

Undersökning av föroreningar i berggrund

RAPPORT 5930 • JUNI 2009



Kunskapsprogrammet

**HÅLLBAR
SANERING**



Undersökningar av föroreningar i berggrund

Ulf Sundqvist, Otto Graffner, Thomas Lindblad
och Gunnar Ch Borg på Aqualog AB
Thomas Wallroth på Bergab
Patrich Holmström och Anders Bank på Envipro Miljöteknik AB
Karsten Håkansson på Geo Innova AB

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel: 08-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5930-9.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2009

Omslagsfoto: Aqualog AB



Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Föreliggande rapport redovisar projektet ”Undersökningar av föroreningar i berggrund” som har genomförts inom Hållbar Sanering.

Få svenska undersökningar finns dokumenterade där föroreningar och spridningsförutsättningar i berggrund har behandlats. Ofta betraktas berggrunden som en ”tät” barriär, vilken antas hindra nedträngning av föroreningar till större djup. Detta antagande får bl a till följd att undersökningar av förorenade områden i huvudsak fokuseras på jordlagren. Undantag är några få fall där föroreningar upptäckts i berg, t ex i bergborrade vattentäkter, eller där föroreningar förekommer primärt i berggrunden, t ex vid gruvor.

I de fall undersökningar och provtagningar av vatten utförs i berg, används vanligtvis samma strategier och metoder som vid marktekniska undersökningar i jord. Dessa beskrivs t ex i Naturvårdsverkets vägledningar (Rapport 4310, 4311 m fl). Eftersom de grundläggande hydrauliska förutsättningarna i berg helt avviker från dem i jord, är det i de flesta fall direkt olämpligt att använda samma metoder i berg som i jord. Faktorer som gör berget speciellt är dess heterogena hydrauliska egenskaper och grundvattnets varierande kemi på olika djup.

Med utgångspunkt från dessa heterogena och varierande förhållanden bör följande aspekter beaktas vid undersökningar:

- Hydrogeologiska egenskaper och förhållanden, vilket även omfattar det hydrauliska samspelet mellan grundvatten i jord och berg. Härigenom kan sannolikheten för föroreningsspridning till och via berg bedömas.
- Grundvattnets kemiska förhållanden på olika djup och i olika hydrauliska miljöer. Grundvattnets kemi skiljer sig markant mellan jord och berg samt i berg på olika djup, vilket kan påverka föroreningars spridningsförutsättningar.
- Störningar vid hydrauliska undersökningar och provtagningar. I samband med borrning och tester i brunnar uppkommer påverkan på bergets hydrauliska förhållanden och grundvattnets kemiska egenskaper, vilket kan påverka föroreningars spridningsförutsättningar.

Undersökning av föroreningar i mark fokuserar traditionellt på jordlagrens uppbyggnad, markens genomsläpplighet, grundvattennivåer och förekomst av föroreningar i jordlagren. Vid undersökningar i berg tillkommer ett stort antal hydrogeologiska parametrar som beskriver berggrundens system av vattenförande sprickor/strukturer, samt information om samspelet mellan grund-

vattenmagasin i jord och berg. Nödvändig information bör insamlas inom ramen för en bred hydrogeologisk utredning med fokus på lokala förhållanden och egenskaper.

En komplexitet när det gäller undersökningar av föroreningar i berg är att spridningsförutsättningarna är beroende av grundvattnets kemi, vilken i sin tur är beroende av bergart, djup under markytan (vattnets uppehållstid), årstid m m. Detta innebär att de styrande kemiska parametrarna måste klarläggas. Utöver grundvattnets kemi har föroreningarnas egenskaper stor betydelse för föroreningsspridningen i berg.

Ytterligare en komplexitet är att borrningar och hydrauliska undersökningar i sig kan påverka de hydrogeologiska och kemiska förhållandena i berg. Det medför att rådande förhållanden kan förändras tillfälligt eller permanent till följd av de borrningar som utförs och de brunnar som efterlämnas. En konsekvens av detta är att behovet av borrning noga skall övervägas, att undersökningar skall göras så att påverkan minimeras samt att skyddsåtgärder skall vidtas för att inte orsaka ökad spridningsrisk.

I föreliggande rapport beskrivs en rad hydrogeologiska och kemiska aspekter och processer som bör beaktas vid undersökningar av förorenade områden. Rapporten presenterar också en beskrivning av de styrande hydrogeologiska förutsättningarna i berg, samt olika undersöknings- och provtagningsmetoders lämplighet. Studien är ett led i en kunskapsutveckling och målsättningen är att skapa ett underlag för val av lämpliga strategier och metoder för undersökningar av föroreningar i berggrund.

Rapporten har tagits fram av Aqualog AB med projektledare Ulf Sundqvist. I projektgruppen deltog Otto Graffner, Thomas Lindblad och Gunnar Ch Borg, samtliga på Aqualog AB, samt Thomas Wallroth på Bergab. Patrich Holmström och Anders Bank på Envipro Miljöteknik AB och Karsten Håkansson på Geo Innova AB har även deltagit.

Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Krister Honkonen vid fastighetskontoret på Göteborgs Stad. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket juni 2009

Innehåll

FÖRORD		3
SAMMANFATTNING		7
SUMMARY		9
1	INLEDNING	11
2	FRÅGESTÄLLNINGAR OCH STRATEGIER	14
2.1	Spridning av förorening till berg	14
2.2	Betydelsen av hydrologiska och hydrogeologiska förhållanden i berg	16
2.3	Betydelsen av grundvattenkemi och föroreningars egenskaper	17
2.4	Val av strategier och undersökningsmetoder	18
3	BERGGRUNDENS HYDRAULIK	19
3.1	Grundvattnets förekomst i berg	19
3.2	Grundvattnets strömning	20
3.3	Berggrundens egenskaper	23
3.4	Enskilda sprickors hydrauliska egenskaper	26
3.5	Flöde och transport	28
3.6	Kortslutning via borrhål	29
4	VATTENOMSÄTTNING OCH GRUNDVATTENBILDNING	31
4.1	Grundvattenbildning	31
4.2	Hydrauliska förutsättningar	32
4.2.1	Grundvattnets flödesbild	32
4.2.2	Klimatets betydelse för grundvattenbildning	33
4.2.3	Vattengenomsläpplighet och jordlagrens uppbyggnad	34
4.2.4	In- och utströmningsområde	36
4.3	Typiska miljöer	37
4.3.1	Urban miljö	37
4.3.2	Strandnära lägen	37
4.3.3	Hydraulisk kontakt mellan jordlager och berg	38
4.4	Att bestämma grundvattenbildning	39
5	GRUNDVATTENKEMI	41
5.1	Karakterisering av grundvattnets kemi	41
5.1.1	Dominerande joner	41
5.1.2	Viktiga parametrar	43
5.2	Processer som påverkar grundvattnets kemi	43
5.2.1	Jordmånsprocesser	45
5.2.2	Redoxprocesser	46
5.2.3	Vittringsprocesser	47
5.2.4	Fastläggnings- och jonbytesprocesser	48
5.2.5	Komplexbildning	49

6	FÖRORENINGAR I BERGGRUND, EGENSKAPER OCH UPPTRÄDANDE	51
6.1	Föroreningars spridning	51
6.2	Föroreningars egenskaper	52
6.2.1	Flytande vätskor (LNAPL)	54
6.2.2	Sjunkande vätskor (DNAPL)	55
6.2.3	Vattenlösliga ämnen	57
6.2.4	Adsorberade ämnen	57
6.3	Fastläggning och nedbrytning	58
6.3.1	Processer	59
6.3.2	Fördelningsjämvikter	60
6.3.3	Bergets fysikaliska egenskaper	61
6.4	Störning i samband med undersökningar i berg	62
6.5	Exempel på påverkan	63
6.5.1	Klorerade lösningsmedel	63
6.5.2	Flytande vätskor	66
6.5.3	Organiska bekämpningsmedel	66
7	METODER OCH STRATEGIER FÖR UNDERSÖKNING AV FÖRORENINGAR I BERGGRUND	69
7.1	Översiktlig strategi	70
7.2	Metodinventering	72
7.2.1	Svenska projekt	72
7.2.2	Utländska projekt	74
7.3	Undersökningars syfte och metodik	75
7.3.1	Definition av mål/syfte	76
7.3.2	Hydrogeologisk konceptuell modell	76
7.3.3	Kvalitativa och kvantitativa data	78
7.4	Genomförande av undersökningar	79
7.4.1	Översiktiga undersökningar	80
7.4.2	Detaljerade undersökningar	82
7.4.3	Undersökningar i brunnar och borrhål	84
7.5	Provtagning	87
7.6	Undersökningskostnad	89
8	SLUTSATSER	91
9	REFERENSER	92

Sammanfattning

Vid undersökningar av förorenade områden tas sällan hänsyn till risker förknippade med föroreningsspridning i berg. De vägledande dokument som finns tillgängliga från Naturvårdsverket avser marktekniska undersökningar med inriktning mot förorenat grundvatten i jord. Motsvarande underlag för föroreningar i berggrund är inte framtaget. Ofta används samma metoder för undersökningar i berg som i jord, vilket kan leda till osäkra och/eller felaktiga resultat.

Följande kan konstateras:

- a) föroreningar kan spridas till berggrunden i de flesta geologiska miljöer;
- b) hydrogeologiska förhållanden, grundvattnets kemi och föroreningars egenskaper påverkar spridningsförloppet;
- c) störningar från undersökningar kan göra det svårt att insamla representativa data;
- d) felaktigt utförda undersökningar kan bidra till ökad föroreningsspridning.

Undersökningar och provtagningar i berg låter sig inte lika lätt generaliseras som de i jord. Orsaken är bergets heterogenitet avseende hydraulik och kemi och det är inte möjligt att ens med stora undersökningsinsatser få en fullständig förståelse för spridningsförutsättningarna. Förutsättningar och slutsatser måste därför baseras på förhållandevis översiktlig information, vilken bör underbyggas med detaljerad information för att kunna utföra riskbedömningar m m.

I denna rapport diskuteras översiktligt de faktorer som avgör om föroreningar kan spridas genom jordlager till berg och vidare i berget. I huvudsak är det följande faktorer som bestämmer om föroreningar sprids till berg;

- jordlagrens mäktighet och permeabilitet
- topografin
- grundvattennivån
- föroreningens egenskaper

Det finns goda möjligheter att bedöma risker för föroreningsspridning till berg baserat på kunskap om jordlagrens uppbyggnad och föroreningars egenskaper. När en förorening väl nått bergytan finns konduktiva sprickor i berget vilka utgör potentiella spridningsvägar. Föroreningars egenskaper, t ex densitet och löslighet, samt grundvattnets kemi har stor betydelse för den vidare spridningen.

I samband med borrningar och undersökningar i brunnar påverkas bergets hydrauliska förhållanden och grundvattnets kemi. Det vanligaste är att vattnets pH sjunker, att redoxpotentialen ökar samt att organiskt material tillförs. Detta innebär att de naturliga förhållandena förändras tillfälligt eller perma-

nent till följd av borrningar och brunnar som efterlämnas. En konsekvens är att behovet av borrning noga skall övervägas, att undersökningar skall göras så att påverkan minimeras samt att skyddsåtgärder måste vidtas för att inte öka risken för förorenings-spridning.

I rapporten presenteras en metod, ett arbetssätt, som kan användas vid undersökningar av förorenad mark där risken för förorenings-spridning i berg hanteras systematiskt. Metoden innebär att arbetet delas upp i tre skeden och varje skede innehåller specifika frågeställningar och därtill kopplade undersökningsbehov. Målsättningen är att skapa en beslutsprocess som resulterar i tydliga motiv för om undersökningar skall utföras i berg eller inte.

En av slutsatserna i rapporten är att borrning av brunnar och/eller hydrauliska tester i berg bör undvikas om inte platsspecifika underlag krävs för riskbedömningar och åtgärdsutredningar. En annan slutsats är att brunnar i berg inom och i anslutning till förorenade områden bör tätas eller igengjutas för att inte orsaka ökad förorenings-spridning.

Summary

The risk of contaminant transport in the bedrock is rarely taken into consideration during contaminated site studies. The standard documents available from the Swedish Environmental Protection Agency discuss investigation and sampling of contaminated groundwater in soil. Corresponding documents discussing contaminants in bedrock do not exist. Mistakenly, the same methods used for investigations in soil are often used for investigations in bedrock, which can lead to uncertain and/or incorrect results.

The following can be concluded:

- a) contaminant transport can take place to the bedrock in most geological environments
- b) hydrogeological conditions, the chemical characteristics of the groundwater and the nature of the contamination affect the contaminant transport
- c) influences associated with investigations can interfere with collection of representative data
- d) mis-conducted investigations can contribute to an increased contaminant transport

Investigations and sampling in bedrock are not as easy generalized as investigations in soil are. The reason for this is the heterogeneity regarding hydrological and chemical features found in bedrock. It is not possible even with large investigation efforts to obtain a complete understanding of the transport mechanisms. Conditions and conclusions must therefore be based on generalized information, which should be substantiated with detailed information to allow risk assessments etc.

Broadly, this report discusses the factors which determine if a contaminant can spread through the soil layers to the bedrock and further through the bedrock. Generally, the following main factors determine if contaminants spread to the bedrock;

- the thickness and permeability of the soil layer
- the topography
- the groundwater level
- the properties of the contaminant

Based on knowledge of the soil layers structure and the properties of contaminants, possibilities exist to assess the risk of contaminant transport to bedrock. When a contaminant has reached the surface of the bedrock, there are conductive fractures which constitute potential transport pathways. The properties of the contaminants, for example the density and the solubility, and the chemical conditions of the groundwater have large impact on the onward distribution.

Drilling and investigations performed in boreholes affect the hydraulic properties of the bedrock and the chemical conditions of the groundwater. Most common is that the water pH is lowered, that the redox potential increases and that organic material is supplied. This results in that the natural conditions change temporarily or permanently as a consequence of drilling and left boreholes. A consequence of this is that the need of drilling should be carefully considered, that investigations should be conducted so that influences are minimized, and that precautionary measures should be taken in order to decrease the risk for contaminant transport.

In the report a method, a work procedure, is presented that can be used for contaminant site investigations where the risk of contaminant transport in bedrock is managed systematically. The method involves that the work is divided up into three phases and that every phase includes specific problems and to that connected investigations. The goal is to create a decision process which results in clear motives whether or not investigations in bedrock should be performed.

One of the conclusions in the report is that drilling of observation and monitoring boreholes and/or hydraulic testing in boreholes should be avoided if not site specific data is needed in order to perform risk assessments and remediation. One other conclusion is that bedrock boreholes situated in or in close proximity to contaminated sites should be sealed to not cause increase contaminant dispersion.

1 Inledning

Föreliggande studie behandlar föroreningars uppträdande i berggrund samt vilka hydrogeologiska och kemiska faktorer som tillsammans med föroreningars egenskaper påverkar förekomst och spridning. Studien är ett led i en kunskapsmanställning som syftar till att beskriva lämpliga strategier och metoder för att undersöka föroreningar i berggrund.

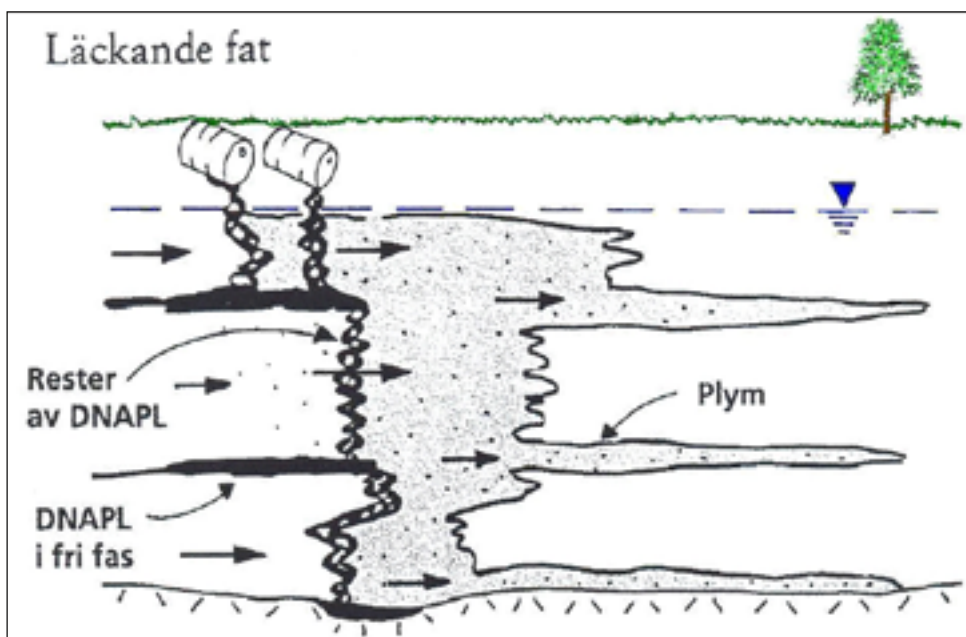
Syftet med studien är att stärka samordningen av olika kunskapsfält för att därmed optimera undersökningsinsatserna avseende resultat och kostnad. Kartläggning av föroreningar innefattar en rad undersökningar vars mål är att ta fram representativt underlag för att beskriva bl a rumslig utbredning och föroreningshalt. Tillräckligt och tillförlitligt underlag minskar risken för att skadlig spridning i berg förbises samt ökar möjligheten för effektiv resursanvändning.

Det finns idag vägledande dokument för undersökning och provtagning av förorenat grundvatten i mark, vilket i regel avser lösa jordlager. Motsvarande underlag är inte framtaget för föroreningar i berggrund. Används samma undersökningsmetoder i berg som i jord kan resultaten bli osäkra och/eller felaktiga. Det som särskiljer föroreningars förekomst och spridning i berg från i jord är bergets kraftigt heterogena egenskaper. Även de kemiska förhållandena i berg avviker från dem i jord.

Inledningsvis bör framhållas att undersökningar i berg kräver en projektorganisation som utöver kunskap om grundvattenkemi och föroreningars egenskaper, har kunskap om bergets hydrauliska egenskaper samt om spelet mellan grundvatten i jord och berg.

Flertalet förorenade områden i Sverige återfinns i anslutning till större vattenvägar i jordfyllda dalgångar där mäktiga, förhållandevis täta jordar, på ett effektivt sätt hindrar nedträngning av föroreningar till underliggande berggrund. Risken för föroreningsspridning via berg är under dessa förhållanden liten. För stora delar av Sverige finns dock inte detta ”skydd”. Trots detta beaktas sällan risken för spridning till underliggande berg. Berget betraktas härvidlag som tätt, eller i vart fall inte som ett medium i vilket en betydande föroreningsspridning kan förekomma (figur 1-1). Trots att berget i flera inventeringar och undersökningar framhålls som potentiell transportväg, återspeglas detta inte i undersökningarnas genomförande.

Ytterligare en orsak till att berggrunden historiskt sett inte beaktats vid miljötekniska undersökningar är sannolikt uppfattningen att undersökningarna är förknippade med stora kostnader och stora osäkerheter. En ofta förekommande slutsats är att undersökningarna inte mynnar i användbara resultat. En avgörande anledning till varför undersökningar i berggrund inte uppfyller uppställda mål eller förväntningar, är att de strategier och metoder som används inte är tillämpliga då de inte utgår från bergets speciella och kraftigt heterogena egenskaper. I föreliggande rapport presenteras förslag till hur undersökningar kan genomföras med hänsyn till bergets egenskaper.



Figur 1-1. Förorenings-spridning där berggrunden behandlas som ett tätt medium (Naturvårdsverket, 1998). Figuren åskådliggör nedträngande av en tung förorening (DNAPL) som sjunker genom jordlagren och stoppas upp av berg. Plymns utbredning i jord beror bl a på jordlagrens vertikala och horisontella permeabilitet, där t ex horisontella vattenförande lager ger en tydligt ökad lateral förorenings-spridning.

När det gäller föroreningar i berggrund kan följande konstateras:

- föroreningar kan spridas till berggrund i de flesta geologiska miljöer
- hydrogeologiska förhållanden, grundvattnets kemi och föroreningars egenskaper styr spridningsförloppet
- störningar från undersökningar kan göra det svårt att insamla representativa data
- felaktigt utförda undersökningar kan bidra till ökad förorenings-spridning

En rimlig strategi vid undersökning av förorenade områden är att inledningsvis förutsätta att förorenings-spridning kan förekomma både i jord och i berg. Härigenom kan undersökningsinsatserna planläggas optimalt. Upptäcks föroreningar i berg i ett sent skede under en markteknisk undersökning, innebär det såväl onödigt höga kostnader som sämre resultat än om undersökningar i berg och jord samordnas.

Sprickig berggrund svarar för en av de mest komplicerade och svåranalyserade hydrogeologiska miljöer som existerar. I tabell 1-1 presenteras en översiktlig svårighetsgradering av grundvattenundersökning för olika ämnesgrupper och miljöer (Bearbetad efter Kovalick Jr, 2004). Klassningen är gjord med utgångspunkt från den kunskap som finns i Nordamerika. Med sprickigt berg avses i tabellen sedimentärt berg.

Som framgår av tabellen betraktas föroreningar i homogena jordlager som förhållandevis lätta att undersöka, vilket även gäller genomförande av saneringsinsatser. Ju större heterogenitet och skillnad mellan grundvattnets

och föroreningars egenskaper, desto svårare är det att undersöka och sanera. Sprickigt kristallint berg bör enligt Kovalick (2004) tillskrivas svårighetsgraden 5. Det finns dock relativt få dokumenterade internationella undersökningar av föroreningar i kristallint berg.

Tabell 1-1. Svårighetsgradering av grundvattenundersökning för olika ämnesgrupper och geologiska miljöer (Bearbetad efter Kovalick Jr, 2004). Med sprickig berggrund avses i denna tabell vissa typer av sedimentärt berg.

Ämnesgrupp Hydrogeologiska miljöer	Mobila Upplösta (Bryts ned/ Förångas)	Mobila Upplösta	Hårt absorberade Upplösta	Hårt absorberade Upplösta (Bryts ned/ förångas)	Separat fas LNAPL	Separat fas DNAPL
Homogena jordlager, enskilda skikt	1	1-2	2	2-3	2-3	1-2
Homogena jordlager, flera skikt	1	1-2	2	2-3	2-3	2
Heterogena jordlager, enskilda skikt	2	2	3	3	3	3
Heterogena jordlager, flera skikt	2	2	3	3	3	4
Sprickig berggrund	3	3	3	3	4	4

Lägst svårighetsgrad = 1 / högst svårighetsgrad = 4

Undersökningar i berg innebär i de flesta fall att undersökningsbrunnar borras. Det måste emellertid tas hänsyn till att borrhningar kan medföra stora förändringar av bergets hydrauliska egenskaper samt av grundvattnets kemi. Dessa förändringar kan påverka möjligheten att insamla representativa data. Brunnar kan även medföra permanent förändrade strömningsförhållanden som kan bidra till ökad föroreningsspridning. Speciella åtgärder krävs därför för att undvika permanenta skador.

2 Frågeställningar och strategier

I detta kapitel beskrivs översiktligt vilka frågeställningar som bör ingå i undersökningar av förorenade områden där spridning till berg är möjlig. Beskrivningen utgår från tre övergripande frågor som baseras på hydrogeologiska förutsättningar, grundvattnets kemi, föroreningars egenskaper och undersökningsmetoder.

Undersökningar i berg är betydligt svårare att systematiseras jämfört med undersökningar i jord. Orsakerna är bergets hydrauliska och grundvattnets kemiska komplexitet. För att styra undersökningarna så att nödvändig information insamlas, bör arbetet organiseras inom ramen för en bred hydrogeologisk utredning.

Följande tre övergripande frågor relaterade till förorenade områden bör besvaras:

1. Kan en förorening i jordlager och ytvatten spridas till berggrunden?
2. Hur påverkar de lokala hydrologiska och hydrogeologiska förhållandena föroreningsspridningen?
3. Hur påverkar grundvattnets kemi och föroreningens egenskaper spridningen?

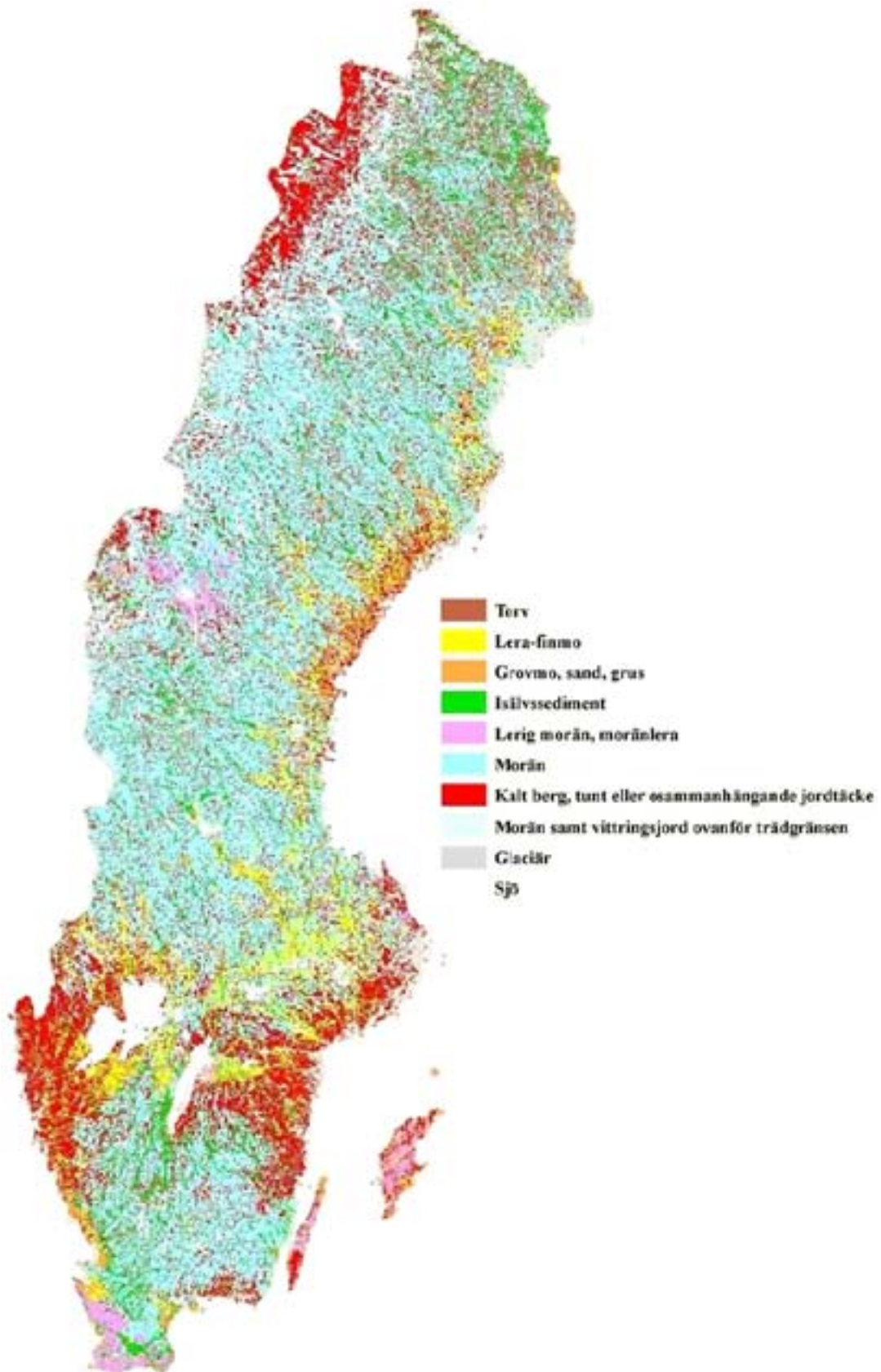
Dessa frågor utvecklas i kapitel 2.1–2.3.

2.1 Spridning av förorening till berg

Grundvatten bildas genom att nederbörd eller ytvatten infiltrerar i jordlager och berg. I princip sker grundvattenbildning i alla typer av geologiska miljöer, men mängden som bildas varierar stort och beror exempelvis av jordlagrens och bergets vattenförande förmåga, vattentillgång och grundvattennivåer.

Grundvattenbildningen i berg sker i huvudsak genom perkolation av vatten från ovanliggande jordlager. En vanligtvis förekommande riklig sprickighet i berggrundens övre delar är gynnsam för denna process. Mot djupet minskar generellt frekvensen av öppna sprickor och zoner. I topografiska höjdpunkter återfinns infiltrationsområden medan utströmningsområden finns i lågpunkter. Nära ytan styrs flödet av den småskaliga topografin, medan flödet på större djup styrs av den storskaliga topografin samt av enstaka vattenförande strukturer/zoner.

I höjdområden ligger i allmänhet grundvattennivån i berg under grundvattennivån i jord, vilket är typiskt för grundvattenbildningsområden, medan det omvända kan förekomma i utströmningsområden, där även artesiska förhållanden kan uppkomma.



Figur 2-1. Sveriges jordartsgeologi. Från nationella jordartsdatabasen för Sverige. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-624/2005.

Som framgår av ovanstående beskrivning beror grundvattenflödet i berg, liksom sannolikheten för att föroreningar sprids ner i berget, av flera faktorer såsom jordlagrens vattenförande förmåga, bergets system av öppna sprickor, mängden vatten samt topografin. Föroreningsspridningen påverkas således av lokala hydrogeologiska egenskaper och förhållanden.

I områden med mäktiga lerlager, eller där utströmning av grundvatten från berg sker, är sannolikheten för föroreningsspridning till berget begränsad vid ostörda förhållanden. Sådana områden finns t ex i större jordfyllda dalgångar under Högsta Kustlinjen (HK). Spridningen är dock beroende av föroreningens egenskaper.

Den areellt dominerande jordarten i Sverige är dock inte lera utan morän, vilket framgår av figur 2-1. Morän har varierande vattenförande förmåga – från relativt hög (sandig grusig morän) till relativt låg (siltig lerig morän). Moränen ligger normalt direkt på berg och utgör i flertalet fall inget effektivt hydrauliskt hinder för flöden och föroreningsspridning till berg.

