

# Föroreningstransport till vattentäkter i kristallint berg

Pollutant Transport to Water Supplies in  
Crystalline Rock

---

Helena Whitlock



## Referat

### Föroreningstransport till vattentäkter i kristallint berg

*Helena Whitlock*

Denna studie behandlar problematiken vid vattenförsörjning från vattentäkter i berg, vilka är mycket känsliga för föroreningar eftersom föroreningssanering ofta är svår eller omöjlig. Syftet med arbetet är att öka kunskapen om föroreningstransport till vattentäkter i kristallint berg, vilken ska kunna användas till att ta fram mer relevanta vattenskyddsområden för dessa vattentäkter.

Det finns en rad antropogena föroreningskällor som utgör en risk för vattentäkter i kristallint berg. Genom litteraturstudier framkom att mineraloljor och bekämpningsmedel utgör de vanligaste hoten mot vattentäkter i berg. I de riskinventeringar som gjorts inför inrättandet av vattenskyddsområden i berg var de föroreningskällor som nämndes i flest rapporter: vägar/järnvägar/sjötransporter, jord-/skogsbruk/djurhållning och hantering/förvaring av oljeprodukter. Hur stor risk det är att en föroreningskälla förorenar en vattentäkt är svårt att säga generellt och det beror av egenskaper hos källan, marken och utsläppet.

Faktorer som inverkar på transporten i berg studerades genom litteraturstudier. De faktorer som är viktigast för föroreningstransporten i kristallint berg som framkommit i denna studie är dels randvillkor såsom grundvattenbildning och omgivningens topografi, dels sprickornas förekomst och egenskaper såsom spricknätverkens förbindelsegrad, sprickornas öppenhet, skrovlighet och mineralfyllnad. Av stor vikt för vattentäkter i berg är flödets kanalisering, vilken innebär att en förorening kan anlända till en brunn i flera tidsmässigt utbredda föroreningstoppar och inte i en topp som i ett homogent, poröst medium. Föroreningar sprids förutom med grundvattenflödet även genom dispersion, diffusion och sorption. Brister i kunskaperna finns främst inom grundvattenbildningen till berg och hur det omättade flödet sker.

En konceptuell modell togs fram för att åskådliggöra problematiken kring vattentäkter i berg och med denna som grund togs en numerisk modell fram i programvaran FEFLOW. Simuleringarna med den numeriska modellen visade att sprickorna har en avgörande betydelse för transporten i berget. Även flödet i sprickor som korsar en spricka där uttag sker påverkas av uttaget från en brunn. En förorening från ett utsläpp som sker inom jordlagret ankommer betydligt fortare till en vattentäkt i berg än en förorening som kommer från ett utsläpp ovan mark.

Förslag på ytterligare studier är: undersökning av enskilda föroreningars transport i berg, numerisk modellering för att undersöka vilka parametrar som har störst betydelse för transporten i berg och utvärdering av resultatet från simuleringarna mot verkligheten.

**Nyckelord:** Sprickflöde, föroreningstransport, kristallint berg, grundvattenmodellering, vattenskyddsområde, vattentäkt, föroreningskällor

## **Abstract**

### **Pollutant Transport to Water Supplies in Crystalline Rock**

*Helena Whitlock*

This thesis deals with problems that concern water supplies found in rock, which are very sensitive to pollution since decontamination is often hard or impossible to perform. The aim of the study is to improve the knowledge of contaminant transport to water supplies in crystalline rock in order to enable a more accurate establishment of water protection areas for these water supplies.

There are a number of anthropogenic sources of pollution that pose a risk to water supplies in crystalline rock, the most common of which are mineral oils and biocides. In the risk inventories made before establishing of water protection areas, the sources of pollution mentioned in the most reports were: roads/rail/sea transports, agriculture/forestry/animal farming and handling/storage of petroleum products. It is difficult to say how great of a risk a pollutant source poses for a groundwater source, but it depends on the characteristics of the source, the soil and bedrock and the effluent discharge.

Factors influencing the transport through rock were examined through literature studies. The aspects found of most importance to contaminant transport in crystalline rock are on one hand, boundary conditions defined by, for instance, groundwater recharge and the topography of the surroundings, and on the other hand, the prevalence of fractures and their characteristics such as connectivity of the fracture network, fracture aperture, roughness and mineral content.

Of great importance for water supplies in rock is channelization, which implies that a pollutant may arrive at a well in multiple peaks spread over time and not in one peak as in a homogeneous porous medium. Additionally pollutants are spread with groundwater by dispersion, diffusion and sorption. A considerable lack of knowledge has been identified in areas regarding groundwater recharge to the rock and how the unsaturated flow takes place.

A conceptual model was developed to visualise the various problems of the water supplies and served as a basis for a numerical model in the software FEFLOW. Simulations with the numerical model showed that fractures had a crucial role for the transport in the rock. Furthermore the flow in a fracture intersection containing a well was affected by the water withdrawal in the well. A pollutant discharge below the ground surface arrived considerably faster to a water supply in the bedrock compared to a discharge occurring above the ground surface.

Suggestions for further studies: investigation of individual pollutants' transport in rock, inquiry into which parameters that have the greatest importance to transport in rock through numerical modelling and evaluation of simulation results compared to reality.

**Keywords:** Fracture flow, pollutant transport, crystalline rock, groundwater modelling, water protection area, water supply, sources of pollution

## Förord

Detta examensarbete har utförts inom Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och omfattar 30 högskolepoäng (ECTS). Examensarbetet har utförts på Sveriges geologiska undersökning i Uppsala.Handledare har varit Liselotte Tunemar på hydrogeologienheten på SGU och ämnesgranskare har varit Allan Rodhe på institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.

Jag har fått hjälp av många personer under arbetets gång. Jag vill tacka alla anställda på hydrogeologienheten på SGU för all hjälp och uppmuntran jag har fått och för att jag har fått vara en del av denna trevliga arbetsplats. Framförallt vill jag tacka min handledare Liselotte Tunemar, Bo Thunholm (SGU), Josef Källgården (SGU) och Magdalena Thorsbrink (SGU) för vägledning och stöd under arbetets gång. Dessutom vill jag tacka min ämnesgranskare Allan Rodhe för konstruktiva synpunkter på arbetet.

Helena Whitlock

Uppsala, augusti 2008

# Populärvetenskaplig sammanfattning

## Föroreningstransport till vattentäkter i kristallint berg

*Helena Whitlock*

En stor del av Sveriges dricksvattenförsörjning består av grundvatten. För att bevara en god kvalitet på grundvattnet måste det skyddas mot förorening. Detta görs idag främst genom inrättandet av vattenskyddsområden, vilket regleras i Miljöbalken. Dessutom fastslår EG:s ramdirektiv att dricksvattenförekomster av en viss storlek ska säkerställas skydd. Inrättandet av vattenskyddsområden bidrar även till att uppnå det nationella miljökvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet*. Inför inrättandet av vattenskyddsområden görs en bedömning av hur fort en förorening kan nå vattentäkten. Detta är mycket komplicerat när vattentäkten befinner sig i berg. Dessutom kräver vattentäkter i berg att skyddet är bra eftersom de är mycket känsliga för föroreningar då det är svårt eller omöjligt att sanera berget.

Syftet med arbetet är att öka kunskapen om föroreningstransport till vattentäkter i kristallint berg för att öka möjligheten att ta fram bättre vattenskyddsområden för dessa vattentäkter. För att uppnå syftet har litteraturstudier gjorts av vilka föroreningar som utgör en risk för vattentäkter i kristallint berg och av tillgänglig information om grundvattenflödet i berg. En begreppsmodell konstruerades för att åskådliggöra tänkbara problem i en vattentäkt och en matematisk modell skapades för att genom datorsimuleringar studera transportvägar och hur transporten beror av egenskaperna hos de sprickor som finns i berget. Den matematiska modellen skapades i modelleringsprogrammet FEFLOW.

I litteraturstudien framkom att den risk en förorening utgör för en vattentäkt beror dels av vilken förorening det är, dels av markens egenskaper vid vattentäkten. Föroreningar kan vara olika giftiga och risken för att ett utsläpp ska ske skiljer sig också. De föroreningar som är de vanligaste hoten mot vattentäkter i berg i Sverige är olja och bekämpningsmedel.

Det finns många mänskliga föroreningskällor som utgör en risk för vattentäkter i berg. Hur stor risken är att en föroreningskälla förorenar en vattentäkt är svårt att säga generellt och det beror av egenskaper hos källan, marken och utsläppet. Inför inrättandet av ett vattenskyddsområde ställs i allmänhet en rapport samman, där bland annat en riskinventering brukar redovisas. I riskinventeringen tas potentiella föroreningskällor i vattentäktens närhet upp. I studien gjordes en sammanställning av riskinventeringarna från 30 rapporter som inkommit till SGU. De vanligast förekommande föroreningskällorna i rapporterna som sammanställdes var: vägar/järnvägar/sjötransporter, jord-/skogsbruk/djurhållning och hantering/förvaring av oljeprodukter.

De omständigheter som påverkar transporten i berg studerades i litteraturen. Hur mycket vatten som en berggrund leder beror på vilken bergart det är och vilken sorts sprickor som finns. Dessutom påverkas vattenflödet av om berget är vattenmättat eller om det även finns luft i berget. Det hårda berget korsas av sprickor i varierande storlek, från små sprickor mellan mineralkornen till stora sprickzoner som uppstått genom berggrundens rörelse. De stora sprickorna har stor betydelse för grundvattnets transport i berget, eftersom berget i övrigt är i stort sett ogenomträngligt. Sprickorna sitter ihop och bildar nätverk av sprickor, genom vilka vatten kan transporteras. Flödet i sprickor är dock komplicerat eftersom deras ytor är ojämna och de kan vara fyllda av partiklar. Flödet i sprickor kan ta olika vägar, vilket gör att en viss förorening kan delas upp och komma fram till en brunn vid olika tidpunkter.

Begreppsmodellen konstruerades utifrån fakta om ett utvalt områdes jordlager och antaganden gjordes om hur grundvattenflödet in till området, i området och ut ur området sker. Modellen var en förenkling av verkligheten och användes för att få en övergripande bild av den invecklade verkligheten. En begreppsmodell gör det dessutom lättare när mätresultat från fältundersökningar ska omsättas till en modell i datorn eftersom man då redan innan vet ungefär hur det bör se ut.

Resultatet från den matematiska modellen visade att flödet i berget skedde i sprickor. När sprickornas tjocklek eller ledningsförmåga minskades, blev transporttiden för vattnet till vattentäkten längre. Detta mönster följdes tills sprickornas tjocklek eller ledningsförmåga sattes till mycket låga värden, då transporttiden blev densamma som vid simulering utan sprickor. Ytterligare resultat var att grundvattnets transporthastighet var mycket större i breda sprickor och när sprickorna hade bättre ledningsförmåga. Även flödet i sprickor som korsar en spricka från vilken vatten tas, berörs av uttaget. Vidare tar det längre tid för en förorening att transporteras till en spricka om utsläppet sker ovan markytan än om det sker inom jordlagret.





# Innehållsförteckning

1	Inledning .....	1
1.1	Bakgrund .....	1
1.2	Syfte .....	2
2	Material och metoder .....	3
2.1	Övergripande metoder .....	3
2.2	Litteraturstudier .....	3
2.3	Konceptuell modell .....	3
2.4	Numerisk modell .....	3
3	Föroreningar och föroreningskällor .....	5
3.1	Föroreningar som kan utgöra risk för vattentäkter .....	5
3.2	Föroreningskällor som kan utgöra risk för vattentäkter .....	5
3.3	Sammanfattning föroreningskällor .....	8
4	Grundvatten i berg .....	9
4.1	Grundvattnets befintlighet i berg .....	9
4.2	Berggrundens porositet .....	9
4.3	Bergartens hydrogeologiska betydelse för uttagsmöjligheter ur brunn .....	10
4.4	Tektonikens betydelse för vattenföringen .....	10
4.5	Grundvattenbildning till berg .....	11
4.6	Omättat flöde i berg .....	11
4.7	Grundvattnets strömning i berg .....	12
4.8	Flöde i nätverk av sprickor .....	13
4.9	Sprickornas geometriska egenskaper .....	13
4.10	Flöde i enskilda sprickor .....	14
4.11	Hydraulisk konduktivitet .....	15
4.12	Föroreningsspridning i berg .....	16
4.13	Sammanfattning grundvatten i berg .....	16
5	Konceptuell modell .....	18
5.1	Områdesbeskrivning .....	18
5.2	Hydrostratigrafiska enheter .....	19
5.3	Vattenbudget .....	19
5.4	Flödessystemet .....	20
6	Numerisk modell .....	22
6.1	Modellutformning .....	22
6.1.1	Problemdefinition .....	22
6.1.2	Beräkningsnät .....	22
6.1.3	Modellager .....	22
6.2	Modellparametrar .....	23
6.2.1	Begynnelsevärden .....	23
6.2.2	Grundvattennivåer, flöden och förorening .....	24
6.2.3	Lagrens flödesegenskaper .....	24
6.2.4	Sprickans flödesegenskaper .....	25
6.3	Kompletterande modell .....	25
7	Resultat från den numeriska modellen .....	26
8	Diskussion .....	29
8.1	Föroreningar och föroreningskällor .....	29
8.2	Grundvatten i berg .....	30
8.3	Konceptuell och numerisk modell .....	31
9	Slutsatser .....	33
	Referenser .....	34



# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

En stor del av Sveriges dricksvattenförsörjning består av grundvatten. För att bevara en god kvalitet på grundvattnet måste det skyddas mot förorening. Detta görs idag främst genom inrättandet av vattenskyddsområden, vilket regleras i 7 kap 21 § och 22 § Miljöbalken. Enligt miljöbalken (SFS 1998:808) får länsstyrelsen eller kommunen inrätta vattenskyddsområden för grund- eller ytvattentillgång som är i bruk eller som kan komma att tas i bruk i framtiden. Dessutom fastslår EG:s ramdirektiv från år 2000 (2000/60/EG artikel 7) att dricksvattenförekomster av en viss storlek ska säkerställas skydd. Inrättandet av vattenskyddsområden bidrar även till att uppnå det nationella miljökvalitetsmålet *Grundvatten av god kvalitet*. Målet är att ge en säker och hållbar dricksvattenförsörjning samt bidra till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar och vattendrag (Miljömål, 2007).

Vattenskyddsområden för grundvatten ska inrättas så att potentiellt förorenande verksamhet och markanvändning inte tillåts inom vattenskyddsområdet. Avsikten är att en förorening ska hinna upptäckas och bortsaneras innan den når grundvattentäkten eller på naturlig väg brytas ner, fastläggas eller spädas ut innan den når grundvattentäkten (Naturvårdsverket, 2003). Enligt Naturvårdsverkets *Allmänna råd om vattenskyddsområden* (NFS 2003:16) bör vattenskyddsområdet omfatta hela grundvattentäktens tillrinningsområde om det inte kan påvisas att skyddet kan uppnås även med ett mindre skyddsområde. Skyddsområdet kring grundvattentäkter delas in i vattentäktszon (område kring vattentäkten), primär skyddszon (vattnets uppehållstid 100 dygn från yttre gräns till vattentäkten), sekundär skyddszon (vattnets uppehållstid minst ett år från yttre gräns till vattentäkten) och tertiär skyddszon (övriga delar av vattenskyddsområdet). Exempel på metoder som används för att bedöma hur vattenskyddsområdet och dess zoner ska avgränsas är: gränsdragning vid grundvattendelaren, gränsdragning på förutbestämt avstånd från grundvattentäkten, beräkningar av uppehållstider, sårbarhetsbedömning, empiriska erfarenheter och bedömning av risker/riskacceptans. (Naturvårdsverket, 2003)

Denna studie behandlar problematiken vid vattenförsörjning från vattentäkter i kristallint berg. Enligt Ojala m.fl. (2004) är 31 % av de allmänna vattentäkterna i Sverige i berg och ur dessa tas ca 7 % av vattnet som används till allmän vattenförsörjning. Enligt Naturvårdsverket (2003) är vattentäkter i berggrunden känsliga eftersom föroreningssanering ofta är svår eller omöjlig. Därför är det särskilt viktigt att förhindra förorening av vattenmagasin i berg, vilket ställer krav på att vattenskyddsområdena ska vara adekvat utformade. Enligt Fernqvist (2004) är detta dock inte alltid fallet, utan skyddsområden för vattentäkter i berg har i hög grad baserats på bristfälliga utredningar och undermålig redovisning av transporttidsberäkningar.

Enligt Hult (1988) har bristerna i utredningar inför inrättandet av vattenskyddsområden för vattentäkter i berg sin grund i att grundvattentransporten är mer komplicerad i den sprickiga berggrunden än i jord och att kunskapen om transport av föroreningar i berggrunden är betydligt mindre än den om transporten i jord. Förutom att transporten i sprickigt berg är komplex är det svårt att studera transporten direkt i sin helhet. Förutsättningarna för transporten kan endast undersökas i borrhål, där berget går i dagen eller vid bergets utkanter, vilket ökar betydelsen av modellering och simulering av sprickformationer vid undersökningar av transporten i berget (Smith och Schwarz, 1993). Kunskap om transport i sprickiga geologiska formationer är av stort intresse för bland annat utvinning av vatten, olja, mineral och geotermisk värme samt inför eventuellt slutförvar av använt kärnbränsle. Framförallt det sistnämnda har föranlett många studier av flödet i berg, vilket har förbättrat kunskapsläget under senare år.

## *1.2 Syfte*

Det övergripande syftet med detta arbete är att öka kunskapen om föroreningstransport till vattentäkter i kristallint berg (magmatiskt och metamorft berg) för att bidra till att möjliggöra framtagandet av mer relevanta vattenskyddsområden för dessa vattentäkter. De specifika målen är att:

1. Identifiera antropogena föroreningskällor som kan utgöra en risk för vattentäkter i kristallint berg.
2. Identifiera de viktigaste faktorerna som medför risk att en vattentäkt i kristallint berg ska förorenas av dessa källor.
3. Med hjälp av en modellansats värdera dessa faktorer.

## 2 Material och metoder

### 2.1 Övergripande metoder

Följande metoder användes för att uppnå målen:

1. Genom litteraturstudier identifiera antropogent orsakade föroreningskällor som kan utgöra en risk för vattentäkter i kristallint berg
2. Sammanställa i litteraturen tillgänglig information om grundvattenflöde i kristallint berg
3. Åskådliggöra tänkbara problem i en tänkt vattentäkt i kristallint berg med hjälp av en konceptuell modell
4. Studera spridningsvägar och olika sprickegenskapers inverkan på transporttiden för föroreningar i kristallint berg med hjälp av en numerisk modell

Arbetet avgränsas till att behandla vattentransporten och behandlar inte hur olika ämnen transporteras med vatten och hur ämnen växelverkar med berget.

