



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Rapport 2:2011

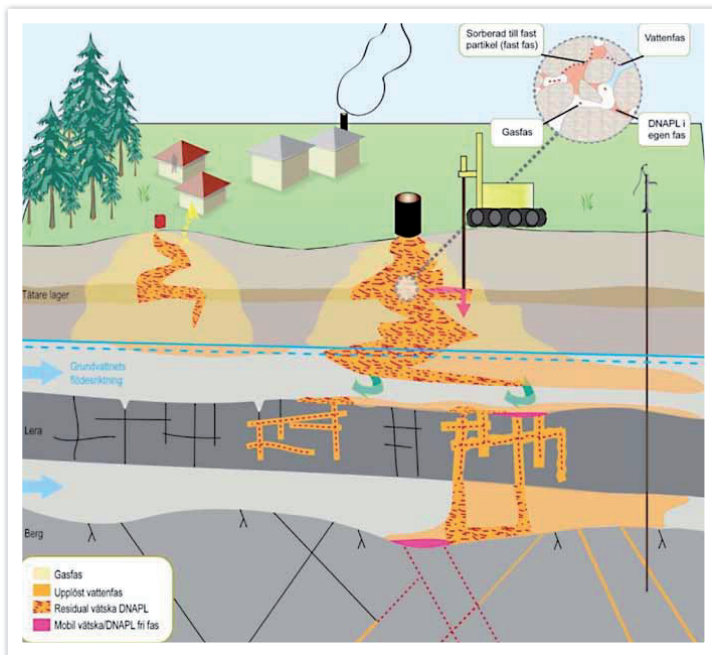
Klorerade lösningsmedel i mark och grundvatten

– Att tänka på inför provtagning
och upphandling



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Rapport 2:2011



Klorerade lösningsmedel i mark och grundvatten

– Att tänka på inför provtagning och upphandling

Göteborg 2012

SGF Rapport	Svenska Geotekniska Föreningen C/O Arokad PLEJADGATAN 3 417 57 Göteborg E-post: info@sgf.net
Beställning	Statens geotekniska institut Biblioteket Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se
ISSN	1103-7237
ISRN	SGF-R-11/2-SE
Layout	7an Mediapartner
Upplaga	Digital utgåva
Tryckeri	sgf.net

Förord

Klorerade lösningsmedel har sedan 1930-talet använts i stor omfattning inom svensk industri. Lösningsmedlens egenskaper och uppträdande i mark har visat att konventionella angreppssätt och undersökningsstrategier haft svårt att besvara de frågor undersökningarna haft som mål. Svårigheten att karakterisera områden förorenade med klorerade lösningsmedel kombinerat med ett stort antal förorenade objekt har utgjort incitament för att ta fram en skrift, med samlade erfarenheter från de senaste 5-10 årens gemensamma arbete i Sverige inom undersökning av klorerade lösningsmedel.

Rapporten riktar sig till handläggare på kommuner och länsstyrelser som handlägger ärenden där klorerade lösningsmedel är aktuella, men riktar sig även till verksamhetsutövare som planerar och genomför undersökningar av dessa ämnen.

Fredric Engelke (Structor Miljö Göteborg AB) och Lena Torin (Golder Associates AB) har, med stöd av Peter Englov, Niklas Törneman (SWECO Environment AB) och Helena Branzén (SGI), författat rapporten. Lennart Larsson (SGI) har granskat rapportens tekniska innehåll och Klas Arnerdal (SGU) har bidragit med värdefulla synpunkter. En referensgrupp har beretts möjlighet att kommentera arbetet.

Projektet har finansierats av Svenska Geotekniska Föreningen (SGF), Naturvårdsverket (NV) och ingående projektmedlemmar.

Stort tack till alla deltagare för era insatser!

SGF 2011

Följande instanser har ingått i referensgruppen:

Naturvårdsverket, SWECO Environment AB, Sveriges Geologiska Undersökning, Electrolux, Länsstyrelsen i Skåne, Länsstyrelsen i Östergötland, Tvätteriförbundet, Geosigma samt Värnamo kommun.

Ytterligare personer/instanser har beretts möjlighet att kommentera arbetet.

Innehåll

Läsanvisning.....	8
1. Inledning	9
2. Klorerade lösningsmedels spridning i mark och grundvatten	11
3. Vilka hälsorisker kan klorerade lösningsmedel i mark medföra?.....	15
4. Mål och syften med en undersökning.....	17
5. Undersökningsstrategi.....	19
6. Provtagningsmedier och metoder.....	25
7. Provtagningsplan.....	33
8. Råd vid planering och upphandling	35
9. Referenser och fördjupningsrapporter	39

Läsanvisning

I rapportens **kapitel 1** ges en bakgrund till användningen av klorerade lösningsmedel och varför de som förorening utgör ett problem.

I kapitel 2 beskrivs egenskaperna hos klorerade lösningsmedel, hur de uppträder i mark och vad som avses med källområde och plym i samband med föroreningsutbredning. Vidare diskuteras exponering och övriga källor.

I Kapitel 3 tas hälsoaspekter upp, viktiga exponeringsvägar, skyddsåtgärder och bakgrundshalter.

I kapitel 4 diskuteras vad som kan vara lämpliga målsättningar med en undersökning och hur dessa mål kan formuleras.

I kapitel 5 beskrivs strategier som kan användas för att besvara olika målformuleringar. Kapitlet ger en uppfattning om vilka undersökningsmedier som bör övervägas och vilka frågor de olika provtagningarna bör kunna besvara.

I kapitel 6 redovisas några provtagningsmetoder som används för provtagning av klorerade lösningsmedel.

I kapitel 7 talas kort om provtagningsplaner och vad som kan vara speciellt med avseende på klorerade lösningsmedel.

I kapitel 8 ges avslutningsvis tips och råd om vad som är viktigt att tänka igenom inför en upphandling av en teknisk konsult för genomförande av undersökningar av klorerade lösningsmedel.

Sist i rapporten lämnas en litteraturlista med hänvisningar till ett antal olika rapporter som möjliggör mer ingående studier av undersökning och sanering av klorerade lösningsmedel.

1. Inledning

Vad är klorerade lösningsmedel och varför kan de bli ett sådant stort problem?

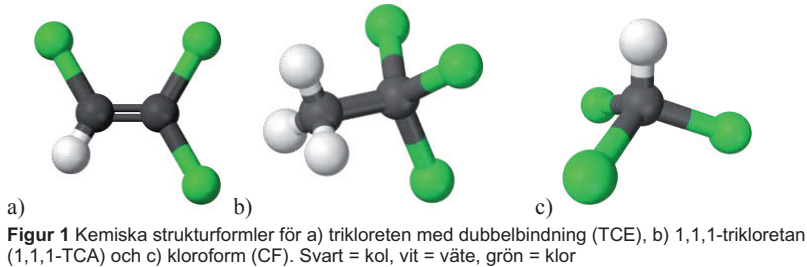
Klorerade lösningsmedel har använts i stor omfattning och används i viss mån fortfarande i olika verksamheter. Välkända och stora förbrukare har varit kemtvättar och verkstadsindustrier med ytbehandling. I tabell 1 visas de vanligaste klorerade lösningsmedel som använts samt typiska användningsområden. Trikloretan har varit det absolut vanligaste lösningsmedlet som använts i svensk industri medan tetrakloretan har dominerat vid kemtvättar.

Tabell 1 Sammanställning över klorerade lösningsmedel som använts i Sverige (NV rapport 5663)

Benämning	Synonymer/förkortningar	Huvudsaklig användning
Tetrakloretan	Per, perkloretylen, PCE	Kemtvätt
Trikloretan	Tri, trikloretylen, TCE	Metallavfettning, tidig kemtvätt
1,1,1-Trikloretan	1,1,1-metylkloroform, TCA	Metallavfettning, lim mm.
Tetraklormetan	Koltetraklorid, tetra, perklorometan	Lösnings- och extraktionsmedel, klorstillverkning
Triklormetan	Kloroform	Lösnings- och extraktionsmedel, laboratoriekemikalie
Diklormetan	Metylenklorid	Färgindustri, läkemedelstillverkning
1,1,2-Triklortrifluoretan	CFC113	Elektronikindustri, kemtvätt
Triklorfluometan	CFC11	Kemtvätt
Pentaklorfluoretan	CFC111	Kemtvätt

Klorerade lösningsmedel räknas till gruppen alifatiska kolväten och består av öppna kolvätekedjor med en eller flera kloratomer, se figur 1. De är ypperliga lösnings- och avfettningsmedel samt är kemiskt tämligen stabila och svårantändbara – samtliga egenskaper som är bra i ett industrisammanhang. Ur ett miljöperspektiv innebär detta däremot att de är svårnedbrytbara och att de kommer att finnas kvar under lång tid i naturen. Deras förmåga att tränga in i olika medier är bra vid avfettning men innebär att ett betonggolvt inte är tätt nog att stå emot större spill med klorerade lösningsmedel. På grund av dessa speciella egenskaper är det snarare en regel än ett undantag att klorerade lösningsmedel påträffas som förorening i mark där ämnena hanterats.

Både klorerade lösningsmedel och de produkter som bildas vid nedbrytning är hälsofarliga. Flera av ämnena är cancerframkallande eller misstänks kunna vara cancerframkallande. Kommer de ut i mark och vattendrag kan växter och djur skadas.



Jämfört med andra alifatiska kolväten är nivån på riktvärdena för klorerade lösningsmedel låga och mycket små mängder lösningsmedel kan göra att stora områden betraktas som förorenade. Till exempel kan ett utsläpp på en liter klorerade lösningsmedel i värsta fall förorena upp till 200 000 m³ dricksvatten. På grund av att de klorerade lösningsmedlen är hälso- och miljöfarlighet är flera numera förbjudna medan andra fortfarande används under kontrollerade former.

Alla provtagningar måste anpassas till den typ av förorening som eftersöks. I kapitel 2 står mer om klorerade lösningsmedels uppträdande och vad som är viktigt att tänka på när ett undersökningsprogram skall tas fram.

2. Klorerade lösningsmedels spridning i mark och grundvatten

Spridningen av klorerade lösningsmedel i mark och grundvatten är komplex. Lösningens egenskaper i kombination med den geologiska omgivningen gör spridningen svår att förutse och en oförsiktig provtagning kan i värsta fall påskynda spridningen.

Vad händer när klorerade lösningsmedel släpps ut i marken?

