



Bedömningar av föroreningars utbredning i mark med punktkällor

– Utvärdering och erfarenheter från riktad
provtagning vid nedlagda bensinstationer

Åsa Skytt

2013

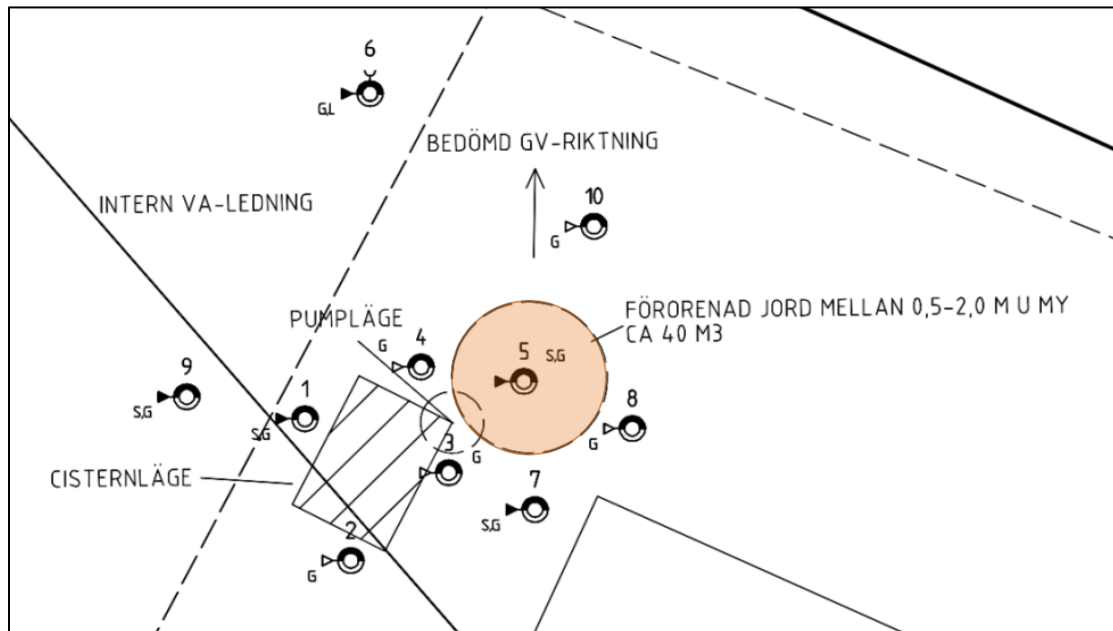
Miljövetenskap

Examensarbete för masterexamen 30 hp

Lunds universitet

Bedömningar av föroreningars utbredning i mark med punktkällor

Utvärdering och erfarenheter från riktad provtagning vid nedlagda bensinstationer



Åsa Skytt 2013

Handledare:
David Hagerberg
Tyréns AB

Per Sandgren
Geologiska institutionen
Lunds universitet

Illustration:

Bedömd föroreningsutbredning inom SPIMFAB-objekt 15-1951
Objektbeskrivning från Tyréns AB, 2012

Sammanfattning

Översiktliga miljötekniska markundersökningar vid förmodade punktkällor görs genom riktad provtagning, med ett begränsat antal provtagningspunkter som egentligen är för litet för att avgränsa en föroreningsutbredning. Men i de fall resultatet av en översiktlig miljöteknisk markundersökning leder till ett beslut om sanering, krävs det ändå att en bedömning av föroreningsutbredningen görs. I den här studien har jag undersökt säkerheten i sådana bedömningar då de baseras på resultaten från översiktliga miljötekniska markundersökningar. Detta har jag gjort genom att utvärdera 39 saneringsprojekt vid nedlagda bensinstationer där den bedömda mängden förorenade massor har kunnat jämföras med den verkliga mängden förorenade massor som fick schaktas bort vid saneringen. De bortschaktade mängderna förorenade massor avvek från de bedömda mängderna med mellan 4 och 1150 procent. För 78 procent av de studerade objekten underskattades mängden förorenade massor, vilket i några fall innebar att marken felaktigt bedömdes vara ren. Felet i bedömningarna, uttryckt i ton förorenade massor, ökade både med den verkliga mängden förorenade massor och med antalet cisterner som funnits inom de nedlagda bensinstationerna. Däremot påvisades inget samband mellan felet i bedömningen och antalet provtagningspunkter. Ett problem som förekom vid en fjärdedel av markundersökningarna var att provtagningen i vissa enskilda punkter inte gav entydiga eller representativa resultat. Andra problem var hindrad provtagning och osäkerheter i lokaliseringen av punktkällor.

Abstract

Small-scale environmental soil surveys at assumed point sources are done through targeted sampling at a limited number of sampling locations which makes delineation of a contaminated area difficult. However, if a decision of remediation is taken due to the results of a small-scale environmental soil survey, the size of the contaminated area still has to be assessed. In this study I examined the accuracy of such estimations, when based on the results from small-scale environmental soil surveys. I did this by evaluating 39 remediation projects at former petrol stations where it was possible to compare the assessed amount of contaminated soil with the actual amount of contaminated soil that was excavated during the remediation. The excavated amounts of contaminated soil differed from the estimated amounts, ranging from 4 to 1150 percent. In 78 percent of the studied projects, the amount of contaminated soil was underestimated which in some cases meant that the ground was incorrectly assessed as clean. The error in the estimations, expressed as tons of contaminated soil, increased both with the actual amount of contaminated soil and with the number of petrol tanks installed at the former petrol stations. However, no correlation between the error in the estimations and the number of sampling locations could be demonstrated. A problem that occurred at a quarter of the soil surveys was that the sampling at some individual locations did not provide conclusive or representative results. Other problems were obstructed sampling as well as uncertainties in the localization of point sources.

Förord

Med detta examensarbete avslutar jag min masterutbildning i miljövetenskap vid Lunds universitet, Centrum för miljö- och klimatforskning.

Studien har gjorts i samarbete mellan Lunds universitet och Tyréns AB. Främst vill jag tacka mina båda handledare David Hagerberg och Per Sandgren för deras vägledning och engagemang i detta projekt. Jag vill även rikta ett varmt tack till Per-Erik Isberg vid Lunds universitet, som har bidragit med konstruktiva diskussioner kring metoden för arbetet.

Slutligen vill jag tacka för det vänliga mottagande jag har fått under min tid som examensarbetare hos Tyréns AB i Malmö. När frågor har uppstått under arbetets gång har det alltid funnits någon kunnig person i närheten. Det har även underlättat mitt arbete att jag har fått följa med i fält för att observera hur markundersökning och efterbehandling vid nedlagda bensinstationer går till i praktiken.

Åsa Skytt
Lund, 22 mars 2013

Innehåll

1. INLEDNING	1
2. BAKGRUND	3
2.1. SPIMFAB:s åtgärdsprogram	3
2.2. Föroreningar	3
2.3. Föroreningskällor.....	5
2.4. Föroreningars spridning i mark	6
2.5. Markundersökningar inom SPIMFAB	7
2.6. Åtgärds mål.....	9
2.7. Datakvalitet i miljötekniska undersökningar	9
2.8. Olika angreppssätt för provtagning.....	10
2.9. Separata föroreningsansamlingar, hot spots	11
3. METOD	15
3.1. Säkerheten i bedömningarna	15
3.2. Testade skillnader och samband	16
3.3. Kvalitativ utvärdering	16
4. RESULTAT	17
4.1. Bedömningar av föroreningarnas utbredning.....	18
4.2. Säkerheten i bedömningarna	19
4.3. Vad påverkar säkerheten?.....	21
4.4. Svårigheter vid markundersökningarna	25

5. DISKUSSION	28
5.1. Bedömningar av föroreningarnas utbredning	28
5.2. Mått på osäkerheten i bedömningarna.....	28
5.3. Påverkande faktorer	29
5.4. Svårigheter vid markundersökningarna	31
5.5. Avgränsning av separata föroreningsansamlingar	32
5.6. När behövs en markundersökning?.....	33
5.7. Felkällor	34
6. SLUTSATS	36
REFERENSER.....	37
BILAGA.....	41

Förkortningar

KM	Känslig markanvändning
MKM	Mindre känslig markanvändning
MTBE	Metyltertiärbutyleter
SPIMFAB	Svenska Petroleum Institutets Miljösaneringsfond AB
PAH	Polycyclic aromatic hydrocarbons (polycykliska aromatiska kolväten)
PID	Photo ionization detector (fotojonisationsdetektor)
ÖMM	Översiktlig miljöteknisk markundersökning

1. Inledning

Miljö- och hälsorisker i samband med förorenad mark har fått allt större uppmärksamhet i Sverige. År 1999 inrättade riksdagen ett miljömål om en "giftfri miljö" (Proposition 1997/98:145), där ett betydande delmål går ut på att åtgärda de förorenade områdena i landet (Naturvårdsverket 2013). Hittills har länsstyrelserna identifierat närmare 80 000 potentiellt förorenade områden, och arbetet fortgår numera med att undersöka och vid behov sanera dessa (Miljömålsportalen 2012).

Som en del av arbetet med förorenade områden utförs miljötekniska markundersökningar med provtagning och kemisk analys av mark, grundvatten och andra relevanta media. Sådana undersökningar kan göras översiktligt, med ett begränsat antal provtagningspunkter, eller mer detaljerat, beroende på vilken datakvalitet som krävs utifrån syftet med undersökningen (Naturvårdsverket 1996). Ett vanligt tillvägagångssätt vid en översiktlig miljöteknisk markundersökning (ÖMM) är riktad provtagning, vilket innebär att provtagningspunkternas placering styrs av provtagarens subjektiva bedömningar av föroreningsituationen (Naturvårdsverket 2009a). Denna metod lämpar sig ofta inom mindre undersökningsområden där förkunskapen om potentiella föroreningskällor är god, samtidigt som de ekonomiska resurserna för undersökningen är begränsade (Naturvårdsverket 2009a). En nackdel med riktad provtagning är de svårigheter som uppkommer med att bearbeta provtagningsdata statistiskt när de inte är slumpmässigt fördelade, och bland annat saknas en tumregel för hur många provtagningspunkter som krävs för att uppnå en viss önskad säkerhet i resultatet (Naturvårdsverket 2009c).

Enligt rekommendationer från Naturvårdsverket kan ÖMM i regel inte användas för att avgöra föroreningsutbredning och beräkna mängden förorenade massor inom ett område, utan ska framför allt utgöra ett underlag för beslut om detaljerade undersökningar (Naturvårdsverket 1996, 2009a). Det har dock uppstått ett glapp mellan vad som rekommenderas och vad som gäller i praktiken. Inom små förorenade områden, där det endast finns en begränsad budget för att hantera problemet, ges oftast inte utrymme för en mer detaljerad undersökning. I dessa fall krävs att bedömningen av föroreningsutbredning i marken görs direkt baserat på resultatet från en ÖMM, för att kunna dimensionera och budgetera inför eventuella efterbehandlingsåtgärder (pers. medd. David Hagerberg, Tyréns AB, 6 sep 2012). Visserligen ställs i dessa sammanhang lägre krav på säkerheten i bedömningarna än vad som är fallet när bedömningarna baseras på detaljerade undersökningar, men om felet i den bedömda föroreningsutbredningen är alltför stort leder det ändå till problem med stora avvikelser från tidsplan och budget vid efterbehandlingen (pers. medd. Magnus Johansson, Tyréns AB, 23 nov 2012).

Ett sätt att få en uppfattning om osäkerheten i mängdbedömningar, som grundar sig på ÖMM med riktad provtagning, är att utvärdera ett antal utförda projekt där efterbehandlingen är avslutad och den verkliga föroreningsutbredningen blivit känd. En sådan systematisk utvärdering verkar inte ha gjorts tidigare i någon större utsträckning. På uppdrag av Naturvårdsverket har en erfarenhetsutvärdering genomförts av 10 olika svenska efterbehandlingsobjekt, parallellt med en liknande granskning av danska projekt (Petsonk och Wik 2009). De utvärderade projekten var i allmänhet tämligen omfattande och

inkluderade flera olika markundersökningar inom respektive objekt, både översiktliga och detaljerade. I utvärderingen fann man bland annat brister i provtagningsmetodik och redovisning av osäkerheter i resultaten. Dock avsåg utvärderingen snarast att granska själva genomförandet och dokumentationen av markundersökningarna och innebar inte någon direkt jämförelse mellan bedömningarna i förhållande till den verkliga föroreningssituationen.

I den här studien har jag koncentrerat mig på att utvärdera markundersökningar vid nedlagda bensinstationer, eftersom ett mycket stort antal sådana undersökningar har genomförts i hela Sverige genom det åtgärdsprogram som drivs sedan 1997 av Svenska petroleuminstitutets miljösaneringsfond, SPIMFAB. Dessa projekt följer ett standardiserat tillvägagångssätt med riktade provtagningar vid förmodade punktkällor, där eventuella efterbehandlingsåtgärder alltid baseras direkt på en ÖMM (SPI 2011). När föroreningar i marken behöver saneras görs detta i de allra flesta fall genom bortschaktning av förorenad jord, vilket ger en tydlig bild av föroreningssituationen i marken (SPI 2011).

Syfte och frågeställningar

Syftet med studien har varit att utvärdera osäkerheten i bedömningar av föroreningars utbredning inom de SPIMFAB-projekt som utförts av Tyréns AB. Mer specifikt har syftet varit att besvara följande tre frågeställningar:

1. Hur väl stämde den bedömda mängden förorenade massor baserat på ÖMM med den mängd förorenade massor som påträffades vid schaktsaneringen?
2. I vilken grad kan säkerheten i bedömningen av mängden förorenade massor påverkas av att antalet provtagningspunkter ökas eller minskas?
3. Vilka andra faktorer påverkar säkerheten i bedömningen av mängden förorenade massor?

Avgränsningar

Denna studie avser främst föroreningar i mark och inkluderar inte grundvatten. Studien avser inte heller diffusa föroreningsutbredningar, utan gäller endast områden med förorenings-spridning från en eller flera identifierbara punktkällor. Vidare har studien avgränsats till att endast inkludera föroreningar som kan uppkomma vid drivmedelsförsäljning. Ibland kan det finnas kemikalier inom de undersökta SPIMFAB-objekten som inte härrör från bensinstationens verksamhet och därmed inte omfattas av SPIMFAB:s ansvar. Dessa föroreningar har inte åtgärdats inom SPIMFAB:s åtgärdsprogram, och har därför inte heller kunnat behandlas i denna studie.

2. Bakgrund

I detta kapitel ges först en närmare beskrivning av SPIMFAB:s åtgärdsprogram samt vilka typer av föroreningar och föroreningskällor som är relevanta. Därefter följer en mer allmän redogörelse för provtagningsmetodik och i synnerhet strategier för avgränsning av föroreningars utbredning.

2.1. SPIMFAB:s åtgärdsprogram

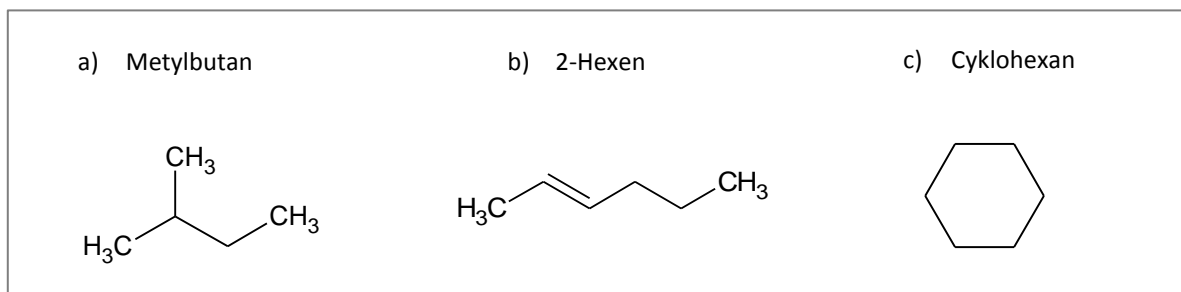
Svenska petroleuminstitutets miljösaneringsfond (SPIMFAB) bildades år 1997 av oljebolagen i Sverige för att finansiera undersökning och sanering av markföroreningar som orsakats av bensinstationer, nedlagda mellan 1 juli 1969 och 31 december 1994 (SPI 2011). Fram till mitten av 1990-talet förekom ingen större efterbehandling vid nedläggning av bensinstationer och den vanligaste åtgärden var då att de markförlagda cisternerna tömdes och sandfylldes, utan att någon markundersökning genomfördes (SPI 2011). För de bensinstationer där den faktiska verksamheten upphörde efter miljöskyddlagens ikraftträdande den 1 juli 1969, kan dock verksamhetsutövarna hållas juridiskt ansvariga för eventuella föroreningar i marken (Naturvårdsverket 2012). Syftet med SPIMFAB var att undvika dyra och komplicerade juridiska utredningar kring vem som bär ansvaret för föroreningar från bensinstationer som kan ha bedrivits av flera olika verksamhetsutövare under en lång tid (SPI 2011).

Sammanlagt har SPIMFAB fått in cirka 5 000 anmälningar om bensinstationer som uppfyller kriterierna (SPIMFAB 2013). Undersökningar och saneringar av dessa fastigheter utförs av konsulter enligt ett standardiserat arbetssätt (SPIMFAB 2013). Detta sker i omgångar med cirka 300 projekt om året, där en ÖMM genomförs vid varje objekt under hösten och vid behov efterföljs av en sanering under våren (SPIMFAB 2013). Sedan starten 1997 har hittills 4 664 projekt avslutats, varav 1 420 projekt innebar en sanering, oftast genom bortschaktning av förorenade massor (SPIMFAB 2013).

2.2. Föroreningar

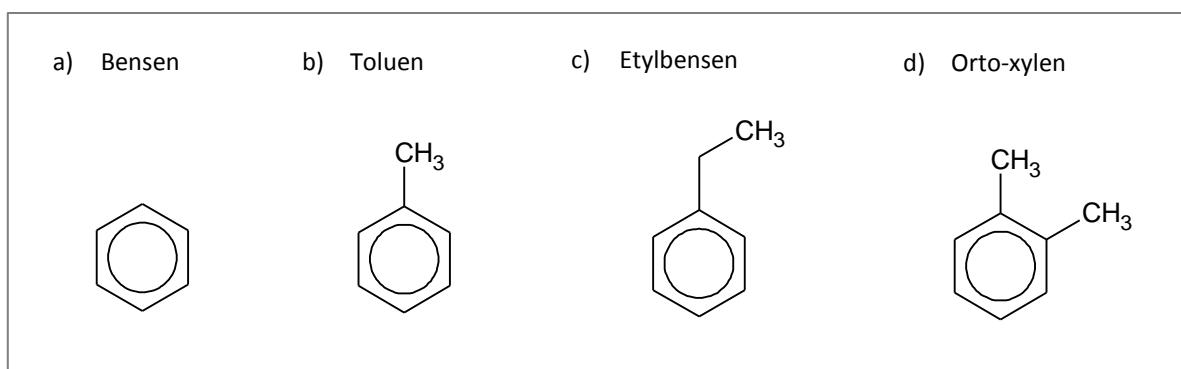
De föroreningar som kan finnas i marken vid gamla bensinstationer härstammar främst från olika petroleumprodukter. För drivmedelsförsäljning har bensin och diesel traditionellt varit vanligast, men även fotogen har förekommit under vissa tidsperioder (SPI 2011). Därtill fanns på bensinstationerna förr i tiden ofta eldningsolja, som användes för att värma upp de egna lokalerna (SPI 2011). Petroleumprodukterna har haft olika kemisk sammansättning genom tiderna, till följd av teknikutveckling samt de lagkrav som vuxit fram (SPI 2011). Sammansättningen av kolväten i produkterna beror på vilka råoljor som använts och på raffinaderiets konfiguration (SPI 2011). Dessutom har man under årens lopp experimenterat med olika tillsatser i produkterna för att förbättra deras funktionalitet (SPI 2011). När produkterna förekommer som föroreningar i mark beror deras sammansättning även på olika nedbrytningsförlopp för de ingående ämnena (SPI 2011).

De ämnen som är styrande för riskbedömningar och åtgärds mål inom SPIMFAB är framför allt olika kolväteföreningar, vilka delas in i alifatiska och aromatiska kolväten (SPI 2011). Alifater används som samlingsbegrepp för alla mättade och omättade kolvätekedjor samt icke-aromatiska cykliska kolväten (Atkins och Jones 2008). Några exempel på alifater visas i figur 1.



