNV (1994a): Inför ett långsiktigt saneringsarbete - Lägesrapport, SNV-rapport 4318, Naturvårdsverket, Solna.

SNV (1994b): Vägledning för miljötekniska markundersökningar Del 1: Strategi, SNV-rapport 4310, Naturvårdsverket, Solna.

SNV (1994c): Vägledning för miljötekniska markundersökningar Del 2: Fältarbete, SNV-rapport 4311, Naturvårdsverket, Solna.

SNV (1995a): Branschkartläggningen, En översiktlig kartläggning av efterbehandlingsbehovet i Sverige, SNV-rapport 4393, Naturvårdsverket, Solna.

SNV (1995b): Handlingsprogram för efterbehandling, SNV-rapport 4454, Naturvårdsverket, Solna.

SNV (1995c): Miljölagar. Samling av författningar på miljöområdet. Uppdaterad 1995-08-11, Naturvårdsverket. (Referensen avser Miljöskyddslag (1969:387), Miljöskyddsförordning (1989:364) och Förordning (1985:841) om miljöfarligt avfall.)

SNV (1996): Flerårsplaner för efterbehandling - Vägledning 1996, SNV-rapport 4607, Naturvårdsverket, Solna.

7. Bilagor

1. Tabell över olika länders efterbehandlingsuppgifter.
2. Situationsplan över området. Oljeutsläppets uppskattade utbredning.
3. Provtagningspunkter och slutlig schaktgräns.
4. Jordlagerföljder i provgropar.
5. Protokoll över oljehalt i jordprover och vattenprover (2 sidor).
6. Samband mellan fältmätningar och labanalyser - ”kalibreringsdiagram”.
7. Principskiss på skärm mellan förorenad jord och återfyllnadsmassor vid avslutning av saneringsarbetet.
8. Borrhål 2, 4 och 6 i utredningens markundersökning.

Bilaga 1. Tabell över olika länders efterbehandlingsuppgifter.

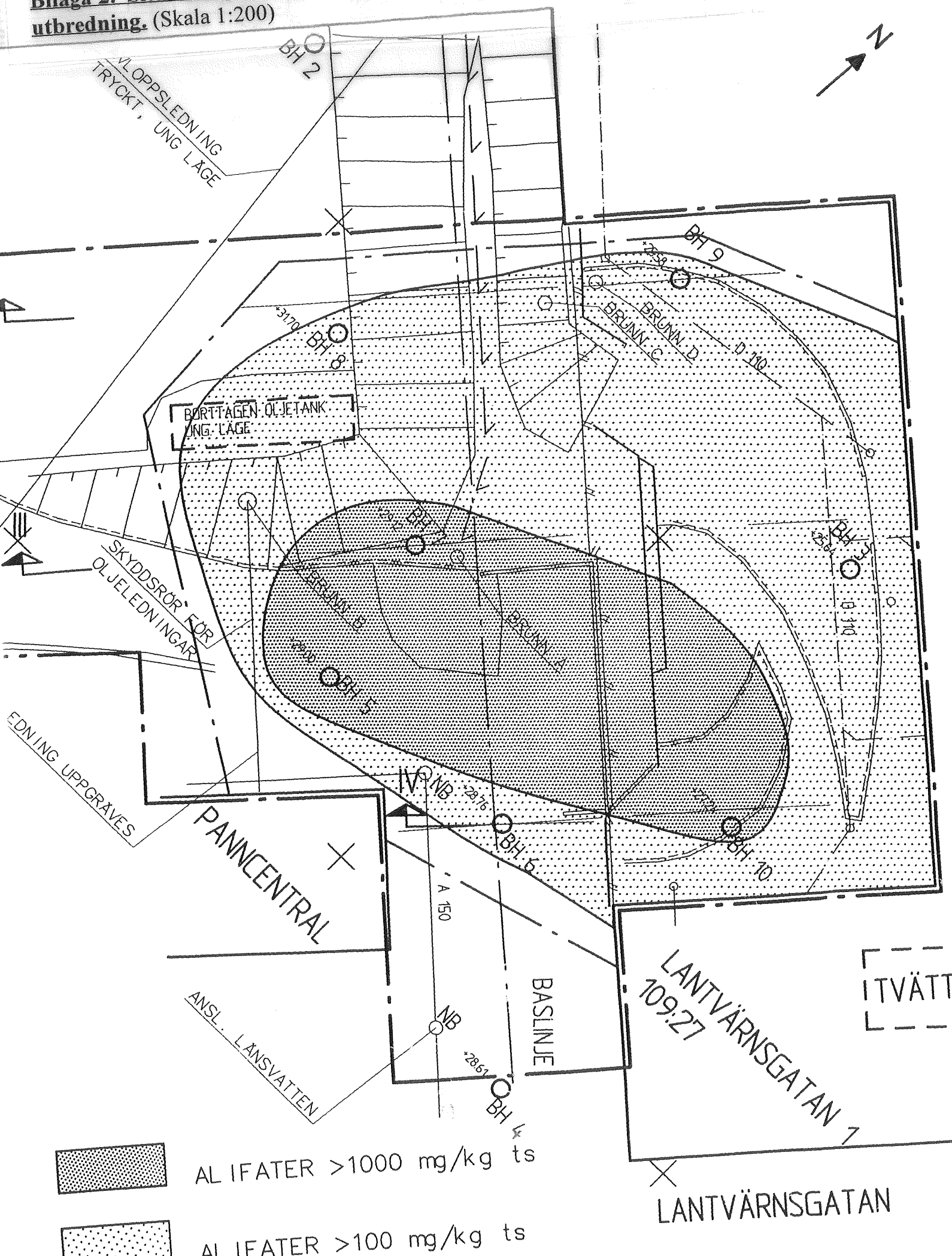
OBS! Samtliga länder finansierar sina ebh-kostnader i första hand genom att ansvarig huvudman betalar, annars enligt tabellen