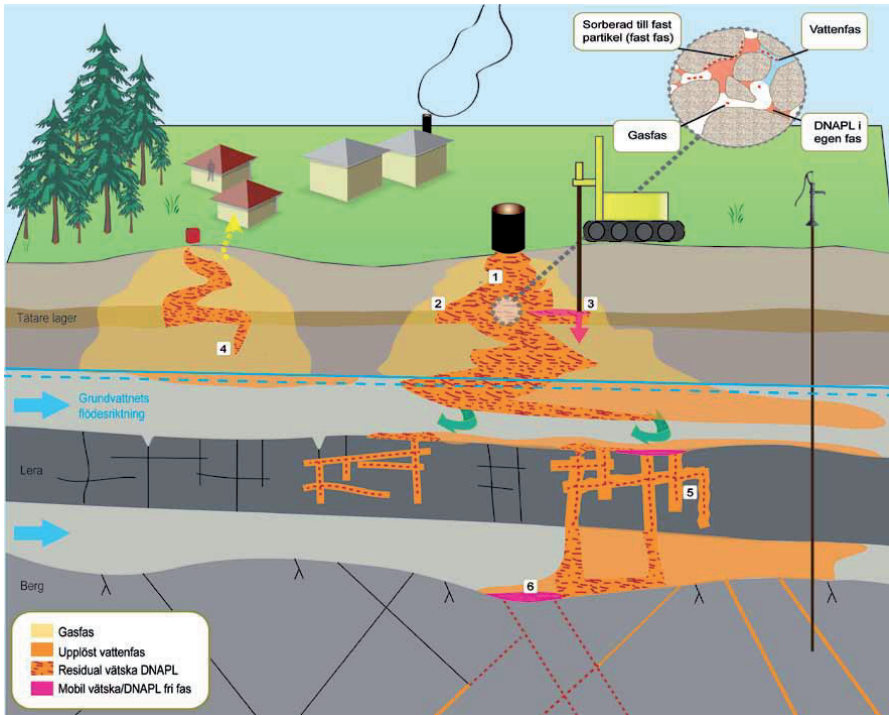
Klorerade lösningsmedel tillhör en grupp ämnen som i miljösammanhang brukar benämnas sjunkare eller DNAPL (Dense Non-Aqueous Phase Liquids) eftersom de är tyngre än vatten och har jämförelsevis låg vattenlöslighet. Klorerade lösningsmedel i vätskeform sjunker därför genom vattenmättad jord och kan, vid ogynnsamma förhållanden, spridas i mycket höga koncentrationer till stora djup. Lösningens medlen har samtidigt låg viskositet och en god inträngningsförmåga som gör att de via mikrosprickor och diffusion kan spridas in i täta jordar eller in i små sprickor. De olika ämnena i gruppen är därutöver till olika grad flyktiga vilket medför att de kan förekomma i gasfas. I jord och grundvatten kan klorerade lösningsmedel påträffas som:

- Fri produkt (egen fas)
- Gas (företrädesvis i markens porgas ovan grundvattenytan, dvs. i den omättade zonen)
- Löst i vatten (både porvatten och grundvatten)
- Fast fas (bunden till jordpartiklar m.m.)

Den procentuella fördelningen mellan de fyra faserna avgörs både av egenskaper hos det aktuella lösningsmedlet och fysikalisk-kemiska egenskaper hos den omgivande miljön (jord och grundvatten). I figur 2 visas hur två olika kraftiga utsläpp av klorerade lösningsmedel sprids i mark samt spridnings- och fastläggningsmekanismer som bedöms vara styrande för föroreningens fördelning i mark. Fastläggningen i jord är generellt sett ganska låg, men kan i hög grad förstärkas av kornstorlek och jordens organiska innehåll. Tunna finkorniga geologiska skikt kan exempelvis utgöra en mycket liten andel av jordvolymen men kan i kombination med organiskt innehåll ändå uppvisa väldigt höga föroreningshalter (se figur 3). Om egen fas dessutom förekommer kan mycket långdragna föroreningssituationer uppstå. Frågan om egen fas föreligger i jord eller på annat vis, bör alltid ges stor prioritet. Även storleken på utsläppet och den tid som passerat efter utsläppet påverkar föroreningens förekomst i marken.

Klorerade lösningsmedel som lösts i grundvatten kan transporteras långa sträckor. En plymlängd på hundratals meter är inte ovanlig och det finns fall där man kunnat konstatera att klorerade lösningsmedel spridits kilometer ut från det förorenade källområdet.

Ångor och förorenad porgas i mark kan uppstå från både förorening bunden jord och förorening löst i vatten. Vid ogynnsamma tillfällen kan även dessa spridas tiotals, kanske hundratals, meter.



1. Där vätska i egen fas passerat kvarlämnas en rest av egen fas, s.k. residual. Residualen kvarhålls relativt hårt i jorden eller berget genom kapillärkrafter och kan endast mobiliseras i egen fas genom kraftig pumpning.
2. När vätskan når ett tätare skikt fortsätter spridningen horisontellt tills en mer genomsläpplig transportväg nås eller vätsketrycket blir tillräckligt högt. I mark med skiktad geologi sker därför ofta en relativt omfattande spridning av klorerade lösningsmedel horisontellt, ovanpå de mindre genomsläppliga skikten. Med tiden kommer förorening diffundera in i dessa skikt. (5).
3. Om andelen egen fas i porerna/sprickorna är tillräckligt hög så är vätskan potentiellt mobil, s.k. fri fas. Fri fas kan rinna ner i ett grundvattenrör och pumpas upp. Ansamlingar av mobil fri fas ovan ett tätt jordlager kallas pools på engelska. Om borrhål utförs genom ansamlingar med mobil fri fas sker en snabb tyngdlagsdriven spridning av vätskan. På samma sätt kan markförlagda installationer skapa spridningsvägar genom att olika geologiska skikt penetreras.
4. Transporten av vätska i egen fas upphör när den återstående mängden egen fas kan kvarhållas med kapillära krafter (som residual) eller när den egna fasen påträffar ett tillräckligt tätt skikt med tillräcklig storlek för att samla upp den mobila fria fasen.
5. När klorerade lösningsmedel når tätare/finkorniga jordlager kan även föroreningen spridas in i dessa lager genom diffusion, som styrs av koncentrationsskillnader. Diffusionsdriven spridning går långsamt både vid inträngning och vid självrening/sanering. Detta innebär att diffusionsförorenade finkorniga jordlager medför eller kan medföra mycket ihållande föroreningsbelastning till både grundvatten och porgas.
6. När egen fas möter ett relativt tätt skikt (t.ex. lera eller massivt berg) som lutar åt ett annat håll än grundvattnets flödesriktning, kan den egna fasen spridas mot grundvattnets flödesriktning. Sådan tyngdlagsdriven spridning sker i allmänhet inga längre sträckor eftersom både jord och berg generellt har sprickor eller svackor som avlänkar spridningen.

Figur 2 Konceptuell modell över hur ett litet respektive ett större spill av klorerade lösningsmedel sprids i mark. De skruvade pilarna symboliserar att spridningen sker tredimensionellt. Figuren är ej skalentlig.

Stora haltvariationer förekommer i samtliga medier men analys av porgas och grundvatten bedöms ge ett säkrare mått på föroreningsförekomsten jämfört med jordprov. Alla provtagningsmedier kompletterar dock varandra och ger olika ledtrådar i försöken att karakterisera en föroreningsituation. Fördjupad information om klorerade lösningsmedels beteende i mark återfinns i bl.a. Hållbar sanering Rapport 5663 (2007), ESTCP (2008) och Environment Agency UK (2003).



Figur 3 Försök där rödfärgat lösningsmedel (PCE) tillåts droppa ut över omättade sandskikt. Bildens vertikala snitt är ca 15 cm och visar hur föroeningen koncentrerats till enskilda skikt i sandformationen (ES&T Research, 1992).

Naturlig nedbrytning sker långsamt

Klorerade lösningsmedel kan brytas ned naturligt i mark. I vilken omfattning detta sker bestäms bland annat av syreförhållandena, förekomst av lämpliga mikroorganismer och näringsämnen. Den naturliga nedbrytningen av klorerade lösningsmedel går mestadels mycket långsam och kan ta upp till flera tiotals, kanske hundratals år. Nedbrytningen leder sällan till fullständig mineralisering och kan ibland ge upphov till nedbrytningsprodukter som är mer miljö- och hälsofarliga än ursprungsprodukterna. Ett sådant exempel är vinylklorid (VC) som är en nedbrytningsprodukt till PCE och TCE. Fördjupad information om nedbrytning finns i SGI Varia 601 (2009) och Hållbar sanering Rapport 5893 (2009).

Vad är ett källområde och vad är en plym?

Utbredningen av en föroening brukar delas upp i käll- och plymområden. Uppdelningen ter sig naturlig då både hälso- och miljörisker samt metoder för undersökning och åtgärd skiljer sig åt för dessa områden. För klorerade lösningsmedel är begreppen särskilt viktiga som ett led att förklara, karakterisera och bedöma utvecklingen av föroreningsituationen. Med källområde och plym avses:

Källområde: en markvolym som initialt innehåller föroreningsvätskor i egen fas (residual eller fri fas), och som en föroreningsreservoar upprätthåller/matar en föroreningsplym i grundvatten eller porgas. Detta innebär att källområden ofta föreligger nära utsläppspunkten. Även dif-

fusionsförorenade finkorniga jordlager med höga föroreningskoncentrationer kan utgöra källområden. Källområdets position och utbredning är avgörande för bedömning av risker och man bör därför tidigt prioritera identifieringen av källområden i en undersökning.

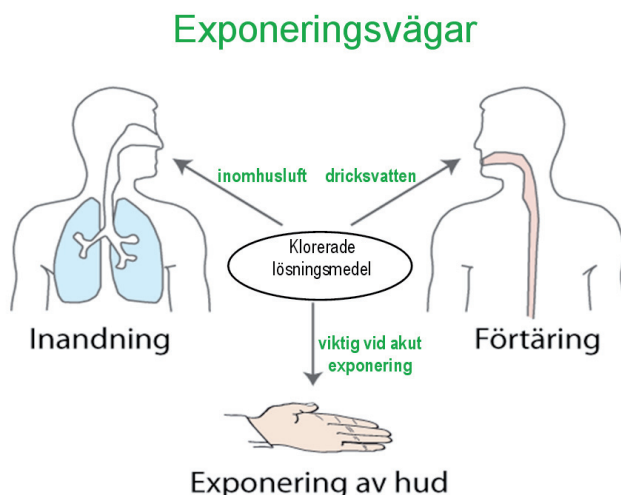
Plym: det område dit klorerade lösningsmedel spridits, antingen löst i grundvattnet eller genom förångning i porgas ovan grundvattenytan. Generellt har plymen en större utbredning och jämnare föroreningshalt än vad källområdet har. Även i plymområdet kan klorerade lösningsmedel spridas via diffusion in i finkorniga jordlager eller in i omgivande bergmatris.

3. Vilka hälsorisker kan klorerade lösningsmedel i mark medföra?

Klorerade lösningsmedel är hälsofarliga ämnen och även mycket små utsläpp kan påverka stora mark- och vattenområden. För människor är de viktigaste exponeringsvägarna inandning av förorenad luft eller intag av förorenat dricksvatten och dessa medier bör därför beaktas vid misstanke om förorening. Ibland påträffas klorerade ämnen som inte har med en markförorening att göra utan orsakas av andra källor i samhället.

