



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Praktikfall Tvätteriet Alingsås

**Utvärdering av metoder för undersökning
och provtagning av klorerade alifater**

Varia 621

Kristina Haglund
Lennart Larsson
Fredric Engelke
Ola Arvidslund

LINKÖPING 2012



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia 621

Praktikfall Tvätteriet Alingsås

**Utvärdering av metoder för undersökning och
provtagning av klorerade alifater**

Kristina Haglund
Lennart Larsson
Fredric Engelke
Ola Arvidslund

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI – Informationstjänsten Tel: 013–20 18 04 Fax: 013–20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--12/621--SE
Dnr SGI	1-0707-0478
Uppdragsnr SGI	13301

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD	7
SAMMANFATTNING.....	8
1 INLEDNING.....	10
2 SYFTE.....	11
3 UNDERSÖKNINGSOBJEKTET – TVÄTTERIET ALINGSÅS	12
4 OMRÅDESBESKRIVNING	13
5 KLORERADE ALIFATISKA KOLVÄTEN.....	14
6 UNDERSÖKNINGSMETODER.....	16
7 PROVTAGNING AV TRÄDKÄRNOR	17
7.1 Resultat och utvärdering	17
8 MIP-SONDERING	18
8.1 Information om MIP-sonden.....	18
8.2 Utförda undersökningar med MIP-sondering	21
8.3 Resultat MIP-sondering	21
8.4 Utvärdering MIP-sonden.....	23
9 METOD FÖR DIREKTTÄTNING AV MIP-SONDERINGSHÅL.....	26
9.1 Information om testad utrustning.....	26
9.2 Test av direkttätning av sonderingshål.....	28
9.3 Utvärdering av prototyp för tätning av sonderingshål	29
10 MULTINIVÅRÖR FÖR GRUNDVATTENPROVTAGNING	30
10.1 Inledning	30
10.2 Installation av multinivårör i Alingsås.....	31
10.3 Utvärdering av multinivårör i Alingsås	33
11 ANVÄNDNING AV WATERRA PUMPAR	38
11.1 Inledning	38
11.2 Testad pump.....	38
11.3 Utvärdering av Waterrapump.....	38
12 JÄMFÖRELSE AV OLIKA SLANGMATERIAL.....	40
12.1 Inledning	40
12.2 Testade slangar.....	40
12.3 Utvärdering av teflonslang jämfört med HDPE slang	40
13 PASSIVA PROVTAGARE	41
13.1 Inledning	41
13.2 Test av passiva provtagare	41
13.3 Resultat och bedömning av passiva provtagare vs. vanlig provtagning.....	42
14 DATORBASERADE VERKTYG	44
14.1 BIOCHLOR version 2.2	44
14.1.1 Allmänt	44
14.1.2 Utvärdering och begränsningar	44
14.2 REMCHLOR	46
14.2.1 Allmänt	46
14.2.2 Utvärdering och begränsningar	47
14.3 PREMChlor	48
14.3.1 Allmänt	48
14.3.2 Utvärdering och begränsningar	50

14.4	MAROS	50
14.4.1	Allmänt	50
14.4.2	Utvärdering och begränsningar	51
14.5	Mass Flux Tool Kit	52
14.5.1	Inledning	52
14.5.2	Utvärdering och begränsningar	53
REFERENSER		56

Bilagor

1. Situationsritning över Tvätteriet Alingsås
2. Användartips för BIOCHLOR
3. Användartips för REMChlor
4. Användartips för Mass Flux Tool Kit

FÖRORD

Att karakterisera ett område förorenat med klorerade lösningsmedel kräver en genomtänkt provtagningsstrategi och att man tar hänsyn till flera olika bevislinjer. Föreliggande rapport beskriver för- och nackdelar med olika undersöknings- och provtagningstekniker såsom provtagning av trädkärnor, MIP-undersökning och olika typer av grundvattnetrör, slangmaterial och provtagare. Utvärderingen bygger på undersökningar utförda vid Tvätteriet Alingsås i Alingsås kommun. Rapporten innehåller även en utvärdering av några modellerings- och beräkningsprogram som är anpassade till att prognostisera föroreningssituationen för klorerade alifater.

Undersökningsmetoderna testades år 2006-2009 på Tvätteriet Alingsås i samband med att en kompletterande mark- och grundvattenundersökning utfördes och under det efterföljande kontrollprogrammet. Beräkningsprogrammen utvärderades under år 2010-2011.

Utförandet och utvärderingen har gjorts av SGI. Rapporten har sammanställts av Kristina Haglund och Lennart Larsson med material producerat av de tidigare SGI-medarbetarna Fredric Engelke och Ola Arvidslund. Rapporten har granskats av Mikael Stark och Yvonne Ohlsson.

SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) och Tvätteriet Alingsås har finansierat de utförda undersökningarna. Den sammanfattande rapporten har finansierats av SGI.

Stort tack till Tvätteriet Alingsås som har gett tillstånd till att deras undersökningsområde redovisas som ett offentligt praktikfall.

Maj 2012

Författarna

SAMMANFATTNING

De undersöknings- och provtagningsmetoder som har utvärderats är provtagning av trädkärnor, MIP-sondering, olika typer av grundvattenrör och slangmaterial samt passiva provtagare. Dessutom utvärderades direkttätning av MIP-sonderingshål med hjälp av bentonitslurry samt användning av wattera pumpar.

Utvärderingen bygger endast på undersökningar utförda vid Tvätteriet Alingsås. Rapporten rekommenderar inga enskilda undersökningsmetoder utan redovisar hur metoderna kan tillämpas samt deras styrkor och begränsningar.

Totalt utfördes 25 MIP-sonderingar vid Tvätteriet Alingsås. Metoden gav en första grov avgränsning av föroreningssituationen och resultaten kunde utvärderas ute i fält under arbetets gång. Resultaten användes för att styra placeringen av grundvattenrören och dess filternivåer. I samband med MIP-sonderingen utfördes försök med att direkttäta sonderingshålen med bentonitslurry. Detta brukar vanligtvis ske efter att MIP-sonden har dragits upp. Vid försöket användes en prototyp till ett munstycke för en Geoprobe-sond som SGI tog fram. Prototypen fungerade inte tillfredställande men idén ansågs god.

På undersökningsområdet installerades olika typer av grundvattenrör, både traditionella grundvattenrör med 1 m filternivåer samt ett s.k. ”nested”-rör och två stycken CMT-rör. CMT-rören bestod av ett grundvattenrör med tre separata kanaler. Varje kanal innehöll en filterlängd på ca 5 cm. Dessa rör möjliggjorde provtagning på tre olika nivåer i en och samma provtagningspunkt. ”Nested”-röret bestod av tre separata rör som fördes ner i samma borrhål men till olika djupnivåer. Rören separerades inbördes med bentonit. Filterlängden var 1 m för ”nested”-röret. Resultaten visade att grundvattenrören med 1 m filter gav ett medelvärde av föroreningssituation och missade variationerna i djupled. För Tvätteriet Alingsås var bedömningen att CMT-rören gav en sannare bild av föroreningssituationen i grundvattnet i vertikalled.

Vidare prövades s.k. wattera pumpar vid provtagning av grundvatten. Pumparna består av en enkel konstruktion och fungerade tillfredställande. Även olika typer av slangar testades – både vanliga slangar gjorda av HDPE-plast och slangar med en invändig teflonfilm. HDPE-plast anses kunna binda vissa föroreningar. På Tvätteriet Alingsås gav de två plasttyperna ingen skillnad i föroreningshalt i grundvattnet.

I samband med provtagningarna i Alingsås jämfördes passiv provtagning med vanlig provtagning. Resultaten visade att i de områden med höga föroreningshalter i grundvattnet gav passiv provtagning högre halter jämfört med vanlig provtagning. I övriga provtagningspunkter påvisades ingen skillnad mellan passiv provtagning och traditionell provtagning.

Även provtagning av trädkärnor utfördes på Tvätteriet Alingsås och resultaten sammanfattades i ett examensarbete (Sandberg och Persson, 2006). Provtagning av trädkärnor är en snabb och enkel screeningmetod. Vid Tvätteriet Alingsås gav analysresultaten dock missvisande låga halter. En trolig förklaring var att trädens rötter var för grunda och inte nådde ner till föroreningsdjupet. Metoden ska användas tillsammans med andra metoder och är olämplig att använda som enda metod.

Förutom undersökningsmetoder har även ett antal modellerings- och beräkningsprogram utvärderats. Vid utvärderingen användes resultat från undersökningarna vid Tvätteriet Alingsås. Två program som utvärderades var BIOCHLOR och REMchlor. BIOCHLOR simulerar nedbrytningen av klorerade alifater och REMchlor visualiserar effektiviteten av olika efterbehandlingsmetoder. Båda programmen bedömdes vara screeningsverktyg som i grova drag visar föroreningsituationen idag och i framtiden. PREMchlor är en specialmodul till REMchlor som beräknar osäkerheter i kontrollerad naturlig självrening, riskbedömning och efterbehandlingskostnader. Programmet bedömdes vara ett användarvänligt hjälpmedel.

Ytterligare ett program som utvärderades var MAROS som är ett utvärderingsverktyg och beslutsverktyg. MAROS kan beräkna trender i analysresultaten samt t.ex. föreslå vilka grundvattenrör som bör ingå i ett kontrollprogram. Programmet var lättförståligt med tydliga anvisningar.

Avslutningsvis utvärderades programmet Mass Flux Tool Kit som beskriver hastigheten som föroeningen transporteras i akvifären. För att programmet ska kunna användas optimalt krävs minst två rader av grundvattenrör som är placerade vinkelrät mot grundvattenriktningen (s.k. transekter). Vid Tvätteriet Alingsås, precis som vid många andra fall, så placeras grundvattenrören utifrån platsspecifika förutsättningar och inte utifrån att ett program ska kunna användas. Programmet bedömdes dock vara ett tydligt verktyg för att klargöra hur stor mängd/tidsenhet som transporteras i akvifären.

1 INLEDNING

Klorerade alifatiska kolväten är lösningsmedel som har använts i stora mängder och inom en rad olika verksamheter. Många av lösningsmedlen är dokumenterat hälso- och miljöfarliga och några även cancerogena. De största hälsoriskerna är förknippade med intag av förorenat dricksvatten och inandning av förorenad luft inomhus. Små mängder lösningsmedel kan orsaka stora skador på vattentäkter i jord och berg. En efterbehandling av ett objekt som är förorenat med klorerade lösningsmedel är ofta betydligt dyrare och dessutom mycket mer komplicerad, om ens möjlig, jämfört med t ex efterbehandling av en oljeförorening av motsvarande omfattning.

Lösningsmedlens egenskaper innebär även att föroreningarna ofta förekommer i marken (grundvatten, jord och porgas) om medlen har hanterats inom en fastighet. En bransch som inventerats på flera håll i Sverige är kemtvättar där klorerade lösningsmedel har använts i stor utsträckning. Samtidigt har de flesta verksamheter ännu inte undersökts och det är troligt att klorerade lösningsmedel har lagrats, hanterats och nyttjats på tusentals platser i Sverige (Naturvårdsverket, 2007).

Miljötekniska markundersökningar som utförs i områden förorenade med klorerade lösningsmedel kräver både högre teknisk kompetens och dyrare undersökningsmetoder jämfört med områden förorenade med t ex tungmetaller eller oljor. En fördjupad undersökning, motsvarande en huvudstudie enligt Naturvårdsverket (2008), bedöms kosta mellan en till två miljoner kronor med de metoder som finns tillgängliga idag.

Att utföra kostnadseffektiva undersökningar bedöms bli alltmer viktigt efterhand som antalet undersökningsobjekt ökar. Utöver nya tekniska undersökningsmetoder som t ex provtagning av trädkärnor, MIP-undersökningar, olika former av grundvattenrör och provtagare krävs även en genomtänkt provtagningsstrategi som tar hänsyn till flera olika bevislinjer ("lines of evidence"). Breda angreppssätt med provtagning av flera olika medier samt beaktande av resultaten från en noggrann inventering, intervjuer osv. är den strategi som förordas internationellt. Resultaten från de olika bevislinjerna vägs samman till en samlad bedömning om föroreningssituationen.

Undersökning av klorerade lösningsmedel ställer även krav på en förhållandevis hög teknisk kunskap hos beställare och myndigheter för kunna handla upp, granska och driva projekt.

2 SYFTE

Denna rapport redovisar SGI:s erfarenheter av några undersöknings- och provtagnings-tekniker för att identifiera och lokalisera klorerade alifatiska kolväten i mark och grundvatten. Undersökningarna utfördes under 2006 till 2009 vid Tvätteriet Alingsås i Alingsås kommun där en markförorening av klorerade alifatiska kolväten sedan tidigare har konstaterats.

Syftet är att redovisa några av våra erfarenheter av metoderna för att underlätta för t.ex. problemägare, beställare och tillsynsmyndigheter vid utförande och granskning av undersökningar i områden förorenade med klorerade lösningsmedel. Rapporten rekommenderar inga enskilda undersökningsmetoder utan redovisar hur metoderna kan tillämpas samt deras styrkor och begränsningar. I slutet av rapporten utvärderas ett antal modellerings-/beräkningsprogram som kan användas för att utvärdera föroreningssituationen och vara ett beslutsstöd vid t.ex. val av efterbehandlingsmetod.

3 UNDERSÖKNINGSOBJEKTET – TVÄTTERIET ALINGSÅS

Kemtvättar är en bransch som har använt stora mängder klorerade alifatiska lösningsmedel, både trikloreten (TCE) men framförallt av perkloreten (PCE). Sedan 1950-talet har PCE varit den tvättkemikalie som varit dominerande hos kemtvättarna vilket betyder att en stor mängd klorerade alifatiska kolväten har hanterats runt om i Sverige.

Tvätteriet Alingsås påbörjade sin verksamhet 1963 och var från början ett tvätteri åt Försvarsmakten. Idag är det främst Västra Götalands Landsting som är den största beställaren och verksamheten har ca 300 anställda. Under tidigt 60-tal hade tvätten en stor kemtvättmaskin för upp till 70 kg tvätt vilken var kopplad till tre eller fyra större tankar fyllda med tvättmedlet perkloreten. Tankarna fylldes automatiskt på från en större farmartank som stod på gården. Under de mindre tankarna fanns en brunn ner till en betongkassun med syfte att samla upp PCE spill. Tanken tömdes ca 2 ggr per månad och från tanken gick troligtvis flera avloppsledningar med vattenlås.

Klorerade alifatiska kolväten i mark och grundvatten under och utanför byggnaden konstaterades vid två översiktliga miljötekniska markundersökningar, utförda av J&W 2002 och ÅF 2004. Som en möjlig efterbehandlingsåtgärd föreslogs s k naturlig självrening i rapporterna. En situationsritning över området redovisas i Bilaga 1.

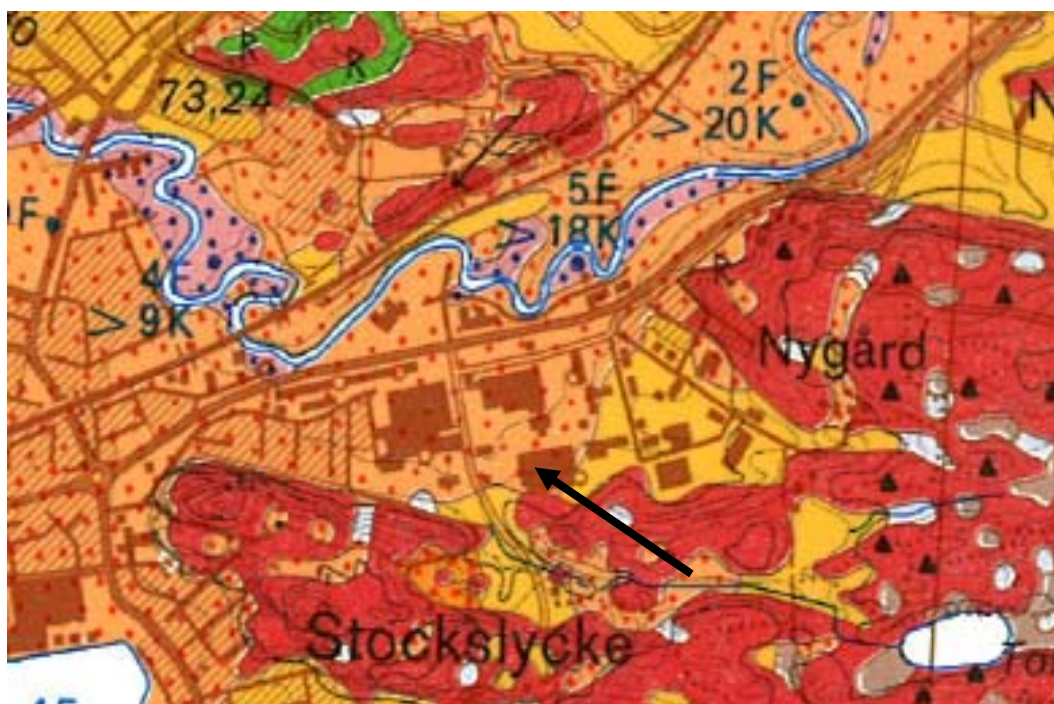
År 2006 fick Statens Geotekniska Institut (SGI) i uppdrag av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) att undersöka förutsättningarna för en kontrollerad naturlig självrening i den förorenade akvifären vid Alingsås Tvätteri. Utredningen fokuserade på att lokalisera, karakterisera och avgränsa föroreningsplymen. För att få en bättre uppfattning om omfattningen samt hastigheten av den naturliga nedbrytningen rekommenderade SGI ett kontrollprogram som omfattade sammanlagt sju provtagningar i grundvattenet. Provtagningarna utfördes mellan december 2006 och maj 2009.