LAND	ANTAL EBH-OBJEKT	KOSTNAD, BEHOV och / eller AVSATTA MEDEL	EBH - ÅTGÄRDER FINANSIERAS GENOM:
Sverige	Identifierade: 1 700 Uppskattat antal: 7 000	Avsatta statliga medel 1989-95: 195 milj kr Uppskattat tot behov: 20 mdkr	Samhällets andel av kostnaderna finansieras genom statliga skattemedel.
Danmark	Identifierade: 10 000 Registrerade: 2 500 Åtgärdade: 600	Avsatta statliga medel 1990-93: 770 milj kr Uppskattat totalbehov: 30 mdkr	Allmänna medel: staten och/eller kommunerna finansierar äldre objekt. Vid nyare objekt sker privat sanering.
Norge	Identifierade: 2 500 Prioriterade: 450	Uppskattad ebh kostnad till år 2005: 3 mdkr	Fördelningen mellan offentlig och privat finansiering är 60 % resp 40%
Neder-länderna	Identifierade: 110 000 Prioriterade: 6 000 Åtgärdade: 1200	Avsatta statliga medel 1994: 1,2 mdkr. Uppskattat totalbehov: 1000 mdkr	Staten förskotterar allmänna medel parallellt med att en hård linje drivs i domstol för att identifiera en ansvarig. Totalt sett utgjorde de offentliga medel 60 % och de privata 40 %.
England	Uppskattat antal: 50 000-100 000 Prioriterade: 2 500-10 000	Total årlig ebh kostnad: 3,2 mdkr Avsatta medel (1991-93): 2 mdkr	Den offentliga finansieringen sker genom statliga lån och bidrag, enligt två olika bidragsformer.
Frankrike	Identifierade: 700 industriobjekt och 700 gasverkstomter. Antalet ökar med pågående inventering.	Avsatta medel (4 år): 60 milj kr - (50 % frivilliga företag, 50% staten)	Huvudmannen ansvarar för objekt i drift. Nedlagda objekt finansieras av offentliga medel och frivilliga bidrag från industrin.
Österrike	Uppskattat antal: 24 000	Uppskattad statlig ebh-kostnad till år 2005: 7,5 mdkr	Skatt på vissa typer deponering, avfallsexport och temorära avfallslager. De beskattade avfallstyperna är: hushålls-, bygg- och rivningsavfall och mfa.
Kanada	Uppskattat antal: 10 000 Prioriterade: 1 000	Avsatta statliga medel (5 år): 5,8 mdkr	Allmänna medel: staten 50%, provinserna 50%. Statliga medlen fördelas utifrån befolkningen i provinserna. Framöver kommer krav att ställas på företag genom tidigt avsatta finansiella garantier.
USA	Identifierade: 600 000 Prioriterade: 33 000 Hög prioriterade: 1 200	Utgifter 1991: 33 mdkr Uppskattat totalbehov: 3 600 mdkr	Genom Superfund, som finansieras genom skatter på utsläpp från dagens industri. Super funds intäkter 1992 var: 13 mdkr.