Figur 1. Exempel på olika alifater bestående av a) en grenad kolvätekedja, b) en omättad kolvätekedja och c) ett icke-aromatiskt cykliskt kolväte.

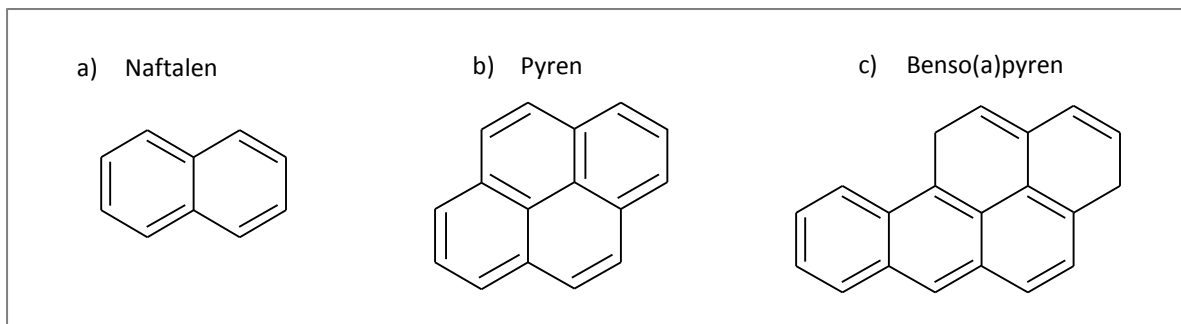
Aromater inkluderar alla föreningar som innehåller en eller flera aromatiska ringar, där den enklaste föreningen är bensen (C_6H_6), bestående av en enda ring (Atkins och Jones 2008). Enkla derivat av bensen är toluen, etylbensen och xylener, där bensenringen innehåller metyl- respektive etylgrupper (Ellervik och Sterner 2007). Se figur 2.



Figur 2. Strukturer för några enkla aromatiska kolväten.

Lättare alifater och aromater tas främst upp via luftvägarna och generellt kan de bland annat orsaka andningsproblem, lungskador, nervskador samt njursvikt (RIVM 2001). Bensen är cancerframkallande (IMM 2011a). Enligt SPI (2011) kan de tyngre kolväteföreningarna orsaka skador i lever och njure.

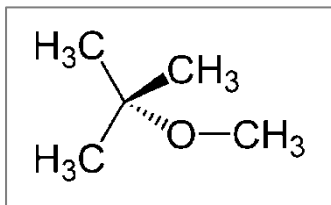
Aromatiska kolväten förekommer även som ett flertal sammansatta bensenringar och kallas då polycykliska aromatiska kolväten, PAH (Ellervik och Sterner 2007). Några exempel visas i figur 3. PAH-föreningar är den största idag kända gruppen av cancerframkallande kemikalier och utgörs av flera hundra enskilda ämnen, som oftast är svårnedbrytbara och i en del fall även anrikas i organismer och i näringskedjan (Kemikalieinspektionen 2011).



Figur 3. Exempel på några enskilda PAH-föreningar.

Förutom alifater och aromater kan i vissa fall rester av tillsatser i drivmedlen också finnas kvar i mark eller grundvatten. Organiska blyföreningar (vanligen tetraetylbley) tillsattes förr i bensin för att höja oktantalet och ge smörjande egenskaper. Bly är skadligt för nervsystemet även i mycket låga halter, och hämmar hjärnans utveckling hos barn och foster (IMM 2011b). De organiska blyföreningarna har dock med tiden omvandlats till oorganiskt bly i marken och för det mesta underskrider halterna numera de bakgrunds nivåer som finns i naturliga jordar (SPI 2011).

Metyltertiärbutyleter, MTBE, är en oxygenat som används för att sänka aromathalten i drivmedlen (SPI 2011). Den kemiska strukturen visas i figur 4. Tillsatsen har blivit allt vanligare från 1980-talet och framåt, och ingår därför numera i den kemiska analysen vid vissa bensinstationer som lagts ned på senare år (SPI 2011). På grund av sin höga vattenlöslighet riskerar MTBE främst att förstöra dricksvattentäkter, där ämnet ger ifrån sig en mycket kraftig smak och lukt (SPI 2011). Enligt US EPA (2012) finns det i dagsläget inte tillräckligt med data för att säkert avgöra riskerna med MTBE i dricksvatten, men det finns belegg för att ämnet kan vara cancerframkallande vid höga doser. Övriga oxygenater är exempelvis etanol, metanol och etyltertiärbutyleter, ETBE (SPI 2011). ETBE är fortfarande ovanligt på marknaden (SPI 2011).



Figur 4. Struktur för MTBE.

2.3. Föroreningskällor

De första bensinstationerna startades redan på 1890-talet och sedan dess har det skett en hel del utveckling i teknik, säkerhetstänkande och miljökrav på stationerna (SPI 2011). Från början förvarades exempelvis drivmedlet i cisterner ovan mark, vilket innebar en stor brandrisk, men från 1961 kom krav på att cisternerna skulle grävas ned i marken och förankras i en gjuten bottenplatta för att inte lyftas upp av grundvattnet (SPI 2011).

Sammantaget påträffas föroreningar inom nedlagda bensinstationer främst kring pumpar, cisterner och påfyllnadsområden, men även kring de anslutningsledningar som funnits i marken mellan dessa installationer (SPI 2011). I de fall en biltvätt eller verkstad funnits i anslutning till bensinstationen förekommer även föroreningar kring lägen för oljeavskiljare, smörjgrop och spolplattor (SPI 2011). Föroreningar kring cisterner i marken beror sällan på läckage från trasiga cisterner, tack vare regelbundna invändiga besiktningar av dessa, utan

anledningen är istället oftast spill som skett vid påfyllningen av cisternerna (SPI 2011). Inom äldre bensinstationer fylldes de markförlagda cisternerna länge på genom så kallad stötrtpåfyllning, via påfyllnadsrör som gick rakt upp till markytan från varje cistern (SPI 2011). Påfyllning kunde ske på detta vis flera gånger i veckan och eftersom det inte fanns något överfyllnadsskydd inträffade varje gång ett visst läckage till marken (SPI 2011). Fram till mitten av 1970-talet användes dessutom stålcisterner med ett korrosionsskyddande tjärlager på utsidan och när drivmedel från stötrtpåfyllningen läckte ned i marken kring cisternen fungerade spillet som ett lösningsmedel så att PAH-föreningar frigjordes från tjäran till marken (SPI 2011). Från 1995 har kraven höjts på säkerheten inom bensinstationer, varför yngre stationer sällan är förorenade (SPI 2011). Som exempel görs numera all påfyllning av cisterner under kontrollerade former från en påfyllningscentral (SPI 2011). Vidare används oljebeständiga tätskikt inom de spillzoner som kan förekomma och oljeavskiljare är försedda med larm som talar om när de behöver rengöras (SPI 2011).

2.4. Föroreningars spridning i mark

Föroreningar som hamnat i marken fördelar sig och sprider sig på olika sätt beroende på ämnens fysikaliska och kemiska egenskaper, samt markens kemiska, geologiska och hydrogeologiska förutsättningar. Ämnena fördelar sig mellan markens tre olika faser: den fasta fasen, vattenfasen och gasfasen (Naturvårdsverket 1994). Till den fasta fasen dras hydrofoba, opolära ämnen som har hög löslighet i organiska lösningsmedel i förhållande till vattenlösligheten (Walker m.fl. 2006). Till vattenfasen dras hydrofila, polära ämnen och till gasfasen dras lättflyktiga ämnen (Walker m.fl. 2006). Utöver dessa faser kan ibland hydrofoba föroreningar förekomma i marken i en egen separat flytande fas, kallad fri fas, vilket ofta är fallet för oljeprodukter och organiska lösningsmedel (Naturvårdsverket 1994).

På bensinstationer har petroleumprodukterna från början ofta hamnat i marken i form av en vätska, en fri fas, som antingen läckt från markförlagda installationer eller infiltrerats från spill på markytan (SPI 2011). Den fria fasens rörlighet i marken ökar med porernas storlek (Naturvårdsverket 1994). På vägen binds en del av produkten i markens finare porer, vilket gör att den fria fasens rörlighet avtar efter en viss sträcka (Naturvårdsverket 1994). Om spillet har varit stort eller om jordarten är grovkornig kan den dock fortsätta att sprida sig under en längre tid (SPI 2011). Den fria fasen rör sig självständigt i förhållande till grundvattnet och spridningsförloppet ser olika ut beroende på om vätskan har högre eller lägre densitet än vatten (Naturvårdsverket 1994). Petroleumprodukter är i allmänhet lättare än vatten och om de förekommer i fri fas när de når grundvattnet kommer den fria fasen huvudsakligen att flyta ovanpå grundvattenytan och sprida sig i grundvattnets flödesriktning (SPI 2011). Vissa oljeblandningar, innehållande höga halter PAH eller råolja, har dock högre densitet än vatten och kommer därmed att sjunka genom grundvattenmagasinet tills de antingen fastläggs eller påträffar täta lager i marken (Environment Agency 2003).

En stor del av petroleumprodukterna fastläggs efterhand i markens fasta fas, något som sker i ökad grad ju mer hydrofoba ämnena är (SPI 2011). Som mest hydrofoba är de högmolekylära kolvätena, såsom PAH (Naturvårdsverket 1994). Fastläggningen beror även på markens egenskaper och ökar generellt ju finkornigare jorden är (Naturvårdsverket 1994). För hydrofoba organiska ämnen ökar dessutom fastläggningen med markens innehåll av organiskt material (Naturvårdsverket 1994). De fastlagda ämnena kan åter lösas upp om

porvätskan utgörs av ett organiskt lösningsmedel, såsom ett petroleumspill i fri fas (Naturvårdsverket 1994). På så sätt kan exempelvis PAH som en gång fastlagts i jorden frigöras och transporteras vidare i marken om nya utsläpp inträffar (Naturvårdsverket 1994).

Även om petroleumprodukterna i regel är hydrofoba kan en mindre del av föroreningarna lösa sig i förbiströmmande vatten och på så sätt spridas till grundvattnet (SPI 2011). Generellt är aromatiska kolväten något mer vattenlösliga än de alifatiska kolvätena och vattenlösligheten avtar med ökad molekylstorlek (SPI 2011). En förorening som förekommer i marken på vissa bensinstationer är även MTBE, som är mycket vattenlösligt och därmed kan riskera att förorena grundvattnet (SPI 2011). En spridning via vattnet kan även ske av de tyngre, hydrofoba petroleumkolvätena genom att dessa fastläggs till organiska partiklar som rör sig med grundvattnet (SPI 2011).

Många petroleumkolväten är flyktiga och övergår därmed lätt till en gasfas. Störst flyktighet har de lättare fraktionerna, med relativt litet antal kolatomer (SPI 2011). Hit räknas framför allt de lätta alifaterna med upp till cirka 10 kolatomer, de lätta aromaterna (bensen, toluen, etylbensen och xylener) samt MTBE (SPI 2011). I gasfasen sprids föroreningarna genom diffusion från högre till lägre koncentrationer i markens porluft, och stiger vanligen upp mot markytan (Naturvårdsverket 1994). Därutöver kan spridning via damm förekomma för alla föroreningar som är bundna till partiklar i marken (Naturvårdsverket 1994).

Spridningsmönstret för en förorening i marken avgörs i stor utsträckning av markens sammansättning, där en homogen sammansättning ger ett jämnare spridningsmönster (Naturvårdsverket 1994). Vanligen är dock materialet i marken en mer eller mindre heterogen blandning, vilket ger ett geometriskt oregelbundet spridningsmönster. Spridning sker längs de vägar som är lättast framkomliga, såsom lager av grövre jordarter eller sprickor i berget (Naturvårdsverket 1994).

2.5. Markundersökningar inom SPIMFAB

Markundersökningen av ett SPIMFAB-objekt inleds med en historisk inventering av bensinstationen, genom studier av gamla planritningar, flygbilder, kartor, fotografier och andra dokument, samt intervjuer med personer som kan veta något om verksamheten (SPI 2011). Ofta kompletteras informationen från den historiska inventeringen med geofysiska mätningar på plats, där man med exempelvis metalldetektor försöker lokalisera eventuella kvarvarande markförlagda cisterner (SPI 2011). Baserat på information som framkommit om bensinstationens verksamhet och olika markinstallationers lägen, upprättas en provtagningsplan där provtagningen särskilt riktas till platser för eventuella punktkällor (SPI 2011).

Provtagningen sker vanligen genom skruvborrning med borrhandsvagn i cirka 5 till 8 punkter, ned till ett djup där förorening inte längre misstänks föreligga (SPI 2011). Vid skruvborrningen tas jordprover med jämna mellanrum genom markprofilen och kontrolleras direkt med fältinstrument, samtidigt som jordarterna observeras och dokumenteras (figur 5). Om grundvatten påträffas installeras grundvattenrör i ett eller flera borrhål i grundvattnets bedömda flödesriktning och grundvattenprover skickas för laboratorieanalys (SPI 2011).

Utifrån resultat från fältanalysen väljs vilka jordprover som ska skickas till miljölaboratorium för analys (SPI 2011). Det vanligaste fältinstrumentet är fotojonisationsdetektor (PID) som



Figur 5. Markprovtagning genom skruvborrning med borrhandsvagn. Foto: Hanna Lindvall, Tyréns AB

detekterar lättflyktiga kolväten i jordporluften (SPI 2011). PID-mätningen, som görs på jordprover i diffusionstäta plastpåsar, går snabbt och ger en översiktlig uppfattning om det totala gasinnehållet i olika markprover, men ger ingen information om enskilda ämnen (SGF 2011). Framför allt används PID-mätningen för att skilja mellan markprover med höga respektive låga värden (SPI 2011). Uppmätta värden ger dock endast ett relativt mått på föroreningshalten och påverkas även av markprovets jordart, temperatur, fukthalt samt kolhalt (SPI 2011). PID-mätning måste därför kombineras med att vissa prover skickas för laboratorieanalys (SPI 2011). Olika ämnen ger olika stark respons vid PID-mätning, vilket beror på ämnens joniseringsenergi i förhållande till instrumentets inbyggda UV-lampa (SGF 2011). Till exempel kan låga PID-värden dölja höga bensenhalter i marken, medan andra aromater kan ge höga PID-värden även vid låga koncentrationer, särskilt om mätningen görs i fuktig jord (SPI 2011).

Ett annat exempel på fältinstrument är petroflag, som inom 30 minuter ger ett mått på den totala mängden kolväten i jorden (SPI 2011). Här inkluderas alltså även tyngre kolväteföreningar som inte detekteras med PID (SPI 2011). För att resultaten från petroflag ska kunna tolkas måste föroreningsmatrisen i jorden dock vara känd, vilket den kan bli först efter laboratorieanalys (SPI 2011). Därför är petroflag ofta mer användbart för kontroller vid efterbehandlingen än vid markundersökningen (SPI 2011).

I de fall ingen förorening påträffats vid markundersökningen, men cisterner från bensinstationen ligger kvar i marken, görs en cisternkontroll följt av eventuellt omhändertagande av cisternerna (SPI 2011). I vissa fall finns så pass god kännedom om de markförlagda cisternerna, att dessa kan avlägsnas direkt, utan föregående markundersökning (SPI 2011). I samband med sådana cisternupptagningar tas markprover för att kontrollera att inga föroreningar lämnas kvar, och om så krävs görs även en sanering av marken (SPI 2011).

2.6. Åtgärds mål

Resultaten från markundersökningen utvärderas i förhållande till riktvärden för jord och grundvatten och ligger till grund för en förenklad riskbedömning av föroreningsituationen (SPI 2011). Riktvärdena används även för att fastställa mätbara åtgärds mål inför en eventuell sanering av objektet, vilket oftast innebär en specificering av vilka föroreningshalter som får finnas kvar på platsen efter en sanering (SPI 2011). Vilka riktvärden som gäller för ett visst objekt beror på omständigheterna och för att bedöma vilka riktvärden som är tillämpliga upprättas en konceptuell modell som sammanfattar den information som finns tillgänglig om platsen efter markundersökningen (SPI 2011). Den konceptuella modellen beskriver bland annat typ av föroreningar, föroreningskällor, exponeringsvägar och spridningsförutsättningar på platsen (SPI 2011).

För jord har Naturvårdsverket tagit fram generella riktvärden för två olika typer av markanvändning: känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Känslig markanvändning förekommer till exempel där det finns bostäder, skolor och odlingsmark medan mindre känslig markanvändning gäller där det finns industrier, kontor och vägar (Naturvårdsverket 2009d). Dessa riktvärden är inte juridiskt bindande, utan anger "den föroreningshalt i marken under vilken risken för negativa effekter på människor, miljö eller naturresurser normalt är acceptabel" (Naturvårdsverket 2009d). Ibland råder andra omständigheter på platsen än vad som legat till grund för de generella riktvärdena. I dessa fall kan platspecifika riktvärden tas fram med hjälp av en beräkningsmodell, där det exempelvis går att justera vilka exponeringsvägar som är aktuella, vilka spridningsförutsättningar som råder på platsen och vilka bakgrundshalter som finns i omgivningen (Naturvårdsverket 2009d).

För att underlätta har SPI även tagit fram branschspecifika riktvärden för bensinstationer, eftersom likartade förutsättningar ofta råder på dessa platser (SPI 2011). De branschspecifika riktvärdena finns för fyra olika typer av markanvändning: känslig markanvändning (KM), mindre känslig markanvändning (MKM), strövområde och vägmark (SPI 2011). På motsvarande sätt finns även olika riktvärden för föroreningar i grundvatten, beroende på vilken typ av exponering som bedöms vara aktuell: intag av dricksvatten, inandning av ångor, eller bevattning av växter (SPI 2011).

2.7. Datakvalitet i miljötekniska undersökningar

Tillförlitligheten i en miljöteknisk undersökning beror på dess nivå av datakvalitet. Datakvaliteten kan påverkas av en rad olika faktorer såsom tillgång till bakgrundsinformation, osäkerheter angående föroreningskällornas lokalisering, det provtagna mediets och föroreningarnas egenskaper, provtagningsmetod, provhantering, analysmetoder och utvärderingsförfarande (Naturvårdsverket 1996). Det är den svagaste länken i datakvalitetskedjan som styr nivån på den sammanlagda datakvaliteten (Naturvårdsverket 2009c). Generellt sett är till exempel provtagningsosäkerheterna mer betydande för den totala osäkerheten än laboratorieosäkerheterna (Naturvårdsverket 2009c).

Före en undersökning bör man definiera vilka krav som ställs på datakvaliteten i resultatet. Att resultaten är av rätt datakvalitet är avgörande för vilka slutsatser som kan dras av

undersökningen (Naturvårdsverket 1996). Rätt datakvalitet innebär inte nödvändigtvis att datakvaliteten måste vara hög, utan endast att den ska uppfylla de specificerade kraven (Naturvårdsverket 1996). Vid rapportering av resultat och slutsatser från en undersökning bör även dess begränsningar och kvalitetsnivå redovisas (Naturvårdsverket 1996). Datakvaliteten i en undersökning bör varken vara för hög eller för låg i förhållande till projektets syfte, då båda dessa avvikelser nästan alltid ökar projektkostnaden (Naturvårdsverket 1996).

För att avgöra vilka krav som är rimliga att ställa på datakvaliteten i en undersökning kan en datavärdesanalys genomföras, där man väger undersökningens kostnader mot dess datavärde, det vill säga nyttan som provtagningen kan ge för hälsa och miljö (Naturvårdsverket 2009c). För detta finns statistiska metoder, men beräkningarna kan bli tämligen omfattande (Naturvårdsverket 2009c). Ju större konsekvenser en felbedömning av ett område kan få, desto större blir kraven på datakvaliteten i undersökningen (Naturvårdsverket 2009c). Exempelvis kan storleken av det undersökta området spela en viss roll för vilka osäkerheter som kan accepteras, eftersom en felbedömning av större områden leder till större omkostnader (Naturvårdsverket 2009c).

