

Grundvattenflöde vid en f.d. kemtvätt i Enköping

– Simulering med en numerisk modell

Niklas Karlsson

Referat

Grundvattenflöde vid en f.d. kemptvätt i Enköping – Simulering med en numerisk modell

Niklas Karlsson

Tetrakloreten (PCE) har påträffats i låga halter i vattnet från kommunala vattentäkten i Munksundet, Enköping. Halterna varierar men ligger något under Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten på 10 µg/l. Grundvattenmagasinet är Enköpingsåsen, en rullstensås som löper genom staden från nordost till sydväst. En potentiell källa till föroreningen är en f.d. kemptvätt i den norra stadsdelen Romberga där höga halter av PCE påträffats i mark och grundvatten. Undersökningar av mark och grundvatten har genomförts kring den f.d. kemptvätten i flera omgångar av Golder Associates AB sedan 2005, på uppdrag av Enköpings kommun. I dagsläget planeras vidare undersökningar i syfte att klarlägga spridningen av löst PCE i grundvatten.

Jordarterna i Romberga domineras av olika svallsediment som bygger upp en komplicerad lagerföljd, men det finns också områden med morän och hållmark. De mest vattenförande jordlagren består av sandskikt som över- och underlagras av tätare jordarter. Området ligger topografiskt sett högt relativt omgivningen och har av Sveriges geologiska undersökning (SGU) bedömts som ett viktigt infiltrationsområde för grundvattenmagasinet i Enköpingsåsen. Observerade grundvattennivåer tyder på att den f.d. kemptvätten ligger på en lokal grundvattendelare och att jordlagren dräneras mot åsen i minst två riktningar, en nordostlig och en sydlig.

En numerisk grundvattenmodell (MODFLOW) har tagits fram i syfte att på ett övergripande sätt kvantitativt beskriva grundvattenflödets storlek och riktning kring den f.d. kemptvätten. Hydrogeologisk och geologisk information har samlats in från olika källor och bearbetats i ett geografiskt informationssystem (GIS). En förenklad konceptuell tolkning av grundvattensystemet gjordes utifrån sammanställd information och fick ligga till grund för utformningen av den numeriska modellen.

Resultaten visar att modellen lyckas simulera de observerade medelgrundvattennivåerna i Romberga och att en lokal grundvattendelare finns vid den f.d. kemptvätten. Den huvudsakliga advektiva spridningsriktningen för löst PCE i grundvattnet i jord från den f.d. kemptvätten bedöms vara i nordostlig riktning. Hydrauliska konduktiviteten i det mest vattenförande modellagret bestämdes vid kalibrering till $4,2 \cdot 10^{-5}$ m/s och partikelhastigheten uppskattas till ca 0,3 m/dygn.

Nyckelord: Enköping, Romberga, geologi, hydrogeologi, grundvatten, vattentäkt, PCE, Tetrakloreten, numerisk grundvattenmodellering, MODFLOW

Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet
Villavägen 16
SE-752 36 UPPSALA
ISSN 1401-5765

Abstract

Groundwater Flow at a Former Dry Cleaner in Enköping – Simulation with a Numerical Model

Niklas Karlsson

Low concentrations of tetrachlorethene (PCE) have been detected in the water from the municipal water supply well in Munksundet, Enköping. The concentration lies just below the Swedish National Food Administration's guideline value of 10 µg/l. The aquifer is the esker Enköpingsåsen, which runs through the town from northeast to southwest. One potential source of the contamination is a former dry cleaner in the northern part of Enköping, Romberga, where high concentrations of PCE have been detected in soil and groundwater. Soil and groundwater investigations have been performed several times by Golder Associates AB since 2005, commissioned by the Enköping municipality. New investigations are planned with the aim to clarify the spreading of dissolved PCE in groundwater.

The soil types in Romberga are dominated by outwash deposits which make up a complex stratigraphy, but there are also areas with moraine and flat rock. The most permeable layers consist of sand partially confined by less permeable deposits. Romberga lie topographically higher than the surroundings and have been assessed as an important groundwater recharge area for the aquifer Enköpingsåsen by the Swedish Geological Survey (SGU). Observed groundwater levels suggest that the former dry cleaner lies on a local groundwater divide and that the soils are drained towards the esker in at least two directions, one towards the northeast and one towards the south.

A numerical groundwater model (MODFLOW) has been constructed with the aim to quantitatively describe groundwater flow and direction around the former dry cleaner in. Hydrogeological and geological information have been collected from various sources and interpreted in a geographical information system (GIS). A simplified conceptual interpretation of the groundwater system was produced from gathered information and was then used to construct the numerical model.

The results show that the model was able to successfully simulate the observed average groundwater levels in Romberga and that a local groundwater divide is located at the former dry cleaner. The main advective transport of dissolved PCE in groundwater in soil from the former drycleaner is estimated to be in a north-easterly direction. Calibrated hydraulic conductivities show that the water conducting capacity of the soil is low and flow velocity in the most permeable layer was calculated to approximately 0.3 m/day.

Key word: Enköping, Romberga, geology, hydrogeology, groundwater, water supply well, PCE, tetrachlorethene, numerical groundwater modelling, MODFLOW

Department of Earth Sciences, Uppsala University
Villavägen 16
SE-752 36 UPPSALA
ISSN 1401-5765

Förord

Examensarbetet har utförts inom Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och omfattar 20 poäng. Arbetet har genomförts på Golder Associates AB i Uppsala med handledning av Erik Jonsson. Ämnesgranskare var Roger Herbert, docent vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Jag vill tacka alla anställda på Golder Associates AB i Uppsala för att jag fått genomföra mitt examensarbete hos Er och speciellt min handledare Erik Jonsson för stöd och handledning när det behövts som mest. Min ämnesgranskare Roger Herbert vid Uppsala universitet vill jag tacka för konstruktiva synpunkter på arbetet. Jag vill även tacka Stig Roslund och Nina Eriksson på Enköpings kommun för hjälp med arkivmaterial och nödvändiga koordinattransformationer.

Niklas Karlsson

Uppsala, mars 2008

Populärvetenskaplig sammanfattning

Låga halter av en vanlig miljöförorening, perkloretylen (PCE även kallat tetrakloreten), har påträffats i vattnet från kommunala vattentäkten i Munksundet, Enköping. Halterna varierar men ligger något under Livsmedelsverkets gränsvärde för vad som är tjänligt dricksvatten. Vattnet pumpas upp ur Enköpingsåsen, en rullstensås som löper genom staden från nordost till sydväst, och används som dricksvatten i staden. En möjlig källa till föroreningen är en f.d. kemtvätt i den norra stadsdelen Romberga, nordväst om åsen, där höga halter av PCE påträffats i mark och grundvatten. PCE är ett mycket bra lösningsmedel och har därför använts som tvättvätska vid kemtvätten från 1962 fram till 2007. Ämnets egenskaper gör att det kan sprida sig på ett komplicerat sätt i mark och grundvatten. Man kan gissa att PCE har spridit sig med vattnet i jorden och på så sätt förorenat grundvattnet i Enköpingsåsen som ligger på ett avstånd av ca 200-300 m. Undersökningar av mark och grundvatten har genomförts kring den f.d. kemtvätten i flera omgångar av Golder Associates AB (Golder) sedan 2005, på uppdrag av Enköpings kommun. I dagsläget planeras vidare undersökningar i syfte att klarlägga möjliga spridningsvägar för PCE som har löst sig i grundvatten. Man planerar även att pumpa upp grundvatten på platsen för att försöka hindra att föroreningen sprider sig ännu mera.

Syftet med detta examensarbete är att beskriva hur grundvattnet i jorden kring den f.d. kemtvätten strömmar. Kännedom om hur grundvattnet rör sig ger också en uppfattning om hur föroreningen som finns i grundvattnet kan tänkas sprida sig.

Enköpingsåsen har utsatts för svallning av havet i flera omgångar efter den senaste istiden då åsen har höjts upp ur havet. Jordarterna i Romberga domineras därför av olika sorterade svallsediment som har omlagrats av havet och som nu bygger upp en komplicerad lagerföljd av sand och finare material som t.ex. lera, men det finns också områden med morän och hållmark. De mest vattenförande jordlagren består främst av sand med inblandning av tätare jordarter. Tätare svallsediment som t.ex. lera utgör den övre delen av marken och överlagrar sandskikten. Ett moränlager (osorterat material) finns sannolikt på de flesta platser ovanför berggrundytan. Området är högre beläget än omgivningen och har av Sveriges geologiska undersökning (SGU) bedömts som ett viktigt område där grundvatten bildas från regn och snösmältning och sedan rinner i jorden till Enköpingsåsen. Observerade grundvattennivåer tyder på att den f.d. kemtvätten ligger på en lokal grundvattendelare, d.v.s. att grundvattnet delas och strömmar i två riktningar. Jordlagren dräneras mot åsen sannolikt i en nordostlig och en sydlig riktning.

För att uppskatta grundvattenflödets storlek och riktning i jorden kring den f.d. kemtvätten har en matematisk grundvattenmodell skapats och sedan använts för beräkningar. Programmet som användes heter MODFLOW och är mycket vanligt vid grundvattenmodelleringar. Matematiska ekvationer som beskriver hur grundvattnet rör sig i jorden löses med hjälp av MODFLOW. Eftersom ekvationerna löses approximativt med speciella beräkningsmetoder i en dator säger man att modellen är numerisk. Modellen är en tolkning av verkligheten och för att skapa denna krävs mycket information. Ju mer information man har om t.ex. olika jordarter och grundvattennivåer desto bättre kommer modellen att efterlikna verkligheten vilket i sin tur leder till bättre och mer tillförlitliga resultat.

Uppgifter om geologi och grundvatten har samlats in från flera olika källor och bearbetats i ett geografiskt informationssystem (GIS). Förutom Golders undersökningar i närområdet kring den f.d. kemtvätten var det största och mest informativa materialet ett stort antal geotekniska grundundersökningar som gjorts i Enköping. Andra miljötekniska och hydrogeologiska undersökningar samt kart- och databasmaterial har också använts. Från den insamlade och bearbetade informationen har uppskattningar gjorts av t.ex. grundvattennivåer, höjdangivelser till markyta och olika jordlager samt berggrundytan. Det var även möjligt att utföra mäktighetsberäkningar av olika jordlager och att uppskatta områden som sannolikt saknar grundvatten i jord. En förenklad tolkning av grundvattensystemet gjordes utifrån sammanställd information och fick ligga till grund för utformningen av den numeriska modellen.

Resultaten visar att modellen lyckas efterlikna verkligheten och att en lokal grundvattendelare finns vid den f.d. kemtvätten, d.v.s. att grundvattnet delas i två riktningar. Huvudsakliga spridningsriktningen för löst PCE i grundvattnet i jord från den f.d. kemtvätten bedöms vara i nordostlig riktning. Grundvattenflödet åt nordost är ca 6 gånger större än åt syd. Modellen visar att jordlagrens vattenförande förmåga är liten och partikelhastigheten i det mest vattenförande jordlagret beräknades till ca 0,3 m/dygn.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING.....	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	SYFTE	1
1.3	GENOMFÖRANDE.....	2
2	NUMERISK GRUNDVATTENMODELLERING	3
2.1	TEORI.....	3
2.2	MODFLOW	6
2.3	MODPATH.....	7
3	MATERIAL OCH METODER.....	8
3.1	OMRÅDESBESKRIVNING	8
3.2	INDATA.....	9
3.2.1	Geologisk information	10
3.2.2	Hydrogeologisk information	11
3.3	KONCEPTUELL MODELL.....	14
3.4	NUMERISK MODELL	15
3.4.1	Rumslig representation	15
3.4.2	Representation av tid.....	16
3.4.3	Randvärden	16
3.4.4	Begynnelsevärden	18
3.4.5	Parametervärden	18
3.5	KALIBRERING OCH MODELLINSTÄLLNINGAR.....	19
3.6	KÄNSLIGHETSANALYS.....	22
3.7	PUMPFÖRSÖK	22
3.8	PARTIKELSPÅRNING	22
4	RESULTAT.....	23
4.1	KALIBRERING.....	23
4.2	KÄNSLIGHETSANALYS.....	25
4.4	PUMPFÖRSÖK	28
4.3	PARTIKELSPÅRNING.....	29
5	DISKUSSION	30
5.1	MODELLENS REPRESENTATION AV VERKLIGHETEN.....	30
5.2	INDATA.....	30
5.3	KALIBRERADE PARAMETRAR.....	30
5.4	SIMULERADE GRUNDVATTENPOTENTIALER	31
5.5	SIMULERADE FLÖDEN OCH STRÖMNINGSRIKTNINGAR.....	31
5.6	FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE	33
6.	SLUTSATSER.....	34
7	REFERENSER.....	35
7.1	HÄNVISAD LITTERATUR	35
7.2	PERSONLIGA REFERENSER	36
7.3	ANVÄNT BAKGRUNDSMATERIAL.....	36
7.3.1	Kartmaterial	36
7.3.2	Hydrogeologiska undersökningar	36
7.3.3	Miljötekniska undersökningar.....	37
7.3.4	Geotekniska undersökningar	38

Bilagor

- Bilaga 1 Översikts karta, GSD Fastighetskartan
- Bilaga 2 Jordartskarta, 11H Enköping SV (SGU Ae 28)
- Bilaga 3 Interpolerade ytor
- Bilaga 4 Beräknade mäktigheter
- Bilaga 5 Beräknade ytavrinningsområden
- Bilaga 6 Modellraster i plan och höjd
- Bilaga 7 Modellområdets avgränsning
- Bilaga 8 Simuleringsresultat
- Bilaga 9 Resultat från partikelspårning

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

I vattnet från kommunala vattentäkten vid Munksundet, Enköping, har låga halter av tetrakloreten (PCE), ett klorerat organiskt lösningsmedel, uppmätts sedan provtagningarna startade hösten 2004. Halterna varierar men ligger något under Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten på 10 µg/l (Livsmedelsverket, 2001). Grundvattentäkten förser stora delar av staden med dricksvatten och vattnet tas ur den isälvsavlagring, Enköpingsåsen, som löper i nordostlig till sydvästlig riktning genom staden. Källan till föroreningen är inte klarlagd, men en trolig källa är en f.d. kemtvätt i den norra stadsdelen Romberga där höga halter av PCE påträffats i mark och grundvatten (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2007).

Tvättverksamheten i Romberga pågick mellan åren 1961 och 2007 och PCE har använts som tvättvätska från 1962 och framåt (Länsstyrelsen i Uppsala län, 2007). Hanteringen av PCE har varierat under åren och det är oklart när eller under vilken tidsperiod som föroreningarna i mark och grundvatten har uppkommit (Golder, 2006).

PCE är en s.k. DNAPL (dense nonaqueous phase liquid) vilket innebär att vätskan har en högre densitet än vatten och att lösligheten i vatten är låg. Vid utsläpp av PCE i fri fas sjunker vätskan nedåt i grundvattnet p.g.a. den högre densiteten. Låg löslighet i vatten medför att en förorening av PCE i fri fas kan förorena grundvattnet under lång tid.

Undersökningar i anslutning till den f.d. kemtvätten har genomförts i flera omgångar av Golder Associates AB sedan 2005, på uppdrag av Enköpings kommun (Golder, 2006). I dagsläget planeras vidare undersökningar motsvarande en huvudstudie i syfte att klarlägga möjliga spridningsvägar för löst PCE i grundvatten. Planer finns också på en s.k. hydraulisk styrning där grundvattenytan sänks av genom pumpning i syfte att minska spridningen med grundvattnet (Golder, 2006).

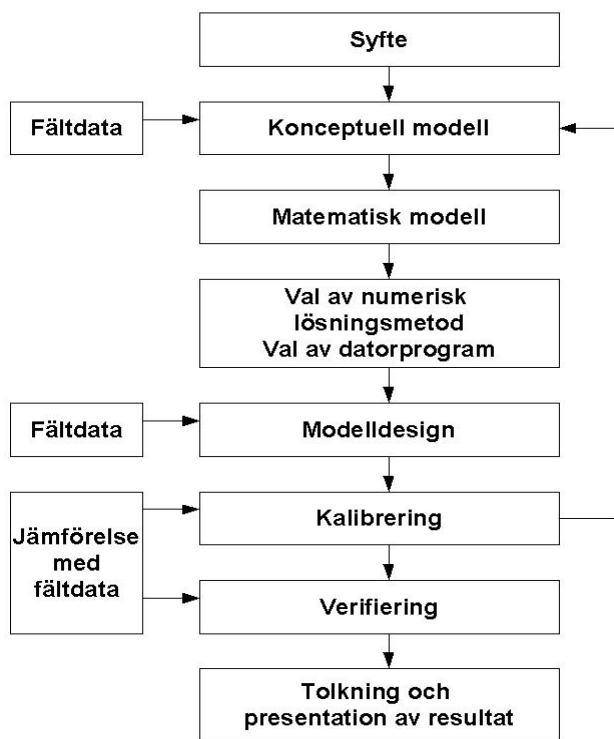
En grundvattenmodell som visar grundvattnets strömningar och flöden kan ge en uppfattning om den advektiva föroreningstransporten. Grundvattenmodellering kräver insamling, bearbetning och tolkning av en stor mängd data vilket i sig kan öka förståelsen för grundvattensystemet, men kan också visa vilka brister som finns i indata och vad som skulle behöva undersökas ytterligare.

1.2 SYFTE

Examensarbetet syftar till att kvantitativt beskriva grundvattensystemet i området kring den f.d. kemtvätten i stadsdelen Romberga, Enköping. En numerisk grundvattenmodell skall tas fram utifrån en förenklad konceptuell tolkning av det verkliga grundvattensystemet och kalibreras mot observerade grundvattennivåer. Målet är att grundvattnets huvudsakliga flöden och strömningsriktningar i jord kring den f.d. kemtvätten bestäms på ett övergripande sätt.

1.3 GENOMFÖRANDE

Strategin som valts för detta examensarbete är en arbetsgång som normalt brukar tillämpas vid grundvattenmodellering och visas i figur 1 (Anderson och Woessner, 1992).



Figur 1. Lämplig arbetsgång vid grundvattenmodellering enligt Anderson och Woessner, 1992.

En förenklad konceptuell tolkning görs av det verkliga grundvattensystemet utifrån bedömningar av tillgängliga observationer och fältdata. En viktig avgränsning i detta arbete är att transport av löst PCE eller PCE i fri fas inte simuleras. Spridningen av löst PCE i grundvattnet sker främst genom advektiv transport men påverkas också av dispersion och kemiska processer som adsorption och nedbrytning. Den matematiska modellen innebär att styrande fysikaliska processer i grundvattensystemet identifieras och beskrivs matematiskt med grundläggande ekvationer. Vid design av modellen skall den konceptuella modellen överföras till en diskretiserad bild av verkligheten i tid och rum. Beräkningar görs numeriskt i dator med iterativa metoder. Fältdata används för att kalibrera modellen, d.v.s. man ”ställer in” modellen genom att ändra på modellens parametrar (t.ex. hydraulisk konduktivitet och grundvattenbildande nederbörd) inom rimliga gränser tills dess att simulerade värden liknar observerade värden. Verifiering av modellen kan göras mot observerade värden som inte använts för kalibrering, om sådana finns (Anderson och Woessner, 1992). MODFLOW 2000 kommer att användas för simulering av grundvattnets trycknivå och beskrivs under avsnitt 2.2.

2 NUMERISK GRUNDVATTENMODELLERING

En matematisk grundvattenmodell simulerar grundvattenflöde indirekt genom att lösa en styrande ekvation. Den styrande ekvationen beskriver de fysikaliska processer som sker i grundvattensystemet och kan lösas analytiskt eller numeriskt om man känner rand- och begynnelsevärden för t.ex. flöde och grundvattnets totalpotential (Anderson och Woessner, 1992).

För att hitta en analytisk lösning till en matematisk grundvattenmodell krävs ofta grova förenklingar och generaliseringar av det verkliga grundvattensystemet (McDonald och Harbaugh, 1988). Dagens beräkningsstarka datorer har möjliggjort större och mer komplexa grundvattenmodeller och har bidragit till att just numeriska metoder ofta används. Med en numerisk lösning menas att den styrande ekvationen i form av en partiell differentialekvation approximeras av en finit differensekvation eller en finit elementekvation. Finita differensekvationen löses iterativt enligt någon beräkningsalgoritm i en dator. Från en initial gissning av de okända variablerna fås lösningen genom en serie upprepade beräkningar där de initialt gissade värdena hela tiden förfinas till dess att beräkningarna konvergerar mot en approximativ lösning (Domenico och Schwartz, 1997). En viktig skillnad mellan en numerisk lösning och en analytisk lösning är att den analytiska lösningen ger exakta värden för alla punkter inom modellområdet medan en numerisk lösning endast ger approximerade värden för ett antal diskreta och förutbestämda punkter inom modellområdet.

Numeriska grundvattenmodeller är likt andra modeller alltid generaliseringar av verkligheten och resultaten påverkas av numeriska approximationer, rumslig diskretisering samt på hur väl modellen lyckas att efterlikna verkligheten. Lösningen är inte heller unik då flera olika uppsättningar av parametervärden kan ge i stort sett likvärdigt resultat (Anderson och Woessner, 1992).

2.1 TEORI

Den styrande ekvationen för tredimensionellt grundvattenflöde i porösa medier beskrivs av en andra ordningens partiell differentialekvation (ekv. 3). Ekvation 3 benämns ofta flödesekvationen och beskriver transient, mättat grundvattenflöde med konstant densitet i heterogena och anisotropa medier givet att hydrauliska konduktivitetens huvudriktningar anges parallellt med koordinataxlarna (K_{xx} , K_{yy} , K_{zz}) (McDonald och Harbaugh, 1988). Ekvationen är härledd från principen om bevarandet av massa (ekv. 1) d.v.s. summan av inflöde och utflöde från en infinitesimal kontrollvolym skall vara lika med förändringen i lagring plus minus källor och sänkor och Darcys lag (ekv 2) (Domenico och Schwartz 1997; Wang och Anderson 1995).