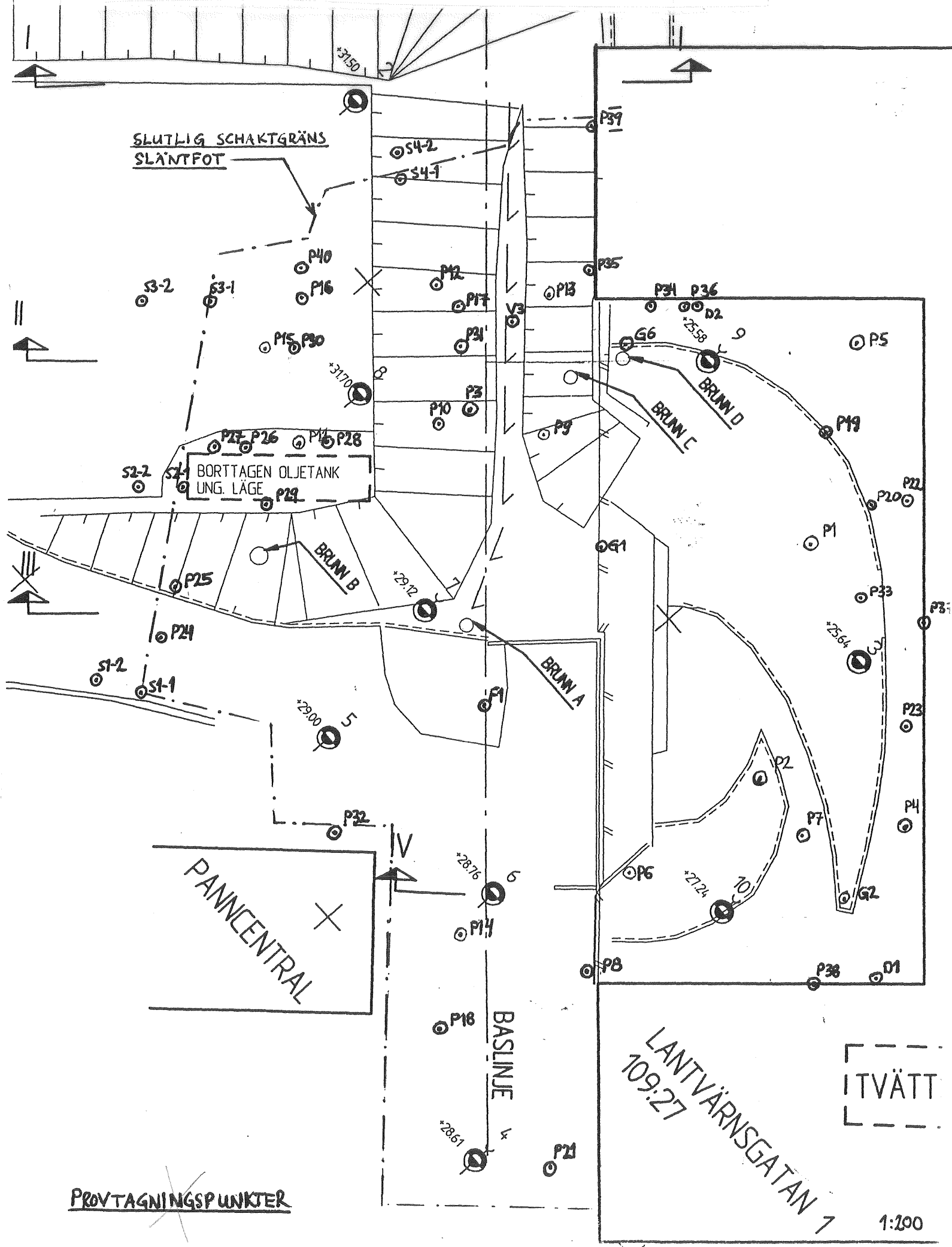
Beloppen i tabellen är omräknade till svenska kronor, baserat på nedanstående kurser (1995-04-06):

Norge (NOK) ..... 1.,19 kr
England (£) ..... 11,83 kr
Danmark (DKK) ..... 1,35 kr
Frankrike (FRF) ..... 1,53 kr
Nederländerna (NLG) 4,77kr
Kanada (CAD) 5,27kr
Österrike (ATS) 0,76kr
USA (US$) 7,34kr

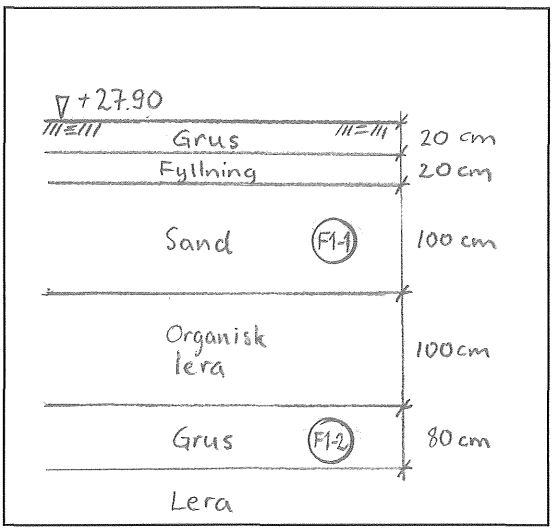
Bilaga 2. Situationsplan över området. Oljeutsläppets uppskattade utbredning. (Skala 1:200)