2.8. Olika angreppssätt för provtagning

Enligt Naturvårdsverket (2009a) finns det i grunden två olika angreppssätt att välja mellan vid markprovtagningar: sannolikhetsbaserade och bedömningsbaserade angreppssätt. Vilket angreppssätt som är lämpligast beror på den misstänkta föroreningens spridningsmönster samt syftet med provtagningen (Naturvårdsverket 2009a).

Med ett sannolikhetsbaserat angreppssätt placeras provtagningspunkterna antingen helt slumpmässigt eller systematiskt enligt ett förutbestämt mönster, baserat på teorin om att varje delvolym jord har en viss känd sannolikhet att väljas vid provtagningen (Naturvårdsverket 2009a). Detta angreppssätt möjliggör en statistisk bearbetning av resultatet med framtagande av medelvärde samt mått på osäkerheten, och det går även att beräkna hur många provtagningspunkter som krävs för att uppnå en viss önskad säkerhet i resultatet (Naturvårdsverket 2009a). Strategier som faller inom denna kategori är slumpartad provtagning, stratifierad provtagning, systematisk provtagning, rankbaserad provtagning, klusterprovtagning, samlingsprovtagning och sökbaserad provtagning (Naturvårdsverket 2009a).

Med ett bedömningsbaserat angreppssätt bestäms provtagningspunkternas placering utifrån subjektiva bedömningar grundade på förhandskunskaper om det undersökta området samt expertkunskaper om de misstänkta föroreningarnas spridningsmönster (Naturvårdsverket 2009c). Strategin benämns även "riktad provtagning" (Naturvårdsverket 2009a). Detta angreppssätt kan ofta vara relativt ekonomiskt och tidseffektivt och det kräver generellt färre provpunkter än ett sannolikhetsbaserat angreppssätt, eftersom det mindre antalet punkter till viss del kompenseras av att man lägger in förhandskunskap och expertkunnande i provtagning och bedömning (Naturvårdsverket 2009c). Dessa subjektiva inslag i provtagningen förhindrar dock de allra flesta former av statistisk bearbetning, vilket gör det omöjligt att beräkna hur stora osäkerheter som förknippas med resultaten (Naturvårdsverket 2009c).

Bedömningsbaserade angreppssätt kan syfta antingen till att detektera eller till att avgränsa en eventuell förorening (Naturvårdsverket 2009c). Om syftet är att detektera en förorening underlättas utvärdering och tolkning av data om provtagningen utformas för att bekräfta eller förkasta i förväg uppställda hypoteser om föroreningsituationen, vilket innebär att provtagningspunkter ska placeras där förhandskunskapen är som störst (Naturvårdsverket 2009c). Om syftet är att avgränsa en redan känd förorening bör istället punkterna placeras där osäkerheten är stor (Naturvårdsverket 2009c). Eftersom det inte finns någon tydlig metodik för att avgöra antalet provtagningspunkter som behövs med bedömningsbaserad provtagning, är en möjlig väg att utgå från det antal som skulle krävas vid någon sannolikhetsbaserad provtagningsstrategi (Naturvårdsverket 2009c). Därefter får man anpassa antalet punkter efter en subjektiv bedömning av situationen, där både kostnader och nytta med undersökningen måste beaktas i förhållande till vilka krav som ställs på säkerheten i resultatet (Naturvårdsverket 2009c).

Ett alternativt angreppssätt, som enligt Naturvårdsverket (2009c) kan tänkas bli mer vanligt i framtiden, är dynamisk provtagning. Strategin har vuxit fram i USA, som en reaktion på att konventionella angreppssätt ofta leder till omfattande och dyra undersökningar, där ett dynamiskt angreppssätt skulle vara ett mer kostnadseffektivt alternativ (Naturvårdsverket 2009c). Konceptet kallas "triad" eftersom det bygger på tre delar: systematisk projektplanering, ett dynamiskt arbetssätt samt mätningar i realtid (Crumbling 2004). Med detta angreppssätt styrs provtagningsmönstret av vad som framkommer efterhand vid realtidsmätning i fält, vilka exempelvis kan utföras med fältinstrument eller geofysiska metoder (Crumbling 2004). Den största svårigheten med ett dynamiskt angreppssätt är att man inte i förväg kan bestämma omfattning och kostnader med projektet, eftersom sådana beslut tas efterhand (Naturvårdsverket 2009c). Detta förutsätter ett gott samarbete mellan alla parter i projektet och ställer höga kompetenskrav på provtagaren (Naturvårdsverket 2009c). Filosofin med dynamisk provtagning är att provtagningstätheten ökas för att reducera beslutsosäkerheter, men att detta vägs upp av att beslut i realtid sänker den totala projektkostnaden (Naturvårdsverket 2009c).

2.9. Separata föroreningsansamlingar, hot spots

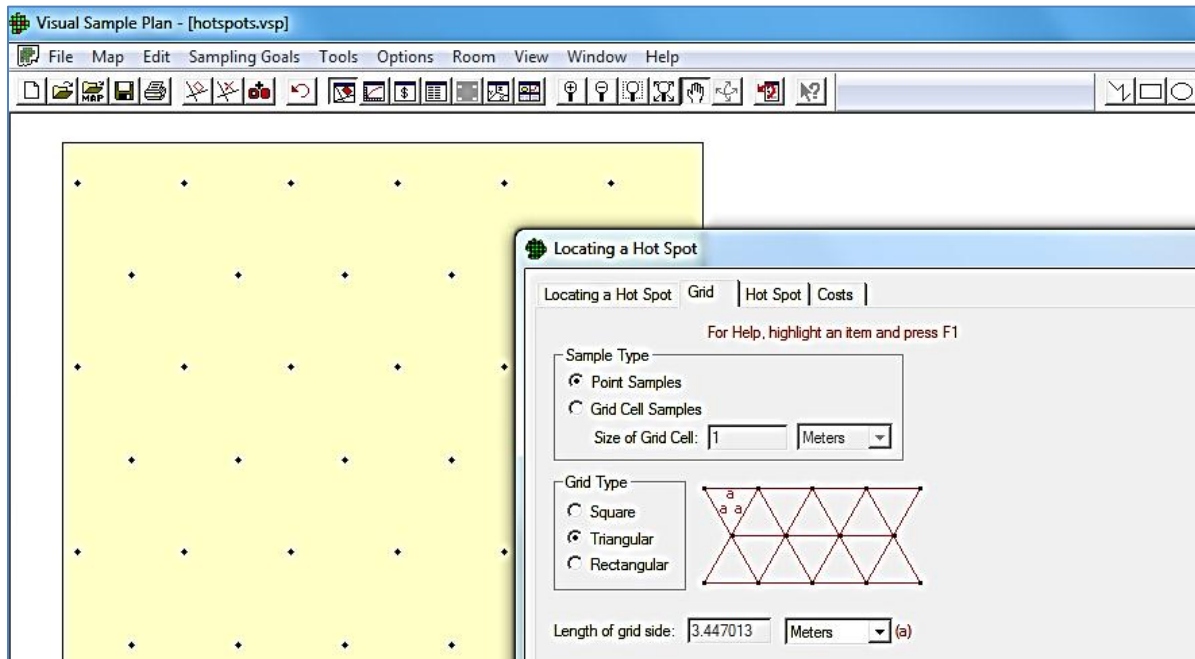
I mark med punktkällor föreligger föroreningar normalt i form av "hot spots" kring punktkällorna. En "hot spot" kan beskrivas som "en hårt föroreningsbelastad mark- eller sedimentvolym" (Naturvårdsverket 1994), eller "en separat föroreningsansamling" (Naturvårdsverket 2009a).

Att detektera separata föroreningsansamlingar

Beroende på hur god kunskap som finns om punktkällors placering kan föroreningsansamlingar i mark detekteras antingen genom riktad (bedömningsbaserad) provtagning eller genom systematisk (sannolikhetsbaserad) provtagning (Naturvårdsverket 2009c). Fördelen med systematisk provtagning är att man kan beräkna sannolikheten att detektera respektive missa en separat föroreningsansamling under givna förutsättningar (Naturvårdsverket 2009c). Metoderna för detta bygger på sökteori, som först utvecklades i gruvnäringen (Naturvårdsverket 2009c).

Programvaran Visual Sample Plan (VSP), som finns gratis tillgänglig på internet, har en funktion för att planera en sökbaserad provtagning. Med funktionen går det att beräkna hur

många provtagningspunkter som krävs för att detektera en separat föroreningsansamling av en viss storlek och form, med ett givet systematiskt provtagningsmönster (VSP Development Team 2013). Modellerna i programmet utformades av Gilbert (1987), och är förenklade såvåda att det ignorerar all eventuell förhandskunskap om objektet. I programmet finns olika provtagningsmönster att välja mellan, där punkterna bildar antingen rektangulära, kvadratisk eller triangulära rutor. Mest effektivt av dessa tre är triangelmönstret (Gilbert 1987). Se exempel i figur 6.



Figur 6. Exempel på triangelformat provtagningsmönster för detektering av en cirkulär separat föroreningsansamling i programvaran Visual Sample Plan. Föroreningsansamlingens yta är här inställd till 10 m^2 , vilket ger ett avstånd mellan provtagningspunkterna på 3,45 meter.

Modellen kan tillämpas på olika elliptiska föroreningsansamlingar, och man kan anpassa ellipsens form genom att välja förhållandet mellan dess bredd och längd. Detta anges som ett tal mellan 0 och 1, där 1 representerar en cirkel och ellipsen blir smalare ju närmare 0 man kommer. Ju smalare ellipsen är, desto fler provtagningspunkter kommer att krävas för att detektera den. Om ellipsens form är okänd kan det vara rimligt att anta 0,5 som förhållande mellan dess bredd och längd (Gilbert 1987).

När triangelmönstret tillämpas, och modellen ställs in för att detektera föroreningsansamlingar med 95 procents säkerhet, gäller följande vid beräkningar i programmet Visual Sample Plan, version 6.3:

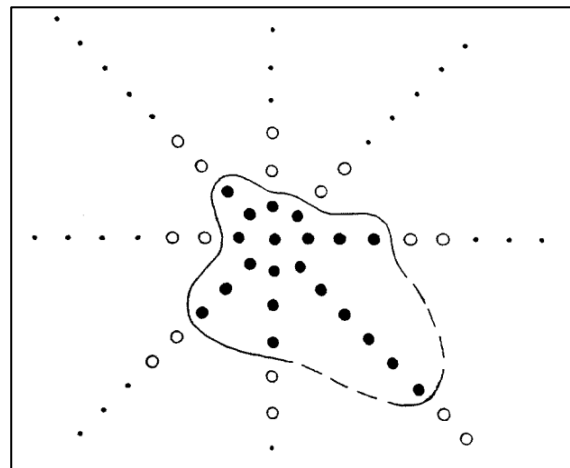
- För att hitta en cirkulär föroreningsansamling med en given area, fås det ungefärliga antalet provtagningspunkter som krävs genom att dividera undersökningsområdets yta med ytan för den separata föroreningsansamling man inte vill missa. Exempelvis krävs 10 punkter för att detektera en cirkulär föroreningsansamling av storleken 10 m^2 om undersökningsytan är 100 m^2 .

- För att detektera en elliptisk föroreningsansamling (form 0,5) med en given area multipliceras antalet punkter som krävs för en cirkulär föroreningsansamling av samma area med 1,3. Exempelvis krävs då 13 punkter för att detektera en elliptisk föroreningsansamling av storleken 10 m² om undersökningsytan är 100 m².

Såväl Gilbert (1987) som andra författare har även beskrivit modeller som beaktar förhandskunskap, där man i beräkningarna måste ange en bedömd sannolikhet för att det ska finnas en viss separat föroreningsansamling inom ett område (Naturvårdsverket 2009c). Fördelen med modeller som helt ignorerar förhandskunskap är deras enkelhet, medan nackdelen är att antalet provtagningspunkter kan bli orimligt stort (Naturvårdsverket 2009c).

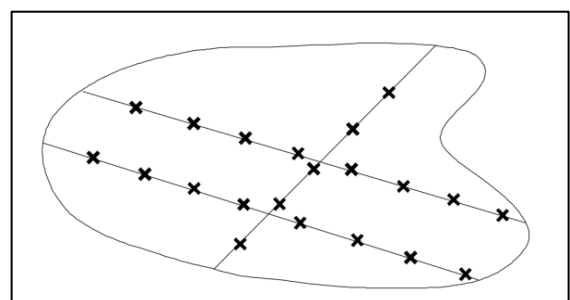
Att avgränsa en föroreningsutbredning

Efter att en separat föroreningsansamling har detekterats genom riktad provtagning kan en metod för avgränsning vara radiell provtagning (Naturvårdsverket 2009c). Detta innebär en systematisk utvidgning av provtagningsmönstret längs ett antal radiella linjer, ut från den punkt där förorening detekterats (Naturvårdsverket 1994). Utvidgningen avbryts när rena prover påträffas och föroreningen kan anses avgränsad (figur 7). Denna metod är enligt Naturvårdsverket (1994) en tillämpning av "snittmetoden" (eng. *transect sampling*) vilken också har rekommenderats för avgränsning av föroreningsansamlingar (US EPA 1995). Vid snittprovtagning placeras provtagningspunkter längs ett antal snittytor, parallella eller korsande varandra i olika skärningsvinklar, beroende på föroreningens förväntade geometriska form (figur 8).



Figur 7. Exempel på radiellt provtagningsmönster för att avgränsa en föroreningsansamling (Naturvårdsverket 1994).

Att avgränsa en föroreningsutbredning är förknippat med osäkerheter som beror på valt provtagningsmönster, antal punkter och provtagarens subjektiva tolkningar av data, såväl som mätosäkerheter och heterogeniteter i marken. Om man har ett stort antal provtagningspunkter kan geostatistisk simulering vara till hjälp för att avgränsa en förorening med en viss förbestämd önskad säkerhet (Naturvårdsverket 2009b). Vid geostatistisk simulering tar man hänsyn till rumsliga korrelationer och variationer i data och skapar en sannolikhetsbaserad kartbild över föroreningsituationen (Naturvårdsverket 2009b). Enligt Squire m.fl. (2000a, 2000b) finns det dock ett par problem med geostatistiska metoder. Dels tar metoderna enbart hänsyn till rumsliga osäkerheter och inkluderar inte osäkerheten vid själva provtagningen eller i



Figur 8. Exempel på snittprovtagning, eng. *transect sampling* (US EPA 1995).

bedömningen hos provtagaren (Squire m.fl. 2000b). Dels kan kravet på ett stort antal provtagningspunkter göra metoderna opraktiska för avgränsning av separata föroreningsansamlingar (Squire m.fl. 2000a).

Squire m.fl. (2000a, 2000b) har i två sammankopplade studier utarbetat alternativa tillvägagångssätt för att utvärdera osäkerheter vid avgränsning av separata föroreningsansamlingar. Strategierna som används bygger på principer som länge har använts inom den analytiska kemin för utvärdering av nya analysmetoder (*collaborative trial*) samt av osäkerheter på grund av skillnader mellan olika laboratoriers skicklighet (*proficiency testing*).

I den första studien tillämpade Squire m.fl. (2000a) en "collaborative trial" för att utvärdera ett visst provtagningsmönster i syfte att avgränsa en föroreningsutbredning. Det gick till så att ett antal oberoende provtagare fick genomföra en markundersökning inom ett kvadratisk område på 900 m². Undersökningsytan hade i förväg preparerats med kända halter bariumsulfat inom ett cirkulärt område (en separat föroreningsansamling) som täckte 8 procent av hela undersökningsytan. Provtagningarna gjordes så att 25 provtagningspunkter fördelades över undersökningsytan enligt ett fiskbensmönster. (Fiskbensmönstret liknar det triangelformade mönstret som presenterades i figur 6, men med en svag förskjutning i punkternas placering.) Data från provtagningen utvärderades sedan av forskargruppen som enligt ett förutbestämt system beräknade förorenings avgränsning och jämförde resultaten med den verkliga situationen. Resultaten poängsattes efter hur väl den bedömda ytan stämde överens med den förorenade ytan. Studien visade inga större skillnader mellan resultaten beroende på olika provtagare. Det fanns dock en skillnad mellan de båda system för avgränsning som testades, där avgränsning genom att dra raka linjer mellan de rena provtagningspunkterna visade sig vara mer rättvisande än avgränsning som byggde på interpolering mellan rena och förorenade punkter.

I den andra studien tillämpade Squire m.fl. (2000b) ett "proficiency test" för att utvärdera osäkerheter på grund av skillnader mellan olika provtagare. Studien liknar den första studien, såvida att samma undersökningsområde och samma preparerade föroreningsansamling användes, men i detta fall fick de olika provtagarna själva välja antalet provtagningspunkter och provtagningsmönster, samt bedöma hur föroreningen skulle avgränsas baserat på provtagningsresultaten. Detta ledde till större skillnader mellan de olika bedömda föroreningsutbredningarna än i den första studien, trots att provtagarna fick använda hur många punkter de ville. Antalet provtagningspunkter som användes av olika provtagare (mellan 24 och 50 punkter) hade ingen signifikant påverkan på dessa skillnader. Samtliga provtagare lyckades dock ringa in en yta som stämde någorlunda med den förorenade ytan, där felbedömningarna låg inom ramen för vad som var acceptabelt enligt de kriterier som ställts upp i studien.

3. Metod

Materialet för denna studie har utgjorts av markundersökningsrapporter samt åtgärdsrapporter från SPIMFAB-projekt utförda av Tyréns AB. Studien omfattar 39 sanerade bensinstationer inom SPIMFAB-omgång 10 till 15, det vill säga åren 2006 till 2012, med en geografisk spridning över hela Sverige. Insamlandet av materialet utfördes i två etapper, där den första etappen syftade till att avgöra lämpliga urvalskriterier inför den andra insamlingen. I den första etappen gick jag igenom samtliga SPIMFAB-projekt från omgång 10 till 15 som utförts av Tyréns AB inom Region Syd. Denna genomgång visade att majoriteten av SPIMFAB-projekten inte var relevanta för att besvara frågeställningen i denna studie. Av totalt 32 objekt där det genomförts både en markundersökning och en åtgärd, var det endast 11 objekt som hade blivit sanerade på grund av föroreningar i marken. I resten av fallen utgjordes åtgärden av en cisternupptagning, utan påträffade föroreningar i marken vare sig vid markundersökningen eller i samband med åtgärden. Baserat på detta begränsade jag den andra insamlingen av material till att enbart omfatta projekt där det gjorts både en markundersökning och en schaktsanering av föroreningar i marken. För att få en större spridning i underlaget breddade jag samtidigt studien till att omfatta hela Sverige.

3.1. Säkerheten i bedömningarna

Som ett mått på säkerheten i bedömningarna av föroreningarnas utbredning jämfördes de bedömda mängderna förorenade massor med de bortschaktade mängderna förorenade massor. De bortschaktade mängderna fick därmed representera föroreningarnas verkliga utbredning. I rapporterna angavs de bortschaktade mängderna i ton medan de bedömda mängderna ibland angavs i ton och ibland som en förväntad volym förorenad jord. I de fall de bedömda mängderna angavs i ton hade massorna beräknats från de bedömda volymerna, med omvandlingsfaktorn $1,7 \text{ ton/m}^3$. Därför använde jag samma omvandlingsfaktor i denna studie för att räkna om även de övriga volymerna till massor. Enligt Trafikverket (2011) motsvarar detta tungheten för lera, silt eller makadamballast ovan grundvattenytan. De bedömda mängderna förorenade massor fanns sällan angivna i markundersökningsrapporterna, utan redovisades istället i andra dokument som sammanställdes efter markundersökningen för att planera och budgetera för efterbehandlingsåtgärder. I de fall olika bedömningar gjorts av samma objekt har jag i första hand utvärderat den bedömning som gjordes i markundersökningsrapporten. I denna studie har jag likställt begreppet förorenade massor med förorenad jord, eftersom detta är vad som oftast avses med förorenade massor i åtgärdsrapporterna. Förorenat grundvatten utgör för det mesta en mycket liten andel av den totala mängden bortschaktade förorenade massor.

För att kunna utvärdera säkerheten i bedömningarna av mängden förorenade massor etablerades en "toleransgräns" som innebär att den bortschaktade mängden förorenade massor får avvika med maximalt 50 procent från den bedömda mängden för att felet ska anses som acceptabelt. Detta värde är en approximation och baserar sig på erfarenhet av hur stort fel som normalt är accepterat vid budgetering av efterbehandlingsåtgärder baserade på ÖMM (pers. medd. Magnus Johansson, Tyréns AB, 23 nov 2012).