Om grundvattenförhållandena påverkas genom t ex vattentäcker och dränerande anläggningar, kan även föroreningsspridning påverkas. Resultatet kan bli ökad vattenomsättning samt ändrad vattenkemi och strömningsbild.

Sammanfattningsvis kan sägas att föroreningar kan infiltrera i berg i alla hydrogeologiska miljöer, men att mängden förorening och spridningsförlopp varierar stort beroende av hydrogeologiska och kemiska förhållanden samt av föroreningens egenskaper. Jordlagrens vattenförande förmåga, vertikalt och horisontellt, har här stor betydelse.

Beskrivning och förslag till lämpliga strategier och undersökningsmetoder redovisas översiktligt i kapitel 2.4 och mer ingående i kapitel 7.

2.2 Betydelsen av hydrologiska och hydrogeologiska förhållanden i berg

Förutsättningar för spridning av föroreningar till berg och därefter vidare i berget beror, förutom på föroreningars egenskaper och grundvattnets kemi, på bergets hydrogeologiska egenskaper, vattenomsättning, grundvattenförhållanden m m. Bergets heterogena egenskaper medför dock att det inte är möjligt att ens med stora undersökningsinsatser få fullständig förståelse för spridningsförutsättningarna. Förutsättningar och slutsatser måste därför baseras på förhållandevis översiktlig information, vilken behöver underbyggas med detaljerad information för de styrande processerna.

Bergets hydrogeologiska förhållanden styr förutsättningarna för flöde i berg (vattenförande förmåga och grundvattentryck). Den vattenförande förmågan varierar mellan olika bergområden beroende på bergart, förekomst av sprickor och zoner, djup under markytan, sprickmineral, bergsspänningsbild m m. Grundvattentrycket beror i sin tur av bergets vattenförande förmåga samt av grundvattenbildning, topografi, påverkan från vattendrag m m. De hydrogeologiska förutsättningar som råder i ett undersökningsområde står

även som grund till vilken typ av provtagningsstrategi som bör användas. Detaljerad information som efterfrågas kan vara hydraulisk information om specifika vattenförande strukturer (sprickor och zoner), grundvattennivåer och -tryck i olika strukturer på olika djup, påverkan från vattentäkter etc. För detaljer hänvisas till kapitel 3 i vilket redogörs för berggrundens hydraulik.

Vid en undersökning görs inledningsvis lämpligen en översiktlig hydraulisk karakterisering för att skapa en helhetsförståelse av undersökningsområdet. Viktig information är t ex grundvattnets flödesriktning (in- eller utströmningsområde för grundvatten), vattenomsättning (vattenbalans), flödesutbytet mellan berg och jord samt jordlagrens och bergets vattenförande förmåga.

Vattenomsättningen ligger ofta som ett ramverk för en hydrogeologisk undersökning. Genom att studera vattenomsättningen möjliggörs en tidig förståelse för undersökningsområdets övergripande hydrogeologiska villkor, vilket ofta leder till att flera viktiga områdesspecifika frågeställningar identifieras. Vattenomsättningen påverkar även vattnets kemi som i sin tur kan påverka föroreningars spridning (kapitel 4).

2.3 Betydelsen av grundvattenkemi och föroreningars egenskaper

Föroreningar uppträder olika i vatten, jord och berg beroende på vilka kemiska och fysikaliska egenskaper de innehar. Transport och förekomst av föroreningar i berg styrs bl a av parametrar som vattenlöslighet, molekylärvikt och absorptionsförmåga. Konsekvensen är att olika grupper av föroreningar påträffas på olika djup och på olika avstånd från en föroreningskälla. Egenskaper hos föroreningarna styr även om de sprids med grundvattnet och skapar plymer, eller om de sjunker ner till större djup, binds på sprickytor etc. Dessa egenskaper avgör bl a val av provtagningsmetoder och undersökningsstrategier.

Föroreningar påverkas även av grundvattnets kemi (och vice versa). Vattenkemin förändras naturligt på sin väg från nederbörd till grundvatten i berg. Förändringsprocesserna beror av en rad lokala förhållanden som t ex bergart och sprickmineral samt jordlagrens uppbyggnad. De kemiska förhållandena är viktiga mått och utgör den kemiska ramen för förståelsen av föroreningars uppträdande samt för bedömningen av möjligheter till sanering av förorenat grundvatten. Kemiska grundvattenparametrar som har stor betydelse för föroreningars spridning är t ex vattnets pH, redoxförhållanden och förekomst av kolloider, men även föroreningars egenskaper som vattenlöslighet, densitet, sorptionsförmåga, nedbrytningshastighet m m.

Föroreningars uppträdande och eventuella spridning är även kopplat till vattenomsättningen i berget. Ju större vattenomsättning i jordlager och berg desto mer syre (högre redoxpotential) finns tillgängligt för nedbrytning av föroreningar. I det ytliga berget där vattenomsättningen är som störst, är t ex ofta karbonaterna upplösta och pH-värdet lågt.

I samband med undersökningar, främst borrhningar, hydrauliska tester och vattenprovtagning, sker mer eller mindre påverkan på grundvattenkemin. Undersökningar kan även indirekt eller direkt påverka föroreningars egenskaper. Grundvattnets kemi beskrivs mer utförligt i kapitel 5 och föroreningars egenskaper och uppträdande i berg i kapitel 6.

2.4 Val av strategier och undersökningsmetoder

För genomförande av undersökningar i berg ställs speciella krav jämfört med undersökningar i jord. Grundläggande är att strategier och undersökningsmetoder bör anpassas till de lokala förutsättningarna. Det innebär att undersökningens inriktning, omfattning, metoder m m skall väljas utgående från de frågeställningar och krav som gäller specifikt för varje förorenat område. På samma sätt måste föroreningars egenskaper beaktas.

Undersökning och provtagning i berggrund innebär att brunnar borrar eller att äldre befintliga brunnar används. Berggrundens heterogenitet innebär att det normalt krävs mer än en brunn för att få tillräcklig information om bergets grundvattenförhållanden samt för att möjliggöra representativ vattenprovtagning. Stor hänsyn måste tas till att borrhål/brunnar och undersökningar kan medföra kraftig hydraulisk och kemisk påverkan på förhållandena i berget.

En konsekvens av detta är att strategier och undersökningsmetoder bör anpassas till att minimera hydraulisk och kemisk påverkan, samt att skyddsåtgärder måste vidtas för att begränsa eller förhindra skadlig påverkan.

I föreliggande rapport presenteras en strategi för undersökningar i berg (kapitel 7). Målsättningen med strategin är att tydliggöra en lämplig beslutsångång och argument för valet om direkta undersökningar i berg skall genomföras eller inte.

Med stöd av en hydrogeologisk undersökning är det möjligt att med relativt begränsade undersökningsinsatser avgöra sannolikheten för att en förorening kan nå ner i berg och därefter spridas vidare. Slutsatsen är att borrhningar och tester i berg i princip endast bör genomföras om platsspecifika data behövs för framtagande av en samlad riskbedömning och lämplig åtgärdsmetod. I kapitel 7 redovisas förslag till hur en undersökning kan struktureras samt exempel på lämpliga undersökningsmetoder.

3 Berggrundens hydraulik

I detta kapitel beskrivs översiktligt grundvattnets förekomst i berg och hur bergets olika egenskaper styr vattnets strömning. Borrhål och brunnar kortsluter bergets vattenförande sprickor på olika djup och påverkar trycknivåer och grundvattnets strömningsmönster.

3.1 Grundvattnets förekomst i berg

Sveriges berggrund består till ca $\frac{3}{4}$ av urberg, huvudsakligen granit och gnejs. I allmänhet är berget ovittrat och till stor del täckt av morän. Det finns skillnader i hydrogeologiska förutsättningar mellan olika bergarter, vilka kan antas bero på dels den kemiska sammansättningen och dels på strukturella förhållanden.

Hydrogeologiskt brukar man dela in grundvattenförekomster i berg efter hur vattnet strömmar och magasineras (se exempelvis Knutsson och Morfeldt 1993 för en utförligare beskrivning):

- Sprickakviferer, i vilka vattnet strömmar uteslutande genom bergets sprickor. Framförallt finns denna typ av kviferer i hårda, kristallina berg, men även i hårt sedimentärt berg som kalksten.
- Porakviferer, i vilka vattnet strömmar genom det primära porsystemet. Porakviferer återfinns i grovkorninga lösa sandstenar och porösa kalkstenar.
- Karst, i vilken vattnet flödar i kemiskt vidgade sprickor, gångar och stora håligheter.

Kombinationer av och övergångsformer mellan dessa huvudtyper förekommer, dvs även en porös sandsten kan vara sprickig och ge förutsättningar för ett sprickvattenflöde. Inom den allra största delen av Sverige är det sprickakviferer som dominerar. Följande egenskaper hos berggrunden är viktiga att beakta för att man ska kunna karakterisera grundvattenströmningen och förutsättningarna för föroreningsspridning genom berggrund:

- Bergets porositet, vattenförande förmåga och tryckförhållanden
- Spricksystemets uppbyggnad
- Berggrundens stratigrafi

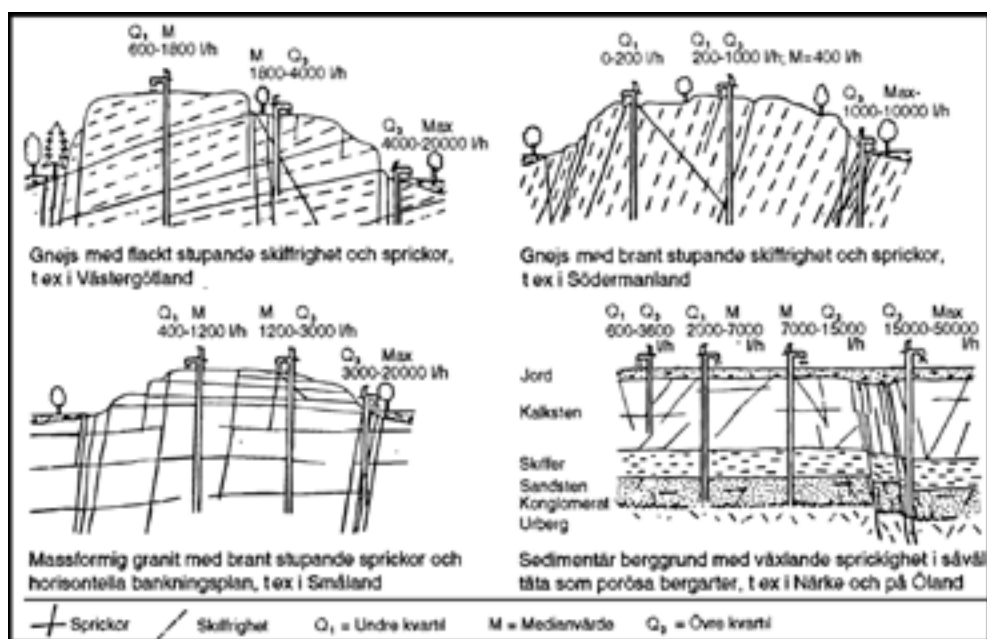
Berggrundens porositet definieras som volymandelen hålrum. *Primär porositet* utgörs av porutrymmet i det ospruckna materialet, medan termen *sekundär porositet* brukar användas synonymt med sprickporositet. När man behandlar grundvattenflöde används termen *kinematisk porositet* (flödesporositet) för den mängd hålrum som kan bidra till grundvattenflödet.

De flesta kristallina bergarter har så låg kinematisk porositet i själva bergmaterialet (<0,1 %) att de kan betraktas som praktiskt taget helt täta. All vattenströmning är därmed knuten till hydrauliskt öppna sprickor och sprickzoner.

Sprickor i berget har uppstått som en följd av de krafter och rörelser som jordskorpan utsatts och fortfarande utsätts för. Sprickor kan uppkomma i många olika riktningar beroende på olika belastningar och processer sedan bergarten bildats. I en massformig bergart som granit, återfinns ofta ett mer eller mindre regelbundet spricksystem med två eller tre huvudsprickriktningar. Om bergarten har en utpräglad mineralorientering ligger oftast den dominerande sprickorienteringen parallellt med denna riktning, såsom i förskiffrade gnejser.

Spricksystemets orientering har stor betydelse för magasinering och strömning av grundvatten (figur 3-1). Brantstående öppna sprickor vid markytan möjliggör en hög infiltration. Horisontella och flackt stupande sprickor förekommer relativt rikligt inom den övre delen av bergmassan.

I sedimentärt berg med horisontella eller flacka lager av olika bergarter uppstår ofta stora kontraster i hydrauliska egenskaper mellan lagren. Medan de horisontella strömningsförutsättningarna kan vara mycket goda kan möjligheten till vertikalt flöde vara helt förhindrat genom närvaron av täta lager av t ex lerskiffer och murgelsten.



Figur 3-1. Skillnader i vattenförande förmåga och uttagmöjligheter i olika typer av berggrund med hänsyn i huvudsak till spricksystemets uppbyggnad (från Knutsson och Morfeldt 1993).

3.2 Grundvattnets strömning

Den vanligaste ansatsen för att beskriva och beräkna grundvattenflöden baserar sig på *Darcys lag*. Denna innebär att storleken på flödet per ytenhet är proportionellt mot tryckgradienten multiplicerad med materialets vattenledande förmåga, vilken vanligen uttrycks som hydraulisk konduktivitet. Denna är, förutom av porsystemets egenskaper, beroende av den flödande vätskans (grundvattnets) densitet och viskositet.

Darcys lag gäller i princip för alla de fall som är aktuella att studera när det gäller föroreningsproblematik, förutom ibland vid pumpning eller infiltration där man lokalt kan ge upphov till så stora gradienter att flödet blir turbulent, samt i större öppna spricksystem, exv i karstområden.

När det gäller strömningshastigheter skiljer man på medelhastighet v (eller Darcy-hastighet) som beräknas:

$v=Q/A$, där Q = flöde (m^3/s) och A = genomströmningsarea (m^2),
och nettohastighet u , som beräknas $u=v/n$, där n = kinematisk porositet.

I kristallint berg med normal genomsläpplighet och flack topografi, är grundvattenströmningen mycket långsam, av storleksordningen $cm/dygn$ till $dm/dygn$ (nettohastighet).

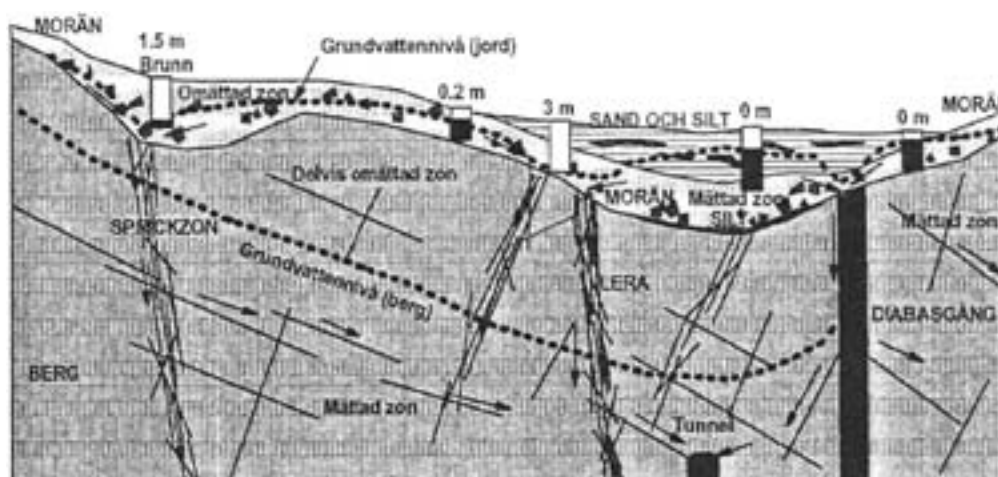
I Sverige är i allmänhet grundvattenytans nivå kopplad till variationer i topografi. Nära markytan bildas lokala flödessystem med inströmnings- och utströmningsområden som styrs av topografen (se kapitel 4.2). Den drivande kraften för grundvattenströmning är då skillnader i hydraulisk potential mellan olika punkter vilken ger upphov till en hydraulisk gradient.

Storleken på olika flödessystem med in- och utströmning varierar från några tiotals meter till hundratals kilometer. En vattenpartikels flödesväg genom berget beror av topografi, grundvattnets densitetsfördelning, de hydrauliska egenskaperna hos bergets spricksystem samt randvillkoren i form av förekomst av ytvattendrag och vattenförande jordlager.

Framförallt i kustnära områden, men även på djupare nivåer i inlandet, påträffas ofta salta grundvatten, med ökande salthalt mot djupet. I och med att grundvattnets densitet ökar med salthalten, påverkas därigenom förutsättningarna för grundvattenströmning.

De naturliga skillnader i tryckpotential som uppkommer genom grundvattenbildning inom en topografiskt varierande terräng, är ibland störda på grund av exempelvis dränerande undermarksanläggningar, grundvattenuttag ur bergbrunnar eller infiltration av vatten. Därigenom skapas strömningsförhållanden som är påverkade i olika hög grad. För att kunna göra korrekta bedömningar av strömningsriktningar och strömningshastigheter måste förekomsten av sådan påverkande verksamhet vara känd. I figur 3-2 visas exempel på flödesförhållanden störda av en dränerande tunnel.

Av stor vikt för grundvattenströmning i berggrund är kommunikationen med överliggande jordlager (se kapitel 4 om grundvattenbildning i berg). Endast om det finns god kontakt mellan sprickor i berget och permeabla jordlager uppkommer ett grundvattenflöde från jord till berg (eller tvärtom). Ibland förekommer även direkt hydraulisk förbindelse mellan ytvattensmagasin och berggrund. När man bygger undermarksanläggningar nära havet kan man ibland notera kraftiga inflöden av havsvatten. Motsvarande situation kan uppstå vid stora grundvattenuttag ur bergbrunnar i kustnära områden.



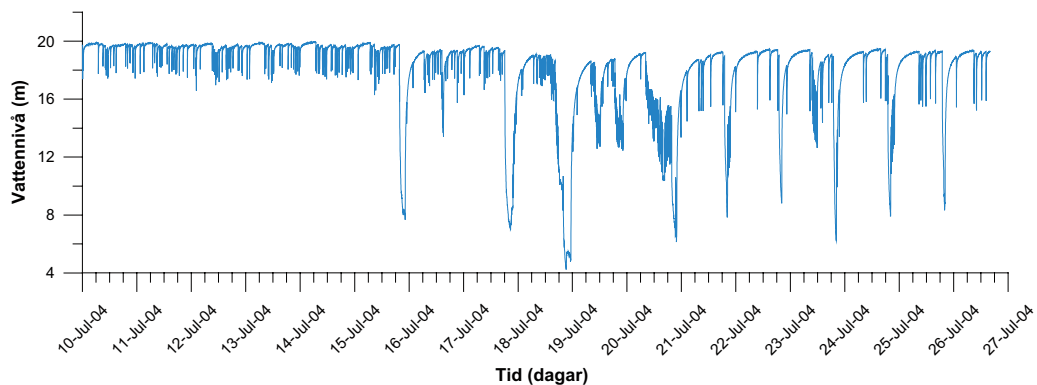
Figur 3-2. Principfigur som visar hur bortledning av grundvatten från en bergtunnel kan påverka grundvattenförhållandena i jord och berg (från KASAM 2001 efter Olofsson 2000).

Observationer av grundvattennivåer används ofta för att tillsammans med topografin bedöma storskaliga flödesriktningar. Eftersom berggrunden är heterogen och observationer gjorda i en enskild brunn endast representerar tryckförhållanden för de sprickor som brunnen penetrerar, bör informationen tolkas försiktigt. I brunnar på mycket korta avstånd från varandra kan man mäta grundvattennivåer som skiljer sig med tiotals meter. På motsvarande sätt kan man i en och samma brunn träffa på sprickor med olika tryck. Exempelvis kan trycknivån i ytliga sprickor i berget svara mot trycknivån i jordlagren, medan det på större djup förekommer vattentryck som kan vara både lägre eller högre än i ovanliggande jordlager, främst beroende på topografin med även på en rad hydrogeologiska egenskaper och förhållanden i berg. Brunnar och borrhål innebär i detta fall en potentiell kortslutning av olika grundvattenförande sprickor/zoner.

Storleken på grundvattennivåns naturliga fluktuationer beror dels på hur genomsläppligt berget är och dels på egenskaperna hos eventuella ovanliggande jordlager. Överliggande grundvattenmagasin i jord verkar utjämnande på förhållandena i berget. I huvudsak speglar observerade årstidsvariationer årstidernas klimatväxlingar, framförallt nederbördens storlek över tid samt temperatur.

I sprickfattig berggrund är det inte ovanligt att årstidsfluktuationerna uppgår till flera meter. Knutsson & Morfeldt (1993) har rapporterat fluktuationer på flera tiotals meter i tät kalksten på Gotland. I en och samma bergformation är läget i terrängen av betydelse för hur stor amplitud som fluktuationen har – i ett inströmningsområde varierar nivåerna vanligen mycket mer än i ett utströmningsområde.

Även över kortare tidsrymder uppvisar grundvattennivåerna variationer. Dessa kan, förutom av mänsklig påverkan, vara kopplade till förändringar i lufttryck, jordskalv, tidjord och externa laster. Exempel på uppmätta korttidsvariationer i en bergbrunn som används för vattenuttag redovisas i figur 3-3.



Figur 3-3. Observerade korttidsvariationer i grundvattennivå i en bergbrunn. Mindre uttag sker flera gånger per dygn, medan större uttag sker vid enstaka tillfällen.

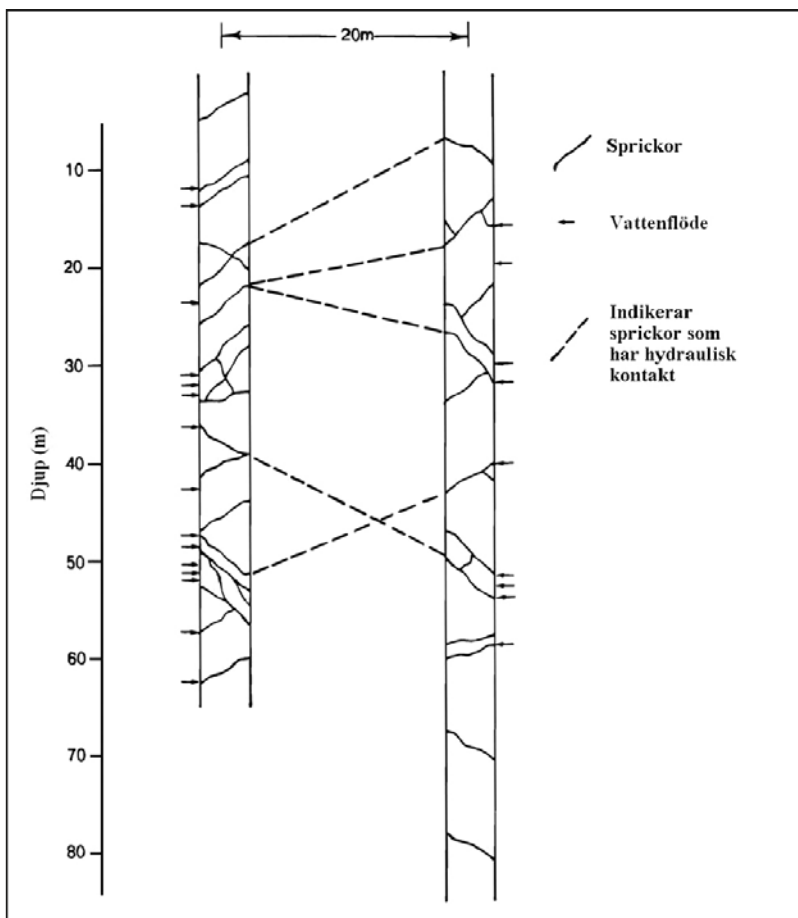
3.3 Berggrundens egenskaper

Som tidigare framgått, bestäms porssystemets flödesegenskaper i den svenska berggrunden nästan uteslutande av sprickstrukturen och dennas hydrauliska egenskaper. Detta innebär att kunskap om de enskilda sprickornas egenskaper och hur sprickorna är sammankopplade är väsentlig för förståelse av berggrundens hydraulik. Nedan beskrivs övergripande vilken information som erhålls från fältundersökningar och sammanställningar av data rörande hydrogeologiska förhållanden i svensk berggrund. Enskilda sprickors hydrauliska egenskaper behandlas utförligare i kapitel 3.4.

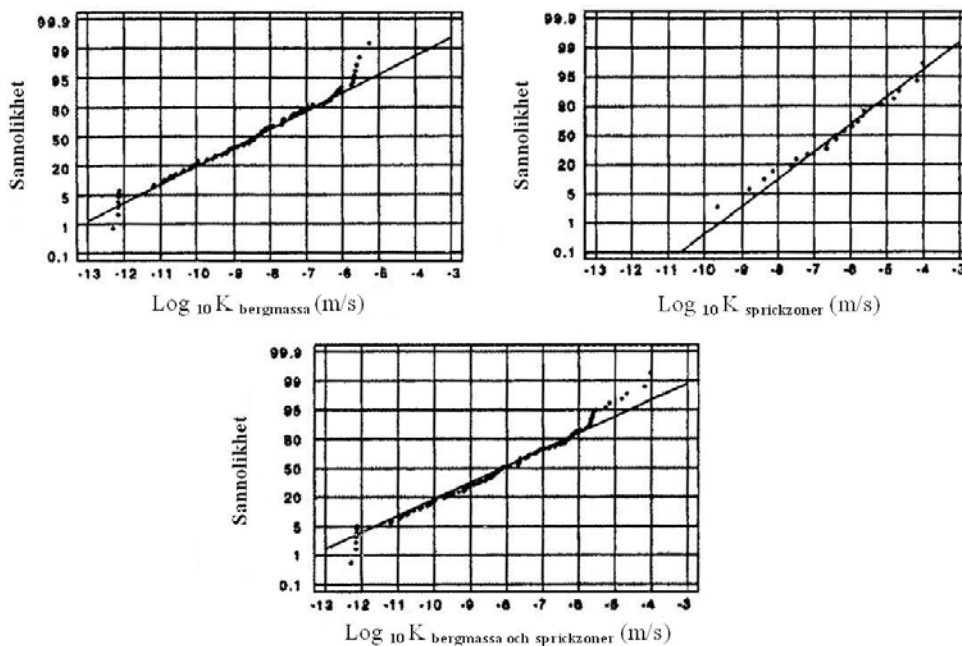
Oftast beskrivs kvantitativt bergmassans vattengenomsläpplighet med ett värde på hydraulisk konduktivitet, vilket är utvärderat från provpumpning av ett borrhål eller brunn eller från hydraulisk test inom ett längre avsnitt av ett borrhål. Detta innebär en slags medelvärdesbildning av de faktiska förhållandena eftersom grundvattnet bara strömmar i ett fåtal sprickor och sprickzoner. Detaljerade tester av enskilda sprickor visar att den vattenförande förmågan är mycket ojämnt fördelad längs ett borrhål. Alla sprickor som karteras i exempelvis en borrhänsbidrar inte till ett flöde, vilket illustreras av exemplet i figur 3-4.

Istället för att ange hydraulisk konduktivitet vid beskrivning av förhållandena i sprickor och sprickzoner rekommenderas användning av transmissivitet, vilket är ett integrerat värde av konduktiviteten över längden på den borrhälssektion som undersökts.

Hydrauliska experiment i fält visar att de rumsliga variationerna av vattenförande förmåga hos sprickor och sprickzoner är mycket stora. Transmissiviteten kan variera med flera tiopotenser, vilket uttrycker bergets hydrauliska heterogenitet. Eftersom sprickor och sprickzoner ofta uppträder längs vissa dominerande riktningar, är de hydrauliska egenskaperna dessutom anisotropa. Om man plottar utvärderade värden på vattengenomsläpplighet i en logaritmisk skala finner man att värdena följer en normalfördelningskurva. Man säger att vattengenomsläppligheten är lognormalfördelad (figur 3-5).



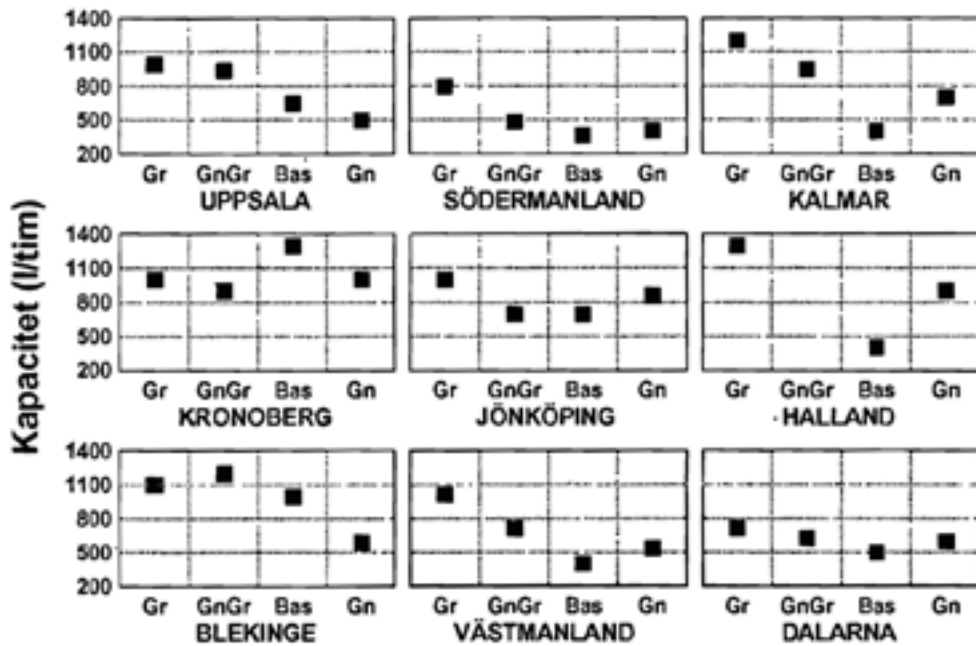
Figur 3-4. Exempel som visar att vissa sprickor ej är vattenförande, att andra bidrar till inflödet i ett enskilt borrhål, medan bara några få sprickor svarar för flödet mellan borrhålen (efter Lloyd 1999).