Utförda utredningar konstaterade att det inte förelåg några betydande hälso- eller miljörisker då dricksvattenbrunnar i närheten till fastigheten saknades och avståndet till Sävveån bedöms vara betryggande ur risksynpunkt. Analys av inomhusluft genomfördes vid ett tillfälle och inga anmärkningsvärda halter av klorerade kolväten påträffades (SGI, 2007).

4 OMRÅDESBESKRIVNING

Landstingstvätten ligger i Kristineholms industriområde ca 1,5 km öster om Alingsås centrum. Byggnaden ligger på en sluttning ner mot Sävån. Ytorna framför byggnaden är till stora delar asfalterade och används som parkeringsplats. Närmast byggnaden finns en smal remsa gräsmatta längs den södra fasaden.

Berggrunden domineras av ådrad gnejs. De kvartära avlagringarna utgörs i dalgången av grovmo/sand (silt/sand) ovan glacial lera. På jordartskartan 7C Borås NV (SGU serie Ae nr 114) är en jordartsgräns mellan glacial lera och grovmo/sand utträd inom fastigheten, se Figur 1 nedan. Närmast Sävån finns sandiga svämsediment.



Figur 1 Utdrag från jordartskartan Borås NV (SGU). Alingsåstvädden är markerad med en svart pil i figuren.

Tidigare undersökningar inom tvättområdet visar att jordlagren är skiktade och komplexa med olika lager av finsand, lera och silt. De ytliga jordlagren består av sandig fyllning ner till ca 0,5 meter. Under fyllningen finns ett lager med lera som ställvis innehåller sand- och siltskikt. Lerans mäktighet varierar från 2-3 meter till 5-6 meter inom fastigheten. Under leran påträffas sand och silt ovan berggrunden.

Grundvattenlutningen bedöms vara riktad mot nordväst. Närmaste recipient nedströms är Sävån som är belägen ca 300-400 m norr om fastigheten.

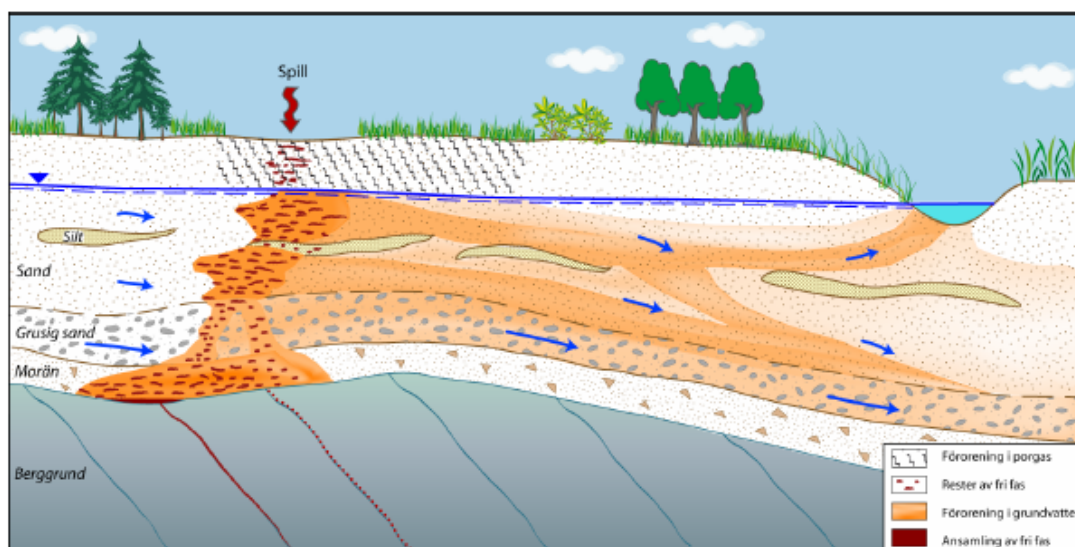
5 KLOREADE ALIFATISKA KOLVÄTEN

Klorerade alifatiska kolväten (CAH) kännetecknas bland annat av att de är vätskor som är tyngre än vatten (s.k. DNAPL) och har en betydande löslighet i vatten. Deras densitet gör att de strävar nedåt i akvifären. De är flyktiga och har en låg viskositet. Den låga viskositeten innebär att vätska som kommer ut i egen fas sprids snabbt genom jord, grundvattenmagasin och poröst berg eller i bergsprickor. Spridning bromsas upp först när kapillära krafter binder vätskan eller när den hindras av tätt lager, t.ex. massivt berg eller tät lera.

Efter passagen av en egen fas kvarlämnas rester av lösningsmedlet i markens porsystem i form av droppar och tunna strängar, s.k. residual förorening. Sådana rester och eventuellt förekommande ansamlingar (ofta benämnda *pools*) på täta lager utgör källområde från vilket långsam utlösning sker via diffusion till förbipasserande grundvatten (Kueper m.fl. 2003).

Den vidare spridningen med grundvattnet av lösta föroreningar sker relativt snabbt, eftersom klorerade alifatiska kolväten inte fastläggs i någon större omfattning. Spridningen styrs i huvudsak av grundvattenflödets hastighet och riktning, även om den höga densiteten innebär att det finns en nedåtriktad gradient. Spridning av fri fas i berg går ofta betydligt snabbare och längre jämfört med spridning i jord. Exempel på en konceptuell bild över förekomst av CAH:er i marken ges i Figur 2 nedan.

Föroreningarnas egenskaper innebär att ett relativt litet spill kan förorena en stor grundvattenakvifär under mycket lång tid, hundratals år. Ämnenas dokumenterade giftighet innebär att stora resurser krävs för att utreda och åtgärda områden som förorenats med klorerade kolväten. I många fall kan det vara mycket svårt att rädda en förorenad vattentäkt.



Figur 2 Konceptuell bild över hur klorerade alifatiska kolväten kan förekomma i marken (Naturvårdsverket, 2007).

Det finns flera svenska dokument och rapporter som beskriver klorerade alifatiska kolväten och deras egenskaper. Englöv m.fl. (Naturvårdsverket, 2007) ger en sammanställning på svenska avseende CAH:er och deras användning i Sverige, miljö- och hälsorisker, kemiska och fysikaliska egenskaper, riktvärden samt möjliga efterbehandlings-tekniker. Larsson (2009) ger vägledning i hur man genomför dels en naturlig självre-ningsundersökning av klorerade alifater, dels efterföljande kontrollerad naturlig självre-ning. Vidare gav SGF ut under 2011 en rapport som belyser vad som är viktigt att tänka på inför provtagning av klorerade alifater i mark och grundvatten.

6 UNDERSÖKNINGSMETODER

Ett flertal undersökningsmetoder avseende avgränsning, karaktärisering och provtagning utvärderades vid Alingsåsvätten. De metoder som har valts ut är särskilt lämpade för provtagning av klorerade alifater. Teknikerna omfattar borrhålsborrning med tätning av borrhål, avgränsning med direktmätande fältmetoder (MIP-sondering), provtagning av trädkärnor samt provtagning av grundvatten med olika typer grundvattenrör, slangmaterial, pumpar och passiva provtagare.

Följande undersökningsmetoder presenteras närmare i rapporten:

- Kap 6** Provtagnings av trädkärnor (Examensarbete Sandberg och Persson, 2006).
- Kap 7** Kartläggning av källterm och plym med MIP-sond
- Kap 8** Direkttätning av MIP-sonderingshål med bentonitslurry
- Kap 9** Jämförelse mellan olika typer av grundvattenrör (CMT-rör, klusterrör och ”nested”-rör) för grundvattenprovtagning
- Kap 10** Provtagning med Waterrapumpar
- Kap 11** Jämförelse mellan olika slangmaterial
- Kap 12** Användning av passiva provtagare

Det kan tilläggas att en genomgång av ett flertal intressanta in-situ undersökningsmetoder för jord presenteras i Wadstein m.fl. (2008).

7 PROVTAGNING AV TRÄDKÄRNOR

Kortfattat innebär metoden att ett kärnvedsprov borrar ut med en speciell trädborr från ett eller flera träd som är belägna i föroreningsplymen. Provet placeras i en vial, försluts och analyseras på gasformiga klorerade alifater. Metoden anses etablerad i USA där den använts på flera platser med goda resultat.

I föreliggande fall utförde Sandberg och Persson examensarbete (2006) med fokus på klorerade alifater i trädkärnor i det förorenade området i Alingsås. Syftet var att testa om provtagning av trädkärnor är en lämplig metod för att bestämma föroreningssituationen i grundvattnet samt om det var möjligt att kvantifiera eller semikvantifiera halterna i grundvattnet via halter i trädkärnorna.

7.1 Resultat och utvärdering

Resultaten från analys av kärnor från valda träd vid Alingsåsvätten visade att endast låga halter av TCE kunde påvisas i trädkärnorna. PCE, som det fanns högst halter av i jord och grundvatten, kunde inte påvisas i trädkärnorna.

Författarna diskuterar tänkbara orsaker till detta. En möjlig orsak är att trädets rötter inte nått ner till själva föroreningen. Utifrån resultat från efterföljande grundvattenundersökningar, utförda av SGI (MIP-undersökningar och grundvattenprovtagningar) är detta en trolig förklaring. Föroreningarna påvisades på förhållandevis stort djup (större än 5 meter) i de områden där trädkärnorna provtogs.

I fallet Alingsås skulle en tolkning enbart baserat på analys av trädkärnor ge en missvisande bild av föroreningssituationen. För att trädkärnemetoden ska användas måste trädets rotutbredning i vertikalled vara minst lika djup som föroreningens utbredning.

Sammanfattningsvis är analys av trädkärnor en snabb, billig och enkel metod som gör lite skada på omgivningen jämfört med t.ex. en borrhandsvagn. Nackdelarna är att halterna i kärnvedprovet kan variera med trädets storlek och hur djupt trädets rötter tränger ner i marken. Vidare kan det finnas årstidsvariationer. Resultaten kan därför vara svåra att tolka och bedöma föroreningsgraden med (Wadstein, 2008). Metoden ska ses som en screening-metod och ska inte användas som enda metod.

8 MIP-SONDERING

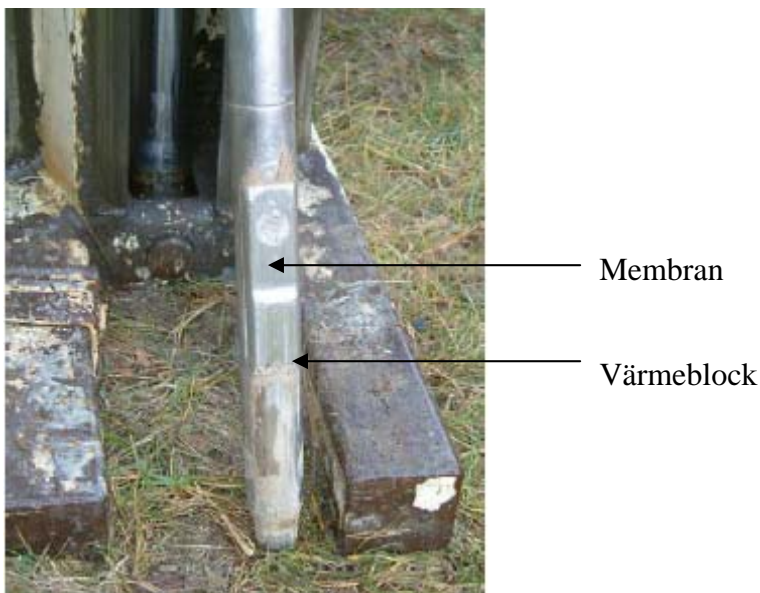
8.1 Information om MIP-sonden

MIP är en förkortning för *Membrane Interface Probe* vilket är en miljösond för snabb in situ detektering av flyktiga kolväten (inklusive klorerade komponenter). MIP-sonden utgör spetsen av sonderingsutrustningen och skruvas enkelt på sonderingsstängerna.

MIP-sondens huvuddel visas i Figur 3. Beroende på vilka typer av detektorer sonden är försedd med kan den bland annat detektera och semikvantifiera halter av petroleum produkter, klorerade lösningsmedel, kreosotkomponenter, metan och butan.

Sonden har en värmeplatta som håller en temperatur av ca 120°C och ett semi-permeabelt membran som sitter i anslutning till varandra (båda visas i Figur 3). Då värmeplattan kommer i kontakt med jorden eller grundvatten hettas flyktiga föroreningar upp och frigörs i gasfas som diffunderar genom membranet. Innanför membranet finns en innerslang med bärgas (vanligtvis kvävgas) som transporterar föroreningen upp till marknivå. Diffusion sker pga. en koncentrationsgradient mellan den förorenade jorden och den rena bärgasen. Föroreningen förs i slangen upp till marknivå med ett konstant flöde av 35-45 mL/min, och passerar därefter en GC (gaskromatograf) med tre detektorer på markytan. Från det att föroreningen har hettats upp till att den når detektorn är det ca 30-45 sekunders fördröjning, beroende på vilket markdjup man arbetar på.

Innan sondering påbörjas ska MIP-kabel och eventuell annan instrumenteringskabel/slang monteras genom samtliga sonderingsstänger som anses utnyttjas för sonderingshålet, Figur 4.



Figur 3 MIP-sond med membran och värmeblock.



Figur 4 Slangar för bärgas respektive bentonit matas genom sonderingsstängerna innan sondering påbörjas.

Gaskromatografen (GC), Figur 5, tar hand om och analyserar den uppkommande gasen. GC:n är vanligtvis utrustad med PID- (photoionization detector), FID- (flame ionization detector) och DELCD – (Dry Electric Conductivity Detector) detektor. Varje detektor är specialiserad för en föroreningsgrupp. PID detekterar flyktiga aromatiska kolväten, t ex BTEX. FID är anpassad för raka kedjor av kolväten t ex alifatiska kolväten samt lättare PAH, t ex metan, butan och DELCD -detektorn används för klorerade föreningar som t ex TCE och PCE. De tre detektorerna används, delvis parallellt, delvis i serie med den minst destruktiva detektorn först och den mest destruktiva detektorn sist, d v s FID-detektorn.



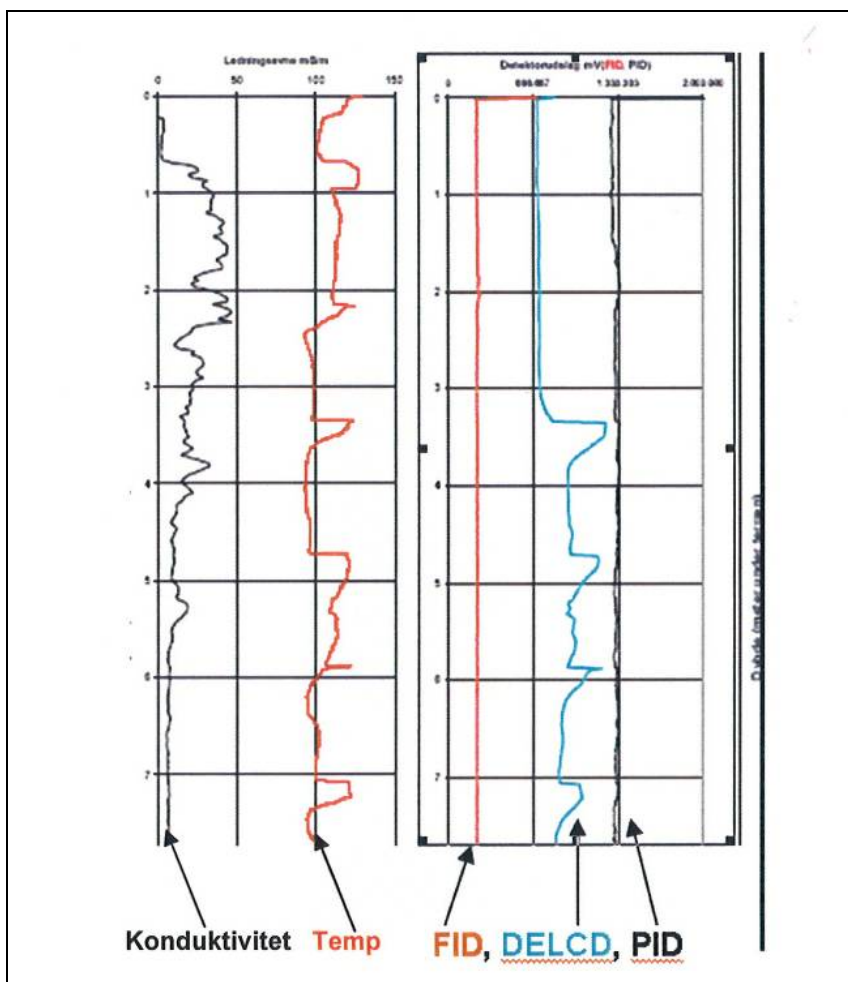
Figur 5 GC (Gaskromatograf, är "lådan" med röd kåpa, allt i undre delen av bilden) med tre detektorer (sitter tillsammans med GC-kolonnen i denna" låda"). I övre delen av bilden till vänster finns ett instrument som visar olika detektorers utslag samt till höger en tryckregulator för bärgasen. Alla mätvärden lagras i dator (ej på bilden).

Utöver de tre detektorerna i MIP-sonden loggas även följande parametrar kontinuerligt

- Neddrivningshastighet
- Konduktivitet (elektrisk ledningsförmåga)
- Temperatur

Sensorer för de två sistnämnda sitter i MIP-spetsen. Mätresultatet från de tre GC-detektorerna samt konduktivitet, neddrivningshastighet och temperatur visas kontinuerligt, med ca 30 sekunders fördröjning på mätdatorn. Exempel på hur loggade data redovisas för ett sonderinghål ges i Figur 6.