Kontinuitetsekvationen kan utan inverkan från källor eller sänkor vid stationära förhållanden uttryckas enligt ekvation 1:

$$\operatorname{div} \begin{bmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{bmatrix} = \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} = 0 \quad (1)$$

q Darcyflöde uttryckt som volymflöde per tvärsnittsarea (Darcyhastighet) (LT^{-1}) och beskrivs av ekv. 2.

$$\begin{bmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{bmatrix} = -[K] \cdot grad(h) = \begin{bmatrix} -K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \\ -K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \\ -K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \end{bmatrix} \quad (2)$$

Flödesekvationen kan med inverkan från källor och sänkor vid transienta förhållanden uttryckas enligt ekvation 3:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3)$$

t	Tid (T).
$h = h(x, y, z, t)$	Grundvattnets totalpotential (summan av tryck- och lägespotential) (L).
(K_{xx}, K_{yy}, K_{zz})	Hydraulisk konduktivitet (LT^{-1}) parallellt med de huvudsakliga koordinatriktningarna (x, y, z).
$W = W(x, y, z, t)$	Volymflöde per enhetsvolym (T^{-1}). Representerar källor och sänkor.
$S_s = S_s(x, y, z)$	Specifik magasinskoefficient (L^{-1}). Beskriver mängden vatten som lagras eller frigörs per areaenhet då grundvattnets totalpotential ändras en enhet.

Vid en stationär lösning hålls alla parametrar konstanta, d.v.s. inga parametervärden förändras över tiden. Då lösningen är oberoende av tiden kan flödesekvationen (ekv. 3) förenklas till Poissons ekvation (ekv. 4) (Wang och Anderson, 1995).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = 0 \quad (4)$$

där

$$\begin{aligned} h &= h(x, y, z) \\ W &= W(x, y, z) \end{aligned}$$

Ett exempel på en finit differensekvation ges för approximation av Laplace ekvation (ekv. 5) som beskriver grundvattnets totalpotential i ett homogent och isotropt medium ($K_{xx} = K_{yy}$) i två dimensioner under stationära förhållande utan källor eller sänkor (Wang och Anderson, 1995).

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = 0 \quad (5)$$

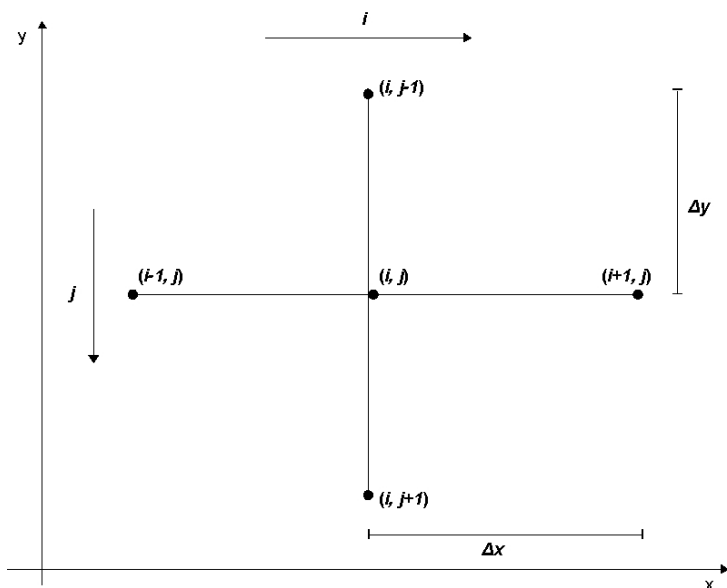
I figur 2 visas ett raster med konstant avstånd mellan alla noder för vilka beräkning sker. En finit differensapproximation kan tecknas som en central differenskvot kring punkten (i, j) (ekv. 8).

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} \approx \frac{\left(\frac{h_{i+1,j} - h_{i,j}}{\Delta x}\right) - \left(\frac{h_{i,j} - h_{i-1,j}}{\Delta x}\right)}{\Delta x} = \frac{h_{i-1,j} - 2h_{i,j} + h_{i+1,j}}{(\Delta x)^2} \quad (6)$$

$$\frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \approx \frac{\left(\frac{h_{i,j+1} - h_{i,j}}{\Delta y}\right) - \left(\frac{h_{i,j} - h_{i,j-1}}{\Delta y}\right)}{\Delta y} = \frac{h_{i,j-1} - 2h_{i,j} + h_{i,j+1}}{(\Delta y)^2} \quad (7)$$

Enligt Laplace ekvation (ekv. 5) skall summan av ekvation 6 och 7 vara lika med noll, vilket ger den slutliga approximationen (ekv. 8).

$$h_{i-1,j} + h_{i+1,j} + h_{i,j-1} + h_{i,j+1} - 4h_{i,j} = 0 \quad (8)$$



Figur 2. Exempel på ett finit differensraster med konstanta avstånd mellan noderna, enligt Wang och Anderson, 1995.

MODFLOW som används i detta arbete för att beräkna grundvattnets totalpotential (se avsnitt 2.2) löser flödesekvationen (ekv. 3) på ett lite annorlunda men liknande sätt (Anderson och Woessner, 1992). Differensapproximationerna i MODFLOW blir mer komplicerade p.g.a. att ekvation 3 beskriver flöde i anisotropa medier under transienta förhållanden i tre dimensioner och med påverkan från källor och sänkor samt att rastret tillåts ha variabel storlek, d.v.s. att cellerna tillåts ha olika storlek relativt varandra.

För att hitta en lösning till flödesekvationen krävs att randvillkor och begynnelsevärden är specificerade. Begynnelsevärden anger startvärden på grundvattnets totalpotential i modellen d.v.s. vid tiden noll i en simulering.

$$h(x, y, z, t) = \text{specificerad} \quad \text{då } t = 0 \quad (9)$$

Randvärdena anger värden flöde och/eller grundvattnets totalpotential vid modellens yttre gränser. Tre olika huvudtyper av randvärden används normalt vid grundvattenmodellering (i-iii) (de Marsily, 1986).

- i. Grundvattnets totalpotential är specificerad (Dirichletvillkor). Används då totalpotentialen är oberoende av flödet i grundvattenmagasinet. Detta villkor är ofta uppfyllt då grundvattenmagasinet står i kontakt med t.ex. en fri vattenyta.

$$h(x, y, z, t) = \text{specificerad} \quad (10)$$

- ii. Grundvattenflödet är specificerat (Neumannvillkor). Används då gradienten av grundvattnets totalpotential är känd längs normalen (n) till någon gräns, vilket indirekt medför att flödet är känt. Kan användas då man känner t.ex. grundvattenbildningen.

$$\frac{\partial h}{\partial n} = \text{specificerad} \quad (11)$$

Ett mycket användbart specialfall av detta villkor är då inget flöde sker över en gräns. Detta är fallet vid t.ex. en grundvattendelare.

$$\frac{\partial h}{\partial n} = 0 \quad (12)$$

- iii. Grundvattnets totalpotential och grundvattenflödet är specificerat (Fouriervillkor). Detta villkor kan användas vid t.ex. då ett ytvatten har kontakt med grundvattenmagasinet genom ett lager med finare material. Flödet bestäms då av lagrets hydrauliska konduktivitet och av potentialskillnaden mellan ytvattnet och grundvattenmagasinet över lagret.

$$h(x, y, z, t) \text{ och } \frac{\partial h}{\partial n} = \text{specificerad} \quad (13)$$

Normalt skiljer man på fysikaliska och s.k. hydrauliska randvärden. Fysikaliska randvärden representerar verkliga fysikaliska gränser till grundvattensystemet t.ex. vattenytor och grundvattendelare. Hydrauliska randvärden ansätts t.ex. utefter en grundvattenpotentialkarta. Ekvipotentiallinjer kan representeras av konstant totalpotential (Dirichletvillkor) eller ett flödesrandvillkor (Neumannvillkor). Strömlinjer kan simuleras som täta gränser då inget flöde sker över dessa (Neumannvillkor). Användningen av hydrauliska randvärden kan vara acceptabelt vid stationära simuleringar men tveksamt vid transienta simuleringar p.g.a. att randvärdet inte tillåts variera över tiden (Anderson och Woessner, 1992).

2.2 MODFLOW

MODFLOW löser numeriskt flödesekvationen för porösa medier i tre dimensioner och skapades ursprungligen av USGS (U. S. Geological Survey) 1984 (McDonald och Harbaugh, 1988). Den numeriska lösningen är möjlig genom att flödesekvationen görs

om från en partiell differentialekvation till en finit differensekvation. Det verkliga modellområdet representeras av ett diskretiserat modellområde som byggs upp av antal celler placerade i rader, kolumner och lager. Varje cell har en bestämd storlek och den finita differensekvationen löses för varje cell i cellens mitt. Alla celler tilldelas parametervärden och tillsammans bygger de upp en modell av verkligheten. Alla beräkningar i MODFLOW görs för varje cell i cellens mittpunkt, vilket innebär att modellen är blockcentrerad. MODFLOW använder sig av iterativa metoder för att lösa system av finita differensekvationer. Den iterativa lösningsmetoden använder sig av en initial gissning av de obekanta variablerna för att sedan via ett stort antal iterationer konvergera mot en slutlig lösning av systemet (Domenico och Schwartz, 1997).

MODFLOW bygger på ett modulkoncept där olika fristående moduler kan läggas till eller tas bort efter behov. De olika modulerna simulerar olika processer som sker dels i grundvattensystemet och dels dess kontakt med områden utanför modellen. Programmet kräver en lång rad in- och utdatafiler i olika format som kan vara svåra att bearbeta direkt och därför finns olika mer eller mindre användarvänliga grafiska gränssnitt att tillgå (Domenico och Schwartz, 1997). MODFLOW har idag fått stor spridning och stort erkännande samt blivit verifierad många gånger vid praktiska tillämpningar (Waterloo Hydrologic Inc 2004; Domenico och Schwartz, 1997).

2.3 MODPATH

MODPATH beräknar en teoretisk partikels bana i tre dimensioner och är designad för att användas tillsammans med MODFLOW. Grundvattnets totalpotential och flöde beräknas av MODFLOW och partikelbanorna beräknas sedan av MODPATH genom en semianalytisk metod, härledd från principen om bevarandet av massa för en infinitesimal kontrollvolym (Pollock, 1994). Det antagande som gjorts är att varje hastighetskomponent varierar linjärt i sin egen koordinatriktning inom varje cell. Partiklar kan spåras både framåt och bakåt i tiden under stationära eller transienta förhållanden givet att startläget är känt. Partikelhastigheten inom varje cell längs den beräknade banan är medelhastigheten i porösa medier och kan beskrivas med ekvation 14.

$$\bar{v}_l = \frac{1}{n_e} \cdot q_l \quad (14)$$

\bar{v}_l	Medelhastighet i porösa medier i riktningen l (LT^{-1})
n_e	Effektiv porositet (-). Den del av jordens porvolym där flöde sker. (Knutsson och Morfeldt, 1995)
q_l	Flöde per tvärsnittsarea i riktningen l (LT^{-1})

MODPATH kan användas för att bedöma den advektiva transporten men kan inte användas för att simulera hur t.ex. en förorening transporteras i ett grundvattenmagasin då ingen hänsyn tas till dispersion, adsorption eller kemiska reaktioner. Partikelspårning kan bl.a. användas för att beräkna strömlinjer och transporttider, uppskatta grundvattendelare, influensradier samt sårbarhetsområden kring t.ex. pumpbrunnar, vattentäkter eller vattendrag (Snyder m.fl., 1998).

Vid tolkning av resultat från MODPATH bör man vara medveten om tre faktorer som kan bidra till fel (Pollock, 1994):

- Grundläggande antaganden i den semianalytiska beräkningen
- Effekter av modellens diskretisering i tid och rum
- Antaganden om parameter- och randvärden gjorda i grundvattenmodellen

Den semianalytiska approximationen av partikelbanan inom varje cell påverkas av hur väl grundvattenmodellen lyckas efterlikna verkligheten när det gäller värden på tilldelade parametrar, randvärden och begynnelsevilkor samt på upplösningen i tid och rum.

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Enköpings stad är centralort i Enköpings kommun. I hela kommunen finns ca 38 000 invånare varav lite drygt hälften bor i centralorten (Stenvall, 2006) (bilaga 1). Staden ligger på och omkring Enköpingsåsen. Stadsdelen Romberga ligger i norra Enköping och kan beskrivas som ett affärs- och industriområde. Området gränsar i öster och i sydost till Enköpingsåsen. I norr och i väster begränsas området ungefär av väg E18. En järnväg löper från öst till väst och utgör gränsen mellan Romberga i norr och stadsdelen Sankt Ilian i söder. Den f.d. kemptvätten ligger strax norr om järnvägen i södra delen av Romberga (bilaga 1).

Topografiskt sett ligger Romberga högt relativt de centrala delarna av Enköping. Markytan lutar i huvudsak nedåt mot nordost och åt söder. Jordarterna i Romberga domineras av olika postglaciala svallsediment och morän. Sedimenten har avsatts efter den senaste istiden då Enköpingsåsen höjts ur havet och utsatts för svallning i olika omgångar. Grus, sand, silt och lera har omlagrats av havet och byggt upp en tydlig men komplicerad jordlagerföljd. På de flesta platser överlagras de postglaciala sedimenten troligen morän på berg. Berggrunden är någonstans mellan 2 100 och 1 800 miljoner år gammal och bergarten kan förenklat beskrivas som medelkornig gnejsgranit (Stålhös, 1976). Förenklat sett domineras de övre jordlagren av finare material som lera och de undre lagren av grövre material som sand, men variationen är stor. Området är bebyggt sedan länge och på flera platser finns ett ytligt fyllnadslager med varierande mäktighet och sammansättning. Sett till hela jordmäktigheten bedöms jordarterna ha relativt låg genomsläpplighet p.g.a. den stora inblandningen av ler- och siltskikt.

I väst och nordväst samt i sydost höjer sig morän- och hållmark (bilaga 2). I dessa områden är jordlagren tunna eller saknas helt och grundvattentillgången i jord är sannolikt mycket liten. SGU:s undersökningar av åsen sydost om tvätten visar på höga berglägen och att detta åsparti är torrt (Söderholm, 2003), något som också bekräftas av Golders undersökningar i området söder och sydost om tvätten (Golder, 2007). Bergets vattenförande egenskaper inom Rombergaområdet har bedömts som tämligen goda i de södra delarna och mindre goda i norr enligt den lokala hydrogeologiska karteringen (Söderholm, 2003). Enligt SGU:s lokala grundvattenkartering är grundvattentillgången i jord liten (<1 l/s), men delar av Romberga bedöms ändå utgöra ett viktigt infiltrationsområde för grundvattenmagasinet i åsen (Söderholm, 2003). Största grundvattentillgången i jord inom modellområdet (se avsnitt 3.3) bedöms vara i de undre sanddominerande svallsedimenten.

Grundvattenbildningen i Rombergaområdet sker uteslutande från infiltrerande nederbörd. Då området är tätbebyggt begränsas den infiltrerande nederbörden av hårdgjorda ytor och en del av nederbörden dräneras till dagvattensystemet. Dagvattensystemet dränerar sannolikt också grundvattnet till viss del på platser där ledningarna ligger under grundvattennivån. Observerade grundvattennivåer kring den f.d. kemptvätten ligger på omkring +20 m (RH00) vilket kan jämföras med grundvattennivåerna i åsen som ligger på ca +2 m (RH00). Avståndet mellan den f.d. kemptvätten och åsen är ca 200-300 m enligt SGU:s jordartskarta (bilaga 2). Observerade grundvattennivåer (bilaga 3) tyder på att jordlagren kring den f.d. kemptvätten dräneras mot åsen i nordostlig och i sydlig riktning vilket gör att platsen tycks utgöra en lokal grundvattendelare.

3.2 INDATA

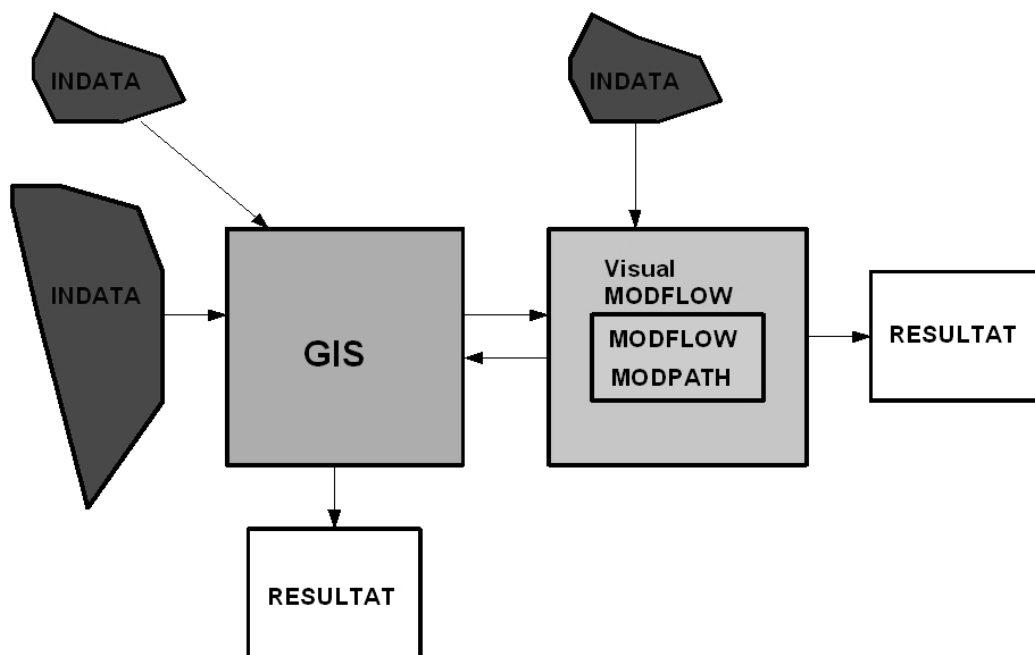
För att grundvattenmodellen skall ge en så realistisk bild av de verkliga förhållanden som möjligt krävs en stor mängd geologisk och hydrogeologisk information. Mängden och kvaliteten på indata avgör både vad som är möjligt att modellera och med vilken tillförlitlighet resultaten ges. Vid datainsamling har följande källor använts:

- Konsultföretag (främst Golder Associates AB)
- Enköpings kommun (arkiverade geotekniska grundundersökningar)
- SGU (Sveriges Geologiska Undersökning)
- LM (Lantmäteriet)

Insamlad information har bearbetats och sammanställts digitalt till olika filformat för att kunna vara direkt användbara vid modelleringen. Följande programvaror har använts:

- Visual MODFLOW Pro 4.0 (MODFLOW 2000)
- MODPATH
- ArcGIS Desktop 9.2
- MS Excel 2003 och senare versioner

Programvaran som används för simulering av grundvattenflöde är Visual MODFLOW Pro v. 4.0 (VMOD) som bygger på MODFLOW 2000 och är en fritt tillgänglig programkod skriven i främst FORTRAN (Domenico och Schwartz, 1997). MODPATH som användes för beräkning av partikelbanor körs integrerat i VMOD. Filformat som använts för import och export av data var ASCII-, Excel-, ESRI Shape och ESRI GRID filer. VMOD och ArcGIS har kompatibla filformat och var därmed mycket användbara tillsammans. ArcGIS har använts för både bearbetning av indata och presentation av utdata. Excel har använts för sortering av data, beräkningar och illustrationer. En schematisk bild av datahanteringen visas i figur 3.



Figur 3. Illustration av datahanteringen.

3.2.1 Geologisk information

Tillgången på geologisk information är helt avgörande för att man på ett bra sätt ska kunna tolka geologin och representera de verkliga förhållandena i modellen.

Information har införskaffats från flera olika typer av källor, geotekniska, miljötekniska och hydrogeologiska undersökningar samt olika typer av kartmaterial och databaser. De olika källorna finns redovisade i avsnitt 7. Kartmaterial har använts som underlag vid digitalisering av geografisk information men också direkt i Visual MODFLOW som bakgrundskartor. Bakgrundskartor är inte indata till grundvattenmodellen i egentlig mening men tjänar ändå ett viktigt syfte. De utgör en referens för tilldelning av olika parametervärden och för visualisering av modellen under arbetet samt för presentation av resultat. Följande kartor och databaser har använts:

- Lokala grundvattenkartdatabasen, Serie An nr 31 (SGU)
- Lokala jordartsdatabaser (SGU)
- Brunnsarkivet (SGU)
- Höjdata Enköpings kommuns primärkarta
- GSD Fastighetskartan (Lantmäteriet)

Insamlat material var mycket olika med avseende på både kvalitet och format. Stora skillnader finns också i undersökningsmetoderna, som var olika geotekniska borrhningar och sonderingar, men också geofysiska metoder, t.ex. seismik och georadar. Det största och mest informativa materialet var de geotekniska grundundersökningar som utförts i Enköping av flera olika konsulter och under lång tid, från 1940-talet fram till idag. Samtliga rapporter och utredningar som använts finns redovisade i referenslistan. I området kring tvätten har Golder genomfört undersökningar av jordlagerföljden med en teknik som medför att ostörda jordprover kan studeras. Resultatet från dessa undersökningar gav mycket detaljerade uppgifter om jordlagerföljden.

För att få ett hanterbart material har uppgifterna skärmdigitaliserats med GSD Fastighetskartan (skala 1:10 000) och i vissa fall lokala grundvattenkartan An nr 31 (skala: 1:50 000) som bakgrund. Informationen lagrades i ett punktskikt i vektorformat

(ESRI-shape). Referenssystemet valdes till RT90 2,5 gon V (m) i plan och RH00 (m) i höjd då dessa används av Enköpings kommun. Höjddata från Enköpings kommuns primärkarta har omarbetats för att interpolera fram en kontinuerlig markyta. De olika höjdangivelserna som digitaliserades valdes för att på bästa sätt översiktligt representera geologin i området (avsnitt 3.1). De olika undersökningarna och rapporterna, framför allt de geotekniska grundundersökningarna, gav information om markytans höjd, kohesions- och friktionsjordens mäktighet samt uppgifter om fast botten. Med kohesionsjord avses leriga och siltiga jordarter i vilka de sammanhållande krafterna utgörs av kohesionskrafter. I detta fall avses kohesionslagret vara den övre delen av det utsvallade materialet där ler- och siltlagren bedöms dominera. I friktionsjordar domineras de sammanhållande krafterna av friktionskrafter t.ex. sand och morän. Fast botten är ett begrepp som används i geotekniska sammanhang då man ofta är intresserad av t.ex. pålningsdjup. Fast botten utgörs av morän eller berg. Attribut som lagrades till punktskiktet var referens (namn och läge i plan), höjdangivelser till markytan, kohesionsjordarnas undersida, fast botten samt säkra uppgifter om berggrundytan. Uppgifterna användes sedan för att interpolera fram följande kontinuerliga ytor:

- Markyta
- Kohesionsjordens undersida
- Moränyta
- Berggrundsytan

Interpoleringen gjordes i ArcGIS med metoden ”ordinary kriging”. Vid interpoleringen har korrigering gjorts för globala trender, men i övrigt har programmets standardvärden använts. Kriging är en geostatistisk interpolationsmetod som kan användas för att beräkna kontinuerliga ytor utifrån oregelbundna punkter. Punkter på en kontinuerlig yta beräknas genom viktning av omgivande kända punkter. Vikterna bestäms genom en variogramanalys där variansen plottas mot avståndet mellan punkterna (Söderholm, 2003). Både indata, digitalisering och interpolering har bidragit med osäkerheter i de beräknade höjdsnitten, se avsnitt 5 för diskussion.