### 2.2 Litteraturstudier

De antropogent orsakade föroreningskällorna identifierades genom en studie av allmän litteratur och studie av ansökningar om inrättande av vattenskyddsområden från SGUs arkiv. Dessa ansökningar bearbetas och arkiveras av SGU i enlighet med *Förordningen om områdesskydd enligt miljöbalken m.m.* (SFS 1998:1252), där det föreskrivs att yttrande om vattenskyddsområden ska hämtas in från SGU om det inte är uppenbart att ärendet saknar betydelse för SGU. De ansökningar som studerades var de handlingar som inkommit till SGU och var diareförda mellan år 2000 och år 2008 och i vilka det tydligt framgick att vattenskyddsområdet avsåg en vattentäkt i berg (både sedimentärt berg och kristallint berg). Ytterligare litteraturstudie gjordes för sammanställningen av information om föroreningstransport i berg.

### 2.3 Konceptuell modell

För att åskådliggöra tänkbara problem i samband med vattentäkter i berg ansattes en konceptuell modell för en utvald vattentäkt i sprickigt berg. Den konceptuella modellen togs fram genom att följa de av Anderson och Woessner (1992) föreslagna stegen i uppbyggandet av en konceptuell modell:

- I. Definition av hydrostratigrafiska enheter, det vill säga geologiska enheter med liknande hydrogeologiska egenskaper
- II. Uppställande av en vattenbudget för systemet
- III. Definition av flödet i systemet

### 2.4 Numerisk modell

För att studera spridningsvägar och olika sprickegenskapers inverkan på transporttiden byggdes en numerisk modell över den utvalda vattentäkten. Den numeriska modellen baserades på den konceptuella modellen och information från litteraturstudien om föroreningstransport i berg. Dessutom byggdes en kompletterande modell i form av ett rätblock för att kunna studera ett uttags inverkan på enskilda sprickor. Programvaran som användes för simuleringen var FEFLOW 5.3, i vilken flöde och föroreningstransport simuleras med finita elementmetoder. Indata bearbetades i ArcGIS 9.2.

I modellen skapades en föroreningskälla med koncentrationen  $100 \text{ mgL}^{-1}$  och en uttagsbrunn. Med hjälp av den numeriska modellen utfördes en känslighetsanalys. I analysen undersöktes hur tiden det tog innan föroreningskoncentration uppgick till  $0,1 \text{ } \mu\text{gL}^{-1}$  i vattentäkten påverkades av ändringar i parametrarna spricktjocklek, hydraulisk öppenhet och hydraulisk konduktivitet.

Den använda programvaran, FEFLOW 5.3, valdes bland annat för att beräkningar görs med finita elementmetoder istället för finita differensmetoder, vilka har visat sig bristfälliga vid studier av sprickor i berg. En av fördelarna med finita elementmodeller är att trycknivån definieras överallt i beräkningselementet och inte, som i finita differensmodeller, antas vara konstant i elementet. Dessutom är finita elementmodeller mer flexibla eftersom elementen kan göras oregelbundna (Olofsson m.fl., 2001).

Sprickor kan modelleras med så kalla dubbelporositet (en porositet ansätts för sprickan och en för bergmassan), som diskreta (separata) nätverk eller i så kallade stokastiska kontinuum (konduktiviteten är rumsligt oregelbunden) (Olofsson m.fl., 2001). I FEFLOW kan ett poröst medium kombineras med inslag av sammanlänkade en- eller tvådimensionella diskreta element. Det tredimensionella beräkningsnätet kan berikas med stångelement (kanaler) och areella element (sprickor). I detta arbete användes endast vertikala, areella element. Flödet i de areella elementen beräknades med två olika metoder, Darcy och Hagen-Poiseuille, där Darcy användes för stora sprickor (spricktjocklek  $\geq 10^{-2}$  m) och Hagen-Poiseuille för små sprickor ( $\leq 10^{-3}$  m). I det förstnämnda fallet beräknas flödet i en spricka som är avgränsad av två parallella plan och som är fylld med ett material med en valbar konduktivitet. I det andra fallet bestäms sprickans hydrauliska konduktivitet av spricktjockleken (ekvation 1).

$$k = \frac{B^2}{12} \cdot \frac{\rho \cdot g}{\mu} \quad (1)$$

där  $k$  = hydraulisk konduktivitet [ $\text{LT}^{-1}$ ];  $B$  = spricktjocklek [L];  $\rho$  = vätskans densitet [ $\text{ML}^{-3}$ ];  $g$  = gravitationsaccelerationen [ $\text{LT}^{-2}$ ];  $\mu$  = vätskans dynamiska viskositet [ $\text{ML}^{-1}\text{T}^{-1}$ ]

## 3 Föroreningar och föroreningskällor

### 3.1 Föroreningar som kan utgöra risk för vattentäkter

Med föroreningar menas här ämnen som av människan tillförs naturen och som kan försämra grundvattenkvaliteten och därmed göra vattnet otjänligt som dricksvatten. I Naturvårdsverkets (2003) *Vattenskyddsområde – Handbok med allmänna råd* har potentiella föroreningar identifierats. Enligt handboken är den förorening som oftast orsakar allvarliga skador på grundvattentäkter mineraloljor, eftersom de hanteras ofta och hanteras i stora volymer. De flesta mineraloljor har låg löslighet i vatten men kan även vid ringa koncentrationer ge en märkbar inverkan på lukt och smak. Enligt Naturvårdsverket är bekämpningsmedel (främst träskyddsmedel men även från jordbruk och hushåll) ytterligare ett hot mot vattentäkter eftersom nedbrytningen av bekämpningsmedel är långsam i vatten och gränsen för otjänligt dricksvatten ( $0,1 \mu\text{gL}^{-1}$ ) överskrids redan vid små utsläppsvolymer. Däremot har de bekämpningsmedel som numer används ofta stor förmåga till fastläggning i jorden och de bryts ner relativt snabbt i jorden, vilket minskar risken för att de ska nå grundvattnet. Naturvårdsverket nämner även växtnäringssämnen såsom kväve-, fosfor- och kaliumföreningar som en vanlig fara för vattenkvaliteten. Av dessa är det främst nitrat från jordbruksmark och kväve från avloppsvatten som utgör ett problem för grundvattnet, medan fosfat och kalium har en stark tendens att fastläggas i marken. Ytterligare föroreningar som berörs i Naturvårdsverkets handbok är oorganiska salter, lösningsmedel, fenoler, köldbärande vätskor, radioaktivt avfall och sjukdomsalstrande mikroorganismer. De oorganiska salterna har hög löslighet i vatten och de positiva metalljonerna fastläggs ofta i marken medan de negativa nitrat- och kloridjonerna har stor rörlighet. Lösningsmedel är en föroreningsgrupp med stor variation av egenskaper. Organiska lösningsmedel är vanligen svårlösliga i vatten och deras fysikaliska egenskaper bestämmer hur de rör sig i marken. (Naturvårdsverket, 2003)

### 3.2 Föroreningskällor som kan utgöra risk för vattentäkter

Föroreningar kan komma från punktvisa eller diffusa källor och vara antingen tillfälliga eller kontinuerliga. Naturvårdsverket (2003) identifierar följande riskobjekt (figur 1):

*Urban miljö* där hushåll kan ge upphov till punktutsläpp som kan vara både tillfälliga och kontinuerliga såsom enskilda avlopp, energianläggningar, hushålls- och trädgårdskemikalier, läckande oljetankar, dagvatten, markarbeten, borrhningar för bland annat dricksvatten samt släckvatten. Förväntade föroreningar från dessa källor är bland annat mineralolja, bekämpningsmedel, oorganiska salter och växtnäringssämnen. (Naturvårdsverket, 2003)

*Jord- och skogsbruk* kan vara upphov till tillfälliga punktkällor vid olyckor, kontinuerliga punktkällor, såsom läckande bränsletankar, gödsellager och från träskyddsmedelsbegjutning av timmerupplag, samt kontinuerliga diffusa källor såsom ogräs- och skadedjursbekämpning och gödselspridning. Förväntade föroreningar från dessa källor är mineralolja, kemikalier från bekämpningsmedel, oorganiska salter, växtnäringssämnen och sjukdomsalstrande mikroorganismer (Naturvårdsverket, 2003). Dessutom kan bevattning leda till läckage av ämnen som förekommer naturligt i marken, vilket kan leda till förhöjda koncentrationer av dessa ämnen i grundvattnet (Richard m.fl., 1990).

*Vägar, järnvägar och sjötransporter* kan utgöra föroreningskällor som är både tillfälliga, punktvisa såsom olyckor med utsläpp eller kontinuerliga, diffusa såsom slitage av vägar och fordon, trafikemissioner, vägsaltning samt dagvatten. Dessutom finns förhöjd risk för utsläpp vid tunneldrivning, schaktningsarbeten samt vid transport av tung trafik och farligt gods. Förväntade föroreningar från dessa källor är mineralolja, lösningsmedel, oorganiska salter, försurande ämnen, bekämpningsmedel och utsläpp vid olyckor. (Naturvårdsverket, 2003)

*Industriemiljöer* är kontinuerliga punktkällor som kan bidra med föroreningar genom avfall, avlopp, transporter, markarbeten och förorenad mark. Vilka föroreningar som släpps ut beror på industriverksamheten, men vanliga föroreningar från industrier är oorganiska salter, lösningsmedel och andra kemikalier. (Naturvårdsverket, 2003)

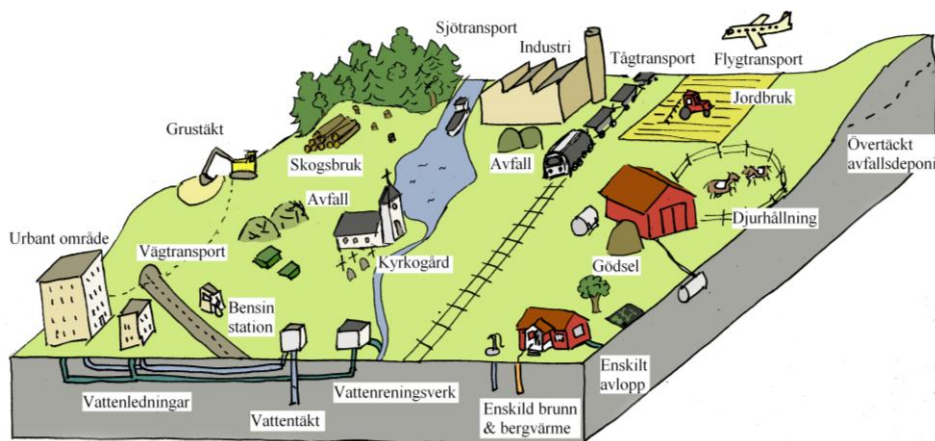
*Avfallsdeponier* för avfall från hushåll och industrier samt för avloppsslam från avloppsanläggningar är ofta kontinuerliga punktkällor för föroreningar såsom oorganiska salter och sjukdomsalstrande mikroorganismer (Naturvårdsverket, 2003). Industriavfall kan dessutom innehålla hälsovådligt material. Placeringen av avfallsdeponier har tidigare ofta skett utan hänsyn till hydrogeologisk lämplighet och utan genomtänkt, teknisk utformning. Därför är ofta deponins kontakt med grundvattnet liksom innehållet i deponierna okänt, vilket ökar faran för vattentäkten. (Richard m.fl., 1990)

*Täktverksamhet och andra schaktarbeten* utgör föroreningskällor både som aktiva och inaktiva eftersom markförhållandena påverkas och markens reningsegenskaper försämras genom att jordlager tas bort, varpå den omättade zonens mäktighet minskar och direktkontakt mellan grundvattnet och markytan kan uppstå (Naturvårdsverket, 2003). I gruvor kan oxidation av utsatta mineral leda till surt lakvatten och läckage av tungmetaller. Avvattning i och med gruvdrift kan ändra grundvattenflödet och eventuellt bidra till nya föroreningskällor. (Richard m.fl., 1990)

*Avloppsanläggningar*, bräddpunkter och avloppsledningar utgör kontinuerliga källor för växtnäringssämnen och sjukdomsalstrande mikroorganismer genom läckage från ledningar och infiltration från bassänger (Naturvårdsverket, 2003).

*Vattenverksamheten*, det vill säga vattentäkten och aktiviteter i samband med den, kan i sig utgöra en föroreningskälla genom spridning av föroreningar från arbeten nära vattentäkten, infiltration av förorenat ytvatten (till exempel genom inducerad infiltration) eller genom överuttag, vilket kan leda till vattenbrist eller kvalitetsförsämring genom till exempel saltvatteninträngning (Naturvårdsverket, 2003).

*Övriga föroreningskällor* är bland annat bensinstationer (lösningsmedel, mineralolja), handelsträdgårdar (bekämpningsmedel, gödsel), fyllnadsmassor, nedgrävning av sopor, materialupplag och kyrkogårdar. Från förvaring i cisterner eller tankar och transport i rörledningar eller på fordon kan spill och läckage ske av vätskor (dag- och avloppsvatten, petroleumprodukter, gödselmedel, bekämpningsmedel och andra kemikalier). Transporten och förvaringen kan ske både ovan och under markytan, där förvaring inom jordlagret utgör det största hotet i och med att läckor är svårupptäckta och att det är kortare avstånd till grundvattnet (Richard m.fl., 1990). Ytterligare hot är sabotage, kris, krig, klimatförändringar samt föroreningar från luften som torr- eller våtdeposition (Naturvårdsverket, 2003).



**Figur 1.** Illustration av potentiella föroreningskällor.



Resultatet från studien (vilken beskrivs i kapitel 2.2) av ansökningshandlingar som inkommit till SGU och som rör vattenskyddsområden för vattentäkter i sedimentärt och kristallint berg sammanfattas i tabell 1. I tabellen redovisas de rapporter som behandlar vattentäkter i berg och som i sin riskinventering har uppgett vilka föroreningskällor som utgör en potentiell risk för vattentakten. Av de 30 studerade handlingarna innehöll 17 stycken (56 %) en redovisning av riskinventering. De möjliga föroreningskällor som nämndes i flest rapporter var vägar och transporter, jordbruk/skogsbruk/djurhållning, hantering/förvaring av oljeprodukter och urbana områden. Avfallsdeponier uppgavs inte som potentiell föroreningskälla i någon av rapporterna.

**Tabell 1.** Sammanställning av ansökningar om vattenskyddsområde för vattentäkter i berg från SGUs arkiv. Antal rapporter som i sin riskinventering uppger respektive potentiell föroreningskälla

Antal	Föroreningskälla	Specificerad risk	Förorening
15	Vägar, järnvägar och sjötransporter	Olyckor, tung trafik, nybyggnation, underhåll, slitage, terrängkörning, ogräsbekämpning, dagvatten	Farligt gods, vägsalt, oljedropp, luftutsläpp, bekämpningsmedel, metaller
14	Jord- och skogsbruk samt djurhållning	Avlopp, gödsling, bekämpningsmedel, dikning, timmerupplag och skogsavverkning	
13	Hantering/förvaring av oljeprodukter	Tankar (över och under markytan, i bruk och gamla), uppställning av fordon, läckande rör, verkstäder	Olja och drivmedel
12	Urban miljö	Oljetankar, enskilda avloppsanläggningar, energianläggningar, enskilda brunnar, olyckor	Olja, dagvatten, hushålls/trädgårdskemikalier
11	Vatten- och avloppsreningsverk	Bassänger, ledningsnät, markbädd	Kemikalier, slam
5	Andra brunnar	Energibrunnar, infiltration längs foderrör	Köldbärandevätska
4	Industrimiljöer	Avlopp, transporter, verkstäder	Impregneringsmedel, miljöfarligt gods
4	Täktverksamhet	Stenbrott, torvtäkt	Urlakning av gruvavfall
4	Förändringar av markens egenskaper	Diken från vägar samt jordbruks- och sankmark, genomborrning av täta lager, markarbeten	Saltvatten från djupare magasin och ytvattentransport
3	Vattenverksamheten	Entreprenadarbeten, överuttag	Vattenbrist och försämrad kvalitet
3	Kyrkogård		
2	Klimatförändringar		Lättare och snabbare spridning pga. blötare och mildare
1	Flygtrafik	Haveri, avisning, start och landning	Drivmedel (från start/landning och haveri), avisningsvätskor
1	Förurning		Lösning av tungmetaller och spridning av dessa
1	Skola	Oljepanna, golvbrunn	
1	Rensköttsel		
1	Transformatorer		
1	Turism	Hund, skoter, häst	
0	Avfallsdeponier		

### 3.3 Sammanfattning föroreningskällor

De antropogena föroreningskällor som identifierats i litteraturen är:

- vägar, järnvägar och sjötransporter (fordon, tunneldrivning, schaktningsarbeten)
- jord- och skogsbruk samt djurhållning (bränsletankar, gödsellager, timmerupplag, odlingar, renskötsel)
- hantering och förvaring av oljeprodukter (bensinstationer, tankar, uppställning av fordon, rör, verkstäder)
- urban miljö (enskilda avlopp, enskilda brunnar, energianläggningar, trädgårdar, oljetankar, dagvattenledningar, markarbeten, borrningar, kyrkogårdar, skolor)
- vatten- och avloppsreningsverk (bräddpunkter, bassänger, markbädd och ledningar)
- industrimiljöer (avfall, avlopp, transporter, markarbeten)
- täktverksamhet och andra schaktarbeten, vattenverksamheten (arbeten nära vattentäkten, infiltration, överuttag)
- flygtrafik
- transformatorer
- turism
- avfallsdeponier
- handelsträdgårdar
- fyllnadsmassor och materialupplag

I de studerade riskinventeringarna var vägar/järnvägar/sjötransporter, jord-/skogsbruk/djurhållning och hantering/förvaring av oljeprodukter de som angavs som en potentiell risk i flest fall.

## 4 Grundvatten i berg

### 4.1 Grundvattnets befintlighet i berg

Berggrunden består av mineral och hålrum. Hålrummen utgörs av sprickor och mikroskopiska mellanrum mellan mineralkorn. Det är i dessa hålrum som grundvattnet i berget återfinns. Hålrummen i berggrunden har bildats antingen när berggrunden formades eller genom tektoniska processer som till exempel veckning och förskjutning (Olofsson m.fl., 2001). De delar av berggrunden som utgörs av mineral och mikroskopiska hålrum mellan mineralkrystaller benämns fortsättningsvis bergmassa. Kristallin berggrund består med denna benämning av bergmassa och makrosprickor, vilka av Domenico och Schwartz (1998) definieras som de sprickor som med lätthet kan upptäckas med blotta ögat.