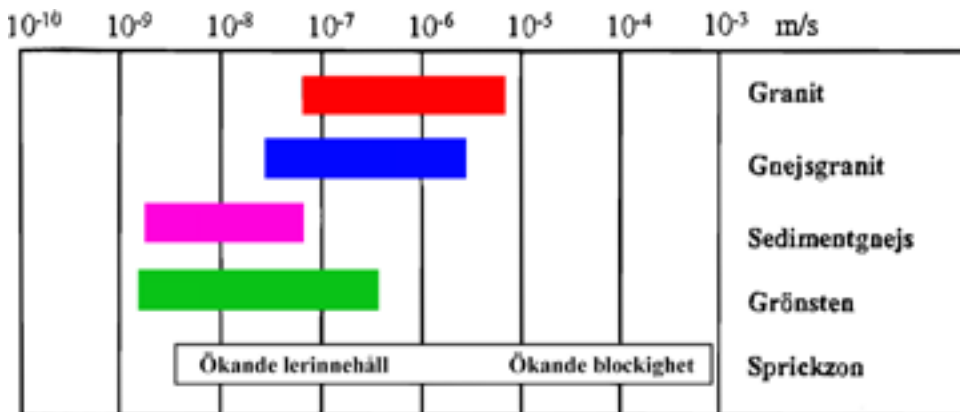
Figur 3-5. Sannolikhetsdiagram som visar fördelningen av utvärderade värden på hydraulisk konduktivitet mätta i 15 m-skala. De övre diagrammen visar data för bergmassa och sprickzoner var för sig (Rhén m fl 1997).

Undersökningar i olika skalor visar olika värden på utvärderad hydraulisk konduktivitet. Vidstrand (1999) har visat att det geometriska medelvärdet ökar signifikant med skalan. Detta är framförallt viktigt när man gör grundvattenmodellering och ansätter värden på ekvivalent hydraulisk konduktivitet för ett poröst medium.

Sammanställningar av uppmätta kapaciteter för brunnar har använts för att utvärdera skillnader mellan olika bergarter (se figurer 3-1, 3-6 och 3-7). Även om det framkommer skillnader mellan beräknade medelvärden, är ofta variationerna inom en och samma bergartstyp betydligt större.

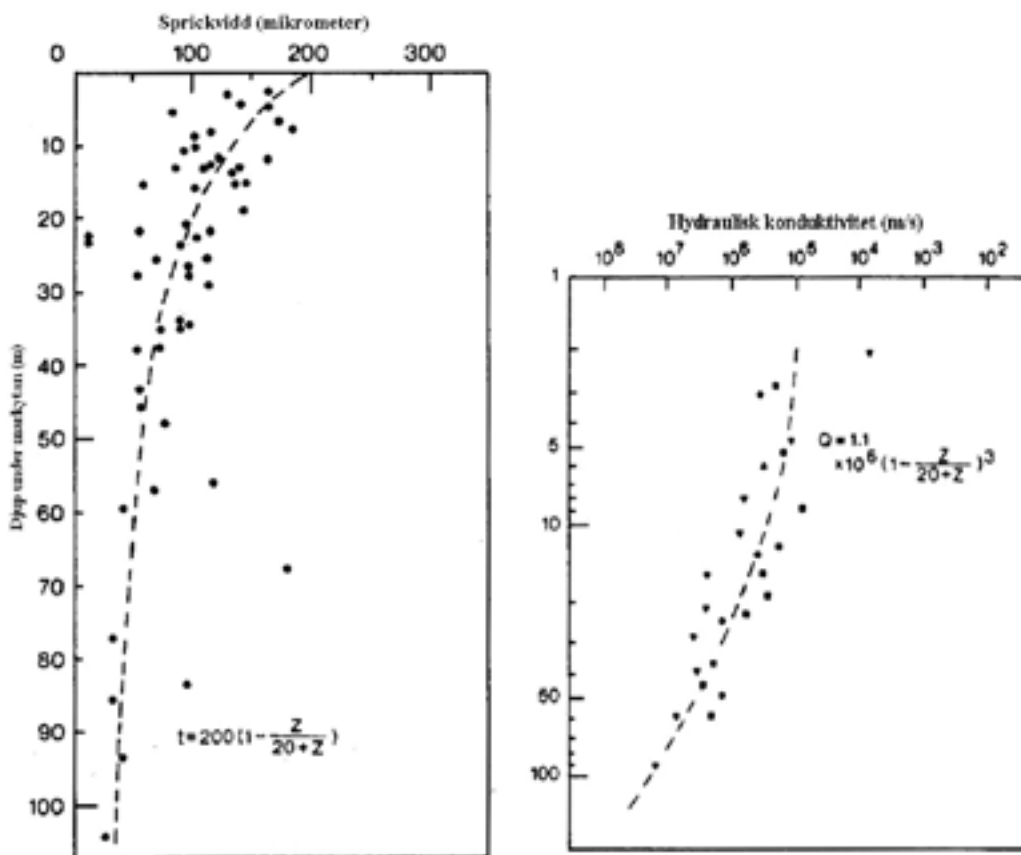


Figur 3-6. Medelkapacitet för bergbrunnar i olika bergarter i olika län (KASAM 2001).



Figur 3-7. Uppskattade intervall för hydraulisk konduktivitet i olika bergarter (Bearbetad efter KASAM 2001).

Studier har även gjorts av variationer i genomsläpplighet mot djupet i berget. Ofta, men inte alltid, visar resultaten en trend med minskande genomsläpplighet mot djupet (figur 3-8). Förklaringar till detta är i första hand en högre sprickfrekvens nära bergytan men även skillnader i vattenkemiska förhållanden och ökad bergspänning mot djupet är faktorer som kan vara av betydelse. För att man ska kunna se ett djupberoende krävs ofta att man studerar ett djupintervall på åtskilliga tiotal meter, vanligen mer än 100 m.

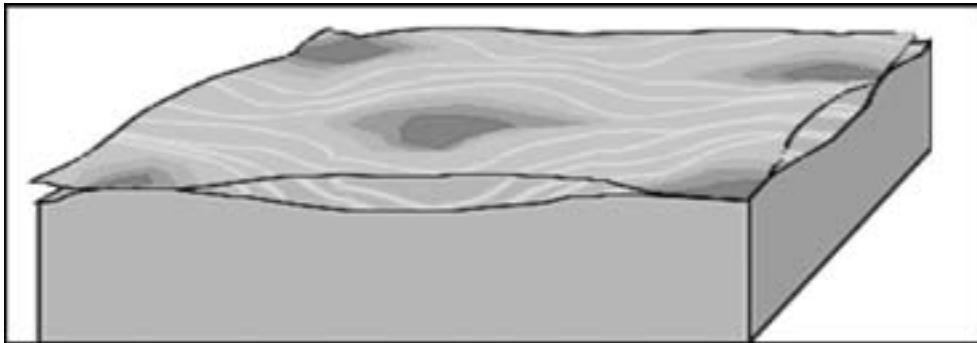


Figur 3-8. Uppmätta sprickvidder respektive värden på hydraulisk konduktivitet som funktion av djupet (Oda 1986).

3.4 Enskilda sprickors hydrauliska egenskaper

En enskild sprickas vattenförande egenskaper beror av dess genomsnittliga öppenhetsgrad. Flödet genom en spricka är, för en given tryckgradient, proportionellt mot *sprickvidden* i kubik. De hydrauliska egenskaperna är emellertid, även inom en och samma spricka, starkt heterogena. Heterogeniteten beror till stor del av att sprickytorna är ojämna, råa, och att det i sprickorna förekommer sprickfyllnadsmineral i olika omfattning. Den sk *kubiska lagen* enligt ovan innebär att även en liten förändring av sprickvidden kan förändra flödet med flera tiopotenser.

Ofta betraktar man beräkningsmässigt flödet genom en spricka som att det sker jämnt fördelat över hela sprickytan. Detta är emellertid ett kraftigt förenklat betraktelsesätt. Man vet att huvuddelen av flödet i sprickan koncentreras till vissa kanaler längs sprickytan och att kanalerna har ett slingrigt utseende (se figur 3-9). Det resulterande flödesmönstret är kopplat till en given hydraulisk gradient. Om denna förändras kan man förvänta sig att variationerna i sprickans ytstruktur ger upphov till ett annat utseende på den kanaliserade strömningen.

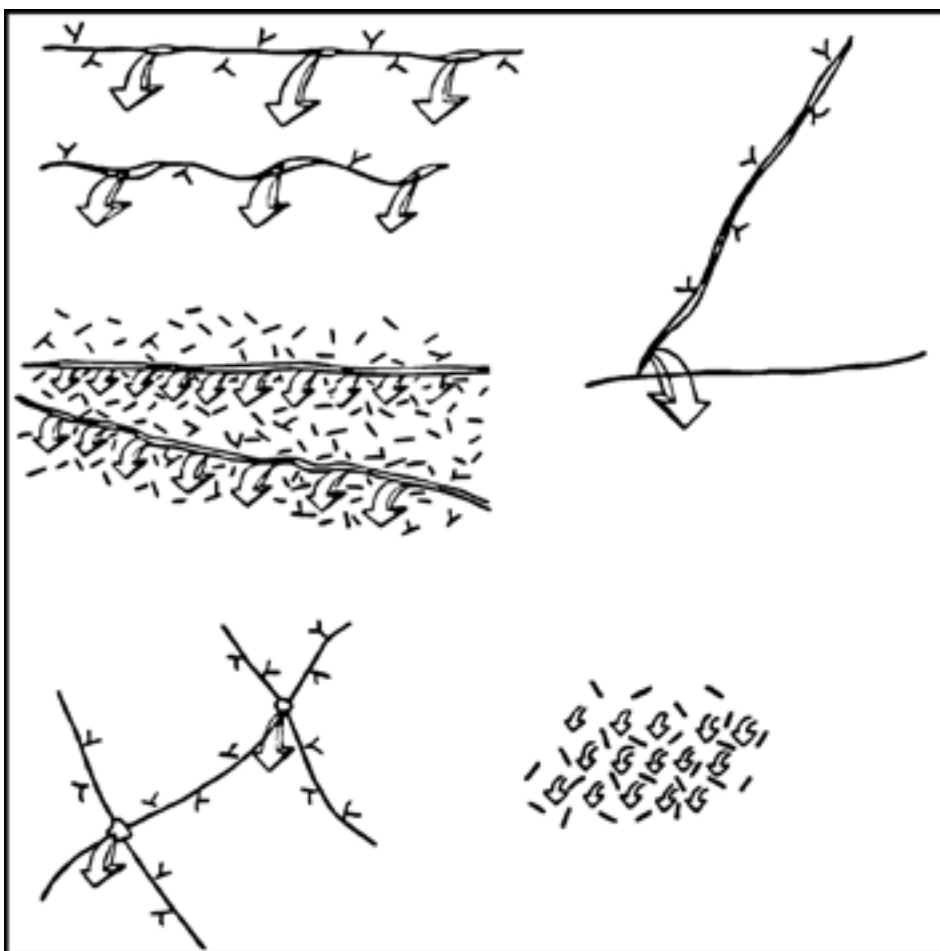


Figur 3-9. Illustration av slingrigt och kanaliserat flöde i en enskild spricka (Vidstrand 1999).

Viktigt för att det skall ske strömning är att olika sprickor kommunicerar hydrauliskt. Avgörande för hur mycket grundvatten som strömmar genom sprickorna är därmed även sprickornas längd. Ju längre en spricka är desto större är sannolikheten att den har kontakt med andra sprickor. Betydande kanalströmning sker också i kontakten/skärningen mellan olika sprickplan. Genom sprickornas utsträckning och deras kommunikation i olika riktningar blir flödet genom berggrunden tredimensionellt.

En för borrhålsundersökningar och provtagning viktig konsekvens av olika spricksystems kommunikation eller avsaknad av kommunikation, är att en del vattenförande sprickor i ett borrhål kan svara mot mycket begränsade grundvattenmagasin.

I en detaljerad studie av förhållandet mellan sprickkaraktär/sprickmönster och inflöde i ett antal bergtunnlar kunde Palmqvist (1990) notera att grundvattenflödet var koncentrerat till små kanaler längs delar av sprickorna. Observationerna delades in i fem typer av inflödesmönster (se figur 3-10). Studien bekräftade det naturliga antagandet att den största andelen inläckande grundvatten är knuten till sprickzoner. På senare tid har SKB utfört en omfattande undersökning av korrelationen mellan hydraulik och geologi i Simpevarpområdet. Andersson m.fl. (2002) konkluderade att det fanns god överensstämmelse mellan lägen på tolkade sprickzoner och höga värden på hydraulisk konduktivitet, men att det också förekom vattengenomsläppliga strukturer utanför dessa zoner.



Figur 3-10. Schematisk illustration av olika typer av vatteninflöden till tunnlar (Palmqvist 1990 efter Carlson & Olsson 1977).

Som nämnts tidigare är en förklaring till gjorda observationer av avtagande genomsläpplighet mot djupet att bergspänningarna ökar. Man vet såväl från detaljerade experiment i laboratorieskala (t ex Raven & Gale 1985) som från kontrollerade fältstudier (Alm 1999), att transmissiviteten för en spricka ökar om den effektiva normalspänningen minskar och vice versa. Ett ökat vattentryck i en spricka leder till en ökning av sprickvidden och därmed också till ökat potentiellt vattenflöde. Denna effekt kan vara viktig att beakta vid hydrauliska tester, som då i sig förändrar de naturliga förhållandena (Sundquist m fl 1988). Både injektionstester och pumpning kan på detta sätt leda till förändrade förhållanden.

3.5 Flöde och transport

Grundvattnet rör sig genom berggrunden längs olika flödesvägar, vilka möts i olika omfattning så att vatten från olika vattenförande sprickor blandas. Den viktigaste transportprocessen för lösta ämnen i grundvattnet är advektion, d v s transport med det strömmande vattnet.

I kapitel 3.2 definierades Darcy-hastigheten, vilken motsvarar vattenpartiklarnas medeltransporthastighet. Om man studerar flödet i en spricka i liten skala kan man observera hastighetsskillnader längs olika delar av sprickan. Likaså uppstår hastighetsskillnader mellan olika sprickor. Dessa skillnader ger upphov till ett blandningsfenomen som kallas dispersion, som framförallt har betydelse då man ska modellera föroreningstransport.

3.6 Kortslutning via borrhål

Borrhål (brunnar) i berggrund orsakar vanligen kortslutning mellan vattenförande sprickor och zoner. Konsekvensen är att grundvattenförhållandena i anslutning till ett borrhål påverkas. Den fria vattenytan i ett borrhål representerar den samlade hydrauliska bilden i det bergavsnitt som borrhålet genomkorsar. Vanligast är att trycknivån i den spricka som är mest konduktiv bestämmer vattenytans läge.

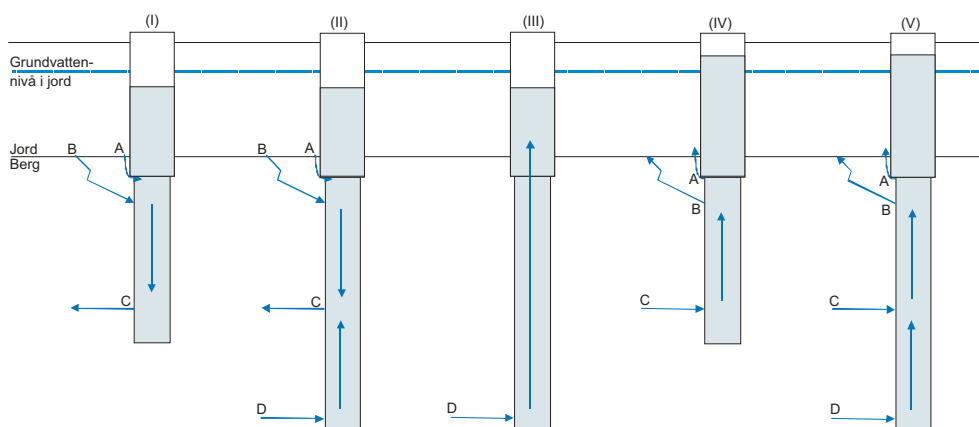
Kortslutning av sprickor med olika vattentryck medför att det uppkommer flöde längs med borrhålet, från sprickor med relativt höga vattentryck till sprickor med lägre tryck. I borrhålet blandas grundvatten från olika sprickor beroende av strömningsriktning, och blandvatten strömmar ut i berget via de sprickor som har förhållandevis låga vattentryck.

Vanligast är att sprickor nära markytan har högre tryck än sprickor på djupet, varvid ett nedåtriktat flöde uppkommer. Genom hydrogeologiska undersökningar i berg kan borrhålets påverkan klarläggas och olika sprickors naturliga trycknivåer fastställas, vilket krävs för att en representativ provtagning av vatten skall kunna genomföras.

I figur 3-11 visas exempel på grundvattenflöden i en borrhål beroende av sprickor och grundvattentryck. I figuren visas grundvattennivån i jord samt den fria vattenytan i borrhålen. I exempel (I)–(III) ligger grundvattennivån i jord över den fria vattenytan i borrhålet, medan den ligger under i exempel (IV)–(V). Denna skillnad påverkar strömningsförhållandena och därmed grundvattenkemin.

I exempel (I) strömmar ytnära grundvatten från jordlagren (A+B) via brunnen till en konduktiv spricka i berget (C), genom vilken vattnet strömmar vidare ut i berget. I detta exempel utgörs vattnet i brunnen av vatten från ytliga jordlager. För att kunna provta ostört berggrundvatten krävs i detta fall en mycket omfattande omsättning av vattnet samt någon form av blockering (manschett) som hindrar fortsatt inflöde av ytnära grundvatten.

I exempel (IV) råder omvända strömningsförhållanden jämfört med i exempel (I). Berggrundvatten (C) strömmar in i borrhålet och vidare uppåt för att därefter blandas med grundvatten i jord (A+B). I borrhålet finns berggrundvatten som kan provtas utan omsättning. En omsättning av vattnet i brunnen skulle kunna innebära en oönskad inblandning av jordgrundvatten.



Figur 3-11. Flöde i borrhål i relation till grundvattennivån i jord, den fria vattenytan i öppna bergborrhål samt hydrauliska kontaktvägar mellan borrhål och närområde. För de fem exemplen (I)–(V) visas följande kontaktvägar: A) Läckage via otät övergång mellan berg och foderrör, B) läckage i yt nära spricka som för in jordgrundvatten i brunnen, C) ut- eller inflöde av grundvatten till spricka samt D) inflöde av vatten från spricka.

I exempel (II) och (V) visas borrhål som har hydraulisk kontakt med omgivningen via yt nära läckagevägar (A+B) samt via sprickor på djupet i berget (D). I exempel (II) strömmar ytligt vatten samt vatten från djupet mot en spricka (C) varvid ett blandvatten strömmar ut i berget. I exempel (V) med en förhållandevis hög fri vattenyta i borrhålet, strömmar berggrundvatten från två nivåer (C+D) uppåt och vidare ut i jordlagren (A+B). Representativ provtagning för dessa exempel kan kräva begränsad omsättning och i exempel (II) kan det krävas avgränsning med manschett beroende på vilken spricka som skall provtas.

I exempel (III) strömmar berggrundvatten in till borrhålet via en spricka (D) i ett för övrigt tätt borrhål. Vattenytan i borrhålet motsvaras i detta fall av grundvattentrycket i den enskilda sprickan. Inget flöde förekommer i borrhålet och vattnet kan betraktas som stagnant. En provtagning av vatten kräver en omsättning av ett antal borrhålsvolymmer.

4 Vattenomsättning och grundvattenbildning

Vattenomsättningen är viktig för spridning av föroreningar i berg. En kraftigare omsättning innebär bl a större grundvattenflöden och mer utspädning. En vattenbudget innehåller kvantitativa mått på nederbörd, avdunstning och avrinning. Budgeten upprättas mot bakgrund av de hydrometeorologiska betingelser som gäller i det aktuella området, tillsammans med hydrogeologiska förutsättningar för grundvattenbildning och avrinning.

4.1 Grundvattenbildning

Redovisning av vattenomsättning och vattenbudget för ett område ingår som en viktig del i en hydrogeologisk beskrivning. Av en sådan beskrivning framgår områdets utbredning, yt- och grundvattendelare, avrinnings- och grundvattenbildningskoefficienter, ytvattendrag, uttag av vatten m m. Arbetet görs lämpligen inom ramen för framtagande av en hydrogeologisk konceptuell modell (se vidare kapitel 7.3.2).

Markens infiltrationskapacitet nära ytan överskrider i de flesta fall de nederbördsmängder som förekommer i Sverige. Genom den omättade zonen sjunker vattnet nedåt till följd av gravitationen tills det når ett grundvattenmagasin. Markinfiltration är dock inte densamma som grundvattenbildning eftersom en del av vattnet upptas av växtlighet. I grundvattenmagasin är porer och sprickor helt vattenmättade, vilket möjliggör mer eller mindre horisontella grundvattenrörelser. I berg kan en omättad zon förekomma under ett grundvattenmagasin i ovanliggande jordlager. Kontinuerlig grundvattenbildning sker enbart om det i grundvattenmagasinet pågår kontinuerlig vattenomsättning, dvs ett grundvattenflöde från grundvattenbildningsområde till utströmningsområde (t ex topografiskt lägre liggande område).

Grundvattenbildningen varierar i Sverige beroende på årstid, men sker i huvudsak under förvåren i samband med nederbörd, snösmältning och tjällossning, samt under hösten i samband med nederbörd. Grundvattenbildningen under sommarhalvåret är vanligtvis liten eftersom växterna förbrukar merparten av det vatten som faller, även vid betydande nederbörd.

Under naturliga (ostörda) förhållanden sker balansering mellan inströmmande och utströmmande vatten i ett grundvattenmagasin (vattenbalans). Över längre tidsperioder kan grundvattenmagasinets storlek därför betraktas som konstant varvid ett jämviktsläge föreligger, dvs grundvattenbildningen motsvaras av utströmning av grundvatten. Störningar i form av t ex grundvattenuttag ökar möjligheten till grundvattenbildning.

Grundvattenbildning i berg är mycket platsspecifik och svår att bestämma i detalj. Frågeställningen är föremål för aktuell forskning. Vid t ex en riskbedömning av en föroreningssituation eller framtagande av en provtagningsstrategi, är grundvattenbildningen emellertid av stor betydelse för

vattenomsättningen i berg och kan inte förbises utan risk för felbedömningar. Olika metoder som kan användas för att bestämma grundvattenbildningen redovisas i kapitel 4.4. För uppgifter om grundvattenbildning i svenska jordar hänvisas till Rodhe m fl. (2006).

4.2 Hydrauliska förutsättningar

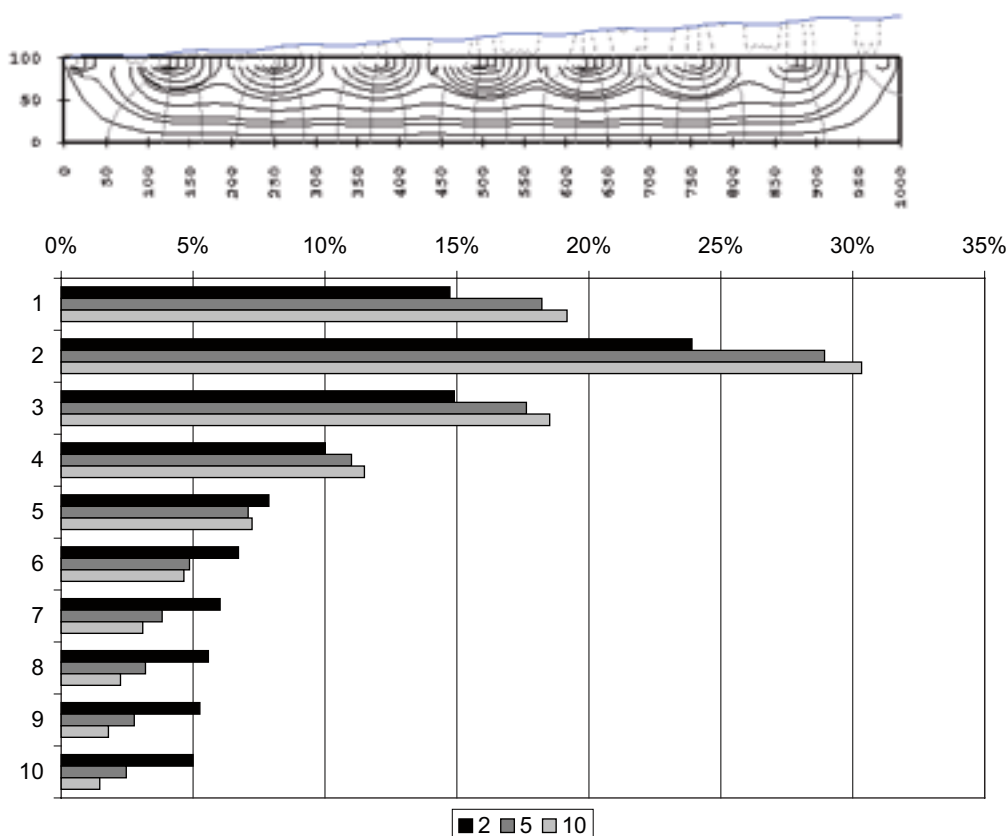
4.2.1 Grundvattnets flödesbild

I svensk terräng följer grundvattenytan i stort markytans topografi, och ligger normalt på några få meters djup. Orsaken till detta är att jordlager och berggrund generellt har låg vattenförande förmåga i förhållande till tillgängligt grundvatten. I områden med förhållandevis hög vattengenomsläpplighet, t ex isälvsavlagringar, är grundvattenytan flack vilket lokalt kan ge upphov till en djupt liggande grundvattenyta. De lokala och regionala grundvattenströmningarna styrs således i huvudsak av de topografiska förhållandena, men i vissa geologiska miljöer även av de hydrogeologiska förutsättningarna.

Hur grundvattnets flödesmönster styrs av topografin har redovisats i ett flertal studier, och förenklat gäller att inströmningsområden (grundvattenbildningsområden) förekommer inom höjdparter och utströmningsområden inom relativt låga terränglägen. För att beskriva flödesmönstret används ofta termen *flödescell*, där flödeslängden i en cell utgör avståndet mellan in- och utströmningsområde. Flödesceller förekommer i lokal och regional skala, där de regionala cellerna är djupgående och styrs av storskaliga terrängformer.

Fördelningen av den naturliga vattenomsättningen styrs främst av topografi och konduktivitetens djupberoende, vilket medför att merparten omsätts i jordlagren och i den överst belägna uppspruckna berggrunden. Resterande del omsätts i de djupare delarna av berggrunden. Systemet kan exemplifieras med numerisk modellering av en sluttande markprofil i undulerande terräng (figur 4-1). Figuren illustrerar översiktligt grundvattnets flödesmönster och flödesceller med olika storlek och på olika djup – från lokala, via intermediära, till regionala flödesceller (Hubbert 1940, Toth 1963). Denna illustration går att direkt överföra till verkliga förhållanden, såväl begreppsmässigt som till storlek. Naturen är dock sällan så regelbunden som i exemplet och den verkliga bilden är normalt mer komplex.

En brant markprofil och liten lokal topografisk variation medför ökad grundvattenbildning till större djup. Utförda beräkningar (Graffner 2005) med olika grad av undulation ger vid handen att kraftig lokal variation i markytans nivå medför många lokala små flödesceller med in- och utströmningsområden. Därtill ger brantare lutning på markprofilen ofta en större gradient och därför större vattenomsättning. I exemplet är grundvattenflödet beräknat i tio på varandra liggande lager och även om samtliga lager har samma permeabilitet flödar olika mycket vatten i de olika lagren.



Figur 4-1. Representation av flödesceller. Övre: Figuren visar lokala, intermediära och regionala flödesceller. Nedre: Flödesfördelning mot djupet i en släntprofil. Serierna motsvarar nivåskillnad (2, 5, och 10 meter) mellan höjd och sänka längs med sluttningen. Y-axeln visar djupintervall om 10 meter mellan markytan ner till 100 m djup (Graffner 2005).

Effekten med stor andel flöde i ytliga lager förstärks i förhållanden där ytliga jordlager har högre vattengenomsläpplighet än djupare lager, vilket även gäller för den överst belägna uppspruckna berggrunden gentemot djupare bergavsnitt. Denna situation är vanligt förekommande och kan exemplifieras av mätningar gjorda av Johansson och Nilsson (1985). De har relaterat grundvattenflödet med grundvattennivån i en moränprofil. Resultatet indikerade sjunkande permeabilitet med en tiopotens från 0–0,5 meters djup till 0,5–1,0 meters djup. Resultatet betyder att en stor andel av grundvattenflödet kan ske förhållandevis ytligt. Övergången i vattengenomsläpplighet är i detta fall att betrakta som jämn, men det finns tillfällen när kontrasterna är större och effekten därmed ytterligare förstärkt.

4.2.2 Klimatets betydelse för grundvattenbildning

Stor betydelse för hur mycket vatten som bildar grundvatten är bl a hur mycket vatten som finns tillgängligt. Vid sidan av de geologiska betingelserna utgör områdets klimat därmed en viktig parameter i detta sammanhang. Nederbörden varierar betydligt i Sverige med de högsta värdena i fjällkedjan och längs västkusten och de lägsta längs östkusten och i norrlands inland. Gustafson (1987) har från kloridberäkningar redovisat grundvattenbildningen

till ytligt berg för sex olika delar av Sverige. För östra Götaland och Svealand erhöles värden på 24–28 mm/år, vilket är betydligt lägre än motsvarande för t ex Skåne (114 mm/år) eller västra Sverige (250 mm/år).