Exempel på exponeringsvägar

Det sannolikt vanligaste sättet att komma i kontakt med förorening av klorerade lösningsmedel är genom att andas in luft som påverkats av ångor från jord- och grundvattenföroreningar. Inomhusluften kan påverkas även om själva källområdet inte finns under eller omedelbart intill en byggnad. Gasavgången från ett förorenat grundvatten, dvs. från plymen, kan vara tillräckligt hög för detta. En annan exponeringsväg som kan vara betydelsefull är användning av förorenat grundvatten som dricksvatten, användning till bad eller bevattning och liknande. Konsumtion av grönsaker som har odlats på förorenad mark är en mindre vanlig exponeringsväg men kan förekomma. Det finns även kända fall där klorerade lösningsmedel trängt in i vattenledningar som passerats genom ett förorenat markområde. I figur 4 visas de mest betydande exponeringsvägarna för klorerade lösningsmedel.



Figur 4 Viktiga exponeringsvägar för klorerade lösningsmedel (Hållbar sanering, Rapport 5663)

För att bedöma vilka hälsoeffekter en exponering kan innebära görs vanligen en jämförelse mellan uppmätta halter och olika hälsoriskbaserade referenskoncentrationer (den koncentration av ett ämne en människa tål att exponeras för). I Sverige finns generella riktvärden för jord, gränsvärden för dricksvatten från Livsmedelsverket och hälsoriskbaserade referenskoncentrationer för inandning av ångor för några specifika klorerade lösningsmedel. För flertalet klorerade lösningsmedel saknas dock svenska jämförvärden och man är hänvisad till internationella värden. Det skall dock betonas att internationella rikt- och gränsvärden varierar inom mycket vida gränser, och det är därför viktigt att man känner till de nationella prioriteringar som ligger bakom. En halt som anses vara acceptabel i ett land kan anses vara oacceptabelt hög i ett annat land.

Det finns flera sätt att minska exponeringen för klorerade lösningsmedel. I slutet av kapitel 8 sammanfattas några viktiga erfarenheter rörande sanerings- och skyddsåtgärder. En mer ingående diskussion om åtgärder finns i Hållbar sanering, Rapport 5663.

Andra källor till klorerade lösningsmedel

Det finns andra källor till klorerade lösningsmedel i samhället än just utsläpp från olika förorenande verksamheter. I stadsmiljö uppmäts ibland låga bakgrundshalter av klorerade lösningsmedel som inte kan härledas till föroreningar från en specifik källa. Exempel på sådana är:

- Kloroform (triklormetan) bildas i spårhalter vid klorering av dricksvatten (<20 µg/l), och kan även bildas naturligt i marken och vissa barrträd (om än i mycket låga halter).
- Tetraklormetan kan bildas naturligt i mark. Information tyder på att både triklormetan och tetraklormetan som bildats naturligt kan tränga djupt ned i geologiska formationer och orsaka mätbara halter i grundvattenakviferer
- Kemtvättade kläder och mattor, hushållskemikalier, lim m.m., samt luftutsläpp från omgivande industrier och kemtvättar kan ge utslag vid analys av inomhusluft

Att klorerade lösningsmedel påträffas vid en undersökning betyder därför inte alltid att en markförorening finns. Detta måste beaktas vid provtagning och utvärderingen av undersökningsresultat.

4. Mål och syften med en undersökning

I detta kapitel diskuteras generella mål med en undersökning och varför det är viktigt att inblandade projektdeltagare är införstådda med undersökningens mål.

Förankring av mål och syften

När en undersökning planeras är det viktigt att tydliga mål ställs upp och att alla inblandade är införstådda med dessa. Först när målet är formulerat kan man bedöma vilken typ av information som behövs och vilken undersökningsomfattning som krävs för att uppfylla målet. Målet ska vara relevant, men på samma gång rimligt. För föroreningar med komplexa spridningsmönster är detta särskilt betydelsefullt. Det är till exempel sällan rimligt att en inledande undersökning av klorerade lösningsmedel har som mål att avgränsa föroreningens utbredning. Mer realistiska mål i ett inledande skede kan vara besvara frågor som: Finns det en förorening? Kan boende vara utsatta för hälsorisker? När väl dessa frågor är besvarade kan behovet av ytterligare insatser bedömas.

En viktig roll för tillsynsmyndigheten är att tillsammans med problemägaren formulera nödvändiga men rimliga mål för undersökningen. Det är problemägarens ansvar att ta fram underlagen men utan förankring genom samråd riskerar man att hamna i ständiga kompletteringar utan att något egentligt avslut uppnås. Det är förstås inte ovanligt att nya frågeställningar uppkommer som följd av resultaten från de olika provtagningarna.

För en privat beställare och vid mindre projekt kan arbetet med målformuleringar upplevas omständligt. Generella målformuleringar kan vid dessa tillfällen användas som ett diskussionsunderlag mellan konsult och beställare för att gemensamt definiera vad den upphandlade tjänsten skall leda fram till.

Förslag till målformuleringar

I tabell 2 ges några förslag till generella målformuleringar för undersökning av klorerade lösningsmedel. Vissa målformuleringar överlappar varandra, dvs. de är inte exklusiva. Inte heller representerar målformuleringarna ett kronologiskt tillvägagångssätt motsvarande utredningssteg med inventering, översiktlig och fördjupad undersökning o.s.v. Avsikten är att målformuleringarna skall anpassas till befintlig kunskap och omständigheterna som råder, samt illustrera vad man kan förvänta sig av en undersökning. Dessa målformuleringar för undersökning skall inte blandas ihop med s.k. åtgärds mål som mer definierar vad själva området önskas användas som. Vägledning rörande åtgärds mål finns i NV Rapport 5978.

Tabell 2 Förslag till målformuleringar för undersökning av klorerade lösningsmedel

Målformulering	Omfattning/inriktning	Kommentar
1. <i>Förekommer förorening med klorerade lösningsmedel?</i>	Första provtagningen inriktas på kända källor, se exempelvis tabell 3.	Om ingen betydande förorening påträffas så bedöms ytterligare provtagning inte behövas.
2. <i>Förekommer klorerade lösningsmedel i egen fas?</i>	Undersökningen omfattar ofta en utredning av var källområden kan förekomma och deras storlek. Om stora mängder hanterats, tillämpas målformuleringen i tidiga skeden.	Egen fas har stor påverkan på riskbedömning och åtgärd.
3. <i>Finns oacceptabla hälso- eller miljörisker?</i>	Undersökningen bör vara så omfattande att om ingen exponering påvisas så kan miljö- och hälsoriskerna antas vara acceptabelt låga.	Inandning av ångor och intag av dricksvatten är viktiga exponeringsvägar.
4. <i>Hur och i vilken omfattning sker exponering? Effekter på kort och lång sikt?</i>	Kvantifiering av exponering, hälsorisker och osäkerheter. Bedömning av framtida hälsorisker med hänsyn till nedbrytning, ändrad markanvändning etc.	Avser fördjupad riskbedömning (inkl. recipienter, exponerings- och effektanalys, representativa halter och osäkerheter).
5. <i>Sker förorenings-spridning av betydelse?</i>	Omfattning varierar med plats och föroreningshistorik. Spridning i berg är mer komplicerad att utreda jämfört med jord.	Spridning med grundvatten och via markförlagda ledningar är ofta dominerande spridningsvägar.
6. <i>Kan ett källområde avgränsas och hur stort är detta?</i>	Förhållandevis omfattande undersökningar krävs. Dynamisk provtagning med direktvisande instrument är en fördel.	En detaljerad avgränsning av föroreningsutbredningen uppnås vanligen först i samband med att åtgärder planeras .
7. <i>Hur stor är påvisad förorenings-spridning?</i>	Spridningen bör kunna kvantifieras (t.ex. i kg/år) och osäkerheten bedömas.	Statistiska analyser och utvärdering av mängdflöde kan vara till hjälp för att kvantifiera spridning och osäkerheter.

5. Undersökningsstrategi

I detta kapitel påtalas viktiga moment under förberedelseskedet och genomförandet som kan bidra till en kostnadseffektiv undersökning och öka säkerheten i de bedömningar som görs.

Vid planering av en undersökning där klorerade lösningsmedel föreligger bör särskilt uppmärksammas:

- Utarbetande av en konceptuell modell
- Ett stegvist genomförande och dynamiska angreppssätt
- Hur man avser hantera resultat från en undersökning
- Provtagningsstrategier i förhållande till projektets målsättning

Strategin bygger delvis på ett arbetssätt kallat TRIAD, utvecklat av det amerikanska naturvårdsverket och har tillkommit som ett led i att försöka minska osäkerheter i projekt och förbättra beslutsunderlag (USEPA, 2010). TRIADs tre hörnstenar kan sägas vara *systematisk projektplanering, dynamiska angreppssätt och direktvisande mätinstrument*.

Konceptuell modell

I ett tidigt skede, redan innan provtagningar påbörjas, bör man oavsett typ av förorening bygga upp en teoretisk bild av föroreningsituationen, visa på tänkbara spridningsvägar och troliga exponeringsscenarier. För klorerade lösningsmedel som förekommer i olika faser, har ett komplext spridningsmönster och stor spridningspotential, är en konceptuell modell ett viktigt prioriteringsverktyg. Hur en konceptuell modell för klorerade lösningsmedel kan byggas upp redovisas bland annat i den danska rapporten ”DNAPL i kildeområden – konceptuelle modeller, karakterisering og estimering af forureningsmasse” (DTU, 2010). Inledningsvis kan modellerna vara översiktliga men för att lyckas med provtagningen måste man tidigt skaffa sig så mycket information som möjligt. Detta gäller t.ex.:

- Verksamhetshistorik med verksamhetens omfattning, kemikalieförbrukning samt kemikalie- och avfallshantering
- Anläggningsförhållanden (grundläggningsförhållanden, ledningsnät, infrastruktur etc.)
- Geologiska och hydrogeologiska förhållanden
- Tänkbara objekt som kan tänkas exponeras

Några välkända föroreningskällor och områden där lösningsmedel vanligen ansamlas illustreras i tabell 3.

Tabell 3 Potentiella föroreningskällor och möjlig mobilisering av klorerade lösningsmedel (Hållbar sanering, Rapport 5663).

Föroreningskälla	Mobilisering
Lösningsmedelscisterner och fatlager	Spill i samband med påfyllning av cisterner. Läckage från cisterner, fat och rörledning.
Processutrustning, ledningar (avfettningsskar, kemtvättmaskin och liknande)	Spill vid hantering eller läckage från processutrustning och processledning.
Avfallsupplag	Läckage från processavfall med lösningsmedelsrester som spillts eller tippats direkt på marken alternativt deponerats i läckande tunnor
Avloppsledningar	Läckage från avloppsledningar eller oljeavskiljare (egen fas kan ansamlas i botten av oljeavskiljare)
Dagvattensystem	Läckage från sandfång i rännstensbrunnar (egen fas kan ansamlas i sandfång)
Ventilationsutkast	Kondensat från ventilationsluft

Uppgifter om hur byggnader är och har varit grundlagda är en typ av information som kan vara mycket viktig i sammanhanget. Exempelvis kan pålar genom tjocka lerlager fungera som spridningsvägar i en i övrigt svårgeotränglig jordart. Geologiska och hydrogeologiska förhållanden måste i övrigt kartläggas på en förhållandevis detaljerad nivå för att möjliggöra identifiering och prognoser av föroreningsförekomst och spridningsmöjligheter.