3.2. Testade skillnader och samband

Utöver bedömd respektive bortschaktad mängd förorenade massor gjorde jag en kartläggning av övriga parametrar som presenteras i det studerade materialet. Syftet med detta var att ta reda på om någon av dessa parametrar kunde förklara variationerna i bedömningarnas säkerhet. De mätbara faktorer som kunnat kartläggas är följande:

- Antal provtagningspunkter
- Antal jordprover skickade till laboratorium
- Antal grundvattenprover skickade till laboratorium
- Antal cisterner som ska ha funnits inom objektet under verksamhetens drift
- Antal cisterner som förväntades ligga kvar i marken då saneringen påbörjades
- Antal påträffade cisterner vid saneringen
- Grundvattnets nivå

Utifrån parametrarna ovan beräknades även följande:

- Antal provtagningspunkter per cistern som funnits i verksamheten
- Totalt antal prover skickade till laboratorium
- Felet i det förväntade antalet cisterner vid saneringen

All statistisk analys utfördes med programvaran SPSS (IBM SPSS Statistics 21). Tvåsidiga T-tester användes för att undersöka om det fanns någon skillnad mellan de objekt där man bedömt mängden förorenade massor i markundersökningsrapporten, respektive i ett senare skede inför saneringen. Tvåsidiga T-tester användes även för att undersöka om det fanns någon skillnad mellan de objekt där felet i bedömningarna låg inom respektive utanför toleransgränsen. Slutligen användes linjära regressionsanalyser för att testa om det fanns några samband mellan de listade parametrarna ovan och felet i bedömningarna av mängden förorenade massor.

3.3. Kvalitativ utvärdering

En stor del av den information som fanns tillgänglig i det studerade materialet gick inte att kvantifiera utan fick beskrivas och utvärderas mer kvalitativt. Detta gäller framför allt följande parametrar:

- Allmän praktisk information om geografi samt vem som genomfört undersökningen
- Den nedlagda bensinstationens drifttid, där detta var känt
- Typ av markanvändning på platsen
- Vilka ämnen som vid markundersökningen överskred antagna riktvärden i jord respektive grundvatten
- Markförhållanden och geologi
- Huruvida restförorening lämnats kvar efter saneringen
- Huruvida metalldetektor använts före markundersökningen
- Motivering till bedömningen av föroreningarnas utbredning
- Huruvida bedömt "rena" provtagningspunkter låg inom förorenat område
- Övriga problem som beskrivits i de studerade rapporterna

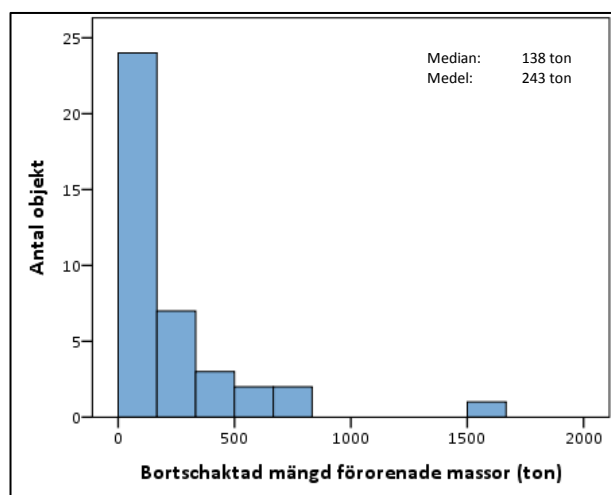
4. Resultat

De 39 SPIMFAB-objekt som ingår denna studie har varit utspridda över hela Sverige. Geologi och markförhållanden skiftade från fall till fall, med olika varianter och mäktighet av fyllnadsmassor underlagrade av naturliga jordlager och/eller berggrund (bilaga, tabell A). Bland objekten förekom känslig markanvändning (KM) i 23 fall och mindre känslig markanvändning (MKM) i 16 fall (bilaga, tabell B).

Bensinstationernas drifttid, som finns ungefärligt angiven i drygt hälften av fallen, varierar från 5 år till omkring 60 år (bilaga, tabell A). Verksamheternas omfattning varierar också, där de mindre stationerna endast har utgjorts av någon enstaka drivmedelcistern medan de större har bestått av upp till 9 dokumenterade cisterner, såväl markförlagda som ovanjordiska (bilaga, tabell C).

Inom samtliga objekt åtgärdades marken genom schaktsanering, där jorden i schakten kontrollerades löpande med fotojonisationsdetektor (PID) samt med slutprover som skickades för laboratorieanalys, för att säkerställa att föroreningen avlägsnades. Mängderna bortschaktade förorenade massor följer en log-normalfördelning och varierade från 12 ton upp till 1 551 ton (figur 9).

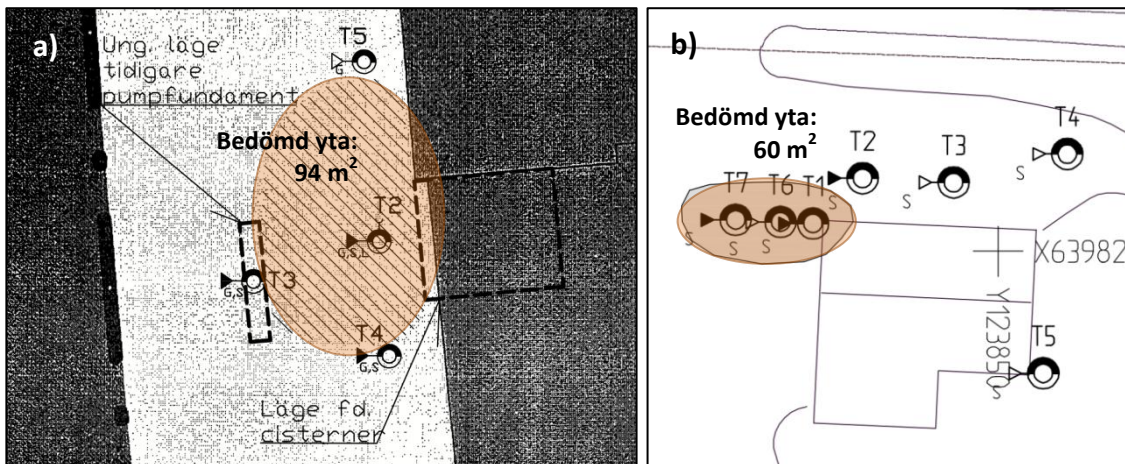
Föroreningarna utgjordes av olika alifater, lättare aromater såsom bensen, toluen, etylbensen och xylener, samt tyngre aromater, PAH och bly (bilaga, tabell D-E). Metyltertiärbutyleter (MTBE) påträffades inte inom något av objekten. Föroreningarna härstammade från drivmedelsförsäljning i samtliga fall utom två (objekt 10-4151 och 10-1967), där det rörde sig om PAH i fyllnadsmassor som hade tillförts vid tidigare saneringar av bensinstationerna. Föroreningarnas vertikala utbredning i jorden var alltifrån strax under markytan till cirka 5 meter ned i marken. Förorenat grundvatten påträffades vid 17 objekt av 39 (bilaga, tabell E). Restföroreningar av mindre omfattning lämnades kvar i drygt hälften av fallen (20 av 39 objekt) på grund av ras- eller sättningsrisk under och intill byggnader, samt tekniska hinder att schakta upp vägar (bilaga, tabell F).



Figur 9. Histogram som visar fördelningen för de bortschaktade mängderna förorenade massor.

4.1. Bedömningar av föroreningarnas utbredning

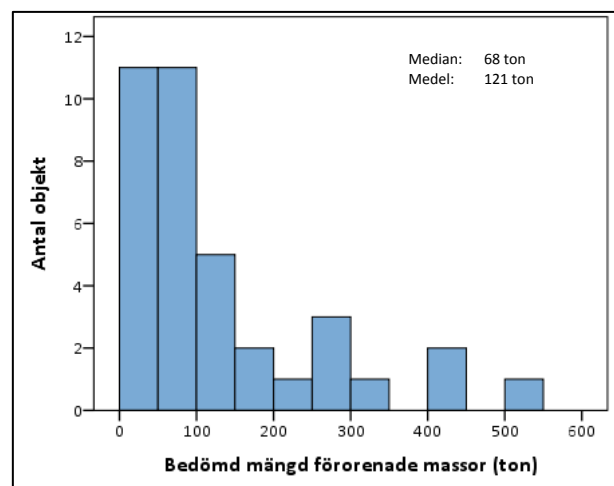
Samtliga objekt har genomgått markundersökning med skruvborr, där antalet provtagningspunkter varierade mellan 4 och 11 per objekt (bilaga, tabell G). I varje provtagningspunkt togs ett flertal jordprover från olika markdjup och undersöktes direkt i fält med PID samt observerades med avseende på syn och lukt. Mellan 2 och 9 jordprover samt upp till 4 grundvattenprover per objekt skickades sedan vidare till laboratorium för analys (bilaga, tabell G). Baserat på resultaten från markundersökningarna bedömdes föroreningarnas förväntade utbredning i marken, i förhållande till provtagningspunkterna (figur 10).



Figur 10. Exempel på skisser över förväntad föroreningutbredning i två olika fall: a) objekt 12-2205 där utbredningen överskattades och b) objekt 13-0927 där utbredningen underskattades.

Bedömningar av mängden förorenade massor redovisades i 11 av de 39 studerade markundersökningsrapporterna. För övriga objekt lades bedömningarna till i ett senare skede, i dokument som sammanställts för att kunna planera och budgetera för efterbehandlingsåtgärder. Dessa dokument benämndes "arbetsbeskrivning", "objektbeskrivning" eller "förfrågningsunderlag" beroende på var i landet de sammanställts.

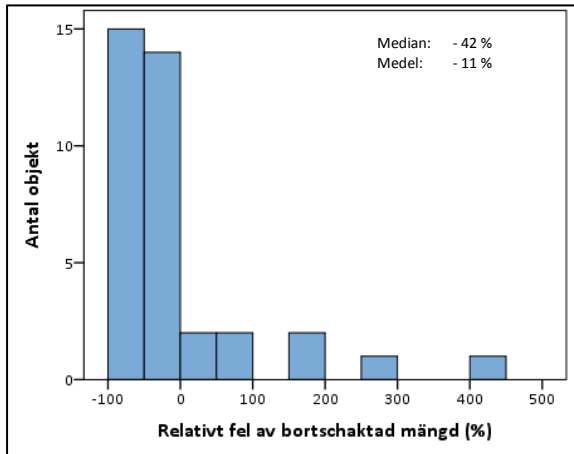
Sammantaget bedömdes mängderna förorenade massor i 37 fall av 39. För de övriga två objekten angavs endast en yta för det förväntade saneringsbehovet. De bedömda mängderna varierade från 0 till 510 ton (figur 11). Bedömningarna kombinerades i hälften av fallen med en skiss över förväntad horisontell utbredning, där ytorna varierade upp till 150 m². Samtliga värden redovisas i bilagan (tabell H och tabell I).



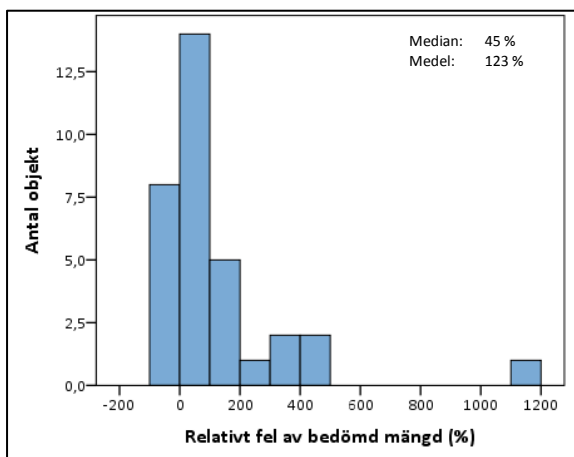
Figur 11. Histogram som visar fördelningen för de bedömda mängderna förorenade massor.

4.2. Säkerheten i bedömningarna

För de 37 objekt där man hade bedömt mängden förorenade massor förekom variationer i hur väl bedömningarna stämde med föroreningarnas verkliga utbredning, det vill säga de bortschaktade mängderna (bilaga, tabell H). I figur 12 illustreras hur de bedömda mängderna



Figur 12. Histogram som visar fördelningen för det relativa felet av bortschaktad mängd förorenade massor.



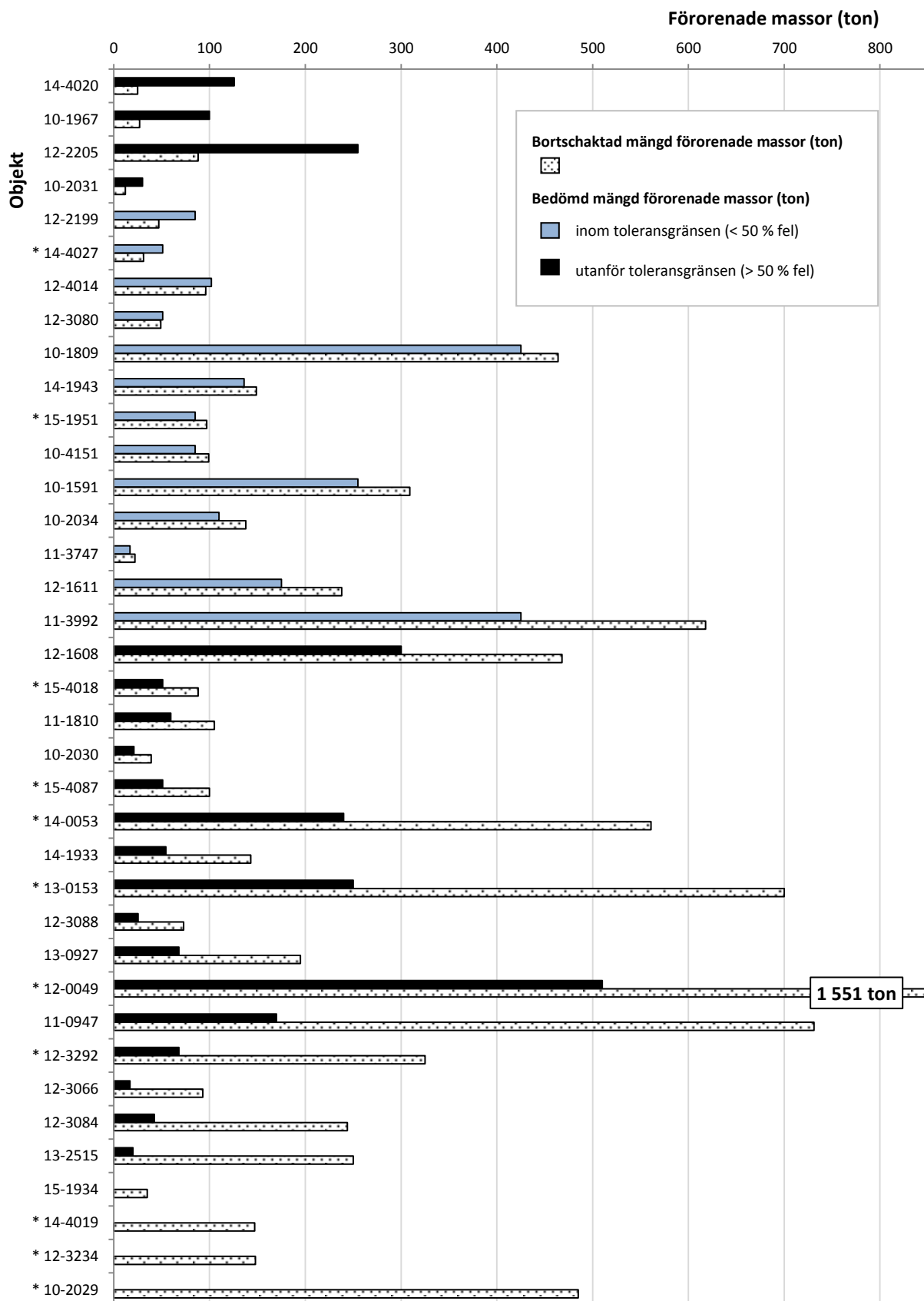
Figur 13. Histogram som visar fördelningen för det relativa felet av bedömd mängd förorenade massor.

avvek från de bortschaktade mängderna. I bedömningarna gjordes allt ifrån en underskattning med 100 procent till en överskattning med 404 procent. I 78 procent av fallen (29 objekt) underskattades mängderna. Fördelningen är skev i förhållande till en normalfördelning. I medeltal underskattades mängderna med 11 procent, men medianen var en underskattning med 42 procent.

I figur 13 illustreras istället hur mycket de bortschaktade mängderna avvek från de bedömda mängderna, eftersom detta i praktiken är utgångsläget för att avgöra vilka bedömningar som är acceptabla och inte. Även denna fördelning är skev i förhållande till en normalfördelning. I medeltal överskred de bortschaktade mängderna de bedömda mängderna med 123 procent, men medianen låg på 45 procent. Den bedömda mängden överskreds som mest med 1 150 procent och underskreds som mest med 80 procent.

I figur 14 visas de bedömda mängderna i relation till de bortschaktade mängderna för vart och ett av objekten, ordnade efter det relativa felet av bedömd mängd. I en tredjedel av de studerade fallen (13 objekt) låg felet i bedömningarna inom toleransgränsen, då de bortschaktade mängderna förorenade massor inte avvek

från de bedömda mängderna med mer än 50 procent. Dessa bedömningar är markerade med blå staplar i figur 14, medan bedömningar utanför toleransgränsen är markerade med svarta staplar. I fyra fall (staplar längst ned i figur 14) fick förorenade massor schaktas bort i samband med cisternkontrollen, trots att man inte förväntat sig några föroreningar i marken.



Figur 14. Bedömd respektive bortschaktad mängd förorenade massor för de 37 objekt där bedömningar var gjorda, ordnade efter det relativa felet av bedömd mängd. För objekt markerade med asterisk (*) gjordes en bedömning redan i markundersökningsrapporten. Observera att skalan i diagrammet är avhuggen vid 800 ton, men att ett objekt (12-0049) hade en bortschaktad mängd på 1 551 ton (se markering).

4.3. Vad påverkar säkerheten?

Tidig och sen bedömning

Objekt som har fått en bedömning direkt i markundersökningsrapporterna är markerade med asterisk (*) i figur 14. Dessa kallas även för objekt med "tidig bedömning", medan övriga kallas för objekt med "sen bedömning". Tvåsidiga t-tester visar att de båda grupperna skiljer sig signifikant åt med avseende på antalet provtagningspunkter och felet i bedömningarna, uttryckt i ton ($p < 0,05$). Objekt med tidiga bedömningar hade fler provtagningspunkter och större underskattningar i bedömningarna än objekt med sena bedömningar (tabell 1). Det finns inga signifikanta skillnader mellan de båda grupperna med avseende på övriga testade faktorer.

Tabell 1. Resultat från tvåsidiga t-tester av skillnaden mellan objekt med tidig respektive sen bedömning. För varje parameter presenteras medelvärden med standardavvikelse (SD) för de båda grupperna. Signifikansen redovisas i kolumnen längst till höger för respektive testad skillnad.

<i>Testad parameter</i>	<i>Tidig bedömning</i>		<i>Sen bedömning</i>		<i>Signifikans (p-värde)</i>
	Medel	SD	Medel	SD	
Antal provtagningspunkter	7,36	± 2,16	5,69	± 1,51	0,011
Totalt antal prover till laboratorium	6,64	± 2,46	5,88	± 1,88	0,318
Antal jordprover till laboratorium	5,18	± 1,89	4,50	± 1,27	0,207
Antal grundvattenprover till laboratorium	1,45	± 0,82	1,38	± 1,02	0,842
Antal cisterner i verksamheten	3,45	± 1,86	2,78	± 1,86	0,332
Antal provtagningspunkter per cistern i verksamheten	2,69	± 1,39	2,83	± 1,73	0,815
Bortschaktad mängd förorenade massor (ton)	385	± 447	183	± 191	0,060
Bedömd mängd förorenade massor (ton)	119	± 156	121	± 120	0,956
Felet i bedömningen (ton)	- 266	± 310	- 61,6	± 136	0,008
Relativt fel av bedömd mängd (%)	130	± 129	121	± 261	0,924
Relativt fel av bortschaktad mängd (%)	- 55	± 48	7,86	± 120	0,102

Påverkan på det relativa felet

Tvåsidiga t-tester visar inga signifikanta skillnader mellan de objekt där felet ligger inom respektive utanför toleransgränsen, med avseende på de faktorer som testats i denna studie (tabell 2). För de fyra objekt där mängden förorenade massor bedömdes vara 0 ton bli det relativa felet av den bedömda mängden oändligt stort. I tabell 2 inkluderades dessa objekt därför i den grupp av objekt där felet låg utanför toleransgränsen.