Beroende på grundvattenytans läge kan omättade eller mättade förhållanden råda i berggrundens hålrum. Där berget överlagras av jordlager med en mäktighet på flera meter befinner sig grundvattennivån oftast i jordlagret, medan grundvattennivån kan finnas i berget i områden som saknar överlagrande jordlager eller där jordlagren är tunna. De regionala faktorer som påverkar grundvattennivån är bland annat klimat, årstid, nederbörd, vattenuttag och dränering. Lokalt påverkas grundvattennivån av berggrundens hydrauliska ledningsförmåga, topografin och sprickornas egenskaper. I högt belägna områden är avståndet mellan markytan och grundvattennivån ofta större än i lägre belägna områden. Nära sjöar sammanfaller grundvattennivån normalt med sjöytan eller befinner sig över sjöytan. Grundvattenytan sammanfaller med markytan i låglänta områden med stora sprickzoner. Artesiskt grundvatten kan finnas i sänkor där bergytan täcks av lera. Grundvattennivån i olika lager på en viss plats kan variera varför ett borrhål kan skapa en förbindelse där strömning kan ske från en zon där grundvattnet har en högre totalpotential till en zon där grundvattnet har en lägre totalpotential. (Hult, 1988)

### 4.2 Berggrundens porositet

Berggrundens porositet är den totala volymandel av berggrunden som utgörs av hålrum och sprickporositeten är volymandelen sprickor i berggrunden (Olofsson m.fl., 2001). Neretnieks (1993) framhåller att endast vissa av hålrummen bidrar till grundvattenflödet, eftersom vissa hålrum är isolerade i bergmassan utan kontakt med andra hålrum, vissa är fyllda med partiklar eller utgör slutet i ett nätverk av sprickor. Volymandelen hålrum som bidrar till grundvattenflödet benämns kinematisk porositet (Olofsson m.fl., 2001). Enligt Liu m.fl. (2002) kan vissa hålrum, vilka är förbundna med hålrum som bidrar till grundvattenflödet, men som själva inte bidrar till grundvattenflödet, bidra till interaktionen mellan vattnet i bergmassan och vattnet i hålrummen (till exempel genom diffusion).

Porositeten i kristallint berg varierar mycket och Neretnieks (1993) uppger 0,05 – 0,5 % som typiska porositetsvärden medan medelporositeten i en studie av 32 intakta granitprov var 1,5 % (NRC, 1996). Enligt SKB (2005) är porositeten 0,06 – 0,53 % i Simpevarp vid Oskarshamn. Även den kinematiska porositeten varierar betydligt och uppskattas till 0,01 – 0,1 % för homogen, kristallin berggrund (Carlsson och Gustafson, 1991). Variationer finns mellan olika bergarter, men enligt Hult (1988) har undersökningar visat att variationerna i hålrummens utbredning och vattenförande egenskaper kan vara större inom en bergart än variationerna mellan olika bergarter.

Den dränerbara porositeten eller magasincoeffcienten ( $S$ ) är den volym vatten som på grund av gravitationen avges per volym poröst material som respons på en sänkning av vattenytan (Anderson och Woessner, 1992). Magasincoeffcienten är liten i fint material och stor i grovt material. Ju grövre materialet är desto mer närmar sig magasincoeffcienten den totala

porositeten. Carlsson och Olsson (1983) beräknade magasincoeffcienten i svenskt kristallint berg till mellan  $10^{-6}$  och  $10^{-4}$  utifrån resultat från 45 in-situ test. För sprucket berg använder Öhman och Niemi (2003) magasincoeffcienten  $6,7 \cdot 10^{-7}$ , vilken är beräknad utifrån antagandet att bergets magasincoeffcient bestäms av sprickorna i bergmassan. Den specifika magasineringen ( $S_s$ ) är volymen vatten som avges från en enhetsvolym av poröst material per enhet tryckminskning. Den beräknas enligt ekvation 2 utifrån ett mediums kompressibilitet ( $\beta$ ), vilken är mediets relativa volymminskning under inverkan av ett allsidigt tryck. Enligt Domenico och Schwarz (1998) är kompressibiliteten för solitt berg mindre än  $3,3 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ N}^{-1}$ .

$$S_s = \rho_w g (\beta_p + n\beta_w) \quad (2)$$

där  $\rho_w$  är vattnets densitet ( $1000 \text{ kg m}^{-3}$ ),  $g$  är gravitationsaccelerationskonstanten ( $9,8 \text{ ms}^{-2}$ ),  $\beta_p$  och  $\beta_w$  är kompressibiliteten för mediet respektive för vatten ( $4,8 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ N}^{-1}$ ) och  $n$  är porositeten.

### **4.3 Bergartens hydrogeologiska betydelse för uttagsmöjligheter ur brunn**

Det finns skillnader i medianvärden för uttagsmöjligheter mellan brunnar i olika bergarter, men variationerna kan vara större inom en och samma bergart än mellan olika bergarter. Skillnaderna mellan bergarterna kan bero på deras kemiska sammansättning, struktur och textur. Sura bergarter spricker lättare än basiska och en sammanställning av uppgifter om uttagsmöjligheterna ur bergborrade brunnar visar att uttagsmöjligheterna för brunnar i sura, granitiska bergarter är ca 60 % högre än för brunnar i basiska, omvandlade bergarter. (Olofsson m.fl., 2001). Finkorniga bergarter spricker lätt men grovkorniga bergarter kan å andra sidan ha svag kornfogning och lätt påverkas av vittring och tektonisk deformation. Därmed är det svårt att dra slutsatser om huruvida finkorniga eller grovkorniga bergarter har störst uttagsmöjligheter. Även kornorienteringen och glimmerhalten har betydelse för storleken på uttagsmöjligheten. Graniter har ofta regelbundna sprickmönster och särskilt höga uttag kan göras från det hos yngre graniter ofta förekommande mönstret med två lodräta sprickor som skär varandra i rät vinkel och som skärs av horisontella sprickor. Glimmerrika gnejser har ofta färre sprickor än granit. Förekomsten av gångbergarter kan ge såväl minskad som ökad hydraulisk konduktivitet. (Knutsson och Morfeldt, 2002)

### **4.4 Tektonikens betydelse för vattenföringen**

De sprickor som har störst betydelse för transporten i berget är tensionssprickor och skjuvsprickor. Enligt Hult (1988) är tensionssprickorna vanligtvis mer vattenförande än skjuvsprickorna. Detta beror på att tensionssprickorna kan vara öppna och djupa till skillnad från skjuvsprickor, vilka har mindre sprickvidder på grund av sprickplanens förskjutning (Knutsson och Morfeldt, 2002). Förskjutningen i skjuvsprickor kan även leda till att sprickan fylls av material genom uppkrossning och mineralomvandling (Olofsson m.fl., 2001). Vid höga normaltryck, som till exempel på stora djup, är däremot flödet större i sprickor med en viss förskjutning eftersom trycket gör att sprickan annars sluts. Durham och Bonner (1994) visade att en förskjutning på 0,5 mm gör att sprickan även under stort tryck förblir öppen och därmed konduktiv. Störst betydelse för det totala flödet har flacka skjuvsprickor eller skjuvzoner på grund av deras förmåga att avleda vatten från brant stående sprickor. Brant stående sprickor är däremot viktigast för det vertikala flödet och därmed även för infiltrationen. (Olofsson m.fl., 2001)

#### **4.5 Grundvattenbildning till berg**

Grundvattenbildningen kan definieras som det totala flödet in i en akvifer och är antingen direkt (infiltrerande nederbörd) eller indirekt (till exempel inflöde från vattendrag) (Lerner m.fl., 1990). I Sverige dominerar grundvattenbildningen till berg av infiltration genom mättat flöde från överlagrande jordlager. Av det vatten som infiltrerar i marken infiltrerar endast en del i berget och resten avrinner genom jordlagren (Olofsson m.fl., 2001). I områden med överlagrande, mättade jordlager kan grundvattenbildning till berget ske kontinuerligt, medan infiltration i områden där berget ligger i dagen endast sker vid nederbördstillfällena. Bockgård (2004) visade att responsen i grundvattennivån vid nederbörd över berggrund som täcks av jord kan vara momentan, vilket beror på regnvattnets belastningseffekt på ytan och inte på direkt vattenflöde.

Studier av grundvattenbildning direkt till berg har gett olika storlek på grundvattenbildningen. I en svensk studie av Bergman (1972) sprinklades kristallint berg med vatten och det visades att 20 – 40 % av vattnet bildade grundvatten under ostörda förhållanden. En kanadensisk studie visade dock att endast  $5 \text{ mm}\text{år}^{-1}$  eller ca 1 % av nederbörden bildade grundvatten (Olofsson m.fl., 2001).

För att transport av grundvatten från jord till berg ska kunna ske måste permeabla jordlager stå i hydraulisk kontakt med hålrum i berget. I de fall där överlagrande jordlager är täta begränsar de grundvattenbildningens storlek och i de fall där överlagrande jordlager är genomsläppliga begränsas grundvattenbildningen av berget (Olofsson m.fl., 2001). Storleken på flödet från jord till berg är svåröversägbart och bestäms av den hydrauliska potentialens gradient och den hydrauliska konduktiviteten i jorden och i gränsen mellan berg och jord (Bockgård, 2004). Rodhe och Bockgård (2006) uppskattade grundvattenbildningen till ett för svenska förhållanden typiskt berg med ett 10 m tjockt moräntäcke under ostörda förhållanden till  $20 \text{ mm}\text{år}^{-1}$ .

#### **4.6 Omättat flöde i berg**

Förutom att omättade förhållanden kan råda i de övre delarna av berget när överlagrande jordlager saknas eller är omättat kan en omättad zon uppstå mellan grundvattennivån i berget och det ovanpåliggande, vattenmättade jordlagret. Detta kan uppstå vid till exempel dränering av ett underliggande magasin när två akviferer befinner sig ovanför varandra och är skiljda av ett svåröversägbart lager (Knutsson och Morfeldt, 2002).

Det finns flera synsätt på hur vatten flödar i omättat berg. Enligt Berkowitz (2004) saknas en allmänt accepterad konceptuell modell för omättat flöde i sprickigt berg på grund av att flödet är komplext och att det är svårt att mäta nyckelparametrarna. Komplexiteten består bland annat i att vattentransporten under omättade förhållanden innebär ett problem med två faser (luft och vatten), vilkas tryck påverkar mobiliteten hos den andra fasen (NRC, 1996) och att flödet i den omättade zonen trots konstanta inflöden inte uppnår stationära förhållanden utan förblir icke stationärt eller periodiskt återkommande med förändringar i flödesvägarna (Su m.fl., 1999).

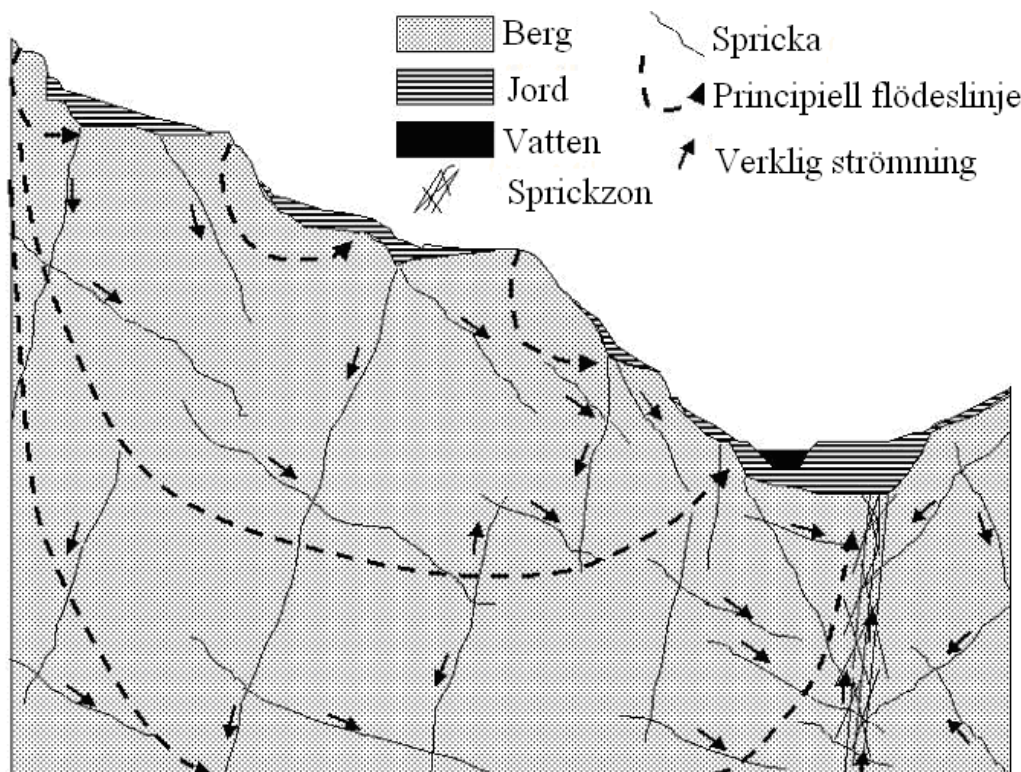
Det klassiska synsättet vid partiell mättnad är att vattnet fördelas i berget av kapillärkrafter och att sprickor avvattas före bergmassans porer vid dränering (NRC, 1996). Vid låg mättnad är luftfasen relativt kontinuerlig och utgör ett hinder för vätskeflödet. Enligt flera forskare, bland annat Wang och Narasimhan (1985), hålls vätskan då av kapillärkrafter på de platser där sprickplanen har kontakt och flödet sker i sprickornas kontaktytor och i bergmassan. Sprickorna och framförallt sprickornas skärningspunkter (Glass m.fl., 2003) utgör barriärer för flödet. Fältobservationer (till exempel Su m.fl., 1999; Liu m.fl., 1998) har påvisat att endast ett fåtal av de sprickor, vilka under mättade förhållanden är vattenförande,

leder vatten under omättade förhållanden och att vattnet förflyttar sig mellan sprickor och bergmassa. Denna förflyttning orsakas av skillnader i mätnad, permeabilitet och tryck mellan bergmassan och sprickan (NRC, 1996). Bland annat Faybishenko (2000) menar att det klassiska synsättet på omättat flöde är felaktigt och att flödet sker genom sprickor och att bergmassan mäts efter hand eftersom bergmassan har påvisats vara omättad även när sprickor varit vattenfyllda. Enligt Preuss (1999) beror detta på att kontaktytan mellan vattnet i sprickan och bergmassan är liten och på att sprickväggarna kan vara täckta av minerallager med låg permeabilitet.

#### 4.7 Grundvattnets strömning i berg

Grundvattenmagasin avdelas av grundvattendelare, vilka i områden med ytligt grundvatten ofta sammanfaller med topografiska höjdpunkter. Detta kan inte alltid anses gälla för grundvattendelare i berg, eftersom flacka sprickor kan skära höjdryggar och därmed kan grundvattenmagasinet breda ut sig även under höjdryggen. Grundvattennivån varierar med tiden på grund av variationer i grundvattenbildningen, vilka kan leda till variation i grundvattendelarens belägenhet, förändring av grundvattnets strömningsriktning och till att flödesriktningen i enskilda sprickor ändras (Hult, 1988). Strömningsriktningarna kan även ändras genom inducerad strömning, vilket kan uppstå vid till exempel provpumpning och undermarksbyggnation (Olofsson m.fl., 2001). Enligt Olofsson (1991) ledde ett tunnelbygge till större grundvattennivåsänkning i bergborrade brunnar än i grävda brunnar, vilket kan tolkas som att den hydrauliska kontakten inom berget är bättre än den mellan berget och jorden.

Inom magasinet sker ytlig, lokal strömning och djupare, regional strömning från inströmningsområden till utströmningsområden. I kristallint berg sker grundvattenströmningen främst i de ytliga delarna av berget och i områden med stora höjdvariationer (Olofsson m.fl., 2001). Figur 2 visar en principiell bild över hur flödesmönstret i berget kan tänkas se ut.



Figur 2. Principiell bild av flödesmönstret i berg. Publicerad med tillstånd. Från Olofsson m.fl. (2001).

#### **4.8 Flöde i nätverk av sprickor**

Den mest betydelsefulla transportvägen för grundvattnet i berget är sprickzoner. Genom tester i svenskt berg har det visats att 80 – 90 % av flödet sker i sprickzoner (NRC, 1996). Enligt Hult (1988) bestäms grundvattnets flöde i makrosprickor av tryckgradienten, medan flödet i mikrosprickor bestäms av kemiska och molekylära krafter. När den hydrauliska konduktiviteten blir mycket låg ( $< 1 \cdot 10^{-9} \text{ ms}^{-1}$ ) övergår transporten från strömning (advektion) till diffusion (Hult, 1988).

Nätverk av sprickor kan karakteriseras av längd, orientering, läge, täthet, öppenhet och förbindelsegrad mellan sprickor. Tsang och Tsang (1987) visade att sprickornas geometri och variabiliteten i sprickornas öppenhet har stor betydelse för flödet och transporten i berget. Margolin m.fl. (1998) visade att väl förbundna sprickor kan ha ett fåtal dominerande flödesvägar, så kallad kanalisering. Antalet sprickor beskrivs av sprickfrekvensen, vilken anger antalet sprickor per längdenhet längs ett borrhål. Sprickfrekvensen sjunker med djupet (Carlsson och Olsson, 1977). Enligt Carlsson och Olsson (1981) varierade sprickfrekvensen i ett svenskt, kristallint berg mellan 0,1 och  $18 \text{ m}^{-1}$ . Enligt Hult (1988) kan man inte utifrån sprickfrekvensen dra slutsatser om hur många vattenförande sprickor det finns.

Undersökningar gjorda av SKB har visat att 16 – 69 % av sprickorna i ett undersökningsområde var öppna (SKB, 2005) och att så få som 3 % av alla sprickor i ett annat undersökningsområde var vattenförande (Hult, 1988). Enligt Chilès och de Marsily (1993) har det visats att det ofta är färre än 20 % av det totala antalet sprickor som leder vatten. En undersökning av Long och Billaux (1987) visade att sprickorna i ett område i mycket liten utsträckning hade kontakt och att endast 0,1 % av sprickorna väsentligen bidrog till konduktiviteten. Odén m.fl. (2008) visade genom en transportmodell i regional skala att den regionala kanaliseringen är av avgörande betydelse för hur lång tid det tar innan en partikel ankommer till en viss punkt. Utan kanalisering kunde en relativt skarp och signifikant försenad ankomst observeras, vilken orsakades av förseningseffekter av matrisdiffusion och linjär sorption. Med ökad regional kanalisering ankom den första partikeln betydligt tidigare medan spridningen av transporttider blev mycket större.

Skärningar mellan sprickor kan antingen vara ledare som förbinder kanaler i olika sprickor eller vara utan ledningsegenskaper så att endast kanaler från en spricka som träffar på en kanal i en annan spricka leder vatten. Skärningar kan också ha lägre transmissivitet än sprickorna och därmed förhindra flöde från en spricka till en annan. Enligt Neretnieks (1993) har områden med större antal sprickskärningspunkter generellt större flöden än områden med färre. Dahan m.fl. (2000) visade att skärningar mellan sprickor utgjorde de huvudsakliga flödesvägarna. I de fall skärningar mellan sprickor har låg transmissivitet kan det hända att inte ens sprickzoner som befinner sig nära varandra står i hydraulisk kontakt (Hult, 1988).