Därtill varierar även avdunstningen. Denna har ett nära samband med lufttemperatur och i viss mån vindförhållanden, och redovisar, relativt nederbördsmängd, högst värden längs Sveriges östkust. SMHI:s kartläggning av nederbördsmängder i olika delar av Sverige är därför ett viktigt underlag i beskrivandet av olika områdens klimatologiska förhållanden.

Specifik avrinning utgör skillnaden mellan nederbörd och avdunstning för ett område. Under naturliga villkor, utan mänsklig påverkan, kan därför specifik avrinning vara ett bra riktvärde för grundvattenbildning till de ytliga lagren – särskilt i områden där ytavrinning inte förekommer. Figur 4-2 visar normalvärden för årsnederbörd, årsavdunstning samt årsavrinning för Sverige.

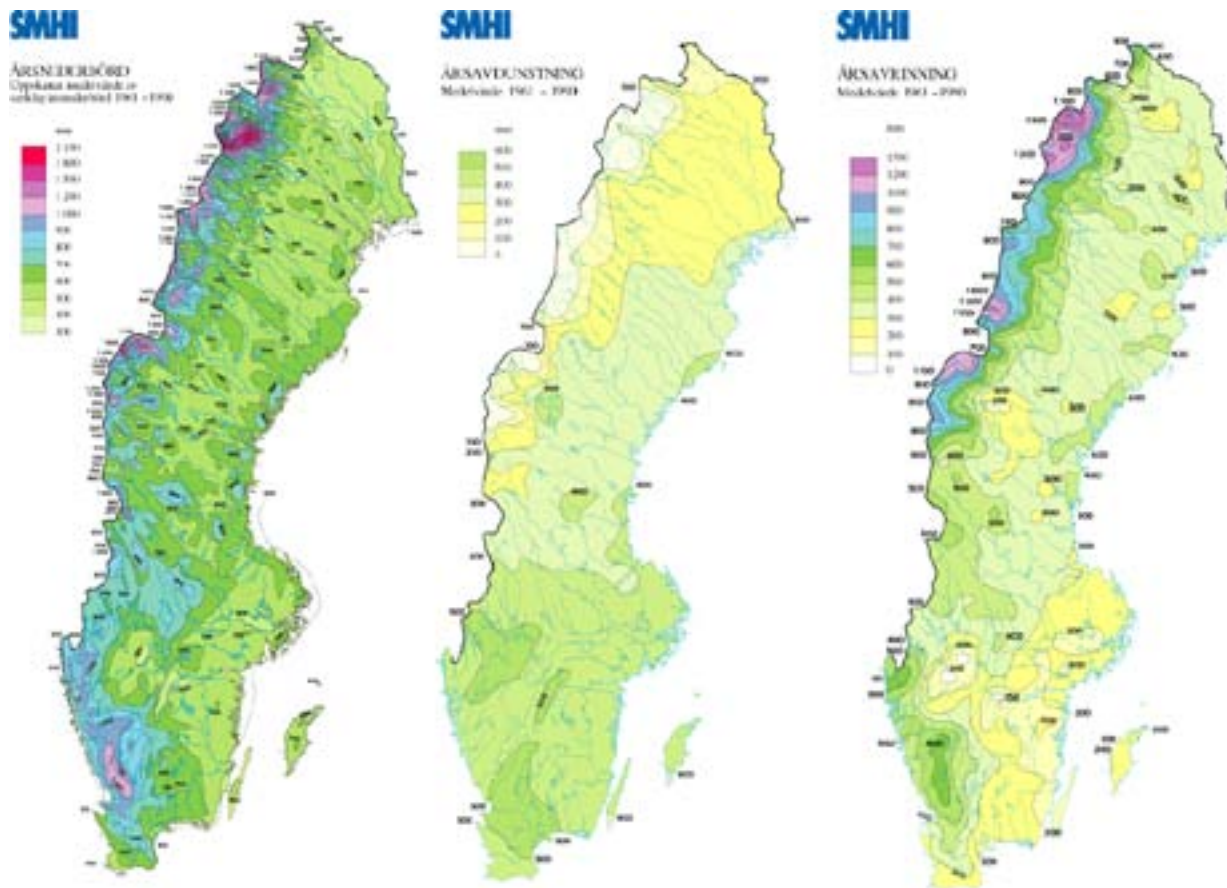
4.2.3 Vattengenomsläpplighet och jordlagrens uppbyggnad

Lokala förutsättningar styr grundvattencirkulationen ned till måttliga djup. I områden där glaciala och postglaciala processer har dominerat bildningen av den ytnära geologin, så är normalt jordtäckena tunna och grundvattenytan återfinns nära markytan. Grundvattenbildning är således beroende av lokal geologi och de processer som verkat inom området. Från denna synvinkel är den ytnära geologin viktig för förståelsen av grundvattenflöde och grundvattenbildning till berg.

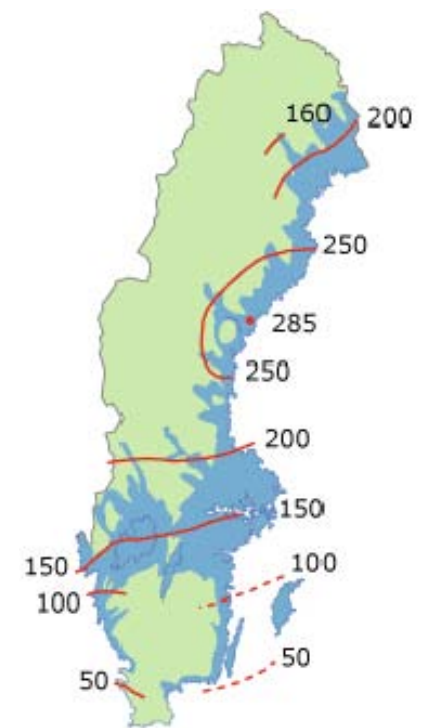
Den vanligaste jordarten i Sverige är morän. Allmänt gäller, med få undantag, att morän påträffas direkt på berget. Moränen kan vara påverkad av svallningsprocesser, beroende bl a på höjdläget i förhållande till högsta kustlinjen (HK). Under HK ligger moränen ofta överlagrad av lera, vilken kan fungera som ett tätt eller nästan tätt lager för djupare grundvattenbildning. Beroende av områdets fortsatta geologiska utveckling kan flera andra jordarter påträffas, t ex omlagrade sediment, isälvssediment, postglacial lera och organiska jordar.

Efter att inlandsisen dragit sig tillbaka täcktes stora delar av Sverige av vatten. I samband med landhöjningen har områden påverkats av strandprocesser; såsom exempelvis omlagring av sediment. Landhöjningen är inte densamma överallt och strandlinjens högsta nivå, HK, varierar mellan olika delar av i landet (se figur 4-3).

I lokal skala kan jordlagren vara uppbyggda av skikt och lager som ger upphov till kraftig heterogenitet avseende vattengenomsläpplighet. Detta är speciellt vanligt i områden med sediment som blivit utsatta för omlagring, upprepade sedimentationsprocesser, erosion, etc.



Figur 4-2. Normalvärden för årsnederbörd, årsavdunstning samt årsavrinning för Sverige under perioden 1961–1990 (SMHI 2005).



Figur 4-3. Karta över Sverige som visar den högsta nivå (över nuvarande markyta) som vattnet nått sedan istiden, den s k högsta kustlinjen HK. De delar som har legat under vatten visas med blå färg (www.sgu.se).

4.2.4 In- och utströmningsområde

Undersökningsstrategier måste anpassas efter de lokala förutsättningarna. Detta innebär t ex att undersökningsområden måste avgränsas, såväl i sidled som i djupled. Hydrauliska randvillkor måste utredas, vilket bland annat omfattar lägen för in- och utströmningsområden samt vattenbudget.

I kapitel 4.2.1 beskrivs översiktligt de hydrogeologiska förhållanden och processer som ger upphov till in- och utströmningsområden. Inom ett avgränsat område eller en flödescell, råder under normala ostörda förhållanden och över längre tid en balans mellan in- och utflöde. Grundvattenbildningsområden upptar i de flesta fall betydligt större områden jämfört med utströmningsområden. Av det följer att flödes hastigheten i utströmningsområden är högre än i grundvattenbildningsområden. Regionala utströmningsområden är ofta större sjöar eller våtmarker eller kombinationer av båda (figur 4-4). Små kärr kan indikera ett lokalt utströmningsområde för i första hand ytliga flöden.



Figur 4-4. Sköllerstabäcken med Östra Kvismaren (till Hjälmaren / Mälaren) söder om Kvarntorp, Kumla kommun, utgör utströmningsområde för jord och bergvatten.

Kraftig marklutning ger förutsättning för grundvattentryck som ligger över markytan. Sådana förhållanden uppträder t ex vid foten av ett större höjdparti där artesiska tryck och källflöden kan uppstå. Finns uthållig lager med täta jordar kan artesiska tryck finnas inom stora arealer, t ex inom stora älvdalar och dalsänkor. Ofta domineras källflöden av ungt och ganska ytligt strömmande vatten som inte trängt ned i de djupare marklagren. I områden med sedimentärt berg förekommer ofta källsprång till följd av att berggrunden är uppbyggd av omväxlande täta och permeabla bergartsled.

4.3 Typiska miljöer

4.3.1 Urban miljö

Det finns en allmän föreställning om att grundvattenbildning i stadsmiljö är lägre än grundvattenbildning i obebyggd terräng. Hårdgjorda ytor, bortledning av dagvatten, dräneringar av grundvatten m m reducerar visserligen grundvattenbildningen, men till denna påverkan skall adderas tillflöde av vatten från läckande ledningar.

Enligt information från Svenskt Vatten (2001) är läckaget från kommunala ledningsnät betydande. Uppgifter finns om att upp till 50 % av producerad mängd inte når konsumenterna (Lerner 2002), men en genomsnittlig siffra för läckaget från ledningssystemet kan, enligt Bäckman (2005), vara 15 %. I ett exempel från Göteborg beräknas förlusten från ledningsnätet till ca 26 % (Norin 1999). I samma text anges att 16 km dricksvattenledning finns nedlagt inom 1 km² i centrala Göteborg. Detta skulle betyda ett läckage till omgivande markområde med ca 62 mm/år, vilket får ses som en ansevärd mängd.

I stadsmiljöer noteras ofta en generell sänkning av grundvattennivån med 1–2 m, vilket sannolikt beror på de ledningar som anläggs för dränering m m. Denna grundvattensänkning är speciellt noterbar i övre grundvattenmagasin i jord. Trots att omsättningen av vatten sannolikt ökar vid en urbanisering ger ytliga dräneringssystem således upphov till sänkta grundvattennivåer.

Grundvattenbildningen till berg behöver inte påverkas i en stadsmiljö med hårdgjorda ytor. Så länge grundvattennivåerna inom markområdet är förhållandevis oförändrade, och magasinerna därmed tillräckligt stora, sker fortsatt grundvattenbildning till berg. I flera större svenska städer finns omfattande system med bergförlagda tunnlar vilka verkar dränerande och ge sänkta grundvattennivåer i berg. Indirekt kan dessa tunnlar även ge sänkta nivåer i jordlager, företrädesvis i friktionsjordar på berg.

4.3.2 Strandnära lägen

Ett flertal äldre industrietableringar och potentiella föroreningsplatser är belägna i områden i nära anslutning till vattendrag eller strand. Placeringen är naturlig bl a med hänsyn till bra transportmöjligheter, närhet till processvatten, deponering av material och lämpliga recipienter. Det kan därför vara av särskilt intresse att beskriva hur vattenomsättningen sker i sådan miljö.

Strandnära områden är ofta lågpunkter i terrängen och utgör därför utströmningsområden för grundvatten, både för intermediära och regionala flöden i jord och berg. Storleken och läget på vattendrag, sjö eller hav har i detta hänseende betydelse. Om vattendraget eller sjön är liten och belägen i en sluttning, är det troligt att de utgör recipient enbart för lokala flödessystem, medan stora sjöar och vattendrag belägna centralt i större dalar har en regional betydelse. De senare dränerar förmodligen djupare flödessystem.

Strandzonens geologiska uppbyggnad kan även innebära stora skillnader i hydraulisk konduktivitet med hänsyn till jorddjup. Särskilt är detta viktigt

i närvaron av lera eller tätare svämsediment. Denna situation, i kombination med högre vattentryck i djupare lager, begränsar eller hindrar nedåtriktat flöde eller transport av vissa föroreningstyper. Även i sjöar och vattendrag med sedimentationsbotten kan i vissa fall förekomma begränsad hydraulisk kontakt mellan grundvatten och ytvatten (Sophocleous 2002).

4.3.3 Hydraulisk kontakt mellan jordlager och berg

Flödet och den hydrauliska kontakten mellan jord och berg är komplex och kraftigt skalberoende. Redovisningen i detta kapitel är därför översiktlig och slutsatser och kvantitativa mått bör därför baseras på lokala observationer och undersökningar.

I föreliggande har beskrivits hur djupare perkolation av grundvatten hindras eller begränsas av lågpermeabla lager av silt eller lera. Samma resonemang gäller även för infiltration av vatten från jordlager över gränssytan till berg. I områden som inte varit utsatta för inlandsisar finns ofta en omfattande vittringszon i det ytliga berget, vilket dock inte gäller i Sverige där inlandsisen rensat berget från vittringsjord. Gränssytan mellan jord och berg är därför tämligen skarp och permeabilitetskontrasten kan vara stor, ofta 2–3 tiopotenser, samt kraftigt skalberoende. Detta är naturligtvis ofördelaktigt avseende grundvattenbildning till berg. Djupare infiltration sker vanligtvis i enstaka vattenförande sprickor och zoner.

Erfarenheter från undersökningar och byggnationer i berg visar att det ofta, men inte utan undantag, ner till ca 10 m djup förekommer en övre belägen uppsprucken berggrund, vilken skapar en övergångszon mellan jordlager på berg och underliggande förhållandevis sprickfattig berggrund. Denna övergångszon kan ha betydligt högre vattenförande förmåga än djupare liggande berg, med konduktivitetvärden som ligger i nivå med ovanliggande jordlager eller tom betydligt över. Under dessa förhållanden finns inte den permeabilitetskontrast som ofta beskrivits, utan jordlagren och den övre delen av berget bildar ett gemensamt konduktivt avsnitt.

I övre delen av berggrunden finns inom vissa regioner och bergartstyper flackt liggande sprickplan, sk bankningsplan. De har bildats genom tryckavlastning och kan och utgöra kontaktvägar för vatten till brantstående sprickor och zoner.

Det är i huvudsak bergets sprickfrekvens, sprickornas stupning och jordlagrens vattenmagasin som är avgörande för grundvattenbildningspotentialen till berg. Många brant stupande sprickor ökar den storskaliga vattengenomsläppligheten för berget, vilket minskar kontrasten mot ovanliggande jordlager och bidrar till ökad infiltration. Intrusioner i form av kvarts- och diabasgångar kan lokalt ge kraftigt förhöjd infiltration. Har jordlagren därtill en god vattenmagasinerande förmåga bidrar detta till att grundvattenbildning kan ske kontinuerligt. Detta bidrar i sin tur till ökad grundvattenbildning på årsbasis.

Grundvattenbildning till ytliga jordlager sker normalt i samband med nederbörd eller snösmältning och är därför säsongsb beroende. Är grundvattnets tryckskillnad mellan jord- och bergmagasin små och grundvattennivån

inte samvarierar, kan detta innebära att flödet från jord till berg växlar mellan inströmning och utströmning. Detta kan även medföra att vattenkvaliteten förändras väsentligt över året, från stor inblandning av till ingen inblandning av ungt vatten.

När det gäller den hydrauliska kontakten mellan jord och berg har sedimentära bergartsområden till viss del en särställning. Sedimentärt berg är avsatt i nära horisontella lager där de enskilda lagren kan ha mycket olika vattenförande förmåga, och där konduktiviteten mellan olika bergarter kan variera med upp till 4–5 tiopotenser. Utsätts det sedimentära berget för tektoniska rörelser sker deformation och tippning av lagren. Vittring, erosion och påverkan från inlandsisen kan medföra att bergöverytan får en kraftigt varierande konduktivitet och grundvattenbildningskapacitet. Betydande vertikal grundvattenbildning kan även uppkomma längs brantstående sprick- och krosszoner, vilka kan penetrera en hel sekvensen med sedimentära bergarter.

4.4 Att bestämma grundvattenbildning

För de flesta undersökningar kan dataunderlag som redovisas av SMHI var tillfylles när det gäller fördelningen av specifik avrinning i olika delar av Sverige under olika årstider. Genom att upprätta lokala vattenbudgetar och genomföra enkla hydrauliska beräkningar kan för de flesta ändamål tillräcklig noggrannhet nås när det gäller kvantifiering av grundvattenbildning.

Om inte generella data är tillräcklig för utredningen behov, kan det vara aktuellt att insamla platsspecifika uppgifter om grundvattenbildningen. Nedan presenteras några exempel på metoder som kan användas. Metodernas lämplighet styrs av områdets storlek, läge och förutsättningar, men kanske i första hand hur resultatet skall användas.

Vattenbalans (numerisk modellering)

I humida klimat kan grundvattenbildning beräknas från vattenbalansstudier. Metodens tillämplighet ökar med betraktelseskalan, framförallt pga att detaljerade data med god rumslig fördelning vanligen saknas. Hydrometeorologiska data från en närliggande klimatstation kan användas. Förekommer ytavrinning av vatten bör flödet mätas under längre tid. Grundvattenbildningen till berg kan studeras genom numerisk modellering.

Variationer i grundvattennivå

Grundvattenbildning i magasinsskala kan beräknas från variationer i grundvattennivå. Metoden kräver att grundvattenbildningen varierar mer än avrinningen varvid magasinet ökar/minskar och nivåerna förändras. Denna nivåhöjning kan användas tillsammans med uppgifter om magasinets storlek och magasinskoefficient (Johansson, 1987; Healy & Cook, 2002).

Isotoper, spårämnen – stabila, historiska, tillsatta

Vattnets ursprung och ålder kan ge god information om vattenomsättningen i olika magasin och därmed även indikationer på grundvattenbildning till olika djup. Bra informationen kan erhållas från analyser av isotoper och spårämnen, Scanlon *et al.* (2002).

Typning av vatten

Metoden är mycket användbar för att kvalitativt och i viss mån kvantitativt utreda ett vattens härstamning och historia. Genom provtagning och analys av vatten från samma område men från olika delar längs vattnets flödesväg kan resultaten jämföras och klassas enligt en lokal indelning av typiska vatten. Dessa typvatten kan t ex vara nederbörd, ytvatten, grundvatten från jordlager och grundvatten från berggrund. Resultaten analyseras ofta genom sk principalkomponentanalys (PCA), vilket ger en överskådlig redovisning med möjlighet att identifiera t ex blandvatten samt att beräkna blandningens proportioner. Laaksoharju *et al.* (1999) har framgångsrikt utvecklat metoden i en matematisk modell (M3) som även innefattar massbalans. Även resultat från enstaka vattenprov kan ge en bra förståelse för vattnets historia (se vidare kapitel 5).

5 Grundvattenkemi

Längs vattnets väg från nederbörd till grundvatten sker en successiv kemisk förändring orsakad av påverkan från vegetation, förmultnande växtdelar, mikroorganismer samt jordlagrens och bergets mineraler. Det sker en ömsesidig påverkan mellan vattnet och dess omgivning. Vattnets kemi ger därför värdefull hydrogeologisk information om bland annat bildningsmiljö, strömningsvägar och vattnets ålder. Kunskap om grundvattnets kemi är även viktig eftersom grundvattnet kan påverka föroreningars egenskaper och spridningsförlöpp. I detta kapitel beskrivs översiktligt grundvattnets kemi och viktiga hydrokemiska processer.

Vattnets huvudsakliga kemiska förändringar från nederbörd till grundvatten i berg (oftast via grundvatten i jord) innebär att vattnet går ifrån att vara svagt surt till neutralt eller svagt basiskt, att den kemiska miljön blir mindre syrerik, och att vattnets jonstyrka ökar. Hur dessa kemiska kännetecken för berggrundvatten successivt förändras kan förklaras med att beskriva de viktigaste geokemiska processerna och parametrarna.

Eftersom föreliggande rapport främst behandlar förhållanden i berg, ligger fokus i detta kapitel på grundvattenkemin i berg samt på de processer som huvudsakligen påverkar mark- och grundvattnets kemi på dess väg från markytan till den djupare liggande berggrunden. Med grundvatten i berg menas i denna rapport, om inte annat sägs, grundvatten på sådant djup att vattnet är i jämvikt med omgivande berg och har relativt högt pH och låg redoxpotential.

5.1 Karakterisering av grundvattnets kemi

Vid bedömning av ett grundvattens egenskaper ingår bl a mätning av pH, alkalinitet, redoxpotential (oxidationsnivå), ledningsförmåga, hårdhet och temperatur. Dessa parametrar har en naturlig geografisk variabilitet och är i hög grad bestämmande för grundvattnets kemiska sammansättning vid jämvikt. Vid en störning i en provtagningssituation observeras ofta en förändring av någon eller några av dessa parametrar.

5.1.1 Dominerande joner

Oavsett om ett grundvatten har hög eller låg salinitet så består mer än 90 % av grundvattnets totala halt av lösta joner (TDS) av 8 huvudjoner med halter på över 1 mg/l, nämligen natrium (Na^+), kalium (K^+), kalcium (Ca^{2+}), magnesium (Mg^{2+}), klorid (Cl^-), vätekarbonat (HCO_3^-), nitrat (NO_3^-) och sulfat (SO_4^{2-}). Ämnen som vanligen förekommer i något lägre halter är järn (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}) och fluorid (F^-). Övriga lösta oorganiska ämnen benämns som spårelement. Kiselsyra (H_4SiO_4) är inte en jon vid de pH som grundvatten normalt har, men förekommer ofta löst i grundvatten i en koncentration över 1 mg/l. SGU har tagit fram en rad publikationer som redovisar karakteristisk vattenkemi för olika geografiska och geologiska områden (www.sgu.se).

Grundvatten som strömmar genom jord eller berg antar en kemisk sammansättning som ett resultat av växelverkan med den geologiska omgivningen. För att beskriva resultatet av dessa processer används termen hydrogeokemisk facies eller vattentyp. Det finns flera olika sätt att grafiskt presentera halterna av dominerande lösta joner, t ex cirkeldiagram eller stift-diagram. En av de mest använda typerna är trilinjära diagram, eller sk Piper-diagram, som visar procentandelen av huvudjoner på respektive axel (figur 5-1). Katjonerna Ca, Mg och Na + K visas i ett diagram och anjonerna Cl, SO₄ och CO₃ + HCO₃ i ett annat. I det rombformade diagrammet visas sammansättningen av både anjoner och katjoner.



Figur 5-1. Piper-diagrammets användning som hydrogeokemisk klassificeringssystem för naturliga vatten (Fetter 1980).

Flertalet studier av grundvattnets sammansättning i kristallina bergarter, såsom exempelvis granit, gabbro och gnejs, har visat att ett typiskt grundvatten (på <100 m djup) har förhållandevis låg jonhalt, är svagt alkaliskt (pH 7–8) och karakteriseras av vattentypen Na-(Ca)-HCO₃ (t ex Gascoyne & Kamineni, 1994). Grundvattnet får högre pH ju djupare och desto längre flödesväg det tar. På stora djup i gabbrobergarter har pH på över 10 observerats.

En grundläggande kemisk analys bör innehålla vattnets huvudkomponenter samt vattnets surhetsgrad (pH) och redoxpotential (Eh eller pe), så att det är möjligt att värdera jämviktskemin och prognostisera effekten av en ändrad kemisk miljö på enskilda processer. Rimligheten av analysresultaten bör provas genom kontroll av jonbalansen.

5.1.2 Viktiga parametrar

Alkalinitet och surhetsgrad

Alkalinitet och surhetsgrad (pH) är parametrar som definierar ett vattens vätejons(proton H⁺)-tillstånd. Ett pH-värde visar vattnets aktuella vätejonkoncentration, medan alkaliniteten visar vattnets förmåga att motstå försurning (inom här aktuella pH-intervall motsvarar det halten vätekarbonat).

Redox

Redoxpotentialen är ett mått på om grundvattnet är oxiderande (syrerikt) eller reducerande (syrefattigt). Redoxpotentialen används till att värdera i vilket tillstånd man hittar upplösta och redoxkänsliga ämnen såsom Fe, Mn, N och S.

Många ämnen påverkas av en kombination av faktorerna reducerande/oxiderande miljö (Eh) och surhetsgrad (pH) i en vattenlösning. Detta åskådliggörs av sk stabilitets- eller Pourbaixdiagram.

Elektrisk ledningsförmåga

Ledningsförmågan uttrycks i $\mu\text{S/cm}$ (eller mS/m) och beskriver grundvattnets förmåga att leda elektrisk laddning (vilken är temperaturberoende). Mätning av ledningsförmåga är ett enkelt och i allmänhet tillförlitligt fältverktyg som kan ge stöd i bedömningen av vattnets ursprung, samt i vissa fall användas som indikator på förekomst av föroreningar.

Temperatur

Temperaturen påverkar lösligheten för gaser i vatten, bl a syrgas och koldioxid. En högre temperatur innebär minskad halt löst syre samt högre pH.

5.2 Processer som påverkar grundvattnets kemi

Grundvatten härstammar från nederbörd som infiltrerar genom jordlagren och ned i grundvattenmagasin av olika geologiska material. Längs vattnets väg från nederbörd till grundvatten i berg sker flera olika processer som påverkar vattenkemin, se tabell 5-1.

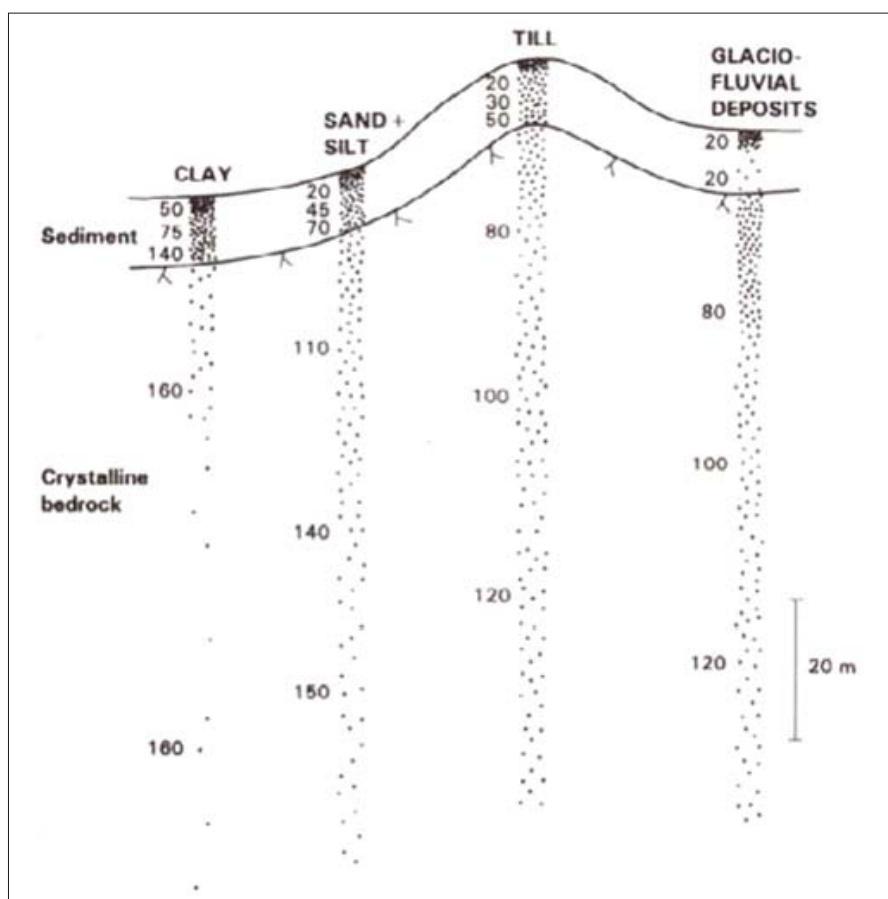
Tabell 5-1. Grundvattnets kemiska sammansättning är en följd av en processkedja (bearbetad efter Stejmar Eklund, 2002).

System	Processer
Nederbörd	Nederbördens mängd och kemiska sammansättning
Markyta	Avdunstning – anrikning Biologisk aktivitet Markanvändning
Jordmån	Biologisk aktivitet Vittring, jonbyten Utfällning/lösning
Grundvatten	Vittring av mineral Spädning Blandnings-, jonbytes-, fällnings- och redoxreaktioner

Nederbörd är naturligt något sur och har i jämvikt med CO₂ ett pH på 5.7, och ännu lägre ifall halten försurande luftföroreningar är hög. Nederbördens tillskott av försurande ämnen på den naturliga grundvattenkemin måste normalt bedömas vara litet, sånär som på den påverkan på vittringen som atmosfärisk sur deposition kan ha när markens motståndskraft mot försurning (buffertkapacitet) har förbrukats.

Vissa kristallina bergarter har betydande kapacitet att neutralisera syror. I kiselrika magmatiska bergarter och i omvandlade sedimentbergarter, vilka är de dominerande typerna av bergarter i Sverige, är hög alkalinitet i grundvattnet ett resultat av sekundära sprickmineral, främst karbonater. Även om dessa sprickkarbonater bara utgör en liten del av bergmassan så dominerar de grundvattnets kemi. En illustration av grundvattnets alkalinitet beroende på djup och jordart visas i figur 5-2.

Studier har visat att jonhalten i grundvatten ändras beroende av jordlagrets mäktighet (Olofsson 1998). Nitrat och koldioxid sjunker med ökad jordmäktighet, medan katjoner såsom kalcium, magnesium och natrium ökar liksom pH och halten bikarbonat.



Figur 5-2. Alkalinitet i grundvatten sammanställt från mätningar i Västsverige (Lång, L-O 1989).