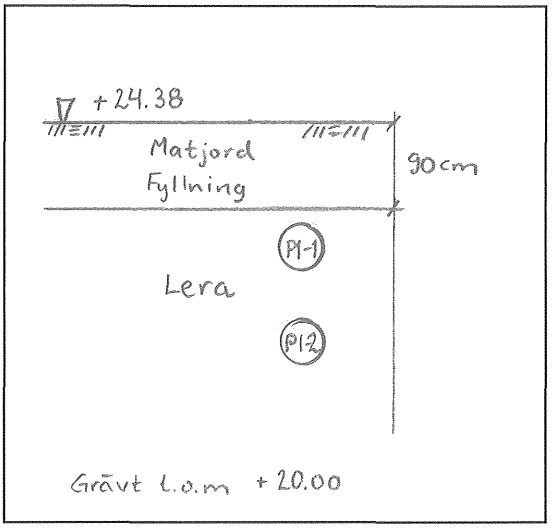


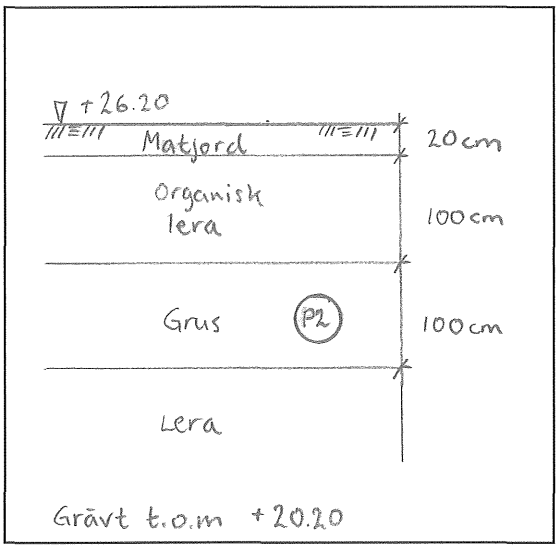
Bilaga 3. Provtagningspunkter och slutlig schaktgräns. (Skala 1:200)

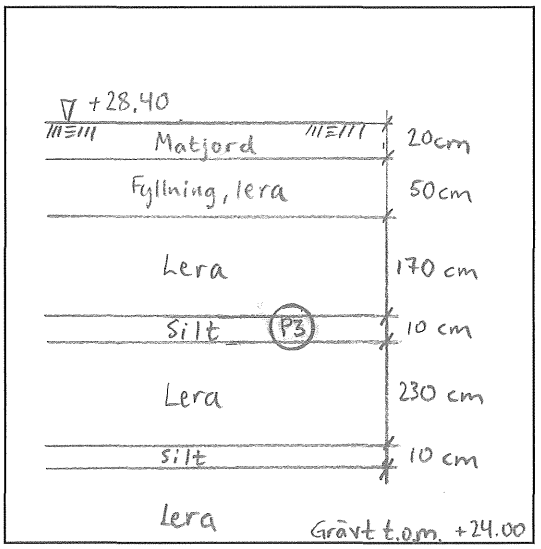


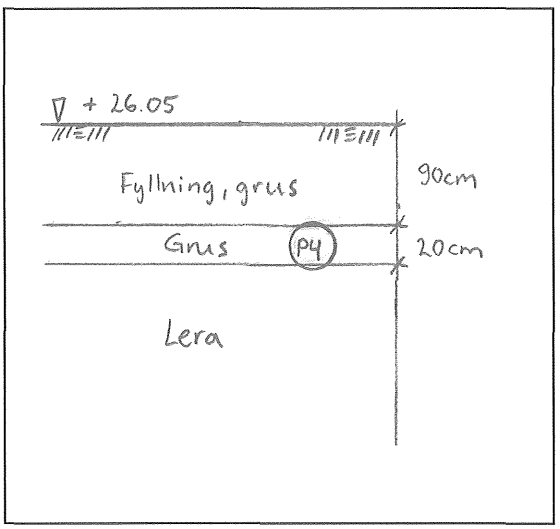
Bilaga 4. Jordlagerföljder i provgropar.

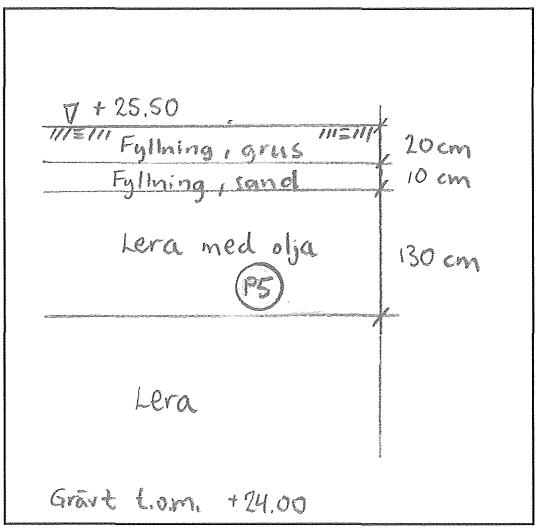












Obs! Ej skalenligt.