Identifiering av skyddsobjekt är en del i avgränsningen av undersökningsområdet och bör tidigt samrådats med tillsynsmyndigheten. För klorerade lösningsmedel är vanliga skyddsobjekt enskilda eller kommunala vattentäkter, boende i omgivningen, vattendrag med mera. För dessa måste man försöka utesluta eller visa på riskerna med föroreningen.

Med stöd av insamlad information bedöms sannolikheten att klorerade lösningsmedel har kommit ut i omgivningen, hur föroreningarna kan ha spridits samt vilka skyddsobjekt som riskerar att exponeras. Kända och antagna förhållanden sammanställs och illustreras i plan- och sektionsskisser, exempelvis som i den konceptuella modellen i figur 2. En konceptuell modell kan också vara enklare utformad och bestå av text eller flödesdiagram som visar hur föroreningen kan spridas eller leda till exponering.

En konceptuell modell behöver inte ge en fullständig bild över föroreningssituationen men den skall vara den för tillfället mest troliga bilden över föroreningssituationen. Modellen kan med fördel användas för att reflektera över resultaten och göra rimlighetsbedömningar. Beror halter under detektionsgränsen på att området inte är förorenat eller på att proverna tagits på fel nivå, i fel medium, på fel plats eller med fel metod?

Den konceptuella modellen är också ett viktigt hjälpmedel i kommunikationen mellan inblandade parter då den sammanfattar föroreningssituationen och riskbilden. När modellen verifierats med analysresultat och uppfattas som tillräckligt säker kan den utgöra grund för väl underbyggda riskbedömningar och åtgärdsutredningar.

Stegvis undersökning och dynamiska angreppssätt

Genom ett stegvist förfarande kan undersökningsinsatser delas upp för att ge utrymme för eftertanke och bearbetning av resultat. Målformuleringar och hypoteser om föroreningsituationen revideras då alltefters nya resultat tillkommer och eventuella kompletterande provtagningar inriktas på de osäkerheter som föreligger. En stegvis undersökning kan t.ex. inledas med en separat utredning av verksamhetshistorik och därefter en avstämning av vad informationen innebär för kommande provtagningar. En första undersökning kan fokusera på om förorening förekommer eller inte och nästa steg på att bedöma omfattning och eventuell spridning från denna. För att undersökningarna skall bli kostnadseffektiva och kunna anpassas efter successivt inkommande information måste uppdragsgivaren kunna hantera avsteg från anbudet, dvs. kontraktet mellan uppdragsgivaren och den som utför undersökningen måste möjliggöra förändringar i provtagningsinsatsen.

För undersökningar med målsättningen att avgränsa utbredning i källområden har det visat sig effektivt att utnyttja s.k. dynamisk provtagning med direktvisande instrument i fält. Provtagningarna anpassas då dels till tidigare utförda provtagningar men också till kontinuerliga resultat från den pågående fältmätningen. Exempel på dynamiska provtagningsstekniker är fält-GC, MIP-sondering, Sudan IV och FLUTE, PID-instrument m.m. (mer om dessa metoder i kapitel 6).

Hur avser man att hantera resultaten av undersökningen?

Innan man påbörjar en undersökning av ett område bör tre grundläggande frågeställningar övervägas:

- Hur går man vidare om endast begränsad förorening kan påvisas i marken?
- Hur går man vidare om det visar sig att det finns betydande förorening i marken?
- Hur stor säkerhet måste man ha i bedömningen?

För klorerade lösningsmedel med stora variationer i föroreningskoncentration finns alltid en sannolikhet att provtagningspunkter missar förorening. Undersökningsunderlaget måste därför vara så pass omfattande att sannolikheten att missa betydande förorening hålls på en låg nivå (eller en nivå som alla inblandade parter kan acceptera). Om betydande förorening inte kan påvisas, hur säkert behöver underlaget vara för att ytterligare provtagningar inte skall behövas? Trots att frågan kan vara svår att besvara är ett klargörande viktigt för både problemägare och tillsynsmyndighet. Om krav på säkerhetsmarginaler diskuterats före provtagning kan strategi och omfattning i bästa fall utformas så att en andra provtagningsomgång kan undvikas.

Om betydande föroreningar upptäckts kommer i många fall kompletterande provtagningar att behövas. Dessa bör då inriktas mot osäkerheter och kompletterande frågeställningar som den första provtagningen ringat in. I vissa fall kan resultaten kräva kommunikation med boende som utsätts för förorening, exempelvis hälsorisker via ånginträngning eller förorenat grundvatten i privata brunnar.

Exempel på provtagningsstrategier baserat på olika målformuleringar

I det följande ges några förslag på övergripande provtagningsstrategier som kan användas för att besvara olika målformuleringar som presenterades i tabell 2, kapitel 4:

1. Förekommer förorening med klorerade lösningsmedel?

Riktade provtagningar i flera olika undersökningsmedier, så som porgas, grundvatten, och

eventuellt inomhusluft rekommenderas (var dock uppmärksam på bakgrundskällor och reflektera över hur resultatet skall hanteras). Jordprov kan användas som ett komplement, men bör inte användas som det enda provtagningsmediet. Provpunkterna placeras lämpligen på de platser där sannolikheten för förekomst av föroreningar är som störst, se även tabell 3.

2. **Förekommer klorerade lösningsmedel i egen fas?**

Det är sällsynt att man vid provtagning direkt stöter på klorerade lösningsmedel i egen fas. Flera indirekta metoder och tumregler kan tillämpas för att uppskatta om egen fas klorerade lösningsmedel förekommer även om man inte lyckats lokalisera exakt var i jordlagren de finns.

Grundvatten: Om man i grundvattenprov konstaterar halter över ca 1 - 5 % av de klorerade lösningsmedlens effektiva löslighet så kan man med stor sannolikhet utgå från att det förekommer klorerade lösningsmedel i egen fas uppströms provtagningspunkten. Lösligheten för de flesta klorerade lösningsmedlen ligger kring 1 000-10 000 mg/l (för PCE endast ca 150 mg/l) och vid halter mellan 1 och 10 mg/l är det således rimligt att anta att klorerade lösningsmedel i egen fas förekommer i närheten av grundvattenprovet.

Jord: Även jordprov kan användas för att bedöma om egen fas förekommer, men provet måste då träffa exakt den del av lagerföljden där den koncentrerade vätskan har passerat och får inte heller spädas för mycket av omkringliggande opåverkad jord (dvs. undvik samlingsprov). Platsspecifika jordegenskaper kan påverka jordens kvarhållande effekt på föroreningen, men om man vid jordprovtagning påträffar halter över ca 50 mg/kg är detta en indikation på att egen fas kan förekomma. Halter i prov från geologiska skikt där det finns en rörlig fri fas av klorerade lösningsmedel är dock ofta en eller flera tiopotenser högre.

3. **Kan det finnas oacceptabla miljö- eller hälsorisker?**

Frågan berör i de allra flesta fall hälsorisker. Klorerade lösningsmedel är starkt toxiska och även låga koncentrationer förorening kan utgöra hälsorisker om människor exponeras under en längre tid. Klorerade lösningsmedel i höga halter kan även ha negativa effekter på de ekologiska systemen, framförallt ytvattendrag.

För att bedöma om människor utsätts för klorerade lösningsmedel rekommenderas provtagning av de vanligaste exponeringsvägarna, dvs. vatten och luft. Råvatten ger den säkraste uppskattningen av föroreningsförekomsten i grundvattenakvifären, medan kranvattnet visar exponeringen närmast skyddsobjektet. På liknande sätt kan porluft i jord under ett hus ge ett värde på föroreningsförekomsten medan provtagning av inomhusluft istället mäter den faktiska exponeringen närmast människan. Provtagning av dessa exponeringsvägar visar vilken exponering som är aktuell vid provtagningstillfället och en bedömning bör alltid göras om exponeringen kan förändras på sikt eller variera med årstid.

4. **Hur och i vilken omfattning sker exponering? Vilka effekter kan exponering medföra på kort och lång sikt?**

Dessa målformuleringar utreds vanligen under den s.k. riskbedömningen av förorenings-situationer. För att utreda hur en påvisad eller bedömd exponering kan förändras på sikt, krävs vanligen omfattande kunskap om hur platsen kommer att nyttjas i framtiden, hur förorenings-situationen ser ut, egenskaper hos föroreningen och platsspecifika faktorer som nedbrytning m.m. För att kunna utreda risker på längre sikt kan det vara nödvändigt att bedöma om nedbrytning sker och vad som eventuellt begränsar nedbrytningen. Vidare vägledning rörande riskbedömning av förorenade områden finns i NV Rapport 5977 (2009).

5. **Sker betydande förorenings-spridning av klorerade lösningsmedel?**

Det är inte ovanligt att en föroreningsplym med klorerade lösningsmedel är betydligt större än vad man från början förväntat. Provtagningar inleds vanligen nära ett källområde för att vid kompletterande provtagningar utökas i de riktningar där indikationer på förorenings-spridning finns.

Med hänsyn till att spridning av klorerade lösningsmedel kan vara svår att förutse kan det i många fall vara lämpligt att placera provtagningspunkter där lösningsmedel inte omedelbart förväntas (inom rimliga avstånd från källområdet). T.ex. kan tidigare uttag och pumpning av grundvatten innebära att föroreningar påträffas men att spridning mot sådana område inte längre sker.

För att utreda spridning av föroreningar med grundvattnet utnyttjas vanligen installerade grundvattenrör, befintliga brunnar i jord och berg samt dagvattensystem i de fall systemet dränerar grundvatten. Ovan grundvattenytan kan förorenings-spridning även ske genom porgas. Särskilt viktigt är detta att beakta om själva markytan är hårdgjord men underliggande jordlager är genomsläppliga. Via porgas kan exempelvis byggnader på avstånd från föroreningen utsättas för gasinträning från underliggande mark. Analys av porgas och trädvad kan i liknande situationer vara effektiva verktyg i försöken att kartlägga föroreningar i den omättade zonen eller i ytliga delar av ett grundvattenmagasin.

6. **Hur stort är källområdet?**

Källområdets storlek och avgränsning är i många fall avgörande för riskbedömning, spridningsberäkningar och åtgärdsutredning. En grov skattning av källområdets horisontella utbredning i ytnära skikt kan göras tidigt i undersökningsskedet genom provtagning av porgas, jord och grundvatten mm. Att detaljerat avgränsa ett källområde både vertikalt och horisontellt kräver dock omfattande provtagning och mätning av porgas, grundvatten och jord samt även en mycket noggrann kartläggning av geologiska lagerföljder. För att förstå och kunna genomföra en kostnadseffektiv undersökning av källområden är det viktigt att den konceptuella modellen ständigt uppdateras.