5.2.1 Jordmånsprocesser

När nederbörd och ytvatten infiltrerar och bildar grundvatten sker en kemisk växelverkan mellan olika parametrar och processer framförallt i jordmånen, dvs. det översta tunna skiktet av jordlagren. Processerna är komplexa och involverar växter, djur, mikroorganismer och oorganiska ämnen. Vegetationen tar upp näringsämnen i utbyte mot andra joner och när växterna dör och förmultnar återförs de upptagna jonerna till marksystemet. Eftersom de aktuella ämnena i allmänhet förekommer i jonform, och det organiska material som ofta finns i övre delen av jordlagren har jonbytesegenskaper, så fastläggs normalt de aktuella ämnena i övre markskikt och transporteras inte vidare nedåt i marken. I tempererade fuktiga klimat bildas det under växtskiktet horisonter genom urlakning och ackumulation. Vittringen påverkas av infiltrerande nederbörd, som normalt är sur, och av organiska syror från förmultnande växtdelar. Aluminium och järn urlakas från de övre jordlagren och ackumuleras in i underliggande lager i form av hydroxider och lermineral. Därunder finner man mindre påverkade jordlager. I norra Europa benämns denna jordmånstyp Podsoljord. I tabell 5-2 redovisas viktiga processer som påverkar pH och redoxpotentialen (Eh).

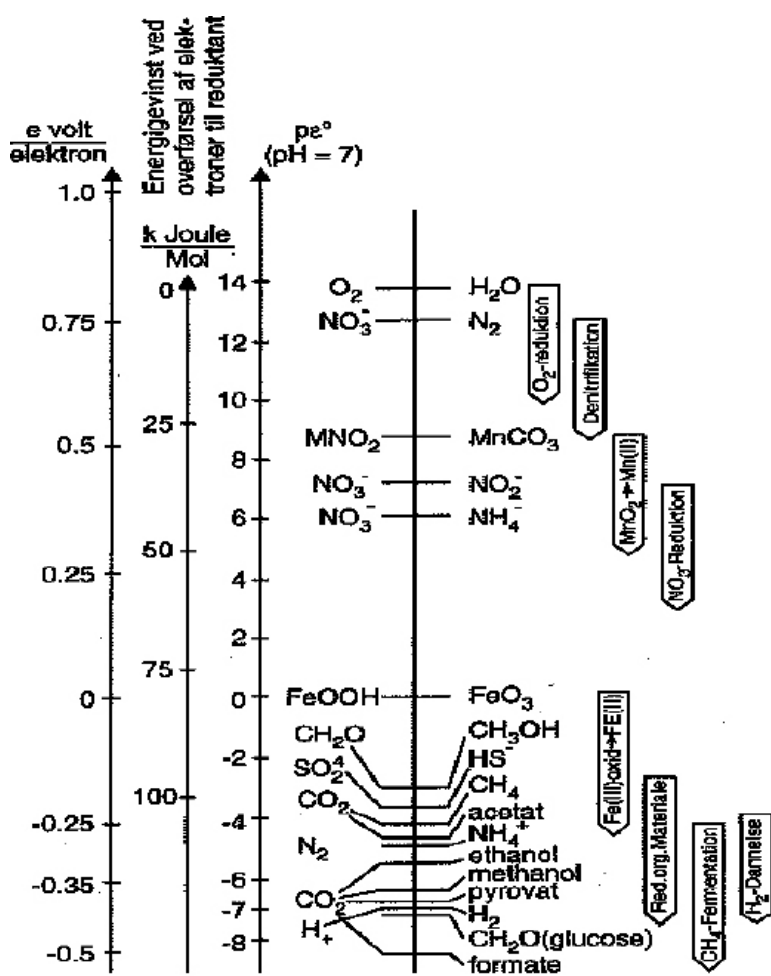
Tabell 5-2. Sammanfattning av hur pH och Eh påverkas av och själv påverkar viktiga biogeokemiska processer (USEPA 1991, Stumm et al., 1996, Apello et al., 2005).

Process/Faktor	Påverkan av pH
Atmosfärdeposition	Ingen eller liten påverkan. Regnvattnets pH beror på vilka syror och baser som är upplösta i vattnet.
Biologiskt upptag av näringsämnen	Påverkas när vattnets ämnessammansättning förändras. Bara vissa kemiska föreningar är biotillgängliga.
Redox-reaktioner (biotisk omsättning)	Redoxnivån (Eh) i grundvattensystem faller generellt vid ökat pH.
Vittringsreaktioner och utfällning av sekundära mineral	Vittringsprocesser konsumerar ofta syror. Det ger en ökad vittring vid lågt pH och tvärt om vid högt pH.
Upplösning och utfällning	Blandning av surt yttnära grundvatten med mera basiskt berggrundvatten leder ofta till utfällning.
Jonbyte och sorption	Utbyteskapaciteten av katjoner (CEC) minskar vid lägre pH och tvärtom. Minskad sorption av positivt laddade ämnen vid lågt pH och tvärtom.
Komplexbildning	Komplexjämviktens position beror av pH. Komplexbildning mellan upplöst organisk kol och metaller ökar vid ökat pH.
Påverkan av Eh	
Atmosfärdeposition	Ingen påverkan. Regnvattnets Eh bestäms av jämvikt med atmosfäriskt syre (syrerika förhållande).
Biologiskt upptag av näringsämnen	Påverkas när vattnets ämnessammansättning förändras (redoxprocesser och komplexbildning). Biotillgängligheten är beroende av de upplösta ämnenas redoxillstånd.
Redox-reaktioner (biotisk omsättning)	Enligt definition direkt påverkan på redoxjämvikt. I kombination influerar pH och Eh bakteriesammansättningen. Berggrundvatten har ofta lågt Eh och svagt basiskt pH vilket är gynnsamma förhållanden för sulfatreducerande och heterotrofa anaeroba bakterier.
Vittringsreaktioner och utfällning av sekundära mineral	Ingen direkt inverkan på vittring av silikatbergarter.
Upplösning och utfällning	Tillsammans med pH har Eh stor inverkan på lösligheten av mineraler innehållande redoxkänsliga ämnen t ex pyrit, goethit, birnessite.
Jonbyte och sorption	Redoxnivån har ingen direkt inverkan på jonbyte och sorptionsprocesser.
Komplexbildning	Redoxnivån påverkas av komplexbildning. Vid lägre redoxnivå sker det generellt en ökad komplexbildning.

5.2.2 Redoxprocesser

Grundvattnets kemiska förändring vid strömning genom jord och berg kan beskrivas genom de elektrokemiska förhållandena, dvs redoxpotentialens förändring längs vattnets flödesväg i ett grundvattenmagasin. Att kvantifiera ingående redoxkapaciteter är en omständlig procedur att genomföra för jordlager och det är så vitt inte känt att något liknande har genomförts för vattenförande strukturer i berg. Genom teoretiska beräkningar och skönsmässiga betraktningar kan kapaciteterna bedömas.

Det ytliga vatten som infiltrerar i jord och berg har inledningsvis hög redoxpotential då det exponerats för atmosfärens syre. Vid flöde genom organiskt rika jordar åtgår det mesta av det lösta syret, vilket får redoxpotentialen att sjunka. Hur mycket syre som når ned till grundvattnet beror på flera hydrogeologiska faktorer. I inströmningsområden med sandiga eller grusiga jordar finns det ofta påvisbart syre i det ytliga grundvattnet, dvs över 0,1 mg/l. Om jordarna i ett inströmningsområde är siltiga eller leriga innehåller grundvattnet däremot sällan något påvisbart syre. I områden med tunna eller inga jordlager över uppsprucket berg, kan påvisbara nivåer av syre förekomma djupt ned i bergets vattenförande spricksystem.



Figur 5-3. Redoxstige för möjliga relevanta redoxpar (Kjeldsen & Christensen 1996)

Även om löst syre inte kan detekteras i grundvattnet kan redoxpotentialen fortfarande vara hög eftersom fritt (molekylärt) syre kan upptas genom bakteriella reaktioner vid oxidation av organiskt material. När fritt syre inte längre är tillgängligt fortsätter nedbrytningen av organiskt material genom en serie reaktioner med oxidationsmedel i form av nitrat, mangan (IV), järn (III), sulfat och koldioxid, vilka representerar successivt lägre redoxnivåer. Dessa reaktioner är biologiskt katalyserade av bakterier. I figur 5-3 visas resultat av olika redoxprocesser.

I grundvattensystem är ofta tillgängligheten av redoxbuffert stor (t ex MnO_2 , $\text{Fe}(\text{OH})_3$ och Fe_2O_3) och reaktioner som sänker redoxnivån (Eh) är generellt långsamma. Då bakteriella reaktioner som tenderar att sänka redoxnivån vanligtvis är långsamma, beror redoxnivån i stor grad av grundvattnets uppehållstid. Ju längre uppehållstid desto lägre blir oftast redoxnivån (Drever 1982).

5.2.3 Vittringsprocesser

Den kemiska vittringen är en viktig källa till grundvattnets kemiska sammansättning och en rad vittringsreaktioner påverkar jord och berg (tabell 5-3), en del av dessa sker tillsammans med mikrobiella reaktioner. Vittringsreaktionerna innebär omvandling och nedbrytning av material, varvid nya produkter bildas och ofta frisätts ämnen och joner som kan gå i vattenlösning. Dessa processer tar normalt lång tid. De viktigaste attackerande substanserna vid vittring är syror från jordmånen, löst syre och vattnet självt.

Av alla mineral är vittringen av silikater den mest uppmärksammade eftersom silikater bygger upp de flesta bergarterna. Silikatmineralen vittrar genom påverkan från syror, främst kolsyra. Eftersom plagioklas är det vanligaste mineralet i jordskorpan är det rimligt att anta att mycket av innehållet i naturliga grundvatten kan förklaras genom plagioklasvittring (Garrels 1967). De viktigaste vittringsprodukterna i detta sammanhang är de lösta ämnena Ca^{2+} , Na^+ , HCO_3^- och H_4SiO_4 samt lermineralen kaolinit och smektit. När grundvattnet har lång uppehållstid i berggrunden blir halten av vätekarbonat hög vilket leder till utfällning av kalcit (sprickmineral).

Studier av grundvatten från silikatbergarter har genererat en mobilitetskala för olika ämnen (Feth, Robertson & Polzer 1964), där Ca^{2+} , Na^+ och Mg^{2+} är mest mobila och lättast frigörs vid vittring, medan Si^{4+} och K^+ är medelmobila, och Al^{3+} och Fe^{2+} i princip är immobiliserade och stannar kvar i marken. I linje med denna skala är de snabbast vittrande silikatmineralen Na/Ca-silikater (t ex plagioklas och fältspat) och Mg-silikater (t ex pyroxener och amfiboler), medan Al, Fe och Si i huvudsak bildar sekundära mineral och stannar kvar i jordlagren.

Löst syre påverkar de mineral som innehåller reducerade former, i huvudsak järn och svavel, och som oxiderar och bildar nya mineral. Sulfidmineral finns i små kvantiteter i många olika bergarter och lokalt i stora kvantiteter i malmer. Det vanligaste sulfidmineralet är pyrit (FeS_2), som ofta förekommer i

sedimentbergarter och som sprickmineral i kristallint berg. Då pyrit utsätts för syre oxiderar det snabbt med pH-sänkning som följd.

Sulfidoxidation sker vanligen mikrobiellt, men kan även ske kemiskt, och kan producera mycket sura miljöer. Ökad tillgång till syre, som t ex efter borrning eller vattenomsättning, kan leda till oxidation och frigörelse av metaller, sulfat och vätejoner med lågt pH som följd, vilket bland annat visats av Mossmark m fl (2007) i ett långtidsförsök med pumpning av berggrundvatten. Liknande reaktioner äger rum i samband med gruvindustriell verksamhet (både nutida och historisk, särskilt avfallshantering vid sulfidmalmförekomster).

Tabell 5-3. Ursprunget till de dominerande jonerna i grundvatten (Berner och Berner 1987)

Component	Origin
Na ⁺	NaCl dissolution (some pollutive)* Plagioclase weathering Rainwater addition
K ⁺	Biotite weathering K-feldspar weathering Biomass decreases Dissolution of trapped aerosols
Mg ⁺⁺	Amphibole and pyroxene weathering Biotite (and chlorite) weathering Dolomite weathering Olivine weathering Rainwater addition
Ca ⁺⁺	Calcite weathering Plagioclase weathering Dolomite weathering Dissolution of trapped aerosols Biomass decreases
HCO ₃ ⁻	Calcite and dolomite weathering Silicate weathering
SO ₄ ⁻⁻	Pyrite weathering (some pollutive)* CaSO ₄ dissolution Rainwater addition
Cl ⁻	NaCl dissolution (some pollutive)* Rainwater addition
H ₄ SiO ₄	Silicate weathering

Note: Order presented is approximate order of decreasing importance. For further information consult Chapter 5.

5.2.4 Fastläggnings- och jonbytesprocesser

Fastläggning av ämnen omfattar ett flertal viktiga processer som förändrar ett vattens kemiska innehåll beroende av bl a tid och omgivningens kemiska förhållanden. Dessa processer påverkar även föroreningsspridningen, vilket belyses i kapitel 6. De enskilda processerna är mycket komplexa, och i denna text beskrivs endast översiktligt de viktigare mekanismerna.

Fastläggning av ämnen sker genom fällning eller sorption. Medan fällning främst innefattar lösta metallers övergång till fast form, avser sorptionsprocesser både metallers och organiska föroreningars fastläggning. Begreppet sorption används som en sammanfattande benämning för absorption och adsorption. Absorption innebär exempelvis att en gas löses helt upp i en vätska, medan adsorption innebär adhesion (vidhäftning) av ett ämne mot en partikel eller yta. Olika ämnens adsorption beror ofta av vattenlösliga ämnens laddning jämfört med laddningen hos en fast fas, varför adsorptionen är pH-beroende. Begreppet jonutbyteskapacitet används för att beteckna styrkan hos en fast fas eller kolloid för att byta kat- eller anjoner med joner i vattenlösning och därmed binda (adsorbera) joner mot ytan.

Generellt binds joner med högre laddning starkare mot den fasta fasen (egentligen ofta kolloiden) än joner med lägre laddning, och tyngre joner binds starkare än lättare joner. Ett viktigt undantag är den positiva vätejonen (H^+) som trots sin litenhet och låga laddning företrädesvis är adsorberad mot de negativa jonbytesplatserna. Detta medför att en större andel av de övriga katjonerna (ofta metaller) har en tendens att förskjutas ut i vattenlösningen relativt den fasta fasen vid låga pH.

Silikatmineral (exempelvis många lermineral) är uppbyggda av kristaller innehållande kisel (Si^{4+}) och syre (O^{2-}). I kristallgittret kan enstaka kiselatomer (Si^{4+}) bytas ut mot t ex aluminium (Al^{3+}), järn (Fe^{2+}) eller magnesium (Mg^{2+}), utan att kristallstrukturen blir alltför störd. Detta leder till att mineralen blir något negativt laddad och kan attrahera och ingå i jonutbytesprocesser med katjoner i vattenlösning. Då uppstår något som kallas katjonutbyteskapacitet (CEC = cation exchange capacity), vilken är pH-beroende och ökar med ökande pH inom i naturen normala pH-intervall. Katjonutbyteskapaciteten är i storleksordningen fyra gånger högre för humus än för lermineral, och ytterligare $1\frac{1}{2}$ gång högre för järn- och manganhydroxider än för humus. Variationerna inom varje grupp är dock betydande. Högre pH ger högre katjonutbyteskapacitet eftersom konkurrensen från vätejoner blir mindre.

Den fasta fasen (eller kolloiden) kan också utgöras av organiskt material. Vid nedbrytning av organiskt material bryts ofta kolvätekedjorna ned och bildar mindre partiklar eller molekyler. Nedbrutet organiskt material kan attrahera positiva joner som finns i vattenlösning. Om pH är lågt förekommer ett överskott av vätejoner (H^+) i lösning, vilka kan binda mot olika organiskt kemiska grupper, eller mot negativt laddade mineralytor. Effekten blir att positivt laddade metalljoner stöts ut i vattnet och blir rörliga. De ämnen som adsorberats på organiskt material kan transporteras med grundvatten, men om det organiska materialet bryts ned ytterligare, kan de adsorberade ämnena åter frisättas ut i vattnet.

5.2.5 Komplexbildning

Flertalet spårmetaller och många huvudelement transporteras i vatten huvudsakligen i form av komplex. Ett komplex är vanligtvis sammansatt av en eller flera centralt placerade metallatomer eller metalljoner vilka omges av ett antal

anjoner eller molekyler, sk ligander. Liganderna kan vara oorganiska eller olika typer av organiska föreningar. Eftersom metalljoner är positivt laddade bildar de lätt komplex med andra joner eller molekyler.

Förmågan till komplexbildning är viktig eftersom den påverkar halten lösta metaller i vatten. Vanligtvis reduceras mängden fria metalljoner då komplex bildas, vilket kan påverka metallernas löslighet, toxicitet, adsorptionsförmåga m m. I grundvatten kan bildandet av komplex reducera transportmöjligheten till följd av dess storlek och tyngd, vilket minskar den totala metallkoncentrationen i vatten.

Komplex kan vara positivt laddade, neutrala eller negativa. Bindningarna i komplexen är reversibla, d v s de kan brytas så att metalljoner och ligander frigörs från varandra. Reversibiliteten beror främst på vattnets pH, där ett lägre pH-värde ofta medför att komplexen bryts och metaller går i lösning. Flera metaller förekommer oftare som komplex än som fria joner, exempelvis koppar, kvicksilver, bly, järn och uran, medan andra metaller såsom exempelvis natrium och kalium har betydligt mindre tendens att bilda komplex (Kjeldsen & Christensen 1996).

I ytvatten utgör humusämnen viktiga ligander för komplexbildning. I grundvatten, som sällan innehåller över 10 mg/l löst organiskt kol (DOC), är komplexbildning med organiskt material obetydlig. I samband med ökad grundvattenomsättning kan halten organiskt kol öka. Komplexbildning är vanlig i förorenade miljöer eftersom ligander är vanligt förekommande, t ex i anslutning till deponier. I industrin används vissa svårnedbrytbara komplexbildare som kan ge ökad rörlighet för metaller. Exempel på olika komplexbildare är EDTA, fosfater, fosfonater och NTA.

6 Föroreningar i berggrund, egenskaper och uppträdande

En förorenings egenskaper påverkar, tillsammans med områdets hydrogeologi och den kemiska miljön, spridningsprocesserna samt möjligheten att lokalisera och provta en specifik förorening. I detta kapitel beskrivs föroreningars egenskaper på ett generaliserat och förenklat sätt, med syfte att belysa de egenskaper som har avgörande betydelse för var och i vilken form en förorening förekommer, samt olika aspekter som bör tas hänsyn till vid undersökningar och provtagning.

En förorening har ett flertal fysikaliska och kemiska egenskaper som påverkar dess uppträdande, transport, fastläggning och nedbrytning/omvandling m m i berggrunden. Viktiga egenskaper är om föroreningen är organisk eller oorganisk, om den påverkas av förändringar i redoxpotential (Eh) eller i surhetsgrad (pH). Ett flertal fysikaliska egenskaper har betydelse, t ex om föroreningen är vattenlöslig eller inte, och om den är lättare eller tyngre än vatten. Som framgår nedan kan en förorening förekomma i olika faser med varierande egenskaper avseende ovan nämnda faktorer.

1. Fri fas. Utgörs av förorening i sin rena oblandade form, exempelvis icke vattenlösliga ämnen.
2. Löst fas. Utgörs av förorening som finns i grundvattnet, i form av joner, molekyler eller kolloider.
3. Gasfas. Utgörs i huvudsak av förorening i fri icke löst gasform. Gasfasen förekommer främst över grundvattenytan i den omättade zonen.
4. Adsorberande. Utgörs av förorening som antingen bildat en egen fällning eller på annat sätt adsorberas till omgivningens fasta oorganiska eller organiska material.
5. Flyktiga ämnen. Utgörs av föroreningar som existerar i gasfas vid normal temperatur eller tryck.

I texten nedan redogörs huvudsakligen för punkt 1, 2 och 4, medan punkt 3 och 5 endast berörs översiktligt.

Hur en förorening fördelar sig mellan olika faser beror på en rad parametrar såsom t ex vätskors och gasers löslighet, ångtryck samt konstanter som beskriver bl a adsorptionsförmågan. Det ligger utanför syftet med föreliggande rapport att i detalj redogöra för dessa parametrar. Vi hänvisar till olika samlingsverk och databaser, t ex ATSDR (2001) och HSDB (2001).

6.1 Föroreningars spridning

Flera olika spridningsmekanismer styr transport, fastläggning och utspädning av föroreningar i berg, exempelvis advektion, densitetsstyrd transport, dispersion, sorption, diffusion, fällning, biologisk nedbrytning/omvandling,

transport som separat fas och kolloidtransport. I denna rapport fokuseras på transport genom advektion samt diskuteras i viss utsträckning övriga spridningsmekanismer.

Advektion är en grundläggande transportprocess vilken avser horisontell och vertikal masstransport mot områden med lägre tryck- och lägespotential. Advektion är transport med vattenfasen. Spridning genom transport av löst fas följer således grundvattenflödet. Som framgår av kapitel 3 och 4 finns en stor potential för förorenings-spridning till berg inom grundvattenbildningsområden. I berg är grundvattenflödet, och därmed även transport i löst fas, kanaliserad till bergets system av konduktiva sprickor. Vid förorenings-spridning i berg har såväl mikrosprickor som större sprickor betydelse.

Spridning genom transport av fri fas, vilket främst avser icke vattenlösliga ämnen, styrs i stor utsträckning av ämnets densitet i förhållande till vattnet, och beskrivs i 6.2.1 och 6.2.2. Trots att ämnena betraktas som icke lösliga i vatten, sker en begränsad upplösning av förorening som sprids genom advektion med vattenfasen. Den fria fasen utgör en föroreningskälla från vilken läckage och spridning kan pågå under mycket lång tid.

De grundläggande utspädningsprocesserna för en förorening är dispersion och diffusion. I berg där det fortgår betydande vattenrörelser är dispersion den i särklass viktigaste utspädningsmekanismen, medan diffusion kan vara betydelsefull i sprickor med relativt stagnanta flödesförhållanden. Dispersionens betydelse beror av spricksystemets utformning, där förekomst av flera sprickor med olika riktningar ökar dispersionseffekten, medan dispersion blir relativt begränsad om flödet i princip sker i en singular spricka. Naturliga nivåvariationer (t ex årstidsberoende), förändrade grundvattentryck i samband med tidvatten etc, ökar dispersionen, speciellt vid små flödesgradienter. Möjligheten för en förorening att spädas ökar med ökande transportsträcka.

Fastläggning, dvs interaktionen mellan en förorening/vätska och ytorna och deras material i sprickor och porer i berggrunden, behandlas i avsnitt 6.3.

6.2 Föroreningars egenskaper

Med utgångspunkt från föroreningarnas fördelning på olika faser har i föreliggande rapport en indelning gjorts med fem huvudgrupper (i litteraturen förekommer andra men snarlika indelningar). Indelningen baseras på föroreningens huvudsakliga fördelning på olika faser. De organiska föroreningarna kan också delas in i lätta (LNAPL) och tunga (DNAPL) vätskor. LNAPL är vätskor med en densitet som understiger 1 och således flyter på vattenytan, medan densitet hos DNAPL överstiger 1 och sjunker genom vattenytan. Vätskorna kan kallas för "flytare" respektive "sjunkare". Vätskorna kan bestå antingen av enskilda ämnen eller av blandningar av tiotals – tusentals ämnen med olika egenskaper vad gäller vattenlöslighet, flyktighet, biologisk nedbrytbarhet samt toxicitet. Inom ramen för detta arbete är det endast möjligt att redovisa egenskaper hos ett fåtal tänkbara föroreningar. DNAPL är

dock på sina egenskaper mycket viktiga när det gäller föroreningsspridning i berg och det är i regel dessa som kan ge betydande påverkan på berggrundsvatten, vilket belyses med exempel i avsnitt 6.5.

Det kan noteras att samtliga vätskor är mer eller mindre vattenlösliga, t ex trikloreten som är en tung vätska (DNAPL) med förhållandevis hög vattenlöslighet (ca 1 100 mg/l). Andra vätskor kan bestå av en blandning mellan relativt olösliga ämnen och mycket vattenlösliga ämnen. Exempel på sådana vätskor är bensin med MTBE (51 000 mg/l) respektive dekan (0,01 mg/l) och tjära med fenol (83 000 mg/l) respektive pyren (0,1 mg/l). Vattenlösligheten av ingående komponenter i en blandning är inte densamma som vattenlösligheten av en enskild komponent. T ex löser sig en betydligt lägre halt bensen från bensin än från ren bensen. Lösligheten av ett enskilt ämne i en blandning kan beskrivas av Roults lag, d v s att den effektiva vattenlösligheten är proportionell mot molfraktionen av ämnet i blandningen.

Föroreningar inom en grupp uppträder i princip på likartat sätt och kan ur provtagnings- och undersökningssynpunkt behandlas jämförligt. En översiktlig sammanställning utgående från ursprungskällan till förorening presenteras i tabell 6-1. Det kan nämnas att ett specifikt ämne eller ämnesgrupp kan återfinnas i olika grupper. T ex förekommer BTEX både i DNAPL (kresot och tjära) och i LNAPL (bensin).

Tabell 6-1. Indelning av föroreningar utifrån deras egenskaper. Flera av indelningarna grundar sig på föroreningens grad av vattenlöslighet.

Föroreningstyp	Exempel på produkt	Exempel på ingående ämnen
Sjunkande vätskor (DNAPL)	Klorerade lösningsmedel, tjära, kresot	Trikloreten, perkloreten, BTEX, PAH, fenoler, kresoler, klorfenoler
Flytande vätskor (LNAPL)	Bensin, diesel, oljor, lösningsmedel	BTEX, alifatiska kolväten (C ₅ -C ₄₀), alkylbensener, MTBE
Vattenlösliga ämnen	Salter, gödsel, bekämpningsmedel	Oorganiska saltkomponenter som klorid, ammonium, nitrat, sulfat, natrium, kalium och krom (VI)
Adsorberade ämnen	Slagger, bitumen, skrot, fast avfall	Tungmetaller, PAH, PCB, dioxiner

Det bör noteras att gränserna mellan olika grupper och indelningar inte är entydiga och stringenta. Oorganiska ämnen förekommer ofta som lösta ämnen, eller i större eller mindre grad adsorberade till ytor, medan organiska ämnen uppvisar ett större spektrum och kan förekomma löst, adsorberat eller i fri fas.

Vattenlösliga föroreningar uppträder och beter sig hydrauliskt snarlikt bergets grundvatten. Samma hydrauliska mekanismer som anges i kapitel 3.4 kan således anses gälla för dessa föroreningar. Föroreningar som svårligen löses i vatten bildar tillsammans med grundvattnet två olika faser, vilket medför att flödesmekanismerna blir mer komplicerade än i det naturliga grundvattensystemet. Generellt minskar den hydrauliska konduktiviteten i ett berg när det förekommer två eller fler faser.

6.2.1 Flytande vätskor (LNAPL)

Denna grupp karakteriseras av vätskor med lägre densitet än vatten, vilket resulterar i att utläckt produkt, såsom bensin, diesel, eldningsolja, transformatorolja, lösningsmedel, flyter på fria vattenytor (se exempel i figur 6-1). Grundvattenytan fungerar som en hydraulisk gräns på vilken föroreningen ansamlas som en lins eller ett skikt. Detta innebär att föroreningen förekommer på eller nära grundvattenytan, där markens porer delvis är fylld med produkt. Efter att föroreningen nått grundvattenytan påbörjas en horisontell spridning och samtidigt inleds en långsam upplösning av vissa ämnen (figur 6-2). Med tiden utvecklas ett stabilt källområde med produkt samt en successivt växande föroreningsplym med lösta ämnen i grundvattnet.



Figur 6-1. Exempel på en LNAPL (Eldningsolja 3) som flyter på en grundvattenyta.

Hur snabbt och omfattande spridningen av fri fas är beror främst på jordarten och grundvattenytans lutning. Om grundvattenytan ligger ovan bergets översyta sker normalt ingen spridning av fri fas ned i berget. I ostörda miljöer är det mindre troligt att omfattande spridning av LNAPL sker i berg då vattenfyllda sprickor fungerar som en barriär. Undantag kan vara områden med stora grundvattennivåvariationer. Kring bergrum eller om stora cisterner står direkt på berg, kan betydande spridning av LNAPL ske i bergsprickor. Sådan spridning kan även uppkomma i områden där grundvatten i jord saknas.

De ämnen som kan orsaka betydande förorening av berggrundvatten är de tämligen vattenlösliga ämnen som finns i ett flertal produkter. Det ämne som erfarenhetsmässigt löser sig i stor omfattning och som sprids med i princip samma hastighet som vattenmolekyler är MTBE (metyl-tertbutyleter). Ämnet fastläggs i ringa omfattning, är måttligt flyktigt och bryts ned mycket långsamt biologiskt. MTBE har blandats i vissa bensinkvaliteter sedan 1980-talet. År 2003 användes 153 000 ton i Sverige. Ämnet har förorenat flera vattentäkter i berggrunden kring bensinstationer där MTBE-haltig bensin läckt ut, se exempel i avsnitt 6.5. Exempel på andra ämnen som kan spridas relativt snabbt med grundvatten från LNAPL och som därför kan vara problematiska

för spridning i berggrunden är BTEX och alkylbensener. Dessa ämnen är till skillnad från MTBE flyktiga (VOC) och förhållandevis biologiskt nedbrytbara varför det ställs särskilda krav vid provtagning.