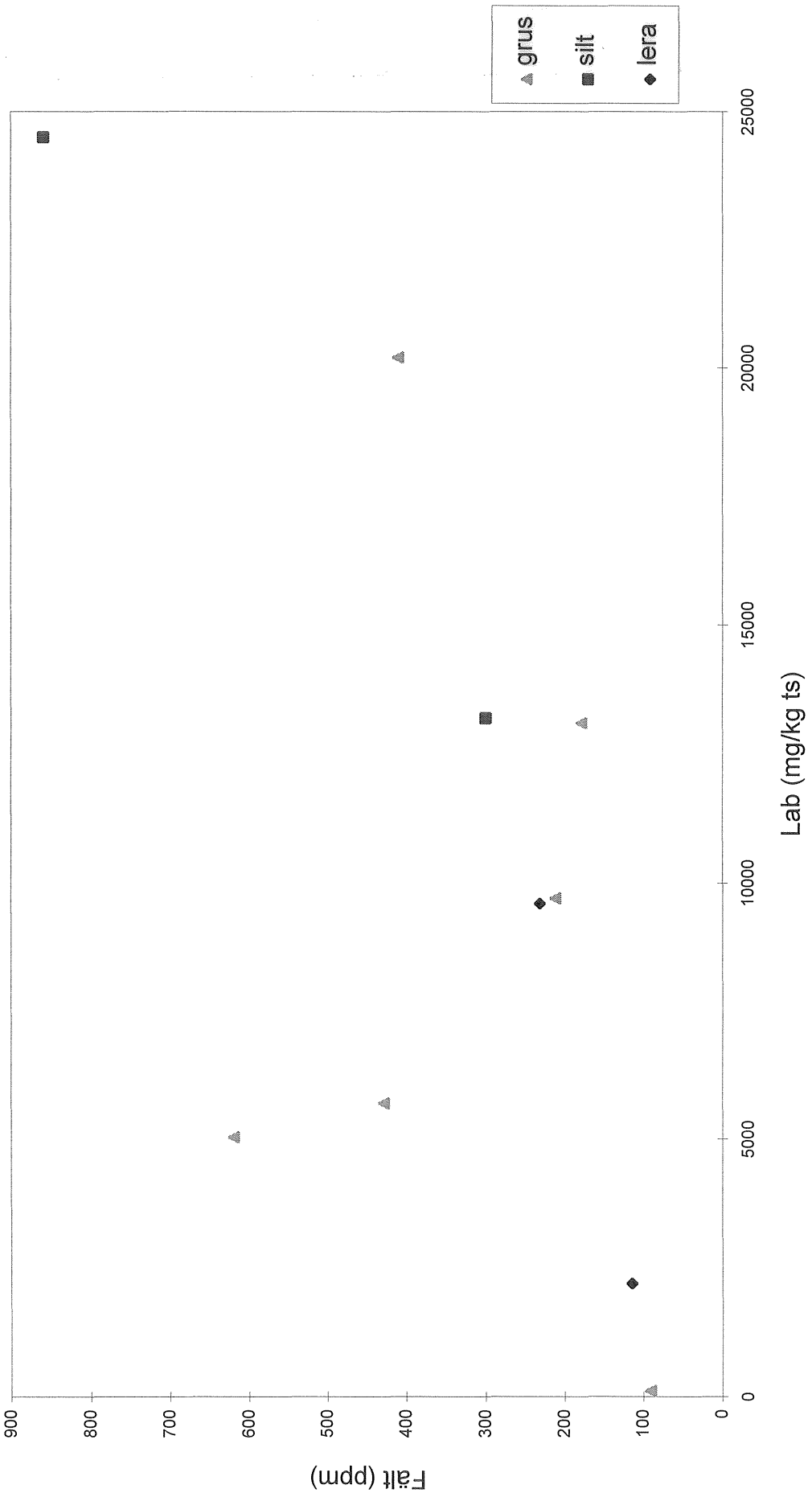
Bilaga 5. Protokoll över oljehalt i jordprover och vattenprover.

Prov nr	Datum	Plushöjd (m)	Markdjup (m)	Jordart	Fältmätning Kolväten (ppm)	Labanalys Opolära alifater (mg/kg TS)
F1-1	31-maj		1	Sand		26
F1-2	31-maj		3.3	Grus		7920
P1-1	05-jun		1	Lera	8.1	<16
P1-2	05-jun		2.75	Lera	8.3	<16
P2	05-jun		2	Grus	352	
P3	05-jun		1.7	Silt	300	13200
G1	05-jun		0.2	Matjord	36.4	<12
G2	05-jun		0.2	Matjord	28	
G6	05-jun		0.3	Sandig lera	114	2200
P4	06-jun		1	Grus	410	20200
P5	06-jun		1.5	Lera	231	9600
P6	07-jun	26.9	1.2	Sand	14.6	
P7	07-jun	25.9	1.1	Sandig grus	1	
P8	10-jun	25	3.8	Grus	761	
P9-1	10-jun	28.05	0.1	Sand	322	
P9-2	10-jun	27.55	0.6	Silt	575	
P10	10-jun	29	2.6	Siltig lera	270	
P11	10-jun	31.7	0.1	Sandig lera	20.6	
P12	10-jun	28.5	1.4	Sand	26.2	
P13	10-jun	27.5	0.1	sand	250	
P14	11-jun	26.3		Grus	665	
P15	11-jun	28.8		Silt	894	
P16	11-jun	28.8		Silt	860	24500
P17	11-jun	28.8		Silt	295	
P18	12-jun	25.5		Grus	800	
P19	12-jun		0.05	Grus (fylln)	69.9	
P20	12-jun		0.05	Grus (fylln)	40.3	
P21-1	12-jun	26.1		Grus	30.6	
P21-2	12-jun	25.5		Grus	620	5035
P22	13-jun		0.4	Sand	9.8	<11
P23	13-jun		0.2	Grus (fylln)		54021
P24	18-jun	28.05		Silt	486	
P25	18-jun	28.75		Finsand	34.8	
P26	19-jun	28.5		Silt	271	
P27	19-jun	29.25		Silt	510	
P28	19-jun	27.45		Grus	383	
P29	20-jun	27.8		Grus	293	
P30	20-jun	27.55		Grus	450	
P31	20-jun	26.95		Siltig grus	273	
P32	20-jun		1.5	Silt	13	
P33	25-jun		0.8	Lera	120	
P34	25-jun		1.1	Lerig silt	250	
P35	25-jun		2	Lerig silt	269	
P36	25-jun		1.35	Lerig grus	327	
V1	25-jun		Oljeavskiljt	Vatten	19	
V2	25-jun		Oljeavskiljt	Vatten	4.3	
V3	26-jun		Drändike	Vatten	197	
P37	26-jun		1.6	Lerig grus	124	
P38	27-jun	25.5		Grus	265	
P39	01-jul		2	Lerig grus	164	
P40	01-jul	28.8		Silt	146	