Detaljerade kartläggningar av ett källområde sker vanligen efter att det beslutats att en saneringsåtgärd skall ske. Omfattning samt utformning av kartläggningen styrs därmed till stor del av vilken typ av åtgärd som planeras.

I de amerikanska rapporterna USEPA 2009 och den lite äldre och inte helt uppdaterade ITRC 2003 ges vägledning rörande undersökningsstrategier för avgränsning av källområden med förorening av klorerade lösningsmedel.

7. **Hur stor är påvisad förorenings-spridning?**

Förorenings-spridningens storlek måste ofta uppskattas genom en sammantagen bedömning av spridning i olika medier. Genom att mäta föroreningskoncentrationer och beräkna eller ansätta rimliga flöden kan mängden förorening som sprids uppskattas i exempelvis antal kg/år (s.k. mängdflöde/belastning, på engelska ”mass flux”). Vanligast är det att mängdflöden beräknas för grundvattensspridning, men mängdflödet för porgasspridning in i en byggnad kan också beräknas. Spridningsbilden, och därmed även i vissa fall mängdflödet, kan dock förändras om grundvattenflödena förändras (t.ex. ändrat vattenuttag i en brunn) eller om ledningar proppas.

I många fall kan grova uppskattningar räcka, men ibland krävs mer noggranna beräkningar av hur mycket förorening som sprids med t.ex. en grundvattenplym. Mer noggranna mängdflödesberäkningar kan utföras med flera olika metoder, se ITRC 2010 för detaljerad

vägledning rörande detta. Flera av metoderna kräver att grundvattenrör installeras på olika platser och nivåer i en föroreningsplym, helst i en rad vinkelrätt mot grundvattnets strömningsriktning (s.k. transekt). I vissa fall kan man också behöva använda numeriska grundvattenmodeller för att göra beräkningarna, men detta kräver god information om grundvattnets hydrauliska egenskaper.

Inför riskbedömning bör det även ingå en bedömning av om spridningsplymen nått ett stabilt jämviktsläge, expanderar eller om den minskar i storlek. Här kan det eventuellt även vara nödvändigt att göra en bedömning av om nedbrytning sker och vad som begränsar denna.

6. Provtagningsmedier och metoder

I följande avsnitt beskrivs olika undersökningsmedier och provtagningsmetoder med fokus på vilka resultat som kan förväntas och vad som kan vara avgörande för att uppnå bra resultat. Inledningsvis visas hur olika målformuleringar kan kopplas till undersökningsmedier samt tidsmässig och rumslig variation.

Tabell 4 visar på hur målformuleringarna i tabell 2, kapitel 4, kan kopplas till provtagning av olika medier. I tabellen visas också vanligen tillämpad detektionsgräns, omvandlad till µg/l. Storleken på detektionsgränsen speglar i många fall vilka föroreningskoncentration som kan innebära en hälsorisk i ett medium. Till exempel har inomhusluft och inandning mycket låg detektionsgräns. För andra ämnen är detektionsgränsen begränsad av laboratorietechniska skäl, som t.ex. för jord. I tabellen visas också bedömd rumslig och tidsmässig variation avseende föroreningskoncentration.

Tabell 4 Sammanfattning av vilka provtagningsmedier som är lämpliga att undersöka för de olika målformuleringarna, rumsliga respektive tidsmässiga variationer på föroreningen i mediet samt storlek på detektionsgränser.

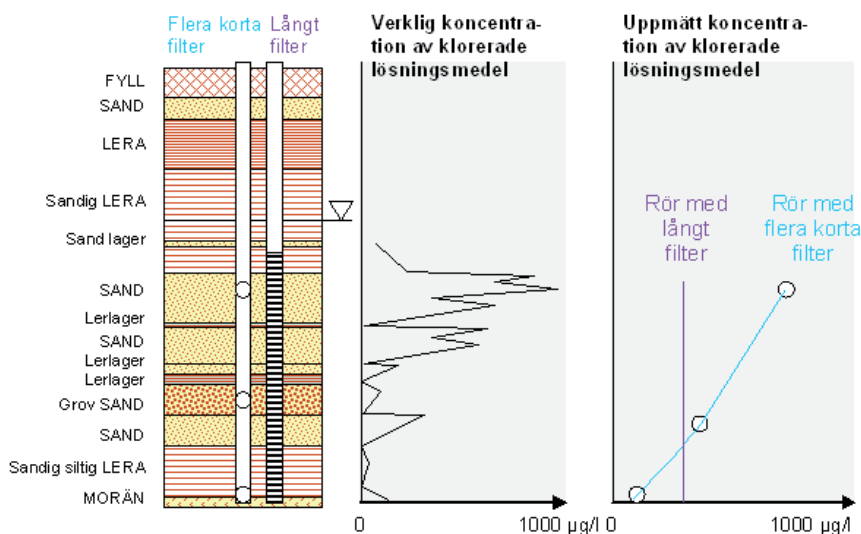
Medium	Vid målformuleringarna*:	Rumslig variation	Tidsmässig variation	Vanlig detektionsgräns
Grundvatten, dricksvatten	Samtliga	Liten (medel /stor vid källområde)	Liten (medel/stor vid källområde)	0,1-1 µg/l
Porgas	1,2,3,4,(5) och 6	Medel (stor i täta jordar)	Medel	Beror av provtagningsstid, ofta 0,001-1 µg/l (1-1000 µg/m ³)
Inomhusluft	3 och 4	Medel/liten	Stor	0,00001-0,001µg/l (0,01-1 µg/m ³)
Jord	2 och 6	Stor	Liten	Ca 200-2000 µg/l (0,1-1 mg/kg)
Dag-, spill- och dräneringsvatten	1,5 och 7	Medel/liten	Medel/stor	0,1-1 µg/l
Träd	1 och 5	Liten	Stor (säsongsberoende)	Indikativ metod

* 1 = Förekommer förorening med klorerade lösningsmedel? 2=Förekommer klorerade lösningsmedel i egen fas? 3= Finns oacceptabla miljö- eller hälsorisker, 4= Hur och i vilken omfattning sker exponering? På kort och lång sikt? 5= Sker föroreningsspridning av betydelse? 6= Kan ett källområde avgränsas och hur stort är detta? och 7= Hur stor är påvisad föroreningsspridning?

Grundvatten

Spridning med grundvatten är en av de viktigaste transportvägarna ut från ett källområde och en plym med klorerade lösningsmedel i grundvatten kan sträcka sig flera kilometer från källområdet. I grundvatten är haltvariationerna vanligen stora nära källområdets närhet, men minskar ju längre ut från källan man kommer. För att karakterisera källområdet och plymens utbredning måste man tänka tredimensionellt eftersom klorerade lösningsmedel i egen fas sprids vertikalt ner genom akvifärer. Det innebär att grundvattenprov helst bör tas från flera olika djupnivåer, eftersom koncentrationen djupledes kan skilja stort, framförallt inom och invid källområden (se bland annat figur 5). Provtagning i olika nivåer eller undersökning av tredimensionell spridning kan göras genom multinivåprovtagare (ett samlingsrör med flera filter för intag av grundvatten), eller genom att placera grundvattenrör intill varandra med filterintag på olika nivåer. Ett annat sätt är att utta vattenprover på olika nivåer är att göra det direkt genom sondstålet, samtidigt med neddrivningen.

Vanligen används slitsade filter för intag av grundvatten på 1-2 m i längd, men även 3 m liksom korta filter < 10 cm förekommer. Det finns både för- och nackdelar med att använda långa filter vid provtagning av klorerade lösningsmedel. Långa filter ökar chansen att förorening påvisas, man bör dock vara försiktig vid utvärdering av halterna och vara medveten om att halterna i de olika jordlager som filtret går igenom kan vara både betydligt högre och betydligt lägre. Vid förekomst av växellagrade täta och mindre täta geologiska lager bör man försöka placera filtret för grundvattenintag vid övergången från ett mindre tätt till ett tätare jordlager.



Figur 5 Principsektion som visar halter av klorerade lösningsmedel i olika jordlager. Bilden illustrerar vilka olika halter som kan uppmätas i ett enda långt filter jämfört med tre kortare filter i samma provtagningspunkt.

Det är ofta möjligt att utnyttja befintliga bergbörade eller jordgrävda brunnar. En nackdel med befintliga brunnar är att det kan vara svårt att veta i vilka geologiska lager grundvattnet kommer ifrån. Särskilt energibrunnar har ibland visat sig besvärliga att provta då de ofta är övertäckta med jord och värmeledning/kollektorslangar kan göra det svårt att få ner provtagningsutrustning. I ett första skede bör råvatten från brunnar provtas. Om sedan förorening i råvatten påvisas kan eventuellt kranvatten från anslutna brunnar provtas.

Porgas

Eftersom klorerade lösningsmedel är flyktiga är provtagning av porgas ofta en bra och effektiv undersökningsmetod. Ett porgasprov kan sägas representera föroreningsituationen inom någon meter till flera meters avstånd. Den rumsliga variationen kan vara stor i täta eller i heterogena jordar och den tidsmässiga variationen kan vara stor i ytnära jordskikt (inverkan av lufttryck m.m.). Detektionsgränsen är generellt god men beror på provtagningstid och provtagningsmetod. Vid analys av porgas strävar man efter att analysera i intervallet 1-1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För fältmätningar, med exempelvis ett PID- instrument som mäter totalhalten flyktiga kolväten i luft, motsvarar 1 ppm grovt några mg/m^3 , men varierar beroende av ämnet man mäter. Detta innebär att ett PID-instrument kan användas för en grov avgränsning av källområden men inte vid mätningar med större krav på precision så som vid bedömning av risk för ånginträngning m.m. Ett PID-instrument skiljer inte mellan olika flyktiga ämnen såsom petroleumkolväten och klorerade lösningsmedel och vissa ämnen, som t.ex. kloroform och 1,1,1-trikloretan, detekteras inte med ett PID-instrument av standardtyp.

Vid direkt provtagning för analys på laboratorium samlas luft i en gastät påse/behållare som sänds till laboratoriet för analys och vid indirekt provtagning leds luften över en adsorbent vars innehåll sedan analyseras. För porgas är indirekt provtagning vanligast. Vid indirekt aktiv provtagning pumpas en bestämd luftvolym över adsorbenten och vid indirekt passiv provtagning exponeras adsorbenten för luft under en längre tid (ofta flera dagar) utan att pumpning sker. Passiv provtagning är mindre vanlig vid porgasmätning men har vissa fördelar som att täta jordarter kan undersökas och inverkan från störningar vid installation hålls till ett minimum.

Luft kan även analyseras direkt i fält med hjälp av en s.k. fält-GC (gaskromatograf). Fält-GCn kan kopplas till luftpumpar eller till MIP-sonder (se vidare under MIP-sond nedan).