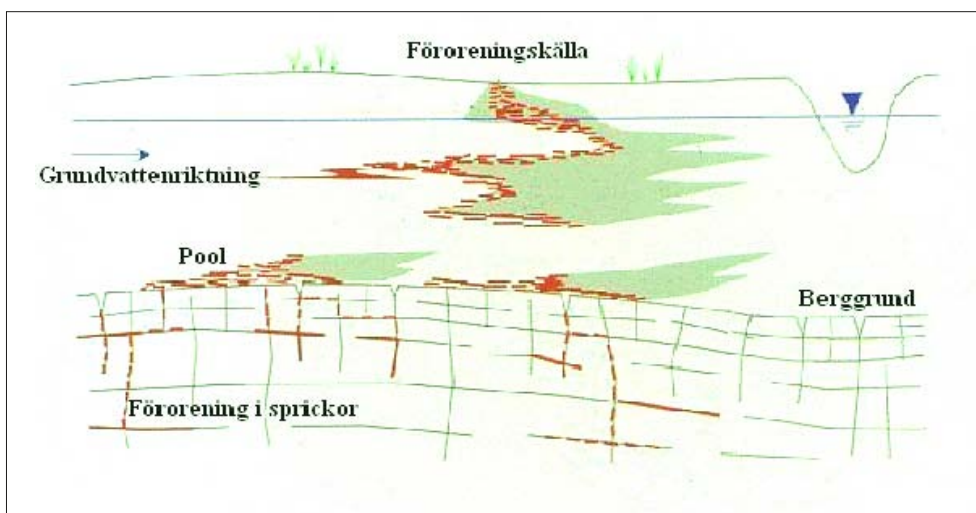


Figur 6-2. Schematisk beskrivning av spridning av icke vattenlösliga lätta ämnen från en markföroreningskälla (bearbetat efter Queen's University Groundwater Group). Spridning av vattenlösliga ämnen kan ske till större djup och ner i berg.

6.2.2 Sjunkande vätskor (DNAPL)

Förekomst av organiska föroreningar i grundvatten i berg härrör oftast från läckage av DNAPL (t ex trikloreten, perkloreten eller kreosot). Dessa produkter har hög densitet jämfört med vatten vilket gör att de sjunker vertikalt genom markens omättade och mättade zon. På sin väg genom marken avsätts betydande mängder produkt i porutrymmen, sk residualförorening. Dessa skällområden är sällan areellt stora och det är ofta svårt att träffa dem med konventionell jordprovtagning. Det kan finnas ansamlingar av DNAPL i bergytans lågpunkter om stora mängder DNAPL läckt ut. Föroreningar i ren fas sprids inte nödvändigtvis i samma riktning som grundvattenflödet, utan följer i stället bergytans lutning och lågpermeabla jordlager. Föroreningar sprids även in i bergets system av sprickor och porer. Hastigheten och spridningsbilden i jord och berg är främst beroende på geologiska och hydrogeologiska förhållanden. En schematisk representation av spridningen av DNAPL från en föroreningskälla visas i figur 6-3.

Från källområdena löses vattenlösliga ämnen successivt ut och sprids med grundvattnet, varvid betydande förorening av berggrundvatten kan ske från ansamlingar av DNAPL på och i berg. Exempel på ämnen som sprids snabbt i jord- och berggrundvatten är de klorerade lösningsmedlen perkloreten och trikloreten samt vattenlösliga ingredienser i kreosot och tjära som fenoler, kreosoler, alkylbensener och BTEX. De två förstnämnda klorerade lösningsmedlen fastläggs i mycket liten omfattning och bryts praktiskt taget inte alls ned i syrerik miljö men dekloreras till dikloreten och vinylklorid i syrefri miljö.



Figur 6-3. Schematisk illustration av spridning av DNAPL från en markföroreningskälla (bearbetat efter Queen's University Groundwater Group).

Erfarenheten tyder dock på att klorerade lösningsmedel inte alls, eller i mycket liten omfattning, bryts ned eller fastläggs i berggrunden, troligen beroende på avsaknad av organiskt material och bakteriell aktivitet.

Användningen av klorerade lösningsmedel har minskat kraftigt i Sverige de senaste åren, från nästan 10 000 ton år 1993 till knappt 1 000 ton år 2003. Med hänsyn till att klorerade lösningsmedel använts i stor omfattning i Sverige under nästan 50 år och mycket få saneringar hittills genomförts, är det troligt att det finns många objekt som är förorenade med klorerade lösningsmedel och där sannolikt berggrunden är förorenad.

Kreosot används sedan 1900-talets början för impregnering av trä och det finns flera platser i Sverige där omfattande användning skett. Några platser har sanerats medan det pågår undersökningar på andra (se figur 6-4). Stenkolstjära producerades förr i stor omfattning vid gasverk (sammanlagt 37 st) som bl a fanns i flera av Sveriges städer och vid en del industrier. Några gasverk har delsanerats men de flesta skall vidare undersökas.



Figur 6-4. Foton från en kreosotimpregneringsanläggning respektive en gasverkstomt som sanerats. På båda platserna upptäcktes betydande mängder DNAPL under grundvattenytan på stora jorddjup.

Spridningen av fenoler, kreosoler, alkylbensener och BTEX med grundvatt-
net hämmas i regel kraftigt av biologisk nedbrytning som sker både i syrerik
och i syrefattig miljö. Ämnena fastläggs också i högre grad än de klorerade
lösningsmedlen.

Den heterogena miljö som råder i berggrunden, samt föroreningarnas
egenskaper, gör spridningen av dessa ämnen mycket svår att bedöma och
prognostisera. Ämnena är också flyktiga vilket ställer särskilda krav på under-
sökningens genomförande.

6.2.3 Vattenlösliga ämnen

Vattenlösliga ämnen inkluderar främst oorganiska joner såsom ammonium,
klorid, nitrat, natrium, kalium samt metaller t ex sexvärt krom, men även
organiska bekämpningsmedel. Föroreningskällor kan vara deponier, kompos-
teringsanläggningar, vägar, flygplatser samt ytbehandlingsindustri. Ämnena
frigörs lätt från markbaserade källor och sprids snabbt med grundvatten.
Vissa ämnen omvandlas till andra ämnen med helt andra egenskaper beroende
av rådande redoxpotential. T ex omvandlas mobilt sexvärt krom i syrefattig
miljö till trevärt krom med mycket begränsad rörlighet. Lösligheten av sexvärt
krom är mycket hög (>100 000 mg/l) medan trevärt krom är mer eller mindre
orörligt beroende på att kromhydroxid fälls ut.

De vattenlösliga ämnenas egenskaper gör att de kan spridas till berggrun-
den och väl där spridas relativt ohämmat vidare. Dessa ämnen löses helt upp
i vatten, även i relativt höga koncentrationer, och existerar således i samma
fas som vattnet. Resultatet blir att både den horisontella och den vertikala
spridningen sker med grundvattenflödet (advektion). Om grundvattentrycket
i överliggande jordlager är högre än trycket i berget, kan spridningen fortsätta
in i bergets sprickor. De vattenburna föroreningarna tränger även in i små
sprickor och porer, där fasthållning av ämnena kan ske.

Diffusion (spridning som styrs av koncentrationsgradienten) kan orsaka
spridning av vattenlösliga ämnen in i bergets mikrosprickor. Även om trans-
port genom diffusion är vanlig under föroreningssituationer i berg, är denna
typ av spridning ofta obetydlig till sin mängd i jämförelse med den advektiva
ämnestransporten genom lite större sprickor. Däremot kan diffusionsproces-
sen bidra till att öka den volym berg som förorenas, se figur 6-5.

Vid undersökningar är det viktigt att identifiera vattnets rörelsemönster
genom de aktuella geologiska miljöerna för att kunna finna och åtgärda föro-
reningar med hög spridningspotential.

6.2.4 Adsorberade ämnen

Adsorberande ämnen är den vanligaste typen av föroreningar i kontaminerad
mark. De karakteriseras av att de dels frigörs i mycket liten omfattning från
föroreningskällan, dels sprids i begränsad omfattning, beroende på att ämnena
läggs fast till både organiska och oorganiska partiklar och ytor. Exempel på
sådana föroreningar är tungmetaller (bly, koppar, zink, kvicksilver etc) och
tungt organiska ämnen som alifatiska kolväten $>C_{16}$, flerringade PAH, dioxi-

ner och PCB i fasta avfall som exempelvis slagger och skrot. Vattenlösligheten av t ex elementärt kvicksilver är 0,06 mg/l och av benso(a)pyren 0,002 mg/l.

Adsorberande ämnens uppträdande i berg är starkt påverkad av dess omgivning. Den rådande miljön bestämmer föroreningens vattenlöslighet och mobilitet. Pga deras egenskaper sprids dessa föroreningstyper endast i undantagsfall till eller via berggrunden. Processerna beskrivs utförligare i kapitel 6.3.1.

Den omgivande miljöns redoxförhållande och pH är av avgörande betydelse för den form föroreningen existerar i. Dessa parametrar bestämmer till stor del om ett ämne adsorberas eller fälls ut. Katjoner adsorberas bättre vid högre pH medan det omvända förhållandet gäller för anjoner. Oftast, men inte utan undantag, kan dock sägas att rörligheten av reaktiva ämnen ökar vid lägre pH.

Provtagning för analys av adsorberade ämnen ställer stora krav på utförandet så att vattnet representerar det naturligt strömmande vattnets partikelinnehåll och inte störningar orsakade av provtagningen. Det är vanligare att denna typ av förorening påvisas i berggrunden pga kontaminering från provtagning eller brunns- och vatteninstallationer än att de initialt finns i berggrundvattnet.

6.3 Fastläggning och nedbrytning

När en förorening i vätskeform kommer i kontakt med bergets sprickor/porer är det ett flertal faktorer, både hos berget och hos den aktuella föroreningen, som styr de viktigare processerna. Vad som händer kan t ex vara att:

- Föroreningen binds till sprickans (eller porens) väggar. Aktiva processer kan vara antingen kemiska eller kapillära.
- Föroreningen diffunderar in i bergets matrix/mikrosprickor.
- Föroreningen går i vattenlösning och förs vidare med vattnet som transportmedium.
- Föroreningen omvandlas/nedbryts. Oftast bildas ofarligare dotterprodukter, men det finns även exempel där slutprodukten är mer toxisk än den ursprungliga.

Sprick(por)ytan utgör ett gränssnitt mellan å ena sidan berget och å den andra sidan strömmande vatten, gas och förorening. De aktuella processerna kan vara abiotiska (icke biologiska = fysikaliska/kemiska) eller biotiska (biologiska, här oftast mikrobiella). De olika processernas inverkan på olika ämnen (föroreningar) kan i många fall översättas till och förklaras av olika typer av fördelningsjämvikter.

6.3.1 Processer

Adsorptions- och jonbytesprocesser

Sorption är ett samlingsbegrepp för olika processer som binder ämnen till en fast fas, medan termen adsorption används när det mer specifikt gäller bindning mot en yta, se även kapitel 5.2.4. Olika ämnens adsorption beror ofta av vattenlösliga ämnens laddning jämfört med laddningen hos den fasta fasen och adsorptionen är därför pH-beroende. I litteraturen finns en mängd exempel på fördelningen mellan metalljoner och fasta faser eller kolloider som t ex järnhydroxider vid olika pH-värden. Adsorptionen kan också beräknas med kännedom hos egenskaperna hos den fasta fasen.

Adsorberade föroreningar fäster normalt på mineraler och diverse organiskt material, vilket kan resultera i en lägre mobilitet om de adsorberas på stationärt material, men också i en högre mobilitet om de adsorberas på partiklar som följer vattnet (kolloidal transport). Detta leder till att adsorberade ämnen ofta transporteras med hjälp av andra ämnen eller partiklar i grundvattnet.

De vanligaste organiska föroreningarna i grundvatten är oladdade, vilket medför att rörligheten är tämligen oberoende av vattnets pH och salthalt. Rörligheten styrs istället nästan enbart av det fasta materialets halt av organiskt kol där en fysikalisk adsorption sker. Förekomst av lera eller järnoxider, där fastläggning av t ex metalljoner sker effektivt, är av underordnad betydelse för de flesta organiska ämnen. Exempel på sådana föroreningar är BTEX, MTBE och klorerade alifater. Vattnets pH och salthalt är dock viktiga parametrar för organiska syror och baser vilka bildar negativa respektive positiva joner vid förhöjda respektive låga pH. Exempel på sådana ämnen är fenoler, klorfenoler och trinitrotoluen (TNT), samt flera moderna pesticider. Exempelvis är alla fenoler svaga syror som genomgående har en större rörlighet vid basiska pH än vid sura. Vidare bryts alla organiska ämnen ned, vissa snabbt, andra mycket långsamt. Exempel på ett ämne som bryts ned mycket långsamt är MTBE, medan toluen bryts ned ganska snabbt i syrerik miljö. De flesta ämnen bryts ned snabbare i syrefri miljö men det finns undantag (t ex klorerade alifater). I de flesta fall medverkar bakterier i nedbrytningsprocessen varför nedbrytningshastigheten i kristallina bergsprickor är mycket lägre än i jord.

Spridning av föroreningar påverkas även av katjonutbyteskapaciteten (kapitel 5.2.4), vilket innebär att mineral blir något negativt laddade och kan attrahera och ingå i jonutbytesprocesser med (positiva) katjoner i vattenlösning. Katjonutbyteskapacitet är pH-beroende och ökar med ökande pH inom i naturen normala pH-intervall. Vid lägre pH blockerar de talrika positiva vätejonerna (H^+) markpartiklarnas negativt laddade ytor. Detta minskar CEC vid lägre pH, eftersom mängden vätejoner ökar tiofaldigt vid sänkning av pH med ett steg.

Redoxprocesser

Redoxförhållanden och -kapaciteter är viktiga mått och utgör den kemiska ramen för förståelse av föroreningskomponenters uppträdande och för möjligheter till sanering av förorenat grundvatten. I en grundvattenmiljö med hög oxidationskapacitet är spridningen förhållandevis begränsad. Analogt med detta krävs för en grundvattenmiljö med hög reduktionskapacitet att många syreekvivalenter tillförs för att få redoxnivån att stiga (Kjeldsen & Christensen 1996A,B).

Medfällning

För många ämnen har inte bara låg löslighet för korresponderande mineralfas stor betydelse, utan också förmågan att fällas ut tillsammans med, eller adsorberas på, andra mineral. De mineral vilka ämnena medfälls med är ofta redoxkänsliga. T ex fälls radium ut tillsammans med järnhydroxider eller baryt, medan arsenik adsorberas och medfälls på järnhydroxider. Principen för medfällning används för vattenrening genom tillförsel av flockningskemikalier, exempelvis aluminiumsulfat och kalk.

Nedbrytning – omvandling – kopplat mot vattenfasen

De ämnen som är fastlagda på sprick- och porer kan reagera med de ämnen som tillförs via bergvattnet, och omvandlas eller brytas ned till nya ämnen. Denna process kan vara kemisk (abiotisk) eller biotisk. Dotterprodukterna kan ha andra egenskaper än ursprungsföroreningen, ofta ofarligare, men inte alltid. Vattenlösligheten, och förmågan till fastläggning på sprickytor och i porer kan också variera mellan olika ämnesformer. Detta påverkar rörligheten.

6.3.2 Fördelningsjämvikter

Med fördelningsjämvikter avses jämvikter där ett ämne i en fas står i jämvikt med samma ämne i en annan fas, utan att någon egentlig kemisk reaktion inträffar. Ämnet ifråga kan transporteras från en fas till en annan. Fördelningsjämvikter är viktiga för att beskriva hur ämnen kan fastläggas eller spridas i naturen. Exempel på jämvikter kan t ex vara mellan vatten- och fast fas (t ex markpartiklar), mellan vatten och levande organismer, mellan vatten och gas eller mellan sprick(por)ytan och det strömmande vattnet i en spricka i berggrunden.

I föroreningssammanhang för markfas används ofta begreppet distributionsfaktor mellan vatten och jord; K_d . Ett lågt K_d -värde indikerar hög lakbarhet. Värdet större än 1.0 innebär att föroreningen binder till markfasen snarare än att förekomma i löst form i vattenfasen. Genom ett antal empiriska bestämningar av fördelningen mellan den fasta fasen och vatten har ett antal K_d -värden ansatts för jord. Ovanstående beskrivning av K_d härrör sig till fördelningen av ett ämne mellan jord (i vid mening) som den fasta fasen och vatten. Information om K_d -värden mellan sprickigt berg och vatten rapporteras av flera skrifter utgivna av SKB (Svensk Kärnbränslehantering AB), exempelvis Byegård m fl (2006).

Fördelningen av ett organiskt ämne mellan jord/bergyta och vatten styrs av en ämnesspecifik fördelningskoefficient (K_{oc} ; ämnets löslighet) samt halten av organisk kol (f_{oc}) i det fasta materialet ($K_d = K_{oc} * f_{oc}$). Detta innebär att fastläggningen av organiska föroreningar i vattenförande sprickor beror på halten av organisk kol i bergmatrisen, som normalt är mycket låg. Organiska föroreningar fastläggs därmed troligen inte alls eller i mycket liten omfattning i berggrunden, något som erfarenheter beträffande klorerade lösningsmedel och MTBE också visar.

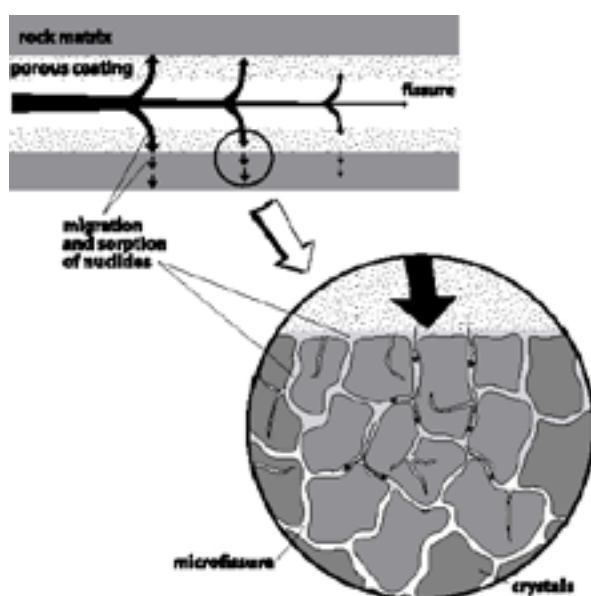
6.3.3 Bergets fysikaliska egenskaper

Vätskors och föroreningars transport genom berggrunden, eller om de fastläggs på bergets sprick(por)tytor, beror förutom på det aktuella ämnets egenskaper, på bergets fysikaliska egenskaper.

Ju fler och större sprickor som finns i en kristallin bergmassa, eller större porer i granulär berggrund, desto bättre transporteras olika ämnen med berggrundvattnet. Om sprickorna är tunnare och porerna mindre (finkornigare bergart), ökar däremot de krafter som håller fast vätskan mot sprickornas ytor eller i porvinkeln mellan kornen. Kapillärkraften gör att vätskan kan bindas hårt och även transporteras långa sträckor in i tunna sprickor och uthålliga porsystem i finkornigt material.

Figur 6-5 visar de ovannämnda processerna schematiskt i sprickig kristallin berggrund. Kapillärkraften i mikrosprickorna binder föroreningar vilket medför små flöden ut mot större sprickor.

Skalfaktorn har betydelse för tolkning av bergets förmåga att innehålla och leda vatten och föroreningar. Om en mindre bergvolym studeras, kan den vara fri från större genomgående sprickor, medan det i en större volym kan förekomma enstaka större genomgående sprickor och zoner. Storleken av det undersökta berget kan således medföra att man får helt olika resultat vid undersökning av föroreningar.



Figur 6-5. Diffusion och sorption i mikrosprickor i bergmaterialets matrix (Elert m fl 2004, som citerar Neretnieks, 1993).

6.4 Störning i samband med undersökningar i berg

Under naturliga ostörda förhållanden antas grundvattnet i huvudsak vara i kemisk jämvikt med omgivande berggrund. I samband med undersökningar i berg är det sannolikt att de kemiska förhållandena påverkas. Förenklat innebär borrningar och hydrauliska undersökningar att ett mer syrerikt, humusrikt och surt vatten tillförs berget, vilket initierar processer som på olika sätt påverkar vattnets kemi samt förekommande föroreningar.

Ytvatten och ytligt grundvatten kan ofta innehålla betydande mängder organiskt material, antingen partikulärt eller i löst form. Det organiska materialet sänker pH och förbrukar syre vid sin nedbrytning, varvid oxidationspotentialen efterhand sjunker. När organiskt material bryts ned bildas bl a olika organiska syror och pH sjunker.

Finns oxidationsbenägna mineral såsom pyrit (FeS_2) som mineral i sprickor och porer i berget sker oxidation, vilken enligt Sidborn (2003) till största delen sker inom ett fåtal timmar. Oberoende av om oxidationen sker kemiskt eller mikrobiellt bildas svavelsyra (se kapitel 5.2.3 om sulfidvittring) vilket kan sänka pH-värdet ytterligare. Förbrukning av eventuellt tillgängligt syre samt reduktion av järn medför sänkning av redoxpotentialen.

Ovan nämnda förändringar kan leda till att metalljoner går ut i vattenlösning, dels beroende på att ökande surhetsgrad ofta leder till ökad löslighet för många metaller, men också beroende på att det nedbrutna organiska materialet kan ha andra sorptionsegenskaper. Ett lägre pH-värde leder normalt till mindre möjligheter för det organiska materialet att binda katjoner (se kapitel 6.3.1). Återställs pH-värdet efter en tid kan de lösta metalljonerna åter bindas.

Medfällning

Som framgår av avsnittet om medfällning (kapitel 6.3.1) bildar järn (kan även gälla andra metaller) svårslösliga oxyhydroxider vid oxiderande förhållanden som andra ämnen kan adsorberas på. Vid reducerande förhållanden löses oxyhydroxiderna upp och då frisätts även de adsorberade ämnena. Även sjunkande pH kan leda till att järnoxhydroxider löses upp.

Påverkan på jonbytesförmåga

Finns lermineral i sprickorna (porerna) innebär en ökad surhetsgrad att katjonutbytesförmågan (CEC) minskar, eller t o m i vissa fall förloras helt, och att det under vissa förutsättningar kan ske en övergång till anjonutbytesförmåga (AEC). De bildade vätejonerna (H^+) tränger undan många av de övriga fastlagda positiva jonerna, t ex kalcium, magnesium och ett flertal andra metaller. Dessa joner går då ut i vattenlösning.

Effekter från borrningar och undersökningar

De förändringar som uppstår i samband med undersökningar initierar en rad kemiska och biologiska processer i vattnet som kan påverka redoxpotentialen

(Eh) och surhetsgraden (pH). Möjliga sammanlagda effekter i berggrunden till följd av blandning mellan ytligt vatten och djupt berggrundsvatten är:

- sänkning av pH
- i första skedet höjning av Eh
- efterhand sänkning av Eh
- frisättande av metalljoner (och eventuella andra joner) till vattenlösning
- sura ämnen i blandvattnet neutraliseras och pH ökar långsamt.

Efter en tid är det rimligt att anta att berggrundsvattnets kemi återgår till ursprungligt tillstånd (i jämvikt med omgivande berg). Genom undersökningar i nya borrhål kan konstateras att den faktiska störningen i de flesta fall är marginell och att nya borrhål kan användas för representativ provtagning av vatten. Detta under förutsättning att inte pumpning eller annan fortlöpande störning sker.

6.5 Exempel på påverkan

Som redovisats ovan medför borrning av undersökningshål och provtagning förändringar i den hydrauliska och kemiska miljön, vilket på olika sätt påverkar den rådande föroreningssituationen. Det uppkommer olika påverkan beroende på föroreningstyp samt på de lokala hydrogeologiska förhållandena. För att belysa denna problematik ges nedan ett antal exempel utgående från de föroreningstyper som erfarenhetsmässigt påvisats regelbundet eller som potentiellt kan spridas långväga i berggrunden.

6.5.1 Klorerade lösningsmedel

Klorerade alifatiska kolväten såsom tetrakloreten (PCE) och trikloreten (TCE) har använts sedan 1950-talet som lösningsmedel inom kemtvättindustrin och för avfettning inom metallbearbetningsindustrin. PCE används fortfarande. Ämnena kan förekomma i gasform, vätskefas i markens porer eller i bergsprickor, lösta i vatten eller adsorberade på fast organiskt material.

I tabell 6-2 redovisas PCEs och TCEs samt dess vanliga nedbrytningsprodukter dikloreten och vinylklorids fysikaliska egenskaper.

Tabell 6-2. Klorerade etener, fysikaliska egenskaper (USEPA, 2000).

Ämne	Densitet (kg/l)	Viskositet ⁽³⁾ (cP)	Kokpunkt (°C)	Löslighet ⁽¹⁾ (mg/l)	K _d ⁽²⁾ (l/kg)
Tetrakloreten (PCE)	1,62	0,8	121	150	3,1
Trikloreten (TCE)	1,46	0,5	87	1 100	3,3
Cis-1,2 dikloreten (cis-1,2 DCE)	1,28	–	60	3 500	0,7
Vinylklorid (VC)	0,91 (gas)	–	–13	1 100	0,22

⁽²⁾ Avser löslighet i vatten.

⁽³⁾ Avser fastläggning i jord med 2 % halt av TOC

⁽⁴⁾ Dynamisk viskositet, som jämförelse är vattens viskositet 1,0.

Som framgår av tabell 6-2 är PCE och TCE tunga vätskor (DNAPL), vilka karakteriseras av förhållandevis hög löslighet i vatten och en förhållandevis låg fastläggning (lågt K_d -värde). De strömmar också betydligt lättare än vatten (lägre viskositet), vilket gör att de sprids snabbt i egen fas. Vinylklorid är en gas som fastläggs i liten utsträckning.

För att illustrera hur DNAPL kan förorena jord och grundvatten i jord och i berg med klorerade etener, sammanfattas nedan undersökningar som genomförts på Helgö i Växjö kommun 2001–2004.

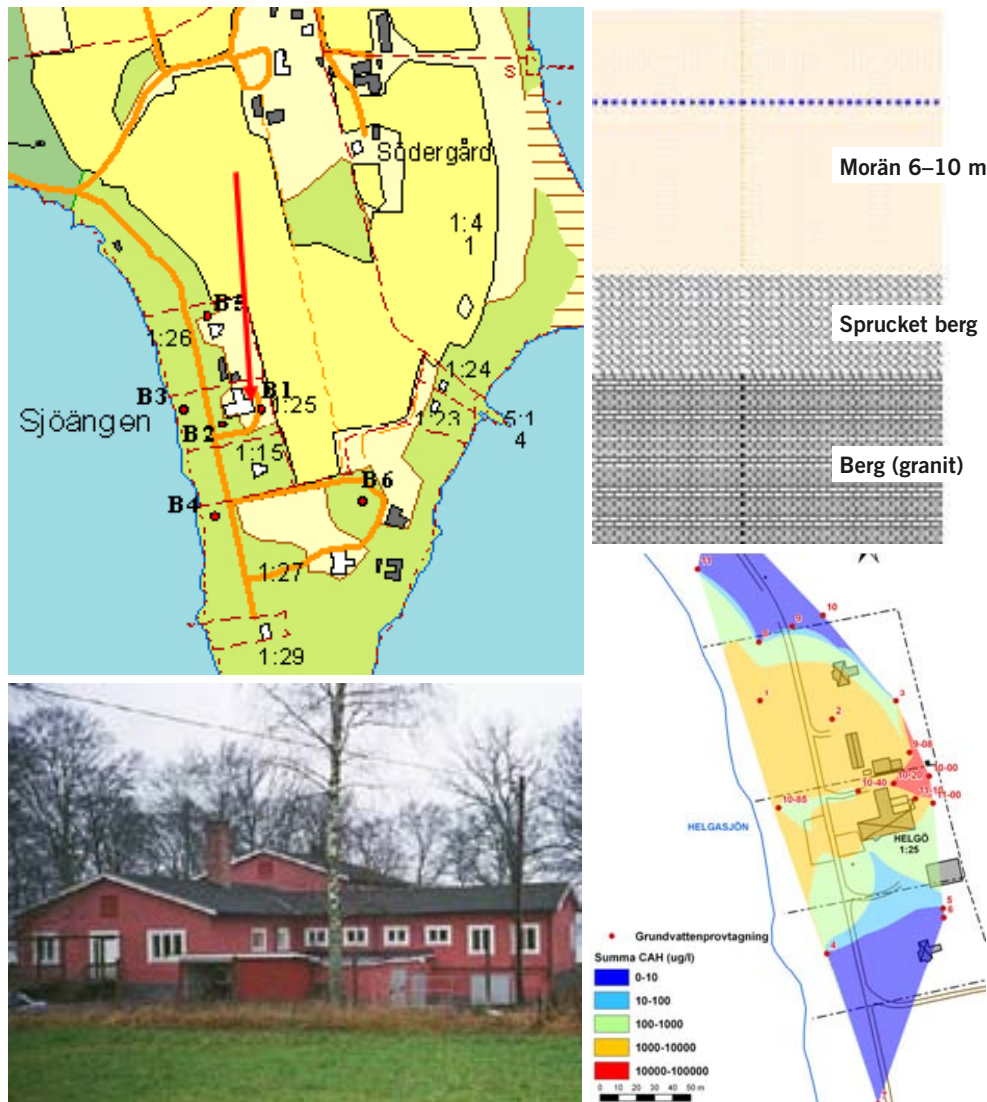
På fastigheten fanns tidigare en liten verkstadsindustri (1940-talet – 1985) som använde begränsade mängder TCE och/eller PCE. Industribyggnaden ställdes under 1990-talet om till ett flerbostadshus. Föroreningen uppmärksammades genom att dricksvattnet, som togs ur en bergborrad brunn (Brunn B1 i figur 6-6) på fastigheten, luktade lösningsmedel. Efter detta borrades ett antal ytterligare vattenbrunnar i berg kring fastigheten som dock samtliga var otjänliga p g a förhöjda halter av klorerade alifater. Undersökningar av jord och grundvatten i jord och berg visade sammanfattningsvis följande:

- I fastighetens nordöstra hörn lokaliserades ett källområde (se figur 6-6) där trikloreten och perkloreten runnit ut och förorenat ett begränsat område från markytan ända ned till berget, som låg ca 10 m under markytan. Här var halterna av klorerade lösningsmedel i grundvattnet mycket höga, upp till 100 mg/l. Eftersom jordlagren består av blockig morän användes en provtagningsmetod (se kapitel 7.5) som möjliggjorde uttag av grundvatten på olika nivåer. Berget går i dagen strax öster om fastigheten.
- Från källområdet sprids klorerade lösningsmedel både ytligt och på djupet längs bergytan mot nordväst och Helgasjön, ca 120 m bort (se figur 6-6).
- Föroreningen hade dessutom spridits till berggrunden och i fyra bergborrade brunnar fanns förhöjda halter av klorerade kolväten. I brunn B5, som är en privat vattentäkt belägen inom plymområdet, och i brunn B6 har dock inga klorerade alifater påvisats. Försök visade att det finns hydraulisk kontakt mellan den förorenade brunnen B4 och den icke påverkade brunnen B6, medan ingen påverkan konstaterades med brunn B5.
- Källområdets area understiger 400 m² medan plymen i jordgrundvattnet täcker en yta på 15 000 m²
- Föroreningens utbredning i berggrunden är okänd. Med underlag av miljötekniska undersökningar inrättades ett restriktionsområde för nya bergborrade brunnar som i princip täcker hela den sydligaste delen av Helgö. Vidare kontrolleras vattenkvaliteten i dricksvattenbrunnar regelbundet.

