

Referat

Studie av skyddsavstånd mellan bergvärmeanläggning och skyddsobjekt i ett vattenskyddsområde

Maria Wikström

Miljöbalken med bakomliggande miljömål skall bidra till att skydda viktiga naturområden för en hållbar utveckling. Ett stort problem för att tillgodose detta behov är dock alla konkurrerande intressen som kan finnas inom ett och samma område. Vattenskyddsområden utfärdas i syfte att ge tillgång till rent vatten för framtida dricksvatten, men konkurrerande intressen påverkar även dessa områden. Beslut om vilka verksamheter som skall vara tillåtna inom ett vattenskyddsområde tas av den kommun inom vilken området finns.

Ett ökande oljepris har under senare år lett till ett ökat intresse av att installera bergvärmeanläggningar. Denna kraftiga ökning har gjort att negativa effekter av att installera dessa anläggningar förbisets och att installatörer med dåliga kunskaper fått en chans att etablera sig på marknaden. Före eventuell installation av en bergvärmeanläggning inom ett vattenskyddsområde är det viktigt att beakta de risker som en bergvärmeanläggning kan medföra för omgivande grundvatten. En noggrann utredning kräver beaktande av alla de riskmoment som installation och drift av en sådan anläggning kan medföra. För omgivande grundvatten är det dock främst läckage av köldbärarvätska, dvs. vatten med tillfört frostskyddsmedel, som kan ha en större inverkan. Det finns idag ingen övergripande lagstiftning över tillåtna köldbärarvätskor, men enligt de hänsynsregler som finns i miljöbalken och rekommendationer av bl.a. Sveriges Geologiska Undersökning skall etanol användas som frostskyddsmedel. Etanol för tekniskt bruk innehåller denatureringsmedel för att motverka konsumtion. Denatureringsmedel samt etanol kan ge smak och lukt till vatten och är därför inte önskvärda att ha i ett vattenskyddsområde. Dessa ämnen tillför även negativa effekter genom att de som substrat för bakterier kan ge en ökad bakteriehalt i marken. Under nedbrytning av dessa ämnen kan även syrefria förhållanden utbildas i jorden vilket kan leda till utfällningar av järn och mangan samt utbildning av svavelväte.

Det finns olika riktlinjer för hur risk med att införa en bergvärmeanläggning i ett vattenskyddsområde beaktas i olika kommuner. Ett lämpligt skyddsavstånd mellan en bergvärmeanläggning och ett skyddsobjekt kan dock göra att risken för att förorena ett skyddsobjekt med etanol kan minimeras. Detta arbete har utförts i syfte att jämföra olika metoder för att ta fram ett skyddsavstånd för en första övergripande undersökning av vilken effekt ett läckage av etanol kan ha på ett skyddsobjekt ett visst avstånd från en ansatt bergvärmeanläggning. De metoder som använts är en förenklad form av en empirisk lösning av LeGrand, en analytisk lösning av Baetsle och en numerisk lösning i Visual MODFLOW.

Nyckelord: vattenskyddsområde, bergvärmeanläggning, etanol

Abstract

Study of an appropriate distance between a geothermal heat pump system and a protected object in water protection areas

Maria Wikström

During installation and operation of a geothermal heat pump system leakage of an anti-freezing agent can appear in a borehole and leak out in surrounding groundwater. To guarantee high quality drinking water for generations to come Sweden has dedicated some areas as water protection areas. The local authority gives permits for the installation of heat pump systems within water protection areas. Before giving a permit the local authority makes an evaluation of the risks involved in installation and operation of the system within the area. By keeping a certain distance between the protected object in the area and the heat pump system the risk of polluting the protected object with an anti-freezing agent can be reduced.

This thesis makes a comparison between three different methods of calculating an appropriate distance between the protected object and the heat pump system. These methods include different numbers of parameters to calculate the appropriate distance. The results are evaluated with regard to the parameters used. The methods used are a simplified version of an empirical point-count system made by LeGrand, an analytical solution from Baetsle and a numerical solution with Visual MODFLOW 4.0.

Keywords: geothermal heat pump system, water protection area, ethanol

*Department of Earth Sciences
Air and Water Science Programme
Uppsala University
Villavägen 16
SE-752 36 Uppsala
SWEDEN*

ISSN 1401-5765

Förord

Målsättning med detta arbete har varit att studera olika metoder för framtagande av ett lämpligt skyddsavstånd mellan en bergvärmeanläggning och ett skyddsobjekt inom ett vattenskyddsområde. Arbetet initierades av Magnus Liedholm, SWECO VIAK, Göteborg. Ämnesgranskare har varit, Roger Herbert vid Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala universitet.

Till min handledare Magnus Liedholm på SWECO VIAK, Göteborg, vill jag framföra ett stort tack för att jag fått ta del av tankar och material angående detta undersökningsområde. Jag vill även tacka Johan Magnusson på SWECO VIAK, Göteborg, för hjälp med uppställning av en Visual MODFLOW modell. Ett stort tack vill jag även framföra till Roger Herbert, Uppsala universitet och Auli Niemi, Uppsala universitet, som tagit mycket av sin tid för att bistå med material och kunskap.

Göteborg januari 2005

Copyright © Maria Wikström och Institutionen för Geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala universitet.

UPTEC W05 008, ISSN 1401-5765

Tryckt hos Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala 2005.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sid

Försättsblad	i-ii
Förord	iii
Innehållsförteckning	iv-v
1. INLEDNING	1
1.1. Syfte och genomförande	1
1.2. Avgränsningar	2
1.3. Rapportens upplägg	2
2. SYFTE OCH LAGSTIFTNING FÖR VATTENSKYDDSSOMRÅDE	2
2.1. Syfte med att inrätta ett vattenskyddsområde	2-3
2.2. Uppdelning i skydds-zoner	3
2.3. Reglering av vattenskyddsområde	3-4
2.4. Vattenskyddsområde och bergvärmeanläggningar	4-5
3. BERGVÄRME	5
3.1. Bergvärmeanläggning	5-6
3.1.1. Köldbärarvätska	6-7
3.1.2. Köldmedium	7
3.1.3. Korrosionsinhibitorer	7
3.1.4. Risk för mark och vatten	8-9
3.2. Krav på energibrunnar och värmepumpar	9
3.2.1. Lagar och förordningar för värmepumpsanläggningar	9
3.2.2. Energibrunnsnorm-97	9
4. TRANSPORTPROCESSER MELLAN ENERGIBRUNN OCH RECIPIENT	10
4.1. Advektion	10-11
4.2. Hydrodynamisk dispersion	11-15
4.3. Oxidation-reduktion och biodegradering	15-16
4.4. Sorption	17-18
4.5. Förångning	18
4.6. Advektion-dispersion ekvationen	18-19
5. EGENSKAPER HOS KÖLDBÄRARETANOL	19
5.1. Etanol	20-21
5.2. n-butanol	21
5.3. Isopropanol	21
5.4. Toxicitet	21-22
5.5. Gränsvärden	22

6.	METODER	22
6.1.	Analytisk lösning.....	22-24
6.2.	Numerisk lösning med Visual MODFLOW.....	25-26
6.3.	Empirisk lösning enligt LeGrand	26-27
7.	PROBLEMUPPSTÄLLNING	27
7.1.	Konceptuell modell	27-29
7.2.	Analytisk lösning.....	29
7.3.	Modelluppställning i Visual MODFLOW.....	29-31
7.4.	LeGrand.....	31
8.	RESULTAT	32
8.1.	Analytisk och numerisk lösning utan beaktande av nedbrytning.....	32-34
8.2.	Analytisk och numerisk modell vid beaktande av nedbrytning.....	35
8.3.	Resultat från LeGrand	36
9.	DISKUSSION.....	36
9.1.	Resultatjämförelse	36
9.1.1.	Analytisk och numerisk lösning utan beaktad nedbrytning	36-37
9.1.2.	Analytisk och numerisk lösning vid beaktad nedbrytning	37
9.1.3.	Diskretisering av den numeriska modellen.....	37-38
9.1.4.	Skillnad i applicering av den konceptuella modellen.....	38
9.1.5.	Analytisk och empirisk lösning	38-39
9.2.	Osäkerhet och precision med olika metoder.....	39
9.2.1.	Osäkerhet.....	39-40
9.2.2.	Precision	40
9.3.	Begränsningar av resultat	40-41
9.4.	Skyddsavstånd.....	41-42
10.	SLUTSATSER.....	42
	REFERENSER	43-46
	BILAGA 1.	
	BILAGA 2.	
	BILAGA 3.	
	BILAGA 4.	
	BILAGA 5.	

1. INLEDNING

Under senare år har en stor ökning av installation av värmepumpar skett i Sverige. Idag har vi ca 500 000 värmepumpsanläggningar i Sverige varav ca 250 000 utgörs av berg, mark och sjövärme. År 2003 såldes runt 49 000 värmepumpar och för år 2004 förväntas antalet sålda värmepumpar öka till ca 60 000 (NyTeknik, 2004). I många fall har dock kvaliteten på installationen varit bristfällig då denna kraftiga ökning av försäljning lett till att oseriösa aktörer fått en chans att etablera sig på marknaden. Folksam uppger att felaktigt installerade värmepumpar lett till kostnader på 230 miljoner kronor under åren 1999-2003 (Göteborgs-Posten, 2004). Bristfälliga installationer kan, förutom att ge besvär för de konsumenter som drabbas, även ge negativa effekter för omgivande mark och vatten.

Värmepumpsanläggningar som tar värme från mark eller vatten har en slang med en frostskyddsvätska s.k. köldbärarvätska nedsänkt i ett medium i form av jord, berg eller en sjö och kan på så sätt anta den temperatur som mediet håller. En värmepump omvandlar denna värme via ett köldmedium. För att kunna ta ut bergvärme görs ett borrhål ned i berggrunden i vilket en kollektorslang med köldbärarvätska sänks ner. Omgivande vatten kan förorenas genom läckage av köldbärarvätska och smörjolja, som används vid installationen. Läckage av köldbärarvätska kan även ske under drift om konstruktionen inte är tät.

Tillgång av rent vatten för framtida dricksvattenförsörjning är högt prioriterad i svensk lagstiftning och de miljömål som är uppsatta för denna. Genom att konkurrerande intressen kan finnas inom ett område ökar behovet av att planera användningen av detta. För att skydda vattenresurser och försäkra en god vattenförsörjning kan kommuner upprätta vattenskyddsområden. Inom ett vattenskyddsområde ställs höga krav på vilka verksamheter som tillåts. Detta gör att installation av bergvärmeanläggningar inom ett vattenskyddsområde kan kräva ett tillstånd. För att besluta om ett tillstånd kan medges eller ej bör en noggrann utredning göras av den risk en installation skulle innebära i området. En första översiktlig bedömning, över lämpliga skyddsavstånd mellan en energibrunn och ett skyddsobjekt, kan dock ge riktlinjer för när tillstånd kan medges.

1.1. SYFTE OCH GENOMFÖRANDE

Detta examensarbete har i syfte att undersöka och jämföra olika metoder för att ta fram lämpliga skyddsavstånd mellan en bergvärmeanläggning och ett skyddsobjekt i ett vattenskyddsområde. För en första översiktlig bedömning av lämpliga skyddsavstånd skulle en enkel modell föredras. Det kan dock innebära att parametrar med en påverkan av ett rimligt skyddsavstånd förbises. En alltför komplicerad modell kan istället medföra osäkerhet genom att uppskattade parametrar medför en viss osäkerhet. En avvägning måste därmed göras mellan metodernas resultat och dess komplexitet. Av denna anledning har tre olika angreppssätt med olika komplexitet använts för att finna ett lämpligt skyddsavstånd. De modeller som använts för detta är en förenklad form av en empirisk modell av Harry E. LeGrand (LeGrand, 1983), en analytisk lösning av Baetsle (Spitz, et.al.,1996) och en numerisk lösning genom Visual MODFLOW (Waterloo Hydrogeologic, Visual Modflow 4.0).

1.2. AVGRÄNSNINGAR

I detta examensarbete har enbart läckage av köldbärandevätska, i form av köldbärandetanol, och påverkan av omgivande grundvatten, ur en bergvärmeanläggning studerats. Med köldbärandevätska menas vatten tillsammans med ett frostskyddsmedel som cirkulerar mellan ett borrhål och en värmepump. Läckage av köldmedium, vilket är ett ämne som växlar mellan gas- och vätskefas i en värmepump, har inte studerats då det anses läcka ut i den byggnad där värmepumpen finns installerad och därmed inte anses ge direkta effekter på omgivande grundvatten. Inte heller läckage av petroleumprodukter, som används i borrutrusningen vid installation, har studerats då detta skulle kräva andra lösningsmetoder.

Transport genom berg kan på stor skala simuleras genom att ansätta en porositet på 1 % i berget. På de avstånd relevanta för denna studie skulle detta dock ge upphov till missvisande resultat. Transport i berg på dessa typer av avstånd kräver en noggrann kartläggning av de sprickor berget utgörs av. Då detta inte är tänkt som en platsspecifik studie har istället transport genom en ovanliggande jord undersökts. Inläckage av nederbörd har inte beaktats då denna första bedömning främst studerar effekten av spridning genom advektion och dispersion. Eftersom denna undersökning inte är platsspecifik skulle beaktande av påverkan av inläckande nederbörd tillföra ytterligare osäkerhet.

1.3. RAPPORTENS UPPLÄGG

Rapporten inleds med en beskrivning av syfte och lagstiftning för vattenskyddsområde för att påvisa eftersträvd norm. Detta följs av en beskrivning av hur en bergvärmeanläggning fungerar, gällande lagstiftning samt en beskrivning av de risker en bergvärmeanläggning kan innebära för omgivande miljö för att påvisa problematiken med att införa bergvärmeanläggningar inom ett vattenskyddsområde.

Ett teoriavsnitt för de transportprocesser som kan ha en inverkan på spridning av köldbärandetanol följer, samt en beskrivning av egenskaper hos köldbärandetanol.

En konceptuell modell beskriver vilka geologiska förutsättningar som beaktats samt de processer som anses påverka transport av köldbärandetanol. Detta efterföljs av metodernas uppställning relaterat till den konceptuella modell som använts. Resultat och diskussion beskriver hur metoderna fungerat för att ta fram acceptabla skyddsavstånd.

2. SYFTE OCH LAGSTIFTNING FÖR VATTENSKYDDSOMRÅDE

2.1. SYFTE MED ATT INRÄTTA ETT VATTENSKYDDSOMRÅDE

Ur Naturvårdsverkets *Handbok 2003:6*, utläses att syftet med att inrätta vattenskyddsområde är att säkra råvattentillgångar för dricksvattenförsörjning i ett flergenerationsperspektiv. Skyddet bör enligt Naturvårdsverket ha en hög prioritet och riktats mot tillfälliga såväl som kontinuerliga föroreningar. Med förorening avses ett ämne som negativt kan påverka förutsättningen att använda vattentillgången för dricksvattenförsörjning.

Skyddsområden kan omfatta ytvatten, grundvatten och grundvattensmagasin med konstgjord infiltration. Ofta ges dock ett gemensamt skydd för ytvatten och grundvatten. Eftersom grundvatten kan ha en långsam omsättning skall ett förebyggande skydd innebära att potentiellt förorenande verksamheter inte tillåts inom området.

Naturvårdsverket menar att vattenskyddsområden bör utses åtminstone för alla allmänna vattentäkter och större enskilda egna eller gemensamma vattentäkter. Detta även om de anses behöva utnyttjas först längre fram i tiden (Naturvårdsverket, 2003).

2.2. UPPDELNING I SKYDDSZONER

Genom att inom ett vattenskyddsområde skapa olika skyddszoner ges riktlinjer för vilka olika verksamheter som är tillåtna inom området. Naturvårdsverket har i *Handbok 2003:6* gett ett nytt förslag till en uppdelning i vattentäktszon, primär skyddszon, sekundär skyddszon och vid behov även en tertiär skyddszon. Tidigare beteckningar är brunnsområde, inre skyddszon och yttre skyddszon. Anledningen till att nya beteckningar föreslås är att Naturvårdsverket anser att en tredje skyddszon krävs i vissa situationer. Naturvårdsverket menar även att tidigare beteckningar till viss del varit missvisande då en inre skyddszon kan ha innefattat sårbara områden som legat på betydande avstånd från vattenkällan. Beteckningen primär skyddszon skall motsvara en tidigare inre skyddszon och sekundär skyddszon skall motsvara en yttre skyddszon.

Indelningen av dessa zoner kan variera om skyddet avser ytvattenförekomster/-täkter, grundvattenförekomster/-täkter eller grundvattensmagasin/-täkter med bassänginfiltration. Generellt gäller att området skall avgränsas så att en förorening hinner brytas ned, spädas ut eller fastläggas innan den når vattentäkten alternativt att skadliga ämnen inte överhuvudtaget får en möjlighet att läcka ut i området.

För grundvatten gäller att vattentäktszonen enbart får innehålla verksamhet som rör vattentäkten. Den primära skyddszonen skall motverka att olyckor kan ske inom detta område. Uppehållstid för grundvatten i den sekundära zonen skall vara minst 100 dygn. Från den yttre gränsen till den inre gränsen i den sekundära zonen skall dock en uppehållstid på minst 1 år krävas. En tertiär skyddszon kan användas vid behov (Naturvårdsverket, 2003).

2.3. REGLERING AV VATTENSKYDD SOMRÅDE

Sedan den 1 januari 1999 har Miljöbalken (1998:808) varit styrande för svensk miljölagstiftning och i denna omfattas vattenskyddsområden av paragraf 7:21 och 7:22 (Ebbesson, 2003). Se Bilaga 1.

Ur dessa paragrafer kan utläsas att det är en kommun eller en länsstyrelse som får förklara ett område som ett vattenskyddsområde i syfte att skydda en grund- eller ytvattentillgång om den utnyttjas eller kommer att utnyttjas som en vattentäkt. Enligt Naturvårdsverkets *Handbok 2003:6*, bör en grund- och ytvattentillgång avse ett grundvattensmagasin, en sjö, annat vattenområde eller delar av dessa.

Det är en länsstyrelse eller en kommun som meddelar de föreskrifter som skall gälla inom området. Det gör att de kan meddela om inskränkningar i rätten av att förfoga över fastigheter inom området för att syftet med området skall kunna tillgodoses. Eventuella inskränkningar i enskilds rätt att använda mark och vatten får däremot inte gå längre än att syftet med skyddet kan uppnås. Naturvårdsverket menar dock att det i många fall endast är höga skyddsnivåer och restriktioner som kan leda till ett fullgott skydd av området (Naturvårdsverket, 2003).

Även genom 40 § punkt 5 ur Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd kan utläsas att kommunen får meddela föreskrifter om skydd för ytvattentäkter och enskilda grundvattentäkter om det krävs för att hindra att olägenheter för människors hälsa uppkommer (Naturvårdsverket, 2003).

Alla verksamheter och åtgärder som inte är av försumbar betydelse i det enskilda fallet omfattas även av de allmänna hänsynsreglerna som finns angivna i 2 Kap Miljöbalken.

Hänsynsreglerna anger att den som avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd är skyldig att skaffa sig den kunskap som krävs för att skydda människors hälsa och miljö. Utövaren är skyldig att utföra de skyddsåtgärder och vidta de försiktighetsåtgärder som krävs för att hindra att skada eller olägenheter uppstår för omgivningen. Detta innebär att bästa möjliga teknik skall användas i verksamheten. En lämplig plats skall väljas så att minsta påverkan ges på människors hälsa eller miljön. En produktvalsprincip ger att vid försäljning eller användande av kemiska produkter eller biotekniska organismer bör dessa, om möjligt, ersättas med mindre farliga produkter eller organismer.

Andra riktlinjer för vattenskyddsområden finns genom EU:s ramdirektiv för vatten och Sveriges miljömål.

2.4. VATTENSKYDDSSOMRÅDE OCH BERGVÄRMEANLÄGGNINGAR

Vid riskbedömningar gällande ett vattenskyddsområde tas hänsyn till vilken effekt en förorening kan ha inom området. Avgörande är vilken typ av förorening som beaktas samt dess koncentration, varaktighet och eventuella irreversibla effekter. Vilken påverkan denna förorening kommer att ha på vattnet dvs. om det bedöms som tjanligt eller otjänligt enligt Livsmedelsverkets stadgar ger olika utslag för bedömningen. Hänsyn kan tas till att barriärer kan motverka att föroreningen får en större effekt inom området. Exempel på barriärer är fördröjning, utspädning eller nedbrytning av föroreningen. Barriärerna kan även vara fysiska i form av diken eller gradienter. De ger upphov till rådrum dvs. tid under vilken en förorening kan motverkas. Sammanlagd effekt av små utsläpp måste också beaktas (Naturvårdsverket, 2003).

Risk definieras som konsekvensen av en oönskad händelse multiplicerat med sannolikheten för att denna händelse skall ske. Om sannolikhet för en oönskad händelse är okänd kan en konsekvensbedömning göras. För bergvärmeanläggningar finns inte någon statistik gjord för sannolikhet för läckage. Enligt de bedömningar som gjorts av Naturvårdsverket skall anläggningar för lagring och utvinning av värmeenergi ur berg, mark och vatten vara förbjudna i primär skyddszon. I sekundär skyddszon för grundvattentäkt och i primär skyddszon för ytvatten skall tillstånd krävas (Naturvårdsverket, 2004). Det är dock upp till varje kommun att besluta om vilka

restriktioner som skall finnas inom området. Vid fråga om tillstånd för en bergvärmeanläggning måste hänsyn tas till vilken köldbärarvätska som används och vilka geologiska förutsättningar som finns i området. Ett skyddsavstånd kan med hänsyn tagen till de förutsättningar som finns på plats ge att en tillräckligt låg koncentration ger en effekt av försumbar betydelse.

3. BERGVÄRME

3.1. BERGVÄRMEANLÄGGNING

Det finns olika typer av värmepumpsanläggningar som via värmepumpar omvandlar lågvärdig värme, dvs. värme med en låg energi, till värme som kan användas för uppvärmning av byggnader och vatten. Värme kan tas från jord, berg, sjöar eller luft. I en bergvärmeanläggning utnyttjas den värme som berggrunden håller, genom ett borrhål ned i berggrunden (SVEP, 2004a). I Fig. 1. visas hur en anläggning kan se ut.

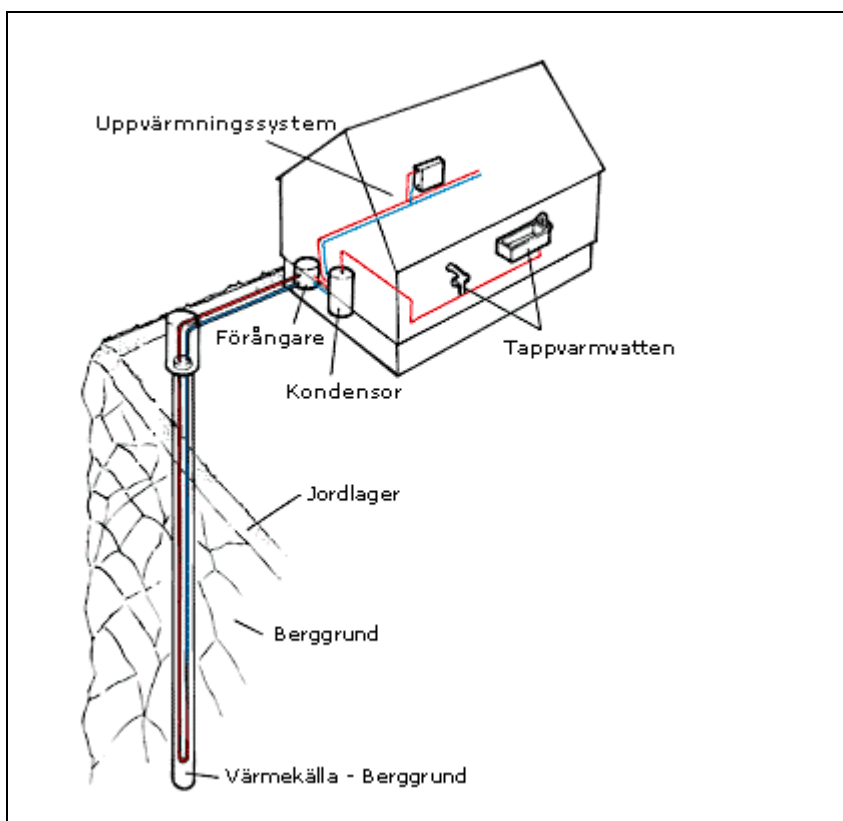


Fig. 1. Översiktlig figur för en bergvärmeanläggning (SVEP, 2004c).

För att skydda mot att omgivande jordlager rasar in i borrhålet och för att motverka att ytvatten läcker ner i borrhålet tätas detta med s.k. foderrör. Foderrören kan vara tillverkade av stål eller plast av längder på 3 eller 6 m som svetsas samman (Geotec, 2004). Dessa foderrör skall drivas minst 2 m ned i berget samt minst 6 m ned från markytan och avtätas mot berget.