För att undersöka förekomst av förorenad porgas och ångor som riskerar att tränga in i byggnader kan porgas mätas under byggnaders grundläggning. Att mäta direkt under byggnaden anses generell ge ett bättre mått på risk för ånginträngning jämfört med att mäta i porgas utanför byggnaden. Detta beror bl.a. på att det finns skillnader i mikroklimatet under, respektive utanför, byggnaden (högre temperatur, torrare jord samt att spridningen under en byggnad påverkas av luftströmmar från ventilation, lufttryck etc). Mätmetoden är förhållandevis billig och gör liten åverkan på byggnader. Koncentrationer kan dock variera stort på kort tid vid ytliga porgasprovtagningar (timmar) och mätningar på djup större än 2 m ger stabilare mätvärden.

Porgasmätningar kan inte utföras under grundvattenytan och fungerar dåligt i täta jordlager, vilket innebär att akvifärer som är täckta med lera inte kan undersökas med metoden.



Figur 6 Pumpad indirekt provtagning av porgas på adsorbenttrör, från mark under en byggnads grundläggning (Foto: Golder Associates). Notera tätningen vid slanggenomdragning.

Vid provtagning av porgas måste man vara uppmärksam på att täta slanggenomföringar mot inläckage från atmosfärluft vilket, se figur 6. Tätmaterialet skall vara neutralt och får inte avge gaser som kan påverka mätningen. Eventuella läckage i installationen kan kontrolleras genom spårämnestester eller genom att halterna syrgas och koldioxid jämförs mellan provpunkterna (en mindre säker bedömning). Vid pumpning utan inläckage skall halten koldioxid öka samtidigt som halten syrgas minskar. Omedelbart under byggnader råder dock ofta samma förhållanden som i atmosfärluften och förändringar i syrgas-koldioxid förhållandet kan vara marginella.

Om den omättade zonen är mäktig, dvs. mer än ca 2 m, bör mätningar utföras på flera nivåer, precis som för grundvatten. För att erhålla maximala halter i framförallt ytlig porgas bör mätningarna om möjligt utföras under följande förhållanden:

- Vid sjunkande lufttryck, eftersom lufttryckstrenden bestämmer om ett luftflöde är på väg in (stigande, porgas trycks nedåt) eller ut (sjunkande, porgas trycks uppåt) i den omättade zonen.
- I slutet av torrperiod/vid låga grundvattennivåer, eftersom fukten i jorden minskar föroreningstransport i gasfas. Av samma anledning bör porgasmätningar utanför bebyggda eller asfalterade ytor inte utföras nära inpå häftigare regn (ca 10 mm).
- Vid tjäle, eftersom tjälen utgör ett lock som hindrar porgas från att läcka ut ur marken.

Inomhusluft

Mätning av inomhusluft ger ett svar på om och i vilka halter människor exponeras för klorerade lösningsmedel. Vidare kan mätning ske utan förstörande ingrepp. Den rumsliga variationen i föroreningshalter är vanligen måttlig eller liten, men den tidsmässiga variationen kan på grund av faktorer som ventilation, lufttryck och tjäle (se avsnittet om porgas) vara stor, framför allt i de fall det rör sig om gasinträngning från en föroreningskälla i mark. Detektionsgränsen i inomhusluft beror av mätmetod och mättid, men brukar ligga mellan ca 0,01-1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Innan mätning av inomhusluft genomförs bör en inventering av byggnaden med avseende på kemikalier, ventilation och boendes levnadsvanor göras för att utesluta effekter av bakgrundshalter. Risk för bakgrundshalter är också en av anledningarna till att mätningar av inomhusluft först utförs efter det att undersökningsresultaten visat att porgas, jord eller grundvatten i anslutning till byggnaden faktiskt är förorenade. Liksom för dricksvatten är det en god idé att i förväg ta fram en handlingsplan angående fortsatt arbete och hur berörda skall informeras om förhöjda halter påvisas.

På grund av effekter av ventilation, lufttryck och tjäle rekommenderas att inomhusluftsprovet samlas in under en längre tidsperiod (ett till flera dygn) eftersom tillfälliga variationer då jämnas ut. Högst halter uppmäts vanligtvis under uppvärmningssäsongen (januari till mars), vid fallande lufttryck, vid avslagen ventilation samt vid minimal vädring.

Samma provtagningsmetoder som för porgas förekommer för inomhusluft. För inomhusluft dominerar dock passiv diffusionsprovtagning, eftersom den tillåter längre mättider och har låga detektionsgränser.

Inläckagepunkter för porgas till byggnader kan spåras med flera olika mätinstrument. Vanliga inläckagepunkter är sprickor i bottenplattan, rörgenomdragningar och golvbrunnar.

Mer vägledning rörande undersökning av inomhusluft finns i den danska rapporten ”Indeklimasager – strategier og gode råd till undersøgelserne” (Videncenter for jordforurening, 2010).

Jord

Stora rumsliga koncentrationsvariationer i jord gör jordanalyser svårbedömda och medför att förhållandevis stora dataunderlag kan behövas för att beskriva föroreningsfördelningen i jord. För att uppnå så ”sanna” koncentrationer som möjligt måste man ta hänsyn till risk för förångning vid provuttag och hantering samt se till att provet inte späds genom att samlingsprover uttas. Eftersom förorening ofta finns i tunna skikt kan provuttag för varje halvmetar (som är vanligt vid provtagning av andra typer av föroreningar) underskatta förekomst av höga koncentrationer. Föroreningsförekomsten kan även missbedömas vid provtagning under varma dagar eller om jord från huvudsakligen torra och grovkorniga jordar analyseras. Att erhållna föroreningskoncentrationer i jord i många fall underskattar vad som faktiskt förekommer i mark är en av anledningarna till att undersökningar inte enbart bör bestå av jordanalyser, samt att mängd- och volymsuppskattningar av klorerade lösningsmedel i jord är svåra att göra. För att i efterhand kunna bedöma eventuella hanteringsförluster är det viktigt att själva provtagningsproceduren är väl dokumenterad.

En väl genomförd undersökning med noggrant dokumenterad och utförd provtagning av jord kan ge trovärdig och värdefull information om hur föroreningen föreligger i marklagren. För källområden med genomgående höga halter och procentuellt sett mindre rumslig variation kan t.ex. underlaget användas för att göra en grov skattning av föroreningsmängden i jorden samt användas för att bedöma jordens fasthållande förmåga.

Detektionsgränser för klorerade lösningsmedel jord är betydligt högre jämfört med grundvatten och porgas. För jordprov ligger detektionsgränsen generellt kring 0,1-1 mg/kg, dock finns analyser med lägre detektionsgräns.

På större jorddjup eller under grundvattenytan är jordprovtagning genom skruvborring i öppet hål generellt inte att rekommendera. Risken för korskontaminering är stor och osäkerheten om vilken nivå provet kommer ifrån växer med borrhjupet. Det finns andra borrhjupmetoder som lämpar

sig bättre och som dessutom medför att förångningen från jorden blir mindre jämfört med skruvborrning (exempelvis där jordprovet hämtas upp inuti ett foderrör eller i ett eget rör). Med hänsyn till ämnenas flyktighet samt att de ofta finns främst under grundvattnenytan är jordprovtagning i provgropar inte att rekommendera och absolut inte om gropen grävts en tid före själva provtagningen.

Liksom vid placeringen av filter och provtagning av grundvatten rekommenderas att nivåprover tas i övergången från ett mer genomsläppligt till ett tätare jordlager.

Andra provtagningstekniker som lämpar sig särskilt för undersökning av klorerade lösningsmedel

Några provtagningsmetoder har utvecklats speciellt för undersökning av platser förorenade med klorerade lösningsmedel. Metoderna utvecklas hela tiden samtidigt som nya tillkommer. Några av de metoder som idag finns tillgängliga är:

- **MIP-sond (Membrane Interface Probe):** Sond som drivs ned i jordprofilen med konstant hastighet och som värmer upp föroreningarna så de förångas och sedan förs upp till markytan. Vanligen mäts ångorna med tre olika typer av indikativa instrument, varav ett är särskilt anpassat för klorerade ämnen. Det finns även MIP-sonder som är kopplade till en fält-GC med MS-detektor (gaskromatograf utrustad med masspektrometer) vilket innebär att uppmätta halter i ångorna kan specificeras per ämne. Storleken på utslagen beror inte bara av föroreningsnivån, utan även av jordens genomsläpplighet m.m. Mätningarna bör kompletteras med uttag av jord- och grundvattenprover. MIP-sonden är väletablerad och används i stor omfattning internationellt. Till fördelarna räknas att man får en kontinuerlig profil där ursprungsämnen och nedbrytningsprodukter kan detekteras i tunna skikt, man får en säker vertikal positionering av provtagningspunkter i jord och grundvatten, samt fler och relativt sett billigare analyser utan hanteringsförluster. MIP-sondens kontinuerliga profiler ger information som är svåruppnåelig med annan teknik och som är mycket värdefull, både vad det gäller riskbedömning och åtgärdsutredning. I blockiga och steniga jordar, som exempelvis morän, kan sonden dock inte komma ner.
- **Sudan IV och FLUTE (Flexible Liner Underground Technologies Everting):** Båda metoderna används för att identifiera förekomst av egen fas. Sudan IV är ett hydrofobiskt färgmedel som skakas med ett misstänkt jordprov, varvid eventuell egen fas färgas röd. Metoden fungerar inte om den egna fasen är mörkfärgad. FLUTE är ett adsorbentband med samma färgmedel i, vilken antingen kan pressas mot jordprov, borrkärnor eller schaktväggar för att sedan avläsa lager med egen fas. För att FLUTE skall fungera måste den egna fasen vara så mobil att den sprids till bandet. Det förekommer även att metoden ger falskt positiva resultat, dvs. att en indikation på egen fas erhålls trots att det inte finns i provet.
- **Passiva provtagare för flera medium:** På senare tid har det kommit flera passiva provtagare som kan användas i både luft, jord och vatten och som sitter ute ca 1-2 veckor. Endast ett fåtal av dessa kan användas för klorerade lösningsmedel av vilka "Gore" (fd. GoreSorber) och Beacon är de kommersiellt tillgängliga som funnits längst. Dessa provtagare kan användas för att indikera klorerade lösningsmedel i luft, porgas och för "Gore" även i vatten. Som standard ges resultatet som total mängd förorening i provtagaren men om vissa förhållanden är kända i marken så kan resultaten räknas om till halt i luft etc. Flera andra passiva provtagare för framförallt luft och porgas har nyligen kommit ut på marknaden.