Utifrån de interpolerade kontinuerliga ytorna gjordes beräkningar av de olika jordartslagrens mäktigheter i ArcGIS. Mäktigheterna beräknades som skillnaden mellan jordlagrens över- och undersida. Resultatet gavs i form av ett nytt raster. Uppgift om olika jordlagrens mäktigheter är av stor betydelse vid grundvattenmodellering då man kan få en bra bild av de olika jordlagrens utbredning. Följande mäktigheter har beräknats:

- Totalt jorddjup
- Övre svallsediment (främst kohesionsjordar)
- Undre svallsediment (främst friktionsjordar)
- Morändjup

3.2.2 Hydrogeologisk information

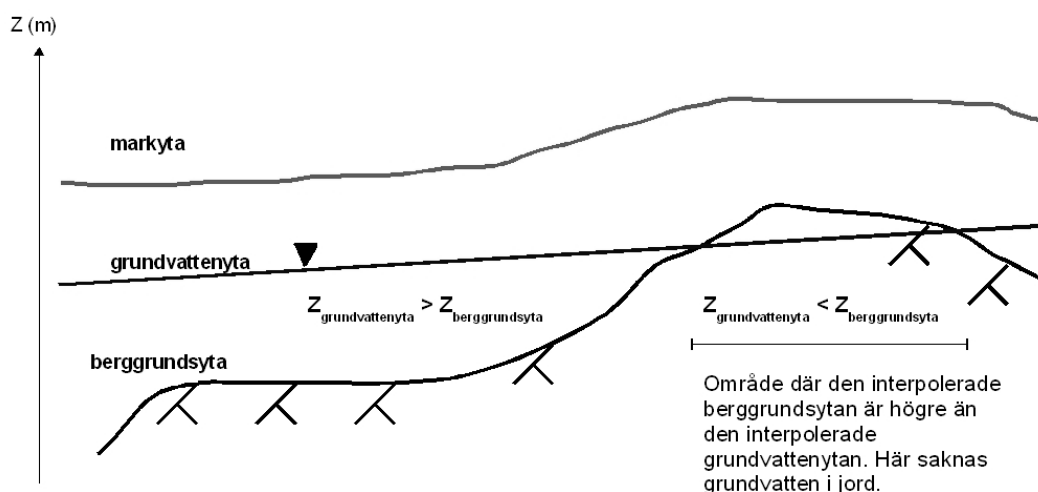
För att få en så god uppfattning som möjligt av grundvattenförekomsterna i området har en insamling av grundvattenobservationer gjorts från så många olika källor som möjligt:

- Brunnsarkivet (SGU)
- Lokala grundvattenkartdatabasen, Serie An nr 31, (SGU)
- Konsultföretag (främst Golder Associates AB)
- Enköpings kommun (arkiverade geotekniska grundundersökningar)

Kring den f.d. kemtvätten har Golder observerat grundvattennivåer vid ett flertal tillfällen i samma observationsrör under de senaste två åren. Grundvattennivåerna ligger på omkring + 20 m (RH00) och djupet under markytan varierar mellan noll och upp till omkring fyra meter beroende på markytans topografi. Observationerna visar att grundvattennivåerna i genomsnitt varierar mindre än en meter över året, men avvikelser finns. Variation finns också mellan de olika observationsrören trots att de ligger relativt nära varandra. Något som kan tolkas till att jordlagren är mycket heterogena och att jämvikt sällan hinner ställa in sig mellan perioder av nederbörd.

Samtliga observationer digitaliserades och interpolerades på samma sätt som den tidigare beskrivna geologiska informationen, se avsnitt 3.2.1. Observationerna som används vid interpoleringen är gjorda över lång tid, från 1940-talet och fram till idag. Alla observationerna används för att skapa ytan vilket innebär att den interpolerade ytan i bästa fall representerar en översiktlig medelgrundvattenyta (bilaga 3). I övrig antas samma felkällor som för den geologiska informationen, se avsnitt 5.

Söder och sydost om den f.d. kemtvätten har jordlagren konstaterats torra i flera olika undersökningar, vilket innebär att grundvatten i jord saknas (Söderholm 2003; Golder 2007). Sannolikt finns också andra områden i väst och nordväst där höga berglägen och moränkullar dominerar och där man kan förvänta sig omättade förhållanden d.v.s. små eller inga grundvattenförekomster i jord. För att få en uppfattning om vilka områden som bör sakna grundvatten i jord beräknades skillnaden mellan den interpolerade grundvattenytan och morän- respektive berggrundytan (figur 4). Resultatet bekräftade de undersökningar som gjorts (bilaga 4). Vid beräkning av skillnaden mellan grundvattenytan och berggrundytan gavs samtidigt det mättade jorddjupet d.v.s. grundvattenmagasinets mäktighet och utbredning (bilaga 4). Med grundvattenmagasin avses i detta fall förekomst av grundvatten i jord. Skillnaden mellan grundvattenytan och moränytan gav en uppfattning om tillgången på grundvatten i de mer vattenförande jordlagren ovan moränen där transporten av löst PCE huvudsakligen kan ske.



Figur 4. Illustration av hur grundvattenmagasinets mäktighet i jord har bedömts genom beräkning av skillnaden mellan interpolerad grundvattenyta och berggrundsyta.

Nederbörd i form av regn och smält snö ger upphov till grundvattenbildning och ytvattenavrinning. Grundvattenbildningen är högst på våren och hösten. På våren bidrar främst snösmältning till att fylla på grundvattenmagasinet och på hösten nederbörd då

denna överstiger evaporation och transpiration. Det omvända gäller på vintern då nederbörden lagras i form av snö och på sommaren då nederbörden är mindre än evaporation och transpiration. Den korrigerade årsnederbörden (medelvärden 1931-1960) ligger på mellan 650-700 mm/år. Den verkliga evapotranspirationen som innefattar både evaporation, växternas transpiration och interception ligger i Enköping på mellan 450-475 mm/år (medelvärden 1931-1960). Årsavrinningen som innefattar både grundvattenavrinningen och ytvattenavrinningen är ca 200 mm/år (medelvärden 1931-1960) i Enköping (Söderholm m.fl., 1983). Vattenbalansekvationen som beskriver sambandet mellan nederbörd, evapotranspiration, total avrinning och magasinering kan tecknas som (Grip och Rodhe, 1988):

$$P = E + R + \Delta S \quad (15)$$

där:

$$R = R_{ytv} + R_{gv} \quad (16)$$

P	Nederbörd (mm/år)
E	Evapotranspiration (mm/år)
R	Total avrinning (mm/år)
R_{ytv}	Ytvattenavrinning (mm/år)
R_{gv}	Grundvattenbildande nederbörd (infiltrerande nederbörd som bildar grundvatten) (mm/år)
ΔS	Magasinering eller lagring (mm/år)

Inom Rombergaområdet finns gott om hårdgjorda ytor som gör att den del av nederbörden som bildar grundvatten bör vara lägre än den totala avrinningen på 200 mm/år. Ett rimligt värde på den grundvattenbildande nederbörden är 0-200 mm/år.

Då grundvattenbildningen i uteslutande sker från infiltrerande nederbörd gjordes en uppskattning av lokala ytavrinningsområden i Romberga inom vilket den f.d. kemtvätten fanns. Syftet var att kunna avgränsa lämpligt modellområde med topografiska randvärden, t.ex. grundvattendelare, och att samtidigt kunna beräkna en rimlig vattenbalans för modellen utifrån en god uppskattning av grundvattenbildningsområdet. Med grundvattenbildningsområde avses i detta arbete det område där nederbörd infiltrerar markytan, perkolerar ned till grundvattenytan och bidrar till grundvattenbildningen i området kring den f.d. kemtvätten.

Ytavrinningsområdet beräknades med hjälp av höjddata från Enköpings kommuns primärkarta i ArcGIS. Beräkningen resulterade i två lokala ytavrinningsområden kring den f.d. kemtvätten, ett nordligt och ett sydligt (bilaga 5). En bedömning gjordes av resultatet och sannolikt rör det sig om ett enda grundvattenbildningsområde med utlopp för grundvatten i nordost och i söder. Det södra ytavrinningsområdet bedöms inte utgöra ett grundvattenbildningsområde till modellområdet. Moränkullen i sydost och de höga bergslägena i syd och sydost antogs istället begränsa infiltrationsområdet varför en ny uppskattning av infiltrationsområdet gjordes. Infiltrationsområdets totala storlek bedömdes till omkring 296 000 m². Om man antar att grundvattenbildande nederbörden är 100 mm/år blir den årliga grundvattenavrinningen ca 29 600 m³/år eller 81 m³/dygn fördelat på en nordostlig och en sydvästlig dräneringsriktning. Uppskattningen är osäker men ger ändå en viss uppfattning om storleksordningen.

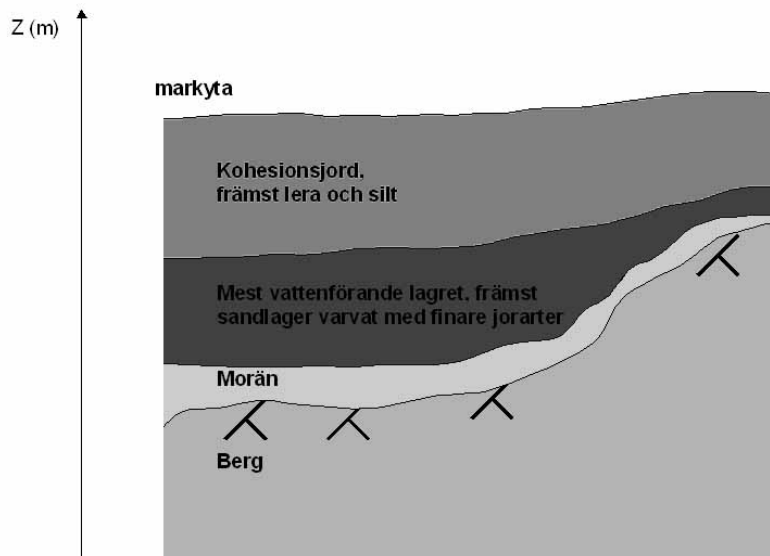
Dagvattenledningar inom området skärmdigitaliserades utifrån kommunala VA-kartan med GSD Fastighetskartan (skala 1:10 000) som bakgrund. Ledningarnas höjd antogs variera linjärt mellan varje knutpunkt i systemet. Höjdreferenser vid varje knutpunkt lagrades som attribut till ett punktskikt och ledningarnas dragning sparades i ett linjeskikt för att kunna användas direkt i Visual MODFLOW. De digitaliserade höjduppgifterna om dagvattenledningarna användes i Visual MODFLOW för att simulera ledningarnas dränerande effekt med ett dräneringsrandvärde (se avsnitt 3.4.3).

3.3 KONCEPTUELL MODELL

Kunskapen om grundvattensystemet motiverar inte en modell med hög komplexitet, därför tolkas grundvattensystemet utifrån en förenklad konceptuell tolkning vars syfte är att på ett översiktligt sätt beskriva de styrande egenskaperna och processerna. Konceptuella modellen ligger till grund för den numeriska modellen.

En tät och topografiskt varierande berggrund, täckt av ett tunnare lager morän, överlagras av olika typer av främst postglaciala svallsediment. Sedimenten kan grovt delas in i ett övre lager som domineras av finare jordarter och ett undre lager som domineras av grövre och mer genomsläppliga jordarter (figur 5). På grund av den varviga geologin bedöms den horisontella hydrauliska konduktiviteten vara högre än den vertikala. De mer vattenförande jordarternas utbredning begränsas på vissa platser av moränkullar och höga berglägen.

Grundvattenbildning sker uteslutande från infiltrerande nederbörd, jämnt fördelad över hela området. Den infiltrerande nederbörden begränsas av hårdgjorda ytor från vilka regnvatten samlas upp och förs bort via dagvattensystemet. De högre belägna morän- och bergsområdena i nordväst och sydost antas bidra till grundvattenbildningen i området kring den f.d. kemptvätten även om grundvattentillgången är mycket liten eller saknas helt i dessa områden. Höjdområdena (förutom Enköpingsåsen) utgör också lokala grundvattendelare som definierar det område inom vilket grundvattenbildning sker. Jordlagren dräneras sannolikt i två huvudriktningar från den f.d. kemptvätten sett, en nordostlig och en sydlig baserat på observerade grundvattennivåer. Dagvattenledningar antas också ha en viss dränerande effekt på de platser där ledningarna ligger under grundvattennivån (se avsnitt 3.4.3).



Figur 5. Förenklad konceptuell tolkning av jordlagerföljden i området kring den f.d. kemtvätten i Romberga, Enköping.

3.4 NUMERISK MODELL

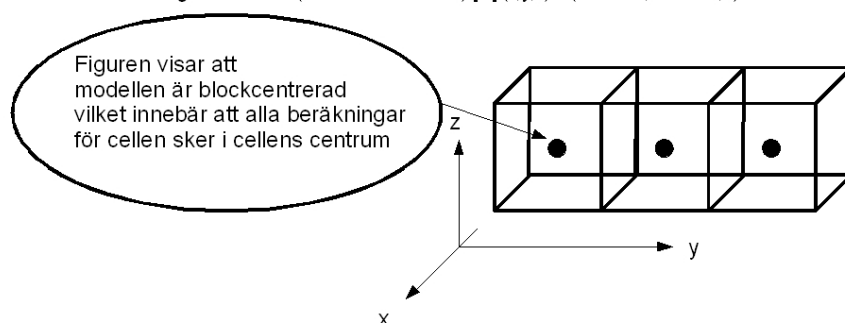
3.4.1 Rumslig representation

I Visual MODFLOW används dubbla koordinatsystem för att lägesbestämma alla rastrets celler i höjd och plan, ett verkligt och ett modellkoordinatsystem. I plan anges modellkoordinaterna i meter från modellens sydvästra hörn och i verkliga koordinater anges läget i RT90 2,5 gon V (m). Verkliga höjdangivelser är gjorda i RH70 där nollnivån är medelhavsytan. Modellens höjdsystem anges i meter och dess nollnivå sammanfaller med den verkliga nollnivån då alla ingående höjdangivelser är givna i RH70. Modellen motsvarar en längd i nordsydlig riktning av ca 655 m och i öst-västlig ca 589 m. Höjden ligger mellan 0 m och ca 40 m. Modellens aktiva område ligger inom dessa gränser.

Exempel på tilldelning av dubbla koordinatsystem.

Modellkoordinater (relativt modellen) [m] $(x,y,z) = (0,0,1)$

~Världsliga koordinater (t.ex RT90 och RH00) [m] $(x,y,z) = (1500000,6700000,1)$



Figur 6. Illustration av modellens användning av dubbla referenssystem. I figuren syns en cell. Totalt användes ca 69 000 celler i modellen.

Rastrets utformning och upplösning är av stor vikt då man representerar en kontinuerlig verklighet med en diskret tolkning (Anderson och Woessner, 1992). En högre upplösning d.v.s. många celler ger en mer noggrann bild av verkligheten och tillåter

större variation (Reilly och Harbaugh, 2004), men kräver också mer beräkningskapacitet. En avvägning måste göras mellan vad som är praktiskt möjligt och vad som är nödvändigt (Anderson och Woessner, 1992). Modellen byggdes upp av 132 rader, 131 kolumner och 4 lager vilket innebar totalt 69 168 celler (bilaga 6). Det aktiva modellområdet, d.v.s. det område där beräkningar sker, begränsas av de uppsatta randvärdena och därför är ett stort antal celler inaktiva.

I plan har rastrets celler tilldelats variabel storlek för att öka upplösningen i de områden som är mest intressanta eller bäst kända. I området kring den f.d. kemptvätten där indata motiverar en högre upplösning finns de minsta cellstorlekarna i plan. Cellstorleken i plan har minskats gradvis så att de flesta cellerna har olika storlek. Den gradvisa storleksförändringen är viktig för att en stabil lösning skall nås (Waterloo Hydrologic Inc., 2004). Minsta och största cell motsvarar 3,3 x 2,9 m respektive 12 x 13 m i plan (bilaga 6). I höjd delades modellen in i fyra lager för att på bästa sätt representera den konceptuella modellens geologi, se avsnitt 3.3. Höjdangivelser till varje lager importerades från de tidigare beskrivna interpoleringarna som gjorts av höjdangivelser för markyta, gräns mellan kohesions- och friktionsjord, morännya och berggrundytan utifrån sammanställd geologisk information, se avsnitt 3.2.1.

3.4.2 Representation av tid

Simuleringar i modellen gjordes under stationära förhållanden vilket motsvarar att inga förändringar sker i grundvattensystemet över tiden. Stationära förhållanden innebär att systemet är i jämvikt vilket sällan eller aldrig är fallet i naturliga system (Reilly och Harbaugh, 2004) men kan approximativt vara det om man ser till en längre period t.ex. ett år eller om små skillnader finns mellan t.ex. observerade grundvattennivåer.

3.4.3 Randvärden

Randvärden bestämmer flöde och grundvattnets totalpotential vid modellens gränser för att på ett så realistiskt sätt som möjligt simulera de verkliga förhållandena. De randvärden som använts i modellen är:

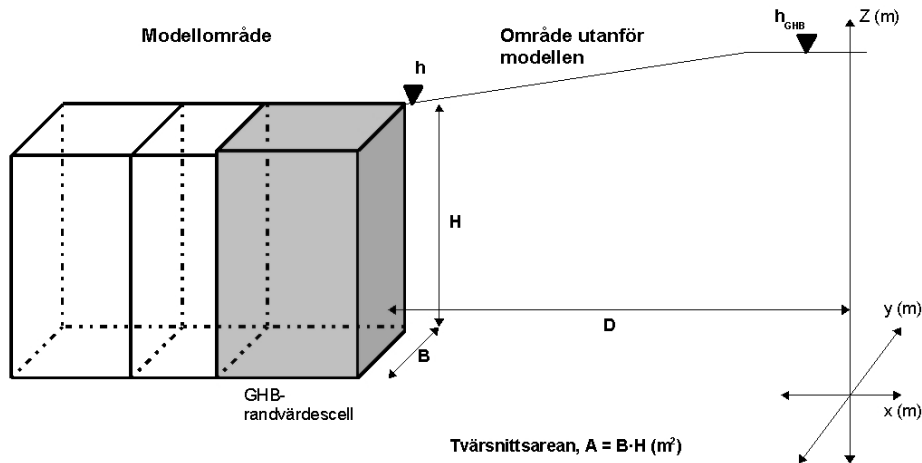
- Grundvattenbildande nederbörd
- Flöde till och från omgivande jordlager
- Täta gränser
- Dagvattendränningar
- Pumpbrunnar

Grundvattenbildning från nederbörd simulerades med modulen Recharge (RCH) som ingår i MODFLOW. RCH används för att simulera ett tillskott av vatten som sker mer eller mindre jämnt över en yta (Waterloo Hydrologic Inc, 2004). Randvillkoret anger ett flöde till grundvattenmagasinet och kan matematiskt tecknas som ett Neumann villkor. I modellen tillförs vattnet jämnt över hela modellområdets översta aktiva lager.

På grund av modellmässigt svåra topografiska förhållanden och brist på tydliga verkliga randvärden inom ett rimligt avstånd till området kring den f.d. kemptvätten introducerades hydrauliska randvärden i syfte att minska modellområdet.

För att simulera flöde från och till omgivande jordlager användes modulen General Head Boundary (GHB). GHB simulerar ett potentialberoende flöde in eller ut ur modellen och är ett hydrauliskt randvärde. Flödet in eller ut ur modellen beräknas som

produkten av en konduktans och skillnaden mellan totalpotential utanför och innanför randen (ekv. 17) (Anderson och Woessner, 1992), se figur 7. Totalpotentialen utanför randen ansätts på ett visst avstånd från randen medan totalpotentialen innanför beräknas av modellen. Konduktansen är en numerisk parameter som beskriver motstånd mot flöde mellan den ansatta totalpotentialen och modellområdet. Värdet på konduktansen kan uppskattas genom beräkningar eller kalibreras fram för att få ett önskat flöde genom randen, se ekvation 18 (Waterloo Hydrologic Inc, 2004).



Figur 7. Schematisk bild av randvärdet General Head Boundary (GHB).

$$Q_{GHB} = C_{GHB} (h_{GHB} - h) \quad (17)$$

$$C_{GHB} = \frac{A \cdot K}{D} \quad (18)$$

Q_{GHB}	Flöde genom randen (m ³ /s)
$(h_{GHB} - h)$	Skillnad värde på ansatt totalpotential utanför modellen h_{GHB} (m) och totalpotential beräknad i modellen, h (m)
C_{GHB}	Konduktans (m ² /s)
A	Cellens tvärsnittsarea genom vilket flödet sker (m ²)
K	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
D	Avstånd mellan bestämd totalpotential och modellområde (m)

Fördelen med att använda GHB är att man har möjlighet att simulera både rimliga hydrauliska konduktiviteter och flöden genom randen. Då GHB används är det viktigt att kontrollera så att inga orimliga flöden uppstår. Orimligt höga flöden kan uppstå då konduktansen har ett högt värde samtidigt som totalpotentialskillnaden blir stor mellan modellområde och angiven totalpotential (McDonald och Harbaugh 1988, Anderson och Woessner 1992).