#### **4.9 Sprickornas geometriska egenskaper**

Sprickor har i modeller ofta beskrivits som hålrummet mellan två släta, parallella plattor med en likformig hydraulisk konduktivitet över hela sprickplanet. Studier har visat att det reella flödet i sprickor är mindre än vad som förutsågs av beräkningar där man har utgått från att sprickytor kan beskrivas som släta och parallella (bland annat Konzuk och Kueper, 2004). Enligt Brown (1987) är det reella flödet endast 70 – 90 % av flödet som beräknats med dessa antaganden. Enligt bland annat Neretnieks (1993) är beskrivningen av sprickytor som parallella och släta inte tillräcklig eftersom sprickor i verkligheten är skrovliga och har en varierande öppenhet, det vill säga avståndet mellan sprickytor varierar och sprickytor kan delvis vara i kontakt med varandra.

Enligt Thompson och Brown (1991) är sprickytornas skrovlighet i olika riktningar viktigare än den totala skrovligheten för att bestämma en sprickas transportegenskaper, eftersom skrovlighet som är parallell med den huvudsakliga flödesriktningen ökar flödet under det att tvärgående skrovlighet hämmar flödet. Liksom många andra av sprickornas egenskaper, och deras rumsliga fördelning, kan skrovligheten hos en yta beskrivas med fraktalgeometri (Liu och Neretnieks, 2006). Skrovligheten gör att sprickornas öppenhet varierar. Öppenheten kan endast undersökas från blottade sprickor eller genom modellering. Enligt Tsang (1992) kan inget generellt värde sättas på öppenheten, men enligt Neretnieks (1993) varierar öppenheten och därmed transportkapaciteten hos enskilda sprickor med flera storleksordningar. Öppenheten påverkas även av i vilken omfattning sprickorna är fyllda av partiklar (Berkowitz, 2002).

#### **4.10 Flöde i enskilda sprickor**

Två processer i transporten i sprickor är av särskilt intresse. Det är dels transport i sprickkanaler, dels kanaliserad transport. En sprickkanal är en del av sprickan som har större öppenhet än andra delar. Sprickkanalerna bildas bland annat genom skjuvning och de är fasta i riktning och position (NRC, 1996). Kanaliserad transport uppstår när en hydraulisk gradient uppträder längs med en spricka med ojämna ytor och varierande öppenhet, vilket leder till att vattnet flödar i banor där transmissiviteten är högst (Neretnieks, 1993 och Tsang, 1993). Enligt Moreno m.fl. (1988) förändras dessa banor när gradienten ändras, vilket de även gör vid förändring av mätnadsgraden, eftersom luften kan utgöra barriärer för flödet (NRC, 1996). Banorna kan även ändras om de blir igensatta av partiklar och mineraler eller urholkade av erosion och upplösning (Neretnieks, 1993). Dessutom påverkas flödesvägarna av spänningsförändringar eftersom de kan ändra öppenheten (David, 1993 och Olofsson m.fl., 2001).

En studie av Dahan m.fl. (1999) visade att flödet inte uppnådde stationära förhållanden och att flödesvägarna varierade med tiden. Flödet skedde endast i delar av sprickorna, och 70 % av flödet kom från < 20 % av sprickornas tvärsnittsarea. De visade dessutom att flera flödesvägar kan existera i samma spricka utan att vattnet i dessa blandas. Tsang (1993) visade att kanaliseringen leder till stor variation i vattnets uppehållstid beroende på vilken bana partikeln har färdats i, vilket leder till dispersion och till att det kan bli flera föroreningstoppar. De multipla föroreningstopparna kan ha stor betydelse för vattentäkter i berg, eftersom man felaktigt kan tro att faran är över när den första föroreningstoppen avklingat. Det kan senare anlända efterföljande föroreningstoppar, vilka till och med kan vara större än den första. Dispersionen gör att skillnaden kan vara betydande mellan medeluppehållstiden och uppehållstiden för den bana genom vilken det huvudsakliga flödet sker (Neretnieks, 1993).

Enligt Berkowitz (2002) har de flesta studier av flöde i enskilda sprickor förutsatt att storleken på det lokala flödet kan beräknas med Reynolds ekvation, vilken bygger på antagandet att det lokala flödet är proportionellt mot kvadraten av den lokala öppenheten, den så kallade lokala kvadratlagen. Enligt Konzuk och Kueper (2004) överskattar den lokala kvadratlagen flödet. Durham och Bonner (1994) och Oron och Berkowitz (1998) visade att flödet i områden nära kontaktytor i sprickan inte följer lokala kvadratlagen och att en minskning av sprickans öppenhet leder till en ickelinjär ökning av kontaktytan och en snabbare än kvadratisk minskning i den totala hydrauliska konduktiviteten.



#### 4.11 Hydraulisk konduktivitet

Ett mediums förmåga att leda vatten beskrivs av den hydrauliska konduktiviteten, vilken i berget beror av den sammanlagda effekten av ett flertal av de faktorer som nämnts i detta kapitel och som styr sprickornas förmåga att leda vatten. Den hydrauliska konduktiviteten varierar oftast inom en volym av en geologisk formation. Dessutom varierar den oftast i olika riktningar. Den förstnämnda variationen kallas hydraulisk heterogenitet och den andra för hydraulisk anisotropi (Freeze och Cherry, 1979). Den hydrauliska anisotropin beror av att tryckgradientens riktning i förhållande till sprickorienteringen har betydelse för den hydrauliska konduktiviteten, med en högre konduktivitet när tryckgradienten är parallell med riktningen hos en vattenförande spricka (Hult, 1988). Enligt Auradou m.fl. (2005) beror anisotropin även av sprickans skjuvning och en ökad skjuvning leder till att konduktiviteten som är parallell med skjuvningsriktningen minskar och att konduktiviteten ortogonal mot skjuvningsriktningen ökar eller bibehålls. Kristallint berg är därför både hydrauliskt heterogent och anisotropt, vilket gör att det är svårt att förutsäga grundvattenflödet. Egenskaperna hos det heterogena materialet beskrivs ofta statistiskt och tester i brunnar och borrhål har visat att den hydrauliska konduktiviteten i berg är lognormalfördelad (Krásný och Sharp, 2003).

Heterogeniteten bidrar även till skalningsproblem när det gäller mätningar av den hydrauliska konduktiviteten, vilka görs i lokal skala men kanske används på regional skala. Ofta används begreppet Representativ Elementär Volym, vilket är den minsta skalan över vilken inga förändringar sker i konduktivitetmedelvärdet. Det är dock osäkert om denna minsta skala finns eftersom berg är så heterogena (Krásný och Sharp, 2003).

Undersökningar har visat att den hydrauliska konduktiviteten i allmänhet avtar med djupet, vilket främst beror på att bergsspänningarna ökar (Olofsson m.fl., 2001). Enligt Carlsson och Olsson (1977) avtar konduktiviteten drastiskt de översta hundra metrarna för att sedan vara i stort sett konstant. En studie av en granitberggrund i England visade att de översta 2 – 3 metrarna hade en mycket hög konduktivitet, att konduktiviteten ner till 30 – 100 meters djup var  $10^{-6} - 10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ , att de översta några hundra metrarna hade en konduktivitet på  $10^{-9} - 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$  och att djupare liggande berg i stort sett var ogenomtränglig men innehöll lokala zoner med hög konduktivitet,  $10^{-5} \text{ ms}^{-1}$  (Watkins, 2003).

Störst hydraulisk konduktivitet har grova material och lägst konduktivitet har osprucket berg. För osprickigt metamorft berg varierar den hydrauliska konduktiviteten enligt Domenico och Schwarz (1998) mellan  $3 \cdot 10^{-14} \text{ ms}^{-1}$  och  $2 \cdot 10^{-10} \text{ ms}^{-1}$ . Hult (1988) anger följande exempel på värdet hos den hydrauliska konduktiviteten i sprickzoner:  $6 - 7 \cdot 10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ ,  $2 \cdot 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$ ,  $1 - 5 \cdot 10^{-3} \text{ ms}^{-1}$  och i den totala bergvolymen  $7 \cdot 10^{-12} - 1 \cdot 10^{-9} \text{ ms}^{-1}$ .

Enligt beräkningar av Berggren (1998) är medianen för den hydrauliska konduktiviteten i svensk, kristallin berggrund  $6,4 \cdot 10^{-8} \text{ ms}^{-1}$  med 75 percentilen  $2,9 \cdot 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$  och 25 percentilen  $1,8 \cdot 10^{-8} \text{ ms}^{-1}$ . Beräkningarna gjordes utifrån uppgifter från SGUs brunnsarkiv.

Modeller av grundvattnets partikelhastighet i berg har visat att hastigheten under ostörda förhållanden varierar mellan  $0,4 - 4 \text{ mår}^{-1}$  ( $1,3 \cdot 10^{-8} - 1,3 \cdot 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$ ) (NRC, 1996). Betydligt högre naturliga partikelhastigheter, ca  $10 \text{ mdygn}^{-1}$  har dock enligt Grip och Rodhe (1988) uppmätts i den ytliga berggrunden. I ett spårämnesförsök med pumpning uppskattades partikelhastigheten i sprickor till ca  $60 \text{ mdygn}^{-1}$  (Jakob m.fl., 2003).

#### **4.12 Förorenings-spridning i berg**

Hur föroreningarna sprids i jord och berg beror framförallt på vattnets strömning, vilken i sin tur beror på jordens och bergets hydrogeologiska förhållanden såsom hydraulisk konduktivitet och magasineringsförmåga. Emellertid avviker vissa föroreningars transporthastighet från vattnets strömningshastighet, där avvikelserna beror på ämnets fysikaliska egenskaper såsom densitet, viskositet och löslighet i vatten. Olika ämnen har dessutom olika förmåga till fastläggning och nedbrytning i marklager ovanför grundvattennivån, vilket gör att olika föroreningar når grundvattnet i olika utsträckning. (Naturvårdsverket, 2003)

I skydds-sammanhang är det viktigast att veta hur lång tid det tar för ett vattentroget ämne från det att utsläppet sker till dess att ämnet når en bestämd punkt. Förutom den advektiva transporthastigheten, vilken ges av vattnets partikelhastighet, sprids föroreningar genom dispersion (utspädning). Dispersionen kan vara antingen transversell (korsar flödesriktningen) eller longitudinell (i flödesriktningen) (Domenico och Schwarz, 1998). Smith och Schwarz (1993) förklarar det som att spridningen sker på olika skalor och att dessa skalor är:

- 1) Mikroskopisk skala – spridningen beror av hastighetsprofilen mellan sprickans väggar.
- 2) Enskilda sprickor – spridningen beror av kanaliseringen.
- 3) Makroskopisk och nätverksskala – spridning beror av blandning i sprickskärningar, och av att flödet genom nätverket sker i kanaler av olika längd och med olika hastighet.

Dispersion sker även på grund av koncentrationsgradienten (diffusion) (Domenico och Schwarz, 1998). Diffusion sker dels i själva sprickan, dels mellan sprickan och bergmassans porer (Hult, 1988). Enligt Odén m.fl. (2008) har diffusion in i bergmassan stor betydelse för lösningars transporttider på regional skala för olika grad av regional kanalisering. Kanaliseringens betydelse nämndes tidigare, men betydelsen blir ännu större när diffusion och sorption inkluderas i modellen.

Enligt Hult (1988) finns det många faktorer som inverkar på olika föroreningars spridningsrisk. En av de viktigare är pH-värdet, vilket har betydelse för löslighet och för ytladdningen hos partiklar och sprickytor och därmed även för sorptionen. Hult (1988) nämner att en annan faktor av stor betydelse är redoxpotentialen, vilken har betydelse för många ämnens löslighet och sorptionsförmåga. Dessutom har det stor betydelse om en omättad zon finns i marken, eftersom bakteriell nedbrytning då kan ske. Dessa frågor behandlas inte ytterligare i denna rapport.

#### **4.13 Sammanfattning grundvatten i berg**

De faktorer som är viktigast för föroreningstransporten i kristallint berg är dels randvillkor såsom grundvattenbildning och omgivningens topografi, dels sprickornas förekomst och egenskaper såsom spricknätverkens förbindelsegrad, sprickornas öppenhet, skrovlighet och mineralfyllnad. Tabell 2 är en sammanställning av de flödesparametrar som behandlats i detta kapitel.

**Tabell 2. Sammanställning av flödesparametrar för berg**

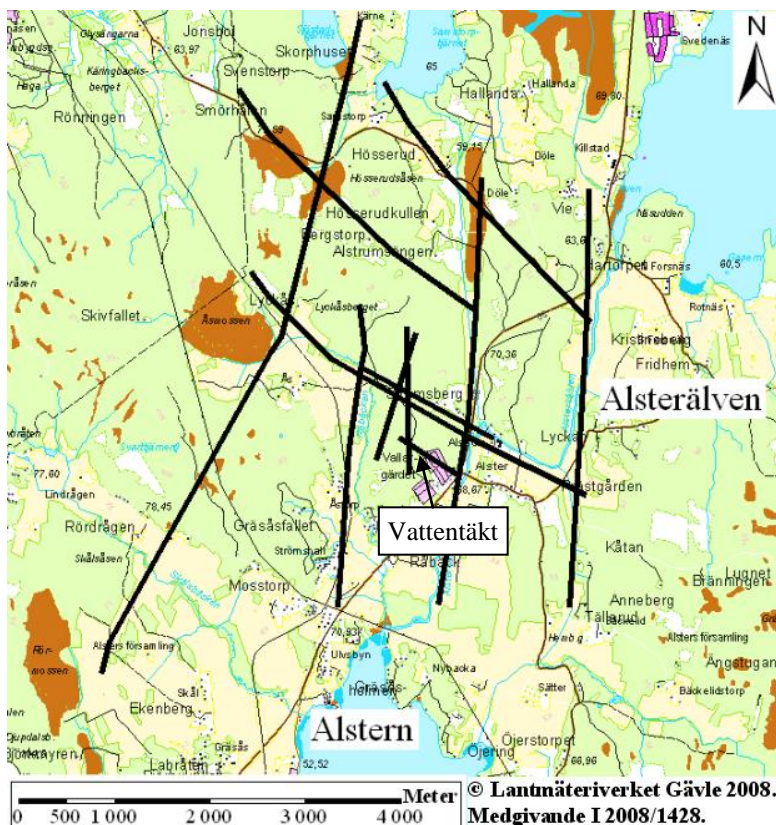
Parameter	Specifikation	Värde	Referens
Berggrundens totala porositet [%]	Kristallint berg	0,05 – 0,5	Neretnieks (1993)
	Granit	1,5	NRC (1996)
	Granit	0,1	Domenico och Schwarz (1998)
	Simpervarv, Oskarshamn	0,06 – 0,53	SKB (2005)
Kinematisk porositet [%]	Berggrunden i Forsmark 0 – 100 m djup	$1 \cdot 10^{-6} - 3 \cdot 10^{-3}$ , medelvärde: $3 \cdot 10^{-4}$	Carlsson och Olsson (1981)
	2 Sprickzoner, Studsvik	0,2 – 0,5	Hult (1988)
	2-3 sprickzoner, Stripa	0,007 och 0,04	Hult (1988)
	Svenskt, kristallint berg	0,01 – 0,1	Carlsson och Gustafson (1991)
	Granit	0,0005	Domenico och Schwarz (1998)
Magasinskoefficient [-]	Svenskt, kristallint berg	$10^{-6} - 10^{-4}$	Carlsson och Olsson (1983)
	Beräknad	$6,7 \cdot 10^{-7}$	Öhman och Niemi (2003)
Grundvattenbildning	Sprinkling av berghäll	20 % av sprinklervattnet	Olofsson m.fl. (2001)
	Berghällar i Kanada	5 mmår <sup>-1</sup> eller 1 %	Olofsson m.fl. (2001)
	Svenskt berg med 10 m jordtäcke	20 mmår <sup>-1</sup>	Rodhe och Bockgård (2006)
Sprickfrekvens [antal m <sup>-1</sup> ]	Svensk berggrund, 0 – 10 m djup	3,2; 7,8 och 13,8	Carlsson och Olsson (1977)
	Svensk berggrund, 20 – 30 m djup	2,7; 6,1 och 8,6	Carlsson och Olsson (1977)
	Svensk berggrund, 40 – 50 m djup	2,9	Carlsson och Olsson (1977)
	Svensk berggrund, 0 – 1 300 m djup	0,1 – 18, medelvärde: 2,7	Carlsson och Olsson (1981)
Andel öppna sprickor [%]		16 – 69	SKB (2005)
Andel vattenförande sprickor [%]		3 < 20	Hult (1988) Chilès och de Marsily (1993)
Hydraulisk konduktivitet (totala bergvolymen) [ms <sup>-1</sup> ]	Granit, väst om Vättern	medelvärde: $9,4 \cdot 10^{-7}$	Carlsson och Carlstedt (1977)
	Granit, Uppsala	medelvärde: $6,3 \cdot 10^{-8}$	Carlsson och Carlstedt (1977)
	Svensk berggrund, 0 – 1 300 m djup	$10^{-8} - 10^{-5}$	Carlsson och Olsson (1977)
	Berggrunden i Forsmark 0 – 100 m djup	$1 \cdot 10^{-11} - 1 \cdot 10^{-3}$ , medelvärde: $5 \cdot 10^{-6}$	Carlsson och Olsson (1981)
		$7 \cdot 10^{-12} - 1 \cdot 10^{-9}$	Hult (1988)
	Svensk, kristallin berggrund	median: $6,4 \cdot 10^{-8}$	Berggren (1998)
	Osprickigt metamorft berg	$3 \cdot 10^{-14} - 2 \cdot 10^{-10}$	Domenico och Schwarz (1998)
Hydraulisk konduktivitet (sprickor) [ms <sup>-1</sup> ]	Kristallina bergarter	$10^{-10} - 10^{-3}$	Knutsson och Morfeldt (2002)
	Sprickor i Forsmark 0 – 100 m djup	$7 \cdot 10^{-6} - 6 \cdot 10^{-1}$ , medelvärde: $5 \cdot 10^{-3}$	Carlsson och Olsson (1981)
	I sprickzoner	$6 - 7 \cdot 10^{-5}$ , $2 \cdot 10^{-4}$ , $1 - 5 \cdot 10^{-3}$	Hult (1988)
Öppenhet [m]	Sprickor i Forsmark 0 – 100 m djup	$1 \cdot 10^{-6} - 1,1 \cdot 10^{-3}$ , medelvärde: $7 \cdot 10^{-5}$	Carlsson och Olsson (1981)
Partikelhastighet	Modeller berg	0,4 – 4 mår <sup>-1</sup>	NRC (1996)
	Spårämnesförsök med inducerat flöde	60 mdygn <sup>-1</sup>	Jakob m.fl. (2003)

## 5 Konceptuell modell

### 5.1 Områdesbeskrivning

En konceptuell modell har byggts upp utgående från området Vallargärdet, beläget i Värmland, norr om Karlstad. Området har valts på grund av att många undersökningar av berggrunden har gjorts där, som till exempel geofysiska flygmätningar av det jordmagnetiska fältet och det elektromagnetiska fältet i VLF-området (SGU, opublicerat). Informationen från dessa undersökningar har använts för att tolka sprickzoner i berggrunden. Dessa tolkningar visar på två dominerande anomaliriktningar, en nordsydlig som följer Alsterälvens dalgång och en nordvästlig (figur 3). I området finns en vattentäkt.