En så kallad kollektorslang installeras i borrhålet. En köldbärarvätska, även kallad kollektorvätska, hålls i kollektorslangen (SVEP, 2004a). Vanlig dimension för en kollektorslang är 40 mm i diameter. Genom att köldbärarvätska cirkulerar i

kollektorslangen som finns nedsänkt i ett medium kan denna anta den temperatur som berggrunden håller. Värmeutbyte kan bara ske när ett medium förmedlar värme från berggrunden till köldbärarvätskan. Detta medium kan vara grundvatten eller om borrhålet är tätat bentonit. Det område där mediet förmedlar värme kallas aktivt borrhål. Konstruktionen för värmeutbyte via en brunn med en iförd köldbärarvätska kallas för en energibrunn.

Köldbärarvätska pumpas från brunnen upp till en värmepump. En värmepump består av en förångare, kondensator, expansionsventil, och en kompressor. I detta system cirkulerar ett köldmedium som växlar mellan gas- och vätskeform. Den köldbärarvätska som pumpas upp från brunnen tas in i värmepumpens förångare där ett reglerat tryck via en expansionsventil ger en temperatur som gör att ett köldmedium börjar koka. I ett slutet system står köldbärarvätska och köldmedium inte i direkt kontakt. Köldbärarvätskan pumpas i en sluten krets mellan värmekällan och förångaren. Köldmediet övergår i gasfas i förångaren och sugas in i en kompressor. I kompressorn är trycket höjt vilket leder till att gasen ökar ytterligare i temperatur. Denna gas tas därefter in i en kondensator där värme avges till byggnadens värmesystem samtidigt som köldmediets temperatur sänks och detta går över i vätskefas (SVEP, 2004a).

För att driva en värmepump krävs el, men i regel kan en värmefaktor på fyra tas ut. Med en värmefaktor på fyra är den energi som krävs för att driva värmepumpen en fjärdedel av den energi totalt kan utvinnas (SVEP, 2004a).

Bortsett från den årstidsvariation i temperatur som finns nära markytan så ökar temperaturen i berggrunden med djupet och är jämnare längre ner i berggrunden. Vilken värme berggrunden kommer att kunna ge beror av bergartens mineralsammansättning och struktur, eventuella sprickor i denna och hur grundvattnet rör sig i denna. I Sverige varierar t.ex. de vanligaste bergarterna granit och gnejs i värmeledningsförmåga p.g.a. olika kvartsinnehåll (SVEP, 2004b). För få ut en effekt anpassad till en byggnads värmebehov måste energibrunnens djup och diameter dimensioneras. Om en hög effekt krävs kan flera energibrunnar kopplas samman. Borrhålen får dock inte ligga närmre än 15 m då de stjälar effekt av varandra (SVEP, 2004c). Fastighetsägare uppmanas att anlägga borrhål minst 10 m från sin tomtgräns (Pemtec, 2004).

3.1.1. Köldbärarvätska

Köldbärarvätska består i regel av vatten med en tillsats för att motverka att vattnet fryser. Denna tillsats kan vara i form av alkohol eller salt. Alkohol för tekniskt bruk skall ha denatureringsmedel tillsatta för att motverka konsumtion genom att ge en dålig smak och lukt. Exempel på salter som kan användas är kalciumklorid, natriumklorid och kalciumkarbonat (Lundborg m.fl., 1995).

För en väl fungerande köldbärarvätska krävs goda transportegenskaper vilket gör att denna bör ha en låg viskositet och därmed vara lättflytande. En effektiv köldbärare bör även ha goda värmeöverföringsegenskaper vilket gör att köldbäraren bör ha en hög densitet. Köldbäraren bör även ha en hög specifik värme d.v.s. förmåga att bibehålla värme samt en hög värmeledningsförmåga. En köldbärare som ger upphov till korrosion eller kommer att diffundera ut genom skarvar eller packningar bör undvikas. Köldbäraren bör även vara lätt nedbrytbar och inte vara toxisk (SVEP, 2004d). Toxicitet är dock relativt till vilken halt av köldbärarvätska som det handlar om.

Det finns idag en uppsjö av köldbärarvätskor då de kan variera i innehåll och halt av frostskyddsmedel och denatureringsmedel. Det saknas en direkt lagstiftning för vilka köldbärare som är tillåtna. Tidigare användning av glykoler har dock minskats av miljöskäl (SVEP, 2004d). Glykoler har en hög farlighet och redan låga halter av t.ex. etylenglykol kan vara giftigt (Kemikalieinspektionen, 2004a). Den köldbärarvätska som idag rekommenderas av branschorganisationer för brunnborrare samt Sveriges Geologiska Undersökning, SGU, och Naturvårdsverket är vatten med tillsatt etanol. Etanolen skall innehålla denatureringsmedel godkända av Läkemedelsverket. En negativ egenskap för etanol är att den har en hög viskositet (Lundborg m.fl., 1995).

Svenska Värmepumpföreningen, SVEP, har ställt upp standarder för den etanol som kan användas i köldbärarvätskor. Endast en 95-99,5 % bioetanol alternativt tekniskt framställd etanol får användas. Etanolen skall denatureras enligt svensk norm med 10 vikts % denatureringsmedel med Läkemedelsverkets tillstånd. Godkända denatureringsmedel är isopropanol och n-butanol. En färg kan även tillsättas och denna skall då vara livsmedelsgodkänd (SVEP, 2004e). Halt isopropanol är normalt 7 – 8 vikts % och halt n-butanol 3 – 2 vikts %. Importerade etanolbaserade köldbärarvätskor kan dock innehålla högre halter av denatureringsmedel än vad som är godkänt enligt Livsmedelsverket (Risberg, 2001).

Vilken mängd av köldbärarvätska som krävs är beroende av anläggningens dimension. För värmepumpar i bostadshus kan mängden variera mellan 200-400 l. Om en värmeeffekt större än 100 kW krävs kommer mängder på över 1000 l att krävas (Lundborg m.fl., 1995). För en kollektorslang med en diameter på 40 mm ryms ungefär 1 liter köldbärarvätska per meter kollektorslang. För en brunn med ett djup på 100 m skulle detta ge ett mått på 200 l köldbärarvätska då kollektorslangen är dubbel i energibrunnen (Nelson, 2004).

3.1.2. Köldmedium

I en värmepump cirkulerar ett köldmedium som växlar mellan gas- och vätskefas. De köldmedier som använts tidigare har varit klorfluorkarboner, CFC, hydroklorfluorkarboner, HCFC, och haloner. Användarstopp utfärdades dock för de flesta av dessa redan år 2000 då de fungerar som ozonförstörande ämnen. Idag används bl.a. propan, isobutan, ammoniak och koldioxid (SVEP, 2004d).

3.1.3. Korrosionsinhibitorer

Korrosionsinhibitorer kan användas för att minska slitage och dessa kan vara natriumtetraborat, bensotriazol, trietanolamin, natriumbensoat, fosforsyra, natriumnitrit, tolyltriazol, glukos, natriumsilikat och metyletylketon. När andelen är mindre än 5 % vilket ofta är fallet för korrosionsinhibitorer behöver de inte heller anges enligt kemikalielagstiftning (Lundborg m.fl., 1995). Enligt Anders Nelson, Geotec, används dock inte korrosionsinhibitorer vid användning av etanol och de enda ämnen som är godkända enligt SVEP:s energibrunnsnorm för köldbäraretanol är etanol med denatureringsmedel och eventuell färg.

3.1.4. Risk för mark och vatten

Påverkan av omgivande miljö från en bergvärmeanläggning kan uppstå vid installation eller under drift av bergvärmeanläggningen. Vid installation kan läckage, av petroleumprodukter i form av smörjolja, som används för borrutrustningen, och köldbärarvätska till omgivande mark och vatten, ske genom att den som anlägger brunnen inte vidtagit tillräckliga försiktighetsmått eller att den utrustning som använts inte kontrollerats.

När anläggningen är i drift kan köldbärarvätska läcka ut till omgivande mark och vatten om kollektorslangen skadas eller inte är korrekt monterad. Kollektorslangen kan skadas om omgivande vatten alternativt ett omgivande fast medium fryser i borrhålet. Detta sker vid en feldimensionering av brunnens värmegivande förmåga. Läckage kan även uppstå om den u-sväng som svetsats på kollektorslangens botten inte är korrekt monterad. Läckage ut till omgivande vatten kan ske genom sprickor i berggrunden under foderröret. Köldbärarvätska kan även läcka ut i ovanliggande jordlager om foderrören är dåligt monterade eller om tätning mellan berg och foderrör inte är korrekt utförd (Risberg, 2004).

Olika åsikter finns om borrhålet skall vara tätat med t.ex. bentonit eller inte. Om borrhålet inte tätas kan detta vid en olycka snabbt tömmas på köldbärarvätska genom att en extra pump finns monterad i borrhålet. Under förutsättning att köldbärarvätskan kan tas omhand på plats och att den omgivande berggrunden inte är alltför uppsprucken. Om ett läckage sker i en tätad brunn kan det vara svårt att få upp kollektorslangen (Rozenberg, 2004).

En viss motverkan till större läckage av köldbärarvätska vid en trasig kollektorslang är de densitetsskillnader som råder mellan köldbärarvätskan i kollektorslangen och omgivande grundvatten. Densitetsskillnader gör att det krävs ett tryck för att köldbärarvätska skall läcka ut vid en trasig kollektorslang. Detta ger att enbart ett fåtal liter antas läcka ut vid en trasig kollektorslang (Risberg, 2001). Det kan även finnas larmanordningar som reagerar när trycket i kollektorslangen ändras som stoppar värmepumpen. Det är dock inte helt ovanligt att köldbärarvätska fylls på vid upptäckt av minskad mängd köldbärarvätska i kollektorslangen p.g.a. okunnighet om att systemet faktiskt står och läcker (Nelson, 2005).

Fall då större mängder av köldbärarvätska läckt ut har funnits. Under år 2000 grävdes en köldbärarslang av i Hörby kommun vilket ledde till att 100-200 liter köldbärarvätska läckte ut ur en jordvärmeanläggning (Miljödom M 3200-01, 2003-06-10 Stockholm).

För att motverka läckage ur energibrunnar finns olika åtgärder att vidta. Ett första steg är att se till att brunnsborrhare och installatörer har riktiga kunskaper. Idag kan brunnsborrhare certifieras hos SGU, de får då genomgå en kurs i juridik där bl.a. Miljöbalken samt Plan- och bygglagen studeras. Det är viktigt att installatörerna har goda kunskaper i dimensionering så att frysning inte uppstår i energibrunnen samt att de material som används är anpassade till den plats där energibrunnen skall anläggas och till de förhållande som råder på platsen.

Påverkan av omgivande mark och vatten kan vid installation av en energibrunn ske vid skapande av borrhålet då täta geologiska lager i jordmånen penetreras. Detta leder till att

lager som tidigare varit täta mot inläckage av ovanstående vatten kan tappa sin förmåga att fungera som ett tätande lager och föroreningar kan lätt nå ned till underliggande grundvatten. Vid felaktigt utförd borrning kan tryckfördelningen i marken rubbas vilket kan ge sättningar i omgivande områden. Vid borrning kan borrkax spridas ut i omgivande vatten och i kustnära områden kan borrning även leda till saltvatteninträngning.

3.2. KRAV PÅ ENERGIBRUNNAR OCH VÄRMEPUMPAR

3.2.1. Lagar och förordningar för värmepumpsanläggningar

9 Kap i Miljöbalken behandlar miljöfarliga verksamheter och hälsoskydd. Med miljöfarlig verksamhet menas all användning av mark, byggnader och vatten som kan leda till utsläpp till omgivande mark, luft eller vatten eller risk för annan olägenhet för människors hälsa eller miljön.

I Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, som tillhör 9 Kap Miljöbalken, behandlas värmepumpsanläggningar i 17 § och där utläses att en anmälan till en kommunal nämnd krävs för att få inrätta en värmepumpsanläggning. Inom vissa områden kan en kommun dessutom kräva ett tillstånd för att få lov att inrätta anläggningen. Värmepumpsanläggningar som använder mark dvs. jord och berg, grundvatten eller ytvatten för värme med en effekt på maximalt 100 kW kräver en anmälan. Värmepumpar som har en effekt på mellan 100 kW och 10 MW omfattas av 21 § i samma förordning då en sådan anläggning är en C-verksamhet och är även dessa anmälningspliktiga. Värmepumpar med en effekt större än 10 MW är en B-verksamhet och är enligt 5 § tillståndspliktiga. Se Bilaga 1.

3.2.2. Energibrunnarnorm-97

För att få enhetliga krav över väl fungerande installation och drift av en energibrunn och minimera risk för påverkan av omgivande miljö har riktlinjer tagits fram för energibrunnborrning. Dessa riktlinjer är framtagna av SGU i samarbete med branschorganisationer för brunnborrare t.ex. Svensk Värmepumpsförening, SVEP, och finns samlade i *Energibrunnarnorm-97*. Detta dokument ses över årsvis för att vara aktuellt för de förändringar som sker inom branschen.

Energibrunnarnorm-97 är inte införd i lagtext, men ett flertal kommuner kräver att denna norm efterföljs för att de skall godkänna en anmälan eller ge tillstånd för borrning. SVEP, samt ett antal försäkringsbolag kräver att denna norm efterföljs för att anläggningen skall kunna försäkras (Geotec, 2004).

Krav ställda i Energibrunnarnorm-97 gäller borrutrustning och utförande, lokalisering av brunnen, brunnen utformning, samt krav på kollektorsättningen och ett borrhålslock. Krav är även att brunnen efter installation skall inspekteras och en kopia av ett brunnsprotokoll skall sändas in till SGU:s brunnsarkiv (SVEP, 2004f).

4. TRANSPORTPROCESSER MELLAN ENERGIBRUNN OCH RECIPIENT

Detta examensarbete behandlar läckage av köldbäretanol från en energibrunn. När köldbäretanol rör sig genom mark kan den påverkas av olika processer som sker i interaktion med det medium i vilket denna transporteras. Detta påverkar dess koncentration och fördelning. Köldbäretanol består av etanol, isopropanol och n-butanol. Processer som har en inverkan på spridning i jord är bl.a. advektion, dispersion, oxidation-reduktion, biodegradering av mikroorganismer, adsorption till jord och förångning.

4.1. ADVEKTION

Formen för transport av ett ämne i ett grundvatten beror av dess löslighet i vatten och dess densitet. Om ett organiskt ämne inte är blandbart i vatten en s.k. NonAqueous Phase Liquid, NAPL, ger detta att olika faser måste beaktas vid transport genom jord. Om ämnet har en låg densitet s.k. Light NonAqueous Phase Liquid kommer det att flyta på vattnet och befinna sig i den övre delen av akviferen. Ett ämne med en hög densitet s.k. Dense NonAqueous Phase Liquid, DNAPL, kommer att sjunka till den nedre delen av akviferen (Bedient et.al., 1994). En förorening som är helt lös i vatten och har en densitet som inte är alltför olik vattnets kommer att transporteras med grundvattnets hastighet vilket kallas advektion.

Transport av grundvatten genom en jord beror av jordens ledningsförmåga vilket återges av en hydraulisk konduktivitet och den gradient som råder inom området. Den hydrauliska gradienten betecknar en potentialändring per längdenhet där potentialen utgörs av vattnets lägespotential och tryckpotential på en viss punkt i marken. Transport sker mot en lägre potential (Knutsson m.fl., 2002).

För att erhålla en medelhastighet av grundvatten i jord måste hänsyn tas till att transport sker genom jordens porer. En flödesporositet, n , skall därför beaktas. Här finns dock skillnader beroende av jordens utformning. En viss halt av vatten kan hållas kvar till de partiklar som jorden består av främst p.g.a. kapillära krafter. I en grov jord är den halt vatten som inte deltar i transport förhållandevis liten och flödesporositet beaktas. I en finare jord deltar inte alla porer i transport och därför beaktas istället en s.k. effektiv porositet, n_e (Grip m.fl., 1994). Denna tas fram som en kvot mellan vattenfylld volym porer och total volym porer.

Grundvatten transporteras genom jorden med en medelhastighet som beräknas enligt:

$$v = \frac{Kdh/dl}{n} \quad (1)$$

v = medelhastighet [m/s]

K = hydraulisk konduktivitet [m/s]

dh/dl = hydraulisk gradient [m/m]

n = flödesporositet [%]

Advektion beskriver hur en viss koncentration rör sig med en viss hastighet. Advektion är inte beroende av en koncentrationsgradient och beskrivs genom samband:

$$q_a = v C \quad (2)$$

q_a = massflöde via advektion [kg/s m²]

v = medelhastighet hos vattnet [m/s]

C = föroreningskoncentration [kg/m³]

4.2. HYDRODYNAMISK DISPERSION

När en förorening rör sig genom jord kommer denna att spridas ut. Utspridning sker genom molekylär diffusion och mekanisk dispersion. I ett flödande grundvatten kan dessa termer inte skiljas åt och det samlade begrepp som används är hydrodynamisk dispersion (Bengtsson, 1996). Det är dock vanligt att bortse från diffusion då denna i regel kan försummas mot en mekanisk dispersion.

Mekanisk dispersion beskriver en spridning som uppstår genom att en förorening transporteras genom ett medium med varierande hastighet. Merparten av föroreningen antas röra sig med en advektionshastighet men skillnader i transportväg gör att delar av föroreningen transporteras snabbare medan andra transporteras långsammare.

Mekanisk dispersion i cartesiska koordinater ger för tre dimensioner upphov till 81 olika värden för dispersion. Om isotropi antas i mediet och koordinatsystemet anses följa grundvattenflödet kan dispersion beskrivas av tre värden (Ingebritsen et.al., 1998). Med isotropi menas att ett poröst medium har samma genomsläpplighet i alla riktningar vilket ger att transport blir oberoende av dess riktning genom mediet. För ett uniformt flöde i en dimension anges mekanisk dispersion som ekvation (3), (4) och (5).

$$D_x = \alpha_x v_x \quad (3)$$

$$D_y = \alpha_y v_x \quad (4)$$

$$D_z = \alpha_z v_x \quad (5)$$

D_x = longitudinell dispersion [m²/s]

D_y = transversell dispersion [m²/s]

D_z = vertikal transversell dispersion [m²/s]

α_x = longitudinell dispersivitet [m]

α_y = transversell dispersivitet [m]

α_z = vertikal transversell dispersivitet [m]

v_x = grundvattenhastighet längs koordinat x [m/s]

I ett poröst medium är dispersionen anisotropisk även om mediet anses vara homogent och isotropiskt. Transversell samt vertikalt transversell dispersion sker då flödesvägarna som en förorening tar genom mediet kan grenas ut åt sidorna, se Fig. 2. Detta sker även under laminära förhållanden. Med ett homogent medium menas ett medium med liten rumslig variation i hydrauliska egenskaper t.ex. i form av kornstorleksfördelning.

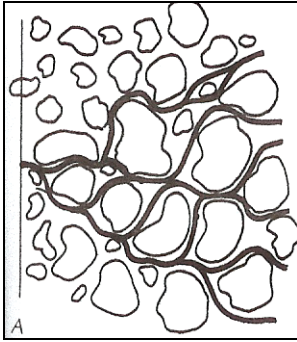


Fig. 2. Variation i flödesväg som ger upphov till vertikal dispersion (Fetter, 2001).

Transversell och vertikal transversell dispersion är i regel mindre än en longitudinell dispersion. Förhållandet mellan dispersivitet i olika riktningar varierar i litteraturen. I *Fluid Mechanics* (Rubin, et.al. 2001) anges α_y vara en tjugondel av α_x . Förhållandena uppges även att beräknas enligt $\alpha_y = 0,1\alpha_x$ (Spitz et.al, 1996). En vertikalt transversell dispersivitet betraktas vara lägre, då det i regel sker en liten vertikal spridning. I en artikel av Gelhar (1992) anges att α_y i regel är en storleksordning mindre än α_x och att α_z i regel är en storleksordning ytterligare mindre.

Skillnader av transport inom porer uppstår då en lösning transporteras t.ex. fortare i större porer, vid en kortare sträcka och i mitten av en por, se Fig.3.

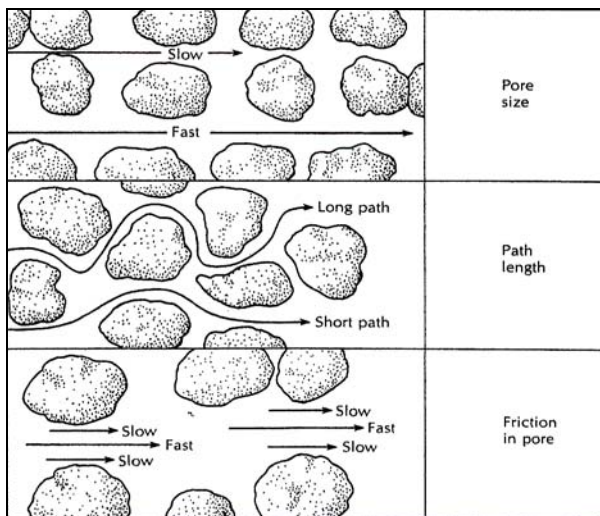


Fig 3. Skillnad i transportväg som ger upphov till dispersion på porskala (Fetter, 2001).

I en större skala anses makrodispersion uppstå på grund av heterogenitet hos den hydrauliska konduktiviteten i en akvifer, se Fig. 4. Trots att en akvifer anges som homogen kan den ha en varierad konduktivitet (Fetter, 1999).

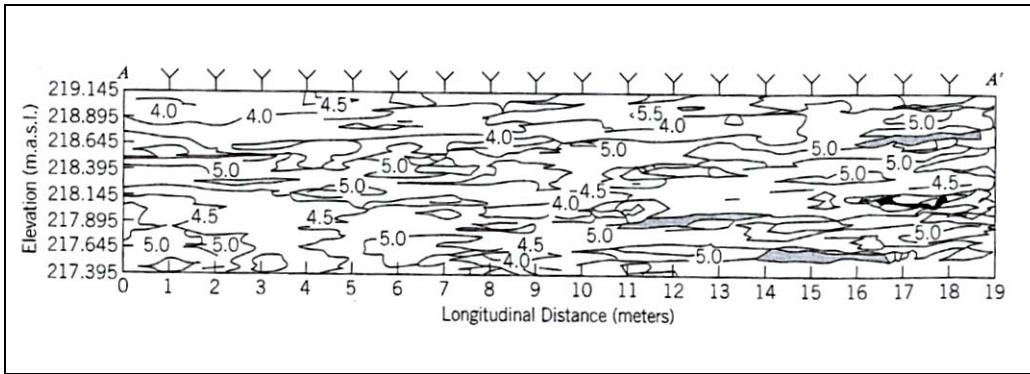


Fig. 4. Variation i hydraulisk konduktivitet i en akvifer tagen ur Fetter (1999) från Sudicky (1986).

Ett flertal fältförsök har visat att olika värden för dispersion erhållits inom ett och samma område vid varierade avstånd från utsläppskällan. Därför anses dispersion vara relaterat till avstånd (Fetter, 1999). Tidigare beräkningar av förhållande mellan dispersivitet och avstånd har varit $\alpha_x = 0,1L$ där L betraktar avstånd mellan utsläppskälla och mätpunkt, se Fig. 5. (Fetter, 1999).

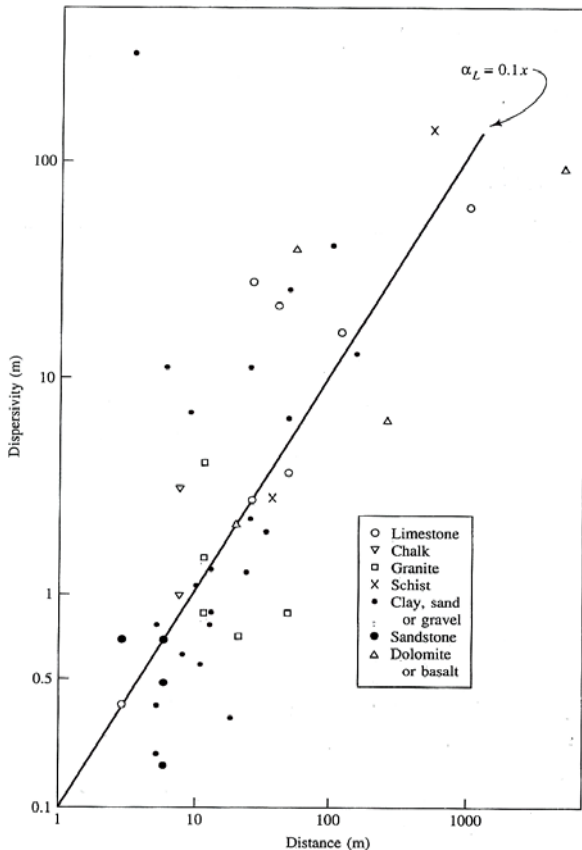


Fig. 5. Samband mellan avstånd och dispersivitet (Fetter, 1999) från Lallemand-Barres (1978).