GHB användes i modellen för att simulera tillskott av vatten från högre belägna morän och lerområden i nordväst och sydost samt områden där vatten flödar ut ur modellområdet i öster och i söder (bilaga 7). GHB-randvärdet placerades parallellt med kända ekvipotentiallinjer från den tidigare beskrivna interpolerade grundvattenytan för att på så sätt få en konstant referensnivå. I sidled begränsades GHB-randvärdena av de

beräknade lokala avrinningsområdena, se avsnitt 3.2.2. Konduktansen beräknades genom att ansätta samma hydrauliska konduktivitet som i motsvarande modellager och ett avstånd av 10 m till den bestämda totalpotentialen.

Täta gränser innebär att inget flöde sker genom randvärdet d.v.s. potentiallinjerna är vinkelräta mot och strömlinjerna är parallella med randen. I modellen har täta gränser använts för att simulera grundvattendelare, strömlinjer och tät berggrund. Utifrån det beräknade lokala avrinningsområdet ansattes grundvattendelare som täta. Strömlinjer har använts som täta gränser och bestämdes utifrån den tidigare beskrivna interpolerade grundvattenytan. Detta gjordes för att undvika stora höjdskillnader i modellen vilka annars ledde till att simuleringarna inte konvergerade.

Dagvattenledningarna inom modellområdet simulerades med modulen Drain (DRN). DRN simulerar ett flöde ut ur modellen. Flödet bestäms av en dräneringsnivå och en konduktans. Utflöde sker endast om grundvattnets totalpotential är högre än dräneringsnivån. Konduktansen är en numerisk parameter som beskriver motståndet för det utströmmande grundvattnet (Anderson och Woessner, 1992).

$$\begin{aligned} Q_{DRN} &= 0 & \text{då } h \leq d \\ Q_{DRN} &= C_{DRN}(h - d) & \text{då } h > d \end{aligned} \quad (19)$$

Q_{DRN}	Flöde ut ur grundvattenmagasinet
C_{DRN}	Konduktans (m^2/dygn)
h	Grundvattnets totalpotential (m)
d	Dräneringshöjd (m)

Dagvattenledningarnas läge i plan och dess dräneringsnivåer i höjd bestämdes utifrån Enköpings kommuns VA-karta, se avsnitt 3.2.2. Konduktansen uppskattades i modellen till 0,1 ($\text{m}/(\text{meter ledning och dygn})$).

Pumpbrunnar simulerades med modulen Well (WEL). MODFLOW behandlar pumpbrunnar som ett flödesrandvärde där flödet är specificerat och kan vara positivt eller negativt. Förutom brunnarnas läge i plan anges även inom vilket höjdivtervall som in- eller uttag sker. I modellen simulerades pumpning från en av de saneringsbrunnar som installerats vid den f.d. kemtvätten.

3.4.4 Begynnelsevärden

MODFLOW kräver en initial gissning av grundvattnets totalpotential för varje cell vid simuleringen för att en lösning skall uppnås. Valet av begynnelsevärden påverkar både simuleringstid och om lösningen kommer att konvergera (Waterloo Hydrologic Inc, 2004). Den tidigare beskrivna interpolerade grundvattenytan användes som initial gissning vid simuleringen.

3.4.5 Parametervärden

Värden på hydraulisk konduktivitet (K_{xx} , K_{yy} , K_{zz}) och effektiv porositet (n_e) tilldelades varje cell för att representera olika jordtyper. Tilldelningen skedde områdesvis och inom varje område råder homogena och anisotropa förhållanden d.v.s. inom området var alla parametrar konstanta. Samma områden användes för både hydraulisk konduktivitet och

effektiv porositet. Den effektiva porositeten används endast vid beräkning av partikelbanor i MODPATH (Waterloo Hydrologic Inc, 2004) och beskriver den del av porvolymen där flöde sker. Storleken på den effektiva porositeten beror på sorteringsgraden och kan vara en tiopotens lägre än den totala porositeten (Domenico och Schwartz, 1997). Effektiv porositet uppskattades till 0,1 i modellager två. De olika parameterzonerna sammanföll huvudsakligen med de tre översta modellagren. Korrigeringar gjordes efter den lokala jordartskartan och den lokala grundvattenkartan An nr 31. Till viss del gjordes egna bedömningar utifrån de interpolerade höjdangivelserna.

3.5 KALIBRERING OCH MODELLINSTÄLLNINGAR

Kalibreringsprocessen som normalt används vid modellering är en form av omvänd bevisning då parametervärden anpassas utifrån gjorda observationer av t.ex. grundvattennivåer istället för att beräkna grundvattnets totalpotential utifrån givna parametervärden (Anderson och Woessner, 1992).

En manuell kalibrering gjordes av modellen under stationära förhållanden d.v.s. alla parametervärden utom en hölls konstanta och modellresultatet studerades vid varje förändring. Målet med kalibreringen var att modellen skulle uppvisa likhet med observerade värden inom rimliga gränser. Om modellen lyckades uppvisa rimliga värden bedömdes kalibreringen vara ”tillräckligt god” (Reilly och Harbaugh, 2004).

WHS Solver for Visual MODFLOW (WHS) valdes som numerisk lösningsmetod för beräkning av grundvattnets totalpotential. Lösningsmetoden är iterativ d.v.s. den konvergerar mot lösningen till ett stort antal partiella differentialekvationer via approximativa lösningar (Waterloo Hydrologic Inc, 2004). Kravet på felet för att lösningen skall anses ha konvergerat sattes till 0,01 m, vilket innebär att felet mellan två på varandra följande itereringar skall vara mindre än 0,01 m. Totalt tilläts 50 itereringar innan simuleringen avslutades och inte ansågs ha hittat en lösning. Följande modellparametrar ändrades på vid kalibreringen:

- Vertikal och horisontell hydraulisk konduktivitet
- Grundvattenbildande nederbörd

Vertikal och horisontell hydraulisk konduktivitet i de tre modellagren tilläts variera inom rimliga gränser. Vad som var rimligt blev en bedömningsfråga och som riktvärden användes litteraturvärden (se tabell 1). Ett riktvärde som också beaktades var Golders bedömning av hydrauliska konduktiviteten i det mest vattenförande sandlagret till ca $2 \cdot 10^{-4}$ m/s (Golder, 2007). Konduktivitetsfördelningen skall också efterlikna den beskrivna konceptuella modellen där det mer vattenförande lagret över- och underlagras av tätare jordlager. Vertikala hydrauliska konduktiviteten skall vara lägre än den horisontella inom varje modellager för att efterlikna den varviga geologin i området. Den grundvattenbildande nederbörden (R_{gv}) varierades inom intervallet 0-200 mm/år.

Tabell 1. Litteraturvärden på hydraulisk konduktivitet. Värden från Domenico och Schwartz (1997).

Jordart	Hydraulisk konduktivitet (K) (ms ⁻¹)
Sand	2,0·10 ⁻⁷ -6,0·10 ⁻³
Grus	3,0·10 ⁻⁴ -3,0·10 ⁻²
Morän	1,0·10 ⁻¹² -2,0·10 ⁻⁶
Lera	1,0·10 ⁻¹¹ -4,7·10 ⁻⁹

Följande modellresultat ställdes krav på:

- Grundvattnets totalpotential
- Total vattenbalans
- Inflöde från omgivande jordlager

Då den stationära modellen beskriver ett slags medeltillstånd för grundvattensystemet gjordes kalibrering mot medelvärden av grundvattenobservationer gjorda mellan 2005 och 2007 vid 22 kända observationspunkter inom modellområdet (bilaga 8). Medelvärdet av skillnaden mellan max- och minvärde för alla grundvattenobservationer mellan 2005 och 2007 var 0,91 m. Kravet på beräknade totalpotentialer var överensstämmelse med observerade medelgrundvattennivåer i modellager 2 och 3 p.g.a. att observerade värden i lager 1 uppvisade stor spridning och kan inte anses representativa.

Tre olika medelvärden används normalt vid kalibrering av grundvattenmodeller för att beskriva skillnaden mellan beräknade och observerade värden, medelfelet (ME), absoluta medelfelet (MAE) samt roten ur det kvadrerade medelfelet (RMS) (Anderson och Woessner 1992; Domenico och Schwartz 1997).

Medelfelet (ME):

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_m - h_s)_i \quad (20)$$

Absoluta medelfelet (AME):

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |(h_m - h_s)_i| \quad (21)$$

Roten ur det kvadrerade medelfelet (RMS):

$$RMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_m - h_s)_i^2} \quad (22)$$

n	Antal punkter som jämförs
i	Någon punkt i
h_m	Observerad grundvattennivå (m)
h_s	Beräknad total grundvattenpotential (m)

Medelfelet kan feltolkas då positiva och negativa fel tar ut varandra. Absoluta medelfelet och framför allt roten ur det kvadrerade medelfelet kan ge bättre tolkning av resultatet. Roten ur det kvadrerade medelfelet liknar till delar standardavvikelsen, men med den skillnaden att felet uttrycks som skillnaden mellan observerade och beräknade värden, istället för skillnaden mellan observerade värden och medelvärdet. Om felet mellan observerade och beräknade värden är approximativt normalfördelade ger oftast roten ur det kvadrerade medelfelet bästa beskrivningen av medelfelet (Anderson och Woessner 1992; Domenico och Schwartz 1997). Kalibreringskravet bestämdes till att de tre medelvärdena (ME, MAE och RMS) skall understiga 0,91 m och att skillnaden mellan beräknade värden och observerade medelvärden inte överskrider 0,91 m vid någon observationspunkt i modellager två och tre. 0,91 m är den observerade medelskillnaden mellan grundvattenobservationernas max- och minvärde för samtliga observationspunkter.

Korrelationen mellan beräknade värden på grundvattnets totalpotential och observerade medelvärden av grundvattennivåer ger en uppfattning om hur de två mätserierna förhåller sig till varandra. En korrelationskoefficient lika med ett innebär att mätserierna är identiska och noll innebär att ingen likhet finns.

Förutom kontroll av de olika medelvärdena jämfördes också den beräknade ekvipotentialkartan med den tidigare beskrivna interpolerade grundvattenytan för att visuellt avgöra rumsliga skillnader mellan modell och en trolig verklighet. Kravet som ställdes var att potentiallinjernas huvudsakliga riktningar överensstämde i stort.

Kravet som ställdes på den totala vattenbalansen d.v.s. summan av alla in- och utflöden var att skillnaden skulle vara mindre än 0.01 vilket normalt är ett acceptabelt resultat (Anderson och Woessner, 1992). Skillnaden, ΔQ_{tot} , kan definieras enligt ekvation 23 (Reilly och Harbaugh, 2004).

$$\Delta Q_{tot} = \frac{(Q_{in,tot} - Q_{ut,tot})}{\left(\frac{Q_{in,tot} + Q_{ut,tot}}{2}\right)} < 0.01 \quad (23)$$

Då hydrauliska randvärden användes kontrollerades även inflödet till det aktiva modellområdet från omgivande jordlager inom det uppskattade grundvattenbildningsområdet, se avsnitt 3.2.2. Inflöde skedde i nordväst och sydost till modellområdet genom ansatta GHB-randvärden. Storleken på den grundvattenbildande nederbörden som kalibrerades fram för aktiva modellområdet antogs gälla även för grundvattenbildningsområdena utanför det aktiva modellområdet. Rimliga värden på inflöde uppskattades utifrån grundvattenbildande nederbörd och areaberäkningar av de delar av grundvattenbildningsområdena som låg utanför modellområdet och som antas bidra till grundvattenbildningen i området kring den f.d. kemptvätten (ekv. 24).

$$Q_{GHB} \approx R_{gv} \cdot A \quad (24)$$

Q_{GHB}	Inflöde från GHB randvärde (m ³ /dygn)
R_{gv}	Kalibrerad grundvattenbildande nederbörd (m/dygn)

A Area av avrinningsområde utanför aktivt modellområde (m²)

3.6 KÄNSLIGHETSANALYS

En kalibrerad modell representerar endast en uppsättning av parametrar för vilka kalibreringsmålen uppnås. Flera olika kombinationer av parametervärden kan ge likvärdigt resultat (Anderson och Woessner, 1992). Känslighetsanalysen syftar till att beskriva hur olika parametrar påverkar modellresultaten. Utifrån den kalibrerade modellen varierades en parameter i taget för att se hur modellresultaten förändrades. Parametrar som utvärderades var vertikal och horisontell hydraulisk konduktivitet samt grundvattenbildande nederbörd då dessa påverkade kalibreringen i störst utsträckning. För varje ändring i parametervärde studerades hur medelfelet (ME), absoluta medelfelet (MAE), roten ur det kvadrerade medelfelet (RMS) och totala vattenbalansen förändrades.

3.7 PUMPFÖRSÖK

För att undersöka vilka effekter en pumpning vid den f.d. kemtvätten skulle ha på grundvattensystemet placerades en pumpbrunn i modellen på samma plats som den verkliga pumpbrunnen, SAN2. Olika uttag testades genom att successivt öka uttagen för varje stationär simulering. Avsänkningen relativt den kalibrerade totala grundvattenpotentialen bestämdes vid varje observationspunkt i modellager två och tre för att på så sätt beräkna påverkansområdet.

3.8 PARTIKELSPÅRNING

En partikelspårning med MODPATH genomfördes för att kunna bedöma transporttider och troliga riktningar för den advektiva transporten i området. Totalt placerades 35 st. partiklar i omkring den f.d. kemtvätten, se bilaga 9. Spårningen gjordes från partiklarnas startläge och framåt i tiden. Partikelspårningen genomfördes även då pumpning simulerades i modellen.

4 RESULTAT

4.1 KALIBRERING

Vid kalibreringen ändrades främst hydrauliska konduktiviteterna i de olika zonerna samt den grundvattenbildande nederbörden för att uppnå de uppsatta kalibreringsmålen (se avsnitt 3.5). Den grundvattenbildande nederbörden kalibrerades till 115 mm/år. I tabell 2 redogörs för de horisontella och vertikala konduktiviteterna som kalibrerats fram för respektive parameterzon.

Tabell 2. Kalibrerade hydrauliska konduktiviteter.

Parameterzon	Horisontell hydraulisk konduktivitet ($K_{xx}=K_{yy}$) (ms^{-1})	Vertikal hydraulisk konduktivitet (K_z) (ms^{-1})
Kohesionslika jordarter, modellager 1 och 2	$7,5 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-7}$
Mest vattenförande jordlagret, modellager 2	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-7}$
Moränlika jordarter, modellager 2 och 3	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-8}$

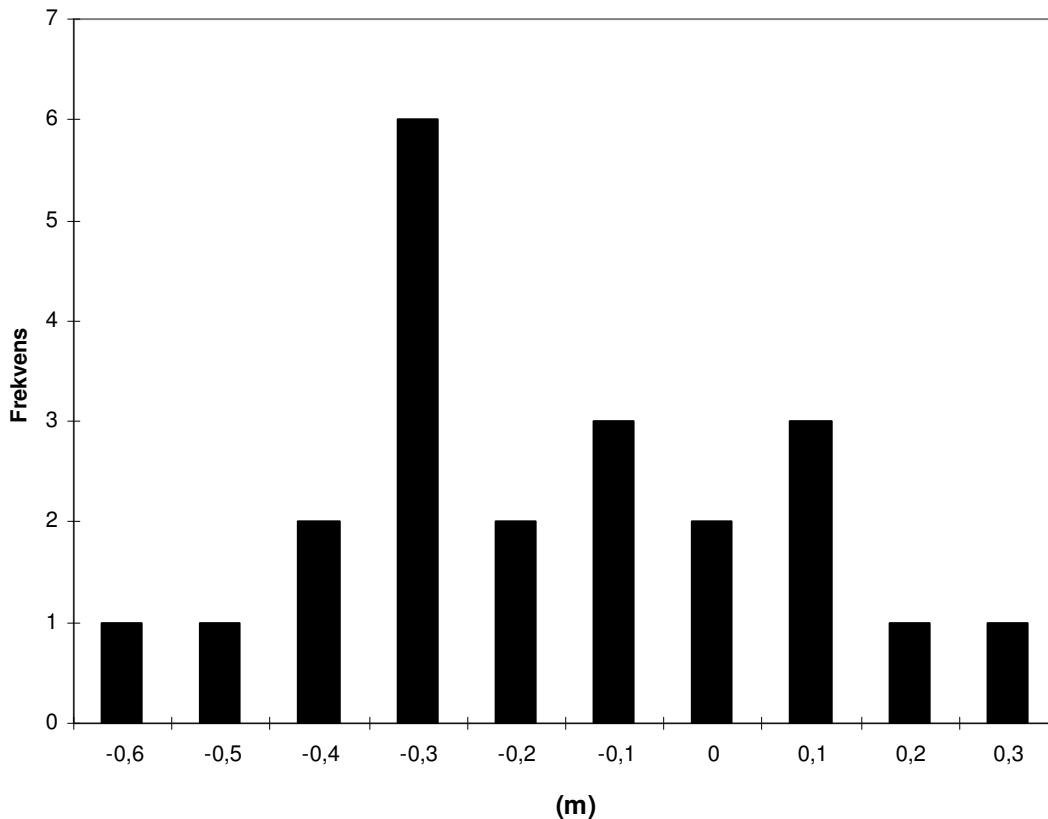
I tabell 3 redogörs för massbalansen. Värdena har avrundats till hela m^3/dygn vilket innebär att summan av in och utflöden blir noll. MODFLOW ger resultatet av massbalansberäkningarna med en högre noggrannhet och den totala skillnaden mellan in och utflöde är $0,44 \text{ m}^3/\text{dygn}$ vilket motsvarar en diskrepans av ca 0,53 %. Flöden i jordlagren mellan modellområde och omgivning redovisas tabell 3.

Tabell 3. Redovisning av massbalansberäkningar efter körning med kalibrerad modell (observera att värdena har avrundats till hela m^3/dygn).

Randvillkor	In (m^3/dygn)	Ut (m^3/dygn)	In-Ut (m^3/dygn)
Grundvattenbildande nederbörd (RCH)	39	0	39
Dränering till dagvattenledningar (DRN)	0	11	-11
Inflöde från omgivande jordlager (GHB)	44	72	-28
Totalt	83	83	0

Högsta och lägsta absolutvärde mellan beräknade och observerade medelvärden var -0,67 m vid observationspunkt S18 respektive 0,02 m vid S12. En tolkning av hur

residualerna d.v.s. skillnaden mellan beräknade värden och observerade medelvärden fördelar sig presenteras i figur 8. I tabell 4 redovisas resultaten av de olika medelvärdena som beskrivits i avsnitt 3.5, för den kalibrerade modellen.

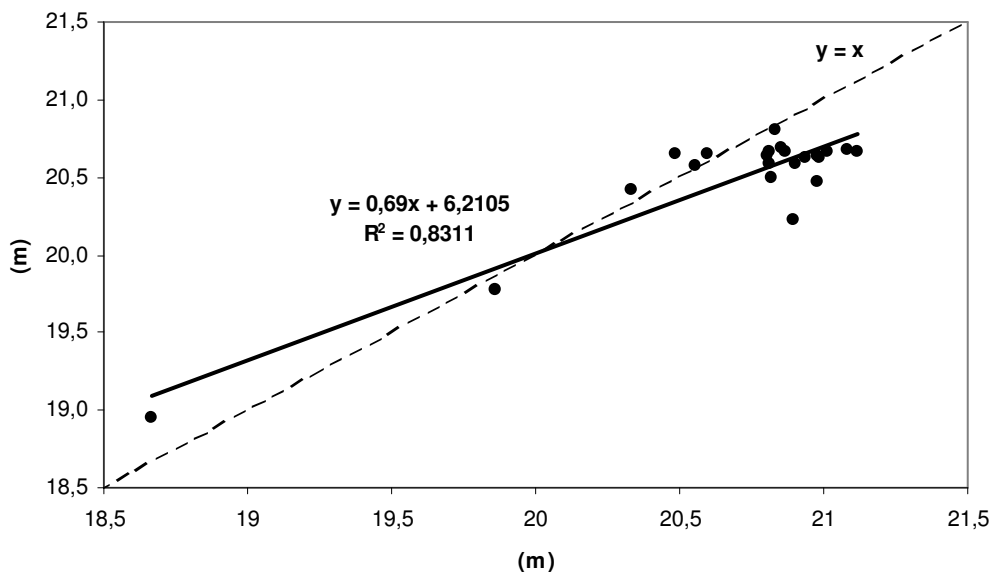


Figur 8. Histogram ($n = 22$) över residualerna för kalibrerad modell d.v.s. skillnaden mellan beräknade värden och observerade medelvärden. Man kan tolka en svag tendens till att residualerna är normalfördelade.

Tabell 4. Statistiska beskrivningar av medelfelet samt beräknad korrelation.

Medelfel (ME) (m)	-0,20
Absolut medelfel (AME) (m)	0,26
Roten ur kvadrerade medelfelet (RMS) (m)	0,31
Korrelationskoefficienten (R)	0,90

En jämförelse mellan beräknade värden och observerade medelvärden visas i figur 9 där beräknade värden är plottade mot observerade medelvärden. Om punkterna ligger på den räta linjen med lutningen 1 överensstämmer beräknade värden med observerade medelvärden. I figur 9 har en linjär trendlinje anpassats till punkterna för att bestämma den negativa trenden jämfört med linjen $y = x$. Trendlinjen har en lutning som är mindre än ett vilket betyder att det finns en större variation i de observerade värdena än i de beräknade värdena.