Undersökningar av klorerade kolväten i berg kan ge upphov till ej önskvärda effekter på den rådande föroreningssituationen. Borrning i berg kan medföra nya spridningsvägar vilka kan påverka en föroreningens utbredning i berg, både

lateralt och vertikalt. En hög densitet och förhållandevis låg viskositet skapar förutsättningar för en vertikal nedåtriktad spridning via borrhål. Föroreningen kan då spridas till djupare liggande sprickor och kan ansamlas i borrhålets undre del. Såsom redovisas ovan är det olämpligt att borra genom plyområdet där det finns förorenat vatten i jordlagren närmast berget. Detta gäller även om borrning utförs med foderrör genom förorenad mark som underlagras av lera eller annat förhållandevis tätt jordmaterial.

Vid borrning med tryckluft tillförs syre vid borrhålets närhet samt i de konduktiva sprickor som står i kontakt med borrhålet. Den mest påtagliga effekten av att stora mängder luft pumpas ner i berget är att de flyktiga organiska kolvätena (VOC), som är löst i vatten eller sitter på partiklar, övergår till gasfas och stiger upp mot markytan. Av underordnad betydelse bedöms vara att syret gynnar nedbrytning av DCE och VC till förfång av nedbrytningen av PCE och TCE. VC har påträffats vid provtagning i borrhål både ytligt och på stort djup.



Figur 6-6. Kartor, skisser och foton som illustrerar förhållandena vid Helgö.

6.5.2 Flytande vätskor

Markföroreningar kring t ex bensinstationer kan ge upphov till förorening av mark och grundvatten. En rad olika ämnen förekommer i den grupp som relateras till drivmedel. Exempel är alifater, BTEX, PAH och MTBE. Grundvattenytan är en barriär för vertikal spridning av fri produkt varför spridning av bensin, diesel etc i berggrunden är mycket ovanlig där övre grundvattenmagasin förekommer. I de flesta fall är det istället de förhållandevis lättlösliga komponenterna i bensin, främst MTBE och BTEX, som frigörs från produkten och sprider sig i grundvattnet i jordlagren och även i berggrunden. BTEX är dock tämligen nedbrytbart och fastläggs också i viss omfattning till partiklar, varför ämnet sprids mycket långsammare än MTBE. Nedbrytningshastigheten beror av typen av kolväte, mikroorganismernas typ och antal samt på förhållanden i omgivningen. MTBE, som har extremt hög vattenlöslighet, har dock visat sig brytas ned mycket långsamt i grundvatten och inte heller fastläggas eller avgå i gasfas. I princip rör sig MTBE lika fort som vattenmolekyler. Det finns flera platser i Sverige och utomlands där berggrundvattnet förorenats kraftigt av enbart MTBE som frigjorts från utläckt bensin. I regel har dock berggrundvattnet förorenats genom att det funnits vattentäkter i berget som därigenom skapat nedåtriktade gradienter, eller till följd av nedåtriktat flöde inom grundvattenbildningsområden. Även efter att bensinförorenad mark sanerats visar erfarenheter att berggrundvattnet förblir förorenat av MTBE.

Vid borrning med tryckluft tillförs syre vid borrhålets närhet samt i de konduktiva sprickor som står i kontakt med borrhålet. Den mest påtagliga effekten av att stora mängder syre pumpas ner i berget är att de flyktiga organiska kolvätena (VOC), som är löst i vatten eller sitter på partiklar, övergår till gasfas och stiger upp mot markytan. Tillförsel av syre gynnar nedbrytningsprocessen.

6.5.3 Organiska bekämpningsmedel

Mot bakgrund av det stora antalet bekämpningsmedel och deras olika kemiska egenskaper är det svårt att generellt redogöra för nedbrytning och transportegenskaper. Vattenlöslighet, adsorptionsförmåga och nedbrytningshastighet tillsammans med markens egenskaper påverkar nedbrytning och rörlighet. Det kan nämnas att flera bekämpningsmedel påträffas relativt allmänt i grundvatten i jord och berg vilket indikerar att de är relativt vattenlösliga. Figur 6-7 redovisar relativ rörlighet för utvalda bekämpningsmedel.

Som exempel på hur bekämpningsmedel kan förorena jord- och berggrundvatten redovisas nedan en sammanfattning över genomförd utredning av förekomst av MCPA i bergborrade brunnar vid Emnabo, Torsås kommun. En huvudstudie finansierades genom Länsstyrelsen i Kalmar län och genomfördes 2003–2004.



Figur 6-7. Relativ rörlighet i vatten för utvalda bekämpningsmedel (baserats på Länsstyrelsen i Stockholm län, 2003, efter Torstensson, 1987)

Under år 2000 insjuknade nötkreatur som druckit vatten från en borrhållsbrunn. Inledande undersökning visade att vattnet innehöll höga halter av fenoxisyran MCPA (4-klor-2-metyl-fenoxyättiksyra). Efter ytterligare provtagning konstaterades att även en bergbrunn på en grannfastighet var förorenad.

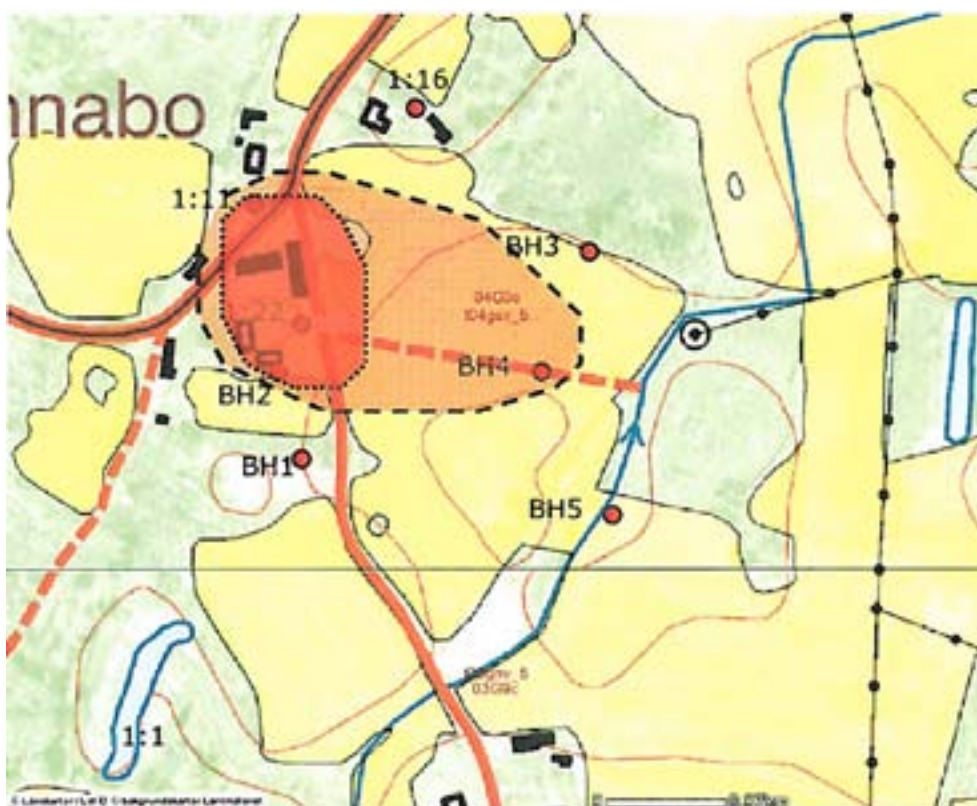
Huvudstudien omfattade följande undersökningsmoment:

1. Kartering av området, inventering av brunnar, intervjuer etc
2. Etablering av 10 filterbrunnar i jord, etablering i 6 grundvatten rör, sondering för att bestämma bergnivåer
3. Provtagning av vatten i jord
4. Framtagande av konceptuell modell med förorenat område i jord
5. Strukturgeologisk kartering, geofysisk undersökning av zoner
6. Borrning av 7 undersökningsborrhål
7. Hydrauliska manschetttester och propumpning
8. Provtagning av vatten i berg
9. Kompletterad konceptuell modell med förorenat område i jord och berg
10. Riskvärdering med hänsyn till spridning av förorening
11. Handlingsplan

Undersökningen av grundvatten i jord och berg visade sammanfattningsvis följande:

- Provtaget vatten från brunnar i berg visade lokalt höga halter av MCPA. Högsta uppmätta halt var 113 µg/l. Tolkad utbredning framgår av figur 6-8.
- Förhöjda halter av MCPA och dess nedbrytningsprodukt 4-klor-2-metylfenol påvisades i jordgrundvatten inom ett litet område sydost om boningshuset (figur 6-8). Uppmätta halter återfanns inom intervallet 0,6–3,7 µg/l.

- Föroreningskällans exakta placering kunde inte med säkerhet fastställas, men bedömdes på goda grunder ligga vid befintlig bergborrad brunn direkt öster om bostadshuset.
- Grundvattennivåerna i jord återfanns ca 1–2 m över grundvattennivån i berg, vilket indikerar att det inom området sker en grundvattenbildning från jord till berg.
- Utströmning av berggrundvatten till ovanliggande jordlager konstaterades söder om det mest förorenade området i berg. I detta område påträffades föroreningar i jordgrundvatten.
- Föroreningen har även spridits i berg genom pumpning i närliggande bergborrad brunn i norr.
- Grundvattenflödet i berg är begränsat till ett fåtal vattenförande strukturer och i övrigt har berget låg vattenförande förmåga. Vidare kunde konstateras att grundvattnets naturliga strömningsriktning i berg inte sker mot den förorenade vattentäkten i norr utan mot öster.
- Om åtgärder inte vidtas för att stoppa föroreningsspridningen kommer ett större område att beröras av förorenat grundvatten och därmed kan förorening uppkomma även i angränsande vattentäkter.
- Som bästa åtgärdsalternativ förordades kontinuerlig pumpning under längre tid och rening ned kolfilter.



Figur 6-8. Schematiserad bild av utbredning av MCPA 2003–2004. Halter i berg över 50 µg/l i mörk rött och halter över 0,1 µg/l i ljus rött. Området inom blå linje visar halter i jord mellan 0,6–3,7 µg/l (Huvudstudie Emnabo, 2004).

7 Metoder och strategier för undersökning av föroreningar i berggrund

Syftet med undersökningar av förorenade områden är att klarlägga grundvattenförhållandena så att bl a representativ provtagning kan genomföras. Sådana undersökningar utgör även underlag för riskbedömning och åtgärdsförslag. För undersökning i berg innebär det speciella krav jämfört med i jord. I detta kapitel beskrivs förslag till lämpliga strategier och metoder för undersökningar av förorenade områden med speciell inriktning mot berg. Syftet är att ge förslag till strategier, arbetsgång, fältmetoder och skyddsåtgärder så att undersökningsinsatserna kan optimeras. Inledningsvis görs en genomgång av äldre svenska och utländska erfarenheter

Som framgår av beskrivningen i kapitel 2 bör det i de flesta fall vara möjligt att utifrån översiktligt hydrogeologisk underlag bedöma om en viss typ av förorening förekommer i berg eller inte. I de fall det krävs detaljerad kunskap om förekomst, halt och spridningsförhållanden, måste dock omfattande undersökningar genomföras. Detta är en viktig slutsats som påverkar valet av strategi när det gäller undersökning av föroreningar i berg.

Undersökning och provtagning av vatten i berggrund ställer krav på att det finns tillgång till bergborrade brunnar eller borrhål. Borrning av nya brunnar, men även äldre befintliga, påverkar grundvattenförhållandena i berggrunden och därmed eventuella föroreningar. Orsaken är att brunnar och borrhål kortsluter vattenförande sprickor och möjliggör nedträngning av syrerikt vatten, blandning av olika vatten och kontaminering av tidigare ej påverkade områden.

En rimlig slutsats är att undersökningar som innebär borrning och tester i borrhål i berg bör undvikas om det inte ur risk- och åtgärdssynpunkt bedöms nödvändigt för att insamla platsspecifika beräknings- och beslutsunderlag. Ytterligare en slutsats är att undersökningar måste utföras så att inte spridningsförhållandena förvärras, vilket kan uppnås med väl genomförda undersökningar samt skyddsåtgärder.

Undersökningar i berg måste göras inom ramen för en bred hydrogeologisk undersökning där hänsyn tas till bergets lokala egenskaper samt till rådande hydrauliska förhållanden. Undersökningar bör organiseras enligt allmänt vedertagna principer; med ett stegvist upplägg från översiktliga till alltmer detaljerade undersökningsmoment. Undersökningsstrategin bör vara väldefinierad där syften med olika moment tydligt framgår och där valet av inriktning på efterföljande moment klart redovisas.

Undersökningarna bör innehålla moment för insamling av såväl kvalitativ som kvantitativ data. Undersökningsmomenten bör integreras i successivt uppdaterade konceptuella modeller, vilka används för strategisk styrning av olika undersökningsetapper.

I föreliggande kapitel presenteras strategier och metoder för hydrogeologiska undersökningar och provtagning i berggrund.

Slutligen poängteras behovet av en undersökningsorganisation som besitter den kunskaps- och erfarenhetsbredd som är nödvändig för att hantera de mycket komplexa förhållanden som föroreningar i berg innebär. Det gäller både beställare- och utförandeorganisationerna.

7.1 Översiktlig strategi

I det inledande avsnittet ovan anges att borrhning av borrhål och/eller hydrauliska tester i borrhål bör undvikas om inte platsspecifika data krävs för att uppfylla undersökningens syfte. Orsaken är att borrhning av borrhål förändrar de hydrogeologiska och kemiska förhållandena i berg, vilket även kan gälla för hydrauliska tester i berg.

En konsekvens av detta är att undersökningsmetoder skall väljas så att hydraulisk och kemisk påverkan minimeras, samt att skyddsåtgärder måste vidtas för att begränsa eller förhindra skadlig påverkan.

Som belysts tidigare i rapporten är det möjligt att utgående från kunskap om jordlagrens uppbyggnad, grundvattenförhållanden och föroreningens egenskaper, bedöma risken för föroreningsspridning till berg. Om en förorening sprids till berg eller inte, beror i huvudsak på jordlagrens hydrauliska egenskaper och på föroreningens egenskaper. Vidare spridning i berg är avhängig av bergets hydrauliska egenskaper.

I tabell 7-1 presenteras förslag till arbetssätt för undersökning av en föroreningssituation. Tabellen visar en situation där berget övertäcks av jordlager, men är även applicerbar på en situation med berg i dagen eller med tunt jordtäckte.

Tabellen redovisar för olika undersökningsskeden förslag till målinnehåll, vilka frågor som bör ställas, beslutskriterier, vilka beslut som bör tas och vilka undersökningsdata besluten bör/kan baseras på. Tabellen är uppbyggd med tre skeden: initiering samt inledande och fördjupad undersökning.

De beslut som tas i de två första skedena används för att detaljerat definiera ett målinnehåll för efterföljande skeden. Därmed fokuseras undersökningsinsatserna på kritiska frågeställningar.

I det fall förorening påträffats på markytan eller i jord (tabell 7-1) ställs i de två första skedena frågan om det är möjligt för en förorening att tränga ner i berget eller inte. Syftet med denna fråga är att skapa tydlighet i beslutsprocessen och ge motiv för undersökningens omfattning. Tanken är att besluten skall motiveras med utgångspunkt från tillgängligt översiktligt underlag, övergripande bedömningar och resultat från undersökningar i jord.

Den grundläggande tankegången är att borrhning av nya borrhål i berg görs först i det 3:e skedet (fördjupad undersökning) då tillgängligt underlag pekar på att föroreningar kan förekomma i berget och att det finns en påtaglig risk för människa och miljö.

Tabell 7-1. Arbetssätt för undersökning av potentiell förorening i berg.

SKEDEN	MÅLINNEHÅLL	FRÅGOR	BESLUTSKRITERIER	BESLUT	UNDERSÖKNING
Skede 1 Initiering	Beslut om hur projektet skall hanteras	Kan spridning till berg ske? Skapa en hypotes	Jordlagrens mäktighet Jordlagrens uppbyggnad Föroreningens egenskaper Befintliga brunnar/ledningar Flödesriktning	Ja – risk för spridning till berg kan inte uteslutas Nej – ingen/liten risk för spridning till/i berg	Inventering av befintligt material
Skede 2 Inledande undersökning	Tydligare definition av hur projektet skall hanteras	Kan spridning till berg ske? Revidera eller förkasta hypotes	Jordlagrens mäktighet Jordlagrens uppbyggnad Föroreningens egenskaper Grundvattennivån i jord Jordlagrens vattenförande förmåga Förorening i jordgrundvatten Vattenbalans	Ja – berget skall undersökas Nej – ingen/liten risk för spridning till/i berg	Sonderingar i jord Grundvattenrör i jord Hydrauliska tester i jord Provtagning av jordgrundvatten Provtagning i befintliga bergbrunnar
Skede 3 Fördjupad undersökning	Avgränsa och karakterisera förorening i berg Beskriv spridningsvägar Riskbedömning Åtgärdsförslag	Hydrogeologi i berg Hydrogeologi i jord Hydraulisk kontakt mellan jord och berg Föroreningar i berg Föroreningar i jord Spridningsvägar Recipenter	Vattenbalans med grundvattenbildning Bergets hydrogeologi Jordlagrens hydrogeologi Flöde mellan jord och berg Föroreningens egenskaper	Övervakning Åtgärdsundersökning	Kvalitativa och kvantitativa undersökningar Borring i berg Hydrauliska tester i berg Provtagning i berg

7.2 Metodinventering

Vid genomgång av internationella och svenska markföroreningsprojekt framkommer endast ett begränsat antal som omfattar undersökningar i sprickigt berg. De flesta projekten förekommer i Nordamerika, där undersökningarna har en tydlig inriktning mot forskning och kunskapsuppbyggnad. Verksamheter pågår vid ett antal undersökningsplatser och universitet, och finansieras i huvudsak av USEPA.

Jämfört med de metoder som används i Sverige finner man att undersökningarna i Nordamerika ofta är mer omfattande när det gäller borrhningar, tester och provtagningar. De internationella projekten förefaller vara väl och ambitiöst genomförda med tydligt syfte att öka kunskapsnivån. I flera fall är mycket långsiktig forskning knuten till projekten, och man anger att man står i början av en kunskapsutveckling för att på ett adekvat sätt utföra undersökningar och åtgärder i sprickigt berg.

7.2.1 Svenska projekt

De undersökningar och den metodutveckling som pågått i Sverige sedan mitten av 90-talet fokuserar i allt väsentligt på förorenade områden i jord. Som tidigare belysts, har få svenska projekt hanterat föroreningar i berggrund på ett systematiskt och genomgripande sätt. Projekten berör sällan risken för spridning till berg, utan berggrunden behandlas ofta som en barriär för vidare flöden och föroreningstransport.

Det finns idag förhållandevis god kunskap om berggrundens hydraulik, vilken till stor del bygger på erfarenheter från kärnavfallsforskningen och byggnationer i berg under ett 40-tal år. Svensk kunskap står sig mycket väl i jämförelse med internationell när det gäller berggrundens hydrauliska egenskaper, vilket även gäller utrustning för fältundersökningar.

Genom att kontakta länsstyrelser (2007) har uppgifter insamlats från 6 svenska projekt som omfattat undersökningar av förorening i berg. Dessa projekt redovisas i tabell 7-2. Redovisade projekt omfattar inte deponier, oljelager eller studier inom kärnavfallsforskningen, ej heller projekt som berör undersökningar som hanterats av privata intressenter eller företag. Projekten visar ett brett spektrum av föroreningar; från historiska upplag av rödfyr och lakvatten från en gammal sulfidmalsgruva, till moderna föroreningar som bekämpningsmedel, lösningsmedel och kreosot.

Tabell 7-2. Sammanställning av undersökningsmoment för utvalda Länsstyrelserelaterade projekt som involverat berggrundsundersökningar.

Projekt	Degerhamn	Emnabo	Falbygds rödfyrhögar	Gladhammar	Helgö	Södervägs brädgård
Län	Kalmar	Kalmar	Västra Götaland	Kalmar	Kronoberg	Gotland
Föreningar	Rödfyr	Bekämpningsmedel	Rödfyr	Metaller	Klorerade kolväten	PAH, kreosot
UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR						
Befintliga brunnar/borrhål						
Manuell GV-mätning		X	X	X	X	X
Automatiserad GV-mätning		X		X	X	
Borrhålsloggning / TV		X				
Hydrauliska tester och beräkningar		X	X	X	X	
Nya brunnar/borrhål						
Geofysik		X			X	X
Borrning av nya brunnar/borrhål	X	X	X		X	X
Dokumentation geologi/ sprickor/ vattenföring vid borrning	X	X	X			
Manuell GV-mätning	X	X	X		X	X
Automatiserad GV-mätning	X	X	X		X	
Borrhålsloggning	X	Video	X			
Hydrauliska tester och beräkningar	X	X	X		X	

7.2.2 Utländska projekt

7.2.2.1 STORBRITANNIEN

I Storbritannien pågår forskning och utveckling inom ramen för CL:AIRE (Contaminated Land: Applications In Real Environments). Organisationen är ett publikt privat bolag som agerar som en länk mellan problemägare samt olika aktörer som är verksamma inom rening av förorenad mark. CL:AIRE finansieras genom statliga medel och direkta bidrag (www.claire.co.uk). Sedan starten i september 1999 har ett 100-tal projekt genomförts, huvudsakligen med inriktning mot förorening i jord, men i några fall har projekten omfattat kalksten. Man arbetar bl a med att utveckla lämpliga metoder för undersökningar i sprickigt berg.

7.2.2.2 USA

Ett betydande antal undersökningar av förorenad mark och grundvatten (samt saneringar) har genomförts i USA. En drivande aktör sedan början av 1970-talet är den amerikanska miljömyndigheten USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). USEPA:s uppdrag är bl a att åtgärda äldre föroreningar samt att ta fram riktlinjer för pågående och för framtida verksamheter. Inom ramen för USEPA pågår t ex detaljerade platsspecifika studier (Superfund sites).

Det finns en rad federala departement, organisationer, universitet och privata aktörer som är verksamma inom förorenad mark och grundvatten. Exempel är U.S. Department of Energy (DOE) och U.S. Geological Survey (USGS). Parallellt pågår omfattande forskning inom grundvattenflöden och transport i sprucket berg, t ex ”The Mirror Lake Toxics Site” i New Hampshire (USGS Toxic Substance Hydrology Program, 1990).

På ”The Hazardous Waste Clean-Up Information”-s (CLU-IN) hemsida finns information om undersökningar och metoder som på olika sätt berör förorenad mark och vatten. På hemsidan finns mer än ett 70-tal exempel på genomförda undersökningar och saneringar som berör föroreningsspridning till berg. Flertalet av dessa undersökningar har utförts i mer eller mindre uppsprucket sedimentärt berg, men även i hårt berg som gnejs och granit.

I tabell 7-3 sammanfattas de undersökningsmetoder som är vanligt förekommande i förorenade markprojekt i Nordamerika. Det är inte möjligt att i tabellen inkludera alla genomförda undersökningar inom detta område. Tabellen bör snarare ses som en översiktlig beskrivning av de undersökningsmetoder som betraktas som mer eller mindre standard i denna typ av undersökningar. Sammanställningen i tabellen har även gjorts med utgångspunkt från en markföroreningskälla från vilken föroreningar har spridits ner till berget. De undersökningsmetoder som redovisas kan således skilja sig mot de metoder som används under andra föroreningssituationer, som t ex när föroreningskällan finns i berg. Det bör även nämnas att de projekt som valts ut representerar olika miljöer samt skilda typer av föroreningar. University of Connecticut landfill och Polaroid Corporation facility utgör exempel på platsspecifika projekt, medan New England är en studie över flera områden.

Tabell 7-3. Sammanställning av undersökningsmoment för utvalda nordamerikanska projekt som involverat berggrundsundersökningar.

	University of Connecticut landfill	Polaroid Corporation facility	New England
UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR			
Markundersökningar			
Kartering	X	X	X
Elektromagnetisk induktion	X		
Resistansmätning	X		
Refraktionsseismisk mätning	X		
Sondering (markradar)	X	X	
Hydrogeologisk modell	X	X	X
Borrhålsundersökningar			
Geofysik	X	X	X
Automatiserad GV-mätning	X	X	X
Borrhålsloggning	X	X	X
Hydrauliska tester och beräkningar	X	X	X
Optisk bild med kamera	X		
Borrhålsradar	X		
Spårämnen	X	X	X
Isotoper	X		

7.3 Undersökningars syfte och metodik

Undersökningar bör inledas av problemformulering där mål och syften definieras. Metodiken när det gäller undersökning av föroreningar i berggrund följer en, med få undantag, allmänt accepterad arbetsgång när det gäller hydrogeologiska undersökningar i allmänhet:

- 1) Utvärdering av äldre underlag
- 2) Översiktlig kartering
- 3) Översiktliga undersökningar
- 4) Detaljerade undersökningar

Efter varje steg utvärderas insamlad data och utförs analyser för att utvärdera om mer data behövs för att uppnå ställda mål och syften. Den successiva arbetsgången möjliggör en optimering av arbetsinsatserna och tydliggör de osäkerheter som finns vid varje steg.

Ett värdefullt verktyg vid tolkning och redovisning av undersökningsresultat är att använda successivt uppdaterade konceptuella modeller (se kap 7.3.2). Modeller används även som beslutsstöd vid planering av undersökningar.

Undersökningar bör organiseras så att både kvalitativa och kvantitativa data insamlas (se kap 7.3.3). Kvalitativa data insamlas i huvudsak under inledande undersökningsskeden, och ger värdefull information om hydrauliska processer och samband. Kvantitativa data ger siffervärden som är nödvändiga för att göra beräkningar och kvantitativa prognoser.

7.3.1 Definition av mål/syfte

Syftet med hydrogeologiska undersökningar är generellt att klarlägga ett områdes hydrauliska egenskaper. Undersökningarna bör utformas och genomföras på ett sätt som klarlägger inte bara jordlagrens och bergets hydrauliska egenskaper, utan även den hydrauliska kontakten mellan jordlager och berg (se kapitel 5 och 6). Vid framtagande av specificerade mål och syften kan tabell 7-1 ligga till grund.

När det gäller undersökningar av föroreningar i jord finns framtagna metoder och ett flertal vägledande dokument som beskriver lämpligt utförande i fält samt teoretiska analysmetoder. Dessa metoder är ofta inte tillämpliga för undersökningar i berg. Eftersom fokus i denna rapport ligger på metoder och strategier för undersökning i berg, behandlas jordlagren endast i de fall de har en tydlig påverkan på grundvattenförhållanden och föroreningars uppträdande i berg. Fortsättningsvis diskuteras således i huvudsak undersökningar och provtagning i berg.

Syftet med hydrogeologiska undersökningar i berg är att klargöra bergets vattenförande förmåga och dominerande strömningsvägar, samt att bestämma tidsberoende data som trycknivåer och flöden. Inledningsvis bör dessa syften brytas ner till detaljerad och platsspecifik nivå. För bestämning av tidsberoende data kan även jordlagrens grundvattenförhållanden ha stor betydelse. Under undersökningens gång kan det vara lämpligt att ompröva de detaljerade syftena och vid behov ställa upp nya.

Exempel på detaljerade och platsspecifika frågor är:

- identifiera viktiga hydrauliska strukturer i berget
- klarlägga flödesförhållandena i sådana strukturer
- klarlägga den hydrauliska kontakten mellan olika strukturer
- bestämma vattenförande förmåga i de bergstrukturer som är av vikt för föroreningsspridning
- identifiera in- och utströmningsområden i berg och hur dessa varierar över tid
- identifiera störning från t ex brunnar, undermarksanläggningar och ledningar.

7.3.2 Hydrogeologisk konceptuell modell

En hydrogeologisk konceptuell (begrepps-) modell syftar till att beskriva de allmänna geologiska och hydrogeologiska förhållandena, samt platsspecifika geologiska och hydrauliska data. En modell består vanligtvis av 2–3 dimensionella bilder, kartor och beskrivande text. Modellen kan användas för systematisering av data, utgöra stöd vid kompletterande undersökningar, användas för visualisering samt utgöra underlag för beräkningar. Att successivt arbeta med hydrogeologiska konceptuella modeller vid komplicerade undersökningar resulterar i ökad kvalitet och kostnadseffektivitet, samt ger en tydlighet när det gäller framtagna resultat och slutsatser.

En konceptuell modell definierar de element och processer som verkar i systemet, de parametrar som krävs för att kvantifiera dessa processer samt systemets ränder. Utvecklingen av en konceptuell modell är primär för den hydrogeologiska förståelsen och är en process utan slutgiltigt mål, men med allt ökande innehåll och minskade osäkerheter. Den konceptuella modellen bör vara robust och samtidigt innehålla de parametrar som krävs för att beskriva det hydrogeologiska systemet. Konfidens i en modell uppnås genom en iterativ process som omfattar karakterisering, framtagande av modeller, prognoser, fältundersökning, kalibrering, revidering och förfining av modeller.