Värmeblock och membran på MIP-sonden är aktiv under hela sonderingen, även vid skarvning av sonderingsstängerna. Detta medför att jord på aktuell skarvningsnivå värms upp mer i relation i angränsade nivåer och resultatet blir lokala toppar för temperatursensorn och DELCD-detektorn. Detta syns tydligt i Figur 6.



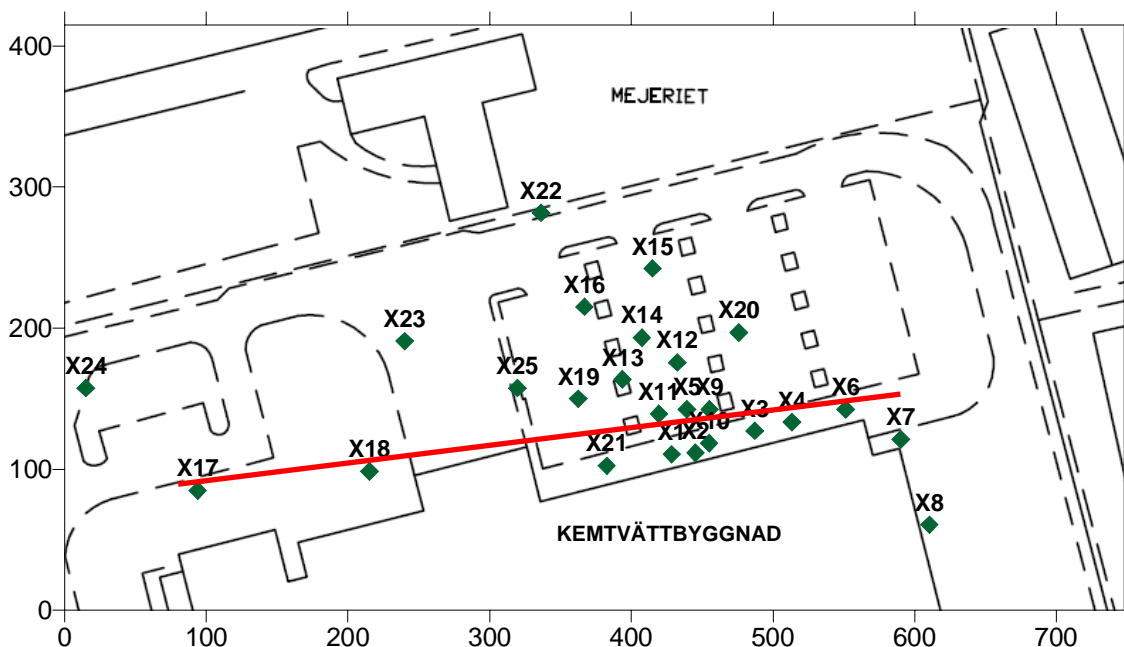
Figur 6 Mätresultat av de tre detektorerna och konduktivitet samt temperatur. Observera pseudoökningen av semi-kvantitativa halten klorerat (DELCD) vid skarvning av sonderingsstänger vid 3,5, 4,6, 5,8 och 7,1m, eftersom värmeplattan då står still på samma ställe och värmer upp jorden med en ökad halt flyktiga ämnen som följd.

8.2 Utförda undersökningar med MIP-sondering

MIP-sonderingen utfördes med en Geoprobe, som är en form av borrhandsvagn som trycker ner sonden i marken. Inför varje sonderingsförsök måste djup till berg eller fast mark uppskattas, eftersom instrumenteringskabel m.m. måste träs genom samtliga sonderingsstänger. Därefter sker skarvning av sonderingstängerna efterhand som sonderingen fortgår. Neddrivningshastigheten hölls så konstant som möjligt.

De inledande sonderingspunkterna baserades på resultat från tidigare markundersökningar. Resultaten från första MIP-sonderingen utvärderades direkt i fält och utvärderingen låg till grund för placeringen av nästa sonderingspunkt. Detta arbetssätt kallas för dynamisk MIP-sondering. Alla MIP-sonderingar utfördes från markytan ner till berg.

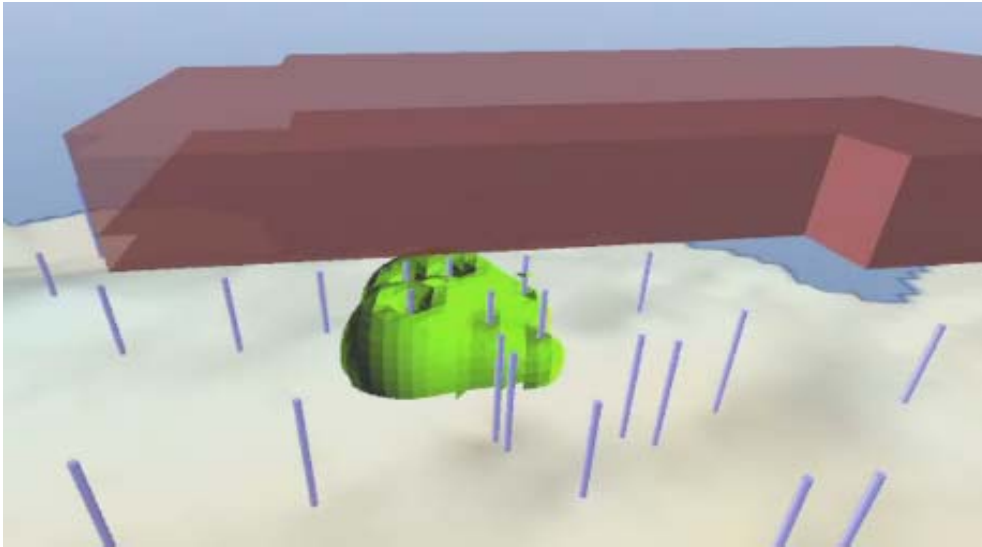
Initialt bestämdes att området skulle undersökas med 21 MIP-punkter. Efter MIP-undersökningen gjordes bedömningen att ytterligare 4 MIP-punkter skulle utföras för att komplettera resultatet. Totalt sonderades 25 punkter, benämnda X1 – X25 i Figur 7.



Figur 7 Tjugofem punkter (benämnda X1-X25) undersökta med MIP-sond vid Alingsås kemtvätt. 100 längdenheter i x- eller y-led motsvarar 25 meter. Röd heldragen linje avser sträckning av avloppsledning framför Alingsåstvättens byggnad.

8.3 Resultat MIP-sondering

Som nämnts ovan sonderades totalt 25 punkter. Resultaten presenterades i form av sonderingsloggar med utslag från de olika detektorerna, men även som en tolkad sammanställning av föroreningsituationen. Sedan tidigare är det känt att föroreningskällan finns under byggnaden (vid grundvattenrör B2 och B4, se bilaga 1) men MIP-sonderingarna utfördes endast utanför byggnaden. Ejlskov A/S som utförde MIP-sonderingarna, skapade en tredimensionell bild av föroreningsplymen utifrån MIP-resultaten, se Figur 8.

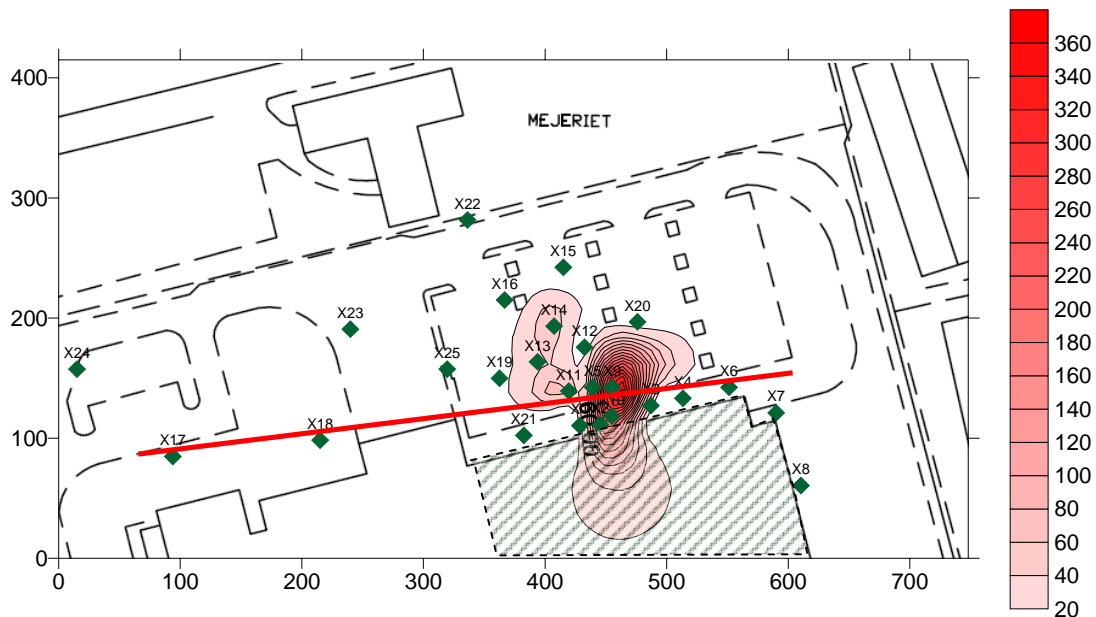


Figur 8. Bild i tre dimensioner av föroreningsplymen av klorerade lösningsmedel, vy mot tvätterbyggnadens norra fasad (från Ejlskov 2006).

SGI gjorde en översiktlig sammanställning av föroreningsutbredningen baserad på sonderingsresultaten från 2006, se Tabell 1. Med hjälp av programmet Surfer gjordes en tolkning av MIP-resultaten, se Figur 9.

Tabell 1 Resultat från MIP-sonderingen. SGI:s tolkning som utfördes i fält redovisas nedan för respektive sonderingspunkt.

Punkt	Förekomst?	Bedömt djup (m u my)	Punkt	Förekomst?	Bedömt djup (m u my)	Punkt	Förekomst?	Bedömt djup (m u my)
X1	Antydans	4,5-7,5	X9	Ja	3,2-7,2	X17	Nej	-
X2	Ja	3,2-6,0	X10	Ja	1+ 3,5-6	X18	Nej	-
X3	Nej	-	X11	Ja	4,5-8,0	X19	Antydans	7,5-10
X4	Nej	-	X12	Antydans	6,0-8,8	X20	Nej	-
X5	Ja	3,2-7,5	X13	Ja	7,0-9,0	X21	Nej	-
X6	Nej	-	X14	Antydans	5,0-8,0	X22	Nej	-
X7	Nej	-	X15	Nej	-	X23	Nej	-
X8	Nej	-	X16	Nej	-	X24	Nej	-

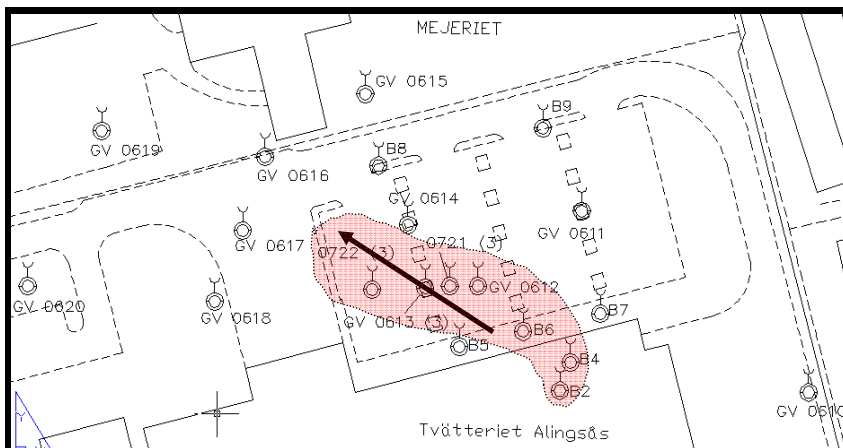


Figur 9 Tolkning av MIP-resultaten med hjälp av programmet Surfer, utifrån relativ storlek på respons/utslag från MIP-sonderingen. Röd linje: avloppsledning. Inga MIP-sonderingar utförda under huset (modellens beräknade utbredning av klorerade alifater under huset anges dock).

8.4 Utvärdering MIP-sonden

MIP-sonderingarna gav en indikation på föroreningsutbredningen horisontellt och vertikalt utanför fastigheten. Denna information användes för att bestämma var nya grundvattenrör skulle placeras i området och vilka filternivåer som var lämpliga. I Figur 10 redovisas den bedömda föroreningsutbredningen utifrån resultat från den efterföljande grundvattenprovtagningen. Den bild av föroreningssituationen som togs fram efter MIP-sonderingen (Figur 9) överensstämmer ungefär med Figur 10.

I några MIP-punkter erhöles en inte fullt tillfredställande indikation på att förorening förelåg, jämfört med vad efterföljande provtagning i närliggande placerade grundvattenrör avslöjade. Framför allt gav MIP i dessa punkter lägre/lågt utslag i förhållande till vad som senare detekterades analysmässigt. De kan finnas flera hypotetiska förklaringar till detta: 1/ förorening i sådana delområden var/är mycket lokalt varierande i x,y,z-led 2/ MIP-respons kan i vissa fall ge alltför grov bild av situationen 3/ neddrivningen av sonden gick för fort varvid värmeblocket inte hann värma upp förorening lokalt i tillräcklig utsträckning (så att tillräcklig mängd kunde övergå i gasfas och vidare in genom membranet) 4/ membranet blev temporärt igensatt.



Figur 10 Bedömd plymutbredning (halter > ca 50 µg/l PCE i dec 2007) utifrån analys av grundvattenprover i samtliga grundvattenrör. Pil indikerar bedömd medelriktning av grundvattenflöde inom angiven plym.

För Alingsås-projektet gjordes ingen uppskattning av hur många grundvattenrör som var lämpliga att installera på området innan MIP-undersökningen. Det går därför inte att säga något om det var kostnadsmässigt fördelaktigt att utnyttja MIP-sondering eller inte för Alingsåstvätten. Bedömningen är att MIP-undersökningen i många fall är kostnads-effektivt, framförallt om undersökningen sker i ett inledande skede då det finns misstanke om föroreningar. Inte minst för att bedöma föroreningsutbredningen i vertikalled. För Alingsås-projektet är bedömningen att betydligt fler prover hade behövts skicka in för labbanalys för att finna föroreningsutbredningen i vertikalled om inte MIP-undersökningen hade utförts.

Det är viktigt att känna till att MIP-resultaten inte ger en halt som är jämförbar med olika riktvärden, utan vanligtvis en indikation på förekomst och i bästa fall om det är höga eller låga halter, relativt sett. Erhållen variation i MIP-responser från punkt till punkt beror, förutom på halt av förorening, sannolikt även på geologiska förutsättningar, typ av förorening osv.

Sammantaget bedöms undersökning med MIP-sond ha följande för- och nackdelar.

Fördelar

- Snabb och direkt (på plats) grövre avgränsning av föroreningen. Effektivt verktyg för avgränsning av områden med måttligt-höga halter.
- Sonderingsresultat kan användas direkt på plats för att styra placering av nästföljande MIP-sondering.
- Sonderingsresultat kan användas för att styra placering av grundvattenrör och deras filternivåer.
- Kostnadsreducering eftersom färre prover bedöms behöva skickas in för labbanalys för att uppnå samma nivå på datakvalitet.
- Relativt stor datamängd (ca 10-15 mätpunkter per fältdag) vilket efter ett par dagars arbete resulterar i ett tillräckligt underlag för kvantifiering av osäkerheter och framtagande av 3D föroreningsmodell med hjälp av geostatistik.
- Minimerad risk för kontaminering av fältpersonal.

Begränsningar

- MIP mätningar ger inga exakta värden eller halter, utan i bästa fall endast semi-kvantitativa resultat.
- Resultaten kan inte användas som enda underlag för att avgöra omfattningen av förorening. Underlaget måste kompletteras med analys av jord- och grundvattenprover.
- Penetrering av täta (ler-)skikt kan resultera i oönskad vertikal spridning av klorerade alifater, inte minst när sonden dras upp. Tätning av borrhålet med bentonit måste utföras så snabbt som möjligt efter uppdragning.
- Kräver en viss mått av förberedelse vid varje sondering, utläggning av sonderingsstänger och trä igenom samtliga kablar.

9 METOD FÖR DIREKTTÄTNING AV MIP-SONDERINGSHÅL

Vid undersökningar av mark med klorerade alifater är det viktigt att inte sprida föreningarna vidare horisontalt eller vertikalt i jordprofilen. För att minimera vidare spridning i upptagna borrhål bör dessa förslutas omgående. Det vanligaste sättet att täta hål, vid MIP-sondering att tillföra bentonit-slurry ned i hålet direkt efter att MIP-sonden dragits upp.

För att minimera spridningsrisken ytterligare tog SGI fram en prototyp och testade den vid Alingsåstvädden. Målsättningen var att kunna täta MIP-hålen direkt efter MIP-sonderingen.

9.1 Information om testad utrustning

Prototypen består av ett munstycke som sätts mellan MIP-sonden och den stång som MIP-sonden vanligtvis monteras på. Bentonit-slurry förs ned i en innerslang och trycks (med luft via pump) ut när MIP-sonden dras upp. Bentonitpumpen drivs av ett el-aggregat och har tillgång till färdigblandad bentonit i en tunna. Bentonit-slurryn pumpas via en slang i sonderingsstängerna ut till ett munstycke som är placerat direkt ovanför sondhuvudet. Från munstycket sprutas bentonit kontinuerligt ut då sonden dras ur borrhålet.