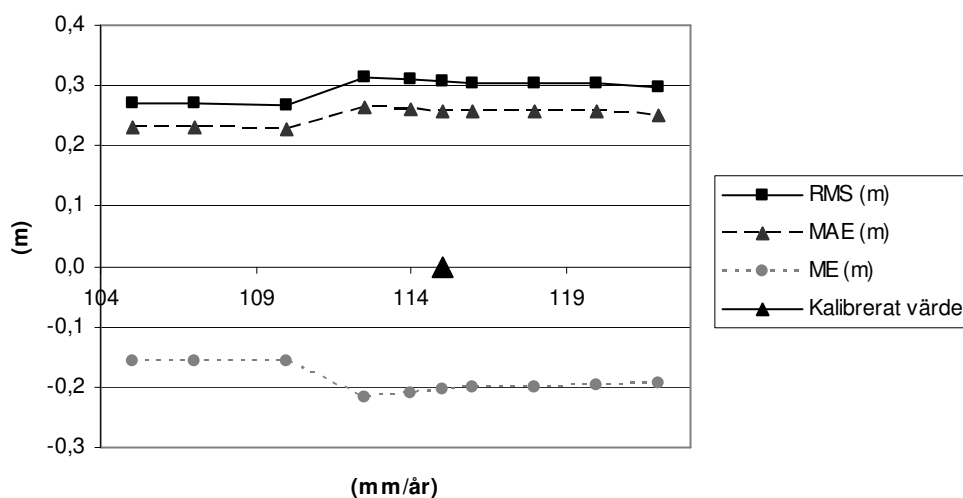


Figur 9. Beräknade värden (y-axeln) plottade mot observerade medelvärden (x-axeln). Den streckade linjen har lutning 1 och går genom origo.

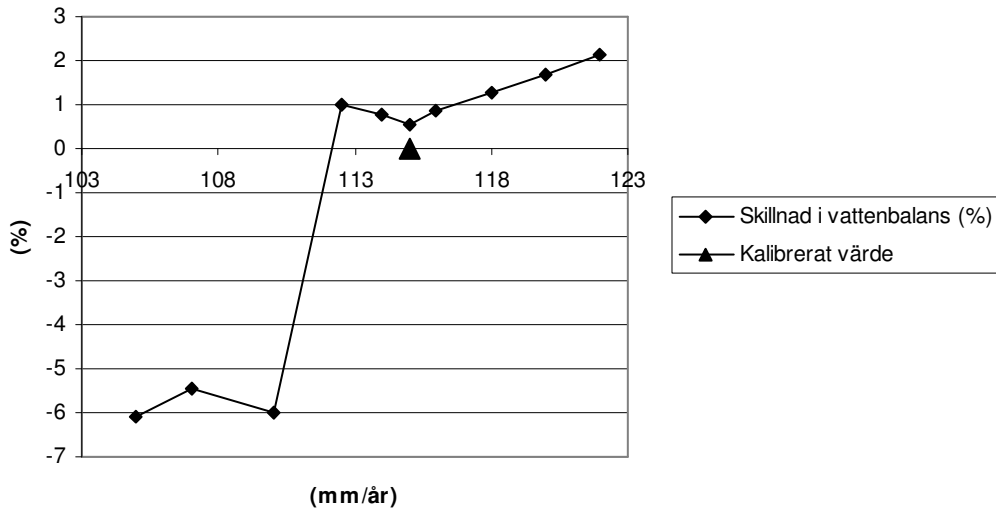
En grafisk jämförelse mellan den kalibrerade och den tidigare beskrivna interpolerade ekvipotentialkartan presenteras i bilaga 8.

4.2 KÄNSLIGHETSANALYS

Den grundvattenbildande nederbörden hade störst påverkan på skillnaden mellan observerade medelgrundvattennivåer och beräknade grundvattenpotentialer för värden mellan ca 110 mm/år och ca 115 mm/år. Totala vattenbalansen påverkades tydligt av den grundvattenbildande nederbörden. Minsta skillnaden mellan volym in och ut gavs för värden mellan 114 mm/år och 116 mm/år. Simuleringen konvergerade inte och någon lösning gavs inte för värden under 105 mm/år och över 122 mm/år, se figur 10 och 11.

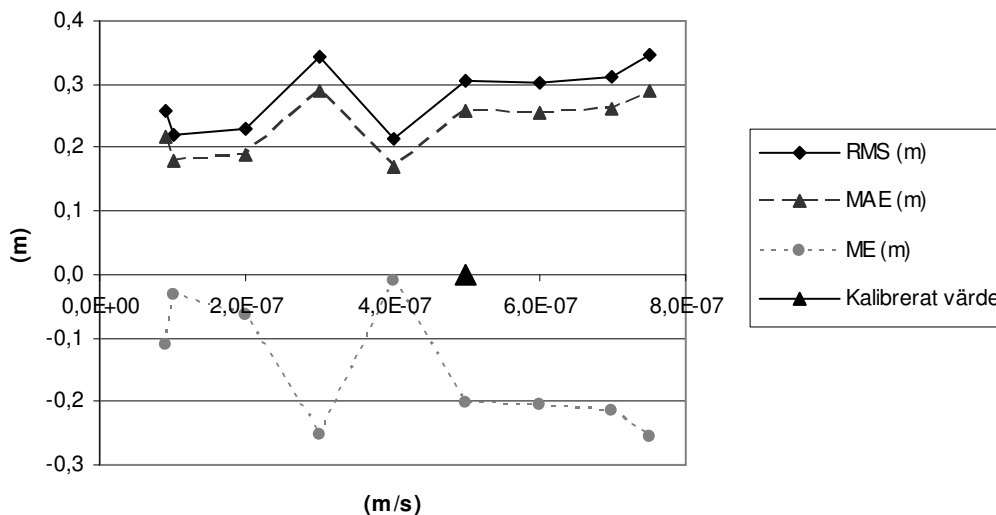


Figur 10. Resultat från känslighetsanalys av hur den grundvattenbildande nederbörden (mm/år) påverkar skillnaden mellan observerade medelgrundvattennivåer och beräknade grundvattenpotentialer.

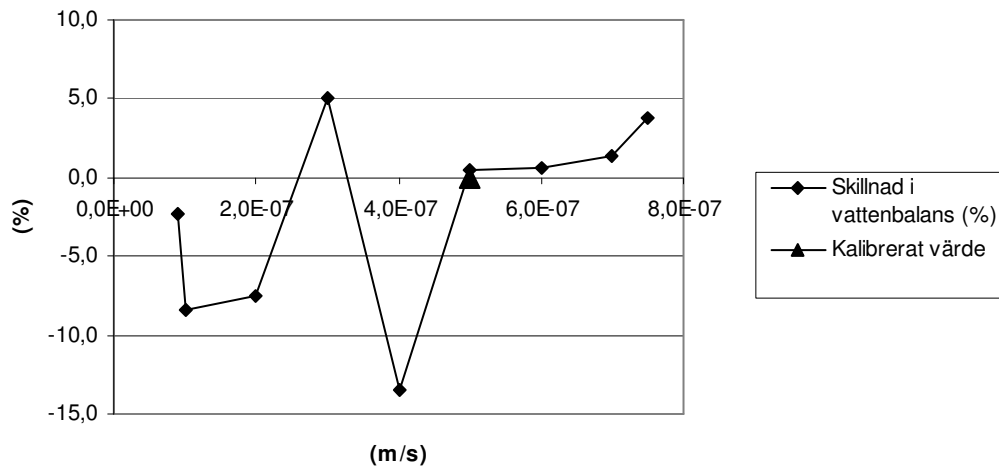


Figur 11. Resultat från känslighetsanalys av hur den grundvattenbildande nederbörden (mm/år) påverkar den totala vattenbalansen.

Den vertikala hydrauliska konduktivitets påverkan i modellager nr 2 på kalibreringsresultatet framgår i figur 12. Lägsta avvikelserna gavs för hydrauliska konduktiviteter omkring $4,0 \cdot 10^{-7}$ m/s och för hydrauliska konduktiviteter lägre än $2,0 \cdot 10^{-7}$ m/s. Totala vattenbalansen påverkas tydligt av den vertikala hydrauliska konduktiviteten och de minsta skillnaderna mellan volym in och ut gavs för värden mellan $5 \cdot 10^{-7}$ och $6 \cdot 10^{-7}$ m/s, se figur 13. Simuleringen konvergerade inte för värden under $9,0 \cdot 10^{-8}$ och över $7,5 \cdot 10^{-7}$ m/s.

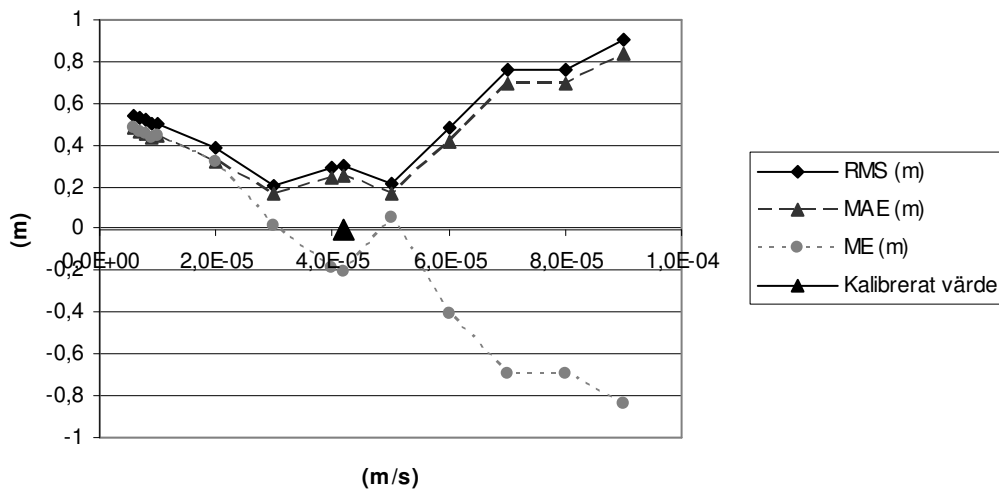


Figur 12. Resultat från känslighetsanalys av hur den vertikala hydrauliska konduktiviteten i modellager 2 påverkar skillnaden mellan observerade medelgrundvattennivåer och beräknade grundvattenpotentialer.

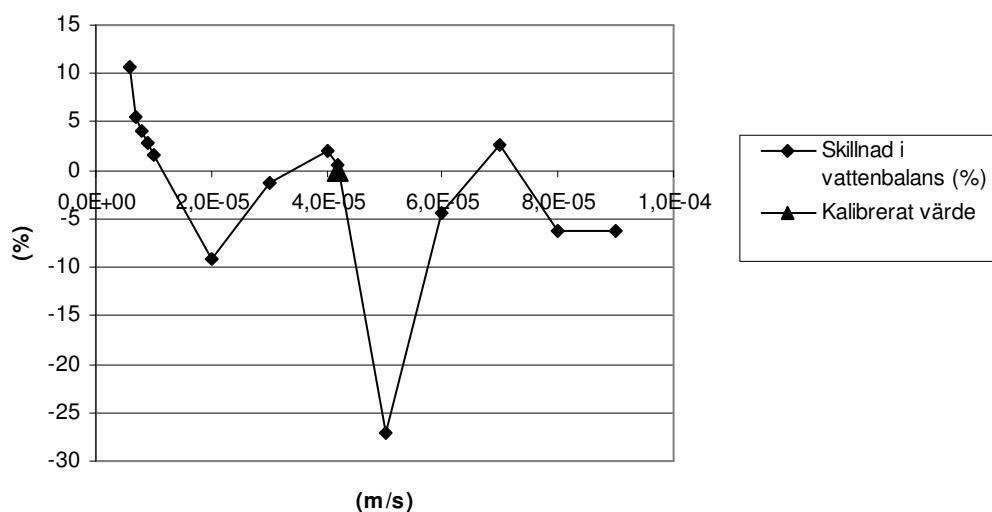


Figur 13. Resultat från känslighetsanalys av hur den vertikala hydrauliska konduktiviteten i modellager 2 påverkar totala vattenbalansen.

Horisontella hydrauliska konduktiviteten i modellager nr 2 hade stor inverkan på kalibreringsresultatet, se figur 14. Lägsta avvikelserna mellan observerade och beräknade värden gavs för hydrauliska konduktiviteter mellan $3,0 \cdot 10^{-5}$ och $5,0 \cdot 10^{-5}$ m/s. Totala vattenbalansen påverkades kraftigt för hydrauliska konduktiviteter omkring $5,0 \cdot 10^{-5}$ m/s och skillnaden mellan volym in och ut minskade för högre och lägre värden, se figur 15. Simuleringen konvergerade inte för värden under $6,0 \cdot 10^{-6}$ och över $9,0 \cdot 10^{-5}$ m/s.



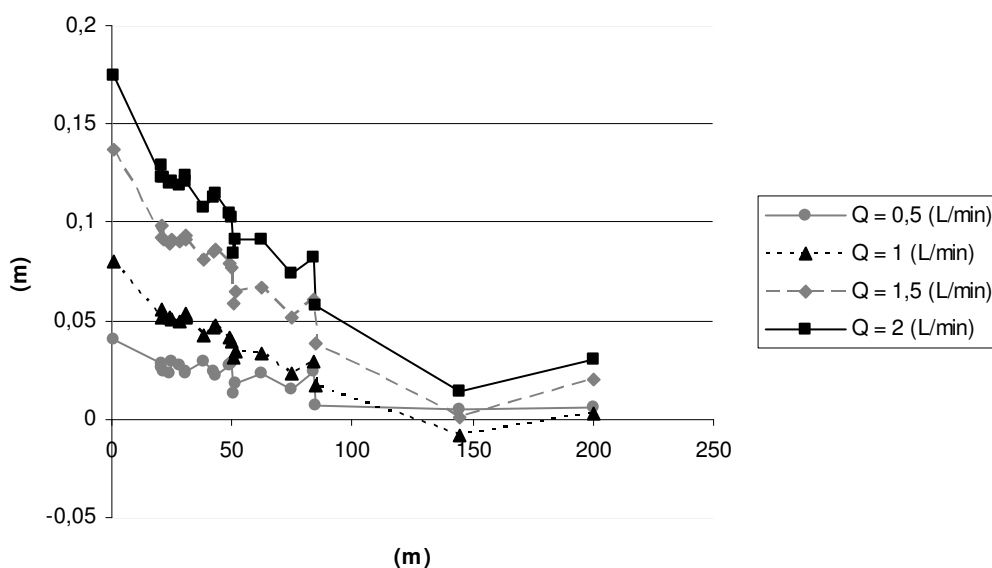
Figur 14. Resultat från känslighetsanalys av hur den horisontella hydrauliska konduktiviteten i modellager 2 påverkar skillnaden mellan observerade medelgrundvattennivåer och beräknade grundvattenpotentialer.



Figur 15. Resultat från känslighetsanalys av hur den horisontella hydrauliska konduktiviteten i modellager 2 påverkar totala vattenbalansen.

4.4 PUMPFÖRSÖK

I den kalibrerade modellen gjordes stationära pumpförsök vid den plats där pumpbrunn SAN2 installerats. Försöket startade med ett uttag på 0,5 L/min och ökades stegvis med 0,5 L/min till dess att simuleringen inte konvergerade. Modellen klarade ett maximalt uttag på 2 L/min. Resultatet redovisas i figur 16 där man även kan se att pumpningen har en påverkansradie av ca 150 m. Avsänkningen beräknades som skillnaden mellan kalibrerade värden och beräknade värden vid pumpning i varje observationspunkt. Totalt användes 22 observationspunkter. Avsänkningen är liten och lyckas inte påverka grundvattnets totalpotentialfält i stort, se figur 16.



Figur 16. Resultat från pumpförsök i modellen. Avsänkningen vid varje observationspunkt (y-axeln) har plottats mot avståndet till pumpbrunnen (x-axeln).

4.3 PARTIKELSPÅRNING

Totalt användes 35 partiklar i modellager 2. Partiklarna placerades med startläge kring den f.d. kemtvätten. Partikelbanan slutar då en partikel når ett randvärde i modellen. I tabell 5 redovisas resultatet från partikelspårningen. Medelhastigheterna som redovisas är beräknade utifrån varje partikels totala färdtid och färdväg. Den totala medelhastigheten för alla partiklarna beräknades till 0,30 m/dygn. I bilaga 9 framgår tydligt att området kring den f.d. kemtvätten utgör en grundvattendelare då partiklarna väljer en sydlig respektive en nordlig bana. I bilaga 9 framgår också att dränering av grundvatten till dagvattenledningar har en tydlig påverkan på de partiklar som färdas söderut i modellen.

Tabell 5 Statistiska beskrivningar av resultatet från partikelspårningen.

Högsta färdtid (dygn)	13000
Minsta färdtid (dygn)	80
Längsta färdväg (m)	350
Minsta färdväg (m)	26
Högsta medelhastighet (m/dygn)	0,57
Minsta medelhastighet (m/dygn)	0,021
Total medelhastighet (m/dygn)	0,30
Standardavvikelse (m/dygn)	0,16

En partikelspårning gjordes även för scenariot då 2 L/min pumpades från brunn SAN2. Partiklarnas startläge var samma som vid spårning i den kalibrerade modellen. Pumpningen hade mycket liten effekt på partikelbanorna och på totalpotentialfältet i stort.

5 DISKUSSION

5.1 MODELLENS REPRESENTATION AV VERKLIGHETEN

Hydrogeologin och framförallt geologin i Rombergaområdet är komplicerad och tillgången på indata som beskriver de verkliga förhållandena är begränsad. Den konceptuella modellen skapades utifrån en sammanställning av all tillgänglig data. Numeriska modellen bygger på den förenklade konceptuella modellen och tolkningen av simulerade resultat bör därför ställas i relation till hur väl den konceptuella tolkningen efterliknar verkligheten (se avsnitt 3.2 och 3.3).

Ett grundläggande antagande som gjordes vid simuleringen var att jämvikt rådde i grundvattensystemet, d.v.s. att inget förändras över tiden. En stationär lösning motiverades i detta fall av tillgången på indata och syftet med modellen (se avsnitt 3.4.2). Modellen representerar ett medeltillstånd i grundvattensystemet och resultaten ger en översiktlig förståelse. På grund av att hydrauliska randvärden använts kan modellen inte användas för transienta simuleringar då randvärdena inte tillåts att variera över tiden (Anderson och Woessner, 1992).

5.2 INDATA

Digitaliseringen av höjddata och grundvattenobservationer bygger på uppskattningar och tolkningar av olika rapporter och figurer i pappersformat från en lång tidsperiod vilket kan bidra med fel i både plan och höjd. Direkta mätfel från dessa undersökningar måste anses försumbara jämfört med övriga felkällor då höjderna är avvägda med precisionsinstrument. De interpoleringar som gjorts utifrån höjdangivelser, grundvattenobservationer och höjddata för att få fram kontinuerliga ytor bidrar också med fel. De olika skikten har interpolerats från olika antal punkter vilket innebär olika osäkerhet för varje skikt. För grundvattenobservationerna har ingen hänsyn tagits till årstidsvariationer eller variationer över längre tid. Det interpolerade grundvattenskiktet representerar i bästa fall en medelgrundvattenyta. Bättre interpolering kan fås vid djupare analys av t.ex. variogrammet vid kriging, men detta låg utanför projektets omfattning. Det är svårt att uppskatta den totala osäkerheten i höjddata men sannolikt ligger den på minst 1 m, främst p.g.a. tolkningarna, begränsat antal punkter och osäkerheter i indata.

5.3 KALIBRERADE PARAMETRAR

De parametervärden som bestämdes vid kalibreringen bedöms som rimliga om man jämför med litteraturvärden, men man bör vara medveten om att det kan finnas flera olika kombinationer av parametervärden som kan uppvisa liknande resultat och lösningen är därför inte unik (Domenico och Schwartz 1997; Ruhl och Cowdery 2004).

Modellen var känslig för förändringar i parameter och randvärden. Det var svårt att kalibrera fram en uppsättning parametrar för vilka simuleringarna konvergerade mot en lösning och gav rimliga resultat. Bidragande orsaker till konvergensproblem kan ha varit tunna modellager i kombination med stora potentialskillnader i plan, stora hydrauliska konduktivitetsskillnader mellan olika konduktivitetssoner och användningen av hydrauliska randvärden, men det var svårt att avgöra exakt vad som påverkade mest. Resultat från känslighetsanalysen var svårtolkade och gav inte många entydiga samband, mer än att modellen är instabil för förändringar. Totala

vattenbalansen var känslig för variation av den grundvattenbildande nederbörden, samtidigt som grundvattenpotentialerna påverkades lite. Vid variation av horisontell och vertikal hydraulisk konduktivitet i modellager 2 var återigen totala vattenbalansen mest känslig. De beräknade grundvattenpotentialerna sjönk generellt vid ökade värden på horisontell och vertikal hydraulisk konduktivitet vilket kan tolkas som att vattnet lättare rör sig genom modellen och dräneras ut snabbare.

Grundvattenbildningen i form av infiltrerande nederbörd kalibrerades till 115 mm/år vilket ligger inom intervallet 0-200 mm/år och uppfyller kalibreringskravet (se avsnitt 3.5). Storleken på den infiltrerande nederbörden påverkas av att området har gott om hårdgjorda ytor, vilket också leder till att grundvattenbildningen inte sker jämnt i området, något som inte tas hänsyn till i modellen.

Horisontella och vertikala hydrauliska konduktiviteten i det mest vattenförande lagret (modellager 2 som representerade sand med inslag av ler- och siltskikt) kalibrerades till $4,2 \cdot 10^{-5}$ respektive $5,0 \cdot 10^{-7}$ (tabell 2). Värdena bedöms som rimliga då man jämför med det värde ($2 \cdot 10^{-4}$ m/s) som Golder uppskattat (Golder, 2007) och om man samtidigt beaktar att modellagret representerar en större geologisk enhet med inblandning av tätare lager. Generellt för de tre olika konduktivitetsszonerna gällde att den vertikala hydrauliska konduktiviteten var ca två tiopotenser lägre än den horisontella hydrauliska konduktiviteten. En lägre vertikal hydraulisk konduktivitet är rimligt mot bakgrund av de horisontella avlagringarna och den stora inblandningen av tätare skikt.

5.4 SIMULERADE GRUNDVATTENPOTENTIALER

Observerade grundvattennivåer uppvisar en större variation än vad som simulerades. Variationen beror sannolikt på en större heterogenitet i jorden än i modellen och på att grundvattenbildningen i verkligheten inte sker jämnt över området (figur 10).

Medelavvikelsen för grundvattenobservationerna kring f.d. kemptvätten var 0,91 m och medelfelet mellan de beräknade och observerade medelgrundvattennivåerna var endast omkring 0,2-0,3 m, vilket är väl under den naturliga variationen.