Övriga provtagningsmedier och metoder

Dag-, spill- och dräneringsvatten

I verksamheter som hanterat klorerade lösningsmedel är det inte ovanligt att förorenat spillvatten släppts ut i spillvattenledningarna. I vissa fall kan utsläpp till och med ha skett till dagvattenbrunnar. Klorerade lösningsmedel kan orsaka skador på plastledningar och tätningar och förorenat mark- och grundvatten kan läcka in i otäta ledningar (vanligen dag- och dränvattenledningarna). Även sandfång i rännstensbrunnar kan utgöra läckage/infiltrationspunkter. Av dessa anledningar kan provtagning av dag-, spill- och dräneringsvatten inom det misstänkt förorenade området i vissa fall ge ledtrådar om området är förorenat eller inte.



Figur 7 Foto på dagvattenbrunn med ett diffust inläckage av grundvatten
(Foto: Golder Associates)

När det gäller provtagning av spillvatten inom verksamheter som fortfarande hanterar, eller nyligen hanterade, klorerade lösningsmedel kan resultaten misstolkas. Sådana förhållanden medtas och övervägs lämpligen i samband med utarbetandet av den konceptuella modellen.

Träd

Trädprovtagning är en relativt ny undersökningsmetod som utvecklades i USA under slutet av 1990-talet. Metoden går ut på att halten klorerade lösningsmedel i ett trädets kärnved återspeglar halten i de översta metrarna av mark och grundvatten där trädet står (det område rötterna täcker in), under förutsättning att grundvattenytan inte är alltför djupt belägen. Trädvedsprovet tas ut med en vanlig tillväxtborrh, placeras i en tät vial och sänds till laboratorium. På laboratoriet analyseras gasen i vialen.

Metodens fördelar är att inga stora ingrepp krävs och att stora områden kan ”skannas” av till en relativt låg kostnad i och med att provtagningen går mycket snabbt. Metoden visar inte vilka halter som föreligger i mark och grundvatten, utan kompletterande provtagning måste utföras i

närheten av några av de provtagna träden för att kunna utvärdera haltindikationerna i trädveden. Resultaten måste tolkas försiktigt, eftersom täta jordlager, grunda rötter eller fel säsong kan innebära att markföroreningen inte detekteras i trädet. Generellt erhålls de högsta halterna under trädets tillväxtperiod (vår-sommar) samt efter torrperiod. Trädstorlek, och i vissa fall även trädart, kan påverka metodens känslighet. I vissa fall har föroreningar ända nere på 10 m djup indikerats i träden och i andra fall har halter kring något mg/kg i jord alternativt några µg/l i grundvatten kunnat påvisas i träd. Naturliga bakgrundshalter kan förekomma, se kapitel 3. För mer information se den amerikanska rapporten från Vroblesky, D.A. (2008).



Figur 8 Provtagning av trädved i provtagningsvial med krymptång för förslutning (Foto: Golder Associates)

Vattendrag

Om vattendrag förekommer nära det förorenade området bör även ytvatten och sediment i dessa provtas. Med hänsyn till att halterna i ett vattendrag kan variera stort med tiden är det att föredra att provta under en längre tidsperiod, t.ex. genom att använda passiva provtagare. Vid dags dato förekommer endast korttidsprovtagare för klorerade alifater på den svenska marknaden (egentligen framtagna för grundvatten, s.k. ”passive diffusion bags -PDB).

Byggnadsmaterial

Om byggnaden som de klorerade lösningsmedlen hanterades i står kvar kan även golvet i denna provtas. Sådan provtagning brukar dock inte utföras i samband med den första undersökningen utan snarare i samband med att byggnaden skall rivs eller omställas. Det förekommer fall då uppmätta halter i inomhusluft och ytlig porluft kommer från förorenat byggnadsmaterial och inte från marken. Med hänsyn till ämnenas flyktighet så föreligger eventuell förorening i ett golvbjälklag inte ytligt, utan snarare i underkant av golvet.

Vattenledning

Av kapitel 3 framgår att det finns fall där klorerade lösningsmedel har diffunderat in i plastdricksvattenledningar. Av denna anledning kan provtagning utmed dricksvattennätet övervägas om ledningarna går genom ett område förorenat av klorerade lösningsmedel. Innan sådan provtagning sker bör en beredskapsplan tas fram för hur eventuell påvisad förorening i dricksvattnet skall hanteras. Klorering i vattenverket ger ofta upphov till spår av trihalometaner (bl.a. kloroform) i dricksvattnet.

7. Provtagningsplan

I en provtagningsplan beskrivs bland annat *varför* provtagningen utförs, *var* provtagning skall genomföras och *hur* provtagningen i fält skall utföras. I detta kapitel poängteras några aspekter av provtagningsplanen som är av betydelse när det gäller undersökning av klorerade lösningsmedel.

Ett generellt utformande av provtagningsplaner för undersökningar beskrivs bland annat i Fälthandbok, Miljötekniska markundersökningar (SGF, rapport 1:2004) och Vägledning för miljötekniska markundersökningar, Del 1: Strategi (NV Rapport 4310). Grundläggande aspekter som alltid bör bemötas i en provtagningsplan är; målet med undersökningen, förutsättningar, en konceptuell modell, strategi, undersökningsmetoder och kvalitetsnivå.

Målet med en undersökning, en konceptuell modell och undersökningsmetoder har berörts tidigare. *Förutsättningar* kan avse sådant som platsspecifika förhållanden (exempelvis anläggningar i mark), tillträde till området och tidsaspekter medan *kvalitetsnivåer* kan avse sådant som krav på ett noga beskrivet provtagningsförfarande. När det gäller *strategiska frågor* kan följande ha betydelse för undersökning av klorerade lösningsmedel.

Strategi

En av de allra viktigaste erfarenheterna från de undersökningar som genomförts är att provtagning av klorerade lösningsmedel måste inriktas på flera olika medier, så som jord, grundvatten, porgas, inomhusluft och i dag-/spillvattenledningar, för att tillräckligt säkert påvisa och avgränsa föroreningsförekomsten. Jord är, som tidigare nämnts, svårbedömt som ett enskilt provtagningsmedium samtidigt som förekomst av egen fas i jord är mycket viktig att utreda. Information från olika medier kan sägas komplettera varandra och utgöra olika delar i beviskedjor (s.k. lines of evidence) i en utredning.

Provtagningsplanen bör vara flexibel och den som utför provtagningen bör ha möjlighet att förändra utförandet beroende på löpande resultat från fältarbetet (dynamiskt angreppssätt). Direktvisande instrument är således värdefulla hjälpmedel. Fältinsatsen kan effektiviseras ytterligare om beställare, och kanske tillsynsmyndigheten, är tillgängliga för frågor under själva insatsen. Beaktas ekonomiska förutsättningar och kostnadseffektivitet kan det även vara lämpligt att göra stegvisa och successivt mer komplicerade insatser med avstämning och tid för eftertanke däremellan. Exempelvis kan provtagningen inledas med provtagning av befintliga brunnar eller provtagning av porgas.

Om man redan i förväg har goda grunder att förvänta förorening kan det vara både bedömningsmässigt värdefullt, men också kostnadseffektivt, att medta undersökningsparametrar som kanske inte är nödvändiga för att beskriva föroreningsförekomsten men som tillför information om bla. grundvattnets allmänna status och potential för nedbrytning, pågående nedbrytning, och åtgärds-tekniker m.m. Strategiska analysparametrar som kan övervägas är exempelvis:

- Nedbrytningsprodukter i grundvatten och porgas samt icke klorerade nedbrytningsprodukter som eten, etan och metan i grundvatten (pågående nedbrytning)
- Grundvattnets status med hänsyn till redoxförhållanden, pH- och buffringsegenskaper. Att korrekt mäta redoxförhållanden och syrgas med direktvisande fältinstrument är svårt och vid inledande undersökningar finns inte alltid ett behov av detta. För att säkrare bedöma redoxförhållandena vid fördjupade undersökningar kan hjälpanalyser utföras, t.ex. löst järn och mangan, kväve- och svavelkomponenter samt organiska kol/syreförbrukande ämnen. För vidare vägledning rörande redoxförhållanden, se Hållbar Sanering Rapport 5893 (2008) och SGI Varia 601 (2009).

Provhantering

Även provhantering bör avhandlas i provtagningsplanen. Eftersom klorerade lösningsmedel är flyktiga måste det i beskrivningen av fältarbetet ingå hur provuttag och provhantering skall göras. Det är till exempel viktigt att grundvattnenivåer stabiliserats innan provuttag, att pumpflödet hålls på en låg nivå, att gasförluster undviks vid påfyllandet av provtagningsflaskor och vid hantering på laboratorium, samt att väl avgränsade (diskreta) jordprov tas. Exponering för luft och värme bör minimeras.

8. Råd vid planering och upphandling

Genom Naturvårdsverkets arbete med efterbehandling och Miljödepartementets avsättande av bidragsmedel för att driva arbetet med förorenade områden har ett stort antal offentliga upphandlingar av markundersökningar genomförts de senaste 10 åren. Upphandlingarna har framför allt genomförts av landets kommuner och länsstyrelser.

I följande textrutor uppsummeras erfarenheter och råd från tidigare kapitel. Informationsrutan om organisation är i mycket anpassat till en offentlig beställare, där tillsynsmyndigheten i vissa fall ingår, och där ekonomi och ansvar kan vara uppdelat på flera aktörer. Dessa beställare utgör ofta en aktiv part i efterbehandlingsprojekt och besitter i regel kunskap om både förorening och den typ av verksamhet som lett fram till föroreningsituationen. För en privat beställare med ett stort föroreningsprojekt där allmänna skyddsobjekt hotas, kan organisationen i princip vara den samma som för offentliga beställare.

För en privat beställare, där föroreningsundersökningar är en engångsföreteelse och av mer begränsad karaktär, kan det vara besvärligt att handla upp en teknikkonsult och bestämma undersökningsomfattning och samtidigt känna att de har kontroll över projektet. Sist i kapitlet summeras några råd som särskilt riktar sig mot dessa beställare.

Organisation

- Skapa en projektorganisation som kan hantera och ta beslut i förhållande till generell vägledningmaterial och besluta om avsteg från det upphandlade arbetet. Projektorganisationen behöver inte enbart bestå av kommunal personal utan att delar av projektorganisationen kan bestå av upphandlade konsulttjänster, t.ex. projektledare och tekniskt beställarstöd.
- Tillse att projektorganisationen kommunicerar med de olika förvaltningarna, exempelvis miljö, teknik och planavdelning vilka alla besitter värdefulla kunskaper för projektet (ledninginfo, vägar, exploatering, skyddsobjekt och dricksvatten.)
- Tillse att projektorganisationen kan kommunicera med berörda parter, exempelvis boende. Klorerade lösningsmedel kan förorena dricksvatten och tränga in i byggnader, människors

Målformuleringar och förväntningar

- Diskutera och förankra undersökningens målsättning. Anpassa målen efter identifierade potentiella risker och vilket undersökningsskede projektet är i. Undvik omöjliga mål och räkna med att från början ambitiösa mål kan behöva justeras för att med tiden bli mer konkreta och realistiska.
- Det är oftast inte möjligt att besvara alla målformuleringar (omfattning, risker, åtgärder) med en enda undersökning. Stegvisa insatser där inledande resultat styr efterföljande provtagningar är vanligen mer effektivt.
- Överväg att dela upp upphandlingen för att undvika för stort fokus på volymarbeten och för litet på historisk genomgång, förarbeten och planering.
- Diskutera vilka osäkerheter som kan accepteras och hur beslutet om att gå vidare eller avsluta utredningen skall tas.
- Planera in avstämningar med utföraren av undersökningen för att i god tid informeras av hur väl undersökningen ser ut att kunna besvara de frågeställningar som avsetts (eventuella kompletteringar bör medtas i rapporten för att undvika onödig hantering av en rapport som ändå är ofullständigt).