Vid uppdragningen kommer MIP-membranet hela tiden i kontakt med bentoniten. Detta påverkar dock inte MIP-sonden negativt eftersom ingen mätning sker under uppdragningen, samt att MIP-membranet i sig inte påverkas negativt av bentonit-slurryn (förutsett att MIP-sonden tvättas direkt efter upptaget).

Hela systemet består av:

1. Kompressor/energikälla till pump
2. Pump, dubbelverkande, dvs pumpning sker kontinuerligt.
3. Bentonit-slurry
4. Slangar från slurrykärlet till pump och från pump till munstycke.
5. Munstycke som monteras mellan MIP-sond och första sonderingsstången.

I Figur 11 (består av flertal foton på utrustning) visas systemets komponenter.



Foto 1. Hydraulpump med oljetank



Foto 2. Pump med dubbla kolvar



Foto 3. Grön slang går från slurryn till pumpen, svart slang går från pump till munstycke.



Foto 4. Underst: MIP-sond (silverfärgad) med påmonterat munstycke (gråblått). Överst: Isär monterade sonderingsstänger.



Foto 5. Munstycke från vilket bentoniten pumpas ut. Munstycket sitter monterat mellan sonden (till vänster) och sonderingsstänger (ur bild till höger). Mellan sond och munstycke är en gängadapter fastsvetsad.



Foto 6. Hela systemet, inklusive stänger, sonden med munstycke ligger längst till vänster. Kompressor, pump och slurry förvarades på släp för lättare transport mellan punkter.



Foto 7. Kopplingar mellan hydraulpump och bentonitpump



Foto 8. Anslutningen för bentonitslang och MIP-kabel. MIP-sonden i borte delen av bilden och på öppna änden ska sonderingstänger skarvas.

Figur 11 Består av åtta foton som visar prototyp för tätning av MIP-hål.

9.2 Test av direkttätning av sonderingshål

Det första tätningstestet utfördes i ett område utanför den bedömda föroreningsplymen. Bentoniten (vanligtvis med partikelstorlek ca 0,25-2,9 mm) blandades innan med vatten (ca 25 kg bentonit med 100 liter vatten) varvid en slurry erhöles med densiteten ca 1,14 l/kg. Bentonitlurryn pumpades ut vid två – tre tillfällen på vägen ner. Väl nere i botten hade munstyckshålen satts igen av jord och bentonitlera kunde inte pumpas ut (konstaterades när munstycket kom upp).

Vid det andra försöket pumpades bentonit ut kontinuerligt vid sonderingen neråt. En stor mängd bentonit gick åt, ca 15 liter bentonit per 1,5 m sondering. Vid försökstillfället upptäcktes att konduktiviteten ökade kraftigt. Bentonitleran letade sig ner till konduktivitetsmätaren som reagerade på bentoniten. Detta kunde konstateras då två sonderingshål utfördes i anslutning till varandra. I det ena hålet sprutades ingen bentonitlera ut och i det andra hålet sprutades bentonitlera ut på nervägen. Farhågor fanns nu att även MIP-sondens membran påverkats då bentonitleran hypotetiskt kunde lägga sig framför eller i membranet och ”isolera” klorerade alifater. MIP-membranet testades med butangas när den väl var uppe igen och gav utslag vilket visade att MIP-membranet inte hade tagit skada av bentonitleran.

För att undvika påverkan på sondens mätningar testades istället tätning när sonden drogs upp (då utförs inga mätningar av sonden). I detta test bedömdes munstycket inte fungera tillfredställande eftersom tillförseln av bentonit stannade av innan hela röret var tätat. Detta berodde troligen på att slurryn var för tjock för munstycket. En ny slurry med lägre densitet (ca 150 l vatten till 25 kg bentonit) tillreddes och testet utfördes först ovan mark. God utströmning erhöles och detta testades därefter i ett område som bedömdes ligga i den yttre delen av föroreningsplymen. Hela MIP-hålet bedömdes nu bli fyllt med bentonit. Tyvärr hade dock slurryn för hög vattenhalt för att säkerställa god tätning varför kompletterande tätning utfördes på vanligt sätt.

9.3 Utvärdering av prototyp för tätning av sonderingshål

Sammanfattningsvis fungerande inte den testade prototypen tillfredställande. Idén bedöms dock som god men ett nytt munstycke måste konstrueras med större öppningar så att ordinarie slurrydensitet kan tillföras hålen. Därtill, för att inte få munstyckets hål igensatta, bör hålen pluggas från utsidan på vägen ner med en enkel pappers-, eller plast-, plugg som blåses ur/bort då bentonitlera börjar pumpas ur. Utifrån de försök som utfördes bedöms tätning på vägen upp som det bäst lämpade.

Förbättringar kan även göras på den dubbelverkande pumpen. Slurryn pumpades ut stötvis istället för kontinuerligt. När slangen mellan pump och munstycket halverades (d.v.s. från två enheter á 7 meter till en enhet) och testades ovan mark fungerade dock pumpen bättre och ett jämnare och kraftigare flöde kom ur munstycket.

Konstruktionen kunde inte ändras inom tidsramen för de beställda MIP-undersökningarna. Alla uppkomna MIP-hål tätades därför på konventionellt sätt, d.v.s. bentonitslurry tillfördes till varje MIP-hål direkt efter att MIP-sonden (utan munstycke) tagits upp.

10 MULTINIVÅRÖR FÖR GRUNDVATTENPROVTAGNING

10.1 Inledning

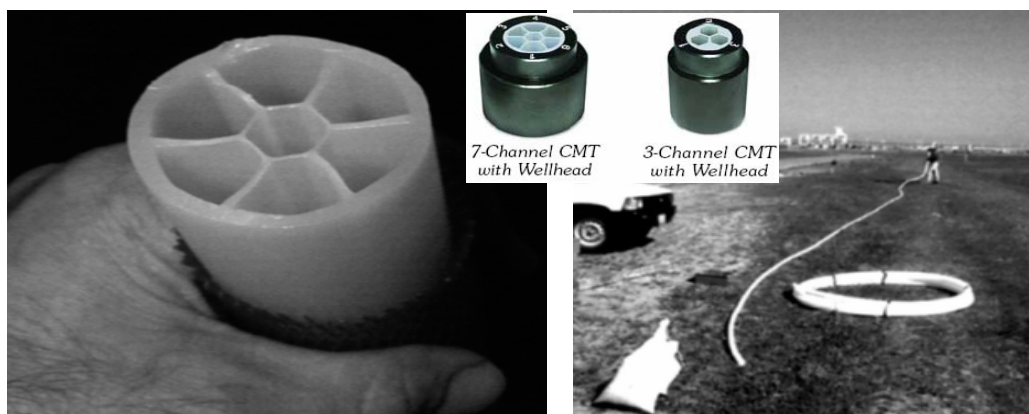
Undersökning av en föroreningsplymens utbredning i grundvattnet ger viktig information om områdets föroreningsstatus. Då föroreningen består av klorerade lösningsmedel som är tyngre än vatten (DNAPL), kan föroreningen redan vid utsläppspunkten vara spridd i hela akvifärens vertikala led.

I Sverige har det hittills varit relativt vanligt att förorenat grundvatten provtagits på endast en nivå, oavsett typ av förorening. Det blir då svårt att klargöra föroreningens utbredning på olika nivåer i akvifären. Detta är speciellt olyckligt då föroreningen är av typen DNAPL som gärna sprids vertikalt genom en grundvattenakvifär.

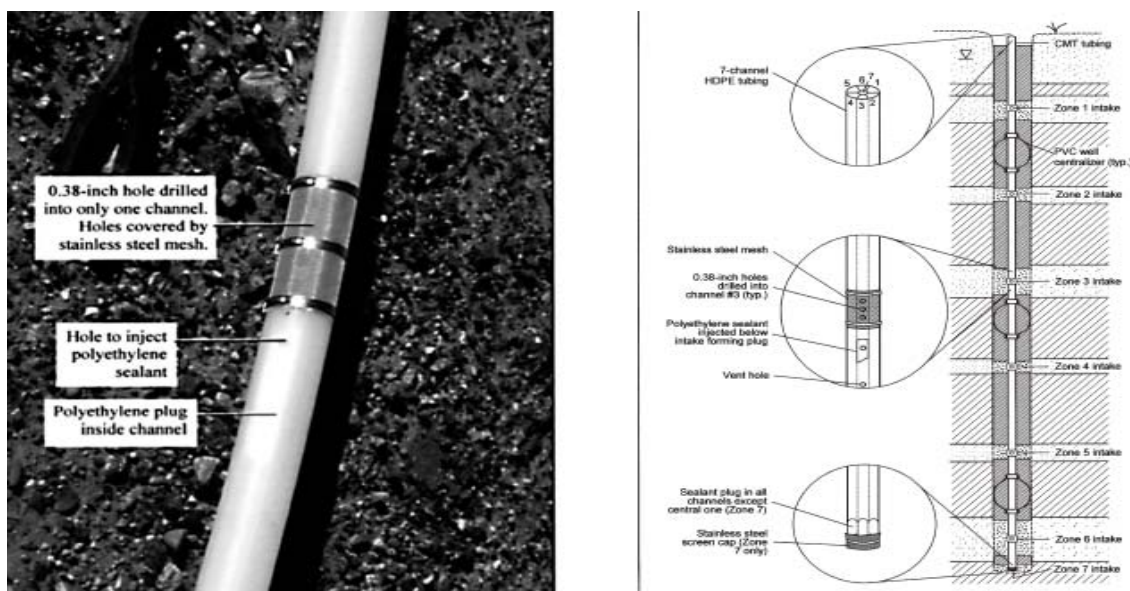
För att karaktärisera och avgränsa en föroreningsplym av klorerade lösningsmedel underlättar en tredimensionell kartläggning av föroreningen i grundvattnet, helst över tiden. Konventionell provtagning i grundvattenrör (prov från en nivå) är ofta ineffektiv för att särskilja sådana haltvariationer, samt att finna de högsta halterna. Detta gäller speciellt då provtagning utförs så att ett mixat vattenprov från olika nivåer tas som samlingsprov i samma grundvattenrör, dvs. med ett längre filter. Därför är grundvattenprovtagning från flera djupnivåer att föredra.

Multinivåprovtagning innebär att provtagningen sker på minst två-tre olika avgränsade nivåer eller djupintervall i samma provpunkt. Det finns olika konfigurationer av grundvattenrör som möjliggör multinivåprovtagning. En variant är att placera konventionella grundvattenrör intill varandra med olika filternivåer, sk. klusterrör. Grundvattenrören placeras så tätt att provtagningen anses ske i en och samma provpunkt men ändå med tillräckligt avstånd mellan rören så att omgivande jord hindrar korskontaminering. En annan konfiguration är ”nested”-rör då tre (eller flera) separata rör förs ner i *samma* borrhål men till olika djupnivåer. Vanligtvis sker utanpåliggande nivåavgränsningar med bentonit. Ytterligare alternativ är s.k. CMT-rör som består av ett speciellt designat plaströr i ett yttre slitsat rör där det inre röret ger tillgång till provvatten på avgränsade önskade nivåer. Vidare är det möjligt att placera flera provtagare i ett och samma rör, t.ex. bladderpumpar med packers, för att utföra multinivåprovtagning (Larsson, 2009).

CMT-rör är relativt nytt på marknaden. CMT är förkortning för Continuous Multichannel Tubing™ och består av ett rör (vanligtvis ytterdiameter 43 mm) av HDPE-plast med invändig bikakestruktur med tre eller sju diskreta kanaler, se Figur 12. I de s.k. ”7-rören” har varje kanal en innerdiameter på 13 mm, förutom centralkanalerna där innerdiametern är ca 10 mm. Provtagningsportarna/filtren i CMT produceras genom att borra 0,95 cm hål genom yttre plastväggen. CMT-röret perforeras på de grundvattennivåer som önskas provas i den specifika provtagningspunkten, Figur 13. Därmed kan upp till sju nivåer provtas i varje enskilt grundvattenrör. Varje port blir då en diskret provtagningsnivå men vid behov kan flera kanaler perforeras så att de motsvarar samma nivå. Den centrala kanalen i röret tillåts vara öppen i botten medan de andra tätas på vardera önskad nivå genom att injektera tätningsmaterial (specifikt för HDPE-plast, t ex het smält PE-plast som förs in med tryckspruta). Ytterligare information ges i Larsson (2009).



Figur 12 Vänster: Multiröret/tuben invändigt ("7-rör"). Mitten: "7-rör" och "3-rör". Höger: Utdraget/ihoprullat "7-rör" (Einarson och Cherry, 2002, Solinst, 2006).



Figur 13 Bild till vänster visar typisk intagsport med grovfilter av rostfritt stål över hålet, fastsatt med rostfria klämmor. Höger bild skiss med olika provtagningszoner och tre centreringsskärmar (centrering för tuben i röret) (Einarson och Cherry, 2002).

10.2 Installation av multinivårer i Alingsås

Utifrån resultaten från MIP-sondering och från tidigare vattenanalyser installerades 2006 ett "nested"-rör (Gv 0613) och året därpå två CMT-rör (Gv 0721 och Gv 0722).

I Alingsås installerades "nested"-röret 0613 av Ejlskov A/S som innehöll tre separata delrör där varje rör/kanal hade en innerdiameter av 18 mm (se Figur 14). Dessa hade vardera 1 meters filter och varje delrör sattes så att filternivå motsvarande de djupnivåer där MIP-sonden gav signifikanta utslag. Mellan varje rör gjordes avskärmning med bentonit (dock ej vid filter).

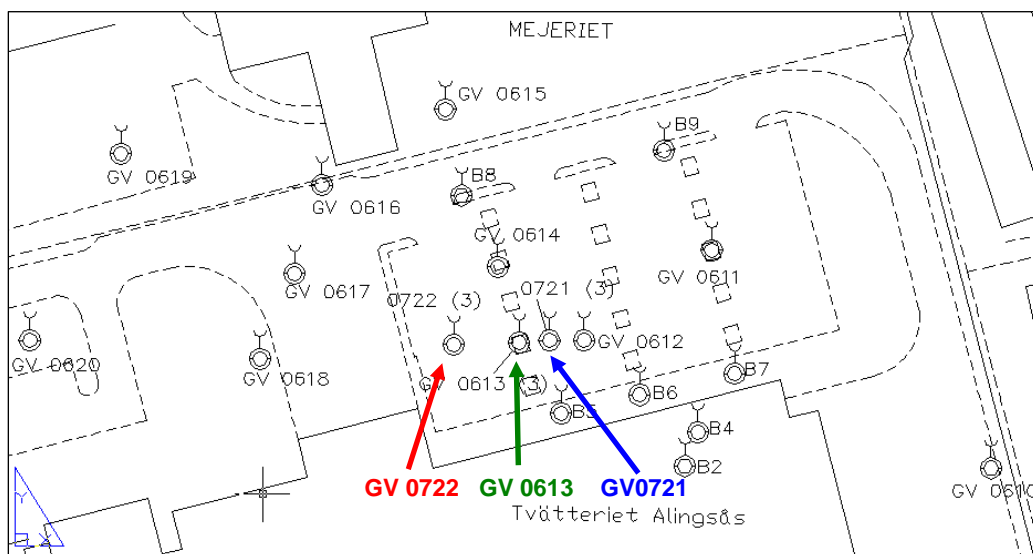
CMT-rören, som sattes av LMI Borrteknik, hade vardera tre kanaler ("3-rör") och deras filternivåer valdes också utifrån MIP-responser i närliggande punkter som givit signifikanta utslag. Rören transporteras från fabrik i ca 90 m längder i 1,2 m rullar. Filternivåerna är ca 5 cm långa (hålen i röret är ca 1 cm men motsvarande filternivå och hålskydd utanpå hålen är ca 5 cm vardera). Även här avskärmades varje provnivå med, för CMT specifikt designad, avskärningsdel (bentonitstavar). Bild på CMT-rör som installerades i Alingsås ges i Figur 15. Placering av Gv 0613, Gv 0721 och Gv 0722 ges i Figur 16.



Figur 14 Grundvattnrör 0613 är ett "nested"-rör och består av tre separata, med bentonit inbördes avskärmade, grundvattenrör i ett borrhål.



Figur 15 Vänster: En kort bit av CMT-rör som nyttjades i Alingsås. Höger: Installerat CMT-rör på plats i Alingsås.

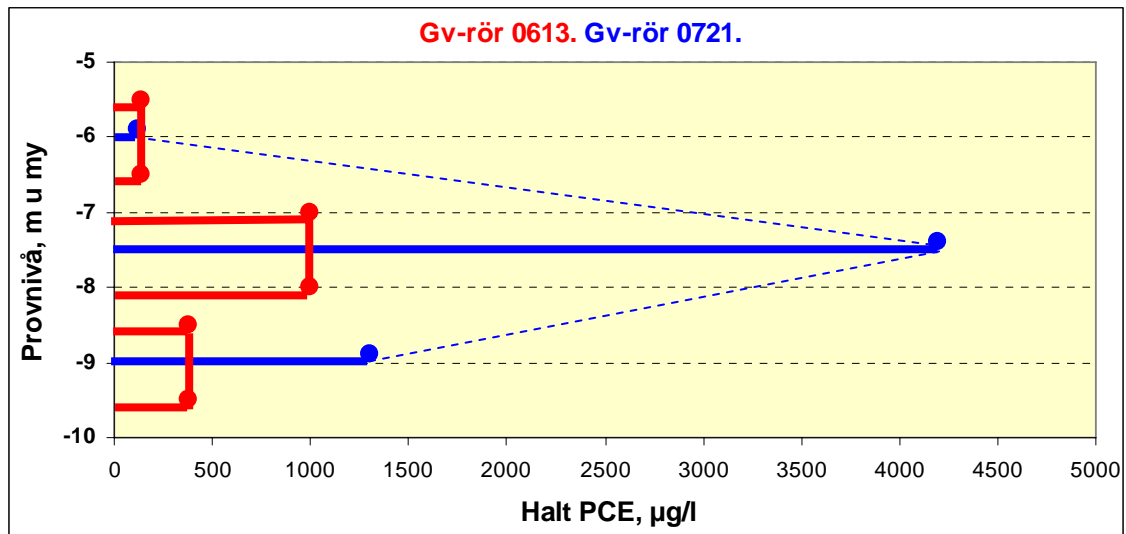


Figur 16. Placering av Gv 0613, Gv 0721 och Gv 0722. Därtill visas alla övriga grundvattenrör installerade mellan 2002 och 2007. Rör B2 och B4 är placerade under byggnaden inom området för en konstaterad föroreningskälla, "hotspot".