Korrelationskoefficienten mellan observerade medelvärden och beräknade värden på grundvattenpotential var 0,9 och modellen lyckas väl efterlikna den interpolerade grundvattenytan. Resultaten visar tydligt på att grundvattenpotentialerna avtar i nordostlig och sydlig riktning från den f.d. kemptvätten. Generellt simulerades höga grundvattenpotentialer något lågt och låga grundvattenpotentialer något högt vilket framgår av figur 10, där lutningen på den linjära trendlinjen är något mindre än ett. Troligen beror detta på att modellagren är homogena.

5.5 SIMULERADE FLÖDEN OCH STRÖMNINGSRIKTNINGAR

Diskrepansen mellan totala vattenflödet in i modellen och totala vattenflödet ut ur modellen var 0,53 % vilket är mindre än 1 % och därmed acceptabelt (se avsnitt 3.5). Den kalibrerade grundvattenbildande nederbörden på 115 mm/år tillsammans med det uppskattade grundvattenbildningsområdet på totalt ca 296 000 m² innebär att totala inflödet till systemet uppskattningsvis blir ca 93 m³/dygn, vilket kan jämföras med modellens simulerade värde på ca 83 m³/dygn. Skillnaden mellan uppskattat värde på inflödet och det simulerade värdet antas bero på felaktigheter i uppskattningen av grundvattenbildningsområdenas storlek. Bidragen med vatten från randvärdena i nordväst och sydöst kan med samma resonemang också anses acceptabla.

Tabell 6. Jämförelse av beräknade flöden och uppskattade flöden till och från omgivande jordlager (observera att värdena har avrundats till hela m³/dygn och att minustecknet anger flöde ut ur modellen).

Delområde och randvillkor	Beräknat flöde (m ³ /dygn)	Uppskattat värde (m ³ /dygn)
NV randområdet (GHB)	37	49
SÖ randområdet (GHB)	7	6
Ö randområdet (GHB)	-61	-
S randområdet (GHB)	-11	-

Osäkerheterna i de uppskattade värdena härstammar både från osäkerhet i uppskattat grundvattenbilningsområde utanför det aktiva modellområdet och att fördelningen av grundvattenbildningen inom området är okänd. I tabell 6 framgår också att största utflödet av grundvatten sker i östra delen av modellområdet, d.v.s. i nordostlig riktning från den f.d. kemtvätten. Grundvatten strömmar också ut i södra delen av modellen men flödet är till storleken endast ca 1/6 av flödet ut i östra modellområdet.

Dagvattenledningarnas dränerande inverkan i modellen var relativt stor, hela 11 m³/dygn. Rimligheten i dagvattenledningarnas påverkan är svårbedömd då inga jämförelsevärden har funnits att tillgå.

Resultatet från partikelspårningen med MODPATH visar tydligt på att området kring den f.d. kemtvätten utgör en lokal grundvattendelare (bilaga 9). Grundvattendelaren ligger i nordvästlig till sydöstlig riktning inom den fastighet där tvättverksamheten pågått. Läget för grundvattendelaren kan i verkligheten troligen inte avgöras exakt då den sannolikt förändras beroende på variationer i grundvattensystemet. Den dominerande strömningsriktningen i jord från den f.d. kemtvätten var i nordöstlig riktning vilket stämmer överens med de beräknade flödena i modellen.

Partikelspårningen tyder också på att den advektiva transporten sker med en medelhastighet av ca 0,30 m/dygn. Om man antar ett avstånd på 200-300 m till Enköpingsåsen skulle det ta ca 700 till 1000 dygn för en advektivt transporterad förorening att nå åsen utan retention. Inga värden på effektiv porositet har funnits att tillgå och man bör även vara medveten om att den förenklade och homogena modellen skiljer sig mycket från verkligheten och att beräknade advektiva transporttider därför är osäkra och endast ger en uppskattning.

Pumpförsöket visade att det var svårt att ta ut större mängder vatten ur modellen och att pumpningen därför hade liten effekt på grundvattensystemet i stort (figur 16). Största avsänkningen var ca 0,2 m och största influensavståndet var ca 150 m. Även om påverkansområdet är relativt stor så var avsänkningen för liten för att påverka de huvudsakliga strömningsriktningarna annat än högst marginellt. Maximalt flöde som var möjligt att pumpa i modellen, utan att få problem med att lösningen inte konvergerade var 2 l/min. Modellen visar alltså på att de homogena modellagren har relativt liten vattenförande förmåga. Vid en verklig pumpning i området kan resultatet sannolikt bli ett annat p.g.a. att uttaget då endast sker i sandlager (Golder, 2007) till skillnad från pumpningen i modellen som gjordes för hela modellager två vilket representerar en större geologisk enhet. En partikelspårning gjordes samtidigt som

pumpningen i modellen och den visade att partikelbanorna inte påverkas alls eller endast lite av vattenuttaget. Om en hydraulisk styrning skall genomföras där avsikten är att skapa en lokal avsänkning i området krävs alltså ett större vattenuttag än 2 l/min.

5.6 FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE

Modellen har inte kunnat verifieras p.g.a. brist på indata. Verifiering är ett viktigt steg i modelleringsprocessen (figur 1) och kan ge mer tillförlitlighet åt en modell, dess kalibrerade parametrar och simulerade resultat. Data från en provpumpning vid den f.d. kemtvätten hade varit lämpligt att verifiera modellen mot. Om någon provpumpning genomförs i framtiden och utvärderas bör data jämföras med modellens parametrar och simuleringsresultat. Provpumpningsdata hade i detta fall också varit mycket användbart vid parametertilldelning och kalibrering, då de ger uppgifter om framförallt värden på hydraulisk konduktivitet i en lite större skala. Enklare hydrauliska tester, t.ex. ”slugtests”, skulle kunna genomföras i de grundvattenrör som är installerade i området, vilket skulle ge en uppfattning om lokal hydraulisk konduktivitet.

Modellområdet innefattar ett större område än närområdet kring den f.d. kemtvätten, där de flesta observationerna av jordlager och grundvattennivåer är koncentrerade. Ur modelleringssynpunkt skulle det vara önskvärt med fler observationer spridda över ett större område, då modellen är tänkt att beskriva grundvattensystemet i en större skala. Naturligtvis är det en fråga om nytta med en mer detaljerad modell kan motivera ytterligare undersökningar i området.

Den enkla modell som skapats i detta arbete tar inte hänsyn till en rad faktorer som påverkar spridning av PCE i mark och grundvatten. Avgränsningar som gjorts och som inte tagits med i detta arbete är t.ex. grundvattenflöde i berg och markvattenrörelser i den omättade zonen. Transportmodeller finns som tar hänsyn till advektiv transport, kemiska processer och dispersion. Mer komplicerade modeller ställer högre krav på tillgång och kvalitet på indata vilket idag skulle innebära ytterligare undersökningar i området.

6. SLUTSATSER

Den kalibrerade modellen lyckas väl att simulera de observerade medelgrundvattennivåerna i området kring den f.d. kemptvätten i Romberga, Enköping. Resultatet visar att den enkla konceptuella tolkning som gjorts av grundvattensystemet räcker för att på ett översiktligt sätt beskriva grundvattnets flöde och riktning i jord med en numerisk modell.

En lokal grundvattendelare i sydostlig till nordvästlig riktning vid den f.d. kemptvätten delar grundvattenflödet i två riktningar: en nordostlig riktning och en sydlig riktning. Grundvattenflödet i nordostlig riktning från f.d. kemptvätten sett bedöms till omkring 6 gånger större än grundvattenflödet i sydlig riktning. Huvudsakliga spridningsriktningen för löst PCE i grundvattnet i jord från den f.d. kemptvätten bedöms därför vara i nordostlig riktning.

Den grundvattenbildande nederbörden i området har kalibrerats till 115 mm/år. Horisontell och vertikal hydraulisk konduktivitet i det mest vattenförande modellagret kalibrerades till $4,2 \cdot 10^{-5}$ m/s respektive $5,0 \cdot 10^{-7}$ m/s. Advektiva transporten i det mest vattenförande lagret har beräknats till 0,30 m/dygn. Simulering av en pumpbrunn i modellen visade att endast små vattenuttag är möjliga, vilket innebar att det modellerade grundvattensystemet påverkades mycket lite av pumpning.

Kalibrering och känslighetsanalys visar att modellen är mycket känslig för variationer i parameter- och randvärden. Simulering har skett och under stationära förhållanden med ansatta hydrauliska randvärden och kan därför inte användas för transienta simuleringar. Modellen har inte verifierats.

7 REFERENSER

7.1 HÄNVISAD LITTERATUR

Anderson, M.P., Woessner, W.W. (1992) *Applied Groundwater Modelling - Simulation of Flow and Advective Transport*. San Diego: Academic Press.

de Marsily, G. (1986) *Quantitative Hydrogeology – Groundwater Hydrology for Engineers*. London: Academic Press Inc.

Domenico, P.A., Schwartz, F.W. (1997) *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2 uppl. New York: John Wiley och Sons Inc.

Knutsson G., Morfeldt C-O. (1995) *Grundvatten – Teori och Tillämpning*, 2 uppl. Stockholm: AB Svensk Byggtjänst.

Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30. (2001)
Livsmedelsverket.

McDonald, M.G., Harbaugh, A.W. (1988) *A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model – U. S. Geological Survey Open-File Report 83-875*. Washington: United States Government Printing Office.

Möller, H. (1985) *Beskrivning till jordartskartan Enköping SV*, SGU serie Ae nr 28. Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.

Pollock, D.W. (1994) *User's Guide for MODPATH/MODPATH-PLOT, Version 3 – A particle tracking post-processing package for MODFLOW, the U. S. Geological Survey finite-difference ground-water flow model: U. S. Geological Survey Open-File Report 94-464*. Reston, Virginia: U. S. Geological Survey.

Regionalt program för förorenade områden i Uppsala län (2007). Uppsala: Länsstyrelsen i Uppsala län.

Reilly, T.E., Harbaugh, A.W. (2004) *Guidelines for evaluating ground-water flow models: U. S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5038*. Reston, Virginia: U. S. Geological Survey.

Ruhl, J.F., Cowdery, T.K. (2004) *Regional ground-water-flow models of surficial sand and gravel aquifers along the Mississippi River between Brainerd and St. Cloud, central Minnesota*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations report 2004-5087 Reston, Virginia: U.S. Geological Survey.

Snyder, D.T., m.fl. (1998) *Use of a Ground-Water Flow Model with Particle Tracking to Evaluate Ground-Water Vulnerability, Clark County, Washington – Water-Supply Paper 2488*. Washington: United States Government Printing Office.

Stenvall, I. (2006) *Fakta om befolkningen i Enköpings kommun 2006*. Enköping: Kommunstyrelsekontoret, Enköpings kommun.

Stålhös, G. (1976) *Beskrivning till berggrundskartan Enköping SV*, SGU serie Af nr 118. Stockholm: Sveriges Geologiska Undersökning.

Söderholm, H., Mullern, C.F., Engqvist, P. (1983) *Beskrivning och bilagor till hydrogeologiska kartan över Uppsala län*, SGU serie Ah Hydrogeologiska översiktskartor i skala 1:250 000. Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.

Söderholm, H. (2003) *Beskrivning till kartan över grundvattentillgångar i Enköpings kommun (Arbetsmaterial)*. SGU serie An nr 31 Lokala grundvattenkartor i skala 1:50 000 Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.

Wang, H.F., Anderson, M.P. (1995) *Introduction to Groundwater Modeling – Finite Difference and Finite Element Methods*. London: Academic Press Limited.

Xu, C. (2006) *Lecture Notes for Avrinning (4 lectures)*. Uppsala: Uppsala University Department of Earth Sciences, Air and Water Sciences.

7.2 PERSONLIGA REFERENSER

Eriksson, Per-Ola (2007), Lantmäteriet, Gävle, telefon 026-63 37 23, telefonsamtal 2007-05-28.

7.3 ANVÄNT BAKGRUNDSMATERIAL

7.3.1 Kartmaterial

Brunnsarkivet. Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.

Enköpings kommuns VA-karta. Enköping: Enköpings kommun.

Grundvattentillgångar i Enköpings kommun, SGU serie An nr 31 Lokala grundvattenkartor i skala 1:50 000. (2003) Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.

Grundvattenövervakningen. Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.

GSD-Fastighetskartan, skala 1:10 000. Gävle: Lantmäteriverket.

Jordartskartan Enköping SV, SGU serie Ae nr 28, skala 1:50 000. (1985) Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning.

Höjdata, Enköpings kommuns primärkarta, ekvidistans 0,5 m. Enköping: Enköpings kommun.

7.3.2 Hydrogeologiska undersökningar

Enköping vattenförsörjning. Beskrivning av Enköpings stads grundvattenverk m.m. (1962) Vattenbyggnadsbyrån (VBB).

Enköping vattenledning, vattentäkt Munksundet - Diverse anteckningar och protokoll från anläggandet av pumpbrunn III vid Munksundet. (1957) Västerås borrhaktiebolag.

E18 Västerås - Stockholm delen förbifart vid Enköping, grundvattenobservationer. (1974) Uppsala: Statens vägverk, vägförvaltningen i Uppsala län.

Orienterande undersökning av vattenkvaliteten i grusåsen på sträckan Enköping – Svinnegarnsviken Redovisning av etapp 1. (1974) Allmänna ingenjörbyrå (AIB).

PM angående Enköpings och Fjärdhundras framtida vattenförsörjning. (1971) Gatukontoret Enköpings kommun.

Vattentäkten Munksundet, Enköping - Dokument från anläggandet av brunn nr 3. (1957) Västerås Borraktiebolag.

Västerledsskolan, grundvattenundersökning, rörborrningar. (1994) Västerås: VIAK AB.

7.3.3 Miljötekniska undersökningar

Förslag till kompletterande spridningsundersökningar i anslutning till Enköpingstvädden, Romberga 25:1, Enköping – Undersökningsprogram. (2007) Uppsala: Golder Associates AB.

Klorerade lösningsmedel i Enköpings vattentäkt, Munksundet – Lägesbeskrivning (Arbetsmaterial). (2005) Uppsala: Golder Associates AB.

Klorerade lösningsmedel i Enköpings vattentäkt, Munksundet – Provtagningsplan (Arbetsmaterial). (2005) Uppsala: Golder Associates AB.

Miljöteknisk markundersökning i anslutning till kemptvättar och deponier i Enköping (Arbetsmaterial). (2006) Uppsala: Golder Associates AB.

Miljötekniska markundersökningar i anslutning till MIFO Fas 1 objekt i Romberga och St Ilian i Enköping – Förstudier. (2006) Uppsala: Golder Associates AB.

Miljöteknisk markundersökning i anslutning till stadsdelen St Ilian, Enköping (Arbetsmaterial). (2006) Uppsala: Golder Associates AB.

S:t Ilian 2:1, Enköping, AB Svenska Shell – Kompletterande miljöteknisk markundersökning avseende föroreningar i mark och grundvatten. (2004) Stockholm: WSP Environmental.

S:t Ilian 2:1, Enköping, AB Svenska Shell – Miljöteknisk markundersökning fas 2, avseende föroreningar i mark och grundvatten. (2003) Stockholm: WSP Environmental.

S:t Ilian 2:1, Enköping, AB Svenska Shell – Kontroll vid rivning av byggnad A. (2003) Stockholm: WSP Environmental.

S:t Ilian 2:1, Enköping, AB Svenska Shell – Utvärderingsrapport avseende föroreningar i mark och grundvatten. (2003) Stockholm: WSP Environmental.

Utökad miljöteknisk markundersökning i anslutning till f.d. kemtvätt på Kyrkogatan, fastighet Centrum 28:3 i Enköping (Arbetsmaterial). (2006) Uppsala: Golder Associates AB.

Översiktliga undersökningar i mark och vatten vid 11 objekt i Enköpings stad – DNR 577-6093-06, huvudrapport. (2007) Stockholm: NIRAS AB.

Översiktliga undersökningar i mark och vatten vid 11 objekt i Enköpings stad – DNR 577-6093-06, delrapporter. (2007) Stockholm: NIRAS AB.

Översiktliga undersökningar i mark och vatten vid 4 kemtvättar i Enköpings stad – DNR 577-6092-06, huvudrapport och delrapporter. (2007) Stockholm: NIRAS AB.

7.3.4 Geotekniska undersökningar

Alternativ nordlig dragnig av Mästergatan över Kyrkoherdens fiskevatten, rapport geoteknik. (1999) Uppsala: Bjerking Ingenjörbyrå AB.

Enavallen, ny läktare, geoteknisk undersökning. (1991) Uppsala: AB Jacobson och Widmark.

Enköping, kv. Mjölnaren, geotekniskt utlåtande. (1979) Vällingby: VIAK AB.

Fannakorset – Tallbacksvägen, GCM-tunnel, geoteknisk undersökning. Västerås: VIAK AB.

Gesällgatan, delen Bodavägen - Verkmästargatan, vägport under SJ, geoteknisk utlåtande. (1978) Stockholm: VIAK AB.

Grundundersökning för planerad bilanläggning inom kv. Tankvagnen, Enköping. (1971) Stockholm: Hagconsult AB.

Gröngarn 1:18, Enköpings kommun, grundundersökning. (1992) Uppsala: Bjerking Ingenjörbyrå AB.

Gröngarn 1:19, Enköpings kommun, grundundersökning. (1992) Uppsala: Bjerking Ingenjörbyrå AB.

Gröngarn 1:23-24, Enköpings kommun, grundundersökning. (1992) Uppsala: Bjerking Ingenjörbyrå AB.

Karta över större delen av kv. Tankvagnen i Enköping utvisande resultat av byggnadskontorets hejarbörningar år 1960. (1960) Enköping: Byggnadskontoret, Enköpings kommun.

Kompletterande utlåtande över grundförhållandena för planerat Medborgarhus i Enköping. (1965) Stockholm: Svensk Geoteknisk Undersökning.

Kv. Bagaren tomt nr. 2, 3 och 4, geoteknisk undersökning. (1967) Geo-Expert AB.

Kv. Beckasinen, Enköpings kommun, grundundersökning. (1992) Uppsala: Bjerking Ingenjorsbyrå AB.

Kv. Demokraten, geoteknisk undersökning. (1971) Geo-Expert AB.

Kv. Gelbgjutaren och bleckslagaren, kompletterande geotekniskt utlåtande. (1978) Vällingby: VIAK AB.

Kv. Myran, utlåtande angående förbelastning. (1991) Stockholm: Skanska Teknik AB.

Kv. Måsen, geoteknisk utredning. (1990) Uppsala: Jacobson och Widmark AB.

Kv. Personbilen, geotekniskt utlåtande. (1976) Västerås: VIAK AB.

Kv. Skräddaren, Enköping, grundundersökning. (1977) Uppsala: Bjerking Ingenjorsbyrå AB.

Kv. Snickaren 6, Enköping, radhus, grundundersökning. (1973) Uppsala: Bjerking Ingenjorsbyrå AB.

Kv. Snickaren, planerat bostadshus, geoteknisk undersökning. (2004) Örebro: WSP Samhällsbyggnad.

Kv. Tjädern, Enköping. (1972) Uppsala: Bjerking Ingenjorsbyrå AB.

Kv. Vävarn, Enköping, geoteknisk undersökning. (1977) Stockholm: AB Skånska Cementgjuteriet.

Kyrkoherdens fiskevatten, Enköpings kommun, del av Mästergatan 0/300 - 0/670, rapport geoteknik. (1998) Uppsala: Bjerking Ingenjorsbyrå AB.

Kyrkoherdens fiskevatten, kontorsbebyggelse, geotekniskt utlåtande: (1989) Västerås: VIAK AB.

Nordöstra Romberga industriområde, geotekniskt utlåtande. (1978) Västerås: VIAK AB.

Nordöstra Romberga, planerad uppfyllnad, PM angående sättningar. (1978) Västerås: VIAK AB.

Nybyggnad av bussterminal, fastigheten del av Romberga 23:14, del av kvarteret Personbilen, Enköpings kommun. (1975) Stocksund: Aspegrens Ingenjorsfirma AB.

Nybyggnad av skattehus, kv. Korsängen Enköping, geotekniskt projekteringsutlåtande. (1990) Vällingby: VIAK AB.

Nybyggnad av värmeverk, geoteknisk undersökning. (1975) Västerås: VIAK AB.

Ombyggnad av bostadshus, geotekniskt utlåtande. (1990) Örebro: VA-projekt AB.

PM angående grundförhållandena för projekterad egnahemsbebyggelse inom Lillsidan. (1962) Vattenbyggnadsbyrån (VBB).

PM beträffande Centrum 24:7, kv. Borgmästaren, Enköping. (1989) Uppsala: Geo-Projektering AB.

Slamdammar, Enköpings kommun. (1999) Uppsala: Berking Ingenjörbyrå AB.

Redogörelse för utförda grundundersökningar, Kryddgården, Enköping. (1962) Vattenbyggnadsbyrån (VBB).

Redogörelse för utförd provtagning inom kv. Stenknäcken, Rörsångaren, Svarthättan och Rödstjärten, Enköpings stad. (1970) Stockholm: K-Konsult, Geotekniska sektionen.

Redogörelse för översiktlig geoteknisk undersökning på del av fastigheten Galgvreten 27:12 i Enköpings kommun. (1981) Stockholm: K-Konsult Geoteknik.

Romberga 23:37, Enköping, industribyggnad, geotekniskt utlåtande. (1989) Västerås: VIAK AB.

Romberga, gång- och cykeltunnel under SJ, geotekniskt utlåtande. (1976) Västerås: VIAK AB.

Romberga, industribyggnad, geotekniskt utlåtande. (1987) Västerås: VIAK AB.

Romberga 12:1 och 12:8, Enköpings kommun, nytt bostadsområde, geoteknisk undersökning, rapport. (1987) Stockholm: GM Consult AB.

Romberga 25:6, 23:12, Enköpings kommun, parkeringsyta, rapport geoteknik. (1998) Uppsala: Bjerking Ingenjörbyrå AB.

Rättscentrum, geotekniskt utlåtande. Stockholm: Orrje och Co Scandiaconsult.

Utbyggnad av ICA-butik, skyddsrum, geoteknisk undersökning. (1996) Uppsala: Bjerking Ingenjörbyrå AB.