På senare tid har nya fältexperiment av dispersivitet visat att en överskattning av dispersivitet gjorts. I ett exempel angavs en longitudinell dispersivitet inte vara större än en meter i ett antal prov tagna på stora avstånd i en relativt homogen sandakvifer (Ingebritsen, et.al. 1998). I en undersökning gjord av Gelhar (1992) studerades hur fältexperiment utförts för att ta fram värden för dispersivitet relaterat till avstånd. Genom att relatera hur fältexperimenten utförts till de värden som erhållits för

dispersivitet omfördelades värden för dispersivitet efter trolighet för experimenten att ge korrekta värden för dispersion. Denna undersökning visade att en enda linjär regression för de värden som använts inte är representativ och att större hänsyn bör tas till olikheter i heterogeniteter i de akviferer som undersöks. Undersökningen visade även att omräkningar till mer troliga värden utifrån experimentens utförande i regel gett en lägre dispersivitet.

Fältförsök för att ta fram dispersion kan ske efter att en okontrollerad förorening skett eller genom ett kontrollerat försök med ett spårämne. Vid kontrollerade försök kan ett ämne tillsättas i ett naturligt format flödesfält, ett naturligt gradienttest kan göras eller så kan flödet förändras genom tillförsel eller uttag. Injektion kan ske i en brunn varefter koncentration studeras i en observationsbrunn, alternativt kan föroreningen tillsättas i en observationsbrunn och koncentration mäts genom att ett uttag görs i en brunn. Detta ger olika typer av radiella flödesformer. Alternativt kan två aktiva brunnar användas samtidigt (Gelhar, 1992).

Enligt Gelhar (1992) visade värden från fälttest, vid en bestämd skala, en variation som kan förklaras genom stokastiska teorier för variation i hydraulisk konduktivitet inom ett område.

Enligt stokastiska teorier kan dispersivitet uppskattas genom att se till varians, σ , av en logaritmerad hydraulisk konduktivitet samt en korrelationslängd, λ , i en riktning av flödet och en flödesfaktor, γ (Fetter, 1999). Longitudinell dispersivitet beräknas enligt dessa teorier enligt ekvation:

$$A^*_L = A_L + \alpha_L + D^*_d/v \quad (6)$$

A^*_L = longitudinell dispersivitet [m]

A_L = asymptotisk longitudinell dispersivitet [m]

α_L = dispersivitet i porskala [m]

D^*_d/v = diffusion [m]

A_L beräknas från en normalfördelad konduktivitet enligt ekvation:

$$A_L = \frac{\sigma^2 \lambda}{\gamma^2} \quad (7)$$

Korrelationslängd, λ , anger inom vilken längd som den logaritmerade hydrauliska konduktiviteten är korrelerad och är relaterad till en autokorrelationsfaktor som beskriver att förändringen av geologiska förhållanden ökar med ett ökat avstånd (Fetter, 1999). Flödesfaktor anses vara lika med ett. Transversell dispersion definieras som ekvation:

$$A^*_T = \alpha_T + D^*_d/v \quad (8)$$

Enligt detta tänkande ger heterogeniteter i makroskala ej upphov till transversell dispersion. De stokastiska teorierna kräver att tillgång finns till stora mängder av data av hydraulisk konduktivitet.

Ytterligare en teori för att ta fram mekanisk dispersion är genom fraktal. Teori om fraktal bygger på att oregelbundna objekt i naturen har en tendens att upprepa sig. I en akvifer anses enligt denna teori relationen mellan porer vara av samma form som relationen av variation i hela geologiska formationer.

Neuman (1990) utvecklade denna teori till ett uttryck för longitudinell dispersivitet enligt ekvation:

$$\alpha_x = 0,0175 \cdot L^{1,46} \quad (9)$$

L = avstånd

Denna undersökning baserades på data från fältförsök som ansågs ha en hög relevans dvs. data som ansågs vara framtagna på ett adekvat sätt. I en senare undersökning gjord av Xu och Eckstein (1995) med data från Neumans undersökning användes inte bara data med hög relevans, utifrån de fälttest som utförts, utan även värden med låg relevans vägdes in i beräkningen. Genom att ta hänsyn till värdenas relevans i undersökningen kunde fler mätvärden användas. Detta gav ett icke linjärt förhållande men dock med ungefär samma korrelationskoefficient som Neuman fått för sina beräkningar. Longitudinell dispersivitet anges enligt Xu och Eckstein enligt ekvation (10) (Fetter, 1999).

$$\alpha_x = 0,83 \log L^{2,414} \quad (10)$$

L = avstånd

Denna omräkning med inkluderad relevans för mätvärdenas framtagande gav minskade värden för dispersivitet jämfört med ekvationen framtagen av Neuman. Denna tanke om att värdenas framtagande måste beaktas samt att detta leder till minskade värden för dispersivitet överrensstämmer med teorier från en artikel av Gelhar (1992).

Oavsett vilken teori som legat bakom framtagande av dispersivitet så ger dispersion upphov till hastighetsavvikelser för de partiklar som utgör en förorening. Detta ger att partiklarna når ett visst avstånd vid olika tidpunkter. Koncentrationsfördelningen anses vara normalfördelad kring den tid det tar för de partiklar som följer med advektionens hastighet att nå maximalkoncentration. Föroreningens spridning, σ , som uppstår av dispersion kan därför beskrivas enligt ekvation (11), (12) och (13).

$$\sigma_x = \sqrt{2D_x t} \quad (11)$$

$$\sigma_y = \sqrt{2D_y t} \quad (12)$$

$$\sigma_z = \sqrt{2D_z t} \quad (13)$$

4.3. OXIDATION-REDUKTION OCH BIODEGRADERING

Oxidation innebär elektronavgivande och reduktion innebär elektronupptag. Organiska ämnen fungerar som näring för mikroorganismer i marken och genom mikroorganismers metabolism oxideras ett organiskt ämne t.ex. etanol. Detta kräver dock att elektronacceptorer finns tillgängliga för dessa organismer. Främst används syre som elektronacceptor vilket kräver mikroorganismer som kan leva under aeroba

förhållanden. När syre inte finns att tillgå sker oxidation under anaeroba förhållanden av organismer som använder elektronacceptorer som NO_3^- , Fe^{3+} , SO_4^{2-} och CO_2 vilka reduceras till N_2 , Fe^{2+} , H_2S och CH_4 tillsammans med bildning av koldioxid. Det finns även fakultativa organismer som kan leva i både aeroba och anaeroba miljöer. Redoxreaktioner beror därför av vilka organismer och elektronacceptorer som finns tillgängliga. Flest mikroorganismer finns i de övre delarna av jorden där det finns tillgång till organiskt material samt syre. I grundvatten är de organismer som utför dessa processer bakterier som finns ursprungligen i akviferen (Liu, 2004).

Genom oxidation kommer ett ämne att brytas ned. En primär nedbrytning kan räknas fram via en första ordningens reaktion enligt ekvation (14).

$$\lambda = \ln 2 / t_{1/2} \quad (14)$$

λ = första ordningens nedbrytningskoefficient [dygn^{-1}]

$t_{1/2}$ = halveringstid [dygn]

Nedbrytningshastighet, $\delta C / \delta t$, är proportionell mot koncentration C av ett ämne genom $\delta C / \delta t = -\lambda C$ och hög koncentration ger en hög nedbrytningshastighet (Bedient, 1994).

För att bestämma en nedbrytningshastighet krävs att platsspecifika egenskaper är kända då denna reaktion kan påverkas av pH, temperatur, vattenhalt, kolhalt, tillgängligt syre, tillgänglig näring och vilka organismer som finns i området.

Sverige har en medeltemperatur på grundvatten på 2-8°C vilket ger förhållandevis låga nedbrytningshastigheter i svenska grundvatten, se Fig. 6.

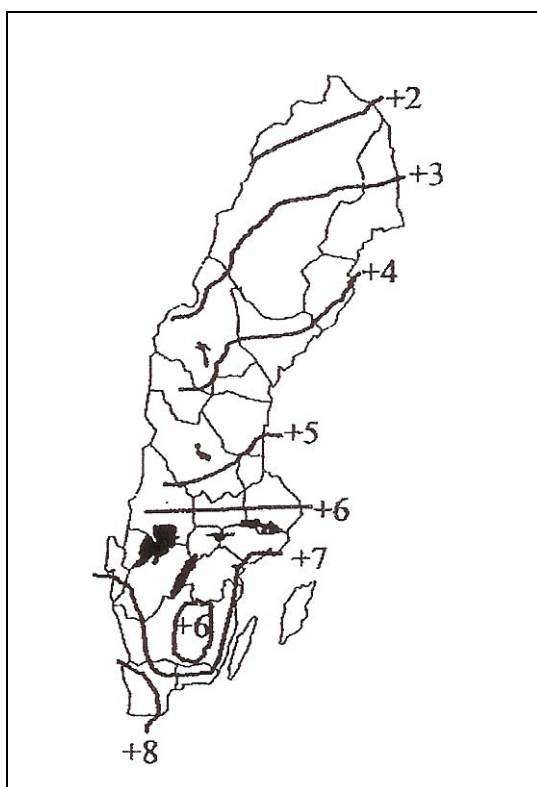


Fig. 6. Fördelning av grundvattentemperatur i Sverige (Lundborg m.fl., 1995).

4.4. SORPTION

Sorption anger ett ämnes affinitet till markpartiklar dvs. ämnets förmåga att binda till markpartiklar genom jonbindningar, kovalenta bindningar, vätebindningar, Van der Waals krafter eller genom att dipoler bildas. Sorption beror dels av markegenskaper och dels av kemiska egenskaper hos föroreningen. Vid sorption gäller lika gillar lika dvs. att hydrofoba ämnen i regel binds till hydrofoba ytor och polära mot polära (Bedient et.al., 1994).

Begreppet sorption inkluderar adsorption såväl som absorption. Med adsorption menas att ämnen binds till en partikels yta. Absorption ger däremot att ett ämne kan inkorporeras i markpartiklar. Det är dock svårt att skilja dessa processer åt då de kan ske simultant (Bengtsson, 1996).

Sorption av ett ämne kan beräknas på olika sätt vilket ger en fördelningskoefficient, K_d , som vid ett lågt värde visar att enbart en liten halt av ämnet kommer att sorberas. Värdet beror bland annat på sorptionsprocessens hastighet jämfört med flödes hastigheten, ämnets löslighet i vatten samt ett flertal platsspecifika faktorer. Vid linjära förhållanden och jämvikt beräknas K_d enligt ekvation:

$$K_d = C_s / C_w \quad (15)$$

C_s = sorberad koncentration [kg/m^3]

C_w = koncentration i vatten [kg/m^3]

K_d kan även beräknas enligt ekvation:

$$K_d = K_{oc} / f_{oc} \quad (16)$$

K_{oc} = normaliserad sorptionskoefficient

f_{oc} = jordens organiska kolinnehåll

K_{oc} tas fram genom ekvation:

$$\log(K_{oc}) = a \log(K_{ow}) + b \quad (17)$$

K_{ow} = oktanol-vattenfördelningskoefficient

a, b = konstanter bestämda av det organiska ämnet

(Liu, 2004).

Sorption leder till att ett ämne retarderas eller inte kan reagera via hydrolysis eller nedbrytning. Retardation innebär att rörligheten för ämnet blir lägre. Beroende på hur sorption beräknas kan en retardationsfaktor, R , tas fram. Vid linjära förhållanden kan R anges som ekvation (18) (Bengtsson, 1996).

$$R = (1 + K_d \rho_b / n_e) \quad (18)$$

ρ_b = bulkdensitet [kg/m^3]

n_e = effektiv porositet [%]

I de fall sorption sker kommer föroreningens transporthastighet avvika från grundvattnets transporthastighet enligt ekvation:

$$v_s = v / R \quad (19)$$

v_s = föroreningens transporthastighet [m/s]

v = grundvattnets transporthastighet [m/s]

R = retardationsfaktor

Då sorption inte anses påverka den förorening som studerats i detta examensarbete kommer denna process inte att behandlas vidare.

4.5. FÖRÅNGNING

Förångning kan ske från fasta ytor liksom från vatten till luft. Detta ger endast en fasförändring av ämnet och ger inte upphov till en kemisk förändring av ämnet (Bedient et.al., 1994). Förångning från fasta ytor är i regel mindre och brukar förbises.

Fördelning av ett ämne mellan vatten och luft kan beräknas med hjälp av Henrys lag enligt ekvation (20).

$$C_a = H \cdot C_w \quad (20)$$

C_a = koncentration av kemikalien i luft [mg/l]

H = Henrys konstant

C_w = koncentration av kemikalien i vatten [mg/l]

Förångning av ämnen i mark minskar med minskad porositet i marken liksom med avtagande vattenhalt. Förångning associeras med en rad faktorer som temperatur, närhet till en zon med syre i porerna och ämnets ångtryck.

4.6. ADVEKTION-DISPERSION EKVATIONEN

En grundläggande ekvation för transport via advektion och dispersion i ett grundvatten bygger på teori om konservering av massa. För ett endimensionellt flöde och en tredimensionell dispersion kan ekvationen skrivas som ekvation (21).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\left(v_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \left(D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}\right) \quad (21)$$

C = koncentration [kg/m³]

t = tid [s]

v_x = medelhastighet [m/s]

D = dispersion [m²/s]

Termen för advektion innehåller ett minus tecken då advektion med tid kommer att leda till att koncentrationen i den fasta punkten avtar. Detta gäller vid en ökning av koncentration i x-led.

Denna ekvation gäller vid antagande att det medium genom vilket massa transporteras är poröst, homogent, isotropiskt och mättat.

I fall med nedbrytning beaktas detta enligt ekvation (22) (Ingebritsen, 1998).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\left(v_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \left(D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}\right) - \lambda C \quad (22)$$

C = koncentration [kg/m^3]

t = tid [s]

v_x = medelhastighet [m/s]

D = dispersion [m^2/s]

λ = första ordningens nedbrytningskoefficient [dygn^{-1}]

Advektion-dispersion ekvationen har många lösningar. Lösningens utformning beror på de initialvärden och randvillkor som förutsätts. Lösningens form skiljer sig t.ex. åt om det ämne som skall studeras tillsätts kontinuerligt eller momentant eller om detta sker som en punkt, linje eller diffus källa.

Det är dock inte säkert att denna ekvation kan användas för transportberäkningar av icke blandbara ämnen då dessa antingen skulle flyta på eller sjunka i grundvatten i en akvifer. Det är inte heller säkert om denna ekvation går att tillämpa för transport i sprickor i berg. (Allen, 2004)

I detta fall då ett tillfälligt läckage studeras har en lösningsform utformad av Baetsle (1969) studerats. Se vidare avsnitt 7.2.

5. EGENSKAPER HOS KÖLDBÄRARETANOL

I detta examensarbete har läckage av köldbäraretanol studerats då detta är den köldbärarevätska som rekommenderas av SVEP och SGU och köldbäraretanol 95 % B har valts som exempel. Köldbäraretanol 95 % B innehåller 90 vikts % etanol. Denatureringsmedel utgörs av 2 vikts % n-Butanol och 8 vikts % isopropanol. Köldbäraretanolen har en densitet på 805 kg/m^3 och den anges vara obegränsat löslig i vatten. Vätskan är klar och med blå färg och har en fryspunkt på $-114 \text{ }^\circ\text{C}$ (Varuinformation, HELACHEM).

Köldbäraretanol antas röra sig med grundvattnets hastighet då den är obegränsat löslig i vatten. Att utföra beräkningar för transport av köldbäraretanol genom jord, genom att se till grundvattenhastighet, anses innebära en säkerhetsmarginal, eftersom köldbärarevätska med en något lägre densitet än vatten rör sig med en lägre hastighet (Lundborg m.fl., 1995).

5.1. ETANOL

Etanol eller synonymt etylalkohol är en enkel alkohol med molekylär formel $\text{C}_2\text{H}_6\text{O}$. Det är en flyktig, färglös och brännbar vätska som har en karakteristisk lukt och smak även utspädd i vatten. Etanol är en av de mest använda organiska kemikalierna då den

har ett flertal användningsområden. Etanol är helt lösligt i vatten då den har en polär hydroxylgrupp och dess låga fryspunkt gör att den blandad med vatten används för att skydda mot isbildning i vattensystem (Kemikalieinspektionen, 2004b). Andra vanliga användningsområden är i alkoholhaltiga drycker för konsumtion eller som lösningsmedel i färg och rengöringsmedel. Det blir även allt vanligare att använda etanol som bensintillsats.

Etanol som spills ut på mark kommer till viss del att avdunsta och brytas ned, men då etanol har ett lågt K_d värde, baserat på en oktanol-vattenkoefficient, $\log K_{ow} = -0,31$ (Toxnet, 2004a) anses etanol inte sorberas till partiklar i marken. Transport kommer att ske ner genom marken och etanol kommer att läcka ut i grundvattnet.

Etanol bryts lätt ned vilket kan ses genom att BOD_5/COD är lika med 0,4-0,8 (Varuinformation, HELACHEM). Biological Oxygen Demand, BOD, är ett test som ger den mängd syre som förbrukas när allt organiskt material brutits ned av bakterier och protozoer i vatten. Med BOD_5 menas att detta test utförts under fem dygn. Chemical Oxygen Demand, COD, mäter förbrukat syre vid fullständig nedbrytning av kemiska ämnen. BOD_5/COD ger ett grovt mått på biologisk nedbrytbarhet av organiska ämnen. Eftersom etanol bryts ned lätt i en syrerik miljö kommer syre att förbrukas. I syrefattig mark bildas en reducerande miljö vilket gör att sulfat kan ombildas till svavelväte vilket ger en lukt av ruttna ägg till det vatten som finns i marken. I en reducerande miljö kan även järn och mangan fällas ut. Etanol kan även vid ett läckage leda till att ökade bakteriehalter utbildas i marken (Lundborg m.fl., 1995). Om nitrat finns tillgängligt kan detta ombildas till nitrit och ammonium (Risberg, 2001).

Någon känd nedbrytningshastighet för etanol i grundvatten finns inte definierad. Etanol kan dock brytas ned under aeroba såväl som anaeroba miljöer. Det finns undersökningar gjorda för att studera effekt av etanol vid spridning av bensin som blandats med etanol. I en undersökning för American Methanol Institute (Kavanaugh et.al., 1998) har nedbrytning av etanol studerats i laboratorium. I denna undersökning har ett medelvärde för en första ordningens nedbrytningskoefficient, λ , tagits fram för etanol från undersökningar vid olika reducerande förhållanden, se Tabell 1.

Tabell 1. Första ordningens nedbrytningskoefficienter för aerob och anaerob nedbrytning (Kavanaugh et.al., 1998).

Ämne	Första ordningens nedbrytningskoefficient under aeroba förhållanden [dygn^{-1}]	Första ordningens nedbrytningskoefficient under anaeroba förhållanden [dygn^{-1}]	
		Elektron acceptor	
Etanol	0,23	NO_3^-	0,53
	0,35	Fe^{3+}	0,17
		SO_4^{-2}	0,1

Utifrån värden i Tabell 1 har ett medelvärde för etanolnedbrytning beräknats till $\lambda = 0,28 \text{ dygn}^{-1}$. Detta värde anpassades för grundvatten i fält genom en omräkning till verklig temperatur och halt av bakterier. Under experimentet hölls en temperatur på 28°C. Omräkning till rätt temperaturförhållanden kan göras genom att en temperaturminskning på 10°C ger ett halverat värde på λ . Under laboratorieförsöket

användes även en halt av bakterier ca 10 gånger större än i naturliga grundvatten. För att efterlikna verkliga förhållanden antas en 10 gånger lägre bakteriehalt vilket ger en minskning av λ med tio gånger (Kavanaugh et.al., 1998).

Grundvatten i Sverige har, som nämnts, en medeltemperatur på 2-8°C. Vid ett antagande om en grundvattentemperatur på 8°C skulle detta med omräkning enligt ovan ge en första ordningens nedbrytningskoefficient $\lambda = 0,007 \text{ dag}^{-1}$. Detta ger en halveringstid på ca 100 dagar.

Halter av etanol större än 100 000 ppm kan vara toxiska för mikroorganismer vilket skulle motverka nedbrytning tills dess att en återhämtning skett hos mikroorganismerna. Denna halt kan även vara så låg som 40 000 ppm. Etanol kan även vara svårt att rena ur vatten då oxidation av vattnet kan leda till oönskade biprodukter och bakteriell tillsats kan ge andra problem (Kavanaugh et.al., 1998).

5.2. N-BUTANOL

n-butanol har molekylär formel $\text{C}_4\text{H}_{10}\text{O}$ och namnges även som n-butyl alkohol och 1-butanol. n-butanol är vanligt i tekniskt bruk då det används som lösningsmedel i rengöringsmedel samt färgborttagningsmedel. n-butanol anses ha en hög rörlighet då det inte sorberas i en högre utsträckning till partiklar i mark baserat på en normaliserad sorptionskoefficient, K_{oc} , på 72 (Toxnet, 2004b). Vid läckage av n-butanol kommer denna troligen att läcka ut i grundvattnet.

5.3. ISOPROPANOL

Isopropanol även kallat isopropylalkohol har molekylär formel $\text{C}_3\text{H}_8\text{O}$. Isopropanol är en vätska med en doft som påminner om etanol och aceton (Speclab, 2004). Denna alkohol används för produktion av olika kemikalier, som lösningsmedel och i medicinskt bruk.

Isopropanol har en hög rörlighet, då sorption inte förväntas ske i en större utsträckning enligt $K_{oc} = 25$ (Toxnet, 2004c). Detta gör att isopropanol vid läckage kan läcka ut i grundvatten. Isopropanol kan brytas ned i aeroba såväl som anaeroba miljöer.

5.4. TOXICITET

Jämförelse mellan dessa ämnens toxicitet från LD50 värden, se Tabell 2., ger att n-butanol är det ämne som är mest toxiskt. LD50 anger den mängd av ett ämne som avdödar 50 % av en testpopulation. n-butanol anses ha en medelhög giftighet för landlevande däggdjur (Varuinformation, HELACHEM). n-butanol är dock det ämne som tillsätts i lägst halt i en köldbärandevätska. Enligt Naturvårdsverkets rapport *Värmepumpar & närmiljön* (Lundborg m.fl., 1995) ger låga halter av denatureringsmedel att dess effekter är försumbara i förhållande till etanol. Eftersom etanol är det ämne som har högst halt i en köldbärandevätska är det detta ämne som kommer att beaktas i följande beräkningar.

Tabell 2. LD50 värden ur varuinformation för köldbärandevätska 95 %.

Ämne	LD50 oralt råtta [mg/kg]
Etanol	7060 (1)

n-Butanol	790 (2)
Isopropanol	5045 (2), (3)

(1) Ur National Institute for Occupational Safety and Health, (2005a) från Wiberg (1970). (2) Ur Varuinformation, HELACHEM. (3) Ur National Institute for Occupational Safety and Health, (2005b) från Antonova (1978).

5.5. GRÄNSVÄRDEN

Definierade gränsvärden för n-butanol, isopropanol och etanol i dricksvatten saknas. Dricksvatten kan dock ha smak- och luktgränser. Dessa gränser ger att ett vatten är tjänligt med anmärkning om det har en svag smak eller lukt. Dricksvatten anses däremot vara otjänligt om en smak eller lukt är tydlig eller mycket stark. Om ett vatten bedöms som otjänligt p.g.a. smak eller luktupplevelse tas ett prov på vattnet som skickas för toxikologisk analys. Om vattnet då inte bedöms ha toxiska halter av något ämne kan det bedömas som tjänligt trots anmärkning.

Enligt en rapport om *Kemikaliska effekter i VA-sammanhang 1996:09* av Ingemar Dellien skulle lukttrösklar för dessa ämnen i vatten ligga på 30 mg/l för n-butanol, 100 mg/l för etanol och 100 mg/l för isopropanol (Borén, 2004). Enligt en holländsk rapport med titel *Compilation of odor threshold values in air and water* gjord 1977 skulle lukt från vatten uppstå vid 0,5-40 mg/l för n-butanol, 100-2400 mg/l för etanol och 400-900 mg/l för isopropanol. Variation i mätvärden beror av att olika försök gett upphov till olika värden (Dahlberg, 2004).

Enligt ovan angivna luktgränser skulle höga halter kunna finnas i vatten utan att påverka detta. Trots detta har fall förekommit där dricksvatten har tagit smak och lukt med en klar likhet till köldbärrätskans lukt. Vid vattenprov tagna vid fall med smak och lukt påverkan har analys inte påvisat att alkohol funnits i vattnet (Nelson, 2004).

6. METODER

Tre olika metoder har använts för att studera vilka halter en förorening av etanol kommer att få på ett visst avstånd. De tre metoder som använts är en förenklad empirisk modell av LeGrand, en analytisk lösning för en momentan punktkälla och en numerisk modell i Visual MODFLOW.