10.3 Utvärdering av multinivårör i Alingsås

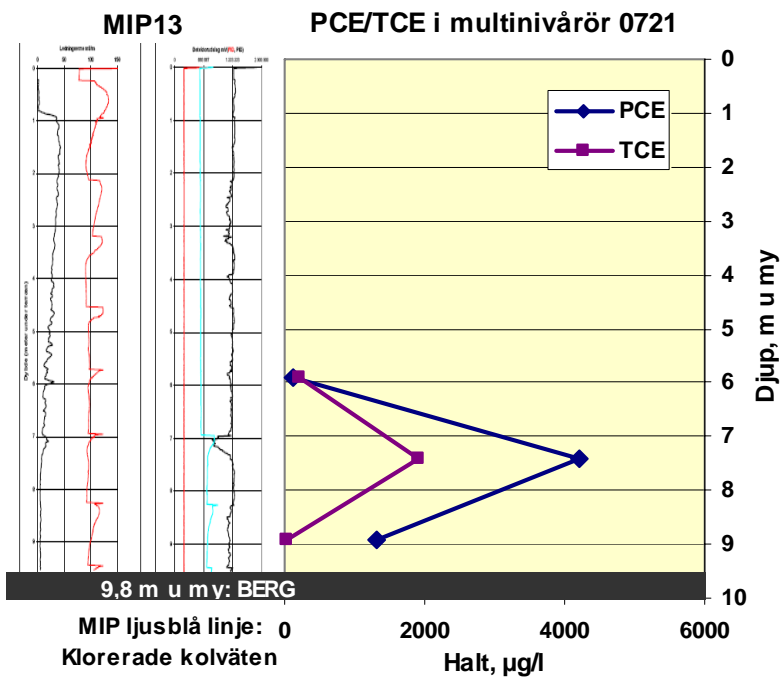
Erhållna resultat visar att CMT-rören Gv 0721 och Gv 0722 ger generellt större skillnader i halter vertikalled jämfört med Gv 0613. Detta visualiseras i Figur 17 för grundvattenrör 0613 och 0721 som ligger bara några meter ifrån varandra. Figuren visar halten av PCE under mättillfället i maj 2009 på de olika provtagningsnivåerna. Grundvattenrör 0613, som har 1 m långa filter på nivå 5,5-6,5 m, 7,0-8,0 m och 8,5-9,5 m under markytan, uppvisar lägre halter av PCE än 0721 på samma filternivå. Detta kan förklaras av att föroeningen finns i ett marklager som är smalare än 1 m.

Utifrån dessa tester bedöms CMT-rör ge en bättre bild av den diskreta vertikala utbredningen av klorerade kolväten jämfört med "nested"-rör. För att nyttja CMT-rör optimalt bör dock sådan undersökning föregås av t.ex. MIP-sondering för att få god indikation på var man ska placera provtagningsnivåerna i CMT-röret.

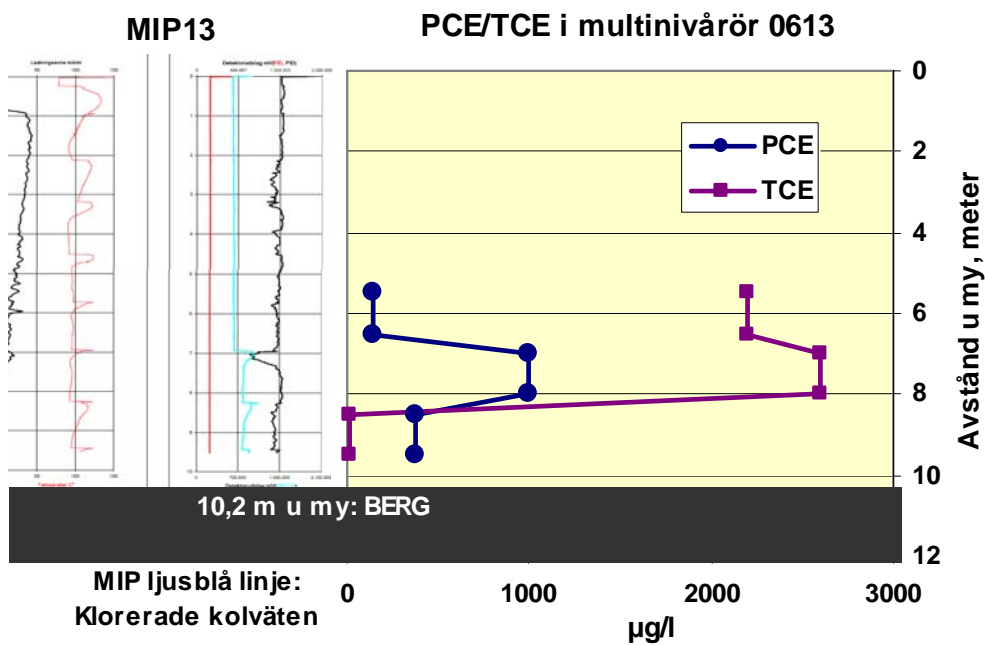


Figur 17 Skillnad i uppmätt halt i två olika typer av trippelrör (0613 och 0721) placerade nära varandra. Gv 0613 (rött) består av tre separata, tätt intilliggande gv-rör, där varje rör har 1 meters filternivå. Gv-rör 0721 består av 3-nivå CMT-rör med mycket liten diskret provnivå för varje provtagningsdjup.

Andra starka indikationer som erhållits är att multinivårer (3-nivåer) kan visa huruvida klorerade alifater ligger i skikt i akvifären, t.ex. ovanpå täta lerlinser, samt hur inhomogen utbredningen är i vertikalled. Detta är inte möjligt med vanliga grundvattenrör av en-nivå typ/med ett filterintervall. Figur 18 och Figur 19 visar halter av PCE och TCE i vertikalled i grundvatten som provtagits på tre olika nivåer med dels CMT-rör (Gv 0721) där filternivå är max 5 cm och dels rör med tre kanaler (Gv 0613) där varje filternivå är 1 m. I tabell 2 redovisas jordlagerföljden i en närliggande punkt samt grundvattenrörens filternivåer.



Figur 18 Analyserade halter av PCE och TCE i prov tagna på tre nivåer i Gv 0721 samt MIP-respons i närliggande punkt(turkos linje).



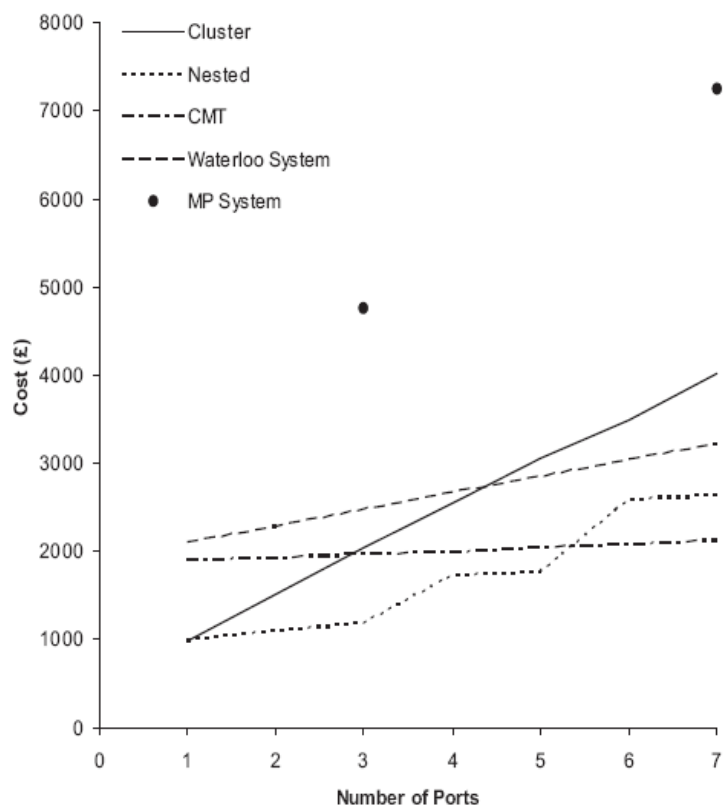
Figur 19 Analyserade halter av PCE och TCE i prov tagna på tre nivåer i Gv 0613 samt MIP-respons i närliggande punkt (turkos linje).

Tabell 2. Beskrivning av jordlagerföljden i Gv 0613. Samma jordlagerföljd bedöms återfinnas i Gv 0721. Även filternivåerna för Gv 0613 och Gv 0721 är markerade i tabellen.

Djup (m)	Jordlager	Gv 0613 (m u my)	Gv 0721 (m u my)
0-0,15	Mull		
0,15-0,65	Sand		
0,65-6,05	Lera	0613-1: 5,5-6,5	0721-1: 5,9
6,05-9,95	Sand	0613-2: 7,0-8,0 0613-3: 8,5-9,5	0721-2: 7,4 0721-3: 8,9
6,95-10,15	Grus		
10,15-10,20	Lera		

Av figurerna framgår att MIP-sonden gav utslag på rätt intervall men man ger inte den variation av halter i vertikalled som erhålls med multinivårör. Vidare visade resultaten att högsta halter av förorening fanns i den mellersta delen av sandlagret.

CL:AIRE (2002) gjorde en jämförelse av kostnader för CMT-rör i 30 m djupa borrhål med kostnader för konventionella flernivåsystem med större packers emellan (Waterloo System och Westbay MP System), samt med klusterrör och s.k. "nested"-rör relativt antal vertikala provtagningsportar. Det visade sig att "nested"-rör var billigast då antal provportar var max 5 men att CMT (som egentligen är en variant av "nested"-typen) var billigast då 6-7 provportar nyttjades. Westbay MP System var generellt dyrast. Resultaten redovisas diagrammässigt i Figur 20.



Figur 20 Jämförelse av totalkostnad för några olika multinivårör, relativt antal provportar (number of ports) för 30 m långa rör (CL:AIRE, 2002).

Jämförelsen mellan 3-nivå CMT-rör med 5 cm filter och ”nested” konfiguration med 1 m filter kan sammanfattas enligt följande:

- Provtagning på tre diskreta nivåer (inom max 5 cm filterintervall) med CMT-rör ger bättre beskrivning av lokala halter av klorerade alifater jämfört med provtagning med tre separata, tätt intilliggande rör som har 1 m filter.
- Korta filter ger betydligt bättre möjlighet att träffa vattenförande jordlager med höga föroreningshalter, jämfört med längre filter. Längre filterlängder, 1 till 3 meter, ger ett medelvärde för det djup som filterlängden representerar.
- Val av filterlängd har stor betydelse och är beroende av syftet med undersökningen. I tidiga skeden då frågeställningarna ofta kan vara att konstatera om förorening finns eller inte kan längre filterlängder vara att föredra. Nackdelen är att ett tunt vattenförande jordlager med klorerade lösningsmedel kan riskera att missas, vid utvärderingen bör därför hänsyn även tas till låga halter.
- Kostnaden för installation av de två olika tre-nivå systemen var ungefär densamma som att installera ett vanligt grundvattenrör. Själva CMT-röret kostade dock mer än de tre separata rören.

Sammantaget fås följande för- och nackdelar med CMT-rör.

Fördelar

- enbart ett grundvattenrör behövs i stället för flera för provtagning upp till 7 nivåer
- det kan möjliggöra provtagning ned till 60 m u m y
- relativt enkelt att täta mellan röret och borrhållsväggen
- Ger avsevärt mer diskret provtagning än multinivåprovtagning med separata tätt intilliggande rör eftersom de sistnämnda kan ge krosskontaminering (förorening kan transporteras mellan/längs med rören)
- det är flexibelt; provnivåerna kan förbestämmas och röret kan kapas till önskad hel längd vilket eliminerar behov av vattentäta skarvar i grundvattenröret
- det kan enkelt föras ned för hand i grundvattenröret, d.v.s. snabb och enkel installation
- totalkostnaden är i nivå med, eller något högre, för 3-rörs CMT, jämfört med tre separata vanliga gv-rör. Detta beror dock på provtagningsdjup, ju djupare desto fördelaktigare är CMT-rör. För CMT 7-rör är totalkostnaden generellt avsevärt lägre för provtagning på sju nivåer, jämfört med totalkostnaden för installation och rör av sju separata gv-rör ned till sju olika nivåer, eller sju tätt intilliggande rör i samma punkt.

Nackdelar

- att materialet (HDPE) eventuellt kan sorbera/desorbera vissa föroreningar samt att vissa föroreningar kan diffundera genom materialet; behov av inre rör av annat material som kan vara dyrare kan då behövas
- smala inre kolonner som begränsar typ av provtagnings-/pump-/utrustning/tid
- det tar cirka dubbla tiden att borra/montera/installera ett 7-kanals CMT grundvattenrör jämfört med ett konventionellt rör.

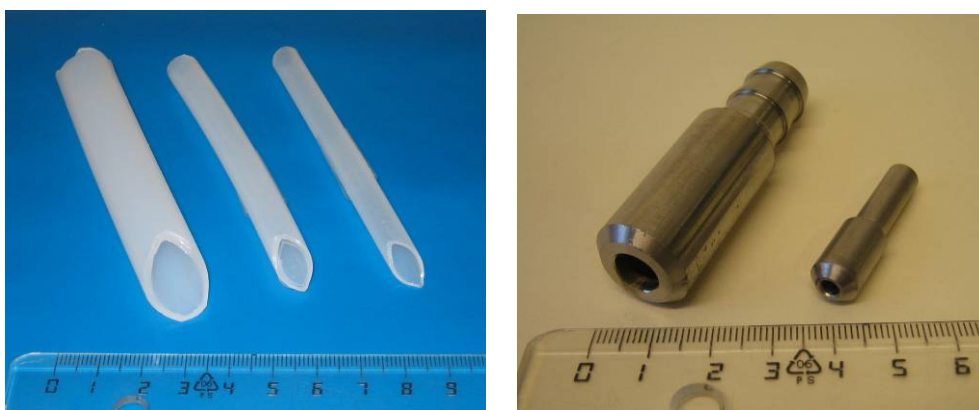
11 ANVÄNDNING AV WATERRA PUMPAR

11.1 Inledning

Provtagning av grundvatten i grundvattenrör begränsas av det provtagna rörets diameter. Multinivårör, främst av typen CMT men även ”nested”-rör, har avsevärt mindre inre diameter än vanliga grundvattenrör. I och med att bl.a. CMT-rör testades i Alingsås testades s.k. Waterra pumpar som provtagningsutrustning.

11.2 Testad pump

Waterra pump består i princip ett munstycke med backventil, Figur 21. Två olika storlekar användes, 18 mm till de traditionella grundvattenrören och 9 mm till flernivårören. En pump per borrhål användes och pumparna kopplades direkt på provtagningsslangen. Slangen som användes vid provtagningen var av PE-plast, 16x18mm till de större Waterra pumparna respektive 6x8mm PE-slang till de mindre Waterrapumparna i flernivårören.



Figur 21 Till vänster visas de tre provtagningsslangarna som användes vid undersökningen, PE 16x18 mm, teflon ca 6x9mm och PE 6x8 mm. Till höger de båda Waterra-pumparna, 18 mm och 9 mm.

Pumpningen utfördes manuellt i Alingsås, d.v.s. med en pumprörelse hållandes i plastslangen. Om man önskar maskinell pumpning så finns det på marknaden en utrustning, speciellt utformad för Waterra (Larsson, 2009). Den går på ström och utför en rörelse som gör att slang med Waterra munstycke automatiskt rör sig upp och ned i grundvattenröret.

11.3 Utvärdering av Waterrapump

Det var av naturliga skäl lättare att få upp önskad mängd vatten från de vanliga grundvattenrören jämfört med från trippelrören, då munstyckets och slangens diameter var mindre i det senare fallet. Från de smala grundvattenrören tog det ca 10-15 minuter att erhålla önskad mängd vatten.

Några för- och nackdelar som erfors med denna utrustning var:

Fördelar

- Enkelt system, få delar.
- Acceptabel totalkostnad för att provta, då man tar hänsyn till den korta tid det i fält tar att sätta ihop slang och munstycke och provta (jämfört t.ex. med bladderpumpar).

Nackdelar

- Engångssystem. Nytt munstycke och ny slang krävs för varje rör (för att undvika korskontaminering).
- Provtagningen kan bli störd genom att man för munstycke och slang upp och ned i grundvattenröret (omrörning). Detta bör främst gälla grundvattenrör med vanliga filterintervall (1-2 m). Emellertid, i de fall man har multinivårör av typen CMT (med ca 1 cm hål ut mot omgivning) med packers bör detta i mindre grad påverka omgivande/utanför befintligt vattens haltinnehåll.
- I de fall provtagning av grundvatten föregås av mätningar med flödescell så bör man tänka på att provtagning genererar relativt låga flöden då kanalerna har en liten diameter (flödescellsmätningar plus provtagning för grundvattenanalyser kan ta längre tid än beräknat).