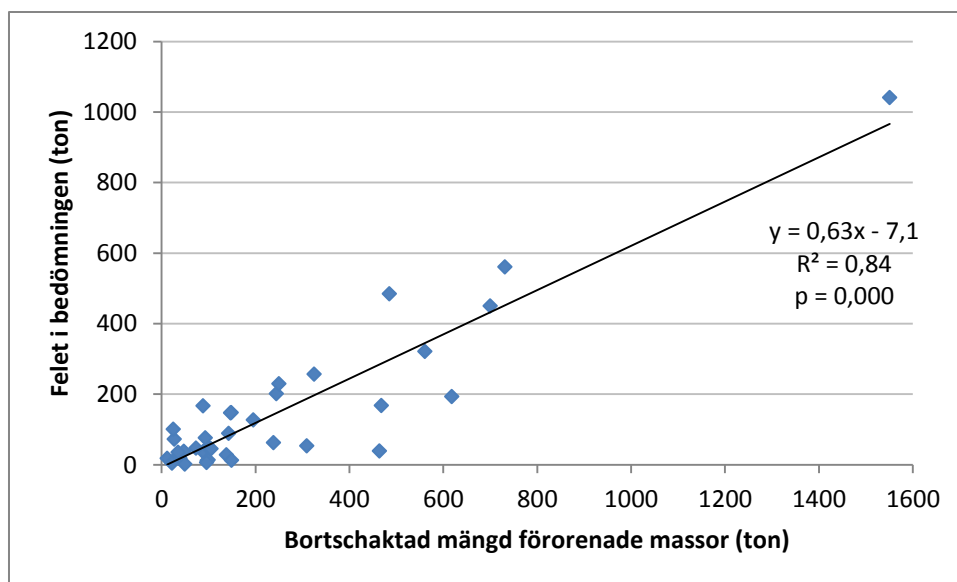
Inte heller vid linjär regressionsanalys påvisas några signifikanta samband mellan det relativa felet av bedömd mängd och någon av de parametrar som finns listade i tabell 2, då de fyra objekt där bedömningen var 0 ton exkluderas ur beräkningen ($p > 0,05$). Det finns inte heller några signifikanta samband mellan det relativa felet av bortschaktad mängd och någon av parametrarna i tabell 2 ($p > 0,05$).

Tabell 2. Resultat från tvåsidiga t-tester av skillnaden mellan objekt med felbedömning inom respektive utanför toleransgränsen. För varje parameter presenteras medelvärden med standardavvikelse (SD) för de båda grupperna. Signifikansen redovisas i kolumnen längst till höger för respektive testad skillnad.

Testad parameter	Inom toleransgränsen (<50%)		Utanför toleransgränsen (>50%)		Signifikans (p-värde)
	Medel	SD	Medel	SD	
Antal provtagningspunkter	5,92	± 1,66	6,33	± 1,99	0,531
Totalt antal prover till laboratorium	5,85	± 1,99	6,25	± 2,13	0,577
Antal jordprover till laboratorium	4,31	± 1,32	4,92	± 1,56	0,240
Antal grundvattenprover till laboratorium	1,54	± 0,97	1,33	± 0,96	0,541
Antal cisterner i verksamheten	2,83	± 1,40	3,09	± 2,09	0,706
Felet i det förväntade antalet cisterner vid saneringen	0,31	± 0,86	- 0,08	± 1,10	0,274
Antal provtagningspunkter per cistern i verksamheten	2,65	± 1,54	2,85	± 1,68	0,728
Bortschaktad mängd förorenade massor (ton)	181	± 182	276	± 346	0,364
Bedömd mängd förorenade massor (ton)	154	± 134	102	± 126	0,253

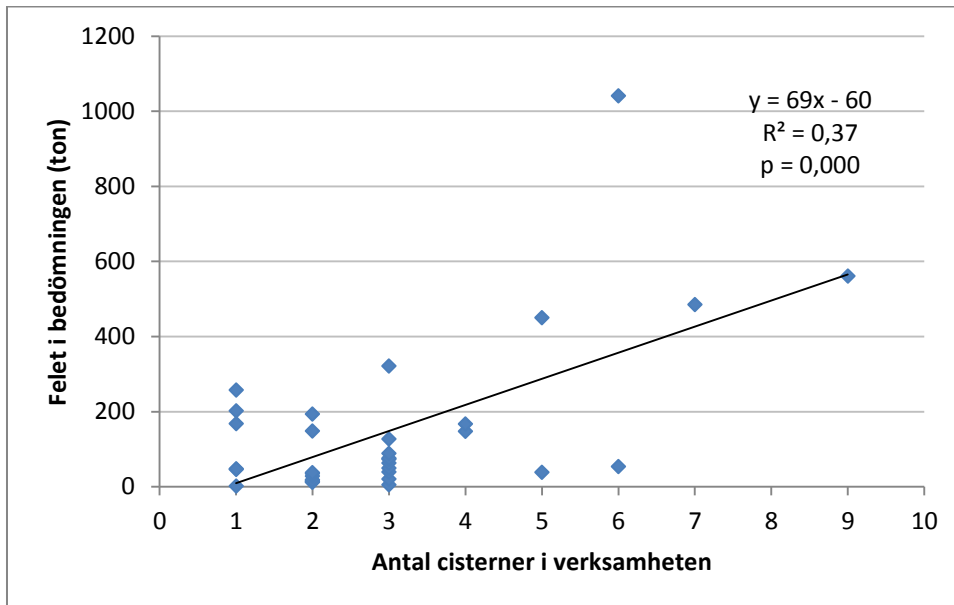
Påverkan på felet uttryckt i ton

Linjär regression visar att felet i bedömningarna, uttryckt i ton, ökar signifikant med mängden bortschaktade förorenade massor (figur 15). Variationen i bortschaktad mängd förorenade massor kan förklara 84 procent av variationen i bedömningsfelet ($R^2=0,84$). Felet i bedömningarna uttrycks i absoluta tal, eftersom både underskattningar och överskattningar ökar med den bortschaktade mängden förorenade massor.



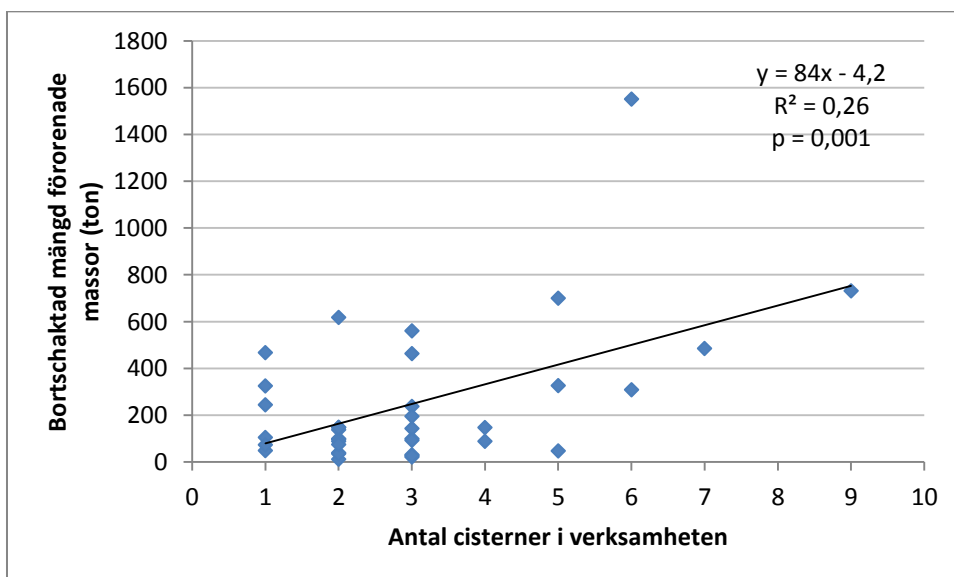
Figur 15. Linjär regression som visar hur felet i bedömningen ökar med den bortschaktade mängden förorenade massor, det vill säga föroreningarnas utbredning.

Linjär regression visar även att felet i bedömningarna, uttryckt i ton, ökar signifikant med antalet cisterner som ska ha funnits inom respektive objekt under verksamhetens drift (figur 16). Variationen i antalet cisterner kan förklara 37 procent av variationen i bedömningsfelet ($R^2=0,37$). Felet i bedömningarna uttrycks i absoluta tal, eftersom både underskattningar och överskattningar ökar med antalet cisterner.



Figur 16. Linjär regression som visar hur felet i bedömningen ökar med antalet cisterner som ska ha funnits inom respektive objekt under verksamhetens drift.

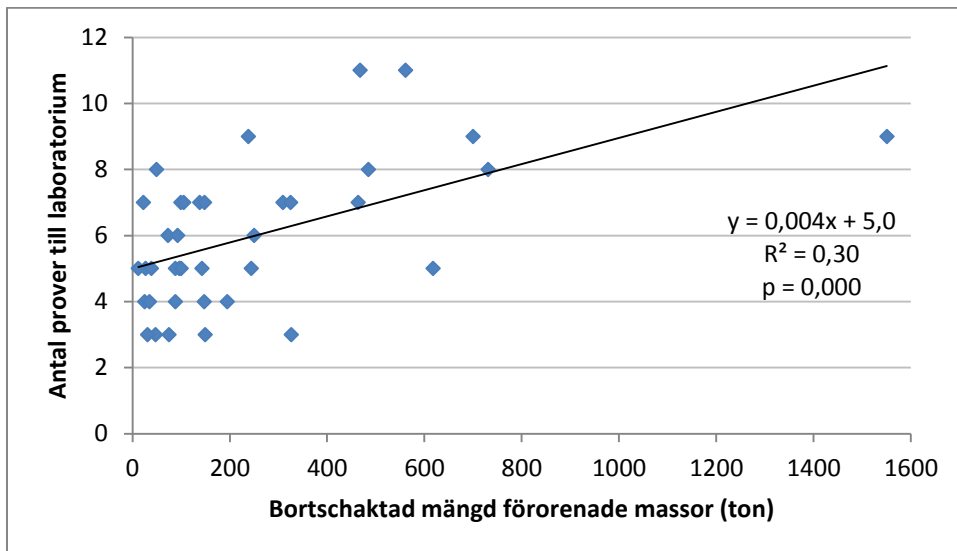
Även den bortschaktade mängden förorenade massor ökar signifikant med antalet cisterner som ska ha funnits i verksamheten (figur 17). Variationen i antalet cisterner kan förklara 26 procent av variationen i bortschaktad mängd förorenade massor ($R^2=0,26$).



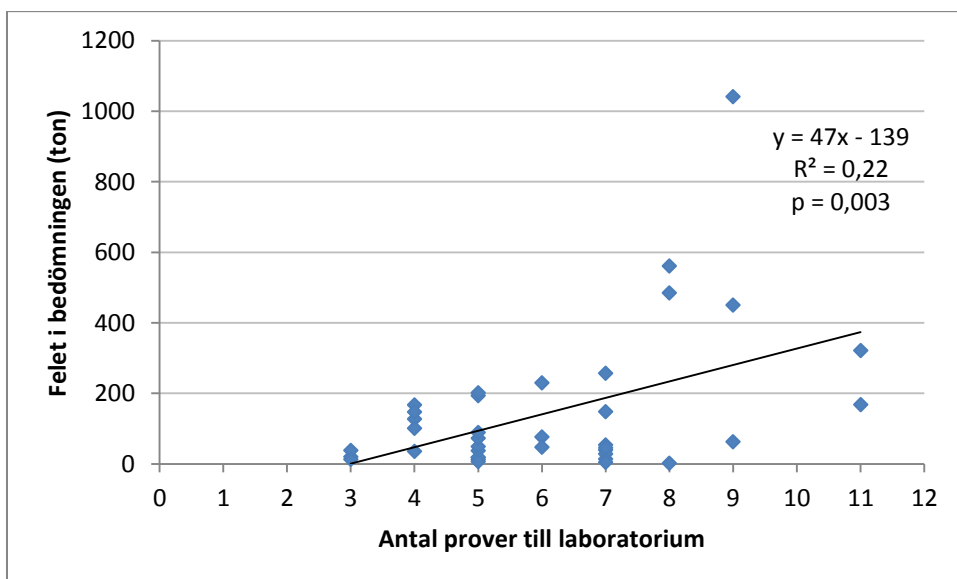
Figur 17. Linjär regression som visar hur den bortschaktade mängden förorenade massor ökar med antalet cisterner som ska ha funnits inom respektive objekt under verksamhetens drift.

Felet i bedömningarna har inget signifikant samband med det totala antalet provtagningspunkter eller med antalet provtagningspunkter per cistern ($p > 0,05$). Vidare finns det inget samband varken med felet i det förväntade antalet cisterner vid saneringen eller med grundvattennivån vid markundersökningen ($p > 0,05$).

Både felet i bedömningarna och antalet prover som skickas till laboratorium ökar med mängden bortschaktade förorenade massor (figur 15 och 18). Därmed ser det ut att finnas ett samband som säger att ju fler prover som skickats för analys, desto sämre blir mängdbedömningarna (figur 19).



Figur 18. Linjär regression som visar hur antalet prover som skickas till laboratorium ökar med mängden bortschaktade förorenade massor, det vill säga föroreningarnas "verkliga" utbredning i marken.



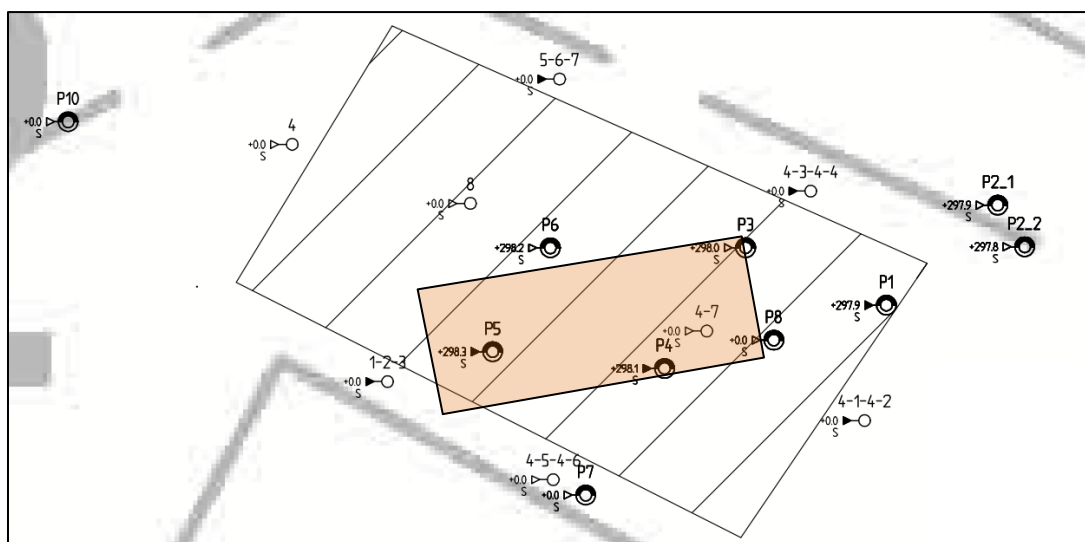
Figur 19. Linjär regression som visar hur felet i bedömningen, uttryckt i ton, verkar öka med antalet prover som skickas till laboratorium för analys.

4.4. Svårigheter vid markundersökningarna

Vid en genomgång av samtliga 39 utvalda objekt framkommer en del svårigheter vid markundersökningarna som i viss mån påverkar säkerheten i bedömningen av föroreningarnas utbredning.

Tveksam representativitet hos enskilda punkter

Enskilda provtagningspunkter har inte alltid gett en representativ bild av föroreningsituationen i den intilliggande marken. I enstaka punkter påvisades förorening i vid markprovtagningen, där man vid saneringen endast fann halter under riktvärdet (objekt 14-4020). Det omvända problemet var dock vanligare. I drygt en fjärdedel av fallen (11 av 39 objekt) förekom det att provtagningspunkter bedömdes som rena trots att de låg inom det område som fick saneras. Ett exempel på detta visas i figur 20.



Figur 20. Exempel på ett fall (objekt 14-1933) där flera provtagningspunkter utan bedömt saneringsbehov låg inom det förorenade området som sanerades. Ytan för den bedömda föroreningsutbredningen markeras av den mindre rektangeln (28 m²) och det sanerade området visas av den större, streckade fyrhörningen (116 m²).

Orsaken till detta problem går inte alltid att utläsa, men för de punkter en förklaring har framkommit har något av följande varit gällande:

- I fem fall kunde inte föroreningsnivåer över gällande riktvärde påvisas vid en laboratorieanalys, trots lukt och/eller utslag med PID under provtagningen (objekt 13-2515, 14-4019, 15-1951, 15-4018 och 15-4087). I ett av fallen (objekt 14-4019) ledde detta till att marken inom hela objektet felaktigt antogs vara fri från förorening.
- I ett fall uppfattades "tydlig petroleum-lukt" i en provpunkt men eftersom PID endast gav lågt utslag skickades inte prover till laboratorium och marken kring punkten bedömdes felaktigt som ren (objekt 12-0049).

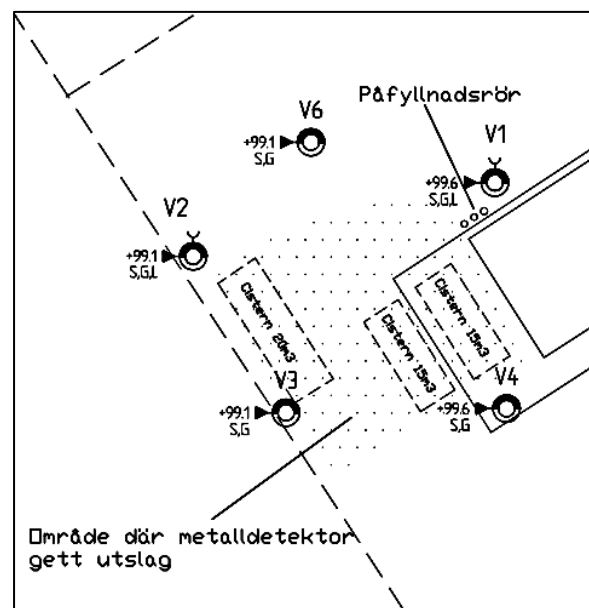
- I två fall angavs som förklaring att föroreningarna förekom fläckvis, respektive hade ansamlats i hålor i berggrunden och därmed var extra svåra att detektera (objekt 13-2273 och 14-1933).
- I ett fall utgick man från riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM) vid bedömningen av punkterna, vilket ändrades till känslig markanvändning (KM) vid saneringen (objekt 13-2273).

Hindrad provtagning

Skrubborring intill misstänkta punktkällor har hindrats vid en del av markundersökningarna. Detta problem beskrivs i fem av markundersökningsrapporterna, med olika tillhörande förklaringar. I ett fall hindrades skrubborring kring läget för pumpön av ett utstående tak (objekt 12-1611). I ett annat fall var det "rådande geotekniska förhållanden" som förhindrade skrubborring vid läget för smörjgroparna (objekt 10-1967).

I de övriga tre fallen hindrades detektering av förorening intill markförlagda cisterner av att cisternläget var osäkert, då det indikerades över en större yta genom utslag av metalldetektor (objekt 13-0153, 14-0053, 15-1934). Ett säkerhetsavstånd tillämpades därmed vid skrubborringen, för att inte riskera att punktera cisternerna och förvärra en eventuell föroreningssituation i marken. I ett av fallen (objekt 15-1934) ledde detta till att marken inom hela objektet felaktigt antogs vara fri från förorening. Ett exempel på hur skrubborringen hindrats av metall-detektorns utslag visas i figur 21.