6.1. ANALYTISK LÖSNING

Det finns en mängd olika analytiska lösningar till advektion-dispersion ekvationen, ekvation (21). Lösningens form beror av vilka initialvillkor och randvillkor som sätts för det undersökta området. I detta fall studeras en tredimensionell transport i ett endimensionellt flödesfält vid ett momentant punktsläpp. För detta randvillkor kan en analytisk lösning gjord av Baetsle år 1969 användas. Denna lösning anges dock olika i litteraturen. I *Groundwater in Geologic Processes* (Ingebritsen et al., 1998) samt i *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modelling* (Spitz et al., 1996) anges denna lösning enligt:

$$C(x,y,z,t) = \frac{M}{8(\pi v_x t)^{3/2} \sqrt{\alpha_x \alpha_y \alpha_z}} \exp \left[\frac{(x - v_x t)^2}{4\alpha_x v_x t} - \frac{y^2}{4\alpha_y v_x t} - \frac{z^2}{4\alpha_z v_x t} \right] \quad (23)$$

M = massa [kg]

v_x = medelhastighet [m/s]

$\alpha_x, \alpha_y, \alpha_z$ = dispersivitet [m]

x, y, z = avstånd [m]

t = tid [s]

Denna ekvation har initial villkor där $C(x, y, z, t = 0) = M \cdot \delta(x, y, z)$ där $\delta(x, y, z)$ ger att när $t = 0$ och $x = y = z = 0$ är funktionen lika med M . I alla andra punkter är funktionen lika med noll. Detta ger ett momentant punktutsläpp. Randvillkor ger att ämnets koncentration är lika med noll vid ett oändligt avstånd i alla riktningar (Ingebritsen m.fl., 1998). Ekvationen gäller för porösa medier vid injektion av en punktkälla vid en tidpunkt lika med noll vilken sedan förs ut via advektion och dispersion. I *Ground Water Contamination* (Bedient et.al., 1994) anges denna ekvation med insatt massa som $M = C_0 V_0$ där C_0 är ursprunglig koncentration av insatt förorening och V_0 är ursprunglig volym. Ytterligare en form av denna ekvation finns angiven, men i detta fall anges den insatta massan som dividerad med mediets porositet (Ahsanuzzaman et.al., 2003).

I fall med första ordningens nedbrytning skrivs ekvationen enligt:

$C(x,y,z,t) =$

$$\frac{M}{8(\pi v_x t)^{3/2} \sqrt{\alpha_x \alpha_y \alpha_z}} \exp \left[\frac{(x - v_x t)^2}{4\alpha_x v_x t} - \frac{y^2}{4\alpha_y v_x t} - \frac{z^2}{4\alpha_z v_x t} - \lambda t \right] \quad (24)$$

Koncentrationsförändring mot avstånd får för en momentan punktkälla får en utspridning enligt Fig. 7.

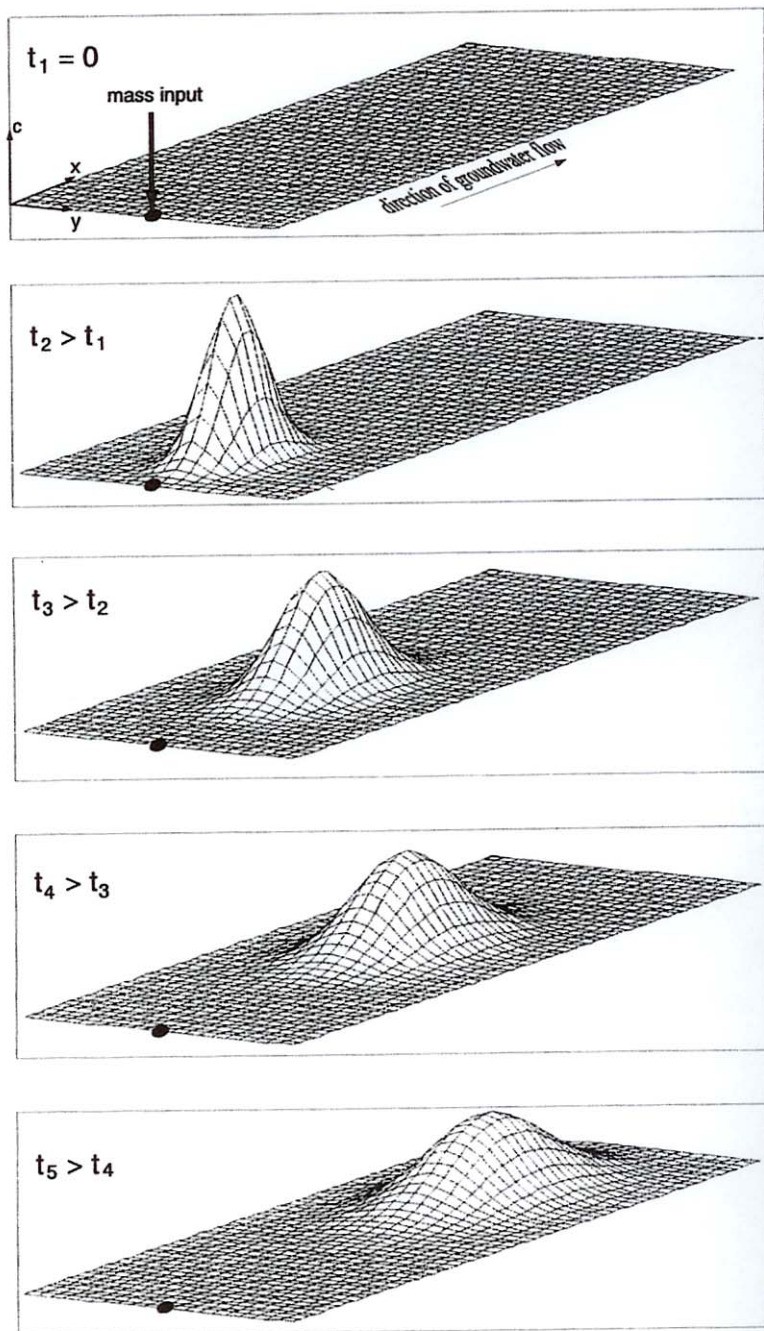


Fig. 7. Exempel för hur en punktkälla utvecklar en föroreningsplym i ett uniformt grundvattenflöde (Spitz et.al., 1996).

Enligt teori om en normalfördelad dispersion kommer även en momentan punktkälla att få en normalfördelad spridning. Det är dock skillnad om koncentration studeras mot tid eller mot avstånd. För koncentration mot tid kommer koncentrationen att få en asymmetrisk fördelning. Det beror av att föroreningsplymen fortsätter att växa även när den studerade punkten passerats eftersom en ökad tid ger en ökad spridning enligt ekvation (11), (12) och (13), se avsnitt 4.2.

6.2. NUMERISK LÖSNING MED VISUAL MODFLOW

Visual MODFLOW är en numerisk modell gjord av Waterloo Hydrogeologic. I denna numeriska modell kan föroreningstransport studeras genom att en flödesmodell skapas i MODFLOW genom en finit differensmetod. Flödesmodellen används sedan som underlag för en transportmodell.

För att kunna använda en finit differensmodell skapas en yta av celler som skall efterlikna det undersökta området. Kontinuitetsekvationen gäller för varje cell och in- och utflöde studeras i cellerna (Spitz et.al., 1996). Finit differens kan lösas antingen explicit eller implicit. Vid en explicit lösning används den lösning som erhållits i tidigare steg för att lösa nästa. Initiala villkor måste då ges till det första tidssteget. Denna lösningsform kan medföra stabilitetsproblem. Implicita lösningar som antar en ny lösning för nästa tidssteg är bättre för att undvika stabilitetsproblem, men kan kräva långa körningstider (Rubin et.al., 2001).

Visual MODFLOW använder en metod kallad MT3D för att lösa advektion, dispersion och kemiska reaktioner under transport av en förorening genom den skapade flödesmodellen. Det finns olika typer av MT3Dmetoder för Visual MODFLOW. I detta fall har MT3DMS använts. Denna metod har olika lösningsmetoder för att simulera föroreningstransport. Antingen kan alla termer lösas genom finit differens, explicit eller implicit, eller så kan partikelbaserade metoder användas. I partikelbaserade metoder görs en uppdelning mellan lösning av advektion och dispersion. Med denna typ av uppdelning löses dispersion genom finit differens och advektion genom att partiklar sätts ut i flödesmodellen. Förändring i koncentration studeras hos varje partikel under dess rörelse genom flödesfältet. Det finns tre olika former av partikelbaserade metoder vilken väljs av användaren beroende av förhållande mellan advektion och dispersion.

De flesta modeller som använder finit differens i beräkningar kan inkludera numerisk spridning. Detta gör att den spridning som ses i lösningen är summan av den dispersivitet som angetts och den numeriska dispersion som uppstår genom lösningsmetoden. Modellen kan anpassas till en korrekt lösning om antingen den verkliga dispersionen kan mätas eller det numeriska felet förutses. Om värdet på dispersivitet anpassas till detta kan en numerisk spridning elimineras (Rubin et.al., 2001). Vid lösning av advektion-dispersion ekvationen i form av finit differens är det vanligtvis advektionstermen som ger upphov till en numerisk spridning.

För att kunna förutsäga och minska numerisk dispersion används ett pecclettal, Pe , vilket definieras enligt ekvation:

$$Pe = v \Delta x / D_x = \Delta x / \alpha_x \quad (25)$$

v = medelhastighet [m/s]

D_x = longitudinell dispersion [m^2/s]

Δx = cellstorlek längs koordinat x [m]

α_x = dispersivitet längs koordinat x [m]

Normala stabilitetskriterier är att pecclettalet skall vara mindre än två dvs. cellstorleken bör inte vara större än dubbelt så stor som dispersionen (Rubin et.al., 2001) eller att

pecelettalet skall vara mindre än ett (Spitz et.al., 1996). I Visual MODFLOW varierar krav på pecelettal beroende av vilken lösningsmetod som används för transport.

Ett annat sätt att kontrollera att modellen ger en korrekt lösning är via ett couranttal, γ . Detta definieras enligt ekvation:

$$\gamma = v \Delta t / \Delta x \quad (26)$$

v = medelhastighet [m/s]

Δt = tidssteg [s]

Δx = cellstorlek längs koordinat x [m]

Coranttal skall vara lika med eller mindre än 1 för att lösningen skall ha en liten numerisk dispersion. Detta kontrollerar att halten av förorening som lämnar en cell via advektion inte kan vara större än den som fanns i cellen från början (Spitz et.al., 1996). I Visual MODFLOW anges couranttal av användaren och sedan räknar programmet ut ett lämpligt värde på Δt , dvs. det tidssteg som modellen delar upp beräkningar med.

I Visual MODFLOW beror de partikelbaserade metoderna av vilket pecelettal som är lämpligt att använda då de använder olika lösningsmetoder. Metoderna är Method of Characteristics, MOC, Modified Method of Characteristics, MMOC, eller Hybrid Method of Characteristics, HMOC. Användning av MMOC kan ge numerisk dispersion vid skarpa koncentrationsfronter och kräver i regel pecelettal mindre än 0,1 för att numerisk dispersion skall undvikas. MOC kräver pecelettal > 10 . En nackdel med att använda MOC är att den kräver mycket datorminne. HMOC är en blandad metod mellan MOC och MMOC. Denna växlar mellan att använda MOC eller MMOC enligt ett användarspecifikt villkor och kan därför användas för alla typer av pecelettal. Denna lösningsmetod kan dock ge problem med massbalans. I detta fall har både MMOC och HMOC använts som lösningsmetoder. Skälet till att båda används är att MMOC kan ge upphov till numerisk dispersion och genom att använda båda metoderna kan detta upptäckas.

6.3. EMPIRISK LÖSNING ENLIGT LEGRAND

Som en tredje lösningsmetod har en förenklad form av en empirisk modell gjord av Harry E. LeGrand (1983) använts. Den ursprungliga modellen skapades för att värdera risk för att ett skyddsobjekt förorenas vid en kontinuerlig avrinning från ett avfallsupplag eller ett kontinuerligt läckage ur en brunn. Modellen är uppbyggd genom att poäng anges för de olika parametrar som anses påverka föroreningstransport genom omättad och mättad jord. De parametrar som tas hänsyn till i den ursprungliga modellen gjord av LeGrand är avstånd till grundvattenyta, hydraulisk gradient, sorption och avstånd till ett skyddsobjekt. I den ursprungliga modellen för LeGrand värderas även en akvifers känslighet för en föroreningsspridning liksom föroreningens toxicitet, koncentration, volym och persistens. Den totala poäng som erhålls genom addition av dessa parametrars poäng jämförs med standardvärden för en opåverkad akvifer. Utifrån denna jämförelse värderas den risk som föroreningen anses ge upphov till.

Parametrar som poängsätts i den förenklade modellen är djup till grundvattenyta, sorption ovan grundvattenyta, hydraulisk konduktivitet i mättad zon, gradient för grundvattenyta och avstånd från riskkälla till skyddsobjekt i horisontellt led. Den

förenklade modellen av LeGrand har en förändrad poängskala. I modellen har djup till grundvattenyta begränsats till 20 m och enbart gradienter som gör att grundvattnet rör sig mot skyddsobjektet har beaktats. Hydraulisk konduktivitet har en poängfördelning enligt Tabell 3.

Tabell 3. Poängskala för hydraulisk konduktivitet i den förenklade modellen av LeGrand.

Poäng	Material	Hydraulisk konduktivitet [m/s]
	Lerig sandig	
1	silt	1E-8
2	Sandig silt	1E-7
3	Lerig sand	1E-6
1,4	Fin sand	1E-5
0,3	Grov sand	1E-3
0	Grus	1E-2

Att lägre poäng ges till finare jordar med lägre hydraulisk konduktivitet beror av att metoden beaktar att avrinning kan ske vid utsläpp ovan markytan. De angivna parametrarnas poäng summeras och ger en riskbedömning enligt Tabell 4.

Tabell 4. Riskbedömning i förhållande till summerad poäng från parametrar i den förenklade modellen av LeGrand.

Risk	Beteckning	Poäng
	Det är sannolikt omöjligt att skyddsobjektet kan	
1	förorenas	>25
2	Det är mycket otroligt att skyddsobjektet kan förorenas	12<p<25
3	Det är möjligt att skyddsobjektet kan förorenas	8<p<12
4	Det är troligt att skyddsobjektet kan förorenas	4<p<8
5	Det är uppenbart att skyddsobjektet förorenas	0<p<4

För att kunna använda denna modell för att enbart studera transport i en mättad zon sätts djup till och sorption ovan grundvattenytan till noll.

7. PROBLEMUPPSTÄLLNING

7.1. KONCEPTUELL MODELL

En konceptuell modell inkluderas för att beskriva de geologiska förutsättningar som antagits. Denna modell inkluderar även en beskrivning av hur en förorening av etanol påverkas vid transport genom denna miljö.

En energibrunn ses som en sändare av etanol. Etanol transporteras genom ett medium till en mottagare. Mottagare är ett skyddsobjekt som finns inom ett vattenskyddsområde. Detta kan vara i form av ett öppet vatten eller en uttagsbrunn. För ett exempel se Fig. 8.

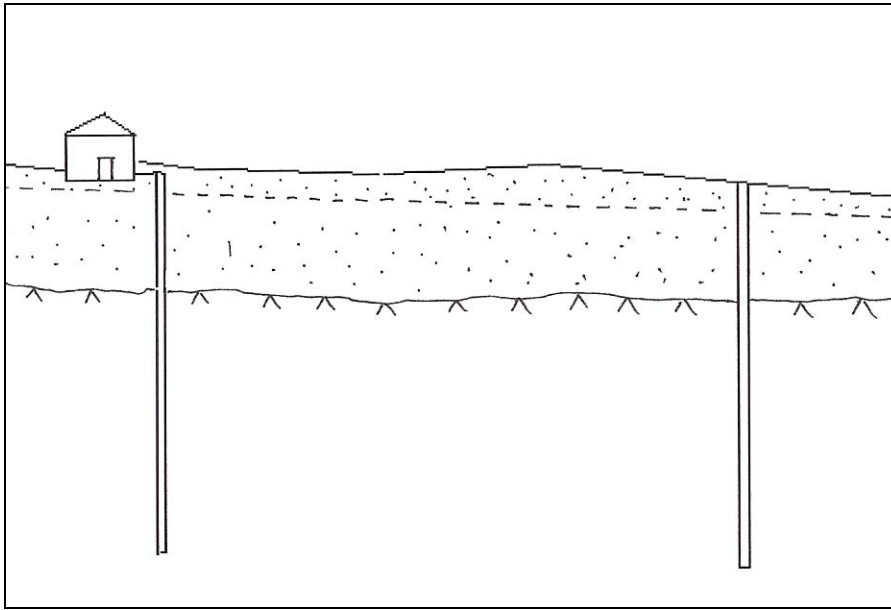


Fig. 8. Till vänster i figuren visas en energibrunn som verkar som en sändare av etanol ut i omgivande poröst medium. I mediet transporteras etanol mot en uttagsbrunn under grundvattenytan som utgörs av den streckade linjen.

Ett läckage av etanol antas ske ut ur en energibrunn genom ett trasigt foderrör i det övre jordlagret. Detta läckage antas ske i form av en momentan punktkälla och röra sig genom en öppen akvifer i en porös och homogen jord dvs. inte genom berget. Eftersom detta arbete har i syfte att ge en övergripande undersökning kan inte platsspecifika geologiska egenskaper tas med.

I Sverige finns två huvudtyper av grundvattenförande bildningar s.k. akviferer som kan utnyttjas för vattentäkter. Det är sprickakviferer och porakviferer. Sprickakviferer utgörs av vattenförande sprickor i kristallin eller sedimentär berggrund. Porakviferer återfinns i jordlager och i vissa sandstenar. De porakviferer med högst vattenförande egenskaper finns i sorterat material av grus och sand, vilket gör att de ofta används för vattenförsörjning (Avanti, 2004). I Sverige kan öppna porakviferer finnas i t.ex. morän eller isälvsmaterial av sand och grus (Bengtsson, 1996). För att kunna göra en jämförelse mellan metoderna har undersökningen gjorts för sand vilken anges med en vattengenomsläpplighet på 10^{-6} – 10^{-3} m/s och en effektiv porositet på 10-20 % (Lundborg m.fl., 1995). Medelhastigheter för grundvattnet har utifrån dessa värden antagits som 0,1, 0,5, och 1 m/dygn. Detta för att relatera ett skyddsavstånd till en uppskattad grundvattenhastighet och kunna se vilken inverkan en förändrad hastighet har för risken att förorena skyddsobjektet.

Etanol antas spridas genom den mättade zonen via advektion och dispersion. I förhållande till den dispersion som sker med dessa grundvattenhastigheter anses molekylär diffusion vara försumbar mot dispersion. Sorption antas inte påverka transport av etanol genom mediet.

Eftersom nedbrytningshastighet för etanol inte är fastställd för grundvatten har två test utförts. I det ena testet har inte någon nedbrytning beaktats. I det andra testet har en första ordningens nedbrytningskoefficient på $0,007^{-1}$ dygn tagits med i beräkningarna.

Infiltration av nederbörd har ej beaktats.

I följande avsnitt följer en beskrivning av hur den konceptuella modellen tillämpats med de olika lösningsmetoderna.

7.2. ANALYTISK LÖSNING

Baetsles lösning för en momentan punktkälla enligt Spitz (1996) ställdes upp i EXCEL, se Bilaga 2, och maximal koncentration för ett visst avstånd togs fram genom att avstånd och avståndsrelaterad dispersion hölls konstant medan tiden varierades. Då enbart avstånd längs grundvattenflödets riktning var av intresse sattes $y = z = 0$.

Hastigheten valdes som 0,1, 0,5 och 1 m/dygn för att efterlikna förhållanden i en grundvattenakvifer utgjord av poröst material med en god vattengenomsläpplighet.

För att se vilken effekt en varierande massa har på koncentration har ett läckage av 10 l köldbärandevätska respektive 100 l köldbärandevätska beaktats. Ett läckage på 10 l köldbärandevätska med köldbärandevätska antas innebära ett läckage på 3 l köldbärandevätska. Av denna utgörs 90 vikts % av etanol. Densitet för köldbärandevätska anges vara 805 kg/m³. Ett läckage av 10 l köldbärandevätska ger 2,1735 kg etanol och ett läckage av 100 l köldbärandevätska ger ett läckage av 21,735 kg etanol.

Dispersivitet har beräknats enligt ekvation $\alpha_x = 0,83 \log L^{2,414}$ där L = avstånd angiven i *Applied Hydrogeology* av Fetter (2001). Valda avstånd och därmed beräknad dispersivitet anges i Tabell 5.

Tabell 5. Avstånd och motsvarad longitudinell dispersivitet använda i beräkningarna.

Avstånd mellan energibrunn och skyddsobjekt [m]	Uträknad longitudinell dispersivitet [m]
25	1,86
50	2,98
75	3,79
100	4,42
125	4,96
150	5,42

I dessa beräkningar har antagits att $\alpha_y = 0,1\alpha_x$ och $\alpha_z = 0,01\alpha_x$.

Beräkningar gjordes även med en inkluderad nedbrytningskoefficient på 0,007⁻¹ dygn.

7.3. MODELLUPPSTÄLLNING I VISUAL MODFLOW

Modellen har en storlek på $x = 500$ m, $y = 100$ m och $z = 100$ m och är uppdelad med cellstorlek $\Delta x = 5$ m, $\Delta y = 5$ m, $\Delta z = 1$ m. Runt en ansatt energibrunn har cellerna dock minskats ned för att ge ett bättre resultat då detta område inkluderar stora koncentrationsskillnader. Ur Fig. 9 kan modellens utformning motsvarande sedd ovan markytan ses. Ur denna figur syns de minskade cellerna som ett kors.

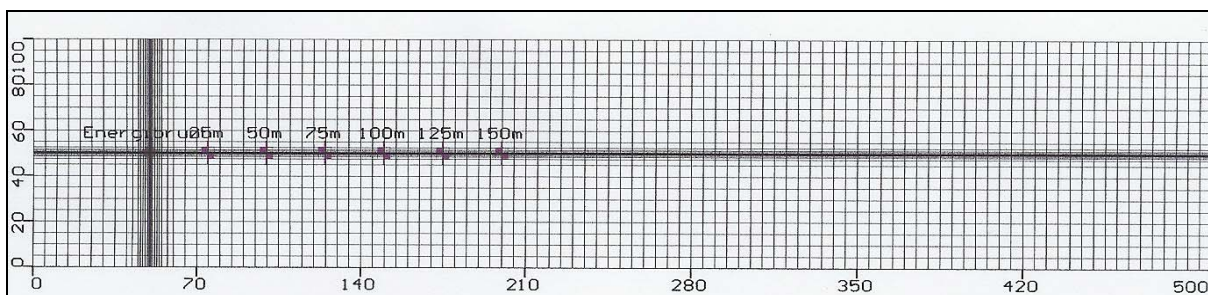


Fig. 9. Visual MODFLOW modell för ett markskikt sett ovanifrån.

För att efterlikna jord ovan berg skapades en modell med lager med olika konduktivitet och porositet. Den övre delen som skall efterlikna den jord genom vilket läckage av etanol passerar angavs värden enligt Tabell 6. för att motsvara de hastigheter som använts i den analytiska lösningen dvs. 0,1, 0,5 och 1 m/dygn. I Visual MODFLOW väljer användaren om modellen skall se till effektiv porositet eller porositet. I detta fall valdes att se till effektiv porositet.

Tabell 6. Parametrar använda för att ge hastigheter motsvarande de som använts i den analytiska lösningen.

Parametrar	Hastighet 0,1 [m/dygn]	Hastighet 0,5 [m/dygn]	Hastighet 1 [m/dygn]
$K_x = K_y = K_z$ [m/s]	1E-5	5E-5	1E-4
n_e	0,17	0,17	0,17
dh/dl	0,02	0,02	0,02

Den övre delen ansattes med ett djup på 12 m. En konstant gradient på 2 % för grundvattenytan skapades genom att ge en lutning på skiktet med 10 m per 500 m, Se Fig. 11. Ett konstant tryck ansattes till 98 m i den vänstra delen och till 88 m i den högre delen. Detta gav en mäktighet för den efterliknade mättade jordmänen på 10 m genom att en grundvattenyta skapades 2 m ned i modellen. I den undre delen av modellen ansattes en konduktivitet på 10^{-8} och en porositet på 0,01 för att efterlikna förhållanden i berg (Lundborg m.fl., 1995). I de celler som fanns på 80 m höjd och ned till modellens botten ansattes att beräkning ej skulle ske då dessa inte deltar i påverkan på transport i det porösa materialet. För modelluppställning i tvärsnitt av markskiktet se Fig. 10.

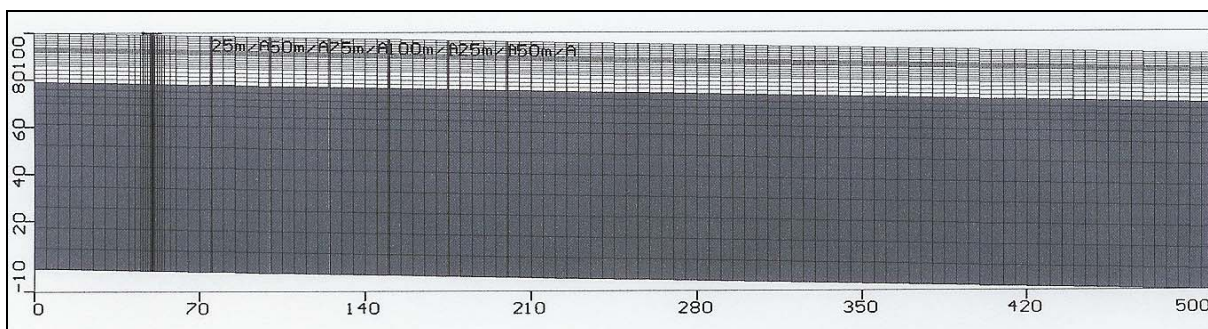


Fig. 10. Visual MODFLOW modell sedd i tvärsnitt med ansatt energibrunn och ansatta observationsbrunnar. De celler med en mörkare ton deltar inte i beräkningarna.