S:t Ilian 32:9, Kölnbacksbacken, geoteknisk undersökning. (1991) Stockholm: Skanska Teknik AB.

S:t Ilian 13:3, Underlag för totalentreprenad, geoteknik. (1990) Uppsala: AB Jacobson och Widmark.

S:t Ilian kv. Älgen, Enköpings kommun, rapport geoteknik. (2005) Uppsala: Bjerking Ingenjörbyrå AB.

Utlåtande beträffande grundförhållandena inom kv. Laxen, Enköpings kommun. (1973) Stockholm: Ingenjörfirman Orrje och Co AB.

Utlåtande beträffande markförhållandena för bostadshus inom sydvästra delen av kv. Hägern i Enköping. (1956) Stockholm: A-B Svensk Geoteknisk Undersökning.

Utlåtande över geoteknisk undersökning, kv. Centrum 25, Enköpingsposten. (1985)
Stockholm: Skanska.

Utlåtande över grundförhållandena för Enöglaskolan, Enköping. (1974) Västerås:
VIAK AB.

*Utlåtande över grundförhållandena för planerad gymnastikbyggnad för Enköpings
Folkskola, Enköping. (1958)* Stockholm: Bjurströms Geotekniska Byrå.

*Utlåtande över grundförhållandena för 6 st. planerade bostadshus inom k.
Backgårdarna, Enköping. (1969)* Stockholm: Svensk Geoteknisk Undersökning.

*Utlåtande över grundförhållandena för planerat socialvårdhus på kv. Gåsen, Enköping.
(1948)* Stockholm: Svenska Geotekniska Byrån.

Utlåtande över grundförhållandean inom Korsängs-området i Enköping. (1957)
Stockholm: Ingenjörfirman Orrje och Co.

Utlåtande över grundförhållandena inom Romberga, Enköpings kommun. (1974)
Västerås: VIAK AB.

Utlåtande över grundförhållandena vid kv. Krämarens nr. 5, Enköping. (1957)
Stockholm: Orrje och Co.

*Utlåtande över grundundersökning för område kring nedre Kristinagatan i Enköping.
(1948)* Stockholm: Svenska Geotekniska Byrån.

*Utlåtande över grundförhållandena för planerad ombyggnad av stadshotellet på kv.
Traktören i Enköping. (1954)* Bjurströms Geotekniska Byrå.

*Utlåtande över grundförhållandena för planerad silobyggnad och magasin i Enköping.
(1962)* Stockholm: Orrje och Co.

*Utlåtande över grundundersökning för stadsplanering av område Romberga m.m. i
Enköping. (1954)* Stockholm: Bjurströms Geotekniska Bysrå.

Utlåtande över grundundersökning för stadsplanering på Korsängen i Enköping. (1948)
Stockholm: Svenska Geotekniska Byrån.

*Utlåtande över grundundersökning för stadsplanering på området Lillsidan i Enköping.
(1947)* Stockholm: Svenska Geotekniska Byrån.

Utlåtande över grundförhållandena för värmeverk inom kv. Tjädern, Enköping. (1971)
Västerås: VIAK AB.

*Utlåtande över kompletterande grundundersökning för planerade byggnader å kv.
Murgårdarna i Enköping. (1947)* Stockholm: Svenska Geotekniska Byrån.

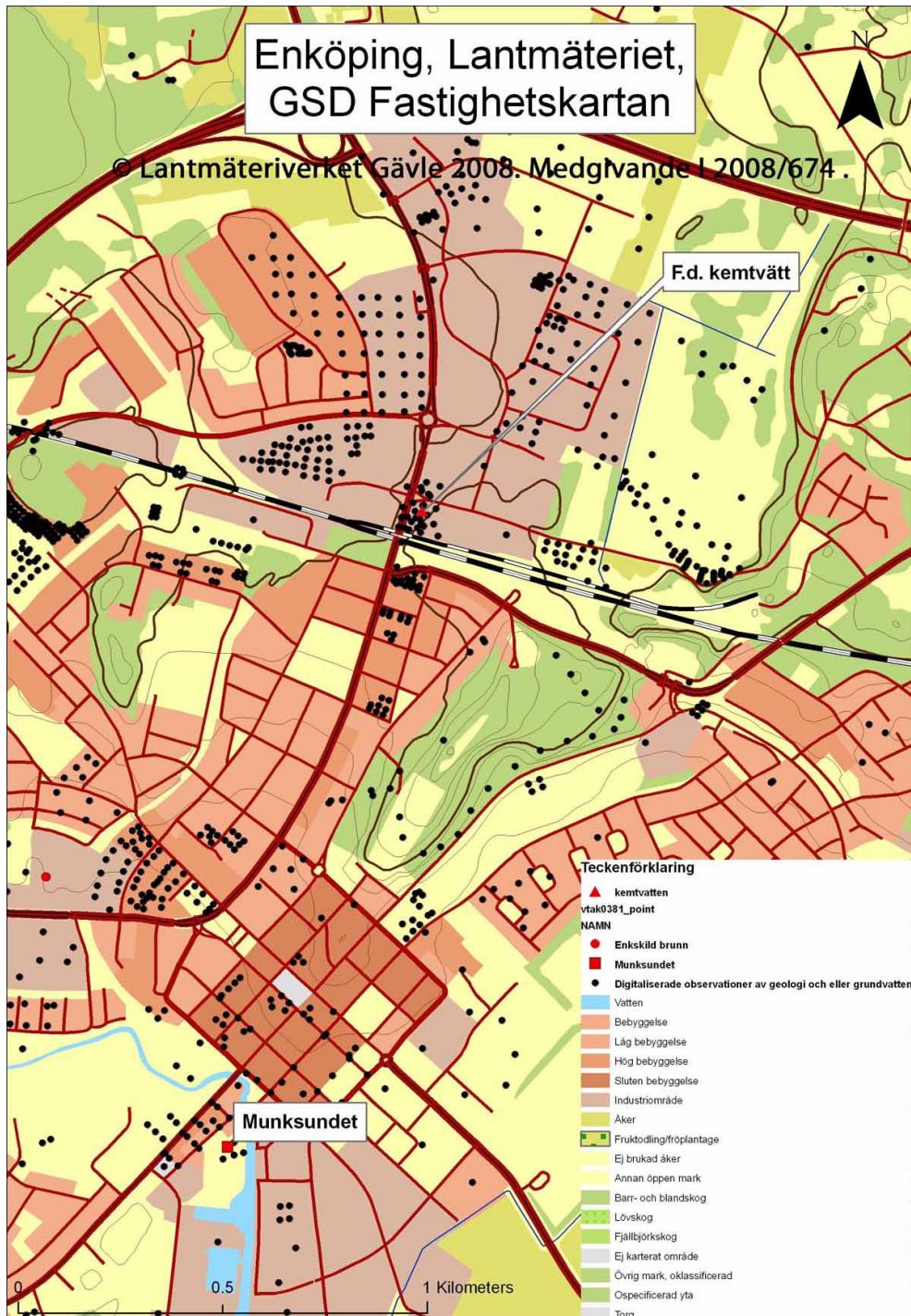
Utlåtande över grundförhållandena för servicestation i kv. Lärkan, Enköping. (1954)
Stockholm: Bjurströms Geotekniska Byrå.

Verkstadsbyggnad inom del av Romberga 23:24, Enköping, geotekniskt utlåtande.
(1978) Västerås: VIAK AB.

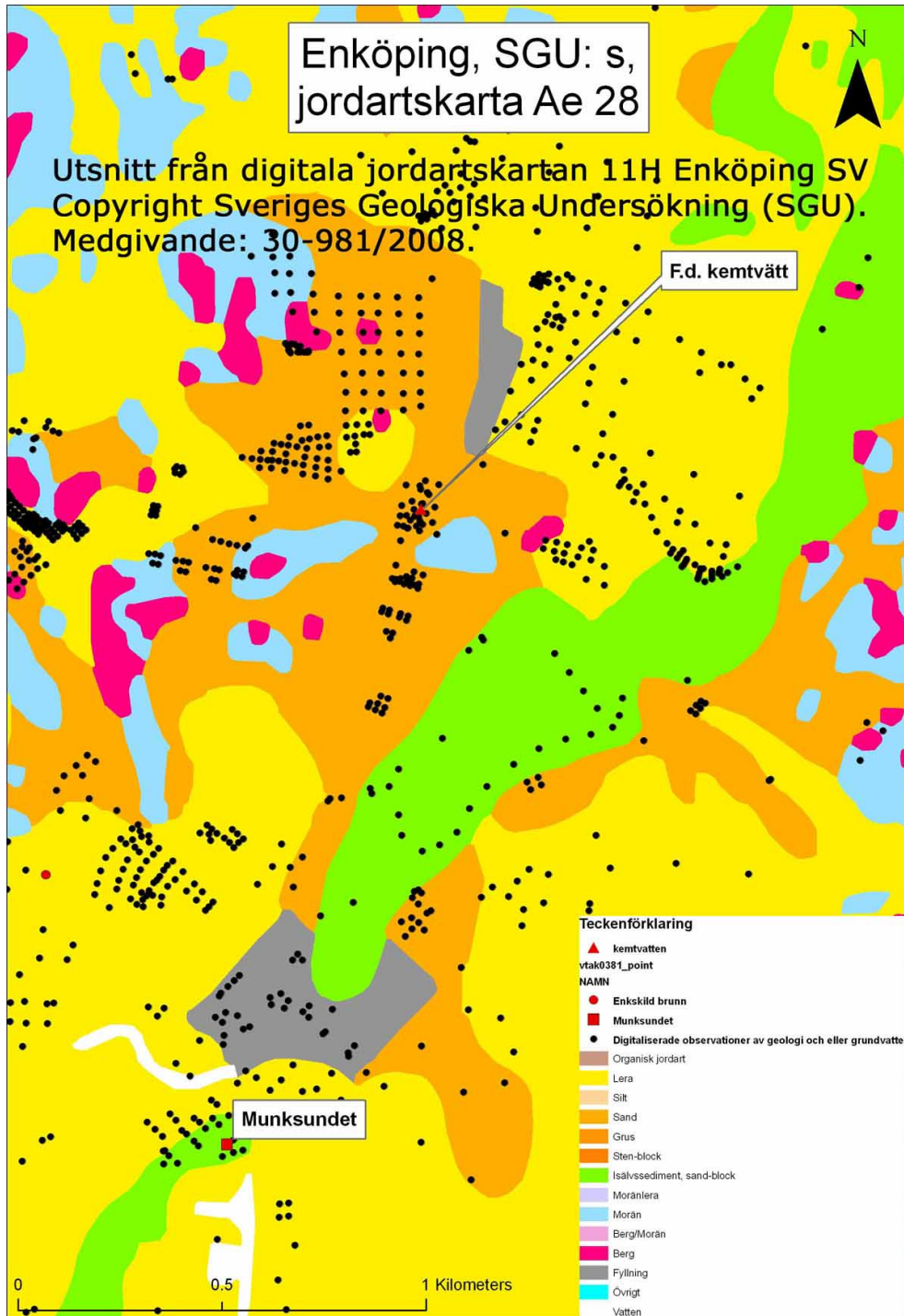
Yttrande över grundundersökning för bostadshus vid Munksundet, Enköping. (1964)
Vällingby: VIAK AB.

Åke Lindh Maskin AB, del av Romberga 23:14 (kv. Traktorn), Enköping, verkstadsbyggnad, geotekniskt utlåtande. (1988) Västerås: VIAK AB.

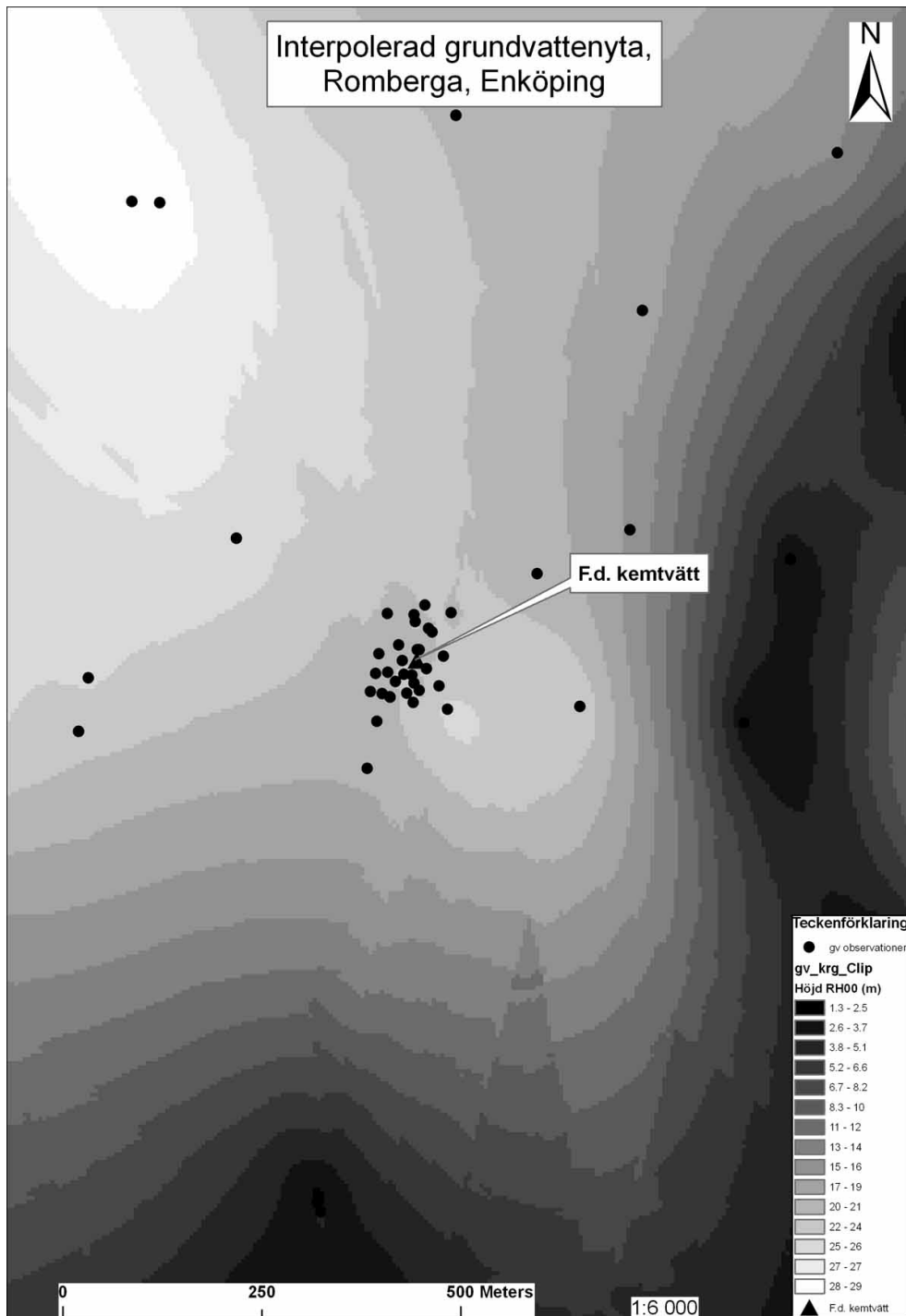
Östlunds verktygssliperi, nybyggnad, Romberga 36:6, Enköping, geotekniskt utlåtande.
(1984) Västerås: VIAK AB.



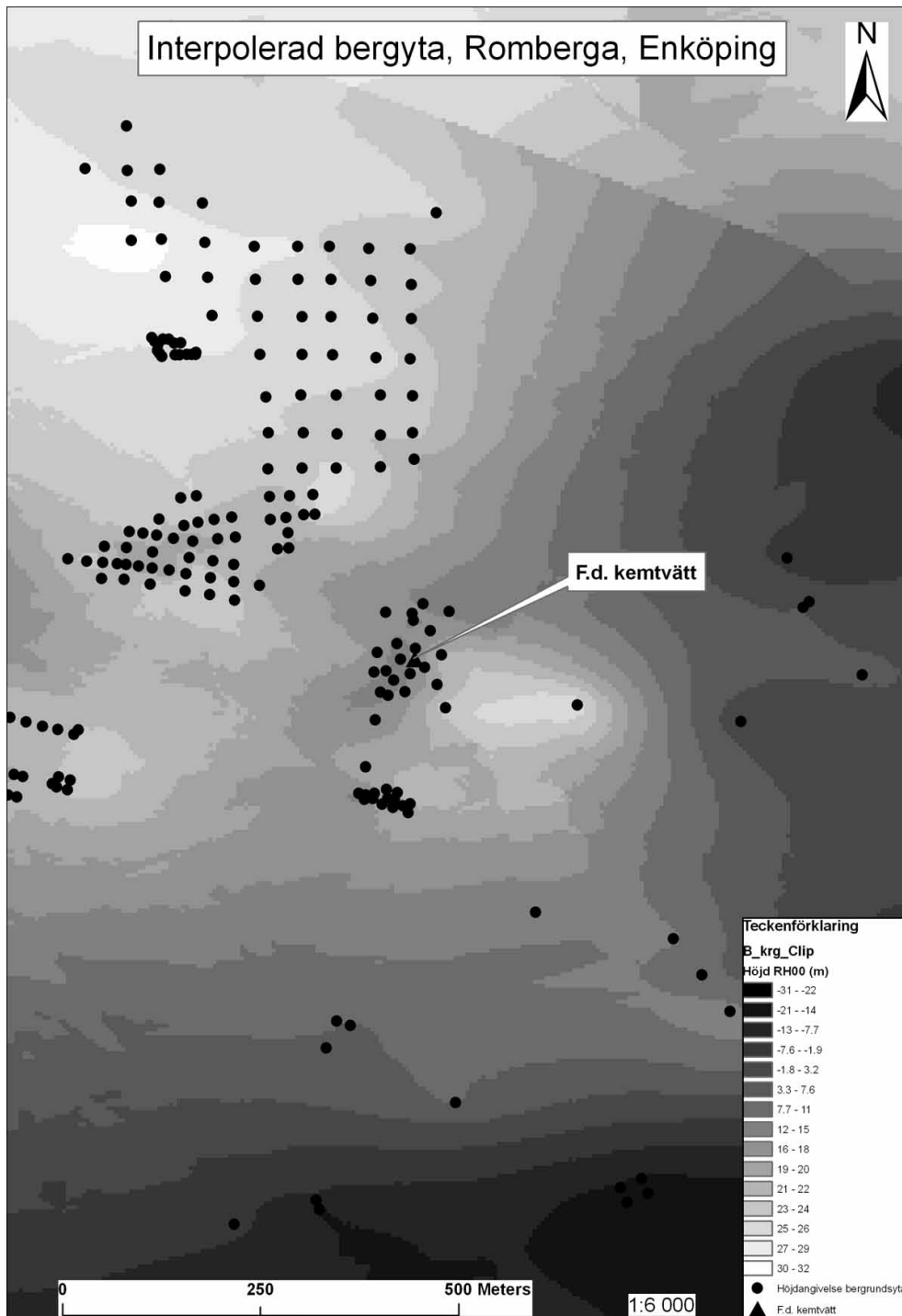
Figur 1. Översiktskarta. Svarta punkter anger observationer av geologi och eller grundvattennivåer.



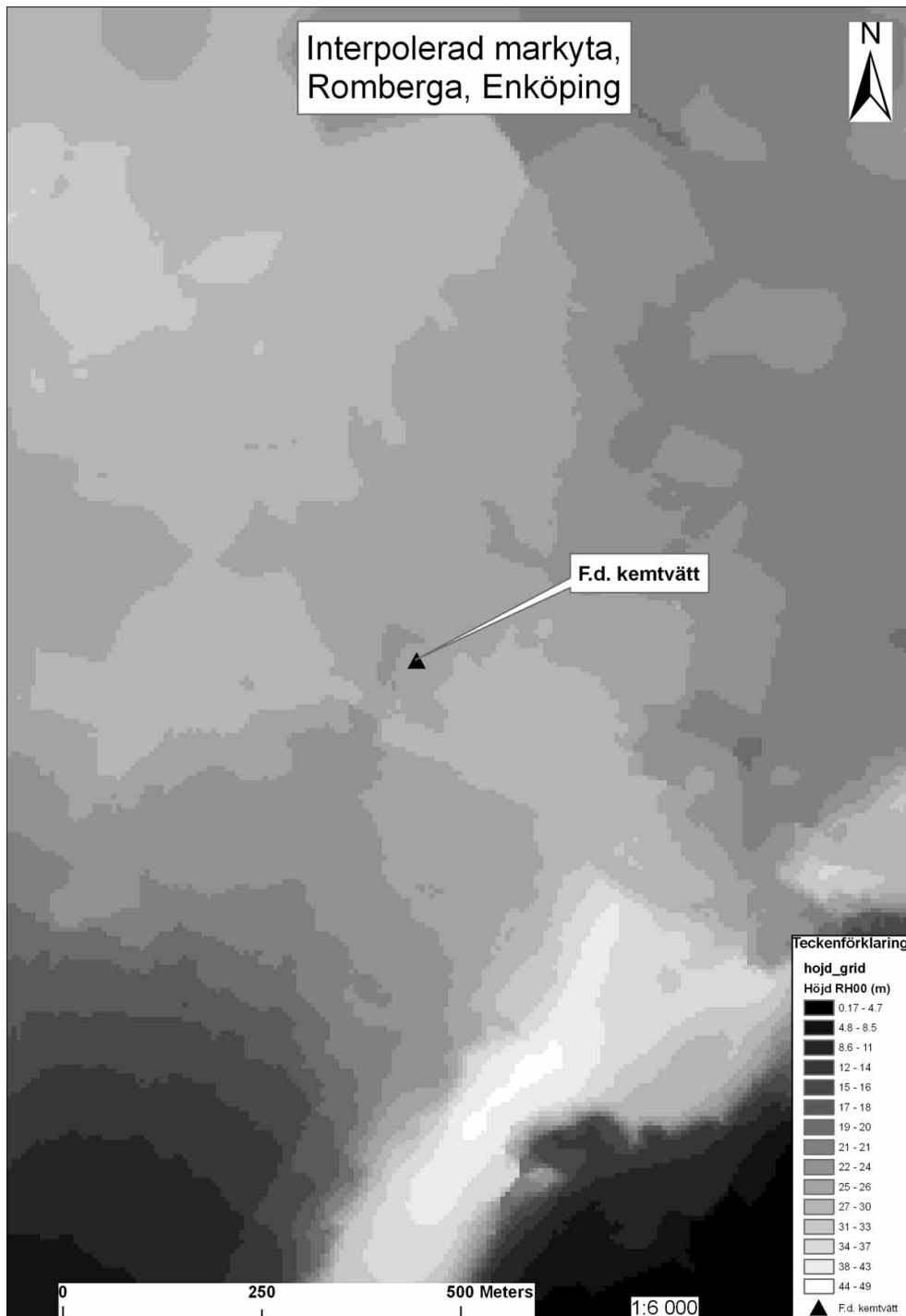
Figur 1. Jordartskartan SGU serie Ae 28.