I ett annat fall (objekt 12-3234) fanns inte hindret från metalldetektorn, men ändå gjordes skrubborringen med ett ordentligt säkerhetsavstånd till cisternen, vilket resulterade i att inga föroreningar hittades i marken. Det finns vissa regionala skillnader i huruvida markförlagda cisterner har betraktats som ett hinder vid skrubborringen eller inte. Provtagningsplanerna visar, att i minst nio fall placerades provtagningspunkter rakt i de lägen där cisterner misstänktes ligga kvar i marken.



Figur 21. Exempel på hur skrubborringen hindrats av metalldetektorns utslag kring cisterner (objekt 14-0053). Området för metalldetektorns utslag indikeras av den prickiga ytan kring misstänkta cisternlägen.

Lokalisering av cisterner

I knappt hälften av de studerade fallen (19 av 39 objekt) användes metalldetektor eller markradar för att lokalisera eventuella kvarvarande markförlagda cisterner inför markundersökningen (bilaga, tabell C). Därutöver användes även gamla planritningar över bensinstationerna samt dokumentation som bekräftar tidigare bortförskaffande av cisterner.

Under efterbehandlingen hände det vid 7 av 39 objekt att man påträffade fler cisterner i marken än man förväntat sig. I fyra av dessa fall rörde det sig om cisterner som inte fanns med på gamla ritningar över verksamheten (objekt 10-2029, 12-0049, 12-1608 och 15-1934). I ett fall gav inte metalldetektorn utslag trots att det fanns cisterner kvar i marken (objekt 10-1809). I övriga två fall fanns överhuvudtaget ingen dokumentation om cisternerna (objekt 12-4014 och 13-2515). Se bilaga, tabell C.

Vid fem objekt påträffades istället färre cisterner än väntat, antingen på grund av ofullständig historisk information om cisternerna i marken, eller på grund av att metalldetektorn gav utslag vid ledningar, brunnslock och andra metalliska föremål i marken. I nära 70 procent av fallen (27 av 39 objekt) stämde emellertid det antal cisterner som hade förväntats ligga kvar i marken.

Bensen och PID

På de ställen där det har funnits mycket bensen i marken har det uppstått svårigheter med att tolka PID-resultatet, eftersom PID med det filter som använts bara ger mycket lågt utslag för bensen. Detta gav problem under saneringsarbetet för två objekt (12-0049 och 12-1608) där PID visade att jordprover var rena, som dock innehåll höga halter bensen vid laboratorieanalys, varför schaktningsarbetet fick fortsätta i etapper. Vid markundersökningarna har dock inte problemet noterats.

5. Diskussion

Den här studien har visat påtagliga svårigheter med att bedöma föroreningars utbredning i mark, baserat på resultaten från en ÖMM. Bland de 39 studerade objekten förekom betydande variationer i hur väl den bedömda utbredningen stämde överens med den verkliga utbredningen i marken och i de flesta fallen underskattades mängderna. Resultaten belyser ett problem, som tidigare inte verkar ha blivit systematiskt granskat i någon större utsträckning. Första steget i att göra förbättringar är att kartlägga problem. Därför är det viktigt med den här typen av utvärderingar, som kan utgöra diskussionsunderlag för hur bedömningar vid ÖMM bör hanteras i framtiden.

5.1. Bedömningar av föroreningarnas utbredning

I materialet för denna utvärdering framträder inget enhetligt tillvägagångssätt för hur föroreningarnas utbredning bedömts, utöver att samtliga bedömningar baserar sig på en begränsad informationsmängd från markprovtagningarna i kombination med historisk information om platsen. Somliga handläggare har dokumenterat ingående hur de grundar sina bedömningar, med hänsyn till påträffade föroreningsnivåer samt spridningsförhållandena i marken, men i de flesta fall saknas dessa förklaringar i rapporterna. För hälften av objekten illustrerades den förväntade horisontella föroreningsutbredningen med en skiss. Den förväntade vertikala utbredningen finns sällan angiven, trots att en bedömning av mängden förorenade massor förutsätter en uppskattning av volymer och inte bara ytor. Denna brist på förklaringar tolkar jag som att bedömningarna har upplevts som svåra att utföra, även om svårigheterna i sig sällan beskrivs i rapporterna.

Skisserna över förväntad horisontell utbredning har gjorts på olika sätt från fall till fall. Det begränsade antalet provtagningpunkter har inte möjliggjort en systematisk avgränsning av föroreningarna, även om det i vissa fall funnits en eller flera punkter med låga nivåer kring de förorenade punkterna. Skisserna visar på skillnader i bedömningarna av var någonstans mellan de förorenade punkterna och de rena punkterna gränsen för föroreningen kan ligga. Det vanligaste har varit att ringa in ett mer eller mindre snävt område kring de förorenade punkterna, ofta med följden att utbredningen underskattas. I något enstaka fall har man använt de rena punkterna som yttre gräns för föroreningens förväntade utbredning, vilket istället ledde till att utbredningen överskattades (objekt 12-2205). Ett visst givet resultat från markundersökningen kan med andra ord ge upphov till vitt skilda bedömningar av föroreningarnas utbredning.

5.2. Mått på osäkerheten i bedömningarna

Att utvärdera bedömningarna med hänsyn till det relativa felet av bedömd mängd är av stor praktisk betydelse, eftersom det är den bedömda mängden som ligger till grund när en eventuell åtgärd ska budgeteras. Det mått på osäkerheten som normalt används inom vetenskapen är dock det relativa felet i förhållande till den "verkliga" mängden, här representerat av den bortschaktade mängden förorenade massor. Därför har jag valt att diskutera båda dessa mått på osäkerheten.

I en dryg tredjedel av de studerade fallen (35 procent) låg felet i bedömningarna inom toleransgränsen. Detta innebär att den verkliga mängden förorenade massor för dessa objekt inte avvek med mer än 50 procent från den bedömda mängden. Baserat på det relativa felet av den bortschaktade mängden var det något fler bedömningar (43 procent) som låg inom en felmarginal av 50 procent. Det relativa felet av den bortschaktade mängden varierade inom ett betydligt snävare intervall än det relativa felet av den bedömda mängden.

Förutom att den bedömda mängden ligger till grund för budgetering finns det dock ytterligare en anledning att hålla fast vid det relativa felet av bedömd mängd som ett mått på osäkerheten. Det relativa felet av bedömd mängd blir större om man underskattar föroreningarna med en viss mängd jämfört med om man överskattar dem med samma mängd. (Anta till exempel en verklig mängd på 150 ton. En överskattning med 50 ton motsvarar då ett fel med 25 procent, medan en underskattning med 50 ton motsvarar ett fel med 50 procent av den bedömda mängden.) Detta speglar verkligheten, såvida att det finns en högre tolerans i branschen för överskattningar än för underskattningar (pers. medd. Magnus Johansson, Tyréns AB, 12 feb 2013). En alltför stor underskattning av föroreningarnas utbredning kan leda till accelererande kostnader för marksaneringen på grund av att arbetet inte kan utföras på ett tidseffektivt sätt. Ur ett miljö- och hälsoperspektiv får det också anses som bättre med överskattningar än med underskattningar.

Medelvärdet för det relativa felet av bedömd mängd visar att de bortschaktade mängderna överskred de bedömda mängderna med i genomsnitt 123 procent. Det relativa felet följer dock inte en normalfördelning och medelvärdet kan därmed bli missvisande om det används som ett representativt värde. I detta fall är medelvärdet betydligt högre än medianvärdet, vilket innebär att medel dras upp av några få extremvärden medan de flesta värdena ligger betydligt lägre. Därför kan medianen (45 procent) vara ett mer representativt värde för hur mycket de bortschaktade mängderna överskred de bedömda mängderna.

5.3. Påverkande faktorer

Under arbetet med denna studie verkade det till en början som att en bedömning av mängden förorenade massor endast hade gjorts för en mindre andel av de 39 studerade objekten. Det visade sig dock att i majoriteten av fallen gjordes mängdbedömningar i ett senare skede inför saneringen och fanns tillgängliga i senare dokumentation av projekten. Detta väckte frågan huruvida de objekt som fått en "tidig bedömning" hade bättre förutsättningar för detta än de som hade fått en "sen bedömning". Med avseende på de parametrar som kunnat testas kvantitativt finns det dock inga sådana förklaringar. Visserligen hade man i genomsnitt använt något fler provtagningspunkter inom gruppen med "tidiga bedömningar" än i gruppen med "sena bedömningar". Men, samtidigt fick gruppen med "tidiga bedömningar" större fel i bedömningarna, uttryckt i ton. Det verkade även som att de bortschaktade mängderna förorenade massor inom denna grupp var större än i gruppen med "sena bedömningar", men denna observerade skillnad var inte statistiskt signifikant ($p=0,06$). Den rimligaste förklaringen till varför objekt fått en "tidig" eller "sen" bedömning är att det finns skillnader i hur olika handläggare hanterar osäkerheterna med att göra en sådan bedömning. Det går att se vissa regionala skillnader och även skillnader

mellan olika handläggare i vilka objekt som har fått en "tidig" respektive "sen" bedömning. Vissa handläggare försöker alltid göra en bedömning i markundersökningsrapporten medan andra aldrig gör det. Ytterligare andra gör olika från fall till fall.

Genom att testa en rad olika skillnader och samband försökte jag i denna studie komma fram till om det fanns någon dominerande mätbar faktor som kunde tänkas påverka osäkerheten i bedömningarna av föroreningarnas utbredning. Det enda som visade sig var att felet i bedömningarna, uttryckt i ton, ökade linjärt med den bortschaktade mängden förorenade massor samt med antalet cisterner som funnits i verksamheten. Det är inte oväntat att felet i bedömningarna ökar med föroreningarnas verkliga utbredning i marken. Antalet provtagningspunkter är relativt lika för alla objekt, oberoende av föroreningarnas utbredning, och ju större utbredning en förorening har desto svårare blir det att göra en korrekt bedömning med så få punkter. Det är inte heller oväntat att felet ökar något med antalet cisterner som funnits i verksamheten, då även den verkliga mängden förorenade massor till viss del beror på antalet cisterner. Resultaten indikerar att antalet potentiella punktkällor i ett område borde vägas in i större utsträckning än vad som görs idag när mängden förorenade massor bedöms, eftersom risken för en större utbredning ökar med antalet punktkällor som funnits i ett område.

Ett märkligt samband som visade sig, var att antalet prover som skickas till laboratorium för analys ökade med mängden bortschaktade förorenade massor. Detta kan förklaras med att vilka prover som skickas till laboratorium normalt beror på observationer som görs under provtagningen. I de fall en förorening noteras redan vid provtagningen skickas vanligen fler prover för analys. Detta visar att om föroreningar påträffas redan i fältarbetet så att ett relativt stort antal prover måste skickas till laboratorium kan det vara en tidig indikation på att föroreningsutbredningen kommer att vara större än väntat.

I övrigt fanns det ingen enskild mätbar faktor som signifikant inverkar på felet i bedömningarna. Studien visade inga samband mellan antalet provtagningspunkter och felet i bedömningarna. Inte heller när antalet provtagningspunkter korrigerades mot antalet cisterner inom respektive objekt fanns det något signifikant samband. Den troligaste förklaringen till detta är att antalet provtagningspunkter är relativt lika för de studerade objekten. En provtagningspunkt mer eller mindre hade ingen större inverkan på säkerheten i bedömningarna.

Det gick inte heller att se några samband mellan felet i bedömningarna och de faktorer som beskrevs mer kvalitativt i denna studie, såsom markförhållanden (bilaga, tabell A) eller vilka föroreningar som påträffades i marken (bilaga, tabell D-E). För samtliga objekt försvåras bedömningarna sannolikt överlag av de osäkerheter som är förknippade med ÖMM från början till slut. Historisk information om verksamhetens olika delar stämmer inte alltid, grundvattnets flödesriktning är svår att avgöra, marken är heterogen och man vet inte hur stora spill som kan ha skett på platsen under verksamhetens drift. I det enskilda fallet är det troligt att någon av dessa faktorer skulle ha större betydelse för osäkerheten, men i det stora hela finns det inga samband som pekar på att en faktor skulle påverka mer än någon annan.

5.4. Svårigheter vid markundersökningarna

En delförklaring till att det inte har påvisats något samband mellan antalet provtagningspunkter och felet i bedömningarna kan ligga inbakad i systematiska fel vid provtagningen, provhanteringen och den efterföljande tolkningen av resultatet. Ett första steg, innan antalet provtagningspunkter ökas, kan därför vara att fundera kring hur dessa delar kan förbättras.

För en oväntat stor andel av objekten (drygt en fjärdedel) förekom problem med representativiteten vid provtagningarna, i och med att provtagningspunkter bedömdes som rena trots att de låg inom det område som var förorenat. Detta innebär ett problem för säkerheten i bedömningarna då det påverkar möjligheterna både till att detektera en förorening och att avgränsa dess utbredning i marken. Den vanligaste orsaken till problemet verkar vara att föroreningar inte kunde påvisas vid laboratorieanalys trots indikationer i fält, där lukt påträffats eller fotojonisationsdetektorn (PID) gett utslag. Detta beror troligtvis på att proverna endast innehöll flyktiga ämnen som avdunstat i samband med PID-mätningen och provhanteringen. I något fall var situationen den omvända, då föroreningen inte kunde påvisas vid fältanalysen med PID, varför prover från den aktuella punkten aldrig analyserades i laboratorium. I det aktuella fallet (objekt 12-0049) kan förklaringen ha varit höga halter av bensen, som inte detekteras med PID. Detta är en rimlig slutsats av att det fanns mycket bensen i marken vid saneringen av objektet och att man då hade problem med att PID inte påvisade föroreningen, med följderna att schaktningen fick utföras i etapper medan ett ökat antal prover analyserades på laboratorium för att avgöra vilka massor som var förorenade och inte.

En bakomliggande orsak till att föroreningen inte detekterats på vissa platser kan även vara att föroreningen förekommer fläckvis och i olika faser i marken. Petroleumprodukter har i sig inte något särskilt komplicerat spridningsförlopp i marken. Till stor del fastläggs de eller förekommer i en fri fas som är lättare än vatten och därför hindras av grundvattenytan från att sprida sig till några större djup. Dock kan heterogeniteter i marken ändå göra att föroreningarna får ett oregelbundet spridningsmönster eller bryts ned olika snabbt på olika ställen.

De svårigheter som diskuterats ovan indikerar att man vid tolkningen av resultaten från en ÖMM borde låta observationer i fält väga tyngre än vad som görs idag, så att man inte rutinmässigt bedömer en punkt som ren för att laboratorieanalysen inte visar något. För att minska risken att föroreningar avdunstar från proverna innan de analyserats i laboratoriet, kan man vara noga med att använda täta behållare för proverna, samt att PID-mätningen görs på separata prover så att den jordvolym som ska analyseras i laboratoriet förblir så orörd som möjligt. I vissa fall skulle det dessutom krävas att fler prover skickas in till laboratorium, för att detektera sådana ämnen som inte påträffas i fält.

En annan svårighet vid markundersökningarna var att provtagningspunkter inte kunde placeras där det bedömdes vara mest önskvärt för att kunna detektera en eventuell förorening i marken. Problemet beskrevs i några av rapporterna, men förekommer sannolikt i högre utsträckning än vad som dokumenterats. Eftersom alla objekt ligger i mer eller mindre bebyggda områden finns det alltid vägar, hus, ledningar och annat som gör att man inte kan placera punkter där det hade varit mest idealiskt. Sådana hinder är vanliga vid alla

typer av markundersökningar och går oftast inte att påverka. En typ av hinder - de markförlagda cisternerna - har dock fått varierande inverkan på resultatet beroende på vem som utför undersökningen. I somliga markundersökningar utfördes skruvborrningen precis intill misstänkt cisternläge, medan andra tog stor hänsyn till osäkerheten i cisternläget och därmed höll ett säkerhetsavstånd vid skruvborrningen för att inte riskera att skada cisternerna. Det har i denna studie inte gått att hitta någon förklaring som säger att det skulle vara mer känsligt att borra intill cisternläget i vissa fall än i andra fall, förutsatt att cisternerna misstänks ligga kvar i marken. I en del fall gjorde säkerhetsavståndet till cisterner att en förorening överhuvudtaget inte detekterades. I dessa fall hade det inte hjälpt med fler provtagningspunkter eller bättre provhantering för att detektera föroreningen. Istället kan det vara på sin plats med en grundhypotes som säger att området kring sådana potentiella punktkällor alltid är förorenat tills motsatsen har bevisats.

En del av osäkerheten i bedömningarna beror även på att markens geologiska och hydrogeologiska förhållanden ofta inte är tillräckligt kända för att man ska kunna uttala sig om spridningsförhållanden. Ett sätt att få en bild av markförhållanden redan före provtagningen skulle kunna vara att utnyttja resultat från tidigare markundersökningar i närliggande områden. Detta skulle dock i princip förutsätta att det fanns ett arkiv där information från sådana undersökningar i hela Sverige skulle vara samlad.

5.5. Avgränsning av separata föroreningsansamlingar

Om antalet provtagningspunkter skulle ökas tillräckligt mycket skulle detta givetvis leda till säkrare bedömningar av föroreningarnas utbredning. Frågan är hur många punkter som skulle krävas och om detta antal skulle vara rimligt i förhållande till syftet med undersökningen. När syftet är att bedöma mängden förorenade massor vid punktkällor handlar det om att försöka avgränsa separata föroreningsansamlingar (*eng. hot spots*). Det finns dock ingen regel som säger hur många punkter som behövs för detta. Nära till hands ligger att beräkna antalet utifrån en sökbaserad strategi, där man får veta hur många punkter som skulle behövas för att detektera en separat föroreningsansamling av en viss storlek och form. Någon sådan beräkning har inte gjorts för varje objekt i denna studie, eftersom det inte har bedömts vara användbart. Vid sökning efter en cirkulär föroreningsansamling fås det ungefärliga antalet punkter som krävs genom att dividera undersökningsytan med den sökta föroreningsansamlingens yta. Om man exempelvis letar efter en föroreningsansamling med ytan 10 m^2 kan man alltså snabbt komma upp i över 50 provtagningspunkter, eftersom undersökningsytorna kan vara i storleksordningen 500 m^2 till $2\,000 \text{ m}^2$, av provtagningsplanerna att döma. Beräkningarna ger således ett antal provtagningspunkter som är orimligt stort för en ÖMM. Det beräknade antalet punkter blir inte heller rättvisande för vad som krävs vid avgränsning av en förorening som redan är känd.

En systematisk avgränsning görs lämpligen genom en stegvis utvidgning av provtagningsmönstret, ut från den punkt där man först detekterat föroreningen till dess att ingen förorening längre påträffas. Då spelar knappast den totala undersökningsarean någon roll för antalet provtagningspunkter som krävs, utan endast föroreningens utbredning är av betydelse. För att detta ska fungera krävs dock ett mer eller mindre dynamiskt angreppssätt där det finns en acceptans för att beslut om antalet provpunkter och deras placering tas

efter hand, beroende på vad som påträffas i olika provpunkter. Antalet punkter som krävs för detta skulle kunna beräknas genom att modifiera den modell som användes i föregående stycke. Istället för att basera beräkningen på hela undersökningsytan kan man då låta modellens "undersökningsyta" anta den storlek som föroreningsens utbredning förväntas ha, medan modellens "föroreningsansamling" ges en fix form och yta, anpassad för att få ett visst avstånd mellan provtagningspunkterna. I modellen resulterar exempelvis en cirkel med arean 10 m^2 i ett avstånd mellan punkterna på cirka 3,5 meter. I denna studie varierade föroreningarnas horisontella utbredning från 5 m^2 upp till 850 m^2 , med medelytan 120 m^2 (bilaga, tabell F). Detta innebär att det skulle krävas upp till 85 punkter (850 m^2 dividerat med 10 m^2) och i medeltal ungefär 12 punkter (120 m^2 dividerat med 10 m^2) för att avgränsa en separat föroreningsansamling, om triangelmönstret tillämpas och avståndet mellan punkterna hålls konstant till 3,5 meter. Med ett fördubblat avstånd krävs hälften så många punkter, samtidigt som bedömningen av föroreningsens utbredning blir osäkrare. Vilket avstånd som ska hållas mellan punkterna kan bero på markförhållanden och andra observationer i fält. Vid misstanke om en större föroreningsutbredning kan det vara gynnsamt att hålla ett längre avstånd för att begränsa antalet punkter. Antalet punkter kan även minskas genom att byta ut triangelmönstret mot ett radiellt provtagningsmönster, där provtagning endast görs längs ett antal radiella linjer (figur 7). Det ligger dock i sakens natur, att för större föroreningsutbredningar blir antalet punkter för stort för att rymmas inom en ÖMM.