12 JÄMFÖRELSE AV OLIKA SLANGMATERIAL

12.1 Inledning

HDPE-plast anses kunna binda vissa föreningar, t.ex. klorerade lösningsmedel, eller orsaka diffusion av dessa genom materialet. US EPA (1995) har bedömt HDPE som "otillfredställande" (Unsatisfactory), teflon "utmärkt" (Excellent-No effect) och nylon (Nylon 6, 66) "motståndskraftig" (Resistant) i samband med provtagning av PCE i grundvattnet.

12.2 Testade slangar

I Alingsås jämfördes utfallet att provta med vanlig HDPE slang och med HDPE slang belagd med en teflonfilm på insidan, se Figur 21. Den sistnämnda var ca 10 gånger dyrare än slangens av PE-plast. I Gv 0613 ("nested"-rör) provtogs vid ett och samma tillfälle vatten på mellannivån med Waterra pump med de två olika slangtyper. Avsikten var att undersöka om skillnaden av sorption av de olika materialen påverkar analysresultaten.

Det kan här nämnas att många av grundvattenrören installerade efter 2006 är gjorda av nylon. Grundvattenrör Gv 0613 består dock av HDPE-plast.

12.3 Utvärdering av teflonslang jämfört med HDPE slang

Analys av grundvatten från mellannivån i Gv 0613 visade att det inte var någon haltskillnad mellan de två olika slangtyperna, se Tabell 3. Sammantaget bedömdes att vanlig HDPE-slang var likvärdig med teflonbelagd HDPE-slang. Dock utfördes enbart två provtagningar och en längre mätserie hade kanske gett ett annat resultat.

Tabell 3 Resultat från analyser av grundvatten provtaget med Waterra kopplat till HDPE slangar med och utan invändig beläggning av teflon.

Gv-rör	0613-2	0613-2	Gv-rör	0613-2	0613-2
Slangmaterial	Teflonbelagd	HDPE	Slangmaterial	Teflonbelagd	HDPE
Föreninghalt	µg/L	µg/L	Föreninghalt	µg/L	µg/L
diklormetan	<1,0	<1,0	tetraklormetan	<0,20	<0,20
1,1-dikloreten	<1,0	<1,0	1,1,1-trikloreten	<0,20	<0,20
1,2-dikloreten	<1,0	<1,0	1,1,2-trikloreten	<0,50	<0,50
trans-1,2-dikloreten	14	14	trikloreten	2600	2500
cis-1,2-dikloreten	1600	1600	tetrakloreten	2300	2300
1,2-diklorpropan	<0,50	<0,50	vinylklorid	<1,0	<1,0
triklormetan	<0,20	<0,20	1,1-dikloreten	33	33

13 PASSIVA PROVTAGARE

13.1 Inledning

Passiva provtagare har börjat användas för undersökning och kvantifiering av klorerade alifater i förorenade grundvatten. Provtagning av grundvattnet utförs på en specifik nivå och den efterföljande analysen motsvarar därmed samma djupnivå.

Den passiva provtagaren ställer in sig efter rådande förhållande, d.v.s. det sker en diffusion genom PE-plasten så att en jämvikt med yttre miljö uppstår. Provtagaren ska placeras i avsett grundvattenrör i ett förbestämt antal dagar beroende på typ av provtagare, diameter på grundvattenrör (det finns olika storlekar på provtagare för olika rördiametrar) och på vilka substanser som ska analyseras. När provtagningen är klar tas provtagaren upp ur röret och strumpan punkteras med en engångsplaststicka. Vattenprovet sparas i dubbla vialbehållare och skickas in för analys, vilket är motsvarande som för traditionellt tagna prover.

I föreliggande fall var det av intresse att undersöka om analys av passiva provtagare kunde likställas med analys av vanlig provtagning.

13.2 Test av passiva provtagare

I samband med provtagningarna i Alingsås år 2007 och 2008 testades passiva provtagare i några av grundvattenrören. Alla provtagningar föregicks av vanlig provtagning av grundvattnet med Waterra pumpar. De passiva provtagarna var ca 35 cm långa och bestod av en LDPE-plast strumpa med skyddsnät av PE-plast på utsidan, Figur 22. Strumpan fylldes med avjoniserat vatten. Ett sänkte respektive en hållare fästes i botten respektive toppen. Provtagaren placerades i grundvattenrören under 14 dagar.



Figur 22 Passiv provtagare. Avjoniserat vatten hålls i en semi-permeabel plastpåse i strumpan (innanför det skyddande svarta plastnätet) som försluts med den röda korken. I botten fästs en tyngd för att få ner provtagaren till rätt djup och i toppen fästs ett snöre i vajerupphängningen.

Under 2007 och 2008 placerades provtagare i de grundvattenrör som finns inne i byggnaden, B2 och B4. Grundvattenrör B2 går ner till drygt 5 meter under markytan med en uppskattad filterlängd på 1 m, d.v.s. ca 4,1-5,1 m under golvytan. Rör B4 går ner något djupare under golvytan med en filternivå mellan 4,3 - 5,3 m u golvet. Under samtliga provtagningar i B2 med Waterrapump har halterna av PCE varit höga (890-25000 µg/l) medan halterna i grundvattenrör B4 har varit betydligt lägre (59-820 µg/l).

Under 2007 placerades en provtagare i B2 och två i B4. De två senare placerades i den övre respektive undre delen av filtret för att undersöka om det var någon haltskillnad i djupled. Under 2008 repeterades detta med tillägg att även i B2 placerades provtagare i övre och undre delen av filterintervallet.

Under 2007 utfördes även passiv provtagning i tre av de nya grundvattenrören (Gv 0610, Gv 0612 och Gv 0616), varav i ett rör (Gv 0616) undersöktes både den övre och undre filternivån. Grundvattenrör 0616 ligger i ett delområde i vilket låga halter PCE har uppmätts med vanlig provtagning. Orsaken till två nivåer i det sistnämnda grundvattenröret var att undersöka om en haltskillnad förelåg i övre och undre delen av dess filterintervall.

13.3 Resultat och bedömning av passiva provtagare vs. vanlig provtagning

Resultat från analyser av dels på vanligt sätt provtaget grundvatten, dels analys av de passiva provtagarna, redovisas i Tabell 4 för år 2007 och i Tabell 5 för år 2008. För B2 visade resultaten att passiv provtagning generellt gav högre halter än vanlig provtagning. Vidare minskade halterna med djupet inom filterintervallet. Även för B4 var halterna högre i de övre filterintervallet jämfört med det undre samt högre halter erhöles med passiv provtagning jämfört med vanlig provtagning.

Generellt bedömdes vanlig provtagning motsvara ett medelvärde av hela filterintervallet. Emellertid, om filterintervallet till viss del är placerad inom ett tätt jordlager kan den analyserade halten hypotetiskt avspegla vad som kan finnas i det mer permeabla lagret.

I övriga undersökta grundvattenrör erhöles inte någon nämnvärd skillnad mellan passiv och aktiv provtagning, undantaget PCE i Gv 0612 som uppvisade högre halt med vanlig provtagning.

Sammantaget bedöms passiva provtagare kunna ge en bild av den vertikala utbredningen av klorerade alifater. Huruvida passiv provtagning ger en bättre bild av den vertikala utbredningen än vad t.ex. provtagning med CMT-rör har inte undersökts. Det bör hypotetiskt vara så att CMT-rör kan ge bättre beskrivning av den vertikala utbredningen eftersom dess filterintervall är max 5 cm medan de passiva provtagarna motsvara 35 cm (deras längd).

Vidare visade undersökningen att i ett högförorenat område gav passiv provtagning högre halter jämfört med vanlig provtagning. Om detta beror på att passiv provtagning ger högre halter än vad som verkligen förekommer eller att vanlig provtagning ger en utspädd halt av klorerade alifater kan inte avgöras.

Passiv provtagning i ett förorenat område rekommenderas att ingå som del i den arsenal av olika provtagningsstrategier som bör nyttjas för provtagning av grundvatten förorenade med klorerade alifater.

Tabell 4 Analysresultat av klorerade alifater i grundvatten, dels från passiv provtagning under två veckor mellan oktober och november 2007 (i tabellen benämnd "Passiv"), dels från ordinarie aktiv provtagning av grundvatten (i tabellen benämnd "Aktiv"), utförd strax före passiva provtagningen. Alla halter under detektionsgräns satta till värdet 0. Därtill, inget av proven innehöll 1,1-DCE och VC med detekterbara halter.

Förening	PCE		TCE		cis-1,2-DCE		Trans-1,2-DCE		Summa	
	µg/l		µg/l		µg/l		µg/l		µg/l	
Enhet	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv
Provpunkt \ Provtyp	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv
B2	21000	6200	58	13	16	6,6	0	0	21074	6220
B4 TOPP	790	205	190	51	24	6,1	1,7	0	1006	262
B4 BOTTEN	180		53		6,4		0		239	
0610	0,11	0,14	0	0	0	0	0	0	0,11	0,14
0612	420	1000	140	81	35	8,5	1,7	0	597	1090
0616 TOPP	0,73	0	0,98	0	0	0	0	0	1,7	0
0616 BOTTEN	0,73		1		0		0		1,7	

Tabell 5 Analysresultat av klorerade alifater i grundvatten, dels från passiv provtagning under två veckor mellan maj och juni 2008 (i tabellen benämnd "Passiv"), dels från ordinarie aktiv provtagning av grundvatten (i tabellen benämnd "Aktiv"), utförd strax före passiva provtagningen. Alla halter under detektionsgräns satta till värdet 0. Därtill, inget av proven innehöll 1,1-DCE och VC med detekterbara halter.

Förening	PCE		TCE		cis-1,2-DCE		Trans-1,2-DCE		Summa	
	µg/l		µg/l		µg/l		µg/l		µg/l	
Enhet	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv
Provpunkt \ Provtyp	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv	Passiv	Aktiv
B2 TOPP	19000	7500	42	16	29	7,5	0	0	19071	7524
B2 BOTTEN	16000		41		26		0		16067	
B4 TOPP	470	120	180	29	17	3,9	1,2	0	668	153
B4 BOTTEN	14		2,3		0		0		16	

14 DATORBASERADE VERKTYG

Det finns modellerings-/beräkningsprogram som specifikt är utformade för att simulera nedbrytningsprocessen av klorerade alifater i grundvattnet. I detta projekt har programmen BIOCHLOR, REMChlor och dess nya tilläggsmodul PREMChlor samt MAROS och Mass Flux Tool Kit utvärderats. De två förstnämnda programmen är specifikt utformade för klorerade alifater i grundvattnet, medan MAROS kan användas för att utvärdera förorenings-trender i grundvattnet och bedöma plymens masscentrum. PREMChlor är ett tilläggsprogram till REMChlor som beräknar det probabilistiska utfallet av REMChlor. Mass Flux Tool Kit är ett program som mäter massflux av önskade klorerade alifater tvärs genom ansatta vertikala transekter i grundvattenplymen. Skillnaden mellan massflux genom två eller flera transekter ger mängden som naturligt självrenats mellan transekterna.

Alla program kan kostnadsfritt laddas ner från Internet. BIOCHLOR och REMChlor stöds av amerikanska naturvårdsverket (US EPA) och går att hitta på deras hemsida.

Vid utvärderingen har indata från Tvätteriet Alingsås använts som underlag.

14.1 BIOCHLOR version 2.2

14.1.1 Allmänt

BIOCHLOR är uppbyggt i Microsoft Excel och syftar till simulera nedbrytningen av klorerade alifater i grundvattnet. Programmet bygger på att reduktiv deklorering sker under anaeroba förhållanden och nedbrytningen följer första ordningens förlopp. Data-programmet kräver en hel del indata som t.ex. hydraulisk konduktivitet, effektiv porositet, andel organiskt kolhalt i jorden, föroreningskällans tjocklek i akvifären etc. Det går att använda litteraturvärden men för flera parametrar rekommenderas platsspecifika värden. I bilaga 2 ges en förklaring på svenska rörande de ingående parametrarna. Dokumentet ska ses som ett komplement till BIOCHLORs manual. I bilagan ges även tips hur man kalibrerar modellen.

BIOCHLOR ska användas som ett screeningverktyg för att få en uppfattning om hur långt föroreningsplymen sträcker sig och om naturlig självrening förekommer på området. Programmet kan även visa hur stor del av den totala reduktionen som utgörs av mikrobiell nedbrytning och hur snabbt den mikrobiella nedbrytningen sker på området. I programmet finns ett frågeformulär med ett antal frågor som kan hjälpa till att bedöma om mikrobiell nedbrytning förekommer eller inte på området. Poängen från frågeformuläret delas in i fyra kategorier; från "Otillräcklig bevisning" till "Stark bevisning" att anaerob nedbrytning av klorerade alifater sker. Detta frågeformulär kan vara ett bra verktyg för att få en förståelse för vilka parametrar som måste undersökas i ett område med klorerade alifater.

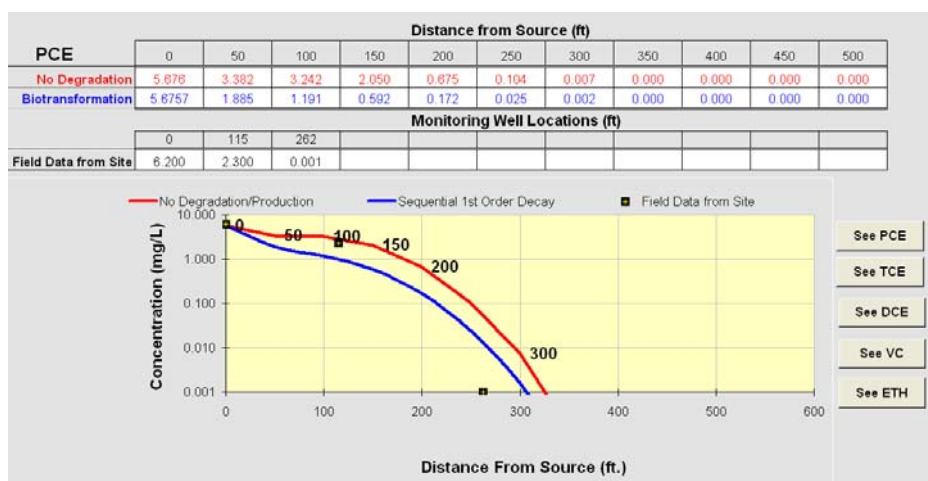
14.1.2 Utvärdering och begränsningar

BIOCHLOR kan användas för att i stora drag få en uppfattning om förorenings-trenden, plymlängden och nedbrytnings-hastigheten av enskilda klorerade alifater. Den uppskattade plymlängden kan användas för att planera var nya grundvattenrör ska placeras. Programmen visar på ett enkelt sätt hur vissa produkter bildas och när andra bryts ner. Vår bedömning är att halter och tider som genereras av programmet inte kan användas

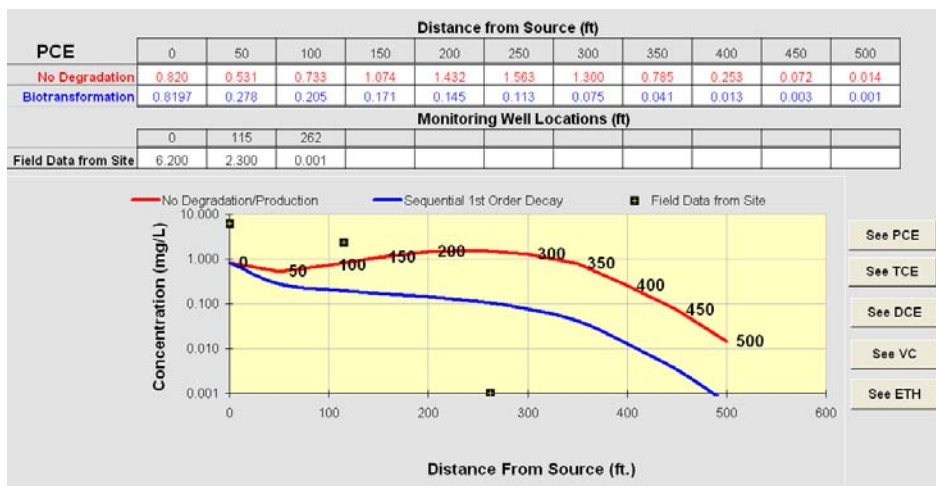
på en detaljerad nivå, vilket heller inte är meningen med programmet då det är ett s.k. screening program.

I BIOCHLOR uppger man om källans utbredning är avtagande eller konstant. Hur en avtagande källa ska beskrivas i modellen framgår dåligt i manualen. Exempelvis beskrivs det inte tydligt vad som menas med källans koncentration. Det troliga är att det som efterfrågas är koncentrationen i källpunkten när utsläppet skedde, alltså vid $t=0$. I många fall (som t.ex. Alingsåstvätten) måste koncentrationen vid $t=0$ uppskattas eftersom mätningar inte startade förrän långt senare.

En begränsning med programmet, vilket även framgår i manualen, är att BIOCHLOR bygger på förenklade antagandet som t.ex. samma grundvattenflöde i hela plymen och samma retardationsfaktor för alla klorerade föreningar. Dessutom kalibrerar man modellen mot ett enda mättillfälle (se Figur 23) i plymens centerlinje vilket gör modellen känslig. För Alingsåstvätten, där de hydrogeologiska förhållandena inte är homogena i hela plymen fungerar modellen sämre. Nedbrytningen av klorerade alifater vid Alingsåstvätten går långsammare i BIOCHLOR än vad de utförda beräkningarna visar, se Figur 24. Uppfattningen är att programmet är utformat för, och fungerar bäst på, områden med en konstant föroreningskälla och med homogena, helst också stora, föroreningsplymer.