Olika metoder finns för hur ett modellområde ska avgränsas. När resultaten fokuserar på en viss yta kan avgränsningen sättas långt från det intressanta området (Anderson och Woessner, 1992). En approximation för vad som kan anses vara långt ifrån är ca 2 km, vilket enligt Anderberg m.fl. (1997) är det maximala avståndet för samvariationen med avseende på autokorrelation hos beräknade värden på den hydrauliska konduktiviteten. För Vallargärdet avgränsades modellområdet i norr, väster och öster vid sprickzoner som indikeras på SGUs hydrologiska karta, flygdatatolkning och mätprofiler. I söder avgränsades modellen vid sjön Alstern och i topografiska sänkor, vilka tyder på förekomst av sprickzoner. De yttre begränsningarna i norr, väster och söder befinner sig på ett avstånd större än 2 km från uttagsbrunnen, medan avgränsningen i öster befinner sig på ett minsta avstånd av 1,6 km från uttagsbrunnen.



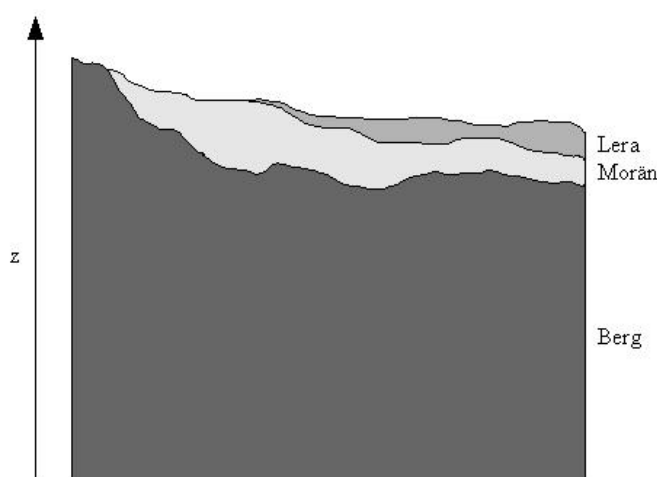
**Figur 3.** Tolkade sprickzoner på Vallargärdet. Utsnitt ur SGUs sprickzonsdata. Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1534/2008

## 5.2 Hydrostratigrafiska enheter

Enligt SGUs berggrundskartor över Vallargärdet består berggrunden av grov, homogen gnejs, bandad gnejs och gnejsgranit. Sprickzoner i området har företrädesvis nordlig till nordvästlig strykning och flacka eller medelbranta stupningar ( $10^\circ$  till  $60^\circ$ ) (Sandegren och Magnusson, 1937; Magnusson och Assarsson, 1929). Även brant stupande sprickor finns i regionen. Sprickorna har antingen tektoniskt ursprung eller är bildade av inlandsisens tryck mot berggrunden (Lundegårdh, 1995).

Enligt SGUs jordartskartor består ytskiktet främst av glacial lera, sandig morän och blottat urberg. Dessutom finns postglacial mellan- och grovsand, morän med svallat ytskikt, mosse, kärr, isälvsediment och Vänerlera (marin avlagring). Vänerlerans mäktighet är från några decimeter upp till 2 – 3 meter. (Sandegren och Magnusson, 1937)

De olika geologiska enheterna slogs samman till 3 klasser: lera, morän och berg. Varje klass antogs ha samma hydrogeologiska egenskaper (figur 4).



Figur 4. Konceptuell tolkning av hydrostratigrafiska enheter på Vallargärdet.

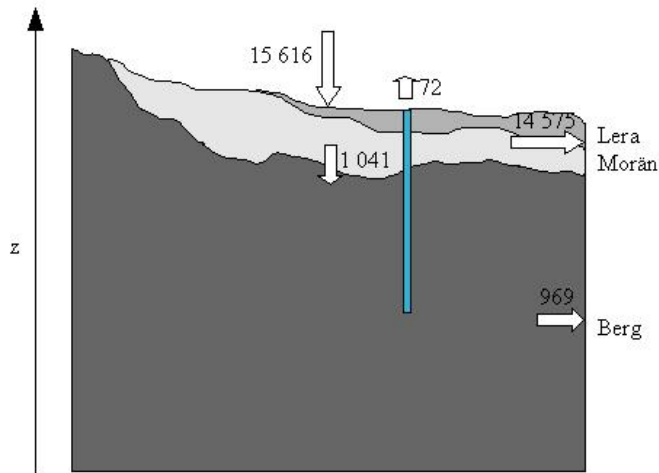
## 5.3 Vattenbudget

Vattenbudgeten beskriver in- och utflöden till modellen. Ett inflöde till området är grundvattenbildningen. Enligt en uppskattning av Rodhe m.fl. (2006) över grundvattenbildningen i Sverige, ligger Vallargärdet på gränsen mellan områden med en grundvattenbildning på  $225 - 300 \text{ mm}\text{år}^{-1}$  och  $300 - 375 \text{ mm}\text{år}^{-1}$ . Det studerade områdets area beräknad i ArcGIS är  $19 \cdot 10^6 \text{ m}^2$ , vilket med en grundvattenbildning på  $300 \text{ mm}\text{år}^{-1}$  ger en daglig grundvattenbildning på  $15\,616 \text{ m}^3$ . Om grundvattenbildningen till berg antas vara  $20 \text{ mm}\text{år}^{-1}$  blir flödet ut ur jordlagret och in i berglagret  $1\,041 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ . Ytterligare utflöde finns i form av vattentäkten, vilken består av 2 bergborrade brunnar med ett gemensamt uttag på  $72 \text{ m}^3\text{dag}^{-1}$  (SGU, opublicerad) (figur 5). Information om in- och utflöde genom vattendrag, jord och sprickor saknas, varför endast nettoflödet som lämnar modellen genom jord och berg kan anges. Vattenbudgeten för området sammanfattas i tabell 3.

Tabell 3. Vattenbudget för Vallargärdet

Källa/sänka	Inflöde jord [ $\text{m}^3\text{d}^{-1}$ ]	Utflöde jord [ $\text{m}^3\text{d}^{-1}$ ]	Inflöde berg [ $\text{m}^3\text{d}^{-1}$ ]	Utflöde berg [ $\text{m}^3\text{d}^{-1}$ ]
Brunn	0	0	0	72
Vattendrag/jord/sprickor		$14\,575^a$		$969^b$
Grundvattenbildning	15 616	1 041	1 041	0

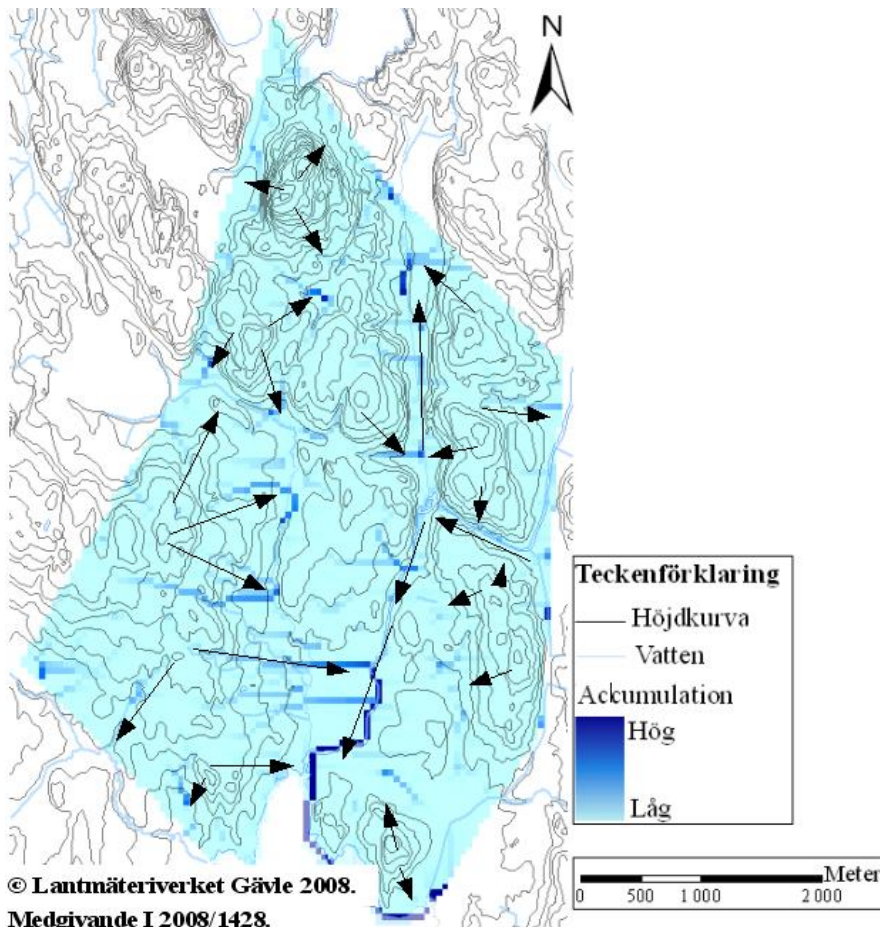
<sup>a, b</sup> Nettoflöde



Figur 5. Konceptuell tolkning av vattenbudgeten på Vallargärdet, siffrorna avser flöde [ $m^3 d^{-1}$ ].

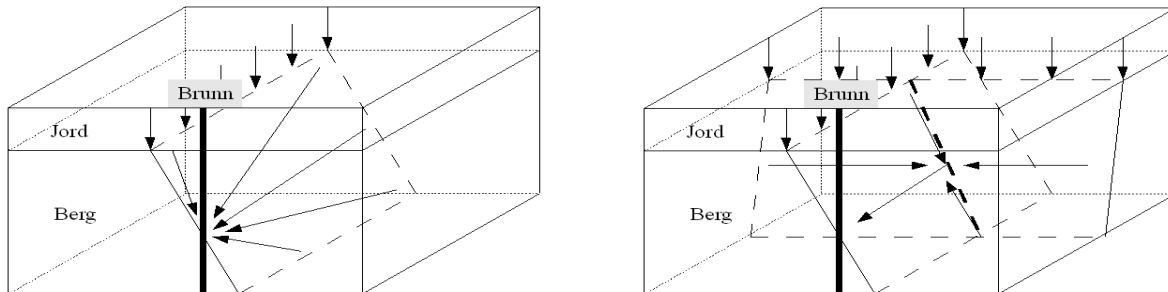
### 5.4 Flödessystemet

Flödesriktningar och flödesackumulation, det vill säga bäckar beräknades i ArcGIS utifrån höjddata (figur 6). Flödet i jordlagren antas följa de av topografin bestämda ytavrinningsriktningarna, det vill säga ner från höjder och mot bäckar i lågområden. Utlopp från området antas vara avrinning genom jordlagret, vattendrag och genom sprickor. Inflöde antas ske genom grundvattenbildning över området (nederbörd minus avdunstning) och genom lateralt flöde i vattendrag, jordlagret och i sprickor.



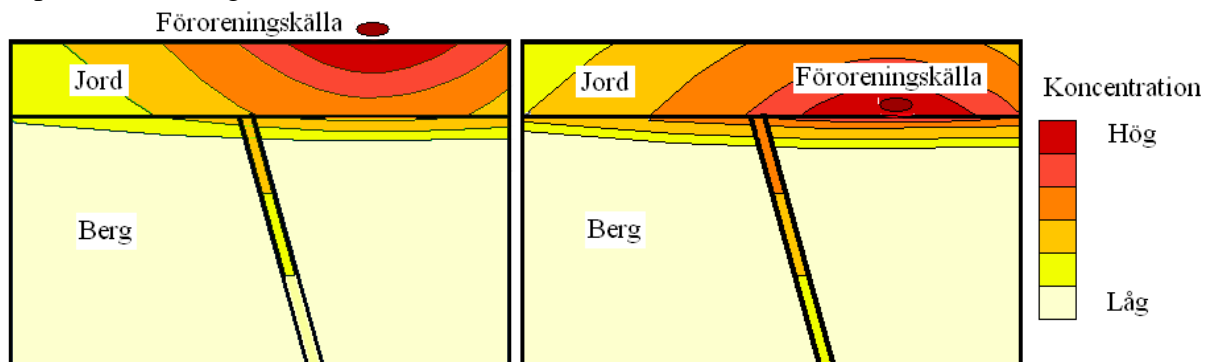
Figur 6. Flödesackumulation beräknad i ArcGIS, pilarna avser övergripande flödesriktningar.

Flödet till och i en spricka, ur vilken vatten tas, antas ske enligt figur 7 (vänster) och flödet i två korsande sprickor antas ske enligt figur 7 (höger). Vatten tillförs sprickorna genom inflöde från jordlagret och vattnet i sprickan flödar mot brunnen inom det avstånd som påverkas av brunnsuttaget. För två korsande sprickor antas vattnet flödar även från den korsande sprickan och i sprickskärningen om brunnsuttaget påverkar flödet på det avståndet.



**Figur 7.** Konceptuell tolkning av flödet till och i en spricka (vänster) och i två korsande sprickor (höger). Sprickorna i den högra figuren möts i den tjocka, streckade linjen.

Föroreningsspridningen till en spricka antas ske fortare om föroreningsutsläppet sker inne i jordlagret än om det sker på markytan eftersom ett större avstånd till berget ger större möjlighet att föroreningen avrinner genom jordlagret. Dessutom antas den hydrauliska kontakten inom berget vara större än den mellan berget och jorden (se kapitel 4.7). Detta antagande illustreras i figur 8. I denna schematiska bild tas ingen hänsyn till grundvattenströmningen (såsom riktning och avrinning genom jordlagret) eller faktorer som inverkar på föroreningsens spridning i jorden (såsom nedbrytning och skillnader i dispersionsriktningar).



**Figur 8.** Konceptuell tolkning av föroreningsspridningen till en spricka från en föroreningskälla på markytan (vänster) respektive inne i jordlagret (höger).

## 6 Numerisk modell

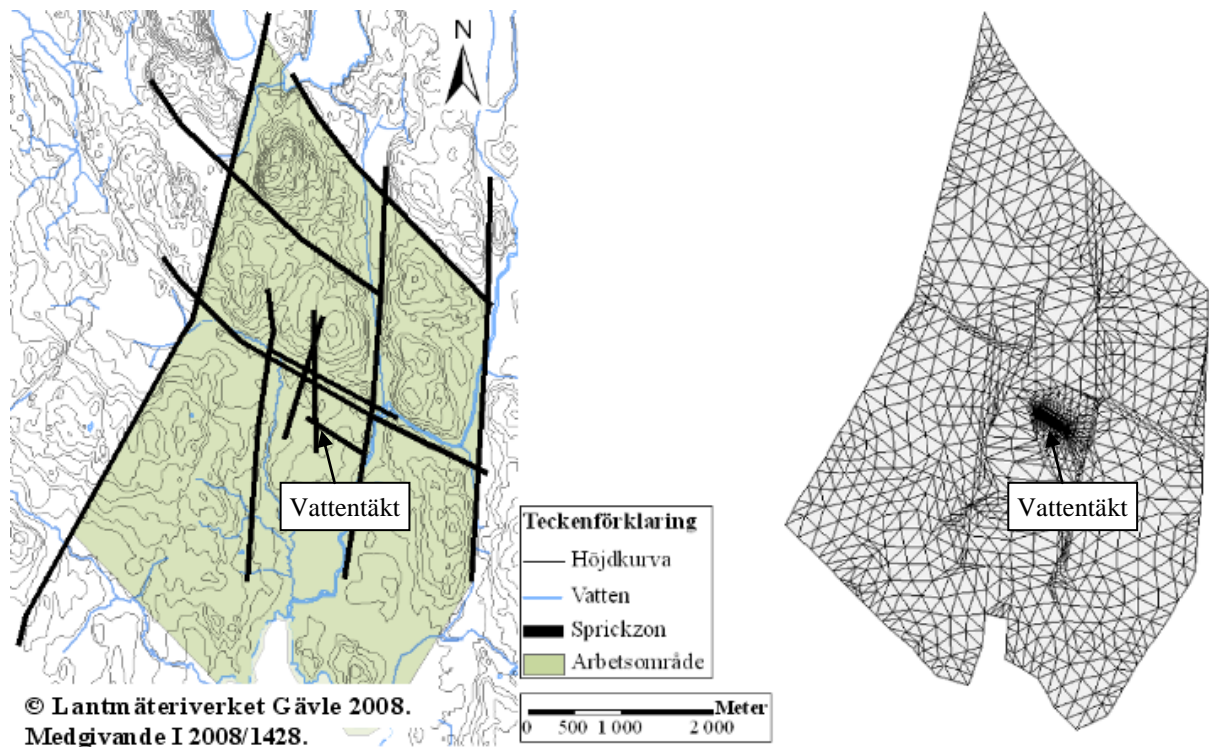
### 6.1 Modellutformning

#### 6.1.1 Problemdefinition

Grundvattenflödet i området för vilket den konceptuella modellen tagits fram simulerades med programvaran FEFLOW. I FEFLOW valdes att det generella problemet som skulle modelleras var tredimensionellt, med 2 lager (jordlager och berglager) och 3 ytor (markytan, ytan mellan berg och jord samt en undre begränsningsyta). Markytan befann sig 54 till 134 m över havsnivå och den undre begränsningsytan på 280 m under havsnivån. Simuleringen gjordes för mättade förhållanden, stationärt flöde, transient masstransport av ett ämne och tidssteglängden 1 dag.

#### 6.1.2 Beräkningsnät

I finita elementmodeller skapas nätet av noder utifrån ett definierat område. Avgränsningar definieras både i horisontalplanet och vertikalt. Inom det avgränsade området skapades ett triangulärt beräkningsnät med 19 188 element. Nätet var förfinat runt sprickor och i området mellan uttagsbrunnen och föroreningskällan (figur 9).