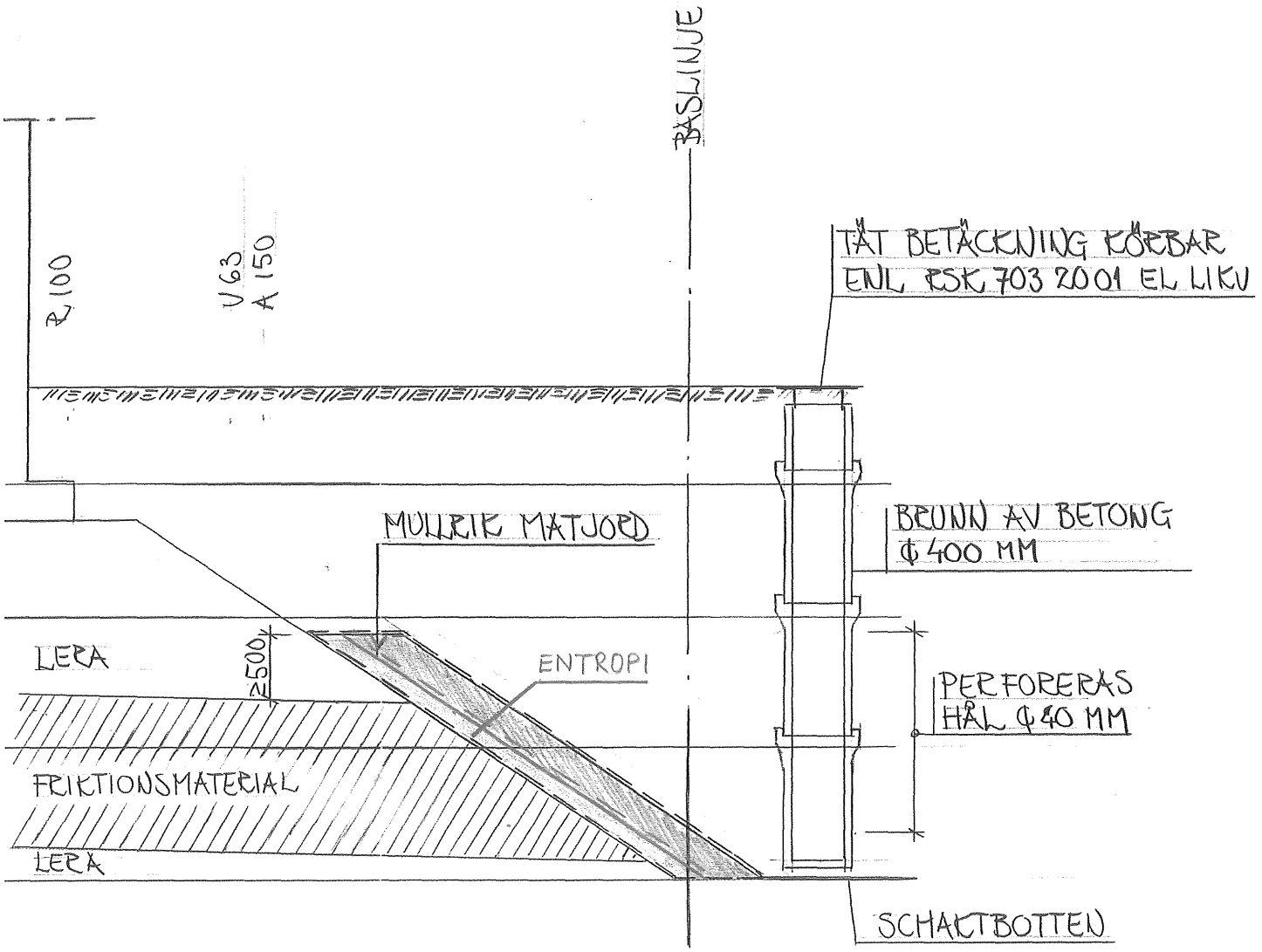
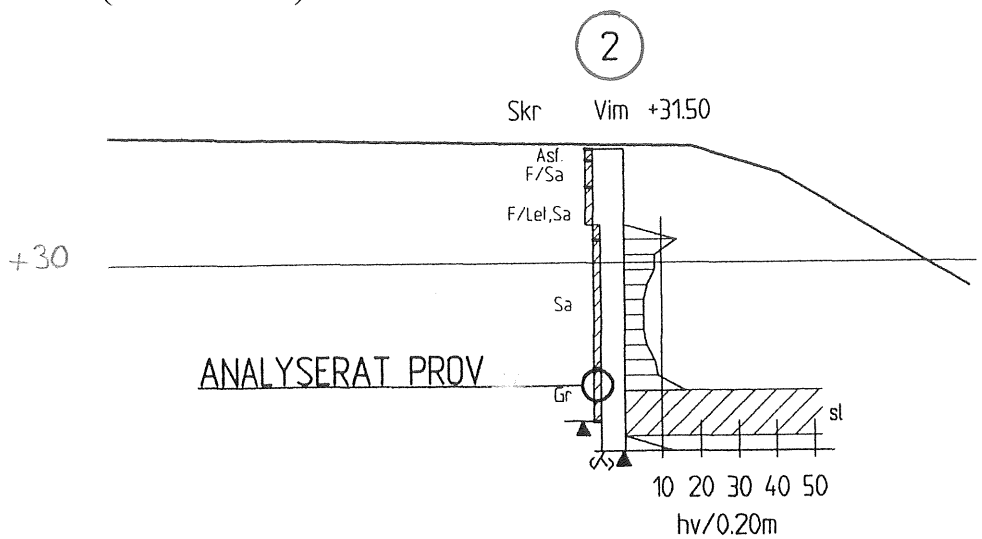
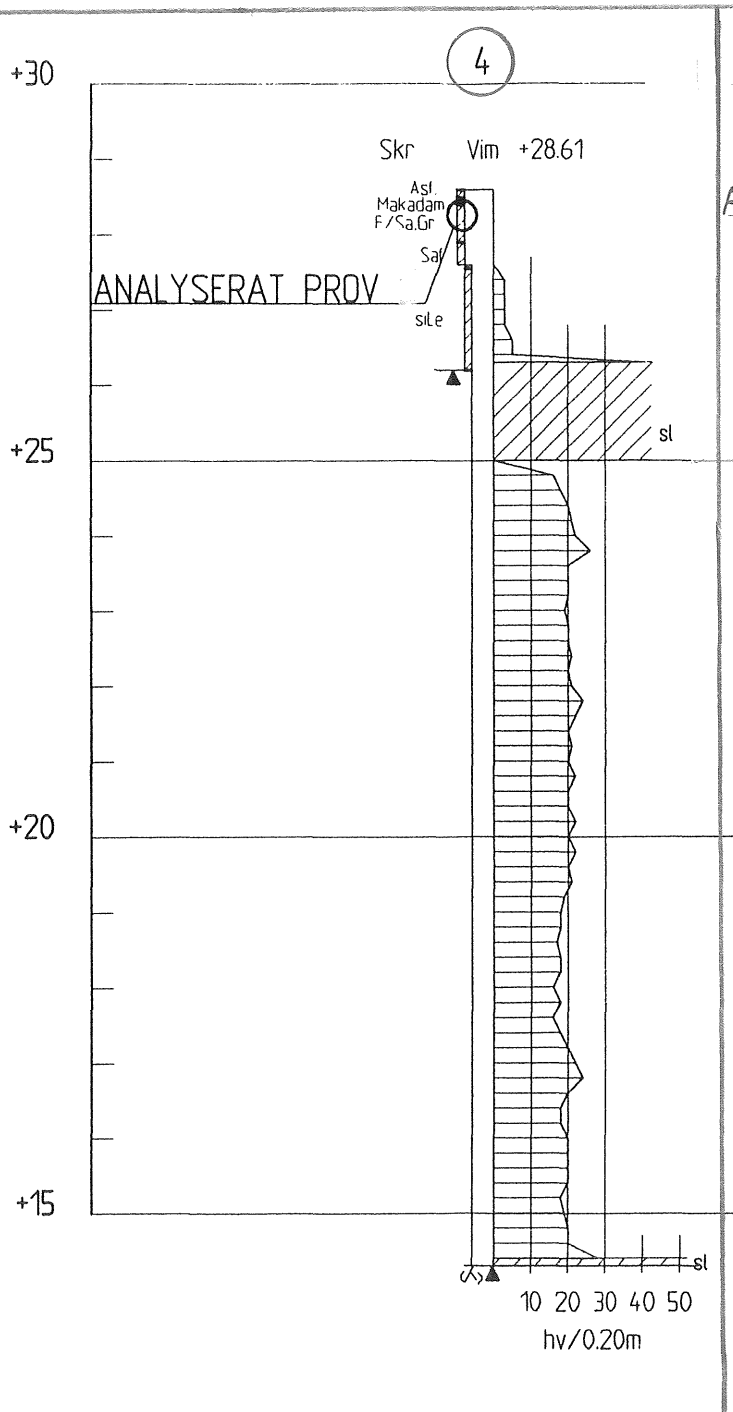