Ett renodlat dynamiskt angreppssätt kräver tillförlitliga fältinstrument där mätdata inte behöver kontrolleras genom laboratorieanalys. Det verkar inte som att PID idag helt uppfyller dessa krav. För att vid markundersökningen av petroleumföroreningar kunna fatta beslut om att utvidga provtagningsmönstret kan det därmed krävas en del laboratorieanalyser, vilket även innebär väntetider. Notera dock, att ett dynamiskt angreppssätt till viss del redan tillämpas inom SPIMFAB och liknande projekt, genom att man vid schaktsaneringarna tar beslut i realtid baserade på mätning med PID. Detta sker kontinuerligt under utgrävningen tills föroreningen betraktas som avgränsad och slutkontroll görs genom att skicka prover för laboratorieanalys.

Ett intressant område som kanske kommer att växa inom de närmaste åren är detektering och avgränsning av föroreningar med hjälp av geofysik. Detta skulle eventuellt kunna utgöra ett komplement till klassisk markprovtagning och därmed ge en tydligare uppfattning om en föroreningsituation till relativt låga kostnader. Till exempel har det visat sig att kolväten i marken kan registreras med hjälp av magnetism, vilket dock fortfarande är en metod under utveckling (Rijal m.fl. 2012).

5.6. När behövs en markundersökning?

Med tanke på de osäkerheter som förekommer i bedömningarna av föroreningars utbredning vid ÖMM, kan det finnas skäl att överväga vilket extra informationsvärde en sådan markundersökning ger om man ändå vet att man behöver gräva upp markförlagda cisterner. Inom SPIMFAB utgör redan en mindre andel av alla de nedlagda bensinstationer som åtgärdas varje år sådana projekt där cisterner grävs upp direkt utan markundersökning (SPI 2011). Schaktgropen blir då en typ av stor provgrop som ger en tydlig bild av den eventuella föroreningsituationen, och där förorenade massor kan avlägsnas tills marken är

ren (SPI 2011). Vid behov kan man i samband med schaktningen även kontrollera förorenings utbredning med flera provgröpar.

I vissa andra fall kan en markundersökning bli särskilt värdefull. I områden där förhandskunskapen är dålig och man är osäker på om en schaktning överhuvudtaget kommer att behövas, eller i tätbebyggda områden där en schaktning skulle orsaka stora problem och andra saneringsmetoder kommer ifråga, kan det vara mycket viktigt att markundersökningen ger en rättvisande bild av föroreningsituationen. Detta kan kräva mer detaljerade markundersökningar. Markundersökning krävs dessutom alltid på sådana platser där det kan finnas föroreningar från andra verksamheter än den som står i fokus för undersökningen. Anledningen till detta är framför allt att det annars kan bli svårt att identifiera de arbetsmiljörisiker som kan uppkomma vid saneringsarbetet (SPI 2011).

Denna studie har visat att områden ibland felaktigt kan bedömas som icke förorenade, baserat på resultatet från en ÖMM. I de aktuella fallen åtgärdades ändå de missade föroreningarna eftersom de påträffades i samband med cisternkontroll. I andra sammanhang hade dock misstaget kunnat leda till att föroreningarna blev kvar i marken utan åtgärd, med eventuella konsekvenser för miljö och hälsa. I samband med att beslut fattas om vilken nivå på datakvalitet som är lämplig för en studie bör man väga in sådana risker.

5.7. Felkällor

Säkerheten i bedömningarna av förorenade massor värderas i detta arbete endast efter hur väl de bedömda massorna stämde överens med de bortschaktade massorna. Detta säger i sig ingenting om hur väl utbredningen stämde ren rumsligt, då det kan finnas förskjutningar mellan var man förväntar sig en förorening och var den senare påträffas. Det var dock inte möjligt att göra någon omfattande jämförelse av den rumsliga utbredningen på grund av bristande information för de flesta objekten. Visserligen fanns de förväntade horisontella utbredningarna rapporterade i hälften av fallen, men skalan på ritningen var inte alltid angiven vilket gjorde det svårt att jämföra ytornas storlek. För de mindre föroreningsutbredningarna hade en jämförelse mellan bedömd och schaktad yta dessutom kunnat bli missvisande eftersom schaktets yta inte alltid motsvarade ytan för föroreningsutbredningen, där en stor del av schaktgropen uppkom medan man letade efter cisterner i marken. I åtgärdsrapporterna finns oftast endast de schaktade ytorna angivna, utan någon närmare beskrivning av hur den bortschaktade föroreningen fördelade sig i marken.

Dock bedömde jag att en jämförelse mellan mängdbedömningarna och den bortschaktade mängden var tillräckligt bra för att jämföra säkerheten i utbredningen. Det är även det mest relevanta måttet, eftersom det är mängder som spelar roll vid budgetering. För de flesta studerade objekten var den rumsliga förskjutningen mellan bedömd och verklig föroreningsutbredning obetydlig. I ett fall (objekt 12-2199) noterades en större sådan förskjutning, då marken kring den ena punktkällan bedömdes som ren trots att den var förorenad medan den andra punktkällan inom objektet felbedömdes på rakt motsatt sätt. Sammantaget hamnade ändå felbedömningen av mängden förorenade massor för hela objektet inom toleransgränsen.

I detta arbete användes mängden bortschaktade förorenade massor i stort sett synonymt med föroreningarnas verkliga utbredning i marken. Detta är en approximation, då restföroreningar lämnades kvar i drygt hälften av fallen. De dokumenterade restföroreningarna var av mindre utbredning och kan anses försumbara. Det finns emellertid en risk att man kan ha lämnat kvar större mängder förorenade massor som man inte kände till och inte påträffade vid saneringen. Ett exempel på detta är objekt 12-0049, där man flera år efter saneringen nu har hittat ytterligare förorening i marken inom intilliggande fastighet. Sammanlagt fick ytterligare 630 ton förorenade massor, främst med bensen, schaktas bort (Tyréns AB 2012). Dessa mängder är inte inräknade i den totala mängden bortschaktade massor för objekt 12-0049 i den här studien. Det är inte heller säkert att den nyligen påträffade föroreningen härrör från den gamla nedlagda bensinstationen (Tyréns AB 2012).

För vissa objekt angavs den bedömda föroreningsutbredningen som en volym förorenade massor, som i detta arbete räknades om till en massa med omvandlingsfaktorn 1,7 ton per m³. Denna omvandlingsfaktor valdes eftersom den använts av alla de handläggare som själva gjort beräkningen från volym till massa. Vilken omvandlingsfaktor som är lämplig varierar dock med jordarterna i marken samt om massorna befinner sig ovan eller under grundvattenytan (Trafikverket 2011). Om en högre siffra för omvandlingsfaktorn hade använts hade underskattningarna minskat i omfattning medan överskattningarna hade ökat i motsvarande grad. En snabb kalkyl visar till exempel, att om man hade ändrat omvandlingsfaktorn till 2,0 ton per m³, hade 10 procent av underskattningarna blivit till överskattningar, och andelen felbedömningar inom toleransgränsen hade ökat med 6 procent. Denna omvandlingsfaktor avser tungheten för morän (sandig, siltig eller grusig), grovkornig mineraljord eller grovkrossad sprängsten ovan grundvattenytan (Trafikverket 2011).

För de 11 objekt som fått en "tidig bedömning" av föroreningarnas utbredning fanns det i vissa fall ytterligare en bedömning som gjorts inför saneringen av objektet. Ibland skilde sig dessa "sena bedömningar" avsevärt från de tidiga bedömningarna för samma objekt, vilket bara understryker svårigheterna med att göra bedömningarna korrekt (bilaga, tabell I). Denna utvärdering utgår i första hand från de tidiga bedömningarna, i de fall sådana finns. Hade jag istället utvärderat de sena bedömningarna för samtliga objekt, hade storleken i felet ändrats något för fyra objekt. Det relativa felet ändrades dock inte så mycket att detta påverkade om bedömningarna låg inom eller utanför toleransgränsen. Inte heller framträdde några nya samband med testade faktorer som kunde förklara varför vissa objekt fick en större felbedömning.

Slutligen, har denna studie endast utvärderat projekt där förorenade massor har schaktats bort. Eventuella objekt där man inte behövde schakta bort några förorenade massor, trots att man hade förväntat sig detta utifrån resultatet vid markundersökningen, faller bort ur studien.

6. Slutsats

Denna studie har visat att bedömningar av föroreningars utbredning i mark vid nedlagda bensinstationer blir osäkra då de baserar sig på översiktliga miljötekniska markundersökningar (ÖMM) genom riktad provtagning. För en tredjedel av de studerade fallen låg felet i bedömningen inom den antagna toleransgränsen, och i de flesta fall underskattades föroreningarnas utbredning. Detta visar att man vid bedömningarna bör utgå ifrån att mängden förorenade massor i marken är större än vad man tror. Det är dessutom bättre att överskatta mängden något än att underskatta den.

Ju större föroreningarnas verkliga utbredning är inom ett objekt, samt ju fler cisterner som funnits inom objektet under verksamhetens drift, desto svårare blir det att med en ÖMM bedöma föroreningarnas utbredning på platsen. Därutöver fanns det i denna studie ingen enskild faktor som hade en dominerande inverkan på säkerheten i bedömningarna av mängden förorenade massor. Ett problem som förekom vid en fjärdedel av markundersökningarna var att provtagningen i vissa enskilda punkter inte gav entydiga eller representativa resultat. Andra problem var hindrad provtagning och osäkerheter i lokaliseringen av punktkällor.

Bedömningar av föroreningars utbredning skulle kunna förbättras genom att antalet potentiella punktkällor samt observationer gjorda i fält ges en ännu större betydelse. I vissa fall skulle även förbättrad provhantering och ett ökat antal prover som analyseras i laboratorium ge en större säkerhet i bedömningarna. Så länge dessa förbättringar inte görs kommer tillägg av enstaka provtagningspunkter sannolikt inte att påverka säkerheten i bedömningarna, utan det krävs ett större antal punkter för detta. Exakt hur många punkter som krävs för att säkert avgränsa en separat föroreningsansamling går inte att förutsäga, eftersom det beror på föroreningens utbredning.

För att öka förståelsen för de osäkerheter som följer med bedömningar av föroreningars utbredning bör osäkerheterna redovisas så transparent som möjligt vid rapporteringen av miljötekniska markundersökningar. Det är även viktigt att i planeringen av en undersökning överväga vilken datakvalitet som krävs för att uppnå syftet med undersökningen, samt vilka konsekvenser en felaktig bedömning kan få.

Referenser

Atkins, P. W. & Jones, L. L. 2008. *Chemical principles. The quest for insight*. Fourth edition. W. H. Freeman and Company. New York.

Crumbling, D. M. 2004. Summary of the Triad approach. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.

Ellervik, U. & Sterner, O. *Organisk kemi*. Andra upplagan. Studentlitteratur. Pozkal. Polen.

Environment Agency. 2003. An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface. R&D Publication 133. Storbritannien.

Gilbert, R. O. 1987. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. Pacific Northwest Laboratory. Van Nostrand Reinhold. New York.

IMM. 2011a. Bensen. IMM Institutet för miljömedicin. Karolinska Institutet.
[<http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?d=39033&a=5708&l=sv>] Hämtat 2013-03-17

IMM. 2011b. Bly. IMM Institutet för miljömedicin. Karolinska Institutet.
[<http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?a=5724&d=39033&l=sv>] Hämtat 2013-02-19

Kemikalieinspektionen. 2011. Polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Prioriteringsguiden – PRIO. [<http://www2.kemi.se/templates/PRIOframes.aspx?id=4045&gotopage=4101>] Hämtat 2013-02-19

Miljömålsportalen. 2012. Giftfri miljö. Förorenade områden. [<http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=56&pl=1>] Hämtat 2013-02-19

Naturvårdsverket. 1994. Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del 1: Strategi. Rapport 4310.

Naturvårdsverket. 1996. Rätt datakvalitet. Vägledning i kvalitetssäkring vid miljötekniska undersökningar. Rapport 4667.

Naturvårdsverket. 2009a. Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas. Rapport 5894.

Naturvårdsverket. 2009b. Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord. Rapport 5932.

Naturvårdsverket. 2009c. Provtagningsstrategier för förorenad jord. Rapport 5888.

Naturvårdsverket. 2009d. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

Naturvårdsverket. 2012. Efterbehandlingsansvar. En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis. Rapport 6501.

Naturvårdsverket. 2013. Precisering av Giftfri miljö. [<http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Giftfri-miljo/Precisering-av-Giftfri-miljo/>] Hämtat 2013-02-19

Petsonk, A. & Wik, O. 2009. Erfarenhetsutvärdering av svenska provtagningar. Delrapport till projektet: Inventering av provtagningsstrategier för jord, grundvatten och porgas. Naturvårdsverket.

Proposition 1997/98:145. Svenska miljömål – miljöpolitik för ett hållbart Sverige. Regeringens proposition, 7 maj 1998.

Rijal, M. L., Porsch, K., Appel, E. & Kappler, A. 2012. Magnetic signature of hydrocarbon-contaminated soils and sediments at the former oil field Hänigsen, Germany. - *Studia geophysica et geodaetica*. 56: 889-908.

RIVM. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701 025. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven, Nederländerna.

SGF. 2011. Hantering och analys av prover från förorenade områden. Osäkerheter och felkällor. Svenska Geotekniska Föreningen. Rapport 3:2011.

SPI. 2011. SPI rekommendation. Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar. Svenska Petroleum Institutet, SPI.

SPIMFAB. 2013. SPIMFAB - SPI Miljösaneringsfond AB. [www.spimfab.se]
Hämtat 2013-02-19

Squire, S., Ramsey, M. H. & Gardner, M. J. 2000a. Collaborative trial in sampling for the spatial delineation of contamination and the estimation of uncertainty. - *The Analyst*. 125: 2026-2031.

Squire, S., Ramsey, M. H., Gardner, M. J. & Lister, D. 2000b. Sampling proficiency test for the estimation of uncertainty in the spatial delineation of contamination. - *The Analyst*. 125: 139-145.

Trafikverket. 2011. TRV Geo, Trafikverkets tekniska krav för geokonstruktioner. Publikation 2011:047.

Tyréns AB. 2012. Efterbehandlingsrapport, bensenförorenat område inom etapp 1, Kristianstads Nya Galleria. Slutrapport, 11 december 2012.

US EPA. 1995. Superfund program. Representative sampling guidance. Volume 1: Soil. EPA 540/R-95/141. Office of Solid Waste and Emergency Response, U. S. Environmental Protection Agency. Washington DC.

US EPA. 2012. Methyl tertiary butyl ether. Drinking water. US. Environmental Protection Agency. [<http://www.epa.gov/mtbe/water.htm>] Hämtat 2013-03-17

VSP Development Team. 2013. Visual Sample Plan: A tool for design and analysis of environmental sampling. Version 6.3. Pacific Northwest National Laboratory. Richland, WA. [<http://vsp.pnnl.gov>] Hämtat 2013-02-19

Walker, C.H., Hopkin, S.P., Sibly, R.M. & Peakall, D.B. 2006. *Principles of ecotoxicology*. Third edition. CRC Taylor & Francis. Boca Raton, Florida.

Bilaga

Tabell A. Bensinstationernas drifttid samt markförhållanden och grundvattennivå som observerats vid de 39 studerade markundersökningarna. I de fall där ingen grundvattennivå finns angiven påträffades inget grundvatten vid markundersökningen. Objekten är sorterade efter det relativa felet av bedömd mängd förorenade massor, där de två sista objekten dock saknade en mängdbedömning.

Objekt	Anläggningens drifttid	Markförhållanden	Grundvattennivå (m u my)
14-4020	Osäkert (fram till 1974)	Fyllning (0,05-2 m grusig siltig sand) följt av sand och lera	1,6
10-1967	Osäkert (fram till 1972)	Fyllning (0,5-1,5 m grusig siltig sand/morän) följt av sandmorän	2,7
12-2205	Ca 20 år (1954 till mitten av 1970-talet)	Fyllning (0,8-2,0 m sandig/grusig lera/silt) följt av lera och siltig lera med siltskikt	2,0
10-2031	Ingen info	Fyllning (0,05-1 m siltig grusig sand) följt av grusig sand	-
12-2199	20 år (1960-1980)	Fyllning (1-3,3 m grusig sand) följt av torrskorpele	1,0 - 1,5
14-4027	Ca 60 år (Drivmedel från 1930-talet till 1970-talet. Eldningsolja fram till ca 1991)	Främst grusig sand underlagrat av siltig lera	-
12-4014	Osäkert (fram till 1971)	Fyllning (1,5-2,0 m sand med inslag av grus och silt) följt av lera och morän	1,3
12-3080	Osäkert (fram till 1972)	Fyllning (0,5-2 m siltig grusig sand) följt av siltig sandmorän	2,0
10-1809	Ca 30 år (ca 1957-1986)	Fyllning (0,5-1,3 m sand, lermorän, mull, tegel, aska) följt av lermorän	1,5
14-1943	Ca 20 år (1940/50-tal till ca 1970)	Grusig sand underlagrad av siltig sand	-
15-1951	Osäkert (fram till början av 1970-talet)	Grusig sand underlagrad av sandig silt	1,2
10-4151	Osäkert (fram till 1993)	Fyllning (2,9 m sand, grus, sten, lite mull och lera, betong och tegel) underlagrad av sandig lermorän	1,5
10-1591	Osäkert (fram till slutet av 1980-talet)	Fyllning (0,2-3 m sand, grus, silt och mull med inslag av kalk, betong och tegel) följt av växellagrad sand, silt och lera	2,7
10-2034	Osäkert (fram till 1973)	Fyllning (0,5-2 m siltig grusig sand) följt av silt och sand	4,0
11-3747	Osäkert (fram till 1975)	Fyllning (0,5-2 m grusig sand) följt av siltig sandmorän	3,0
12-1611	Ca 20 år (Slutet av 1940-talet till ca 1970)	Fyllning (1-2,2 m sand, grus och sten samt lite mull och silt) följt av morän eller sand	2,5 - 4,0
11-3992	Ingen info	Fyllning (0,4-1 m sand och grus) följt av lera med inslag av sand och silt och underliggande morän ned till berggrunden på ca 4 m djup	3,5
12-1608	Ca 50 år (Början av 1930-talet till ca 1980)	Fyllning (0,2-1,25 m sand, lera, mull, grus, sten, trä, tegel) följt av lera, följt av lermorän	4,7
15-4018	Ca 40 år (40/50-talet till slutet av 1980-talet)	Grusig sand underlagrad av siltig sand	1,0

Objekt	Anläggningens drifttid	Markförhållanden	Grundvattennivå (m u my)
11-1810	Ca 60 år (ca 1920-1982)	Fyllning (0,5-2,0 m sand, grus, lera, tegel) underlagrat av lera följt av lermorän.	1,3
10-2030	Osäkert (fram till 1971)	Fastigheten ligger på en ås. Från stenig grusig sand till siltig grusig sand	1,48
15-4087	Ca 20 år (Mitten av 1970-talet till 1994)	Sand och silt överlagrat av sten, grus, sand och silt	1,8
14-0053	Ca 14 år (1969 till ca 1983)	Fyllning (2-4 m grus, sand, lera, trärester, tegel, sopor) följt av gyttja och i en punkt siltig lera	0,9-1,6
14-1933	Minst 35 år (åtminstone 1950-talet fram till 1985)	Fyllning (grusig sand) följt av berggrund på mkt varierande djup	-
13-0153	Ca 35 år (Början av 1950-talet till ca 1988)	Fyllning (ca 1m sten, grus, sand samt en del tegel och glas) följt av grusig sand (ca 1 m) följt av sandig morän	2,7 - 3,0
12-3088	Osäkert (fram till 1972)	Fyllning (0,5-1 m siltig, grusig sand) följt av grusig sand eller sandig silt	2,0
13-0927	Ingen info	Fyllning (0,5-2 m grusig sand) följt av siltig sand/finsand underlagrat av sandig/siltig morän ned till berggrunden	-
12-0049	Ca 30 år (Tidigt 1950-tal till tidigt 1980-tal)	Fyllning (0,5-2 m sand, grus, lera, tegel och lite aska) följt av silt, siltig lera och siltig sand	1,6 - 2,1
11-0947	20 år (1972-1992)	Fyllning (0,05-2 m grusig sand) följt av siltig sandmorän	3,0
12-3292	Osäkert (fram till slutet av 1970-talet)	Fyllning (0,6-1,0 m morän, sand och grus) följt av sandig morän	0,7
12-3066	Osäkert (fram till 1969)	Fyllning (0,5-2,5 m grusig sand) följt av sandig silt eller siltig sandmorän	2,0
12-3084	Osäkert (fram till 1978)	Fyllning (1,5-2,5 m siltig grusig sand) följt av gyttjig lerig silt	4,0
13-2515	10-20 år (1950-talet till år 1970)	Fyllning (0,5-2 m stenig grusig sand med inslag av tegel) följt av lera eller sand	-
15-1934	Ca 30 år (50/60-talet till slutet av 80-talet)	Grusig sand underlagrad av sandig silt	2,4
14-4019	Osäkert (fram till 1973)	Fyllning (0,05-2,0 m grusig siltig sand) följt av sand och siltig lera	2,7
12-3234	Ca 35 år (Början av 1940-talet till 1975)	Fyllning (1-1,45 m sand, grus, lera och silt samt inslag av tegel, aska och mull) underlagrad av lera följt av lermorän och silt	0,85
10-2029	Ca 30 år (från 1960-talet till 1992)	Fyllning (0,5-2,5 m grusig siltig sand) följt av siltig sand och silt	5,0
13-2272	5 år (1967-1972)	Grusig eller siltig sand	1,8 - 2,5
13-2273	40 år (1930-1971)	Fyllning (2-4m grusig sand) följt av siltig morän	-

Tabell B. Allmän information om de 39 studerade SPIMFAB-objekten. Markanvändningen anges som KM (känslig markanvändning) eller MKM (mindre känslig markanvändning). Objekten är sorterade efter det relativa felet av bedömd mängd förorenade massor, där de två sista objekten dock saknade en mängdbedömning. För objekt markerade med asterisk (*) gjordes en bedömning av mängden förorenade massor redan i markundersökningsrapporten.