Undersökningsstrategi och undersökningsmedium

- Efterfråga en konceptuell modell och se till att modellen accepteras av alla berörda parter.
- Var observant på att provtagningsplanen, som svarar på frågorna var, hur och varför, även redogör för hur den anpassats till just klorerade lösningsmedels egenskaper och uppträdande.
- Tillse att flera olika medier provtas och analyseras. Var försiktig med analys av jordprov samt syftet med PID-mätningar. Var även uppmärksam på att syftet med provtagningen tillgodoses vid provtagning med konventionella metoder såsom skrubborring etc.
- Provtagning, och särskilt i de fall då dynamiska angreppssätt tillämpas, skall helst vara flexibel och kontraktet bör möjliggöra förändringar, flytt av borrhöjningar, extra provtagning m.m. Exempelvis kan man handla upp intervall av antal analyser, tillämpa å-priser etc.
- Klorerade lösningsmedels egenskaper i kombination med mer avancerade sätt att efter-söka dem kan i förhållande till andra föroreningar innebära högre kostnader. Att inte tillgripa dessa avancerade metoder leder dock sällan till kostnadsbesparingar eftersom ett bättre underlag samtidigt ger bättre och säkrare bedömningar.
- För justeringar av provtagningsplanen i fält utifrån fältresultat krävs att fältpersonalen är erfaren och har vana av föroreningstypen.
- Om provtagning sker av inomhusluft eller dricksvatten, bör en handlingsplan ha tagits fram i förväg rörande fortsatt arbete och hur berörda informeras om förhöjda halter påvisas.

Privata beställare

- Skapa en projektorganisation med en engagerad projektledare från den egna organisationen med ekonomiskt ansvar och befogenhet att ta beslut. Projektledaren bör vara tillgänglig under fältinsatser. En enkel organisation kan bestå av verksamhetsutövare, teknisk konsult och tillsynsmyndighet.
- Undersökning av klorerade lösningsmedel i marken ställer höga krav på en teknisk konsult och det rekommenderas att du väljer en konsult som är inriktad på förorenade områden och helst även har erfarenhet av att undersöka mark förorenad av klorerade lösningsmedel. I det fall projektledaren inte själv besitter fördjupade kunskaper inom ämnet, är det en god idé att be om referenser på liknande uppdrag från den konsult som skall utföra arbetet. Överväg möjligheten att kontrollera myndighetens erfarenheter med konsulten. En kunnig konsult känner till vilka frågor och eventuella krav en tillsynsmyndighet kan tänkas ha angående kvalitet och omfattning på undersökningen. Krav avseende efterbehandling är svårare att förutse.
- Försök att finna en medarbetare inom den egna organisationen som har erfarenhet av den verksamhet som orsakat föroreningen och se till att konsulten får tillgång till denna person samt historisk information, kartmaterial etc.
- Handla gärna upp etappvis. Det kan kosta lite mer men tydliggör momenten och kan underlätta planering, avstämning och utvärdering. Du får successiv kunskap och är mer ”med på tåget”. Successiv upphandling medger dessutom byte av konsult. Se dock till att efterföljande rapporter inte är till hälften upprepningar av tidigare utredningssteg, utan hänvisar till varandra. Du skall inte köpa rapporten två gånger.
- Var beredd på att göra kompletteringar. Det är mycket svårt att vid inledande undersökningar lyckas med att både identifiera och avgränsa en förorening med klorerade lösningsmedel. Efter varje utredningssteg bör konsulten redovisa eventuella behov av fortsatta undersökningar.
- Tänk på att ett ämne som kan tränga djupt ner i marken också kan vara mycket svårt att sanera, dvs. underskatta inte omfattningen på undersökningsmoment och avgränsning av föroreningens utbredning innan en sanering påbörjas.
- Önskar du vara involverad, be om flera avstämningsmöten, uppmuntra kommunikation. Önskar du veta mer, använd de referenser på litteratur som ges i rapporten eller sök på internet.

Rapporten omfattar inte olika åtgärdsalternativ men det finns några generella erfarenheter kopplade till åtgärder som kan vara av värde att känna till. Några av de viktigaste punkterna formuleras nedan:

- Det är tekniskt svårt eller ibland till och med omöjligt att helt avlägsna de klorerade lösningsmedel som kan finnas i jord, berg och grundvatten i ett förorenat område. Restföroreningar måste i de flesta fall accepteras och hanteras på ett riskmässigt acceptabelt sätt. Vidare är bedömningar av vilka resultat olika åtgärder leder till behäftade med stora osäkerheter. Därför kan en förnyad riskbedömning behöva göras efter det att en åtgärdsteknik drivits tills den inte längre är effektiv. Utifrån den förnyade riskbedömningen kan sedan beslut tas om ytterligare åtgärder krävs.
- I Sverige har förhållandevis få saneringsåtgärder av klorerade lösningsmedel utförts jämfört med t.ex. USA och vi bör därför dra lärdom från andra länders lyckade och mindre lyckade saneringsåtgärder. Vidare går teknikutvecklingen snabbt vad gäller s.k. in situ åtgärdsmetoder (dvs. då marken behandlas utan att grävas upp). Av denna anledning kan det vara en mindre bra idé att låsa sig vid en viss åtgärdsteknik i ett tidigt skede. Det kan istället vara bättre att ta beslut om vilken ambitionsnivå åtgärden skall sträva mot, dvs. med vilken säkerhet skall nuvarande och framförallt eventuella framtida risker åtgärdas.
- I avvaktan på sanering, eller i kombination med saneringsåtgärder, kan ibland skyddsåtgärder tillämpas. Exempel på skyddsåtgärder kan t.ex. vara att en fastighet förses med ny vattenförsörjning eller att vatten renas genom t.ex. kolfilter. Exponering via inträngning genom bottenplattan kan minskas genom liknande åtgärder som används för att minska exponering för markradon. Sådana åtgärder kan bestå av ökad ventilation, tätning av bottenplatta, installation av ”radonsugar” för att skapa undertryck under huset m.m. I samtliga fall måste man dock vara säker på varifrån föroreningen kommer. Gemensamt för de flesta typer av tekniska skyddsåtgärder är att de är förenade med driftskostnader och att de kräver återkommande funktionskontroller. I det långa loppet kan de bli dyrbara och, framför allt, ger de ingen bestående saneringseffekt.
- Att förhindra spridning av betydande mängder klorerade lösningsmedel till skyddsvärt grundvatten är i många fall komplicerat, kostsamt och en stor teknisk utmaning. Detta innebär även att det är mycket svårt, och i många fall omöjligt, att med dagens teknik och kunskap återställa en förorenad dricksvattentäkt i jord eller berg inom rimliga tidsramar. Det kan därför vara kostnadseffektivt att utreda och åtgärda befintliga föroreningar som riskerar att förorena värdefulla dricksvattentäkter innan dessa drabbas.
- Tidsaspekten kan ha stor betydelse för val av åtgärdsteknik (dvs. hur snart behöver saneringen vara klar), men också förändringar av riskbild och framtida kostnader.

9. Referenser och fördjupningsrapporter

DTU a2010: Ida V. Jørgensen, Mette M. Broholm og Poul L. Bjerg, DTU Miljø, 2010 DNAPL i kildeområder – konceptuelle modeller, karakterisering og estimering af forureningsmasse.

Environment Agency UK 2003: An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface, R&D Publication 133 (se under www.claire.co.uk).

ES&T Research, 1992: A Field Experiment to Study the Behaviour of Tetrachloroethylene in Unsaturated Porous Media, M.M. Paulsen and B.H. Kueper, Waterloo Center for Groundwater Research, University of Waterloo, Ontario, ES&T Research, Environ. Sci. Technol., Vol. 25, No. 5, 1992

ESTCP (US Department of Defense Environmental Security Technology Certification Program), 2008: Frequently asked questions regarding management of chlorinated solvents in soils and groundwater, 2008

Hållbar Sanering, 2007: Klorerade lösningsmedel – Identifiering och val av efterbehandlingsmetod. Hållbar sanering Rapport 5663, 2007 (återfinns på Naturvårdsverkets hemsida, www.naturvardsverket.se)

Hållbar Sanering, 2008: Övervakad Naturlig Självrening som åtgärdsstrategi på förorenade områden, Hållbar sanering rapport 5893, 2008 (återfinns på Naturvårdsverkets hemsida, www.naturvardsverket.se)

ITRC (The Interstate Technology & Regulatory Council), 2003: An Introduction to characterizing sites contaminated with DNAPLs.

ITRC (The Interstate Technology & Regulatory Council), 2010: Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge, (se www.itrcweb.org)

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

Naturvårdsverket, 2009a: Riskbedömning av förorenade områden; En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning, Naturvårdsverkets Rapport 5977, 2009 (återfinns på Naturvårdsverkets hemsida, www.naturvardsverket.se)

Naturvårdsverket, 2009b: Att välja efterbehandlingsåtgärd; En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål, Naturvårdsverkets Rapport 5978, 2009 (återfinns på Naturvårdsverkets hemsida, www.naturvardsverket.se)

Statens geotekniska institut (SGI), 2009: Naturlig självrening av klorerade alifater – vägledning, Varia 601, 2009 (återfinns på SGI:s hemsida, www.swedgeo.se)

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF), 2004: Fälthandbok, Miljötekniska markundersökningar, Rapport 1:2004, 2004 (återfinns på SGFs hemsida, www.sgf.net)

USEPA, 2009: Assessment and Delineation of DNAPL Source Zones at Hazardous Waste Sites, Ground Water Issue, EPA/600/R-09/119, 2009 (se under www.epa.gov)

USEPA, 2010: Best Management Practices: Use of systematic project planning under a triad approach for site assessment and cleanup, USEPA, 2010 (se under www.epa.gov)

Utvärdering av metoder för undersökning och provtagning av klorerade alifater, SGI Varia, 2012.

Videncenter for Jordforurening, 2010: Indeklimasager – strategier og gode råd til undersøgelserne, Teknik og Administration Nr. 3, 2010 (se under www.avjinfor.dk)

Vroblesky, D.A., 2008: User's guide to the collection and analysis of tree cores to assess the distribution of subsurface volatile organic compounds: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008–5088 (se under pubs.water.usgs.gov)



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

www.sgf.net | info@sgf.net