**Figur 9.** Modellområdet (vänster, grönt) och beräkningsnätet (höger). Utsnitt ur SGUs sprickzonsdata. Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1534/2008

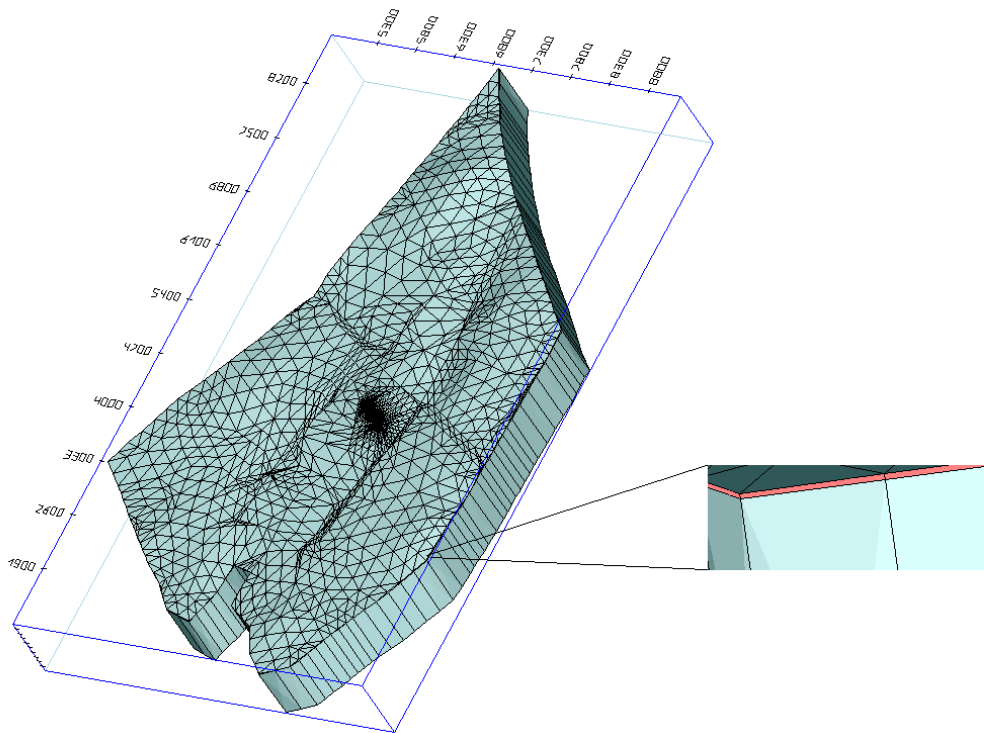
#### 6.1.3 Modellager

Den tredimensionella modellen skapades av två lager, ett övre jordlager och ett undre berglager, vilket innebar ytterligare förenkling av verkligheten i förhållande till den konceptuella modellen. Markytan skapades från indata i form av höjdinformation i en punktshapetil från en GIS-höjdmodell. Höjdinformationen interpolerades i FEFLOW med metoden kriging för de tio närmsta punkterna. Ytan som utgjorde avgränsningen mellan jordlagret och berglagret interpolerades på samma sätt som markytan men med indata i form av jorddjupsinformation som lagrats i en punktshapetil i ArcGIS. Jorddjupsinformationen skapades genom interpolering av följande information om jordlagrets mäktighet:



- angivna djup för brunnar i brunnsarkivet och jorddjupslager
- 0 m där det enligt jordartskartan fanns hållar
- ungefärliga jorddjup mellan ovanstående informationspunkter

På grund av den glesa jorddjupsinformationen och på grund av att jordlagrets mäktighet på flera ställen var obetydligt medförde interpoleringen att berggrunden i vissa punkter befann sig ovanför markytan. En minsta distans mellan markytan och bergytan ansattes därför till 1 m vid införandet av bergytan i FEFLOW. I underkant begränsades modellen vid 280 m under havsnivån (figur 10).



**Figur 10.** Modellområdet i 3D (vänster) och förstoring av gränsen mellan lagren (höger). Siffrorna anger x- och y-koordinater i m.

## 6.2 Modellparametrar

### 6.2.1 Begynnelsevärden

Som begynnelsevärden för grundvattennivån interpolerades en punktshapefil med trycknivåer med metoden kriging för de tio närmsta punkterna. Grundvattennivåerna i shapefilen ansattes enligt följande:

- 10 m under markytan i höjdryggar (100 – 134 m ö.h.)
- 5 m under markytan i mellanområden (70 – 80 m ö.h.)
- 2 – 3 m under markytan i lågområden (3 m vid 58 – 60 m ö.h. och 2 m vid 54 – 55 m ö.h.)
- 0 m under markytan vid Alsterälven och sjön Alstern

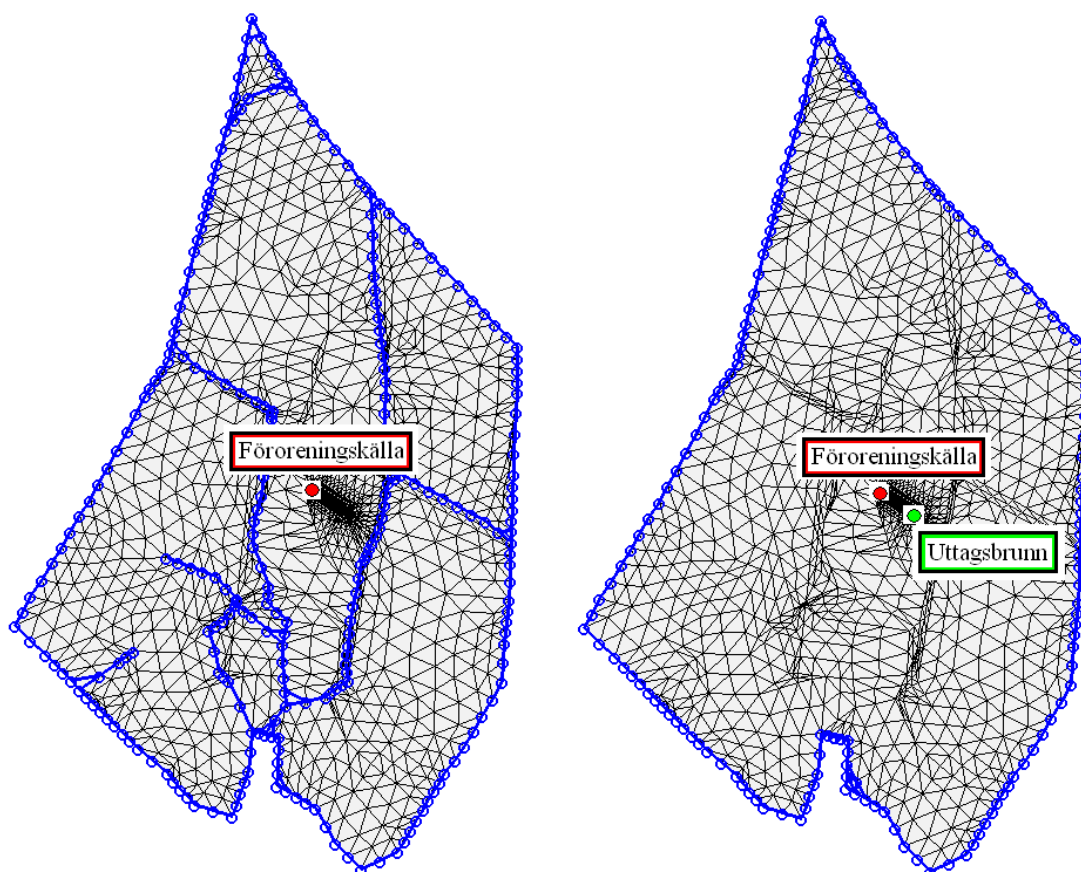
Simulering gjordes tills stationära grundvattennivåer uppnåddes. Dessa grundvattennivåer användes som begynnelsevärde vid simulering av föroreningstransporten.

Begynnelsevärdet för masskoncentrationen av en tänkt förorening sattes till  $0 \text{ mgL}^{-1}$  för båda lagren.

### 6.2.2 Grundvattennivåer, flöden och förorening

Grundvattennivåerna längs båda lagrens modellkanter specificerades i form av randvillkor till samma trycknivåer som begynnelsevärdena. För jordlagret definierades även grundvattennivåerna längs Alsterälven och längs ytterligare vattendrag som randvillkor (figur 11).

En uttagsbrunn med ett uttag på  $72 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  skapades i en nod i berglagret som ett flödesrandvillkor. En föroreningskälla med konstant koncentration  $100 \text{ mgL}^{-1}$  skapades i en nod som ett transportrandvillkor. Avståndet mellan uttagsbrunnen och föroreningskällan var 500 m. Utagsbrunnen och föroreningskällan placerades i noder, genom vilka samma spricka passerade.



Figur 11. Randvillkor, jordlagret till vänster och berglagret till höger.

### 6.2.3 Lagrens flödesegenskaper

Parametervärden valdes så att jordlagret skulle få egenskaper som en sandig morän (värden från Lundin, 1990 och Domenico och Schwartz, 1998) och berget skulle få egenskaper som ett berg av osprickig gnejs. Den hydrauliska konduktiviteten i jord- och berglagret antogs vara isotrop i x-, y- och z-led. I tabell 4 finns en sammanställning av de parametervärden som ändrats utifrån FEFLOWs förvalda värden (Diersch, 2005).

Tabell 4. Parametervärden för jord- respektive berglager

Parameter	Jordlagret	Berglagret
Hydraulisk konduktivitet [ $\text{ms}^{-1}$ ]	$5 \cdot 10^{-5}$	$10^{-11}$
Magasinskoefficient [%]	16	$6,7 \cdot 10^{-5}$
Porositet [%]	30	1
Grundvattenbildning [ $\text{md}^{-1}$ ]	$8,2 \cdot 10^{-4}$	Beräknas i modellen
Specifik magasinering [ $\text{m}^{-1}$ ]	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$

#### 6.2.4 Sprickans flödesegenskaper

Sprickor skapades som tvådimensionella, vertikala rektanglar i berglagret. Vid simulering med flödesberäkningar gjorda med Darcymetoden valdes en spricktjocklek, en hydraulisk konduktivitet och en specifik magasinering som standardinställning. I känslighetsanalysen ändrades en flödesparameter i taget inom ett intervall utifrån denna standardinställning. Med Hagen-Poiseuillemetoden gjordes simuleringar där sprickans tjocklek och hydrauliska öppenhet sattes till samma värde, vilket varierades inom ett intervall. Massflödesparametrarna diffusion, longitudinell dispersion och transversell dispersion sattes till värdet 0 vid simuleringarna. I tabell 5 finns en sammanställning av de parametervärden standardinställning och intervall) som ändrats utifrån FEFLOWs förvalda värden (Diersch, 2005).

**Tabell 5.** Parametervärden för sprickor

Beräkningsmetod	Parameter	Standardinställning	Intervall
Darcy	Tjocklek [m]	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-2} - 1$
	Konduktivitet [ $\text{ms}^{-1}$ ]	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-7} - 1 \cdot 10^{-2}$
	Specifik magasinering	$1 \cdot 10^{-4}$	
Hagen-Poiseuille	Tjocklek [m]		$1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-3}$
	Hydraulisk öppenhet [m]		$1 \cdot 10^{-6} - 1 \cdot 10^{-3}$

#### 6.3 Kompletterande modell

För att tydliggöra hur flödet sker i en spricka med en brunn och i korsande sprickor med brunn (figur 7) skapades en modell i FEFLOW med horisontell utbredning 4x4 km och djupet 300 m. Modellen delades in i två lager med egenskaper enligt tabell 6. Modelleringen gjordes för tredimensionellt flöde under mättade och stationära förhållanden. Som begynnelsevärde för grundvattennivån i modellen sattes 16 m över bergytan för båda lagren. Som randvillkor sattes grundvattennivån längs modellens nordliga kant till 18 m över bergytan och till 15 m över bergytan längs dess sydliga kant och den avtog från norr till söder längs två tänkta vattendrag (bilaga 1). Ett vattenuttag på  $100 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$  ansattes i brunnen.

**Tabell 6.** Parametervärden för den kompletterande modellens jordlager, berglager och sprickor

Parameter	Jordlager	Berglager	Sprickor
z [m över bergytan]	0–20	-280 – 0	-280 – 0
Hydraulisk konduktivitet [ $\text{ms}^{-1}$ ]	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-3}$
Magasinskoefficient [%]	16	$6,7 \cdot 10^{-5}$	
Porositet [%]	30	1	100
Grundvattenbildning [ $\text{md}^{-1}$ ]	$8,2 \cdot 10^{-4}$		
Specifik magasinering [ $\text{m}^{-1}$ ]	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$
Spricktjocklek [m]			$1 \cdot 10^{-2}$

## 7 Resultat från den numeriska modellen

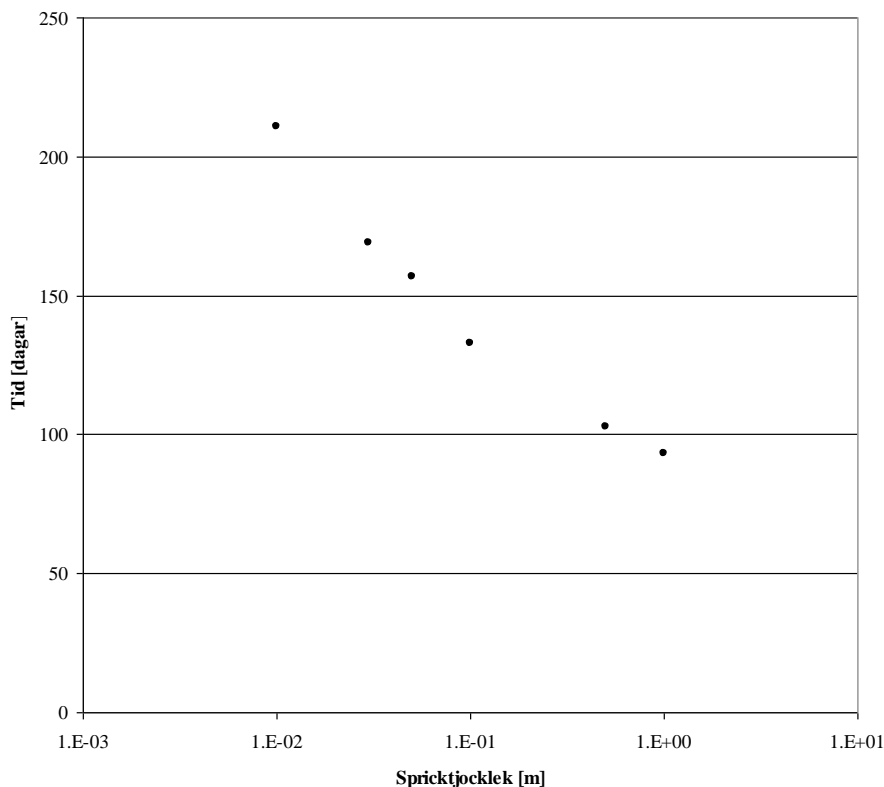
Trots omfattande kalibreringsförsök kunde modellen i stora delar av modellområdet inte simulera rimliga grundvattennivåer.

Modelleringsresultat i form av hastighetsvektorer (bilaga 2) visade att stort flöde i jordlagret främst påträffades in mot brunnen, men även ner från höjdområden och mot vattendrag. Hastigheten var liten uppe på höjdområden. I berglagret var hastigheterna stora främst i sprickor och in mot brunnen. Hastighetsvektorena i den kompletterande modellen (bilaga 1) påvisade att flödet i sprickan där brunnen var belägen, skedde in mot brunnen. I den korsande sprickan var flödet litet och riktat in mot den spricka där brunnen var belägen.

Hastigheten i vertikalled och föroreningstransporten från föroreningskällor placerade på olika nivåer i jordens lager kunde inte studeras visuellt med den använda programvaran.

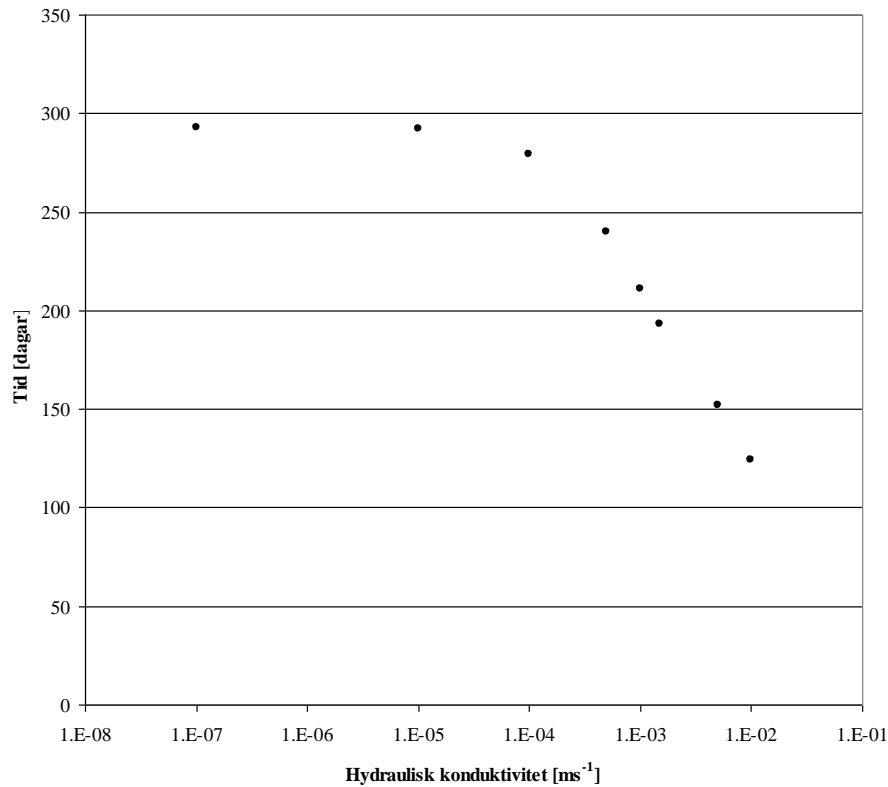
Simulerade transporttider för föroreningen blev dock betydligt längre när föroreningskällan placerades i övre lagret (464 dagar) än när den placerades i det undre lagret (211 dagar).

Resultaten från känslighetsanalysen av tiden det tog innan föroreningskoncentrationen i brunnen uppgick till  $0,1 \mu\text{gL}^{-1}$  redovisas i figur 12, 13 och 14. Simulering med Darcymetoden för varierande spricktjocklek med den konstanta hydrauliska konduktiviteten  $1 \cdot 10^{-3} \text{ ms}^{-1}$  gav tider varierande mellan 93 och 292 dagar. Den kortaste tiden simulerades med spricktjockleken 1 m (figur 12).



**Figur 12.** Tid tills koncentrationen i brunnen uppnådde  $0,1 \mu\text{gL}^{-1}$  med avseende på varierande spricktjocklek (Darcymetoden).