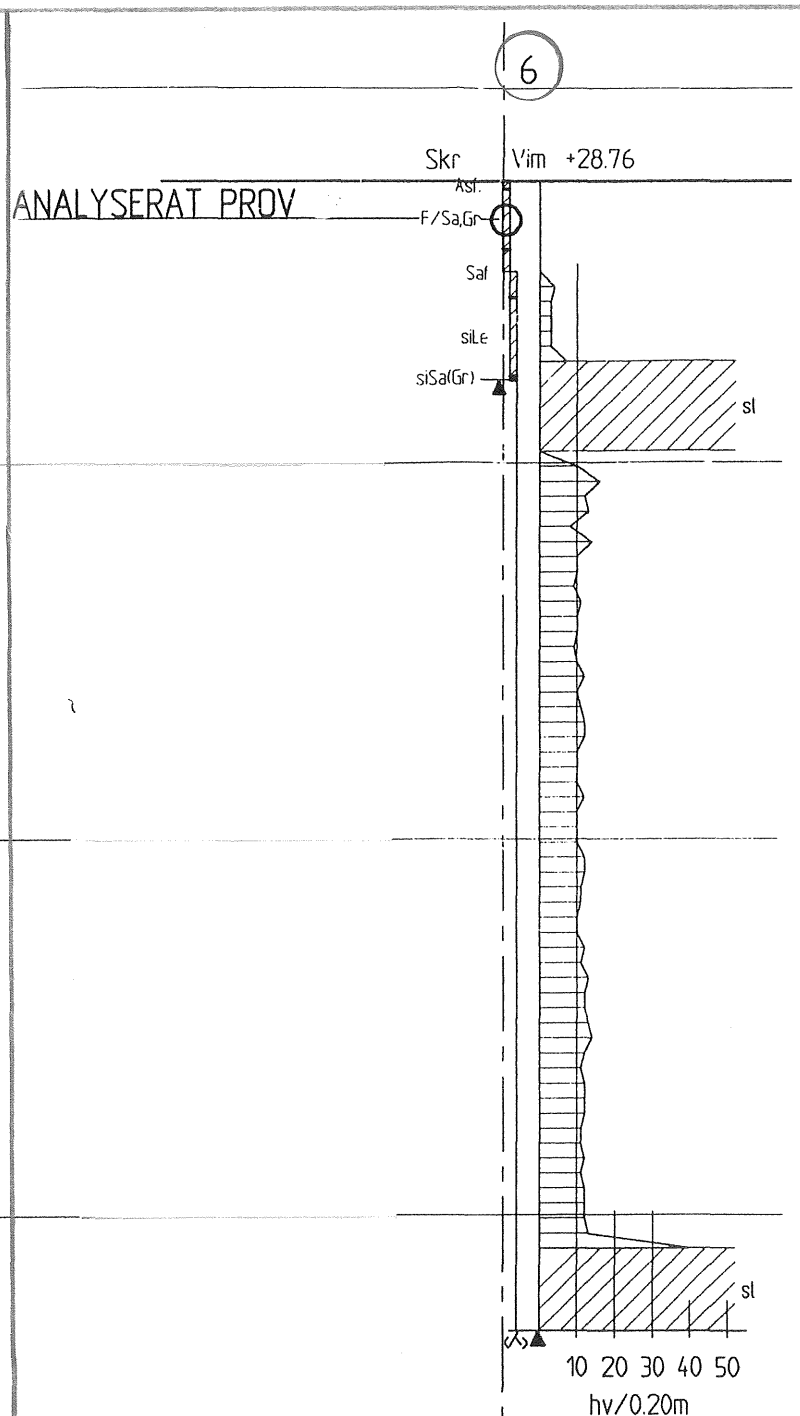
Bilaga 5. Protokoll över oljehalt i jordprover och vattenprover.