Total tid för körningen sattes till 10 år dvs. 3650 dagar.

För att efterlikna ett utsläpp på 10 l köldbärandevätska ur en energibrunn ansattes en brunn med ett utsläpp av 10 l under ett dygn. Detta då Visual MODFLOW har s.k. pumping wells som kan ge injektioner till jord under ett visst pumpschema. I den ansatta energibrunnen tillsattes en punktkälla med en koncentration för etanol på 217350 mg/l under samma dygn som brunnen gav sitt utsläpp. Denna mängd tillsattes för att motsvara 2,1735 kg etanol vid beräkningar med den analytiska lösningen. Eftersom stora förändringar av koncentration kommer att finnas i detta område, minskades rutnätet runt den ansatta energibrunnen ned för att bättre kunna räkna med denna koncentrationsförändring. Punktkällan samt utsläpp ur energibrunnen ansattes vid ett djup på 6,5-7 m ned i jorden.

För att mäta koncentration på bestämda avstånd sattes observationsbrunnar in. Mätningar från dessa brunnar gav en uppmätt koncentration mot tid. Från dessa avlästes en maximal koncentration som jämfördes med de maximala koncentrationer som tagits fram med den analytiska lösningen.

Värden för avstånd och dispersion valdes på samma sätt som för den analytiska lösningen. Då dispersion anses vara beroende av avstånd gör detta att värden för dispersivitet ansattes för de olika avstånd som valts mellan energibrunn och observationsbrunn. Detta gör att en körning krävdes för varje ny vald dispersion och värden för koncentration mot tid avlästes för den observationsbrunn som finns vid detta avstånd.

Den numeriska lösningen kördes med partikelbaserade metoder MMOC och HMOC för advektionen och med Generalized Conjugate Gradient Solver, GCG, för dispersionstermen. GCG är en implicit lösningsmetod. För valda inställningar för de båda lösningsmetoderna se Bilaga 4.

7.4. LEGRAND

För att kunna jämföra LeGrand med de andra metoderna för att ta fram ett avstånd som ger en låg risk för att en förorening av köldbärande etanol når ett skyddsobjekt har avstånd mot en viss risk studerats. Eftersom transporten i detta fall anses ske i en mättad jord har avstånd till grundvattenytan satts till 0 m. Sorption ovan grundvattenytan ansattes även denna till 0.

Hydraulisk konduktivitet valdes som $1 \cdot 10^{-5}$ med poäng lika med 1 alternativt $1 \cdot 10^{-3}$ med poäng lika med 0. Dessa konduktiviteter skall enligt denna modell motsvara en fin respektive grov sand. Gradient valdes som 1 % respektive 2 %.

8. RESULTAT

8.1. ANALYTISK OCH NUMERISK LÖSNING UTAN BEAKTANDE AV NEDBRYTNING

Koncentration mot avstånd för tider på 250 dygn, 1 år och 2 år ger för den analytiska lösningen för en grundvattenhastighet på 0,1 m/dygn upphov till koncentrationsfördelningar enligt Fig. 11.

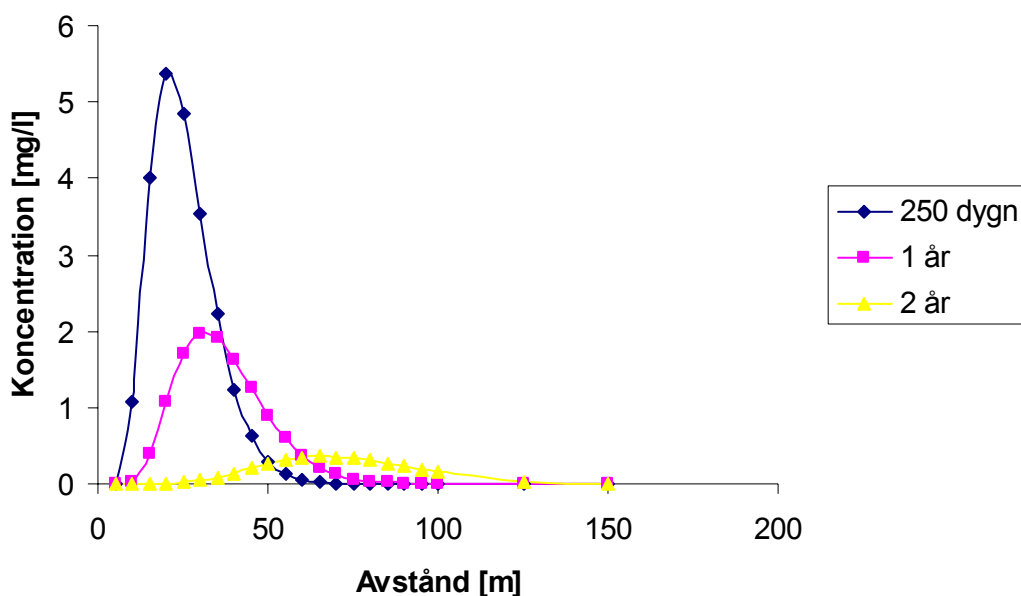


Fig. 11. Koncentrationsfördelningar mot avstånd vid analytisk lösning för en grundvattenhastighet på 0,1 m/dygn.

Eftersom det är värdet av den maximala koncentration etanol som kan nå ett visst avstånd som är av intresse för att fastställa lämpliga skyddsavstånd är det den maximala koncentrationen som tagits ut och plottats upp mot avstånd i följande beräkningar. Motsvarande har gjorts för de grafer som den numeriska lösningen gett upphov till.

Resultatet från den analytiska lösningen visar att en förändring i hastighet inte ger någon påverkan av maximal koncentration etanol för ett visst avstånd, men tiden för att nå denna förändras i förhållande till förändring i hastighet. Detta framgår dock av ekvationens utformning. När hastigheten ökas från 0,1 till 0,5 m/dygn minskar tiden för att nå en maximal koncentration med en faktor fem. Se Bilaga 2. Ett exempel på vilka tider den analytiska lösningen gav för en grundvattenhastighet på 0,1 m/dygn finns angivna i Tabell 7.

Tabell 7. Tid för maximal koncentration att uppstå och avta vid en grundvattenhastighet på 0,1 m/dygn för den analytiska lösningen.

Avstånd [m]	Tid för att nå max koncentration [dygn]	Tid för max koncentration att avta till mindre än 0,00001 mg/l [dygn]
25	200	1094
50	419	1641
75	645	2034
100	876	2344
125	1110	2610
150	1346	2842

En första jämförelse av olika hastigheter, genom insättning av olika värden för hydraulisk konduktivitet, för den numeriska modellen gav liksom den analytiska lösningen en oförändrad maximal koncentration för ett visst avstånd. Tiden för att nå maximal koncentration förändrades enligt hastighetsförändringen. Det tog alltså dubbelt så lång tid att nå en maximal koncentration vid en halverad hastighet. Se Bilaga 3. Dessa värden för maximal koncentration stämmer dock inte överens med de värden som den analytiska lösningen gett för dessa hastigheter. I detta försök hade volymen av den cell där punkt källan ansattes varit 1 m³. För att få denna volym representativ för den ansatta punktkällan minskades volymen där denna ansattes till 0,005 m³. Δz valdes till 0,5 m för de lager närmast den ansatta punktkällan och gick inte att göra minska ytterligare då detta skulle leda till att närliggande celler inte skulle få ett flödesutbyte eftersom ytan har en gradient på 2 %. Försök med en volym på 0,005 m³ för punktkällan har använts i följande resultat.

Jämförelse mellan den numeriska och den analytiska modellen gav utan beaktande av nedbrytning för en grundvattenhastighet på 0,1 m/dygn resultat enligt Tabell 8.

Tabell 8. Maximala koncentrationer mot avstånd som de olika lösningsmetoderna gett upphov till.

Avstånd [m]	Analytisk lösning	Numerisk lösning	
	Maximal koncentration [mg/l]	Lösningsmetod MMOC	HMOC
		Maximal koncentration [mg/l]	Maximal koncentration [mg/l]
25	5,75	17,9	26,5
50	0,97	4,10	3,0
75	0,36	1,49	1,44
100	0,18	0,71	0,73
125	0,11	0,52	0,39
150	0,07	0,31	0,30

För en resultatjämförelse i en logaritmisk skala se Fig. 12. För resultat från den analytiska lösningen se Bilaga 2. För resultat från den numeriska lösningen se Bilaga 4.

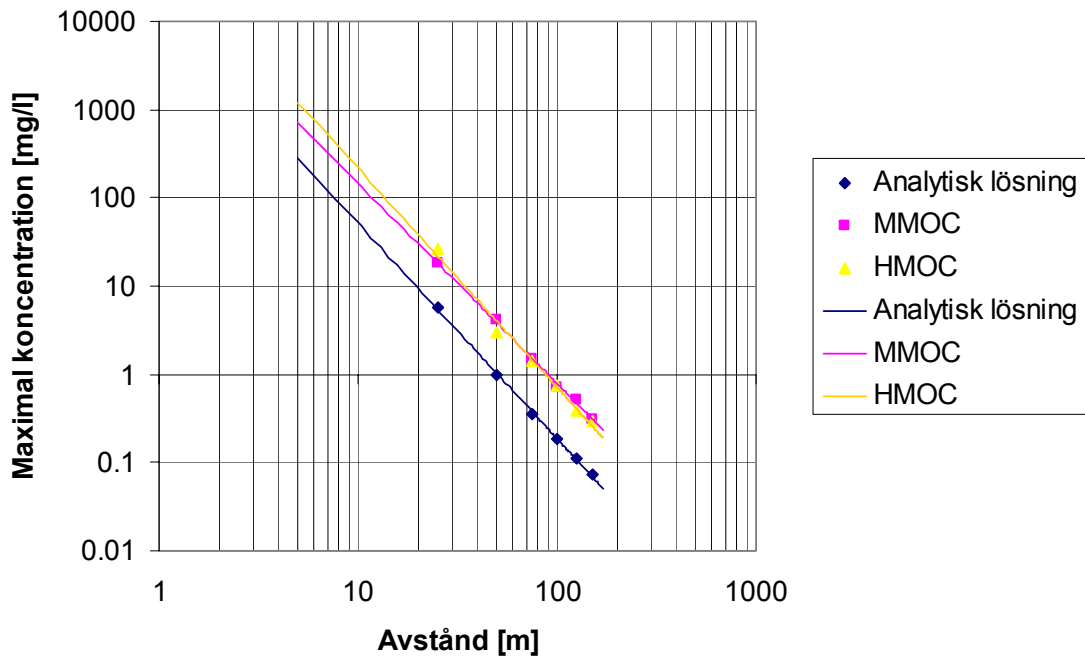


Fig. 12. Resultat från den analytiska lösningen samt de numeriska lösningarna för en grundvattenhastighet på 0,1 m/dygn.

För den analytiska lösningen gjordes även en jämförelse mellan olika mängd insatt massa. Detta gav att en ökad massa med en faktor tio ger en motsvarande ökad koncentration vilket kan ses ur Fig. 13. För resultat från den analytiska lösningen se Bilaga 2.

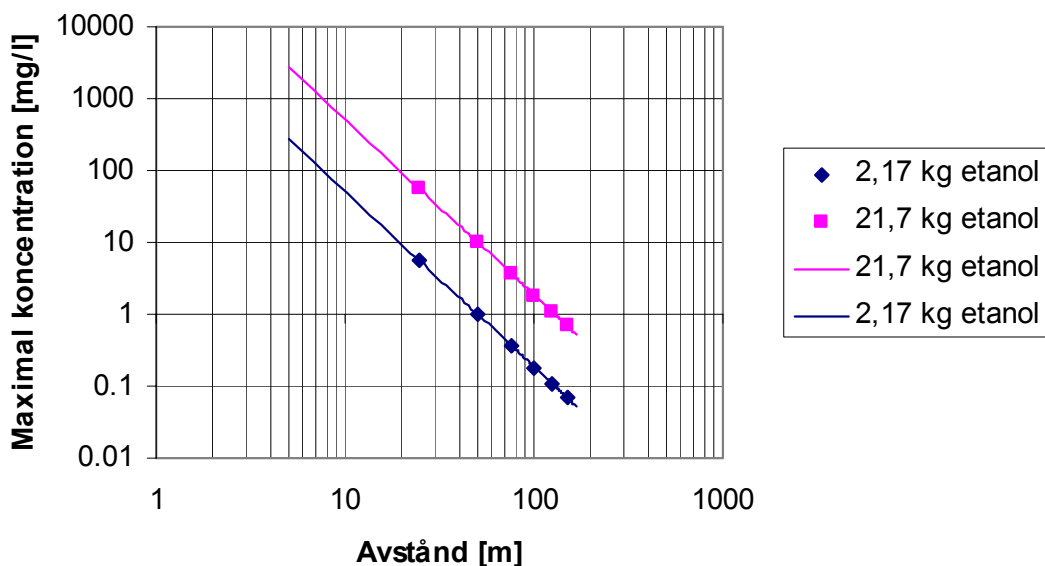


Fig. 13. Resultat från den analytiska lösningen med massa etanol på 2,1735 respektive 21,735 kg.

8.2. ANALYTISK OCH NUMERISK MODELL VID BEAKTANDE AV NEDBRYTNING

En jämförelse mellan den numeriska och den analytiska modellen vid beaktande av en första ordningens nedbrytningskoefficient på $0,007 \text{ dygn}^{-1}$, en hastighet på $0,1 \text{ m/dygn}$ och en massa av etanol på $2,1735 \text{ kg}$, gav resultat enligt Tabell 9.

Tabell 9. Maximala koncentrationer mot avstånd som de olika lösningsmetoderna gett upphov till.

Avstånd [m]	Analytisk lösning	Numerisk lösning	
	Maximal koncentration [mg/l]	Lösningsmetod MMOC Maximal koncentration [mg/l]	HMOC Maximal koncentration [mg/l]
25	1,59	6,48	8,8
50	0,075	0,48	0,4
75	0,0079	0,067	0,044
100	0,0012	0,013	0,0067
125	0,00021	0,0022	0,0011
150	0,00004	0,00048	0,00022

För en resultatjämförelse se Fig. 14. För resultat för den analytiska lösningen se Bilaga 2. För resultat från den numeriska lösningen se Bilaga 5.

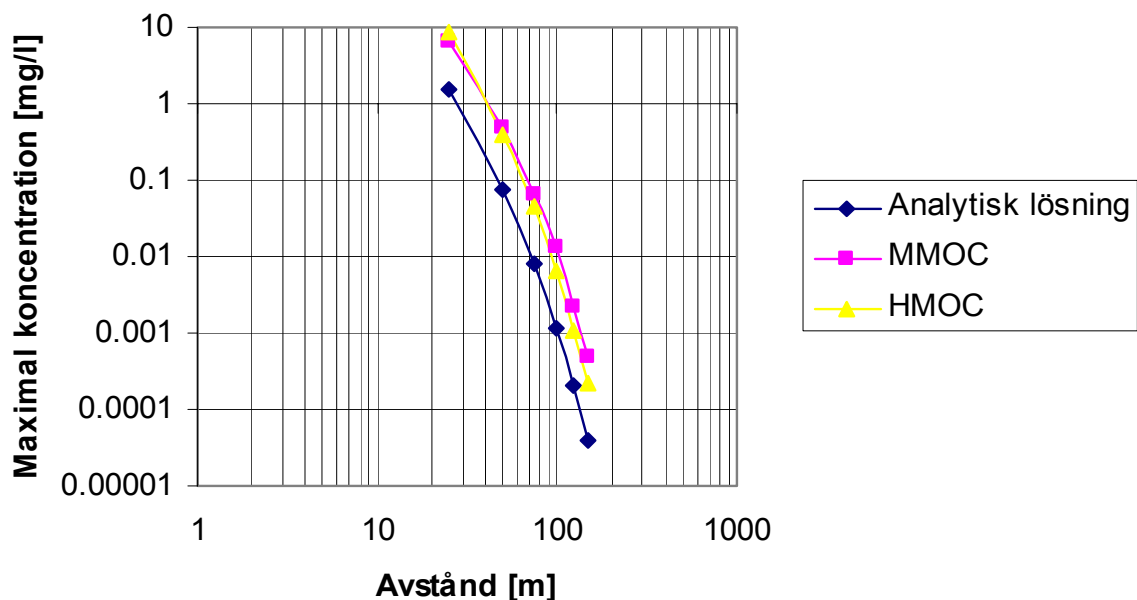


Fig. 14. Resultat från den analytiska och de numeriska modellerna vid en medräknad nedbrytningskoefficient på $0,007 \text{ dygn}^{-1}$.

8.3. RESULTAT FRÅN LEGRAND

Den förenklade modellen av LeGrand ger för de fall då risken av att en förorening skall nå ett skyddsobjekt ses som mycket otrolig värden på skyddsavstånd enligt Tabell 10.

Tabell 10. Resultat från den förenklade LeGrand modellen för en fin respektive grov sand.

Hydraulisk konduktivitet [m/s]	Gradient %	Skyddsavstånd för en mycket otrolig risk för förorening [m]
$1 \cdot 10^{-5}$	1	132
$1 \cdot 10^{-5}$	2	147
$1 \cdot 10^{-3}$	1	223
$1 \cdot 10^{-3}$	2	265

För att risken att en förorening skall nå ett skyddsobjekt skall ses som sannolikt omöjligt dvs. osannolik vid fin respektive grov sand krävs skyddsavstånd på mer än 2000 m.

9. DISKUSSION

9.1. RESULTATJÄMFÖRELSE

9.1.1. Analytisk och numerisk lösning utan beaktad nedbrytning

Ur Fig.12., avsnitt 8.1., kan en jämförelse mellan logaritmerade värden för maximala koncentrationer mot avstånd för den analytiska och den numeriska lösningen ses. Denna jämförelse visar att den numeriska lösningen, oavsett lösningsmetod, ger högre värden för en maximal koncentration vid ett visst avstånd, än den analytiska lösningen. Att värdena avviker kan ha olika orsaker. Det kan bero av att diskretiseringen av den numeriska modellen, dvs. de cellstorlekar som modellen utgjorts av, utformats på ett mindre lämpligt sätt i förhållande till den lösningsmetod som använts. Det kan även bero av att appliceringen av den konceptuella modellen varierat mellan de både metoderna.

Stabilitetskriterier samt begränsningar av numerisk dispersion för de olika lösningsmetoderna i Visual MODFLOW är, vilket nämnts i avsnitt 6.2., beroende av peclettal och couranttal. Couranttal väljs dock i Visual MODFLOW utav användaren. Peclettal däremot skall vara anpassat mellan värde på cellstorlek och dispersivitet. Eftersom den modelluppställning som gjorts i Visual MODFLOW utgörs av celler med olika storlek kan det vara svårt att få detta krav att stämma i hela modellen. I detta fall valdes att köra modellen med två olika lösningsmetoder då användning av HMOC inte ställer krav på ett peclettal medan MMOC har krav på ett peclettal mindre än 0,1. HMOC kan dock ge upphov till oscillerande resultat om modelluppställningen ger upphov till instabilitet.

Ur grafer för koncentration mot tid från de två olika lösningsmetoderna för avstånd på 50, 100 samt 150 m kan man se att körningar med HMOC gett upphov till oscillerande resultat vilket tyder på instabilitet, se Bilaga 4. Ur Tabell 8, avsnitt 8.1., kan man även

se att de båda lösningsmetoderna gett upphov till störst avvikelse i resultat i de första mätpunkterna vilket tyder på att lösning med MMOC inkluderar en numerisk dispersion. Detta då angiven dispersion varit lägst i dessa punkter vilket gör att pecclettalet är högst i dessa lösningar vilket sin tur gör att numerisk dispersion kan uppstå.

Den tid det tar att nå en maximal koncentration varierade även för den numeriska och den analytiska lösningen. Den hastighet som grundvattnet rörde sig med i den numeriska modellen var något högre än den hastighet som angetts i den analytiska modellen. Efter en körning med MODFLOW kan en hastighet i x-led ses som ungefär 0,11 m/dygn istället för 0,1 m/dygn vilket användes i den analytiska lösningen. Detta borde dock inte ge en större skillnad i den tid det tagit för maximal koncentration att uppstå. Trots detta har en viss tidsavvikelse bildats, se Bilaga 2 samt Bilaga 4, detta beror troligen av att numeriska fel respektive oscillationer uppstått.

9.1.2. Analytisk och numerisk lösning vid en beaktad nedbrytning

Ur Fig. 14. ger grafer att även då nedbrytning beaktats ger den numeriska lösningen högre värden för maximala koncentrationer mot avstånd än den analytiska lösningen. Liksom då nedbrytning inte beaktats ger körning med lösningsmetod HMOC upphov till oscillerande kurvor för koncentration mot tid, se Bilaga 5. Detta torde ha samma orsaker som utan beaktad nedbrytning då modellens utformning inte förändrats vid denna undersökning.

9.1.3. Diskretisering av den numeriska modellen

Vid modellering i Visual MODFLOW skall celler i områden med höga koncentrationer av en förorening ha en mindre storlek för att angränsande celler inte skall ha för stor skillnad i koncentration. Detta då stora koncentrationsskillnader kan ge upphov till numerisk spridning.

En förändrad volym för den ansatta punktkällan i energibrunnen och därmed mindre celler runt den ansatta energibrunnen gav utslag för de maximala koncentrationer som uppmättes i observationsbrunnarna. Ett första test för påverkan av olika hastigheter gjordes för en volym av punktkällan på 1 m³ med lösningsmetod MMOC genom att skapa celler med Δx , Δy och Δz på 1 m i ett område runt energibrunnen. Resultat från denna modelluppställning gav högre värden för maximala koncentrationer i observationsbrunnarna än vid den analytiska lösningen, se Bilaga 3. Ett nytt test gjordes med en ytterligare minskad volym för den ansatta punktkällan till 0,005 m³, genom att använda celler med Δx , och Δy lika med 0,1 m och Δz lika med 0,5 m, runt den ansatta energibrunnen. Celler angränsande till dessa minskade celler minskades även till viss del i storlek. Körningar med minskade celler runt energibrunnen gav upphov till lägre uppmätta koncentrationer än vid körning då cellstorleken varit lika med 1m³ runt energibrunnen.

Även denna modelluppställning gav dock upphov till högre maximala koncentrationer för de utsatta mätpunkterna än resultat från den analytiska lösningen, se Tabell 8 avsnitt 8.1. Ett oregelbundet mönster av de celler som modellen utgörs av kan vid beräkning med finit differens ge upphov till avrundningsfel om cellstorleken ökar för mycket i storlek mellan angränsande celler. I litteraturen finns olika angivelser för hur stor denna

skillnad kan vara och i manualen som följer med programvaran är det svårt att utläsa vilka krav som ställs på angränsande cellers storlek. I detta fall har troligen en alltför stor ökning av cellstorlek mellan angränsande celler lett till inkluderade avrundningsfel.

Eftersom uppställningen i den numeriska modellen ger osäkra resultat med tanke på en uppvisad oscillation och eventuella numerisk spridning borde modellens utformning förändras. En mindre modell skulle kunna användas då de avstånd som är relevanta i denna studie kan begränsas till ca 200 m. Detta skulle underlätta körningen av modellen då modellen i sin nuvarande form tar lång tid att köra. Detta beror givetvis även på vilken datorkraft man har att tillgå. I en totalt mindre modell skulle mindre celler skulle troligen ge bättre resultat. Detta då kravet på ett peceltal mindre än 0,1 vid körningar med MMOC skulle tillgodoses bättre. Försök gjordes med att minska ned Δx och Δy till 1 m vardera genom hela modellen, men detta gav upphov till att modellen inte gick att köra då tidsstegen för denna modell blivit alltför små. Tidssteg är beroende av couranttal. En ökning av couranttal skulle kunna öka storleken på tidsstegen men detta kan ge upphov till instabila lösningar. Det couranttal som användes under körningarna var lika med ett. På grund av tidsbrist har vidare försök inte varit möjliga att genomföra i denna undersökning.

9.1.4. Skillnad i applicering av den konceptuella modellen

Skillnad i applicering av den konceptuella modellen i den analytiska och den numeriska lösningsformen kan även vara orsak till varför avvikande resultat uppstår. I detta fall skiljer sig appliceringen åt genom att är att den ansatta energibrunnen i den numeriska lösningen ansattes att läcka ut 10 l, med en isatt punktkälla med en koncentration av etanol på 217 350 mg/l etanol, under ett dygn. Att utsläppet ansattes att ske under ett dygn beror av att en injektionsbrunn i Visual MODFLOW har ett pumpschema som går efter antal dagar. Detta pumpschema gör att punktkällan inte läcker ut momentant som vid den analytiska lösningen, vilket skulle kunna ge upphov till resultatavvikelse. I den numeriska modellen ger läckaget genom en ansatt brunn även upphov till ett radiellt utflöde som sedan förs bort med grundvattenhastigheten i gradientens riktning. Båda dessa orsaker torde ge en större utspridning av etanol redan från början jämfört med i den analytiska lösningen och därmed lägre halter av etanol i de utsatta observationsbrunnarna, men detta är inte fallet.