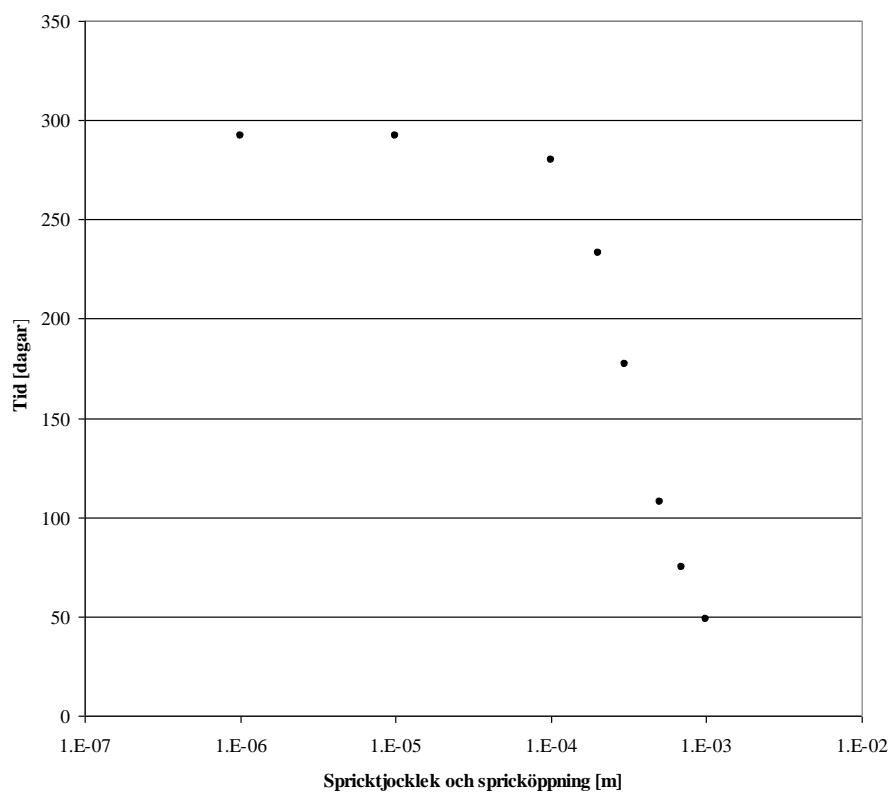
Simulering med Darcymetoden för den konstanta spricktjockleken  $1 \cdot 10^{-2}$  m med varierade hydraulisk konduktivitet gav tider mellan 124 och 293 dagar (figur 13). Den kortaste tiden erhöles för konduktiviteten  $1 \cdot 10^{-2} \text{ ms}^{-1}$ . För simuleringar där den hydrauliska konduktiviteten  $< 1 \cdot 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$  skedde endast små förändringar i tiden trots variation av den hydrauliska konduktiviteten.



**Figur 13.** Tid tills koncentrationen i brunnen uppnådde  $0,1 \mu\text{gL}^{-1}$  med avseende på varierande hydraulisk konduktivitet i sprickor (Darcymetoden).

Eftersom simuleringarna gjordes för stationärt vattenflöde är transporttiden oberoende av den specifika magasineringen.

Simulering med Hagen-Poiseuillemetoden när spricktjockleken och sprickans öppenhet varierades i intervallet  $1 \cdot 10^{-7} - 1 \cdot 10^{-3}$  m gav tider mellan 292 och 49 dagar (figur 14). För spricktjocklekar och spricköppenheter  $< 1 \cdot 10^{-4}$  skedde inga förändringar av transporttiden.



**Figur 14.** Tid tills koncentrationen i brunnen uppnådde  $0,1 \mu\text{gL}^{-1}$  med avseende på varierande spricktjocklek och spricköppenhet (Hagen-Poiseuillemetoden).

## 8 Diskussion

### 8.1 Föroreningar och föroreningskällor

Det är svårt att avgöra vilka föroreningar som utgör det största hotet mot grundvattentäkter. Ett tillfälligt punktutsläpp av en liten mängd av ett toxiskt ämne kan teoretiskt sett utgöra ett lika stort hot som ett diffust, kontinuerligt utsläpp av en stor mängd av ett mindre toxiskt ämne. Utifrån litteraturen och riskinventeringar inför inrättande av vattenskyddsområden kan dock slutsatsen dras att oljeprodukter följt av bekämpningsmedel utgör de vanligaste föroreningarna.

Enligt Naturvårdsverkets (2003) sammanställning av potentiella föroreningskällor utgör stora delar av människans aktiviteter möjliga föroreningskällor, vilket stämmer med verkligheten, men inte säger något om vilka föroreningskällor som utgör de största hoten. Föroreningskällor kan utgöra en risk på två skalor: generella hot mot vattentäkter och hot mot en specifik vattentäkt.

Föroreningskällornas potentiella risk på generell skala beror bland annat på hur vanligt förekommande föroreningskällan är, om den vanligtvis befinner sig på ett stort eller litet avstånd från vattentäkten, om källan befinner sig ovan markytan eller i jord eller berg och hur farliga utsläpp som källan kan tänkas orsaka. En uppskattning av hur vanligt förekommande de olika föroreningskällorna är kan göras utifrån statistik från riskinventeringen i rapporterna om införandet av vattenskyddsområden. De kategorier som nämns i nästan alla rapporter är: vägar/järnvägar/sjötransporter, jord-/skogsbruk/djurhållning, hantering/förvaring av oljeprodukter, urban miljö samt vatten-/avloppsreningsverk. I fråga om föroreningskällornas avstånd till vattentäkten kan det antas vara vanligare att hushåll, vägar och vattenverksamheten befinner sig närmare en vattentäkt än till exempel industrier. När det gäller utsläppens vådlighet kan det antas att industrier och jordbruk orsakar större utsläpp och utsläpp av vådligare ämnen än till exempel hushåll.

På specifik skala beror föroreningskällans potentiella risk på faktorer såsom utsläpp (hur vådlig föroreningen är och hur stort utsläpp som sker), hur långt ifrån vattentäkten utsläppet sker, hur utsläppet sker (punkt/diffust, tillfälligt/kontinuerligt och på vilken nivå i jorden eller berget), hur snabbt utsläppet kan upptäckas och hur lätt det är att sanera marklagret. Hur utsläppet sker har bland annat stor betydelse för hur lätt det är att sanera och för om utsläppet är lätt eller svårt att upptäcka. Det kan antas att diffusa, kontinuerliga och undermarksutsläpp är mer svårupptäckta än punkt-, tillfälliga och övermarksutsläpp. Det är svårt att generalisera och vikta hur stort hot olika föroreningskällor utgör. För att en riskinventering ska säga något om de verkliga riskerna som olika källor utgör torde det vara nödvändigt att väga in ovanstående faktorer för att kunna göra en samlad bedömning av en föroreningskällas potentiella risk. Tabell 8 visar en sammanställning av de parametrar som bidrar till att öka eller minska ett utsläpps potentiella risk för en vattentäkt.

För att få mer kunskap om vilka föroreningskällor och föroreningar som utgör störst hot mot vattentäkter i berg, kan till exempel reella fall studeras där vatten i vattentäkter har blivit otjänligt på grund av antropogena föroreningar. Dessutom kan olika föroreningars egenskaper studeras och jämföras för att se vilka föroreningar som har en strömningshastighet som avviker från grundvattnets transporthastighet och vilka som på naturlig väg kan saneras och därmed utgör en begränsad risk för grundvattnet.

**Tabell 8. Parametrar som påverkar den potentiella risk som ett utsläpp utgör för en vattentäkt**

<b>Parameter</b>	<b>Ökad risk</b>	<b>Minskad risk</b>
Föroreningsens vådlighet	Toxisk	Mindre toxisk
Utsläppsmängd	Stor	Liten
Källans avstånd	Nära	Avlägsen
Källans utbredning	Diffus	Punkt
Utsläppets tidsperiod	Kontinuerlig	Tillfällig
Källans upptäckbarhet	Under markytan	Över markytan
Markens sanerbarhet	Berg	Jord
Källans sannolikhet	Vanlig	Mindre vanlig
Utsläppets sannolikhet	Vanligt	Mindre vanligt

## 8.2 Grundvatten i berg

Grundvattnets transport och förekomst i berg är komplex och svårstuderad. Eftersom intresset för grundvatten i berg är stort görs det många studier, framförallt i samband med undersökningar inför slutförvar av använt kärnbränsle. Trots omfattande studier är det svårt att få en övergripande uppfattning om grundvattenflödet i berg och vilka parametrar som påverkar det. Komplexiteten och platsspecifika förhållanden gör det svårt att få grepp om de exakta orsakerna till skillnader i grundvattenflöden trots likartade förutsättningar.

Bergarten på en plats är lättillgänglig information. Därför är det av stort intresse att veta hur bergarten påverkar grundvattenflödet. Dessvärre har det dock visat sig att ett antal nyckelparametrar för flödet är oberoende av bergart. Det kan däremot i stora drag antas att sura bergarter har större uttagmöjligheter än basiska, vilket gör att en förorening kommer att transporteras långsammare i den sura bergarten än i den basiska, förutsatt att ett lika stort uttag görs. Av berggrundens egenskaper är dess kinematiska porositet av större vikt för grundvattenflödet än den totala porositeten. Det stora intervall inom vilket den kinematiska porositeten varierar visar dock att inget generellt värde kan sättas på den och att det därmed finns stora olikheter mellan olika platser.

En viktig del i vattenbudgeten för berget utgörs av grundvattenbildningen. Ofta är berget överlagrat av ett jordtäckte och jordarterna i detta jordtäckte har betydelse för hur mycket som avrinner lateralt och de påverkar även grundvattenbildningen till berget. Det finns få studier av grundvattenbildningen till berg, vilket utgör en stor brist i kunskapen om grundvatten i berg eftersom det är en viktig faktor.

Grundvattennivåns läge i berget har stor betydelse i och med luftfasens inverkan på vätskeflödet. Många studier har gjorts och görs för att öka förståelsen för hur omättat flöde i berg sker. Tydligt är att omättat flöde är ännu mer komplext och svårgeneraliserat än mättat flöde. Till det här arbetet har inga studier hittats som kunnat omsätta fältobservationer i generella antaganden om flöde i omättat berg och stor osäkerhet råder om hur flödet sker under omättade förhållanden.

Flödet i makrosprickor är betydligt större än flödet i själva bergmassan. Detta medför att sprickorna och deras egenskaper är av större intresse än bergmassan. Förutom information om vilka sprickor som finns behövs information om i vilken grad de är konduktiva och huruvida de är väl förbundna med varandra. Stor enighet råder om att sprickor inte kan beskrivas som mellanrummet mellan två släta, parallella plattor och att flödet i sprickan är kanaliserat, vilket innebär att osynliga kanaler inom sprickorna leder vattnet. Kanaliseringen medför bland annat att uppehållstiderna för vatten varierar mycket, vilket leder till att en förorening kan ankomma till en vattentäkt i flera toppar.



Den hydrauliska konduktiviteten varierar inom bergmassan och i olika riktningar. Variationen i konduktivitet både i bergmassa och i sprickor är stor och inget generellt, eller ens en uppskattning av ett generellt, värde har påträffats i litteraturen.

Ämnet grundvatten i berg är stort och många studier har gjorts. Med målet att öka kunskapen om föroreningstransporten i kristallint berg har jag därför valt att behandla egenskaper som anses gälla generellt och som inte är alltför detaljspecifika. Var gränsen dras mellan vad som är generellt och specialfall är flytande och troligtvis har studier hamnat på fel sida denna gräns och därför felaktigt tagits med eller felaktigt utelämnats. För att begränsa detta arbete valdes att grundvattnets flöde i berget och sprickorna skulle behandlas, vilket är grunden för föroreningstransporten. Ett ytterligare steg i kunskapen om föroreningstransport är att sammanställa information om olika föroreningars egenskaper vad gäller transport och fastläggning i berget.

### *8.3 Konceptuell och numerisk modell*

Den konceptuella modellen användes dels som en grund för den numeriska modellen, dels för att åskådliggöra tänkbara problem för vattentäkter i berg. Med hjälp av den numeriska modellen utvärderades den konceptuella tolkningen av flödessystemet.

Modelleringsresultatet bekräftade i stort den konceptuella tolkningen att flöde i jordlagret främst skulle ske från höjdområden och till vattendrag. Öväntat var dock det stora flödet i jorden in mot brunnen, vilket tyder på att modellen inte lyckades skapa ett tillräckligt stort flöde i sprickan för att förse brunnen med den uttagna vattenmängden. Även om brunnen var placerad i berglagret kan flödet i jordlagret ha påverkats i och med att uttaget gjordes från hela bergmassans vertikala utbredning, det vill säga även precis under jordlagret. Modellen återspeglar inte verkliga förhållanden där ett foderrör hindrar flöde från jorden till brunnen. Foderrörets effekt skulle kunna efterliknas genom att ett tunt berglager utan brunn placeras ovanför berglagret med brunnen.

Flödet i berglagret bekräftade att flödet främst sker i sprickor och mot brunnen. Den kompletterande modellen bekräftade även den konceptuella tolkningen av det horisontella flödet i två korsande sprickor, medan det vertikala flödet inte kunde studeras i den numeriska modellen. De små partikelhastigheterna i den spricka som korsade sprickan med uttagsbrunnen indikerar att flödet i den korsande sprickan inte påverkades av brunnsuttaget i lika stor utsträckning som flödet i sprickan med brunnen. Den konceptuella tolkningen av skillnader i spridning av ett föroreningsutsläpp som sker inom jordlagret mot ett som sker över markytan kunde inte studeras visuellt i FEFLOW. De beräknade ankomsttiderna till brunnen bekräftar däremot att det tar längre tid för en förorening att nå brunnen om utsläppet sker ovan markytan, vilket troligtvis beror på att föroreningen i stor utsträckning avrinner genom jordlagret.

Den numeriska modellen användes för att studera sprickegenskapernas inverkan på transporttiden. Modellen gav tänkbart rimliga resultat för beräkningar med Darcymetoden i spricktjockleksintervallet  $1 \cdot 10^{-2} - 1 \text{ m}$  (för konduktiviteten  $1 \cdot 10^{-3} \text{ ms}^{-1}$ ) och intervallet  $1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-2} \text{ ms}^{-1}$  för den hydrauliska konduktiviteten (för spricktjockleken  $1 \cdot 10^{-2} \text{ m}$ ) och för beräkningar med Hagen-Poiseuillemetoden för spricktjocklek och spricköppenhet i intervallet  $1 \cdot 10^{-5} - 5 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ . För små spricktjocklekar, små spricköppningar eller låga konduktiviteter var transporttiden 292 dagar, vilket var samma tid som när simulering gjordes utan sprickor. Den stora skillnaden i transporttiden mellan simuleringar med sprickor (med stor tjocklek och hög konduktivitet) och simuleringar utan sprickor visar på sprickornas avgörande betydelse för transporten i berget. Bergmassans låga konduktivitet gör att transporten i den sprickfria modellen sker i jordlagret.

Den stora förändringen i transporttiderna som respons på förändring av spricktjocklek respektive hydraulisk konduktivitet visar att dessa båda faktorer är av avgörande betydelse för transporttiden i berget. Vid simuleringar där flödesberäkningar gjordes med Hagen-Poiseuillemetoden varierades spricktjockleken och spricköppenheten samtidigt enligt FEFLOWs användarhandboks rekommendation. Ingen jämförelse mellan olika parametrar kunde därför göras.

Den numeriska modellens förmåga att återspegla verkligheten kan anses vara begränsad i och med att simuleringen alstrade orimliga grundvattennivåer inom stora områden av modellen. Den numeriska modellens ofullkomlighet kan ha flera orsaker. Till exempel kan bristfälliga kunskaper om programmet (bland annat beräkningsmetoder, modellegenskaper) och brister i indata leda till att modellinställningar, antaganden och parametervärden har använts felaktigt. Dessutom kan mjukvarans användbarhet ifrågasättas: om den är tillämpbar på områdets förhållanden och om den är lämplig för modellering av sprickigt berg, vilket en programvara som är framtagen för just det ändamålet kan antas vara mer lämpad för. Även om modellen inte kan anses återskapa verkligheten torde relationen mellan transporttiderna vara korrekt eftersom de beräknats under samma förutsättningar. De slutsatser som dragits från resultatet av den numeriska modellen kan därför anses stämma, även om de kvantitativa värdena inte skulle vara riktiga för det simulerade området. För att bedöma vilka parametrar som är viktigast för att bestämma transporttiderna i berg måste ytterligare studier göras.

## 9 Slutsatser

Det finns en rad antropogena föroreningskällor som utgör en risk för vattentäkter i kristallint berg. De vanligast förekommande i de studerade riskinventeringarna var: vägar/järnvägar/sjötransporter, jord-/skogsbruk/djurhållning och hantering/förvaring av oljeprodukter. Hur stor risk det är att de förorenar en vattentäkt är svårt att säga generellt och det beror av egenskaper hos källan, marken och utsläppet.

De faktorer som är viktigast för föroreningstransporten i kristallint berg är dels randvillkor såsom grundvattenbildning och omgivningens topografi, dels sprickornas förekomst och egenskaper såsom spricknätverkens förbindelsegrad, sprickornas öppenhet, skrovlighet och mineralfyllnad. Brister i kunskaperna finns främst inom grundvattenbildningen till berg och hur det omättade flödet sker.

Simuleringarna med den numeriska modellen visade att sprickorna hade en avgörande betydelse för transporten i berget. Föroreningen transporterades snabbare till en brunn om utsläppet skedde inom jordlagret än om det skedde ovan markytan.