Figur 23. I kalibreringsfasen försöker man anpassa den blå kurvan (mikrobiell nedbrytning) till referensvärden. För Alingsåstvätten användes Gv B2, 0613 och 061, i plymens mittlinje, som referensvärden.



Figur 24. $T=80$ år efter att utsläppet skedde. Enligt simuleringen sträcker sig PCE-plymen ca 500 feet (ca 150 m) från källan. I verkligheten är föroreningsplymen kortare samt att de teoretiska beräkningarna visar att nedbrytningen av TCE i källområdet går snabbare.

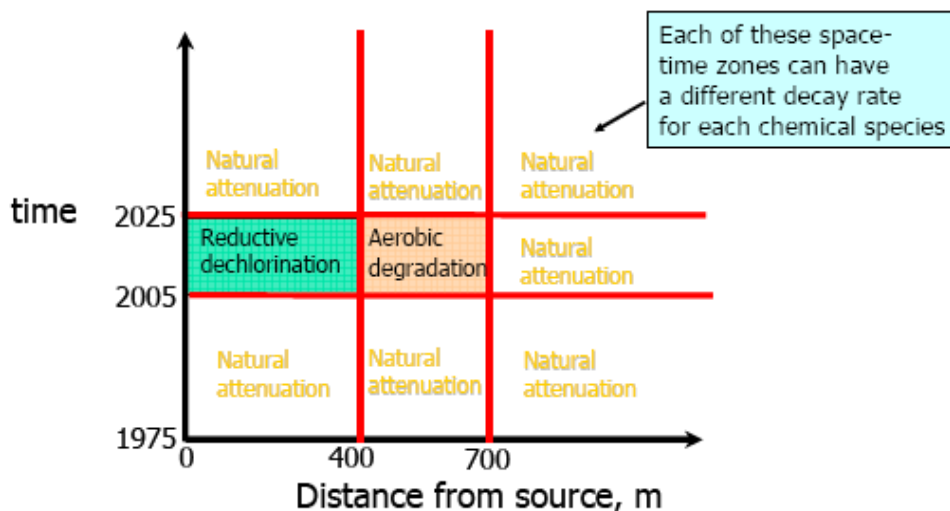
BIOCHLOR modellerar de reaktiva processerna som sker i en anaerob miljö. De lågklorerade alifaterna kan även brytas ner genom oxidativa processer vilket inte följs upp i BIOCHLOR. Detta innebär att plymlängden för t.ex. DCE och VC i BIOCHLOR är längre än vad de kan vara i verkligheten.

BIOCHLOR anges vara ett screeningverktyg och använder sig av en ganska grov modelleringsteknik. Trots det så tar det tid att kalibrera modellen och man måste ha kunskap om sitt föroreningsområde så att man inte ansätter orimliga värden. I kalibreringsfasen skulle det vara användbart om de gamla bilderna lagrades i visningsfönstret. Detta skulle förenkla förståelsen av vad som sker när enskilda parametrar ändras. Programmet är bra på så sätt att man får en grov uppfattning av ungefärlig storleksordning på den tid det kan ta tills önskade saneringsmål nås.

14.2 REMCHLOR

14.2.1 Allmänt

REMChlor (Remediation Evaluation Model for Chlorinated Solvents) är ett beräkningsprogram som framförallt syftar till att visa effekter av aktiv sanering. Det går att använda programmet även utan aktiv sanering på området. Det finns därtill möjlighet att uppskatta hälsoeffekter (vid exponering av intag av förorenat grundvatten eller inandning av ångor) i förhållande till avstånd från källan. Programmet gör det möjligt att ansätta olika nedbrytningskonstanter beroende på tid och rum. Totalt 36 olika nedbrytningskonstanter kan användas (9 zoner för 4 olika parametrar), se Figur 25. REMChlor kan användas för att studera hur t.ex. förstärkt självrening under ett par år påverkar nedbrytningshastigheten.



Figur 25. I REMChlor är det möjligt att använda olika nedbrytningskonstanter i olika zoner. Zonerna definieras med avstånd från källan och tid från när utsläppet skedde (REMChlor User Manual, Version 1.0).

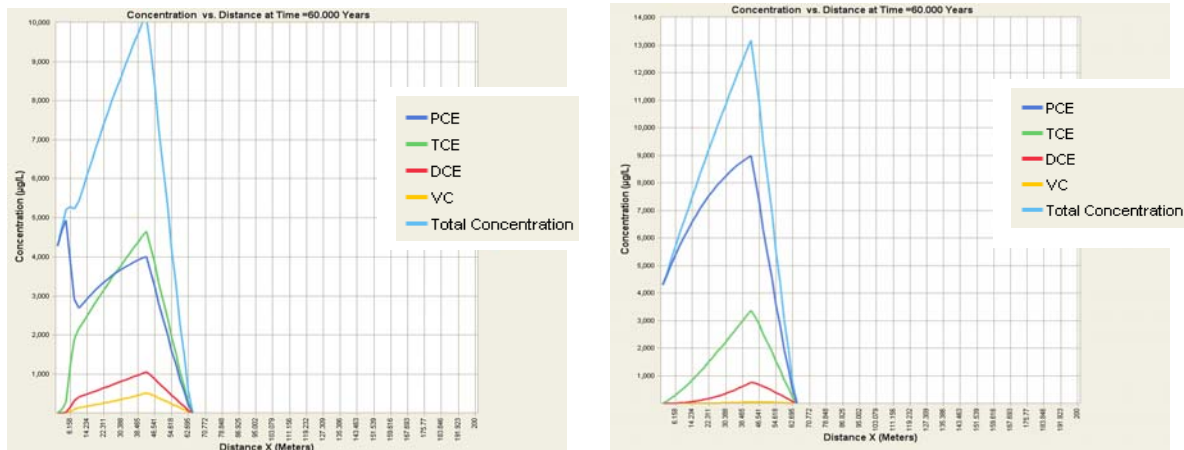
Precis som BIOCHLOR förutsätter REMChlor att reductiv deklorering sker under anaeroba förhållanden och nedbrytningen följer första ordningens förlopp. Samma typ av indata som i BIOCHLOR krävs i REMChlor dvs. vetskap om områdets hydrauliska konduktivitet, effektiv porositet, andel organisk kolhalt i jorden och kunskaper om utsläppets ursprungliga halter. I bilaga 3 ges en förklaring på svenska rörande de ingående parametrarna. Dokumentet ska ses som ett komplement till REMChlors manual. I bilagan ges även tips hur man kalibrerar modellen.

14.2.2 Utvärdering och begränsningar

Programmets beräkningsmodell förutsätter homogena förhållandena med lika grundvattenhastighet, porositet och retardationsfaktor i hela området. Däremot finns det en stor valmöjlighet att använda olika nedbrytningshastigheter i olika zoner.

REMChlor ska, precis som BIOCHLOR, användas för att följa nedbrytningsprocessen i generella drag. Det är ett bra program om man vill studera hur olika efterbehandlingsåtgärder påverkar den totala nedbrytningshastigheten och var någonstans i pplymen som det ger störst effekt att utföra en sanering.

Vi bedömer det svårt att skapa en modell som är rimlig både i dåtid och nutid, utifrån data som vanligtvis föreligger från ett förorenat område (begränsad historik). Våra bedömningar av rimliga uppskattningar gällande koncentrationer och volymer på det ursprungliga läckaget modellerade programmet till alldeles för höga koncentrationer idag.



Figur 26. Plymens utseende på Tvätteriet Alingsås 60 år efter utsläppet. Vänster: Simulerad efterbehandling under 5 år ($t=50$ till $t=55$). Höger: Ingen efterbehandling sker på området. På y-axeln visas koncentrationen ($\mu\text{g/l}$) och på x-axeln sträckan (m).

I Figur 26 redovisas två olika simuleringar på Tvätteriet Alingsås 60 år efter utsläppet. I den vänstra figuren har höga nedbrytningskonstanter lagts in under 5 år ($t=50$ till $t=55$) för att simulera t.ex. förstärkt naturlig självrening. I den högra figuren simuleras det vanliga nedbrytningsförloppet. Simuleringen visar hur koncentrationen av framförallt PCE minskar av en efterbehandlingsinsats. Dock är det inte en tillräcklig insats eftersom halterna efter 5 år inte har minskat till acceptabla halter.

REMChlor och BIOCHLOR liknar varandra i uppbyggnad men BIOCHLOR upplevs som mer användarvänlig. Vid flera tillfällen var BIOCHLOR och dess manual behjälplig, t.ex. kan retardationsfaktorn beräknas i BIOCHLOR som sedan används i REMChlor. Även andra användbara litteraturuppgifter såsom porositet och nedbrytningshastigheter hämtades från BIOCHLORs manual. REMChlor manualen upplevs som knapphändig och den förutsätter att användaren är väl insatt i terminologin. Önskvärt vore om det framgick i programmet vad som är rimliga intervall för vissa parametrar. För en nybörjare kan det vara svårt att veta vad som är rimligt antagande för t.ex. dispersionen.

14.3 PREMChlor

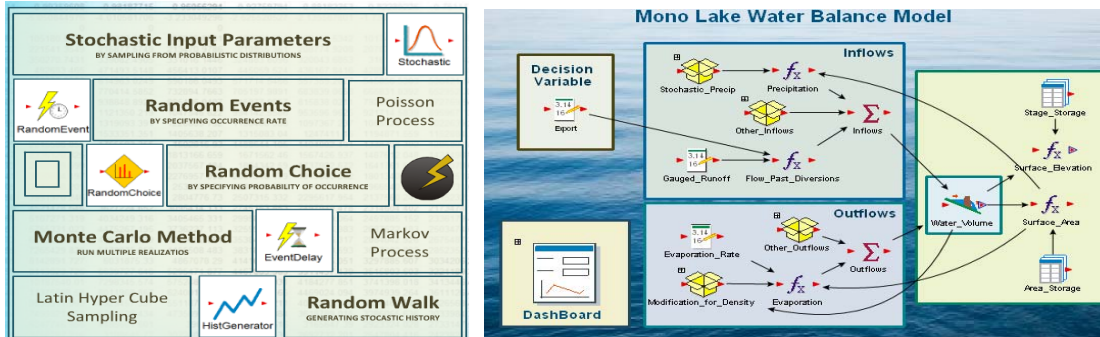
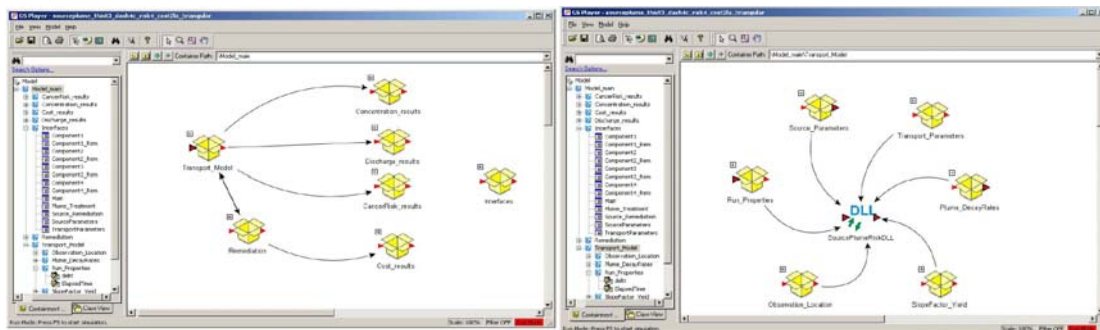
14.3.1 Allmänt

PREMChlor (Probabilistic Remediation Evaluation Model for Chlorinated Solvents) är ett nytt kostnadsfritt program som kom ut 2010. Det är en komplettering till REMChlor och togs fram gemensamt av Clemson University, GSI Environmental Inc och Purdue University (alla i USA) inom ramen för Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP Project ER-0704).

Programmet, som innehåller en probabilistisk saneringsmodell/modul till REMChlor, har tagits fram för att simultant kunna utvärdera effektiviteten av efterbehandling av både källa och plyn, med beaktande av osäkerheter i alla huvudsakliga parametrar. Grunden i detta program är alltså REMChlor (se avsnitt 14.2) som är en betydande förbättring av tidigare modellprogram i det att programmet fokuserar på/kopplar både källa

och plym (med analytisk beräkning baserad på endimensionell advektion med tredimensionell dispersion).

PREMChlor innefattar därtill en specialmodul som alltså beräknar osäkerheterna i utfallet. Detta innebär att modellen kopplar REMChlor med ett Monte Carlo modelleringspaket kallat GoldSim, via en FORTRAN Dynamic Link Library (DLL) applikation. Alla osäkerheter i indata behandlas som stokastiska parametrar, i form av "Probability Density Functions". Utdata genereras som sannolikhetsbaserade distributionsfördelningar samt med summering av statistiken bakom fördelningarna. Vidare finns en modul i programmet som gör en kostnadsanalys för vanligt förekommande saneringstekniker som fokuserar både på källområden innehållande DNAPL samt på plymer innehållande motsvarande lösta föroreningar. PREMChlor är alltså ett program som samtidigt utvärderar, och beräknar osäkerheter i, övervakad naturlig självrening, risk bedömning och efterbehandlingskostnader.



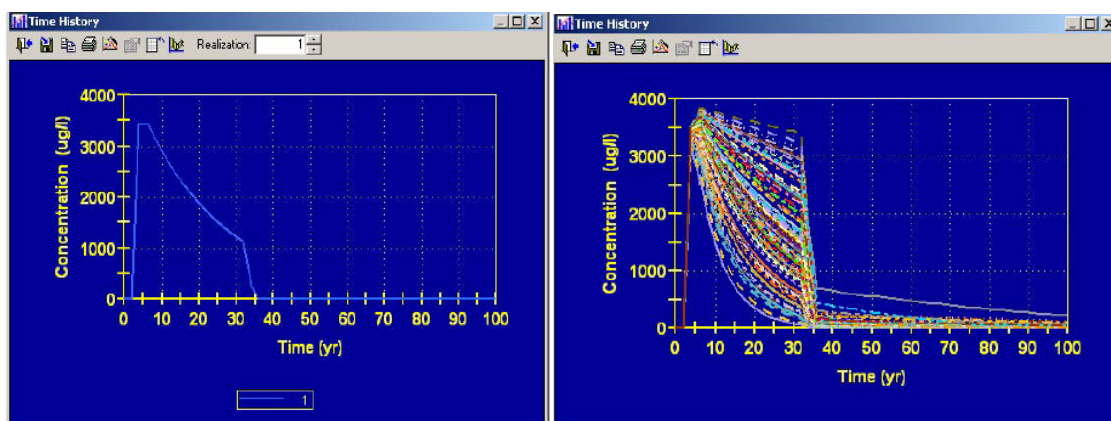
Figur 27. Principbeskrivningar av beräkningsstrategin i programmet PREMChlor.

I PREMChlor finns 86 parametrar att ansätta som indata. Av dessa är 17 deterministiska och 68 stokastiska. Deterministiska parametrar har vanligtvis liten eller ingen variabilitet, t.ex. de två parametrarna starttid och sluttid för sanering. Dessa brukar vara fastlagda när man designar en åtgärd. Stokastiska parametrar däremot är vanligtvis associerade till stora osäkerheter, som t.ex. hydraulisk konduktivitet. Inför simuleringen får man ansätta hur enskilda osäkerheter kan fördela sig, t.ex. triangulärt, normalt, log-normalt eller i form av beta-fördelning. En triangulär fördelning är definierad som ett min-värde, ett mest troligt medelvärde samt ett max-värde. Normal fördelning definieras som ett medelvärde och en standardavvikelse, log-normal fördelning som ett geometriskt medelvärde och ett geometriskt standardavvikelse och beta-fördelning definieras som min-värde, medelvärde, och en geometrisk standardavvikelse.

14.3.2 Utvärdering och begränsningar

Modulen har inte utvärderas baserat på de i REMChlor utförda modelleringarna, då vi bedömt att modulen kräver detaljkunskaper inom probabilistisk modellering, kopplat till Monte Carlo simuleringar, för att kunna utvärdera utfallet. Det bör också påpekas att ansättning av lämpliga fördelningar för upp till 68 parametrar samt full simulering med Monte Carlo kan vara tidsödande och kräver god förståelse av varje parameters osäkerhetsfördelning.

Vi har gjort en preliminär bedömning av vad modulen kan användas till dels utifrån givna exempel i programmets medföljande vägledning, dels utifrån den video-undervisning som ges gratis på Internet (Goldsim, 2010). Modulen bedöms vara ett bra hjälpmedel för att klargöra osäkerheter i både indata och utdata, i utfall av riskbedömning av olika scenarion samt avseende osäkerheter i efterbehandlingskostnader för olika valda metoder. Modulen synes vara mycket användarvänlig, inte minst då man kan visualisera påverkan på utfall från olika indata och faktorer med hjälp av enkla influensskisser. Modulen synes därtill vara speciellt lämpad för tidsberoende/stokastiska förutsättningar som t.ex. naturlig självrening av klorerade alifater. Dess probabilistiska simuleringssverktyg ger styrka i att förstå hur bakomliggande faktorer påverkar de osäkerheter som ligger dolda i olika utfall modellerade med REMChlor. I Figur 28 ges exempel på detta, baserat på stokastiska indata med angivna osäkerheter och fördelningar.



Figur 28. Vänster: Exempel på utfall av TCE halt i grundvatten som funktion av tid då ursprungssämnet är PCE, modellerat med REMChlor. Höger: Utfallet med hänsyn till bedömda osäkerheter i in- och utdata, modellerat med PREMChlor.