En skillnad som också kan bidra till de avvikande resultat som modellerna ger är att det lager som det porösa mediet antas bestå av i den numeriska modellen begränsats till 10 m mäktighet. Detta gör att utspridning längs koordinat z är begränsad i den numeriska modellen. Motsvarande begränsning finns inte i den analytiska lösningen. Detta ger dock först inverkan på avstånd större än 75 m då det är först vid avstånd större än 75 m som modellen genom visuell avläsning ger upphov till plymer som begränsas av att jorden har en begränsad mäktighet. Trots detta ger den numeriska modellen upphov till högre värden på koncentration redan vid kortare avstånd, se Tabell 8 och Tabell 9. Tanken var att variera jordens mäktighet i ytterligare körningar, men även detta var tiden för knapp för att genomföra.

9.1.5. Analytisk och empirisk lösning

Eftersom den numeriska modellen ger upphov till osäkra resultat är det inte rimligt att jämföra den empiriska metoden med detta resultat. En jämförelse mellan det

skyddsavstånd som den empiriska metoden andelar med en mycket otrolig risk för förorening av ett skyddsobjekt, och resultat från den analytiska lösningen leder till avvikande resultat. För en fin sand, med en hydraulisk konduktivitet på 10^{-5} m/s, ger den empiriska metoden ett avstånd på 132 m alternativt 147 m skulle krävas för gradienter på 1 % respektive 2 %. Den analytiska lösningen för en hastighet på 0,1 m / dygn ger dock, oavsett om mängd massa varit 2,1735 kg alternativt 21,735 kg eller om nedbrytning beaktats, koncentrationer av etanol kvar i mediet för dessa avstånd. För en grov sand, med en hydraulisk konduktivitet på 10^{-3} m/s, skulle avstånd från den empiriska metoden ökas till 223 m respektive 265 m. Även vid dessa avstånd ger den analytiska lösningen att koncentrationer av etanol finns kvar i mediet. För att risken skall anges som sannolikt omöjligt att en förorening når skyddsobjektet krävs ett avstånd större än 2000 m. Vad den analytiska lösningen skulle ge för koncentration vid avstånd större än 2000 m är inte undersökt i detta arbete. Att ange en risk som mycket otrolig i fall där koncentrationer dock finns kvar i mediet enligt den analytiska lösningen torde dock bevisa att modellerna ger avvikande resultat.

9.2. OSÄKERHET OCH PRECISION MED OLIKA METODER

Vid en jämförelse av de resultat metoderna ger upphov till måste metodernas osäkerhet och precision vägas in. Eftersom de parametrar som används i lösningarna är uppskattade från verkliga förhållanden kan variera medför parametrarna i sig en viss osäkerhet.

9.2.1. Osäkerhet

Den empiriska metoden beaktar vid fall av transport i en mättad zon enbart tre parametrar, gradient, avstånd och hydraulisk konduktivitet. Dessa parametrar med invägda effekter skall avgöra den risk ett läckage av en energibrunn kan innebära inom ett vattenskyddsområde. I jämförelse med den analytiska modellen gav detta tvivelaktiga resultat. Att inte beakta föroreningens halt anses inte ge representativa resultat. Även om de halter av etanol, som den analytiska lösningen ger, mot motsvarande avstånd från den empiriska lösningen är förhållandevis små kan detta inte ses som representativt. Vid en högre halt isatt massa skulle koncentrationen av etanol på dessa avstånd vara högre men den empiriska lösningen skulle ändå ge samma resultat. Även om denna modell genom sina få antal isatta parametrar ger en liten osäkerhet utifrån de insatta parametrarnas osäkerhet tillsammans ger modellen upphov till alltför osäkra resultat.

Den analytiska metoden inkluderar istället parametrar för tid, dispersion, massa av föroreningen och grundvattenhastighet samt en eventuell nedbrytningshastighet. Eftersom de resultat som den analytiska lösningen ger är beroende av värden för dispersion och denna i sig innebär en stor osäkerhet inkluderar även resultaten denna osäkerhet. Jämfört med den empiriska metoden kan denna modell dock ge en bättre uppskattning av vilka halter som kommer att nå ett skyddsobjekt då denna modell inkluderar en tillförd massa för föroreningen.

I den numeriska modellen finns ytterligare parametrar som skall tas hänsyn till vid beräkning av flöde och transport eftersom modellens cellstorlekar måste vara anpassade till lösningsmetod. Detta gör att denna modell inkluderar ytterligare osäkerheter.

En stokastisk modell kan ge en bättre uppskattning av resultat genom att parametrarnas osäkerhet inkluderas i beräkningen. I detta fall har en körning i Visual MODFLOW och olika analytiska lösningar krävts för varje mätpunkt och en avståndsrelaterad dispersion. I en stokastisk modell skulle skillnad i dispersivitet för avstånd kunna tas med indirekt genom en varierad hydraulisk konduktivitet. Detta skulle troligen ge en bättre uppskattning av resultat.

9.2.2. Precision

Den empiriska metoden är mycket lätt att använda. Det är i stort sätt bara att sätta in poäng enligt de tabeller som finns att tillgå till metoden och räkna ut en totalpoäng med angiven risk. Även den analytiska metoden är mycket lätt att använda. Efter uppställning av metoden i EXCEL kan värden lätt tas fram för en maximal koncentration mot ett visst avstånd.

Den numeriska modellen är dock inte lika lätt att använda och det krävs mycket tid och övning för att göra en trolig modelluppställning i Visual MODFLOW. Svårigheter finns genom att cellernas utformning måste vara relaterad till den lösningsmetod som skall användas. Det krävs därför en stor precision för att få en numerisk modell med säkra resultat. Denna modell är troligen bättre att använda för en platsspecifik undersökning under vilket en säkrare grundmodell skulle kunna skapas med värden tagna ur fält. I en platsspecifik undersökning skulle sedan annan påverkan simuleras. I detta fall skulle t.ex. med enkelhet inläckage av nederbörd till en akvifer simuleras.

9.3. BEGRÄNSNINGAR AV RESULTAT

I denna undersökning har ett antal antaganden gjorts för att kunna studera skyddsavstånd. Dessa antaganden måste beaktas i fortsatta undersökningar.

I detta fall har metoderna jämförts genom att använda värden för sand. Akviferer som utgörs av andra geologiska material kan ha andra grundvattenhastigheter än de som antagits i denna undersökning. Utan större svårighet kan dock de parametrar som använts för att beräkna grundvattenhastighet förändras i metoderna.

De resultat som dessa metoder ger upphov till gäller transport i poröst medium trots att läckage kan ske genom sprickor i berget med en hög vattenförande förmåga. Transport genom sprickor kan ge en snabb transport av etanol ut ur energibrunnen. Vid en noggrann undersökning måste även detta beaktas.

Vid verkliga förhållanden måste hänsyn tas till inläckage av nederbörd som kan leda till utspädning av etanol i en öppen akvifer. I detta fall har inläckage av nederbörd inte inkluderats då ytterligare osäkerheter därmed skulle tillföras en undersökning som inte är platsspecifik genom att mängden nederbörd varierar genom landet. Hänsyn måste även tas till andra barriärer t.ex. skikt i marken med en lägre hydraulisk konduktivitet som kan motverka en vidare spridning av etanolplymen.

Effekter av att en uttagsbrunn i området kan inkludera en influensradie som ger en gradient riktad mot denna har inte heller beaktats i detta arbete trots att det kan inverka på ett rekommenderat skyddsavstånd. Anledning till detta är att beräkning av en influensradie inkluderar värden för grundvattenbildning vilket gör att en sådan

beräkning skulle vara platsspecifik och detta enbart skulle medföra mer osäkerhet till de beräkningar gjorda i detta arbete. Eventuella influensradier måste dock beaktas vid bedömning av ett eventuellt tillståndsgivande.

I detta fall har en nedbrytning och dess inverkan på de halter av etanol som når ett skyddsobjekt undersökts med en första ordningens nedbrytningskoefficient tagen från ett experiment utfört i laboratorium. Detta är dock inte tänkt att ge ett definitivt resultat då detta inte är taget från ett fältexperiment vilket leder till osäkerhet i sig. Denna nedbrytningskoefficient omvandlades till att gälla för 8 °C vilket bara är representativt för en liten del av Sverige då de flesta områden i Sverige har en grundvattentemperatur som är lägre än 8 °C vilket kan ge lägre nedbrytningshastigheter. Det finns även teorier om att höga halter av etanol kan vara toxiskt för de nedbrytare som finns i grundvattenakviferer. Detta gör att vid en simulering kan en viss återhämtningstid för dessa organismer behöva inkluderas i modellen.

Resultat från antagande med denna typ av nedbrytning har tagits med för att påvisa vilken skillnad en beräknad nedbrytning kan ge för koncentration vid ett visst avstånd. Den negativa påverkan som nedbrytning av etanol kan ha för omgivande vatten, genom skapande av en syrefri miljö vilket kan leda till bildande av svavelväte, gör dock att restriktiva beslut bör göras för de koncentrationer en medräknad nedbrytning ger på ett visst avstånd. Med detta menas att även om halten av etanol är förhållandevis låg på ett visst avstånd kan svavelväte ge smak och lukt påverkan av ett vatten. Eftersom etanol uppges vara svårt att rena ur en akvifer måste detta vägas in i ett eventuellt tillståndsgivande.

I detta fall har enbart läckage av etanol studerats, i verkliga fall måste dock även hänsyn tas till att n-butanol och isopropanol finns inkluderade i ett eventuellt utläckage av köldbärandevätska.

9.4. SKYDDSAVSTÅND

En klar gräns för vilka värden av etanol som leder till lukt- eller smakpåverkan på vatten saknas. Någon statistik över antal läckage och vilka halter av köldbärandevätska som kan läcka ut ur en energibrunn finns inte heller. Det gör att en sannolikhet inte kan tas med i en riskbedömning för en installation av en bergvärmeanläggning inom ett vattenskyddsområde. Dessa faktorer komplicerar avgörande för ett lämpligt skyddsavstånd vid inrättande av en bergvärmeanläggning med etanol som köldbärandevätska. Eftersom det finns fall där vatten tagit smak av köldbärandevätska trots att dessa inte kan påvisas i vattnet vid en kemisk analys tyder detta på att det inte krävs höga halter av köldbärandevätska för att ge en påverkan på ett omgivande grundvatten.

Den analytiska lösningen ger av de resultat där nedbrytning inte räknas med att en eventuell luktgräns för etanol på 100 mg/l skulle kräva ett skyddsavstånd på 10 m vid läckage av 10 l köldbärandevätska. Vid ett läckage på 100 l köldbärandevätska skulle istället ett avstånd på 25 m krävas. Om denna gräns istället sätts vid 1 mg/l skulle motsvarande avstånd på 50 m alternativt 150 m krävas. Skillnad i halt av etanol som bör leda till krav på skyddsavstånd har alltså en stor inverkan på de avstånd som bör fastställas för att ge skydd till omgivande vatten.

När nedbrytning beaktats kommer ett köldbärläckage på 10l för en gräns av 1 mg/l etanol istället hamna på 27 m för den analytiska lösningen.

De gränser som Naturvårdsverket rekommenderar för vattenskyddsområdets zoner för grundvatten beror av vattnets uppehållstider. Resultaten från den analytiska lösningen ger dock att omfattande tid krävs för att en uppnådd maximal koncentration av etanol skall avta på ett visst avstånd från en energibrunn. För ett avstånd på 25 m och en grundvattenhastighet på 0,1 m/dygn krävs utan beaktande av nedbrytning ca tre år för att etanolen skall få halter lägre än 0,00001 mg/l. En uppehållstid på 1 år skulle därför inte räcka för att etanolhalter helt avta.

10. SLUTSATSER

De resultat som metoderna ger kan bara beaktas med stor försiktighet då de har en begränsad trovärdighet genom de antaganden som gjorts för undersökningen. En jämförelse mellan metoderna ger dock att den förenklade metoden från LeGrand anses vara alltför förenklad för att ge trovärdiga resultat för att ta fram skyddsavstånd. Trovärdiga resultat från den Visual MODFLOW modell som använts skulle kräva en förändrad uppdelning av cellstorlek i modellen. En stokastisk modell för en momentan punktkälla skulle kunna inkludera den osäkerhet som finns hos värden för de parametrar som beaktas för transport av etanol genom ett medium.

Med anledning av att det idag installeras en hög mängd värmepumpsanläggningar och konsumenter uppgett att de fått problem med dricksvatten i egna brunnar bör kanske högre restriktioner ges för de skyddsavstånd som krävs för att få installera en anläggning. Dessa restriktioner bör inte bara omfatta avstånd till skyddsobjekt inom vattenskyddsområde utan även till egna brunnar. Hänsyn måste även tas till att många sändare kan leda till samma recipient.

De positiva miljöeffekter en bergvärmeanläggning innebär i jämförelse med användning av oljepannor får dock inte glömmas bort. En tydligare reglering av vilka köldbärläckage som skall vara tillåtna och bättre utbildning av installatörer och brunnsbörare skulle göra att risker för påverkan av omgivande miljö minimeras.

REFERENSER

Ahsanuzzaman, A. N. M., Kolar, R., Zaman, M. (2003). Limiting Source Dimensions of Three-Dimensional Analytical Point Source Model for Solute Transport, Hydrology Days Proceedings, 1-15.

Antonova V.I., Salmina Z.A. (1978) The maximal permissible concentration of isopropyl alcohol in water bodies with due regard for its action on the gonads and the progeny. *Gig Sanit* 43(1):811 (in Russian).

Baetsle, L. H. (1969) Migration of radionuclides in porous media. *Progress in Nuclear Energy*. Series XII, Health Physics, ed. A.M.F. Duhamel. Elmsford, NY: Pergamon Press, pp. 707-730.

Bedient, P. B., Rifai, H. S., Newell, C. J. (1994) *Ground Water Contamination - Transport and Remediation*, 2nd ed., Prentice-Hall., Upper Saddle River.

Bengtsson, M.-L. (1996) Hydrogeologisk sårbarhetsklassificering som verktyg i kommunal planering Med exemplifiering i Lerums kommun, licentiatavhandling. Chalmers Tekniska Högskola, Geologiska Institutionen, Publ. A 81, ISSN 1104-9839.

Ebbesson, J. (2003) *Miljörätt*, Iustus Förlag AB, Uppsala.

Fetter, C. W. (1999) *Contaminant Hydrogeology*, 2nd ed., Prentice-Hall, Upper Saddle River.

Fetter, C. W. (2001) *Applied Hydrogeology*, 4th ed., Prentice-Hall, Inc. New Jersey.

Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

Gelhar, L.W., Welty, C., Rehfeldt, K.R. (1992) A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers, *Water Resources Research*, Vol. 28, No. 7, 1955-1974.

Grip, H., Rodhe, A. (1994) *Vattnets väg från regn till bäck*, 3:e upplagan, Hallgren & Fallgren Studieförlag AB. Uppsala.

Ingebritsen, S. E., Sanford, W. E. (1998) *Groundwater in Geologic Processes*, Cambridge University Press, Cambridge.

Kavanaugh, M., Stocking, A. (1998) Evaluation of the Fate and Transport of Ethanol in the Environment, Malcolm Pirnie, Inc., California.

Knutsson, G., Morfeldt, C.-O. (2002) *Grundvatten teori & tillämpning*, Tredje reviderade utgåvan, Svenskt Tryck AB, Stockholm 2002.

Lallemant-Barres, P. (1978) Bulletin, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Sec ¾, 277-284.

Larsson, M. (2003) Hydrogeological Transport Processes and Models for Contaminant Transport. FOI – Swedish Defence Research Agency., ISSN 1650-1942.

LeGrand, H. E. (1983) A Standardized System for Evaluating Waste-Disposal Sites, 2nd ed. National Water Well Association, Ohio.

Lee, T-C. (1999) *Applied Mathematics in Hydrogeology*, CRC Press LLC., Florida.

Lundborg, H., Andersson, M., Marklund, H. (1995) Värmepumpar & närmiljön, Naturvårdsverket, Solna, ISSN 0282-7298.

Miljöbalken 1998:808

Miljödom M 3200-01, 2003-06-10 Stockholm

Naturvårdsverket (2003) Vattenskyddsområde. Naturvårdsverkets Handbok 2003:6. Naturvårdsverket, ISSN 1650-2361.

Neuman, S.P. (1990) Universal scaling of hydraulic conductivities and dispersivities in geologic media, *Water Resources Research* 26, no.8, 1749-1758.

Risberg, G., (2001). Etanol som köldbärandevätska, *Grundvatten*, SGU, Nr 2/01, s.12-13

Rubin, H., Atkinson, J. (2001) *Environmental Fluid Mechanics*, Marcel Dekker, Inc., New York.

Spitz, K., Moreno, J. (1996) *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*, John Wiley & Sons. Inc., New York.

Sudicky, E. A. (1986) *Water Resources Research* 22, No 13, 2069-2082.

Varuinformation Köldbärande etanol 95% B (2004) HELACHEM SWEDEN AB

Wiberg G.S., Trenhold H.L., Coldwell B.B. (1970) Increased ethanol toxicity in old rats: changes in LD50, in vivo and in vitro metabolism, and liver alcohol dehydrogenase activity. *Toxicol Appl Pharmacol* 16:718-727.

Xu, M., Eckstein, Y. (1995) Use of weighted least squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale, *Ground Water* 33, no.6, 1016-1024.

Zheng, C. (1990) MT3D A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reaction of Contaminants in Groundwater Systems, S.S. Papadopoulos & Associates, Inc, Rockville, Maryland.

Personliga meddelande

Allen, D., Simon Fraser University, Mail kontakt

Becker, M., University at Buffalo, Mail kontakt

Borén, H., Linköpings universitet, telefonsamtal november 2004

Christersson, L., HELACHEM SWEDEN AB, telefonsamtal november 2004

Dahlberg, B., Lackarebäckverket, telefonsamtal november 2004

Nelson, A., Svenska Brunnsbörres Branschorganisation, telefonsamtal november 2004, januari 2005

Risberg, G., Sveriges Geologiska Undersökning, telefonsamtal augusti 2004

Rozenberg, H., Svenska Brunnsbörres Branschorganisation, telefonsamtal augusti 2004

Internetreferenser

Avanti, (2004) Hydrogeologi, www.avantisystem.se/bh-kap4.pdf, åtkomst (2004-09-25)

Geotec, (2004) Frågor och svar om energibörning och värmepumpar, <http://www.geotec.se/energib/vpfos.htm>, åtkomst (2004-09-27)

Göteborgs-Posten, (2004) Bergvärme, www.gp.se/gp/road/Classic/shared/printArticle.jsp?d=207&a=184792, åtkomst (2004-12-04)

Kemikalieinspektionen, (2004a) Fortfarande många förgiftningsfall orsakade av kylarvätskor med etylenglykol, www.kemi.se/templates/Page_1763.aspx, åtkomst (2004-12-04)

Kemikalieinspektionen, (2004b) Etanol, www.kemi.se/kemamne/etanol.htm, åtkomst (2004-08-31)

Konsumentverket, (2004) Värmepumpar, <http://www.energi.konsumentverket.se/mallar/sv/artikel.asp?lngCategoryId=1195&lngArticleId=2356>, åtkomst (2004-11-12)

Liu, D. H. F., Lipták, B. G., (2004). Environmental Engineers Handbook, 2nd ed., CRC Press LLC, www.envirobase.com/books/78/Fm.pdf, åtkomst (2004-10-08)

National Institute for Occupational Safety and Health, (2005a) Etanol, <http://www.cdc.gov/niosh/idlh/64175.html>, åtkomst (2005-01-10)

National Institute for Occupational Safety and Health, (2005b) Isopropanol, <http://www.cdc.gov/niosh/idlh/67630.html>, åtkomst (2005-01-10)

Naturvårdsverket, (2004) Naturvårdsverkets författningssamling, NFS 2003:16, www.naturvardsverket.se, åtkomst (2004-09-01)

NyTeknik, (2004) Boom för värmepumpar när oljepriset rusar i höjden, www.nyteknik.se/skrivUt.asp?art_id=37399, åtkomst (2004-12-19)

Pemtec, (2004) Information, <http://www.pemtec.se/FAQ.htm#berg>, åtkomst (2004-09-06)

Spectrum Laboratories, (2004) www.speclab.com/compound/c67630.htm, åtkomst (2004-10-29)

Svensk Värmepumpsförening, SVEP, (2004a) Fakta om värmepumpar och anläggningar, http://www.svepinfo.se/pdf/Broschyr_varmepump.pdf, åtkomst (2004-08-13)

Svensk Värmepumpsförening, SVEP, (2004b) Termisk Responstest- att ta reda på energibrunns effektivitet, <http://www.svepinfo.se/dbcontent.php?action=a&id=27>, åtkomst (2004-09-01)

Svensk Värmepumpsförening, SVEP, (2004c) Fakta om bergvärme, http://www.svepinfo.se/pdf/Produktblad_bergvärme.pdf, åtkomst (2004-09-01)

Svensk Värmepumpsförening, SVEP, (2004d) Fakta om köldbärare och köldmedier, http://www.svepinfo.se/pdf/Produktblad_koldmedier.pdf, åtkomst (2004-09-05)

Svensk Värmepumpsförening, SVEP, (2004e) SVEP-standard för etanol <http://www.svepinfo.se/etanol.php>, åtkomst (2004-09-26)

Svensk Värmepumpsförening, SVEP, (2004f) Energibrunnsnorm i korthet <http://www.svepinfo.se/pdf/energibrunn.pdf>, åtkomst (2004-09-12)

Toxnet, (2004a) Etanol, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~rgdx6I:1:enex>, åtkomst (2004-08-31)

Toxnet, (2004b) n-butanol, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~aPR7iO:1:enex>, åtkomst (2004-08-31)

Toxnet, (2004c) isopropanol, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~XCOZrF:1:enex>, åtkomst (2004-08-31)

BILAGA 1.

7 Kap. Miljöbalken

21 § Ett mark- eller vattenområde får av länsstyrelsen eller kommunen förklaras som vattenskyddsområde till skydd för en grund- eller ytvattentillgång som utnyttjas eller kan antas komma att utnyttjas för vattentäkt.

22 § För ett vattenskyddsområde skall länsstyrelsen eller kommunen meddela sådana föreskrifter om inskränkningar i rätten att förfoga över fastigheter inom området som behövs för att tillgodose syftet med området. Om det behövs, får länsstyrelsen eller kommunen föreskriva att skyltar eller stängsel skall sättas upp och att annans mark får tas i anspråk för detta. Föreskrifterna skall gälla omedelbart, även om de överklagas.

Länsstyrelsen eller kommunen får meddela dispens från föreskrifter som den har meddelat för ett vattenskyddsområde, om det finns särskilda skäl.

En länsstyrelse får överlåta åt den eller de kommunala nämnder som skall fullgöra kommunens uppgifter inom miljö- och hälsoskyddsområdet att på ansökan av den som berörs av ett beslut enligt första stycket medge undantag från beslutet. Vidare får bestämmas att anmälningar om en verksamhet eller åtgärd inom ett vattenskyddsområde skall göras hos den kommunala nämnden. Lag (2002:175).

Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd 17 §

Det är förbjudet att utan anmälan till den kommunala nämnden inrätta en värmepumpsanläggning för utvinning av värme ur mark, ytvatten eller grundvatten. Kommunen får föreskriva att det skall fordras tillstånd av nämnden för att inrätta en sådan anläggning inom kommunen eller inom vissa delar av denna, om det behövs för att skydda människors hälsa eller miljön.

Första stycket skall inte tillämpas på värmepumpsanläggning som kräver tillstånd enligt 5 § eller anmälan enligt 21 §. Förordning (2002:14).

Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd 5 §

Det är förbjudet att, om verksamheten eller åtgärden har beteckningen A eller B i bilagan till denna förordning, utan tillstånd enligt miljöbalken

1. anlägga eller driva fabriker, andra inrättningar eller annan miljöfarlig verksamhet,
2. släppa ut avloppsvatten, eller
3. släppa ut eller lägga upp fast avfall eller andra fasta ämnen.

Det är också förbjudet att utan tillstånd enligt miljöbalken anlägga eller driva en miljöfarlig verksamhet i de fall farliga ämnen, som enligt vad som anges i avdelning 4 i bilagan innebär en miljöfarlig hantering, ingår eller avses ingå i verksamheten.

Första och andra styckena gäller även vid ändring av verksamheten. Tillstånd krävs dock inte om ändringen är mindre och inte innebär att en olägenhet av betydelse för människors hälsa eller miljön kan uppkomma. Förordning (2003:1052).

Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd 21 §

Det är förbjudet att utan anmälan enligt miljöbalken

1. anlägga eller driva fabriker eller andra inrättningar eller bedriva annan miljöfarlig verksamhet som i bilagan till denna förordning har beteckningen C,
2. bedriva sådan verksamhet som avses i 1 om inrättningen eller verksamheten ändras

och ändringen är av betydelse från störningssynpunkt, eller

3. ändra en inrättning eller verksamhet av sådant slag som i bilagan har beteckningen A eller B, om ändringen inte medför att tillstånd krävs enligt 5 § tredje stycket.