## Referenser

- 2000/60/EG artikel 7, Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område
- Anderberg, J., Gierup, J., Thunholm, B. och Åsman, M. (1997) Metodbeskrivning Regionala länsöversikter Hydrogeologi opublicerat
- Andersson, P.M. och Woessner, W.W. (1992) *Applied groundwater modelling Simulation of Flow and Advective Transport*, Academic Press, Inc, San Diego
- Auradou, H., Drazer, G., Hulin, J.P. och Koplik J. (2005) Permeability anisotropy induced by the shear displacement of rough fracture walls. *Water Resources Research*, vol 41 W09423
- Bergman, G. (1972) *Bestämning av infiltrationskoefficienter för bergytter och perkolationsbanor i jordlager*, Kvartärgeologiska institutionen, Stockholms universitet
- Berggren, M. (1998) *Hydraulic conductivity in Swedish bedrock estimated by means of geostatistics A study based on data recorded in the Archive on Wells at the Geological Survey of Sweden*, Master of Science Thesis Report, Högskoletryckeriet, Royal Institute of Technology, Stockholm
- Berkowitz, B. (2002) Characterizing flow and transport in fractured geological media: A review. *Advances in Water Resources*, 25, s. 861-884
- Bockgård, N. (2004) Surface loading effects on groundwater pressure in a crystalline bedrock aquifer, i: Bockgård, N. (2004) *Groundwater Recharge in Crystalline Bedrock Processes Estimation, and Modelling*, Department of Earth Sciences
- Carlsson, L. och Carlstedt, A. (1977) Estimation of Transmissivity and Permeability in Swedish Bedrock. *Nordic Hydrology*, nr 8, s. 103-116
- Carlsson, L. och Gustafson, G. (1991) *Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik*, Rapport R66:1991, Bygghälsningsrådet
- Carlsson, A. och Olsson, T. (1977) Hydraulic properties of Swedish crystalline rocks. *Bulletin of the Geological Institutions of the University of Uppsala*, Vol 7, s. 71-84
- Carlsson, A. och Olsson, T. (1981) *Hydraulic Properties of a Fractured Granitic Rock Mass at Forsmark, Sweden*, SGU, Serie C, Nr 783, Avhandlingar och uppsatser, Årsbok 75 nr 4, Offsetcenter AB, Uppsala
- Carlsson, A. och Olsson, T. (1983) The storage coefficient of fractured rock determined from deformation tests. *Bulletin of the Geological Institutions of the University of Uppsala*, Vol. 9, s. 131-136
- Chilès, J-P. och de Marsily, G. (1993) Stochastic Models of Fracture Systems and Their Use in Flow and Transport Modeling, i redigerad av: Bear, J., Tsang, C-F. och de Marsily G. (1993) *Flow and Contaminant Transport in Fractured Rock*, Academic Press, Inc. San Diego, California
- Dahan, O., Nativ, R., Adar, E.M., Berkowitz, B. och Ronen Z. (1999) Field observation of flow in a fracture intersecting unsaturated chalk. *Water Resources Research*, vol 35, nr 11, s. 3315-3326
- Dahan, O., Nativ, R., Adar, E.M., Berkowitz, B. och Weisbrod, N. (2000) On fracture structure and preferential flow in unsaturated chalk. *Ground Water*, vol 38, nr 3, s. 444-451
- David, C. (1993) Geometry of flow paths for fluid transport in rocks. *Journal of Geophysical Research*, vol 98, nr B7, s. 12267-12278
- Diersch, H-J.G. (2005) *WASY Software FEFLOW Reference Manual*
- Diersch, H-J.G. (2006) *WASY Software FEFLOW User's Manual*
- Diersch, H-J.G. (2007) Discrete feature modeling of flow, mass and heat transport processes by using FEFLOW, in *WASY Software FEFLOW, White papers vol 1*, s. 151-198
- Domenico, P.A. och Schwartz, F.W. (1998) *Physical and Chemical Hydrogeology*, 2:a upplagan, John Wiley & Sons Inc., New York
- Durham, W.B. och Bonner, B.P. (1994) Self-propping and fluid flow in slightly offset joints at high effective pressures. *Journal of Geophysical Research*, vol 99, nr B5, s. 9391-9399

- Faybishenko, B., Doughty, C., Steiger, M., Long, J.C.S., Wood, T.R., Jacobsen, J.S. m.fl. (2000) Conceptual model of the geometry and physics of water flow in a fractured basalt vadose zone. *Water Resources Research*, vol 36, nr 12, s. 3499-3520
- Fernqvist, J. (2004) *Skyddsområden för grundvattentäkter – granskning av hur de upprättats*, Examensarbete vid institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala universitet
- Freeze, R.A. och Cherry, J.A. (1979) *Groundwater*, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey
- Glass, R. J., Nicholl, M. J., Rajaram, H. och Wood T.R. (2003) Unsaturated flow through fracture networks: Evolution of liquid phase structure, dynamics, and the critical importance of fracture intersections. *Water Resources Research*, vol 39, nr 12
- Grip, H. och Rodhe, A. (1988) *Vattnets väg från regn till bäck*, 2a upplagan, Lagerblads Tryckeri AB, Karlshamn
- Hult, A. (1988) *Bättre skydd för bergborrade vattentäkter*, SGAB, Uppsala
- Jakob, A., Mazurek, M. och Heer, W. (2003) Solute transport in crystalline rocks at Äspö—II: Blind predictions, inverse modelling and lessons learnt from test STT1. *Journal of Contaminant Hydrology*, vol 61 s. 175– 190
- Knutsson, G. och Morfeldt, C-O. (2002) *Grundvatten teori och tillämpning*, Svenskt tryck AB, Stockholm
- Konzuk, J.S. och Kueper, B.H. (2004) Evaluation of cubic law based models describing single-phase flow through a rough-walled fracture. *Water Resources Research*, vol 40 (2) W02402
- Krásný, J. och Sharp J.M. (2007) Hydrogeology of fractured rocks from particular fractures to regional approaches: State-of-the-art and future challenges, i redigerad av: Krásný, J. och Sharp J.M. (2007) *Groundwater in Fractured Rock –Selected papers from the Groundwater in Fractured Rocks International Conference, Prague 2003*, Taylor & Francis Group, London, UK
- Lerner, D.N., Issar A.S. och Simmers I. (1990) Groundwater recharge: a guide to understanding and estimating natural recharge. *International contributions to hydrogeology*, vol 8
- Liu, H.H., Doughty, C. och Bodvarsson, G.S. (1998) An active fracture model for unsaturated flow and transport in fractured rocks. *Water Resources Research*, vol 34, nr 10, s. 2633-2646
- Liu, H.H., Bodvarsson, G.S. och Finsterle, S. (2002) A note on unsaturated flow in two-dimensional fracture networks. *Water Resources Research*, vol 38, nr 9
- Liu, L. och Neretnieks, I. (2006) Analysis of fluid flow and solute transport through a single fracture with variable apertures intersecting a canister: Comparison between fractal and Gaussian fractures. *Physics and Chemistry of the Earth 31*, vol 31, s. 634-639
- Long, J.C.S och Billaux, D.M. (1987) From field data to fracture network modeling: an example incorporating spatial structure. *Water Resources Research*, vol 23, nr 7, s. 1201-1216
- Lundegårdh, P.H. (1995) *Beskrivning till berggrundskarta över Värmlands län Östra och mellersta Värmlands berggrund fyndigheter av nyttosten och malm i Värmlands län*, SGU Ser Ba nr 45:1, TK i Uppsala AB, Uppsala
- Lundin, L. (1990) Saturated Hydraulic Conductivity of Nordic Till Soils, i reviderad av: Sylvi Haldorsen, *Hydrogeological Properties of Nordic Tills*, Nordic Hydrological Programme Report No 25
- Magnusson, N.H. och Assarsson, G. (1929) *Beskrivning till kartbladet Nyed*, SGU Ser Aa Kartblad i skalan 1:50 000 med beskrivningar N:o 144, Kungl. Boktryckeriet. P. A. Norstedt & söner, Stockholm
- Margolin, G., Berkowitz, B. och Scher, H. (1998) Structure, flow, and generalized conductivity scaling in fracture networks. *Water Resources Research*, vol 34, nr 9, s. 2103-2121
- Miljömål (senast uppdaterad 2007) <http://www.miljomal.nu> (besökt 2008-03-14)
- Moreno, L., Tsang, Y.W., Tsang, C.F., Hale, F.V. och Neretnieks, I. (1988) Flow and tracer transport in a single fracture. A stochastic model and its relation to some field observations. *Water Resources Research*, vol 24, nr 12, s. 2033-3048
- Naturvårdsverket (2003) *Vattenskyddsområde Handbok med allmänna råd Handbok 2003: 6*, CM Digitaltryck AB, Bromma
- Neretnieks, I. (1993) Transport and nuclear waste, i redigerad av: Bear, J., Tsang, C-F. och de Marsily G. (1993) *Flow and Contaminant Transport in Fractured Rock*, Academic Press, Inc. San Diego, California

- NFS 2003:16, Naturvårdsverkets allmänna råd om vattenskyddsområden (till 7 kap. 21, 22 och 25 §§ miljöbalken)
- NRC, National Research Council (United States) (1996) *Rock fractures and fluid flow: contemporary understanding and applications*, Committee on Fracture Characterization and Fluid Flow, National Academy Press, Washington, D.C.
- Odén, M., Niemi, A., Tsang, C-F. och Öhman, J. (2008) Regional channelized transport in fractured media with matrix diffusion and linear sorption. *Water Resources Research*, vol 44, W02421
- Ojala, L., Thorsbrink, M., Lång, L-O. och Mellqvist, E. (2004) *Information om kommunala vattentäkter i DGV – september 2004*, SGU-rapport 2004:15
- Olofsson, B. (1991) *Effects on Groundwater by Tunnelling in Hard Crystalline Rocks – analysis of groundwater level data from Bolmen tunnel, S Sweden, 1969-1987*, Media-teknik, Repro I, KTH
- Olofsson, B., Jacks, G., Knutsson, G. och Thunvik, R. (2001) Grundvatten i hårt berg – en analys av kunskapsläget. *Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2001*. KASAM, Statens Råd för Kärnavfallsfrågor. SOU 2001:35, s. 113-189
- Oron, A.P. och Berkowitz, B. (1998) Flow in fractures: the local cubic law assumption reexamined. *Water Resources Research*, vol 34, nr 11, s. 2811–25
- Pruess, K. (1999) A mechanistic model for water seepage through thick unsaturated zones in fractured rocks of low matrix permeability. *Water Resources Research*, vol 35, nr 4, s. 1039-1051
- Richard, E., Cranor, C., Raucher, R. och Zapponi, G. (1990) *Groundwater contamination risk assessment: a guide to understanding and managing uncertainties*, IAHS-AISH publication, No 196, IAHS Press, Institute of Hydrology, Wallingford, UK
- Rodhe, A., Lindström, G., Rosberg, J. och Pers, C. (2006) *Grundvattenbildning i svenska typjordar – översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell*, Report Series A No. 66, Uppsala universitet Institutionen för geovetenskaper Luft- och vattenlära
- Rodhe, A. och Bockgård, N. (2006) Groundwater recharge in a hard rock aquifer: A conceptual model including surface-loading effects. *Journal of Hydrology*, vol 330, s 389-401
- Sandegren, R. och Magnusson, N.H. (1937) *Beskrivning till kartbladet Forshaga*, SGU Ser Aa Kartblad i skalan 1:50 000 med beskrivningar N:o 179, Kungl. Boktryckeriet. P. A. Norstedt & söner, Stockholm
- SFS 1998:808, Miljöbalken
- SGU (Opublicerat) ULFSBY VATTENTÄKT, VALLARGÄRDET, KARLSTADS KOMMUN
- SKB (2005) *Preliminary site description Simpevarp subarea – version 1.2*, Svensk Kärnbränslehantering AB April 2005, R-05-08
- Smith, L. och Schwartz, F.W. (1993) Solute Transport through Fracture Networks, i reviderad av: Bear, J., Tsang, C-F. och de Marsily G. (1993) *Flow and Contaminant Transport in Fractured Rock*, Academic Press, Inc. San Diego, California
- Su, G.W., Geller, J.T., Pruess, K. och Wen, F. (1999) Experimental studies of water seepage and intermittent flow in unsaturated, rough-walled fractures. *Water Resources Research*, vol 35, nr 4, s. 1019-1037
- Thompson, M.E. och Brown, S.R. (1991) The effect of anisotropic surface roughness on flow and transport in fractures. *Journal of Geophysical Research*, vol 96, nr B13, s 21923–21932
- Tsang, Y.W. och Tsang, C.F. (1987) Channel model of flow through fractured media. *Water Resources Research*, vol 23, nr 3, s. 467–79
- Tsang, Y.W. (1992) Usage of equivalent apertures for rock fractures as derived from hydraulic and tracer tests. *Water Resources Research*, vol 28, nr 5, s. 1451-1455
- Tsang, C-F. (1993) Tracer Transport in Fracture Systems, i redigerad av: Bear, J., Tsang, C-F. och de Marsily G. (1993) *Flow and Contaminant Transport in Fractured Rock*, Academic Press, Inc. San Diego, California
- Wang, J.S.Y. och Narasimhan, T.N. (1985) Hydrologic mechanisms governing fluid flow in a partially saturated, fractured, porous medium. *Water Resources Research*, vol 21, nr 12, s. 1861-1874
- Watkins, D.C. (2007) Determining a representative hydraulic conductivity of the Carmenellis granite of Cornwall, UK, based on a range of sources of information, i reviderad av Krásný, J. och Sharp J.M. (2007)

*Groundwater in Fractured Rock –Selected papers from the Groundwater in Fractured Rocks International Conference, Prague 2003*, Taylor & Francis Group, London, UK

Öhman, J. och Niemi, A. (2003) Upscaling of fracture hydraulics by means of an oriented correlated stochastic continuum model. *Water Resources Research*, vol 39, nr 10, 1277

#### **Kartor**

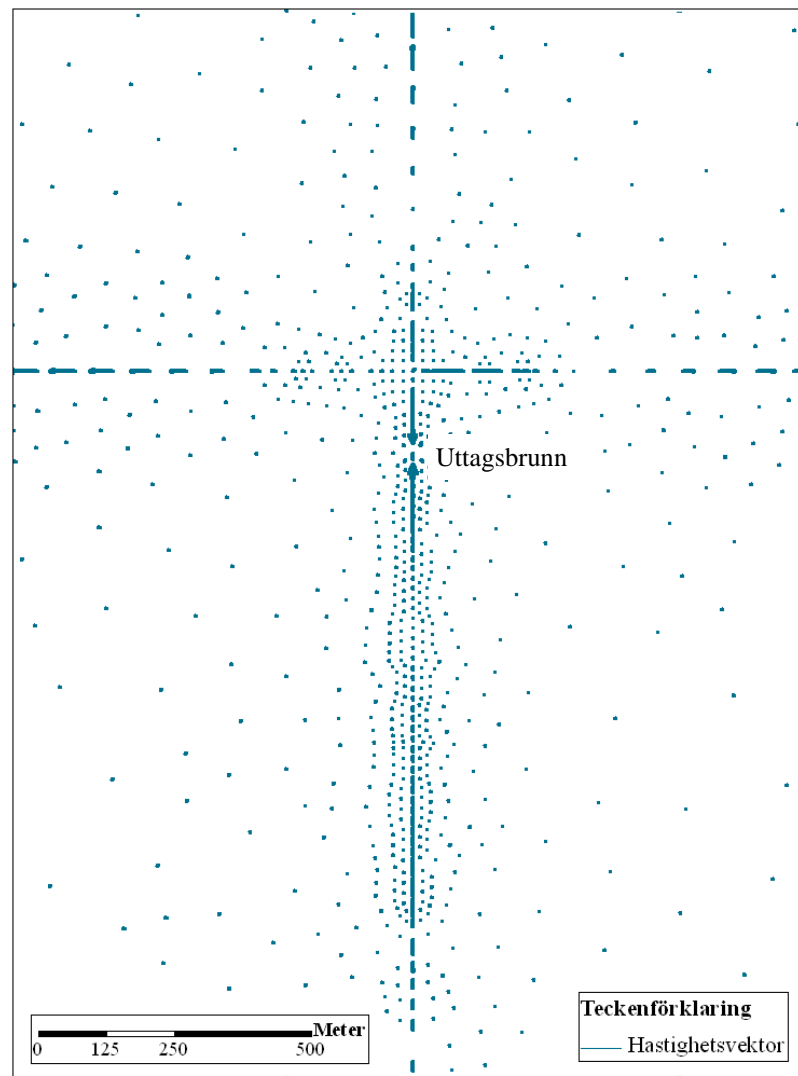
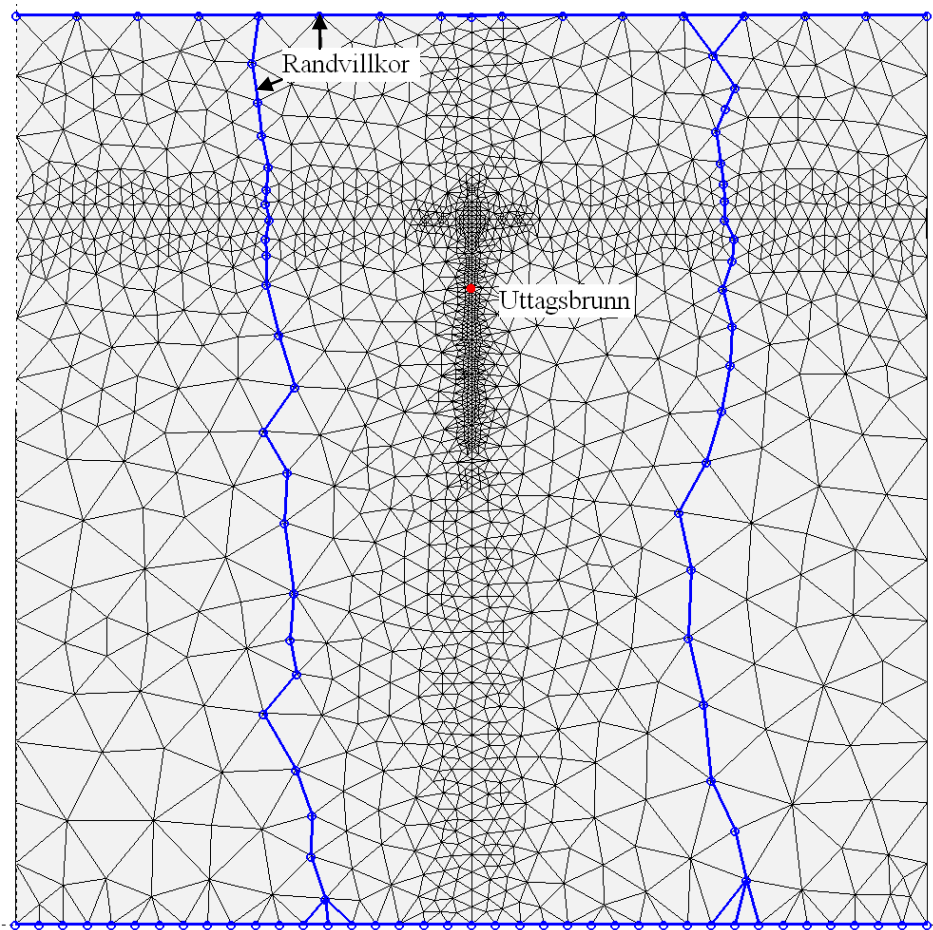
Sveriges geologiska undersökning Ser. Aa. No 179 Bladet ”Forshaga”

Sveriges geologiska undersökning Ser. Aa. No 144 Bladet ”Nyed” A.-B. Kartografiska Institutet, Centraltryckeriet 1929

Berggrundskarta över Värmlands län Serie Ba nr 45, 1992

Jordartskartan 10D Karlstad NV SGU serie Ae nr 140, 2000

**Bilaga 1.** Den kompletterande modellens beräkningsnät och randvillkor (blå) (vänster) och simulerade hastighetsvektorer för flödet i berglagret (höger)





**Bilaga 2.** Hastighetsvektorer för flödet i berglagret (vänster) och jordlagret (höger).