14.4 MAROS

14.4.1 Allmänt

MAROS (Monitoring and Remediation Optimization System) är ett beslutsverktyg uppbyggt i Microsoft Access. Med hjälp analysresultat och hydrogeologiska data från området kan analysresultatet utvärderas statistiskt. MAROS visar även hur önskad ökad säkerhet kan erhållas med ett minimum av ytterligare åtgärder. Vidare kan MAROS föreslå vilka grundvattenrör som ska ingå i ett fortsatt kontrollprogram samt vilken provtagningsfrekvens som är lämplig. Med hjälp två olika statistiska metoder, Mann-Kendall analys och linjär regressionsanalys, görs en statistisk utvärdering med avseende

på variationskoefficienter och konfidensintervall. Utifrån resultaten går det att utvärdera trender i analysresultaten för enskilda föroreningar och för enskilda grundvattenrör. Det är även möjligt att utvärdera hur plymens masscentrum varierar mellan olika mättillfällen och därmed få en uppfattning om föroreningsplymen ökar eller minskar i omfattning. Vidare kan MAROS ge förslag på vilka grundvattenrör som ingår i en fortsatt kontrollmätning och frekvensen på mätningarna.

14.4.2 Utvärdering och begränsningar

Programmet ska användas för att utvärdera mätresultat från en grundvattenprovtagning under en längre mätserie. För att använda MAROS krävs underlag från minst fyra undersökningstillfällen. Totalt fem parametrar kan utvärderas vid samma tillfälle.

För att utvärdera MAROS användes indata från Tvätteriet Alingsås. Analysresultaten för PCE under fem mättillfällen (2007-2009) användes. Provpunkterna sattes in ett enkelt lokalt koordinatsystem där källan, B2, är belägen i origo. De statistiska utvärderingarna i MAROS visade varken på en ökning eller en minskning av PCE-halten i grundvattenrören. Trenden i analysresultaten var stabil alternativt kunde ingen trend påvisas. Det finns dock olika sätt att beräkna trender på. Ett annat sätt, som användes vid utvärderingen av Tvätteriet Alingsås, var att beräkna totalt antal mol av PCE i 20 prover/mättillfälle. Med detta angreppssätt noterades ett svagt avtagande trend av PCE på området.

MAROS gav även en approximativ bild på hur masscentrum förändrades över tiden, se Figur 29. Figuren visar att masscentrum har rört sig mot nordväst i grundvattnets riktning mellan år 2007 och 2009. Masscentrum i maj 2009 bedöms vara ungefär vid koordinaterna -50, 75 vilket motsvara läget för grundvattenrör 0612.

Programmet är lättförståeligt med tydliga anvisningar. När man har ett stort dataunderlag kan det vara svårt att få struktur på sina resultat och då är MAROS användbart. Initialt tar det tid att importera data till MAROS eftersom man måste ordna sina indata i en specifik struktur. Förutom analysresultaten är det endast ett fåtal hydrogeologiska uppgifter som t.ex. grundvattenriktning, grundvattenhastighet, porositet och akvifärens djup som ska föras in i MAROS.

MAROS är uppbyggt i en kedjestruktur där man måste gå igenom vissa steg för att nå sitt mål. En nackdel är att det inte går att spara kontinuerligt utan bara efter vissa sekvenser. Om man går in och ut ur huvudmenyn får man börja om på nytt igen i sin kedja. Detta innebär en hel del klickande innan man når dit man önskar.

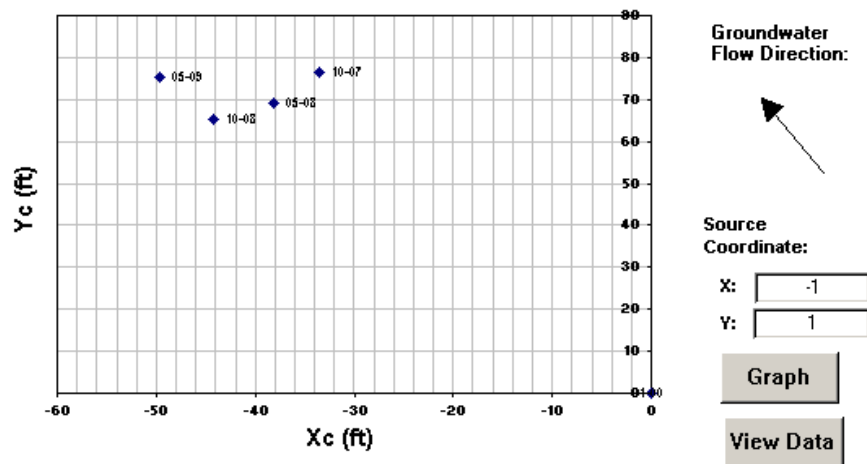
First Moment Plot

Change in Location of Center of Mass Over Time

Select a chemical below to graph. The first moment trend result in the box below reflects the chemical chosen to be graphed.

Select:

Chemical



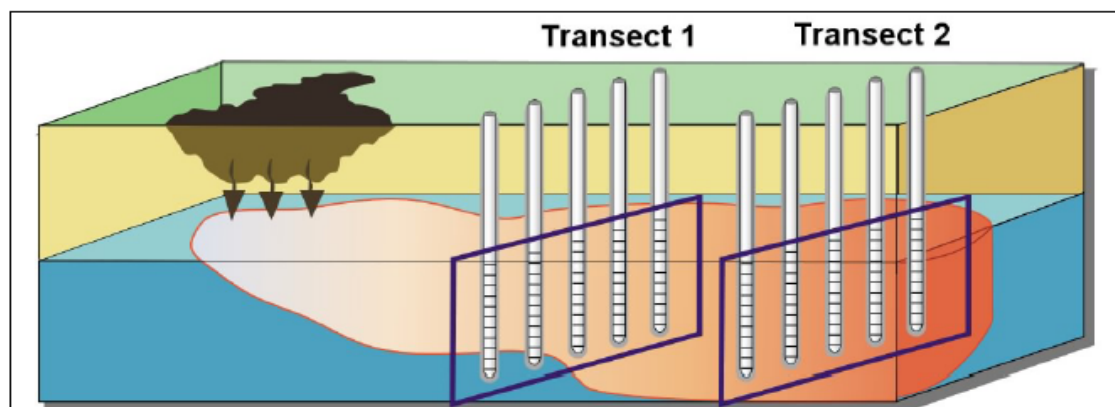
Figur 29. Det approximativa masscentrum har beräknats vid varje mättillfälle.

14.5 Mass Flux Tool Kit

14.5.1 Inledning

Begreppet mass flux används vanligen för att beskriva den hastighet ("rate") som förorening transporteras genom en vertikal transekt av plymen, i enheter av massa per tid passerade genom transekten.

Det finns flera metoder att uppskatta/beräkna massflux, var och en med sina fördelar och nackdelar (t.ex. Mass Flux TK, "Extraction well capture" och "In-situ flux meter"). Den mest vanliga metoden är att beräkna massflux utifrån innehåll i grundvattenrör placerade på minst två linjer vinkelräta (transekt) mot grundvattenriktningen samt hydraulisk karaktäristik i dessa, Figur 30. Mass Flux Tool Kit baseras på denna metod.



Figur 30. Principbild över placering av transekter i Mass Flux Tool Kit.

Mass Flux Tool Kit, version 1.0, kom ut 2006. Det är ett Excel-baserat program, designat för Excel 2000/XP, och beräknar/uppskattar alltså mass flux genom vertikala tran-

sektor i en förorenad grundvattenplym. Programmet togs fram åt "The Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP), USA" av S.K. Farhat, och C.J. Newell, båda inom Groundwater Services, Inc., Houston, Texas, USA.

Programmet multiplicerar erhållna haltvärden med motsvarande del-flödesarea (del av en transekt), resulterande i flux genom motsvarande förorenad del-grundvattenarea vinkelrät mot grundvattenriktningen. Resultaten från alla del-flux-areorna summeras för varje transekt, resulterande i flux genom hela transekten. Resultat från minst två sådana fulla transekter jämförs för att erhålla information om den naturliga självreningen mellan dessa två transekter. Målsättningen med programmet är att kunna presentera mass flux data som visar utvecklingen av naturlig självrening i en förorenade plym.

Programmet Mass Flux Tool Kit består av följande moduler:

1/ Beräkning av Mass Flux

Denna modul används för att beräkna mass flux längs med en eller flera transekter i en föroreningsplym samt plotter mass flux vs. avstånd. Detta kan användas för att få uppskattning av hur stor den naturliga självreningen är. I denna del ingår tre olika osäkerhetsanalyser: 1/ Osäkerhetsintervall orsakat av underliggande interpolering 2/ Osäkerhet orsakat av variation in indata; här nyttjas en Monte-Carlo liknande beräkning, 3/ Analys av osäkerheter som visar hur osäkerheten i beräknad mass flux beror av indata från varje mätpunkt.

2/ Effekt av mass flux

Denna modul gör det möjligt att utföra utspädningsberäkningar för plymer som närmar sig t.ex. en sjö eller en pumpbrunn.

3/ Mass flux information

Denna modul innehåller information som kan vara till hjälp att bedöma utfallet i beräkningarna. Den innehåller bl.a. a/ en del-modul som ger information om olika metoder för att beräkna mass flux b/ information om huvudsakliga parametrar/faktorer som vanligtvis genererar osäkerheter i mass flux beräkningar, c/ artikel om nya metoder, d/ och e/ info om alternativa metoderna Extraction Well Capture och In-Situ Flux Meter, f/ info om hur modellerna Bioscreen, Biochlor kan användas för att uppskatta mass flux. g/ info om det Internet-baserade programmet API Groundwater Remediation Strategies Tool.

Programmet är konstruerat så att man först fokuserar på den transekt ("grid") som är närmast källan samt på upp till två olika föreningar och erhåller då hur mycket av ämnet eller ämnena i gram/dygn som passerar just den transekten. Därefter görs samma beräkning för nästa, närmast liggande, transekt. Skillnaden i mängd/dygn som passerat de två transekterna är då vad som har blivit naturligt självrenat (nedbrutet, fastlagts, avgått i gasfas etc.). Detta innebär att eventuell utspädning inte tas med utan endast vad som i mängd försvunnit mellan två eller flera transekter.

14.5.2 Utvärdering och begränsningar

Programmet kräver minst två transekter som ska vara vinkelräta mot grundvattenriktningen. Värdena för den första transekten närmast källan måste generera högre totalmängd som passerar än genom närmast följande transekt. Applicering av reella mätpunkter och värden från provtagningar vid Alingsås Tvätterier ger inte optimalt utfall med detta program. Det beror på att grundvattenrören inte placerades utifrån att detta pro-

gram skulle nyttjas. De placerades inte ut så att de bildade transekter/vinkelräta linjer mot plymens riktning. Vidare, om några transekter eventuellt skulle approximativt kunna läggas över områdets befintliga grundvattenrör så är inte halterna sådana att de genererar transekter med minskande mängd som funktion av avstånd till källan. Därtill, för att erhålla relevanta mass flux värden krävs i allmänhet att provtagning utförts på flera nivåer i varje punkt. I annat fall kan osäkerheten i beräkningarna bli alltför stor för att kunna nyttjas på ett relevant sätt.

Internationell erfarenhet visar att det är sällan som ett nätverk av grundvattenrör samt deras filternivåer är placerade på ett för detta program optimalt sätt. Man har alltså i de allra flesta fall inte utgått från att detta program ska styra placeringen. Istället brukar grundvattenrören vara placerade efter andra platsspecifika förutsättningar. Därtill brukar flertalet av rören vara satta innan man vet utbredning av föroreningsplym, filternivåerna brukar inte på, ett optimalt sätt, avspegla föroreningsutbredning samt att kunskapen om den hydrauliska karaktäristiken vid varje grundvattenrör (t.ex. bestämda med slugtest) ofta är okänd. Härav, för att kunna erhålla tillräckligt bra underlag för mass flux beräkningar krävs ofta avsevärd komplettering med nya grundvattenrör, analyser etc.

Det ska dock sägas att detta program är ett ypperligt verktyg för att klargöra hur stor mängd/tidsenhet av förorening som reellt försvinner i det förorenade områdets akvifer, förutsatt att grundvattenrören är placerade och designade utifrån vad detta program kräver.

Mass flux beräkningar kan alltså generera signifikanta osäkerheter om underlaget är otillräckligt (Kavanaugh m.fl., 2003). Exempelvis jämförde Fraser m.fl., (2005) utfall från olika antal mätpunkter i en förorenad plym. Det ena fallet innehöll 1,7 mätpunkter/m² och det andra innehöll 0,7 punkter/m². Intervallet, beräknad som standardavvikelse, ökade med över 50% från 1,7 punkter till 0,7 punkter. Guilbeault m.fl.. (2005) visade att 75 % av totala mass fluxen i tre förorenade plymer skedde inom 5% -10% av den totala transektarean samt att en del grundvattenplymer behövde mätas/provtas i punkter med avstånd mindre än 15 cm – 30 cm för att kunna identifiera zoner med höga halter. I sådana fall kan detta Mass Flux TK vara till hjälp eftersom det inkluderar en del som uppskattar osäkerheten i beräkningarna.

Sammantaget, programmet Mass Flux Tool Kit har i stort följande begränsningar:

- Programmet förutsätter att användaren är familjär med grundläggande grundvatten transport och massbalans koncept.
- Programmet antar ett enhetligt flöde och koncentration genom varje beräkningscell.
- Programmet förutsätter att plymens utbredning (topp , botten, sidor) är kända.
- Programmet förutsätter att nätverket av provpunkter är tillräckligt tätt för en relevant karaktärisering av plymen. Som indikerats ovan behöver sådant nätverk ha ett tillräckligt stort antal provpunkter för att kunna fånga heterogeniteten i en plyms vertikala plan (gäller inte minst för klorerade alifater).
- Programmet innehåller en Monte Carlo liknande analysdel och användaren måste kunna uppskatta vilken typ av statistisk fördelning som bäst passar input data samt

vilka parametervärden som bäst beskriver denna fördelning. Vanligtvis föreligger inga underlagsdata för att kunna ta fram lämplig fördelningstyp samt motsvarande värden, varvid användaren måste välja värden utifrån tillräckligt god vetenskaplig/teknisk kunskap.

- Programmets Monte Carlo liknande analysdel kan inte behandla plymdata som inte ingår i plymens kontrollprogram. Reella mass flux värden kan komma att ligga utan för det rapporterade intervall av mass flux beräknad med den Monte Carlo liknande analysdelen (t.ex. nya provdata kan visa zoner innehållande högre halter än vad som uppvisades från tidigare analyser av vattenproven).
- Programmet ger endast information för den zon-utbredning som initialt ansätts.

I Bilaga 4 ges information om utfall vid körning av programmet med indata från Alingsås tvätterier.

REFERENSER

- CL:AIRE, 2002. Multilevel sampling systems. Technical bulletin 2.
<http://www.clu-in.org/download/contaminantfocus/fracrock/TechnicalBulletin02.pdf>
- Einarson M., Cherry J., 2002. A new multilevel ground water monitoring system using multichannel tubing. *GWMR*, vol. 22, no. 4, Fall 2002, pp. 52-65.
- Fraser M, McLaren R., Barker J., 2005. Multilevel monitoring wells to assess contaminant mass discharge: Magnitude of uncertainties based on Borden monitoring experience. The Abstract Book of the 2005 Ground Water Summit Program, National Ground Water Association, San Antonio, Texas, April 17-20, 2005.
- Goldsim, 2010. <http://www.goldsim.com/Web/Products/GoldSimPro/QuickTour/>
- Guilbeault, Parker, Cherry, 2005. Mass and flux distributions from DNAPL Zones in Sandy aquifer
- J&W, 2002. Mejeriet 6 Alingsås, översiktlig miljöteknisk markundersökning 2002-05-06. J&W Energi och Miljö.
- Kavanaugh M., Rao S., Abriola L , Cherry J., Destouni G., Falta R., Major D., Mercer J., Newell C., Sale T., Shoemaker S., Siegrist R., Teutsch G., Udell K., 2003. The DNAPL remediation challenge: Is there a case for source depletion? National Risk Management Research Laboratory, Ada, Ok, EPA/600/R-03/143.
- Kueper B., Wealthall G., Smith J., Leharne S., Lerner D., 2003. An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface. United Kingdom Environment Agency, Bristol, UK. ISBN 1844320669.
- Larsson L., 2009. Naturlig självrening av klorerade alifater – Vägledning. SGI Varia 601. Statens geotekniska institut.
- Naturvårdsverket, 2007. Klorerade lösningsmedel –Identifiering och val av efterbehandlingsmetod. Rapport 5663.
- Naturvårdsverket, 2008. Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering.
- Sandberg M., Persson M., 2006. Detektering av klorerade alifatiska kolväten i kärnvedsprover från tvätteriet i Alingsås. Examensarbete vid Halmstads Högskola, sektionen för ekonomi och teknik.
- SGI 2007. Alingsåstvätten. Undersökning av potential för naturlig självrening av klorerade alifater vid Alingsåstvätten. 2007-05-11. Dnr: 2-0610-0642.
- Solinst, 2006. High quality groundwater & surface water monitoring instrumentation.
<http://www.solinst.com/Prod/Data/general.pdf>

US EPA, 1995. Nonaqueous phase liquids compatibility with materials used in well construction, sampling, and remediation. EPA/540/S-95/503
<http://www.epa.gov/ada/download/issue/napl.pdf>

Wadstein E., Axelström K., Larsson L., Nilsson-Påledal S., Stark M., 2008. Bättre markundersökningar. Delprojekt 1: In situ-metoder för undersökningar av förorenad mark. SGI Varia 591.

ÅF, 2004. Tvätteriet Alingsås, undersökning av naturlig självrening av PCE-förorenat grundvatten. ÅF-Energi och Miljö.



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se