Förordning (2001:555).

BILAGA 2.

Tabell 1. Momentan punkt källa efter Baetsles lösning (1969) från Spitz (1996).

	Indata:
Massa tillförd förorening M (Kg):	2,1735
Porhastighet grundvatten v (m/s):	1,15741E-06
Dispersivitet i x-led α_x (m):	1,86
Dispersivitet i y-led α_y (m):	0,186
Dispersivitet i z-led α_z (m):	0,0186
Tid t (h):	4810
Position x (m):	25
Position y (m):	0
Position z (m):	0
	Mellanresultat:
E-faktorn:	8,48E-01
Dispersionskoefficient i x-led D_x (m):	2,15E-06
Dispersionskoefficient i y-led D_y (m):	2,15E-07
Dispersionskoefficient i z-led D_z (m):	2,15E-08
$(M)/(4\pi t)^{3/2} * (D_x D_y D_z)^{0,5}$:	6,78E-3
Koncentration i (x,y,z) vid tiden t (mg/l):	5,74870

Tabell 2. Hastighet 0,1 m/dygn. Massa 2,1735 kg etanol. Utan beaktad nedbrytning.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]	Tid vid maximal koncentration [h]	
25	5,7487	4807	- 4810
50	0,96973	10033	-10056
75	0,36064	15441	-15513
100	0,18337	20964	-21092
125	0,10926	26534	-26748
150	0,07219	32197	-32420

Tabell 3. Hastighet 0,5 m/dygn. Massa 2,1735 kg etanol. Utan beaktad nedbrytning.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]	Tid vid maximal koncentration [h]	
25	5,7487	962	
50	0,96973	2007	-2011
75	0,36064	3089	-3102
100	0,18337	4193	-4218
125	0,10927	5321	-5335
150	0,07219	6440	-6484

Tabell 4. Hastighet 1 m/dygn. Massa 2,1735 kg etanol. Utan beaktad nedbrytning.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]	Tid vid maximal koncentration [h]	
25	5,7487	481	
50	0,96973	1004	-1005
75	0,36065	1548	-1548
100	0,18337	2097	-2109
125	0,10927	2661	-2667
150	0,07219	3220	-3242

Tabell 5. Hastighet 0,1 m/dygn. Massa 21,735 kg etanol. Utan beaktad nedbrytning.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]
25	57,48697
50	9,697306
75	3,60645
100	1,833748
125	1,092658
150	0,721906

Tabell 6. Hastighet 0,1 m/dygn. Massa 2,1735 kg etanol. Vid en beaktad nedbrytningskoefficient på 0,007 dygn⁻¹.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]
25	1,5917
50	0,07549
75	0,0079
100	0,00119
125	0,00021
150	0,00004

BILAGA 3.

Tabell 1. Maximala koncentrationer mot varierande hastighet vid en volym för den ansatta punktkällan på 1 m³.

Avstånd [m]	Hastighet 0,1 [m/dygn]	Hastighet 0,5 [m/dygn]	Hastighet 1 [m/dygn]
25	44	44,5	40
50	6,1	6,5	6,4
75	2,08	2,2	1,8
100	1,05	1,1	1,12
125	0,62	0,651	0,67
150	0,42	0,44	0,46

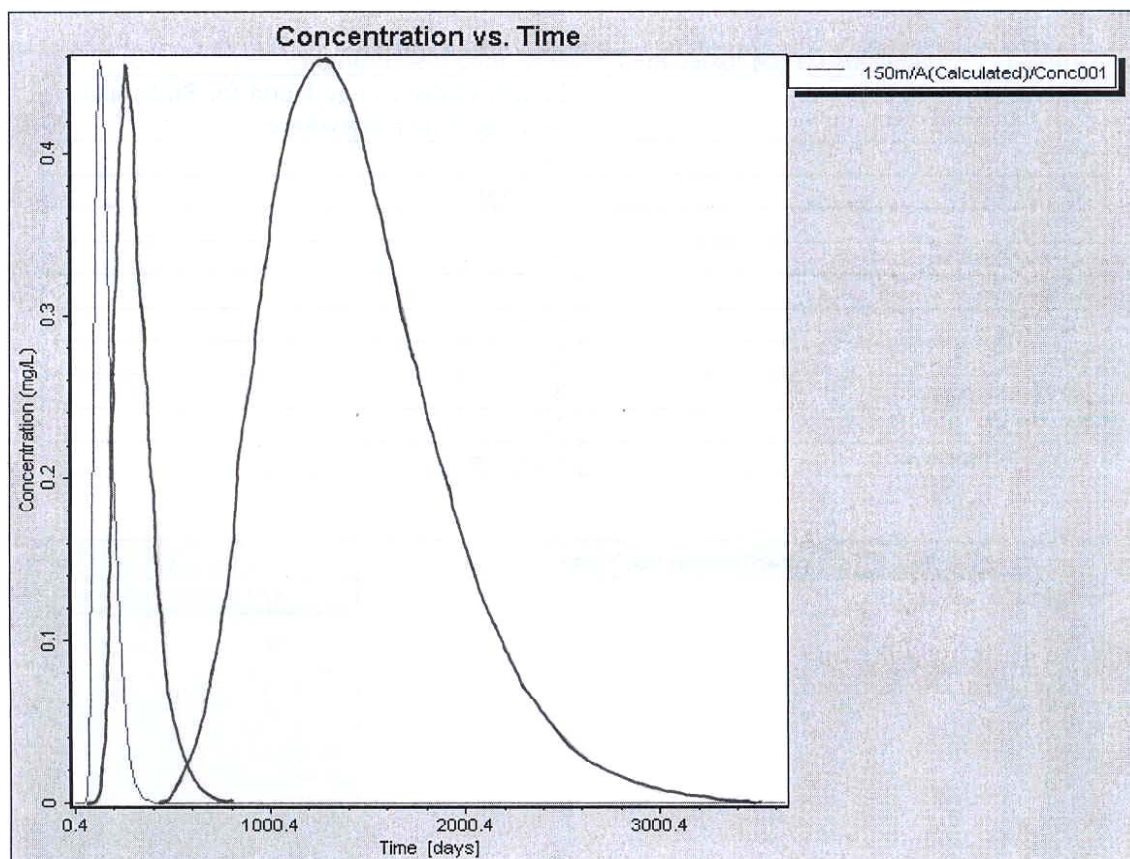


Fig. 1. Koncentration mot tid vid varierad grundvattenhastighet på 0,1, 0,5 respektive 1 m / dygn. I figuren motsvarar grafen längst till vänster 1 m /dygn och grafen längst till höger 0,1 m/dygn.

Tabell 2. Jämförelse mellan den tid det tar för en maximal koncentration att uppstå och avta vid olika grundvattenhastigheter i en observationspunkt 150 m från den ansatta energibrunnen.

Avstånd [m]	Tid att nå cmax. v = 0,1 [dygn]	Tid för koncentration att avta v = 0,1 [dygn]	Tid att nå cmax. v = 0,5 [dygn]	Tid för koncentration att avta v = 0,5 [dygn]	Tid att nå cmax. v = 1 [dygn]	Tid för koncentration att avta v = 1 [dygn]
150	1170	2480	270	500	130	270

BILAGA 4.

Resultat för Visual Modflow utan beaktande av nedbrytning. Hastighet 0,1 m /dygn.

Tabell 1. Inställningar för lösningsmetod MMOC för advektionstermen.

ITRACK	Fourth-Order Runge Kutta for Sinks and Sources, Euler elsewhere
WD	5E-1
MXPART	100000
NPMIN	0
NPMAX	16
NPLANE	0
DCEPS	1E-5
NPL	0
NPH	8
DCMOC	1E-3
Particle Pattern	Random

Tabell 2. Maximala koncentrationer och tider för dessa att uppstå och avta med lösningsmetod MMOC.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]	Tid för att nå cmax [dygn]	Tid för cmax att avta [dygn]
25	17,9	135	900
50	4,10	335	1200
75	1,49	535	1635
100	0,71	735	1935
125	0,52	935	2135
150	0,31	1167	2485

Tabell 3. Inställningar för lösningsmetod HMOC för advektionstermen.

ITRACK	Fourth-Order Runge Kutta for Sinks and Sources, Euler elsewhere
WD	5E-1
MXPART	1000000
NPMIN	0
NPMAX	16
NPLANE	0
DCEPS	1E-5
NPL	0
NPH	8
DCMOC	1E-3
Particle Pattern	Random

Tabell 4. Maximala koncentrationer och tider för dessa att uppstå och avta med lösningsmetod HMOC.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]	Tid för att nå maximal koncentration [dygn]	Tid för maximal koncentration att avta [dygn]
25	26,5	168	580
50	3	361	1178
75	1,44	616	1381
100	0,73	830	1722
125	0,39	1071	2150
150	0,30	1339	3640

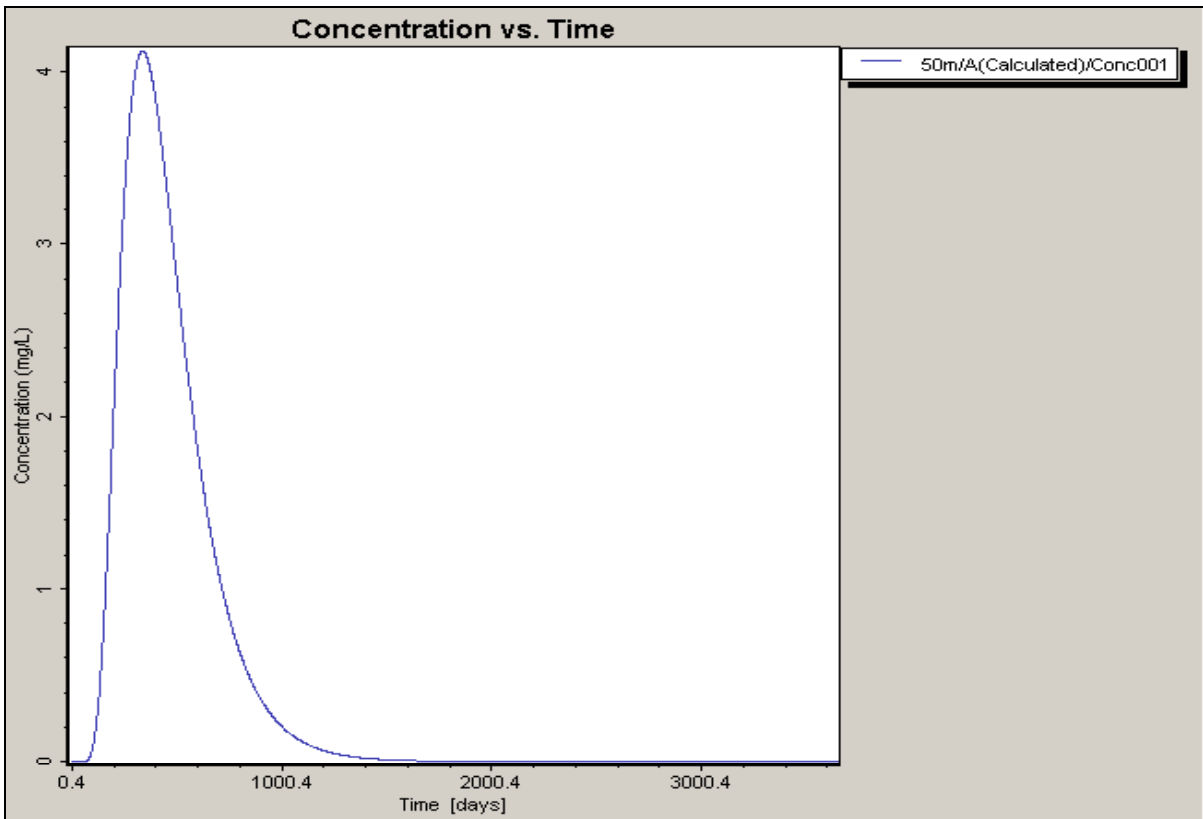


Fig. 1. Koncentration mot tid för ett avstånd på 50 m vid lösningsmetod MMOC.

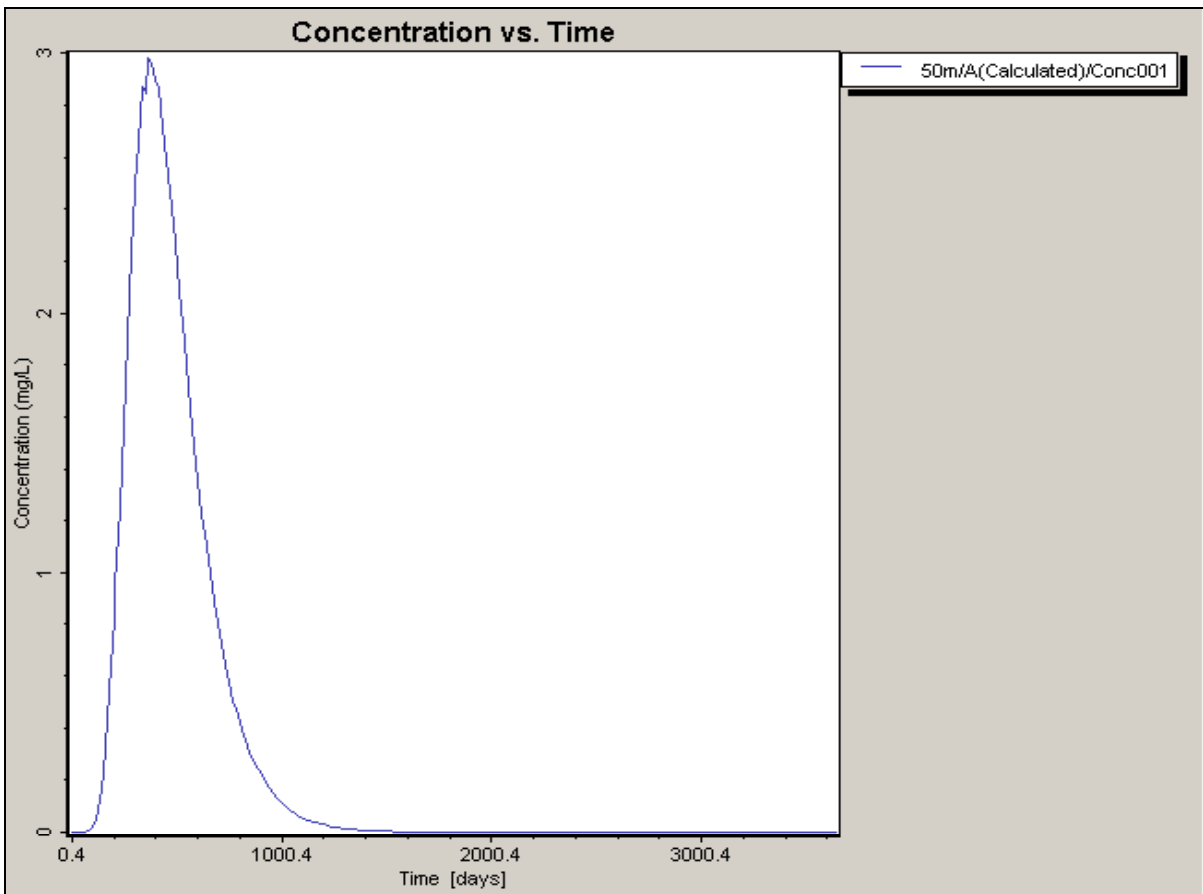


Fig. 2. Koncentration mot tid för ett avstånd på 50 m vid lösningsmetod HMOC.

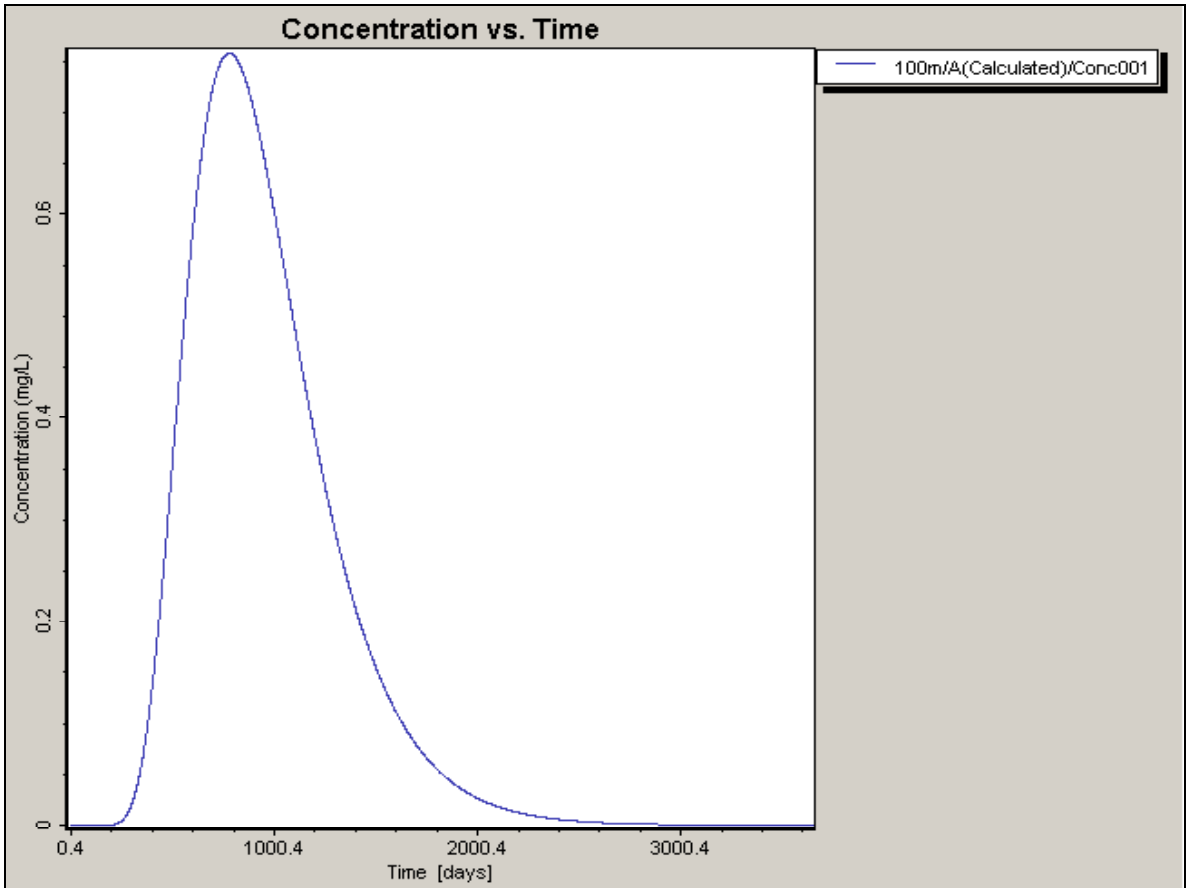


Fig. 3. Koncentration mot tid för ett avstånd på 100 m vid lösningsmetod MMOC.

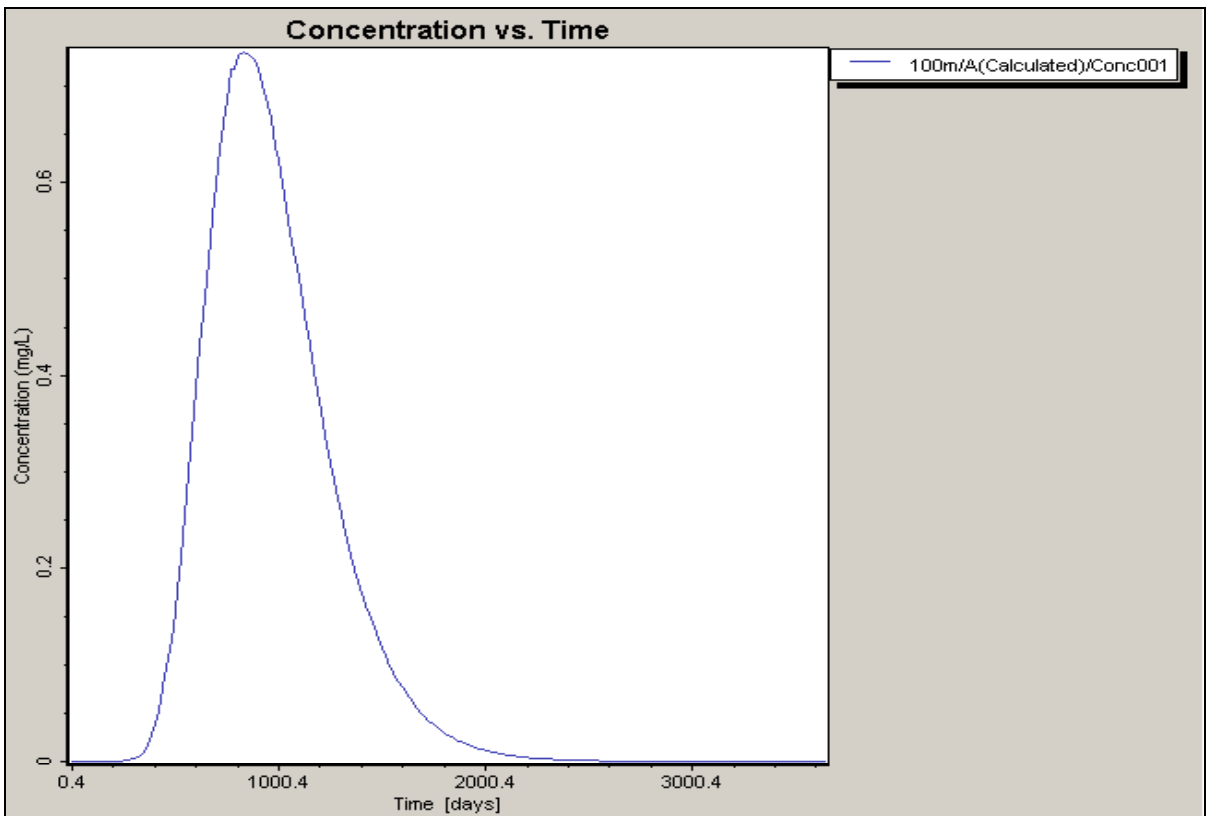


Fig. 4. Koncentration mot tid för ett skyddsavstånd på 100 m vid lösningsmetod HMOC.

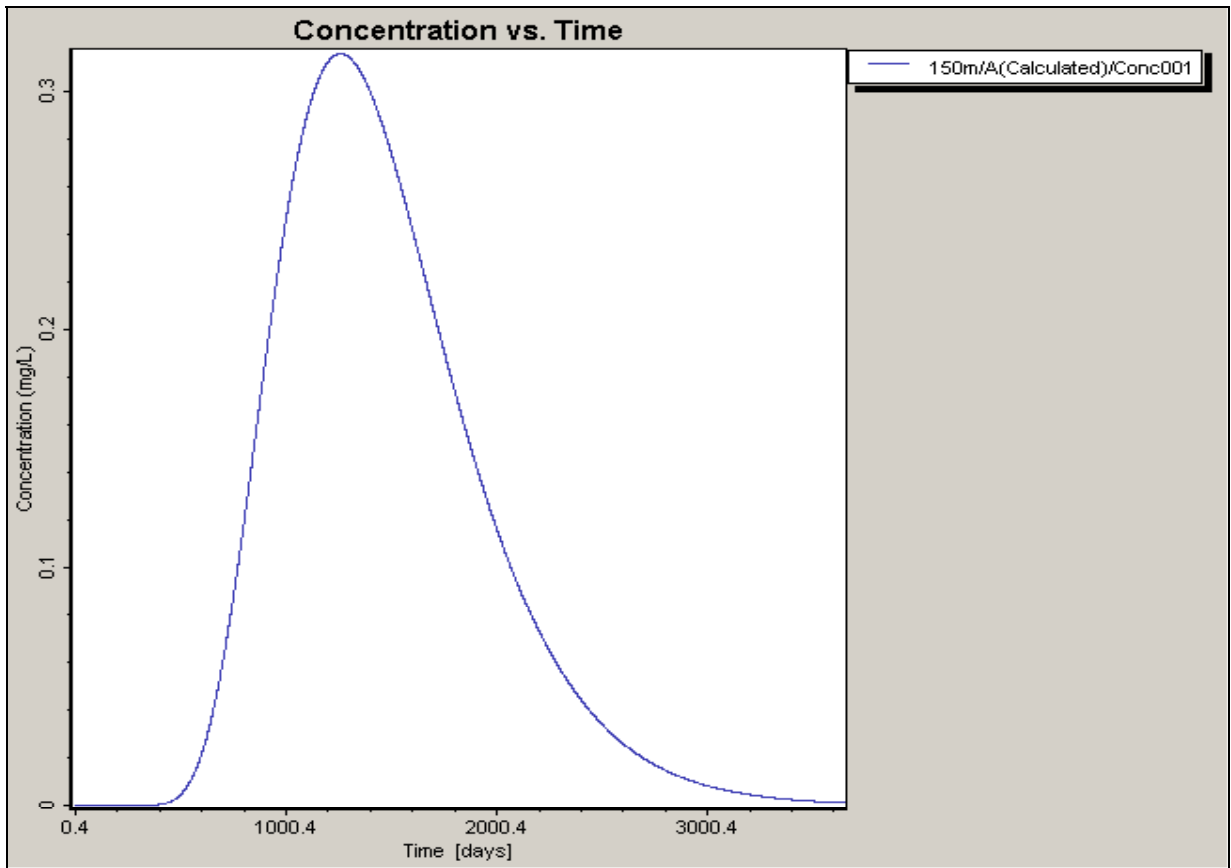


Fig. 5. Koncentration mot tid för ett avstånd på 150 m vid lösningsmetod MMOC.