Objekt	Region inom Tyréns AB	Kommun	Ort	Markanvändning
14-4020	Väst	Ulricehamn	Hökerum	KM
10-1967	Nord	Sorsele	Tväråträsk	KM
12-2205	Öst	Töreboda	Töreboda	MKM
10-2031	Nord	Sorsele	Garnäs	KM
12-2199	Öst	Töreboda	Töreboda	MKM
*14-4027	Väst	Ulricehamn	Ulricehamn	MKM
12-4014	Öst	Töreboda	Vassbacken	KM
12-3080	Nord	Örnsköldsvik	Banafjäl	KM
10-1809	Syd	Helsingborg	Vallåkra	KM
14-1943	Väst	Ulricehamn	Strängsered	KM
*15-1951	Väst	Ulricehamn	Götåkra	MKM
10-4151	Syd	Helsingborg	Vallåkra	KM
10-1591	Syd	Ängelholm	Ängelholm	MKM
10-2034	Nord	Sorsele	Blattnicksele	KM
11-3747	Nord	Skellefteå	Jörn	MKM
12-1611	Syd	Ängelholm	Hjärnarp	KM
11-3992	Öst	Strängnäs	Åkers Styckebruk	KM
12-1608	Syd	Ängelholm	Vejbystrand	MKM
*15-4018	Väst	Ulricehamn	Öjelunda	KM
11-1810	Syd	Helsingborg	Helsingborg	KM
10-2030	Nord	Sorsele	Garnäs	KM
*15-4087	Väst	Tranemo	Grebbaslätt	KM
*14-0053	Syd	Kristianstad	Kristianstad	MKM
14-1933	Väst	Ulricehamn	Strängsered	KM
*13-0153	Syd	Kristianstad	Linderöd	MKM
12-3088	Nord	Örnsköldsvik	Banafjäl	KM
13-0927	Öst	Nässjö	Nässjö	KM
*12-0049	Syd	Kristianstad	Kristianstad	MKM
11-0947	Nord	Skellefteå	Jörn	MKM
*12-3292	Syd	Osby	Lönsboda	MKM
12-3066	Nord	Örnsköldsvik	Dombäck	KM
12-3084	Nord	Örnsköldsvik	Husum	MKM
13-2515	Syd	Bromölla	Näsum	KM
15-1934	Väst	Ulricehamn	Vegby	MKM
*14-4019	Väst	Ulricehamn	Ulricehamn	MKM
*12-3234	Syd	Ängelholm	Vejbystrand	KM
*10-2029	Nord	Sorsele	Sorsele	MKM
13-2272	Öst	Eksjö	Eksjö	KM
13-2273	Öst	Eksjö	Eksjö	KM

Tabell C. Data över antalet cisterner för respektive objekt, samt användandet av metalldetektor. "Antal cisterner i verksamheten" innefattar både över- och underjordiska cisterner som funnits inom bensinstationerna under verksamheternas drift. "Påträffat" respektive "förväntat antal cisterner vid saneringen" innefattar endast cisterner som påträffats eller förväntats ligga kvar i marken. Objekten är sorterade efter det relativa felet av bedömd mängd förorenade massor, där de två sista objekten dock saknade en mängdbedömning.

Objekt	Antal cisterner i verksamheten	Påträffat antal cisterner vid sanering	Förväntat antal cisterner vid sanering	Felet i det förväntade antalet cisterner	Metalldetektor använd
14-4020	ingen info	0	3	3	ja
10-1967	3	0	0	0	nej
12-2205	4	0	0	0	nej
10-2031	2	2	2	0	nej
12-2199	5	4	4	0	nej
14-4027	3	3	3	0	ja
12-4014	ingen info	1	0	-1	markradar
12-3080	1	0	0	0	nej
10-1809	3	3	0	-3	ja
14-1943	2	0	0	0	nej
15-1951	2	2	2	0	ja
10-4151	2	0	0	0	nej
10-1591	6	4	4	0	nej
10-2034	2	2	2	0	nej
11-3747	3	0	0	0	nej
12-1611	3	2	2	0	ja
11-3992	2	2	2	0	nej
12-1608	1	2	1	-1	ja
15-4018	2	1	1	0	ja
11-1810	1	0	1	1	ja
10-2030	2	1	2	1	nej
15-4087	3	0	0	0	nej
14-0053	3	3	3	0	ja
14-1933	3	0	0	0	ja
13-0153	5	3	3	0	ja
12-3088	1	1	1	0	nej
13-0927	3	0	0	0	nej
12-0049	6	1	0	-1	ja
11-0947	9	2	2	0	nej
12-3292	1	1	1	0	ja
12-3066	3	3	3	0	nej
12-3084	1	1	1	0	nej
13-2515	ingen info	2	1	-1	ja
15-1934	2	3	2	-1	ja
14-4019	4	1	4	3	ja
12-3234	2	2	2	0	ja
10-2029	7	8	6	-2	nej
13-2272	2	1	1	0	nej
13-2273	5	1	3	2	ja

Tabell D. Föroreningar i markprover. Kryssen (x) markerar vilka föroreningar som överskred det antagna riktvärdet i ett eller flera jordprover som skickats till miljölaboratorium för analys. Alifater och aromater indelas i två olika grupper vardera, beroende på antalet kolatomer som ingår i de olika molekylerna. Även PAH indelas efter molekylvikt, där de tyngre fraktionerna (PAH-M och PAH-H) räknas som cancerframkallande, och de lättare fraktionerna (PAH-L) räknas till övriga PAH. Objekten är sorterade efter det relativa felet av bedömd mängd förorenade massor, där de två sista objekten dock saknade en mängdbedömning.

Objekt	Alifater (>C5-C16)	Alifater (>C16-C35)	Aromater (>C8-C10)	Aromater (>C10-C16)	Bensen	TEX (toluen, etylbensen, xylen)	Cancerogena PAH (PAH-M och PAH-H)	Övriga PAH (PAH-L)	Bly
14-4020		x		x					
10-1967				x			x	x	
12-2205			x	x		x			
10-2031									x
12-2199				x					
14-4027	x	x	x	x					
12-4014	x	x	x						
12-3080	x		x		x	x			
10-1809			x		x	x		x	
14-1943	x	x	x	x			x	x	
15-1951			x	x				x	
10-4151							x		
10-1591			x	x	x	x			
10-2034	x	x					x		
11-3747		x							x
12-1611			x	x		x		x	
11-3992	x		x			x			
12-1608	x		x		x				
15-4018		x		x					
11-1810			x			x			
10-2030		x							
15-4087	x	x	x	x	x	x		x	
14-0053									
14-1933	x	x		x					
13-0153		x							
12-3088	x	x	x	x					x
13-0927	x		x	x					
12-0049			x		x	x			
11-0947	x		x	x		x			
12-3292	x		x	x	x	x		x	
12-3066			x				x		
12-3084	x		x	x	x	x		x	
13-2515									
15-1934									
14-4019									
12-3234									
10-2029									
13-2272									
13-2273	x		x				x	x	

Tabell E. Föreningar i grundvattenprover. Kryssen (x) markerar vilka föreningar som överskred antagna riktvärdet i ett eller flera grundvattenprover som skickats till miljölaboratorium för analys. Alifater och aromater indelas i två olika grupper vardera, beroende på antalet kolatomer som ingår i de olika molekylerna. Även PAH indelas efter molekylvikt, där de tyngre fraktionerna (PAH-M och PAH-H) räknas som cancerframkallande, och de lättare fraktionerna (PAH-L) räknas till övriga PAH. Objekten är sorterade efter det relativa felet av bedömd mängd förorenade massor, där de två sista objekten dock saknade en mängdbedömning.

Objekt	Alifater (>C5-C12)	Alifater (>C12-C35)	Aromater (>C8-C10)	Aromater (>C10-C16)	Bensen	Toluen	Etylbensen	Xylen	Cancerogena PAH (PAH-M och PAH-H)	Övriga PAH (PAH-L)	Bly	Förening i grundvattenrör
14-4020												Ja (oljefilm + lukt)
10-1967		x										Ja
12-2205	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	Ja
10-2031												Inget grundvatten
12-2199												Nej
14-4027												Inget grundvatten
12-4014												Nej
12-3080	x		x									Ja
10-1809			x		x	x	x			x		Ja
14-1943												Inget grundvatten
15-1951												Nej
10-4151									x			Ja
10-1591			x		x							Ja
10-2034												Nej
11-3747												Nej
12-1611												Nej
11-3992	x		x	x	x			x		x		Ja
12-1608			x		x							Ja
15-4018												Nej
11-1810			x		x					x	x	Ja
10-2030												Nej
15-4087												Nej
14-0053												Nej
14-1933												Inget grundvatten
13-0153											x	Ja
12-3088		x										Ja
13-0927												Inget grundvatten
12-0049			x					x		x	x	Ja
11-0947												Nej
12-3292	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	Ja
12-3066												Ja (oljefilm + lukt)
12-3084												Nej
13-2515												Inget grundvatten
15-1934												Nej
14-4019												Ja (oljefilm + lukt)
12-3234												Nej
10-2029												Nej
13-2272	x	x										Ja
13-2273												Inget grundvatten

Tabell F. Sanerade mängder och ytor, samt kvarlämnade restföroreningar. De schaktade ytorna har mätts upp på de ritningar som bifogats åtgärdsrapporterna för respektive objekt. Objekten är sorterade efter det relativa felet av bedömd mängd förorenade massor, där de två sista objekten dock saknade en mängdbedömning.

Objekt	Bortschaktad mängd förorenade massor (ton)	Schaktad yta (m ²)	Kvarlämnade restföroreningar
14-4020	25	12	ja, i botten av schaktet
10-1967	27	25	ja, en mindre mängd
12-2205	88	40	ja, en liten mängd under byggnad
10-2031	12	50	nej
12-2199	47	ingen info	nej
14-4027	31	10	nej
12-4014	96	Ingen info	nej
12-3080	49	skalan osäker	ja, ca 1-3 m ³ intill huset
10-1809	464	skalan osäker	ja, ca 6 m ³
14-1943	149	120	ja, ej avgränsat
15-1951	97	70	ja, max 2 m ³
10-4151	99	skalan osäker	ja, ej mer än 5-10 m ³ , låga halter
10-1591	309	skalan osäker	ja, ca 1 m ³
10-2034	138	65	nej
11-3747	22	skalan osäker	ja, i alla schaktväggar (förorening från fyllnadsmaterialet)
12-1611	238	100	nej
11-3992	618	145	ja, under byggnaden
12-1608	468	83	ja, ca 9-10 m ³
15-4018	88	46	nej
11-1810	105	skalan osäker	ja, ca 1-2 ton
10-2030	39	170 (varav ca 12 m ² förorenad yta)	nej
15-4087	100	56	Ja, max 2 m ³
14-0053	561	100	nej
14-1933	143	116	ja, en mindre mängd under vägen
13-0153	700	295	nej
12-3088	73	skalan osäker	nej
13-0927	195	72	nej
12-0049	1551	850	Ja, ca 58-92 m ³
11-0947	731	skalan osäker	nej
12-3292	325	150	ja, ca 6 m ³ under gatan
12-3066	93	skalan osäker	nej
12-3084	244	skalan osäker	ja, en mindre mängd med låga halter
13-2515	250	132 (varav ca 72 m ² förorenad yta)	ja, max 1 m ³
15-1934	35	48 (varav ca 5 m ² förorenad yta)	nej
14-4019	147	70	nej
12-3234	148	44	nej
10-2029	485	215	nej
13-2272	75	skalan osäker	nej
13-2273	326	216	ja, intill husväggen

Tabell G. Antal provtagningspunkter vid markundersökningen, samt antal prover som skickats till miljölaboratorium för analys för samtliga 39 studerade objekt. Objekten är sorterade efter det relativa felet av bedömd mängd förorenade massor, där de två sista objekten dock saknade en mängdbedömning.

Objekt	Antal provtagningspunkter	Jordprover till laboratorium	Grundvattenprover till laboratorium	Totalt antal prover till laboratorium	Provtagningspunkter per cistern som funnits i verksamheten
14-4020	5	3	1	4	ingen info
10-1967	6	4	1	5	2,0
12-2205	5	3	1	4	1,3
10-2031	5	5	0	5	2,5
12-2199	4	2	1	3	0,8
14-4027	7	3	0	3	2,3
12-4014	5	4	1	5	ingen info
12-3080	6	6	2	8	6,0
10-1809	4	5	2	7	1,3
14-1943	6	3	0	3	3,0
15-1951	10	4	1	5	5,0
10-4151	5	4	3	7	2,5
10-1591	6	4	3	7	1,0
10-2034	6	5	2	7	3,0
11-3747	5	5	2	7	1,7
12-1611	8	7	2	9	2,7
11-3992	5	4	1	5	2,5
12-1608	8	7	4	11	8,0
15-4018	9	4	1	5	4,5
11-1810	4	5	2	7	4,0
10-2030	5	4	1	5	2,5
15-4087	10	4	1	5	3,3
14-0053	6	9	2	11	2,0
14-1933	11	5	0	5	3,7
13-0153	10	7	2	9	2,0
12-3088	5	5	1	6	5,0
13-0927	7	4	0	4	2,3
12-0049	6	6	3	9	1,0
11-0947	6	6	2	8	0,7
12-3292	4	5	2	7	4,0
12-3066	5	5	1	6	1,7
12-3084	4	3	2	5	4,0
13-2515	6	6	0	6	ingen info
15-1934	6	3	1	4	3,0
14-4019	5	3	1	4	1,3
12-3234	6	5	2	7	3,0
10-2029	8	7	1	8	1,1
13-2272	4	2	1	3	2,0
13-2273	7	3	0	3	1,4

Tabell H. Bedömda respektive bortschaktade mängder förorenade massor, samt felet i bedömningarna. Objekten är sorterade efter det relativa felet av bedömd mängd, där de två sista objekten dock saknade en mängdbedömning. För de objekt där det gjorts två olika mängdbedömningar som inte stämmer överens, visar denna tabell endast de bedömda mängderna i markundersökningsrapporterna (jämför med tabell I).

Objekt	Bedömd mängd (ton)	Bortschaktad mängd (ton)	Felet i bedömd mängd (ton)	Relativt fel av bortschaktad mängd (%)	Relativt fel av bedömd mängd (%)
14-4020	126	25	101	403	-80
10-1967	100	27	73	270	-73
12-2205	255	88	167	190	-65
10-2031	30	12	18	150	-60
12-2199	85	47	38	81	-45
14-4027	51	31	20	65	-39
12-4014	102	96	6	6	-6
12-3080	51	49	2	4	-4
10-1809	425	464	-39	-8	9
14-1943	136	149	-13	-9	10
15-1951	85	97	-12	-12	14
10-4151	85	99	-14	-14	16
10-1591	255	309	-54	-17	21
10-2034	110	138	-28	-20	25
11-3747	17	22	-5	-23	29
12-1611	175	238	-63	-26	36
11-3992	425	618	-193	-31	45
12-1608	300	468	-168	-36	56
15-4018	51	88	-37	-42	73
11-1810	60	105	-46	-43	76
10-2030	21	39	-18	-46	86
15-4087	51	100	-49	-49	96
14-0053	240	561	-321	-57	134
14-1933	54	143	-89	-62	163
13-0153	250	700	-450	-64	180
12-3088	26	73	-48	-65	186
13-0927	68	195	-127	-65	187
12-0049	510	1551	-1041	-67	204
11-0947	170	731	-561	-77	330
12-3292	68	325	-257	-79	378
12-3066	17	93	-76	-82	447
12-3084	43	244	-202	-83	474
13-2515	20	250	-230	-92	1150
15-1934	0	35	-35	-100	-
14-4019	0	147	-147	-100	-
12-3234	0	148	-148	-100	-
10-2029	0	485	-485	-100	-
13-2272	-	75	-	-	-
13-2273	-	326	-	-	-

Tabell I. Tidiga respektive sena bedömningar av föroreningsituationen inom de studerade objekten. För de 11 översta objekten markerade med asterisk (*) gjordes en bedömning av mängden förorenade massor redan i markundersökningsrapporten, det vill säga en tidig bedömning. För fyra av dessa objekt är det stora skillnader mellan tidig och sen mängdbedömning (celler markerade i rosa).

Objekt	Tidig bedömning			Sen bedömning		
	Volym (m ³)	Massa (ton)	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Massa (ton)	Yta (m ²)
*10-2029	0	0	0	0	0	-
*12-0049	300	510	120	294	500	-
*12-3234	0	0	0	0	0	-
*12-3292	40	68	15	41	70	-
*13-0153	147	250	84	235	400	-
*14-0053	141	240	-	12	20	-
*14-4019	0	0	0	0	0	-
*14-4027	30	51	-	25	43	25
*15-1951	50	85	-	40	68	25
*15-4018	30	51	20	30	51	30
*15-4087	30	51	20	30	51	-
10-1591	-	-	-	150	255	-
10-1809	-	-	-	250	425	-
10-1967	-	-	-	59	100	150
10-2030	-	-	-	12	21	50
10-2031	-	-	-	18	30	70
10-2034	-	-	-	65	110	70
10-4151	-	-	-	50	85	-
11-0947	-	-	-	100	170	50
11-1810	-	-	-	35	60	-
11-3747	-	-	-	10	17	5
11-3992	-	-	140	250	425	100
12-1608	-	-	55	176	300	-
12-1611	-	-	60	103	175	-
12-2199	-	-	-	50	85	100
12-2205	-	-	94	150	255	100
12-3066	-	-	-	10	17	-
12-3080	-	-	-	30	51	-
12-3084	-	-	-	25	43	-
12-3088	-	-	-	15	26	-
12-4014	-	-	-	60	102	50
13-0927	-	-	60	40	68	60
13-2272	-	-	-	-	-	16
13-2273	-	-	-	-	-	25
13-2515	-	-	-	12	20	-
14-1933	-	-	-	32	54	32
14-1943	-	-	-	80	136	40
14-4020	-	-	-	74	126	49
15-1934	-	-	-	0	0	-



LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning

Centrum för miljö- och
klimatforskning

Ekologihuset

223 62 Lund