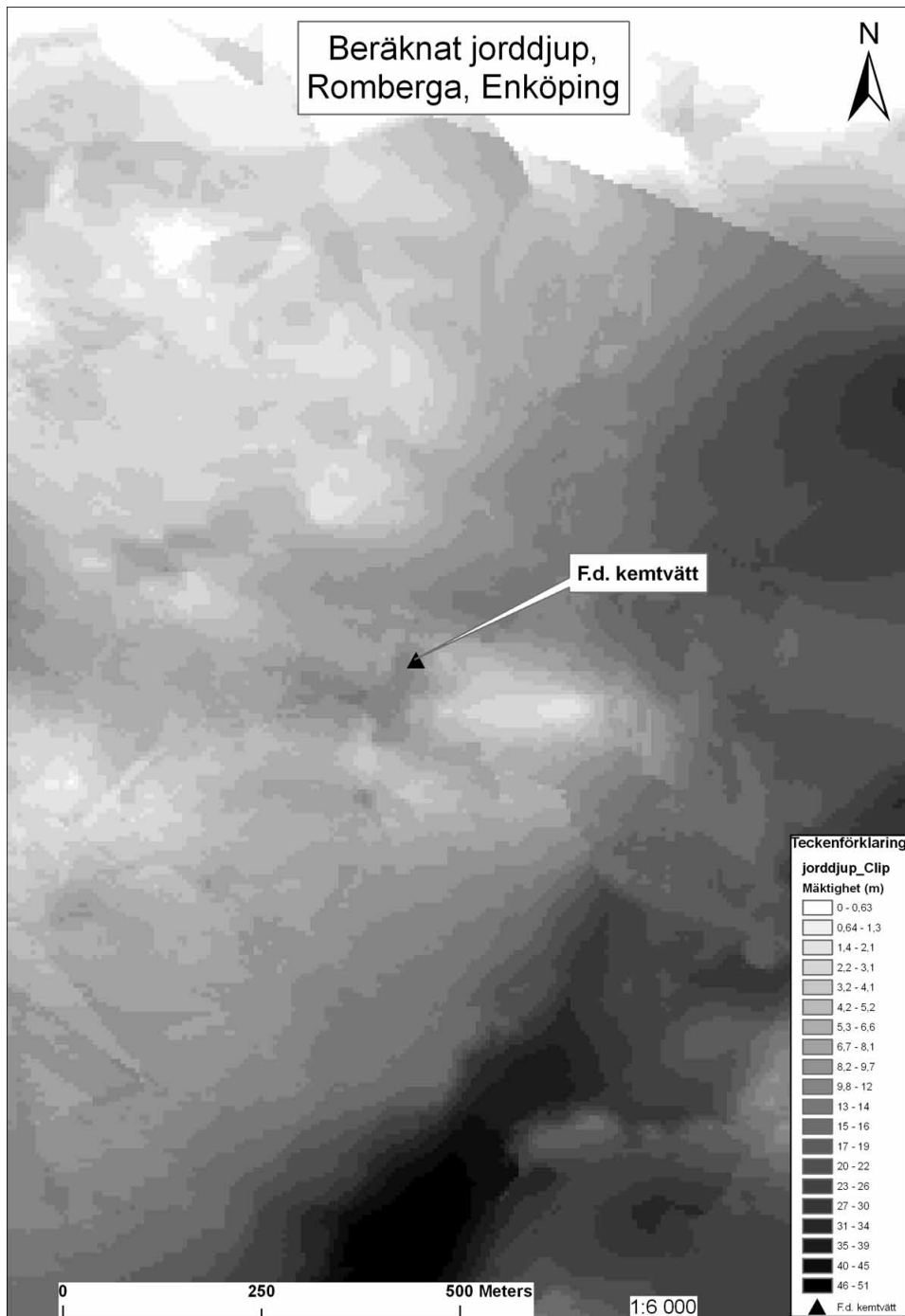
Figur 1. Interpolerad grundvattenyta.



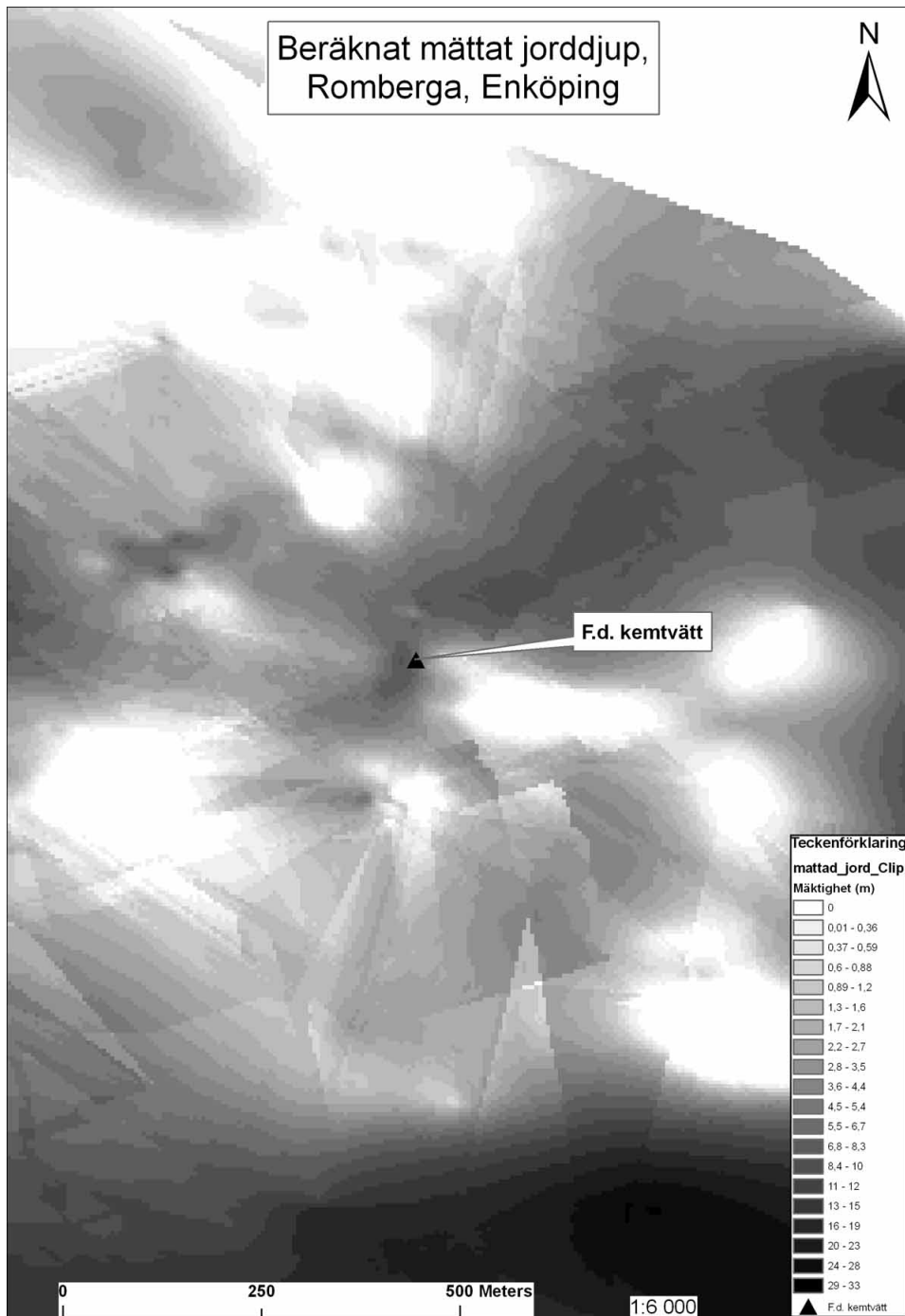
Figur 2. Interpolerad berggrundsyta.



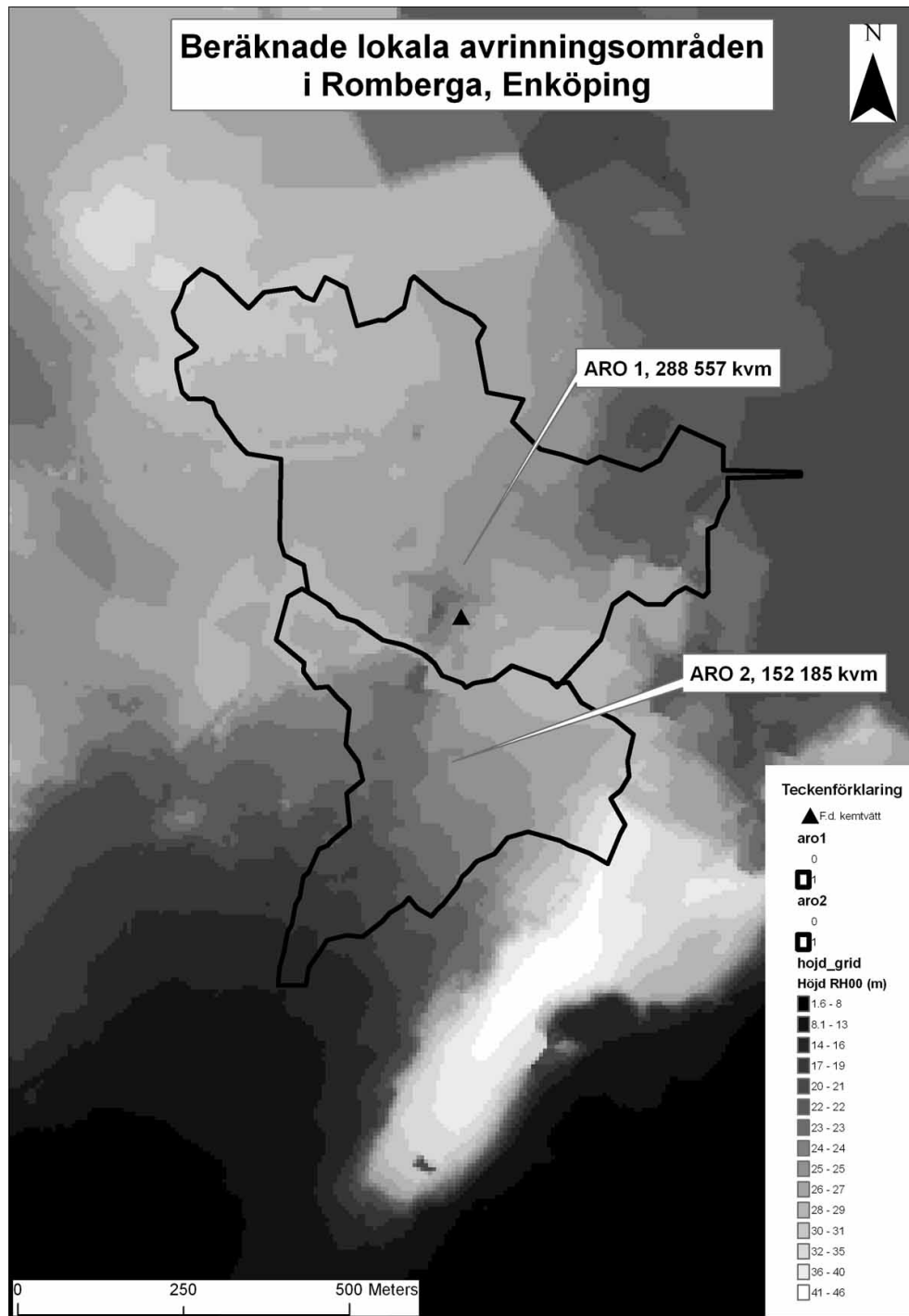
Figur 3. Interpolerad markyta.



Figur 1. Beräknad mäktighet av totalt jorddjup (m). Beräknat som skillnaden mellan interpolerad markyta och interpolerad berggrundyta. Man ser tydligt Enköpingsåsens mäktiga avlagringar i sydvästra delen av bilden. Berg och moränhöjderna i nordväst och sydost framträder med tunna jordlager.



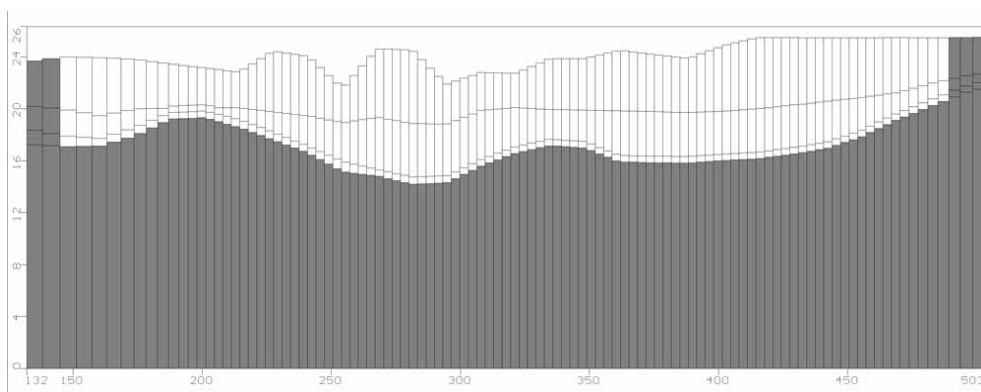
Figur 2. Beräknad mäktighet av mättat jorddjup (m). Beräknat som skillnaden mellan interpolerad grundvattenyta och interpolerad berggrundyta. Vita områden kan sägas representera torra områden eller områden som saknar grundvatten i jord.



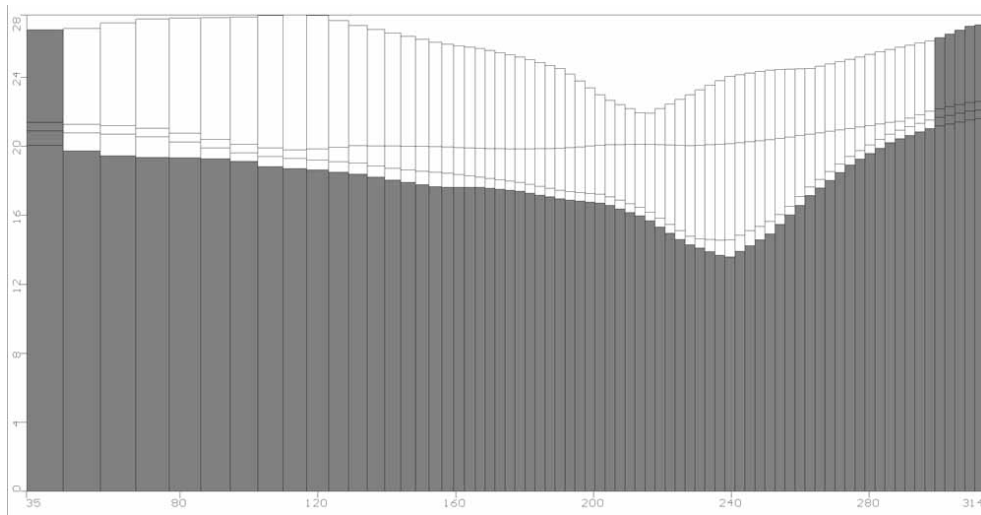
Figur 1. Beräknade lokala ytavrinningsområden. Beräkningarna har gjorts med höjddata från Enköpings kommuns primärkarta. Den interpolerade markytan syns som bakgrund.



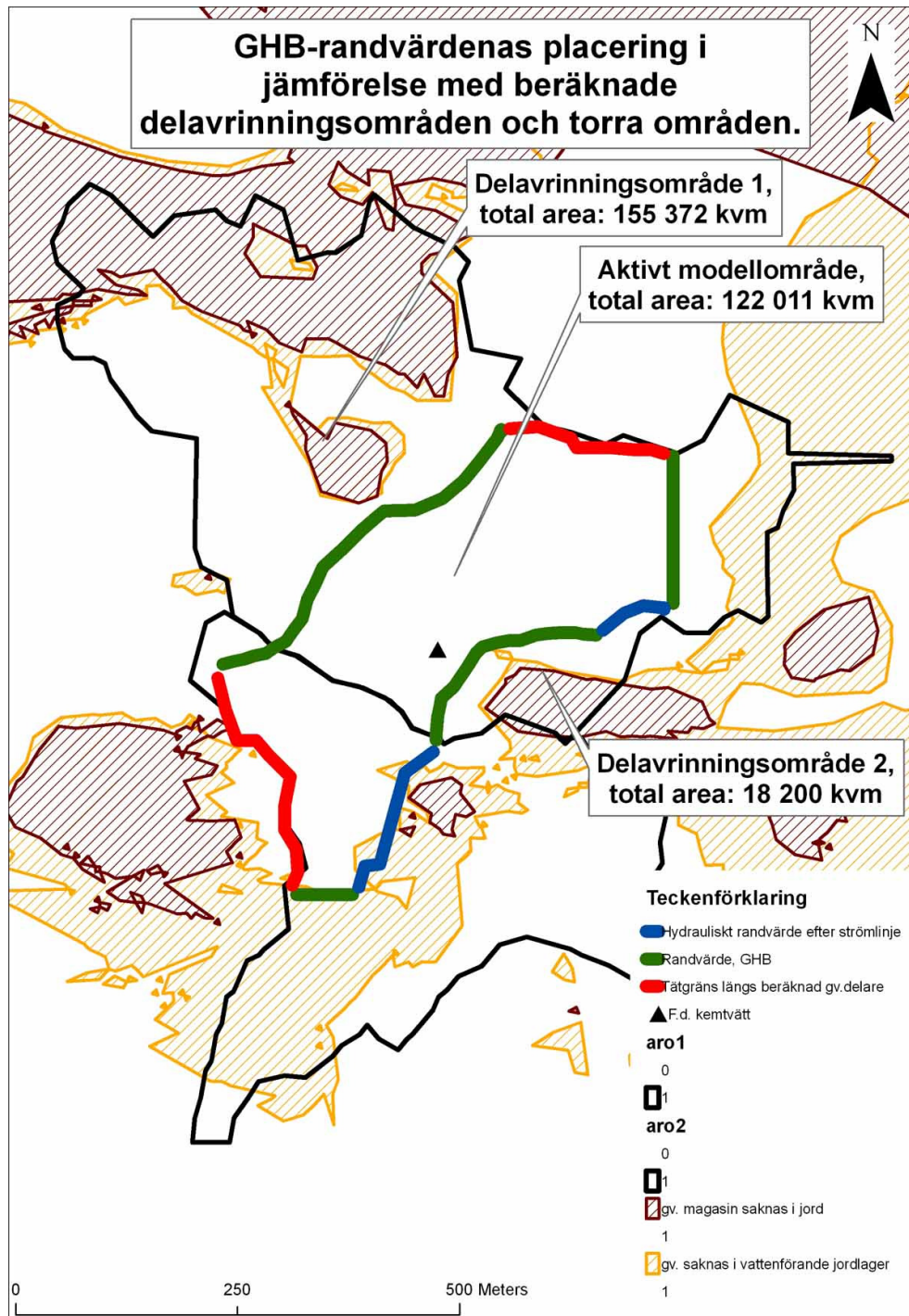
Figur 1. Modellens raster i plan. Vitt anger aktivt modellområde och grått inaktivt.



Figur 2. Modellens raster i N-S genomsnitt i närheten av den f.d. kemptvätten. Vitt anger aktivt modellområde och grått inaktivt. Höjdförhållandet är överdrivet fem gånger.



Figur 3. Modellens raster i V-O genomskärning i närheten av den f.d. kemtvätten. Vitt anger aktivt modellområde och grått inaktivt. Höjdförhållandet är överdrivet fem gånger.



Figur 2. Randvärdenas (GHB) placering har skissats och kan jämföras med beräknade lokala ytavrinningsområden och torra ytor.

Tabell 1. Jämförelse mellan observerade medelvärden och beräknade värden för varje observationspunkt. Observationspunkternas läge framgår av figur 1.

Observationspunkt	Observerade medelvärden (2005-2007) (m)	Modellberäknade värden (m)	Skillnad mellan beräknade värden och observerade medelvärden (m)
FJBA100	19,86	19,77	-0,09
GW12	21,12	20,66	-0,46
RGV1	20,99	20,62	-0,36
S1	20,98	20,64	-0,34
S10	21,02	20,66	-0,35
S11	21,09	20,67	-0,41
S12	20,56	20,57	0,02
S13	20,6	20,65	0,05
S14	20,91	20,58	-0,32
S15	20,82	20,50	-0,32
S16	18,67	18,95	0,28
S17	20,98	20,47	-0,51
S18	20,9	20,22	-0,67
S19	20,81	20,59	-0,22
S2	20,81	20,63	-0,17
S21	20,49	20,65	0,16
S23	20,83	20,81	-0,02
S24	20,86	20,69	-0,17
S3	20,87	20,66	-0,21
S5	20,81	20,66	-0,15
S6	20,94	20,63	-0,31
VIA101	20,33	20,42	0,09



Figur 1. Observationspunkternas läge i modellen.



Figur 2. Jämförelse mellan beräknad (blå linjer) och interpolerad (röda linjer) ekvipotentialkarta för modellager 2. Mellan varje linje ändras grundvattnets totalpotential 1 m. Gröna områden anger celler som gått torra under simuleringen, vitt område anger aktivt modellområde och grått inaktivt.



Figur 1. Resultat från partikelspårningen i modellager nr 2 med kalibrerad modell. Partiklarnas startlägen visas som punkter och partikelbanorna som linjer. Pumpbrunnen, SAN2, visas som en kraftig punkt i mitten av figuren. Gröna områden anger celler som gått torra under simuleringen, vitt område anger aktivt modellområde och grått inaktivt.