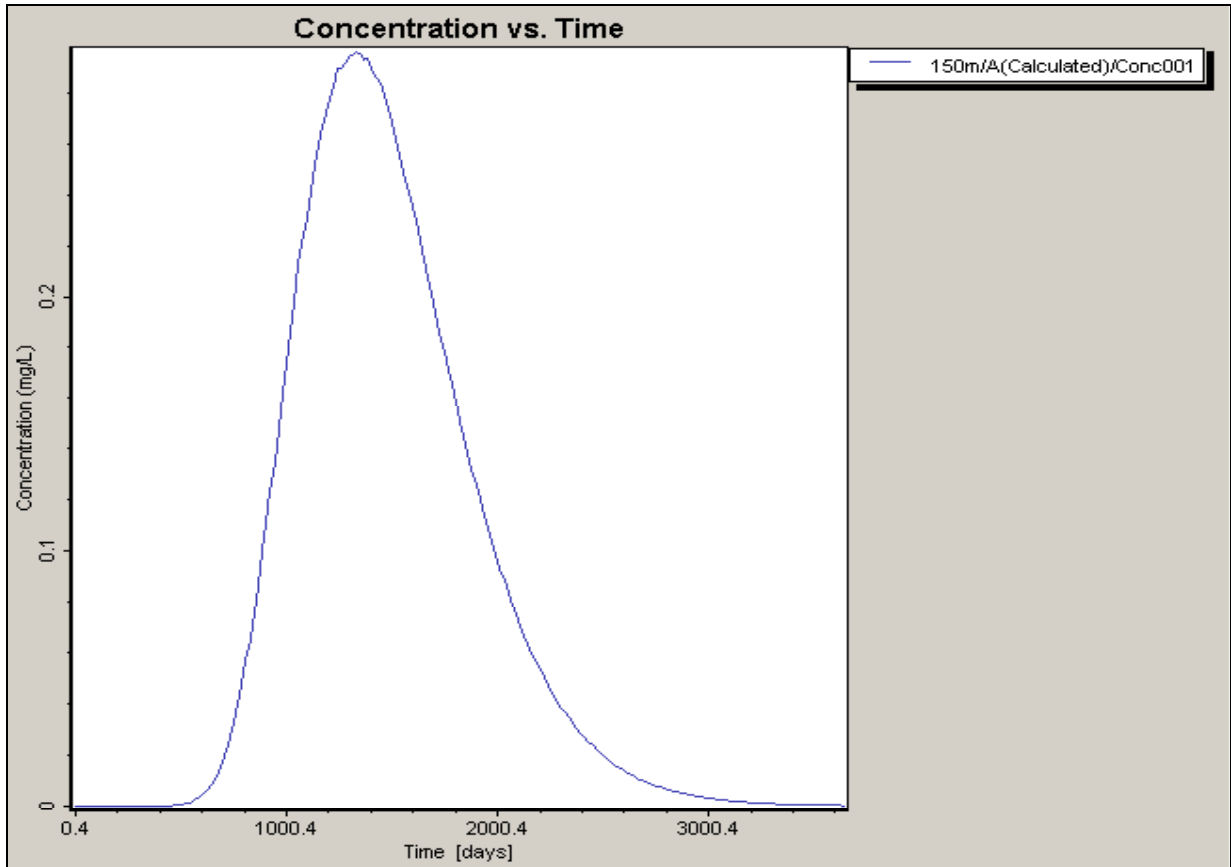


Fig. 6. Koncentration mot tid för ett avstånd på 150 m vid lösningsmetod HMOC.

BILAGA 5.

Resultat från Visual MODFLOW vid en beaktad nedbrytningskoefficient på 0,007 dygn⁻¹ och en hastighet på 0,1 m/dygn. Samma inställningar som för lösningar utan nedbrytning användes.

Tabell 1. Tabell med angivna maximala koncentrationer och tid för de maximala koncentrationerna att uppstå och avta vid lösningsmetod MMOC.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]	Tid vid maximal koncentration [dygn]	Tid för koncentration att avta [dygn]
25	6,48	97	483
50	0,48	220	695
75	0,067	352	809
100	0,013	500	900
125	0,0022	616	1000
150	0,00048	759	1061

Tabell 2. Tabell med angivna maximala koncentrationer och tid för de maximala koncentrationerna att uppstå och avta vid lösningsmetod HMOC.

Avstånd [m]	Maximal koncentration [mg/l]	Tid vid maximal koncentration [dygn]	Tid för koncentration att avta [dygn]
25	8,8	132	450
50	0,40	370	500
75	0,044	440	1179
100	0,0067	598	1455
125	0,0011	723	1678
150	0,00022	884	1910

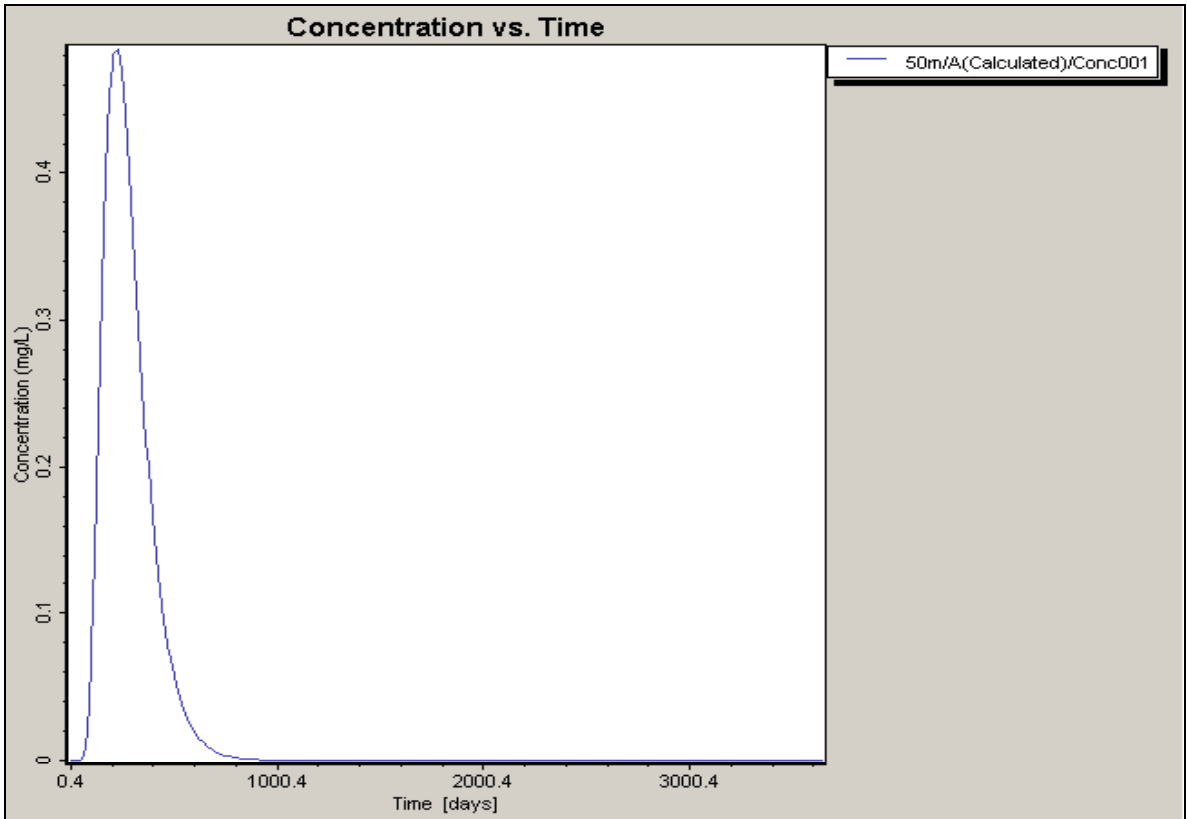


Fig. 1. Koncentration mot tid för ett avstånd på 50 m vid lösningsmetod MMOC.

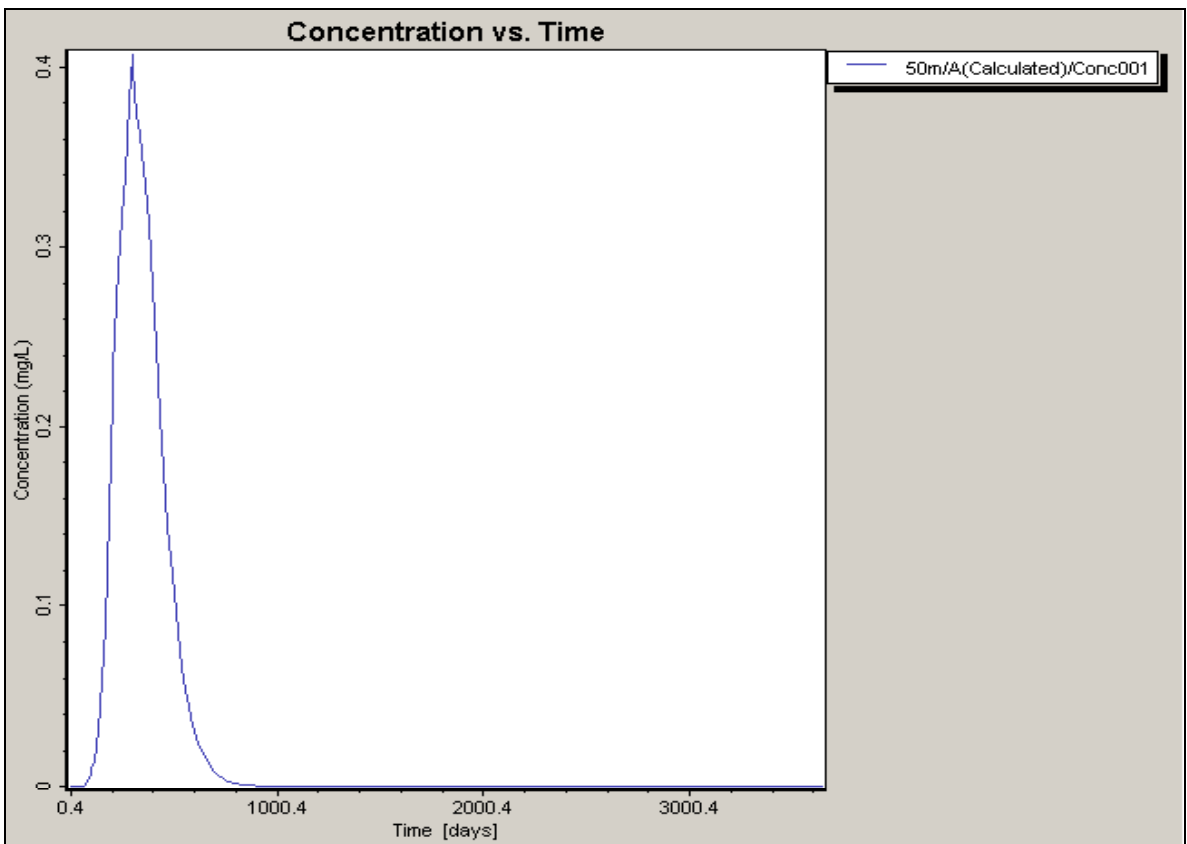


Fig. 2. Koncentration mot tid med ett avstånd på 50 m vid lösningsmetod HMOC.

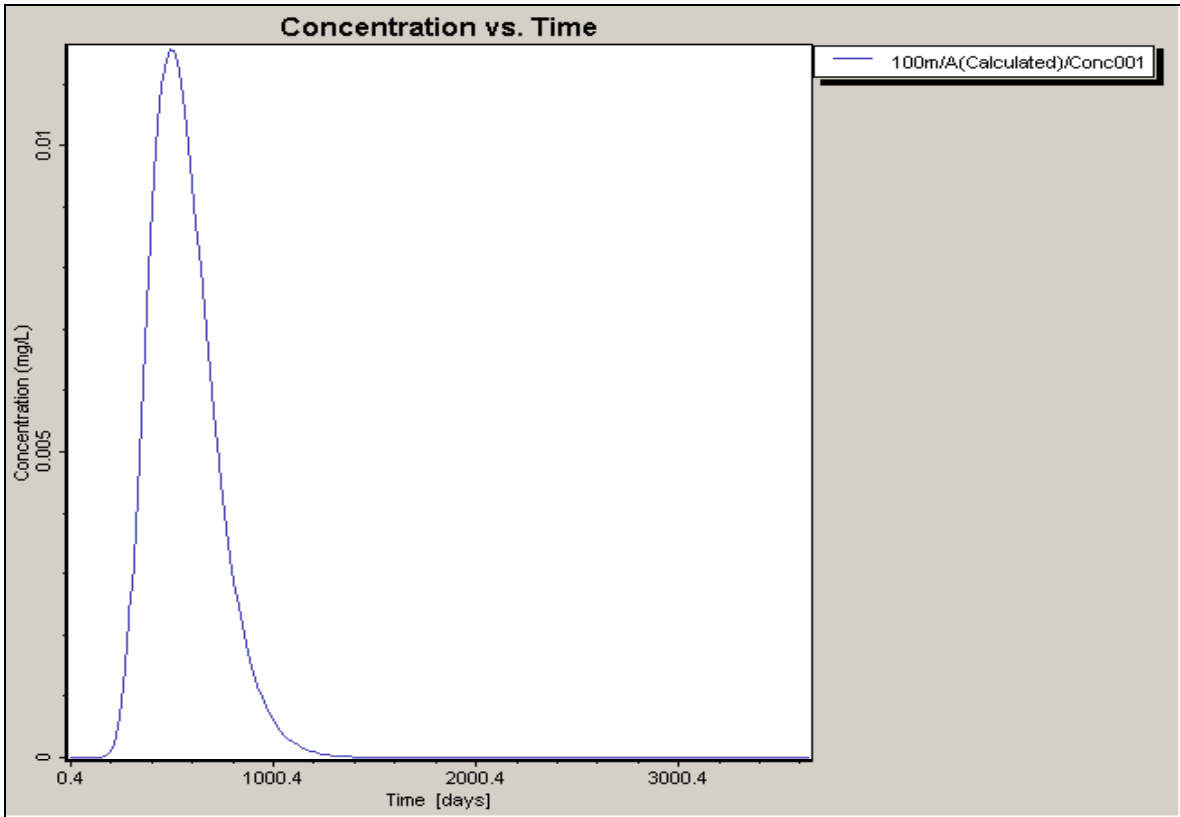


Fig. 3. Koncentration mot tid för ett avstånd på 100 m vid lösningsmetod MMOC.

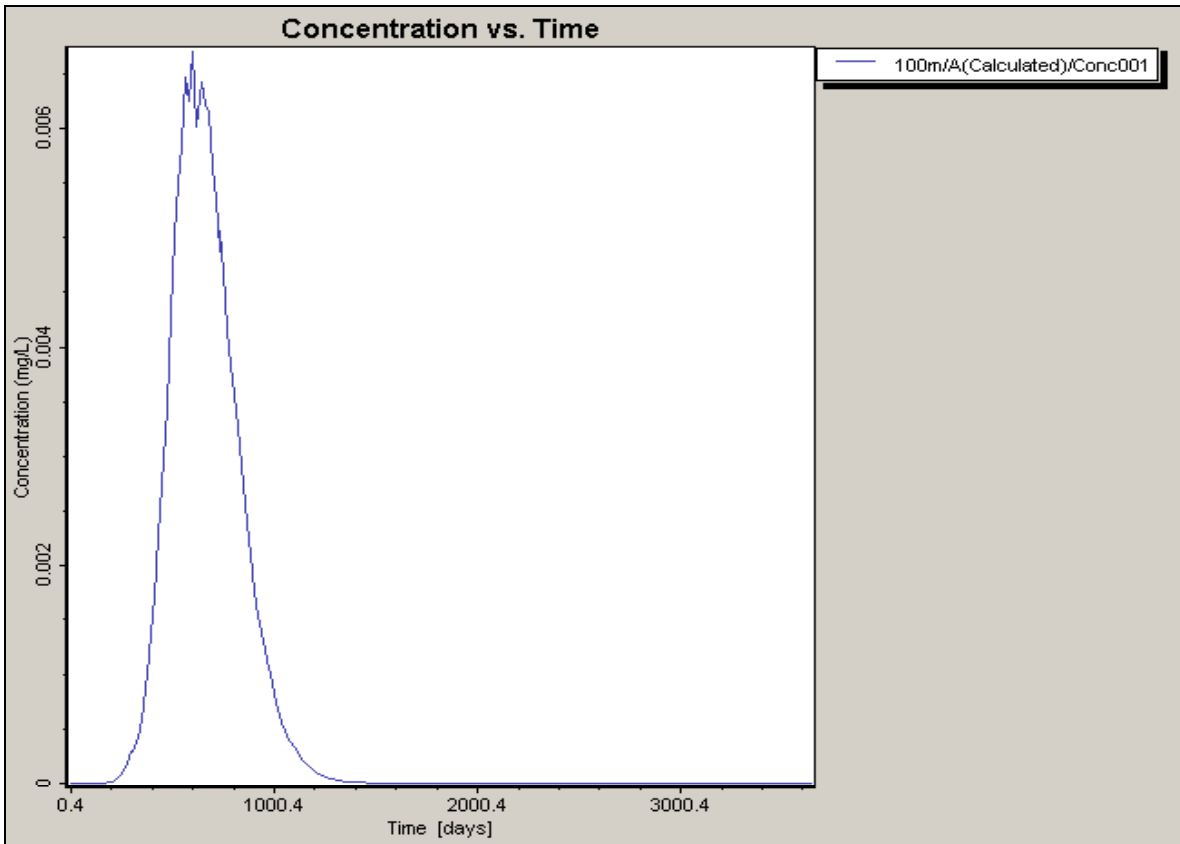


Fig. 4. Koncentration mot tid för ett avstånd mellan energibrunn och observationsbrunn på 100 m vid lösningsmetod HMOC.

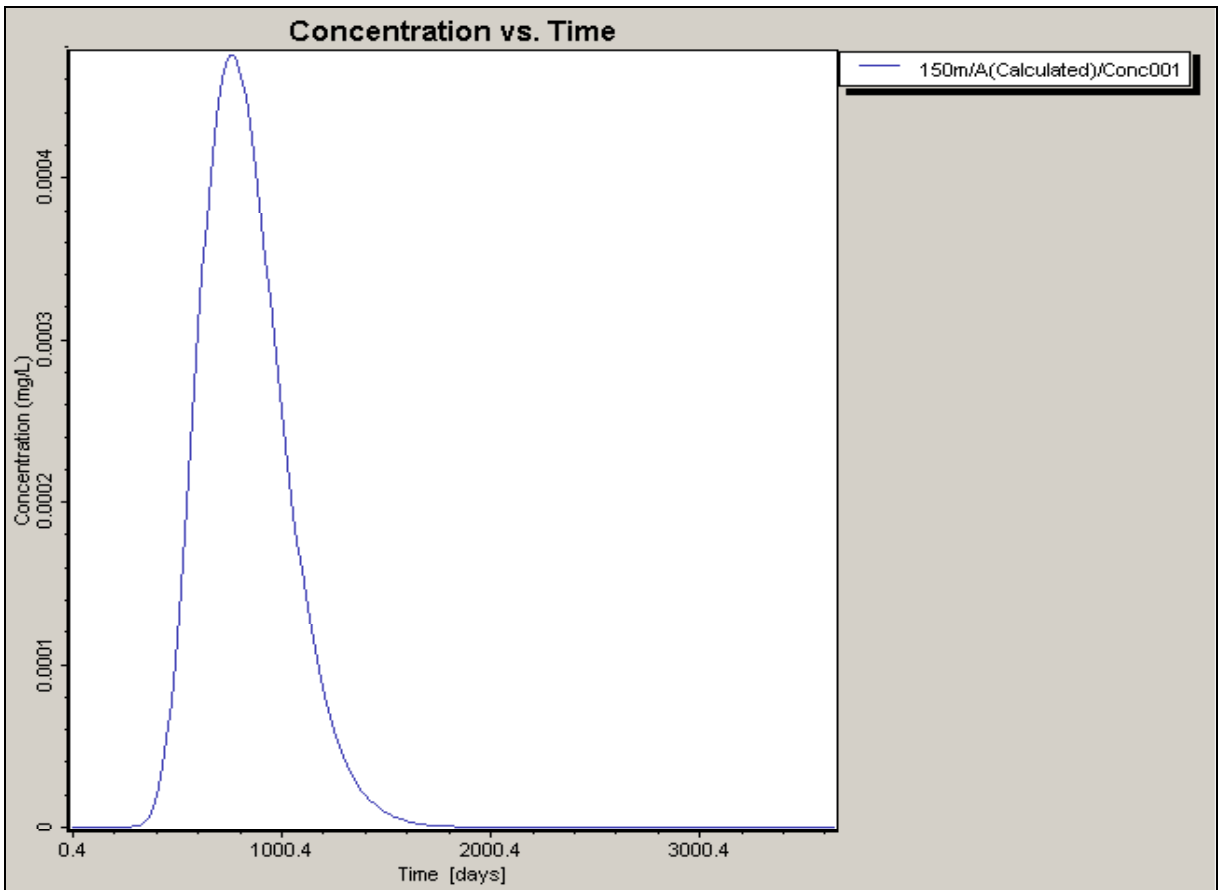


Fig. 5. Koncentration mot tid för ett avstånd på 150 m vid lösningsmetod MMOC.

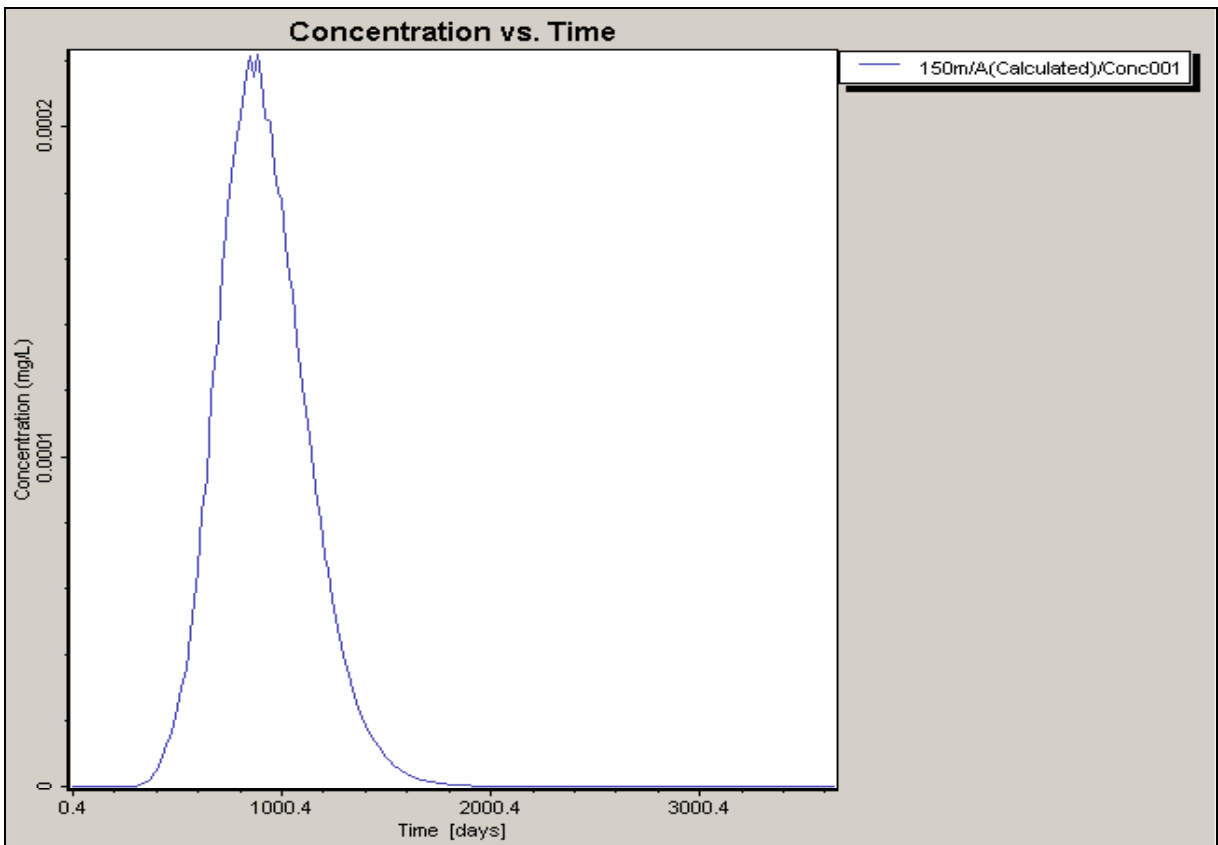


Fig. 6. Koncentration mot tid för ett avstånd på 150 m vid lösningsmetod HMOC.