Prov nr	Datum	Plushöjd (m)	Markdjup (m)	Jordart	Fältmätning Kolväten (ppm)	Labanalys Opolära alifater (mg/kg TS)
ST1	02-jul			Stenmjöl	0.1	
S1-1G	02-jul	27.5		Grus	241	
S1-2S	02-jul	28.8		Silt	90.7	
S1-2G	02-jul	27.5		Grus	212	9700
S2-1S	02-jul	28.8		Silt	198	
S2-1G	02-jul	27.5		Grus	385	
S2-2S	02-jul	28.8		Silt	114	
S2-2G	02-jul	27.5		Grus	428	5700
S3-1S	02-jul	28.8		Silt	49.1	
S3-1G	02-jul	27.5		Grus	480	
S3-2S	02-jul	28.8		Silt	13.6	
S3-2G	02-jul	27.5		Grus	91.2	110
S4-1S	02-jul	28.8		Silt	378	
S4-1G	02-jul	27.5		Grus	374	
S4-2S	02-jul	28.8		Silt	409	
S4-2G	02-jul	27.5		Grus	179	13100
S1-1G	06-aug	27.5		Grus	253	
S2-1S	06-aug	28.8		Silt	290	
S2-1G	06-aug	27.5		Grus	644	
S3-1G	06-aug	27.5		Grus	580	
S4-1S	06-aug	28.8		Silt	320	
S4-1G	06-aug	27.5		Grus	295	
ST2	06-aug			Stenmjöl	0	
MJ	06-aug			Matjord	0.4	

Bilaga 6. Samband mellan fältmätningar och labanalyser - "kalibreringsdiagram".



Bilaga 7. Principskiss på skärm mellan förorenad jord och återfyllnadsmassor vid avslutning av saneringsarbetet.



Bilaga 8. Borrhål 2, 4 och 6 i utredningens markundersökning.
(Skala 1:100)