Inom hydrogeologiska undersökningar kan konceptuella modeller användas med olika inriktning och på olika nivåer, t ex som stöd för undersökningsborrning, för successiv hydrogeologisk kunskapsuppbyggnad samt fungera som ett ramverk för numerisk modellering. Nedan ges tre exempel på användning av konceptuella modeller.

7.3.2.1 UNDERSÖKNINGSBORRNING

Nya borrhål utförs ofta på basis av geologisk och tektonisk kartering samt geofysiska mätningar, ibland baserat på resultat från befintliga brunnar och borrhål. Undersökningsborrhål placeras generellt så att prognostiserade strukturer i berget genomkorsas, eller att man genom borrning söker verifiera avsaknad av vattenförande strukturer. Genom användning av konceptuella modeller vid borrhålets utformning (placering, riktning och djup) tydliggörs beslutsunderlag och osäkerheter. Med successivt framtagna och uppdaterade konceptuella modeller säkerställs att nya data får genomslag i de fortsatta undersökningarna.

Genom att jämföra prognoser och verkligt utfall från genomförda undersökningsborrningar, tydliggörs beslutsgången och hur olika undersökningsmoment använts och data tolkats för att uppnå det slutliga undersökningsresultatet.

7.3.2.2 HYDROGEOLOGISK KUNSKAPSUPPBYGGNAD

En hydrogeologisk kunskapsuppbyggnad är en dynamisk process som innebär att man prövar olika hypoteser som genom fortlöpande undersökningar verifieras eller förkastas. Konceptuella modeller är ett viktigt stöd i denna process.

För att uppnå en stabil hydrogeologisk kunskapsbas krävs, förutom hydrauliska data, vanligtvis information avseende geologi, hydrogeologi och vattenkemi. Vattenkemin (dominerande joner, naturliga isotoper, spårämnen) är ofta en förbisedd källa till kunskapsuppbyggnad som kan ge information om vattnets ursprung, olika vattentyper, strömningsvägar, hydraulisk heterogenitet m m. Genom att använda konceptuella modeller kan en samlad tolkning göras av olika data.

7.3.2.3 BERÄKNINGAR OCH NUMERISK MODELLERING

Innan beräkningar eller numerisk modellering utförs är framtagandet av konceptuella modeller det i särklass viktigaste arbetet. En felaktig eller ofull-

ständig konceptuell modell påverkar modelleringsarbetet och dess resultat på ett avgörande sätt. En väl genomförd konceptualisering effektiviserar modelleringsarbetet, säkerställer en tydlig koppling mellan det hydrogeologiska underlaget och den numeriska modellen, och möjliggör därmed en kvalitets-säkring av utförda beräkningar.

Som underlag för numerisk modellering bör en hydrogeologisk konceptuell modell omfatta följande:

- hydrauliska egenskapsområden med kvantitativa data (transmissivitet, hydraulisk konduktivitet, magasinskoefficient och mäktighet)
- underlag för definition av yttre ränder med egenskaper
- förekomst av inre ränder med egenskaper (ledningar, infiltrationsanläggningar, brunnar, källområden etc)
- vattenbalans (grundvattenbildning, vattenflöden, vattenuttag etc)
- grundvattennivå och -tryck

7.3.3 Kvalitativa och kvantitativa data

Hydrogeologiska undersökningar bör innefatta moment som riktas mot insamlande av såväl kvalitativa som kvantitativa data. Kvalitativa data insamlas företrädesvis i början av en undersökning.

Exempel på kvalitativa data är:

- nederbördens påverkan på grundvattennivån
- olika brunnars och borrhåls inbördes hydrauliska kontakt
- påverkan på grundvattennivån i befintliga brunnar vid borrning

Kvalitativa data är vanligtvis enkelt att insamla och undersökningarna är generellt inte kostnadskrävande. Kvalitativa data ger värdefull information vid upprättande av konceptuella modeller samt vid planering av hydrauliska tester.

Exempel på kvantitativa data är:

- hydrauliska parametrar (transmissivitet, hydraulisk konduktivitet, magasinskoefficient etc)
- strömningsförhållanden i borrhål
- grundvattennivå/-tryck
- lägen av vattenförande sprickor/zoner

Kvantitativa data insamlas vanligtvis genom hydrauliska tester och borrhålsundersökningar, t ex provpumpning, manschettförsök och borrhålsloggning. Tester och undersökningar är förhållandevis kostnadskrävande varför en noggrann planering är nödvändig för att optimera insatserna.

7.4 Genomförande av undersökningar

Undersökningarna bör omfatta följande punkter:

1. genomgång av äldre material; kartor, tidigare undersökningar, flygbilder etc
2. geologisk och hydrogeologisk fältkartering, intervjuer
3. analys samt identifiering av behov av kompletterande undersökningar
4. översiktliga undersökningar; ytkartering, avrinning, befintliga brunnar m m
5. borrning av borrhål i berg och jord
6. undersökningar och tester i brunnar och borrhål
7. provtagning
8. analys, beräkningar och utvärdering

I föreliggande kapitel redovisas översiktligt metoder som kan användas för undersökningar av berggrundens hydrogeologiska egenskaper. Det finns ett stort antal metoder och i tabell 7-4 redovisas ett antal vanliga undersökningsmetoder för studier av grundvattenförekomst/-flöde i olika skalor. I denna rapport används för olika skalor begreppen översiktliga och detaljerade undersökningar. Översiktliga undersökningar görs inom 1 km × 1 km och 100 × 100 m, medan detaljerade undersökningar görs ner till 10-metersskala. Mer detaljerade undersökningar görs endast undantagsvis, exempelvis för att lokalisera vattenförande sprickor i borrhål.

Tabell 7-4. Några undersökningsmetoder och deras relevans för studier av grundvattenförekomst/flöde i olika skalor (bygger på SOU 2001:35). D = direkt information om grundvattenförekomst/flöde, T = kräver tolkning för att ge relevant information.

Metod	Kan t ex visa	Översiktlig	Detaljerad
1. Kartstudie	Topografi, sprickzoner, geologi	T	
2. Fjärranalys, flygbilder	Sprickzoner, in- och utströmningsområden	T	
3. Bergarts- och sprickmätning i fält	Bergarter, sprickor (frekvens, spricktyp, orientering, m m)	T	T
4. Flyggeofysik	Strukturer, geologi	T	
5. Markgeofysik	Strukturer, geologi, grundvattennivå		T
6. Borrhålsgeofysik	Sprickor, geologi		T
7. Brunnsinventering	Kapacitet, grundvattennivå, vattenkemi	D	D
8. Flödesmätning i borrhål	Grundvattenflöde		D
9. Injektionstest i borrhål	Hydrauliska parametrar		D
10. Interferenstest i borrhål	Hydrauliska parametrar		D
11. Borrhåls-TV	Sprickor, bergarter		D
12. Analys av borrhålskronor	Sprickor, mineralfyllnad, bergarter		T
13. Regional vattenkemisk provtagning i brunnar	Regional vattenkemi	T	T
14. Vattenprovtagning i borrhål, störda förhållanden	Vattenkemins förändringar över tid, vattnets genes och kemiska reaktioner		T
15. Stabila isotoper	Grundvattnets genes	T	T

I huvudsak de övre metoderna i tabell 7-4 riktar sig mot översiktliga undersökningar, där metoderna 1–4, 7, 13 och 15 har hög relevans för de undersökningar som beskrivs i denna rapport. SGU:s kartor ger värdefull information om bergarter, tektonik och flyggeofysik. I samband med brunnsinventering är det lämpligt att genomföra noggranna intervjuer med boende.

De undre metoderna i tabellen riktar sig i huvudsak mot detaljerade undersökningar, där metoderna 3, 5, 7, 10 och 13 har hög relevans inom ett undersökningsområde på 100 × 100 m, medan metoderna 8, 9, 11, 12 och 14 har hög relevans i mindre skala. Metod 12 (analys av borrhälskax) kan ersättas av analys av borrhälskax från hammarborrning i kombination med TV-filmning (metod 11). Metod 15 (stabila isotoper) kan ha hög relevans vid speciella hydrogeologiska förhållanden.

7.4.1 Översiktliga undersökningar

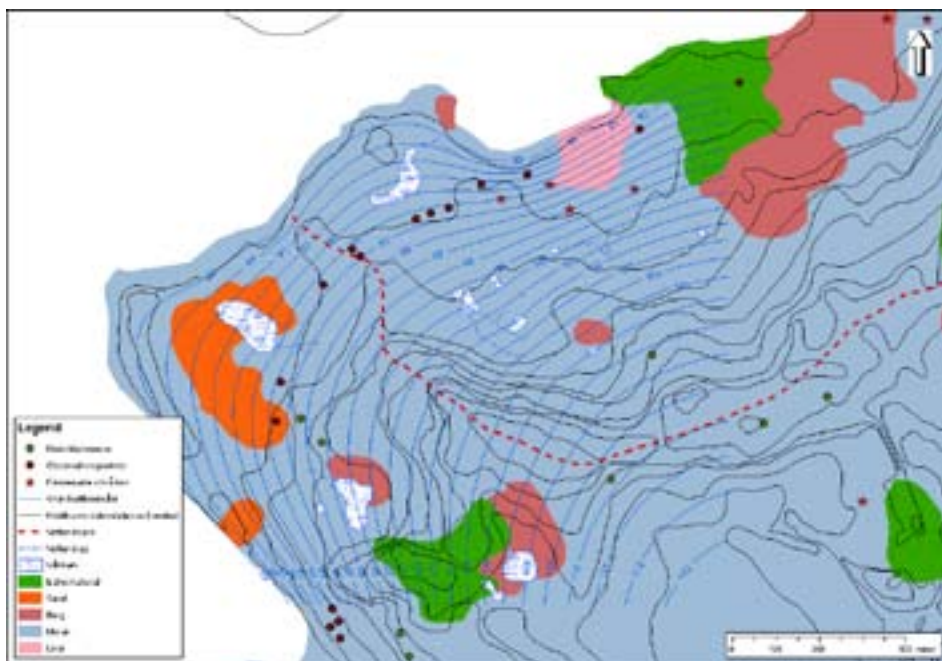
I tidiga skeden av en undersökning, samt i samband med planering av kompletterande undersökningar, utförs företrädesvis översiktliga undersökningar. De översiktliga undersökningarna avser såväl hydrogeologiska förhållanden i jord som berg. Målet med dessa undersökningar är att ta fram en första och översiktlig hydrogeologisk karta för det aktuella området. Området bör vara väl tilltaget för att fånga in storskaliga strukturer och hydrauliska gränser.

Exempel på lämpliga undersökningar kan vara geologisk och hydrologisk kartering samt geofysiska mätningar (metod 1–5 i tabell 7-4). Sådana undersökningar ger information för att beskriva bergets tektoniska struktur (bergtopografi, bergarter och sprickzoner), jordlagrens uppbyggnad, grundvattenförhållanden samt avrinningsförhållanden. Dessa undersökningar är relativt billiga och ger värdefullt och nödvändigt underlag för mer detaljerade undersökningar.

Inom ramen för översiktliga undersökningar genomförs lämpligen undersökningar i befintliga brunnar (metod 7). Trots att brunnar ger information i en relativt liten skala, kan metoden tillsammans med övrig information ge värdefullt hydrogeologiskt underlag till en översiktlig beskrivning. Förslag till undersökningar presenteras i avsnitt 7.3.1.1 och 7.3.1.2.

Ett viktigt underlag vid framtagande av en översiktlig hydrogeologisk karta är avrinningsförhållandena, dvs yt- och grundvattenavrinningen. Kartan bör innehålla tolkade vattendelare, ytvattendrag och grundvattnets strömningsriktning. I förekommande fall redovisas även grundvattennivåer och tolkad grundvattenyta. Mätning av ytvattenflöde bör övervägas som underlag för upprättande av vattenbalans.

Exempel på en översiktlig hydrogeologisk karta visas i figur 7-1. Av figuren framgår även vilka mätpunkter som används för tolkning av de hydrogeologiska förhållandena (grundvattenrör och brunnar).



Figur 7-1. Exempel på hydrogeologisk karta.

7.4.1.1 BRUNNSINVENTERING

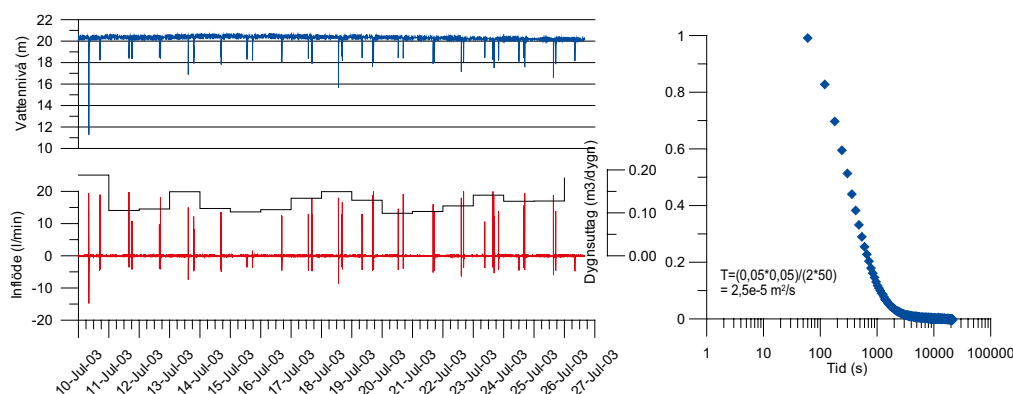
Äldre brunnar utgör värdefullt hydrogeologiskt dataunderlag samtidigt som de innebär ett riskmoment när det gäller spridning av föroreningar. Samtliga brunnar bör därför lokaliseras, brunnsgata insamlas samt vattenuttag, vattenkvalitet m m dokumenteras. Brunnsinventering bör omfatta brunnar i berg och jord.

Vid brunninventering används SGU:s brunnarsarkiv som en första källa. Eftersom brunnarsarkivet ofta saknar en betydande del av antalet faktiska brunnar, bör som komplement en noggrann brunninventering utföras. En viktig del i en brunninventering är intervjuer kring allmänna hydrogeologiska data, historiska uppgifter, sägner, rykten m m.

7.4.1.2 MÄTNINGAR I ÄLDRE BRUNNAR

Befintliga brunnar, såväl vattentäkter som energibrunnar, kan användas för insamling av hydrogeologisk och kemisk data. Brunnar för vattenuttag kan användas för att bestämma transmissivitet, vilonivå, hydraulisk kontakt mellan brunnar, uttagsmängder och nivåer vid uttag. Data används för hydrogeologisk karakterisering av berget, framtagande av vattenbalans samt som underlag för riskbedömning (uttag ger sänkta nivåer som möjliggör transport av föroreningar). Vattenprov kan tas på omsatt vatten.

Mätningar i befintliga brunnar görs med utrustning som registrerar vattennivån var 30:e sekund eller oftare. Härigenom kan uttagsmängder och vattennivåer vid uttag beräknas. Genom att analysera vattenytans variation kan transmissiviteten bestämmas. I figur 7-2 visas exempel på en brunnsmätning.



Figur 7-2. Den övre grafen visar uppmätt vattennivå i brunnen och den undre grafen beräknade in- och utflöden. Grafen till höger visar exempel på beräkning av transmissivitetsvärde.

Denna typ av mätning är kostnadseffektiv och ger värdefull information. Om brunnen inte används för vattenuttag måste designade hydrauliska tester genomföras, t ex pumptester.

7.4.2 Detaljerade undersökningar

Detaljerade undersökningar genomförs i anslutning till förorenade områden. Syftet med dessa undersökningar är i första hand att undersöka hydrauliska egenskaper samt klarlägga föroreningars förekomst i berget, samt lokalisera och karakterisera dominerande spridningsvägar. Dessa undersökningar innebär med få undantag, att nya undersökningsbrunnar måste borraras. I kapitel 7.3.3 redovisas metoder för undersökning i brunnar och borrhål.

Hydrogeologiska undersökningar utförs lämpligen i olika etapper, vilket möjliggör en strukturerad arbetsgång. Jämförelse mellan prognos och utfall används för att avgöra behovet av kompletterande undersökningar. Vid dessa jämförelser bör data organiseras i konceptuella modeller. Behovet av ytterligare data kan prövas genom analys av konceptuella och numeriska osäkerheter. En sådan analys baseras med fördel på olika scenarier när det gäller hydrauliska förhållanden och föroreningssituation (punktkälla, utbredd förorening etc).

Vid genomgång av ett antal projekt som omfattar föroreningar i berg, framgår att nya borrhål ofta borraras med otydlig målsättning. Värdet av informationen från de nya borrhålen har varit mycket begränsad. I texten nedan presenteras några viktiga frågeställningar samt förslag till genomförande för att öka informationsinnehållet i samband med nya borrhål. Vid beaktande av såväl kostnader som de risker som är förknippade med nya borrhål i berg, bör behovet tydliggöras och alternativa metoder och placeringar övervägas.

7.4.2.1 NYA BRUNNAR I BERG

Placering av nya borrhål/brunnar i berg bör föregås av framtagande av konceptuella modeller som visar förväntade geologiska förhållanden, vilka utgör grunden för borrhålets placering, riktning, lutning och längd. Härvidlag bör hänsyn tas till föroreningen vad avser föroreningsskälla, föroreningens egen-

skaper etc. Den konceptuella modellen baseras på kartering, detaljerade geofysiska mätningar, tektonisk analys m m.

Inför placering av nya borrhål måste hänsyn tas till risken för skador, t ex att närliggande vattentäkt påverkas. Finns sådan risk måste speciella åtgärder vidtas för att undvika skada. Sådana åtgärder är bl a att välja borrhåtmeter och utförande som ger liten påverkan samt kontroller.

Borrning kan genomföras med olika utrustning vilka ger olika hydraulisk och kemisk påverkan. Vid val av borrhåtmeter bör metodernas påverkan vara utgångspunkt. Den metod som oftast används är tryckluftsdreven sänkhammarbörning men även borrning med vatten förekommer. SKB har använt sig av en kombination av kärnbörning och ejektorpumpning för att reducera påverkan på vattenkemin i berg. Även vid kärnbörning uppkommer hydraulisk och kemisk påverkan, där borrning med trippelrör och frontspolade borkronor ofta antas ge något begränsad påverkan. För märkning av spolvatten kan slutet spolsystem med tillsatta spårämnen användas.

Under borrning skall noggrann dokumentation upprättas. Dokumentationen kan följa SGF:s anvisningar med registrering av borrsjunkningshastighet, färg och karaktär på borkax, förekomst av sprickor och zoner samt inflöde av vatten.

Vid borrning av nya brunnar är det lämpligt att sakkunnig hydrogeolog närvarar. Det innebär bl a ökad möjlighet till informationsinhämtning. I samband med borrning utförs lämpligen mätning av det uppblåsta vattnets elektriska ledningsförmåga och pH. Efter borrning görs lämpligen även mätningar av temperatur och redox/ syrehalt i borkhålet. Om mätningar genomförs vid upprepade tillfällen kan successiva förändringar ge värdefull information.

Borrningar innebär ofta i sig en kraftig hydraulisk påverkan på omgivningen. Genom att göra observationer i eventuella angränsande borkhål i samband med borrning kan värdefull information insamlas. Genom registrering av förändring av grundvattennivåer erhålls kvalitativ hydrogeologisk information, t ex om det finns hydraulisk kontakt mellan olika borkhål samt på vilka djup i berget denna kontakt i så fall uppträder.

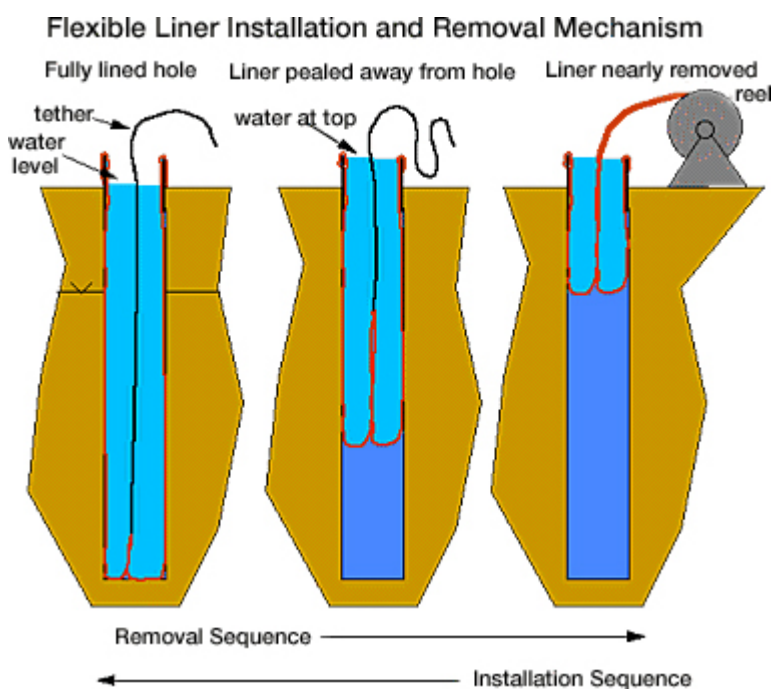
Ibland förekommer att nya borkhål är täta, dvs inga vattenförande sprickor eller zoner påträffats alternativt att sprickor tätats med borkax. Täta borkhål kan tolkas som positiv information när det gäller förorenings spridning, likväl kan det vara så att borkhålet med en hårsman missat en vattenförande spricka eller zon. I en heterogen berggrund med gles förekomst av vattenförande sprickor kan det vara svårt att med ett borkhål erhålla en tillförlitlig och representativ bild. För att säkerställa de hydrogeologiska förhållandena kan det vara lämpligt att utföra hydraulisk spräckning (stimulering), och därmed öka borkhållets influensradie (10–20 m). Genom spräckning skapas nya sprickor och befintliga sprickor rensas från lösa sprickmineral och borkax. En sådan spräckning bör göras försiktigt och kontrollerat så att inte skadliga nya spridningsvägar uppkommer i berget. Vidare bör borkhålet rensas innan eventuell vattenprovtagning görs. Med hydrauliska undersökningar och borkhålsloggning (temperatur) kan lägen för nya sprickor klarläggas.

7.4.2.2 SÄKRING AV NYA BRUNNAR I BERG

Borrhål fungerar hydrauliskt kortslutande mellan olika konduktiva sprickor. Ibland kan även grundvattenmagasin i jord påverkas. Om olika sprickor och grundvattenmagasin har olika trycknivåer, vilket är vanligt förekommande, uppstår en vertikal strömning i borrhålet. Denna strömning kan påverka strömningsmönstret i anslutning till borrhålet och därmed också påverka vattenkemin.

Inom grundvattenbildningsområden ligger grundvattennivån i jord samt i ytligt berg ofta över trycknivån i djupare liggande konduktiva sprickor. Därmed uppstår en situation där ytligt vatten via borrhålet strömmar till större djup. En sådan situation är uppenbarligen allvarlig inom förorenade områden. Genom att helt eller delvis blockera borrhålet kan en sådan strömning förhindras, se figur 7-3. Även manschetter kan användas för temporär eller permanent blockering av borrhål.

I samband med borrhining och som ett resultat av öppna kortslutande borrhål i berg, introduceras vanligtvis en syrerik miljö i berget. Även vattnets pH-värde kan påverkas kraftigt. Sådan kemisk förändring kan i vissa fall påverka föroreningars uppträdande i berg, se kapitel 6.



Figur 7-3. Förslutning av borrhåle med en "Flexible liner" – en vattenfylld strumpa som förs ner i borrhålet och som förhindrar flöde (FLUTE™).

7.4.3 Undersökningar i brunnar och borrhål

Vid undersökningar i brunnar och borrhål måste hänsyn tas till bergets heterogena förhållanden. I detta kapitel visas exempel på lämpliga och metoder som kan användas vid sådana undersökningar. Fokus ligger på förhållandevis enkla metoder.

7.4.3.1 HYDRAULISK KARAKTERISERING AV BORRHÅL

Ett borrhål i berg kortsluter vattenförande sprickor och kan via yt nära sprickor eller läckande foderrörstättning kommunicera hydrauliskt med ovanliggande jordlager. Det betyder att vattenytan i borrhålet representerar den samlade effekten av vattenförande sprickor, i många fall grundvattennivån i ovanliggande jordlager. För att klarlägga borrhålets hydrauliska funktion och tolka olika hydrauliska data, krävs hydraulisk karakterisering av borrhålet.

Vid en sådan karakterisering studeras t ex:

- vattenförande sprickor i kontakt med borrhålet
- tätning mellan foderrör och borrhål
- trycknivåer i olika sprickor
- transmissivitet i öppet hål samt i delar av borrhålet
- vattenkemi i olika delar av borrhålet

Lämpliga tester för denna karakterisering är:

- manschetter (enkel/dubbel) för mätning av trycknivåer
- hydraultester i singulärt borrhål (pulstest, pumptest, infiltrationstest)
- hydrauliska interferenstester (pumptest)
- TV-loggning
- loggning av vattnets temperatur, pH, elektrisk konduktivitet, syre/redoxpotential etc
- provtagning av vatten på olika nivåer

Resultatet av en hydraulisk karakterisering sammanställs i ett protokoll som visar information från borrhållning, hydrauliska tester och loggning.

7.4.3.2 MANSCHETTESTER

Genom att använda manschetter kan ett borrhål sektioneras och studeras hydrauliskt utan påverkan från angränsande borrhållsavschnitt. Vid dessa tester kan enkel- och dubbelmanschetter användas. Det huvudsakliga syftet är att registrera trycknivåer vid olika borrhållssektioner samt sektionernas vattenförande förmåga.

Manschetten skall vara anpassad för hydrauliska tester, vilket innebär att manschettelementet av gummi skall vara tillräckligt långt och anpassat för att uppnå god täthet. Lämpligen utrustas manschetten med tryckmätare över och under samt i testsektionen.

7.4.3.3 HYDRAULTESTER I SINGULÄRT HÅL

Hydraultester genomförs för att studera borrhålls hydrauliska egenskaper. Testerna utformas med hänsyn till syften och bergets vattenförande förmåga. Är berget förhållandevis tätt (10^{-8} – 10^{-6} m/s) är pulstester lämpliga, medan pump- och infiltrationsförsök är tillämpliga vid högre vattenförande förmåga (10^{-6} – 10^{-3} m/s). Genom att utföra tester i sektioner utan kontakt med atmosfären kan pulstester praktiskt genomföras ner till 10^{-9} – 10^{-8} m/s. Pulstester ger information över borrhålls omedelbara närhet (några meter), medan

pump- och infiltrationstester kan ge information inom betydligt större avstånd (ca 100 m). Exakta gränser för olika testers lämplighet beror på utrustning, genomförande, tillgänglig testtid m m. Inför val av testmetod bör utrustningens prestanda klarläggas så att förväntat resultat kan uppnås.

Tester utförs med syfte att beskriva flödessystemets geometri samt för att kvantifiera bergets vattenförande förmåga (transmissivitet eller hydraulisk konduktivitet). Flödessystemets geometri utvärderas med diagnostisk analys, vilket kan ge värdefull information om spricksystemets struktur samt eventuella hydrauliska ränder.

7.4.3.4 HYDRAULISK INTERFERENSTEST

Vid hydrauliska interferenstest används observationshål för att registrera förändringar i samband med pump- och infiltrationstester. Fler mätpunkter ger hydraulisk information i större skala, t ex kan de hydrauliska egenskaperna i konduktiva sprickzoner och andra strukturer undersökas. För att tolka en interferens korrekt krävs att även de enskilda observationshålen är hydrauliskt karakteriserade.

7.4.3.5 TV-FILMNING

TV-filmning av borrhål i berg kan ge värdefull information om sprickor, bergarter och flödesförhållanden, figur 7-4. Det finns ett stort antal utrustningar på marknaden som erbjuder olika grader av teknisk nivå.



Figur 7-4. Vertikal spricka i borrhål.

7.4.3.6 LOGGNING AV VATTENKEMI

I borrhål i berg kan vattenkemin variera beroende på borrhåls hydrauliska läge (in- eller utströmningsområde för grundvatten) och förekomst av vattenförande sprickor och deras vattentryck. Genom att logga kemiska parametrar kan värdefull information om borrhåls hydrauliska funktion och områdets hydrogeologiska förhållanden insamlas.

Lämpliga parametrar är surhetsgrad, elektrisk ledningsförmåga, syrehalt/redoxpotential och temperatur. Det finns ett flertal utrustningar som är lämpade för dessa mätningar.

7.5 Provtagning

Provtagning av vatten och föroreningar bör anpassas till borrhålets hydrauliska funktion och föroreningens egenskaper. Det generella syftet med provtagning är att klarlägga en föroreningens förekomst i bergets sprickor. För att lyckas med det måste störningar från borrhningar och borrhål i största möjliga utsträckning minimeras.

Vid provtagning i jord finns tumregler om hur många gånger en brunn eller ett rör skall omsättas innan provtagning. Vid provtagning i berg är det direkt olämpligt att använda sådana metoder eftersom varje provtagning måste baseras på platsspecifik anpassning med hänsyn till borrhålets hydrauliska funktion, bergets hydrogeologiska förhållanden och föroreningens egenskaper. Exempel på brunnshydraulik visas i kapitel 3.6. Vid all provtagning bör eftersträvas låg flödes hastighet för att undvika turbulenta förhållanden med oönskat partikelinnehåll i vattnet.

Följande måste klarläggas vid val av provtagningsmetod:

- provtagnings syften
- föroreningens egenskaper
- borrhålets hydrauliska egenskaper
- lämplig omsättning för att erhålla en representativ provtagning

Ett antal provtagningsförfaranden åskådliggörs schematiskt i figur 7-5.

Alternativ 1 med en djupvattenpump placerad i borrhålet innebär att vatten som provtas blandas beroende av pumpflöde och vattenflöde från olika sprickor. En lång pumptid innebär ökad inblandning av ytvatten samt ökad homogenisering av olika vatten. Metoden är lämplig när man önskar ett blandvatten och en betydande omsättning.

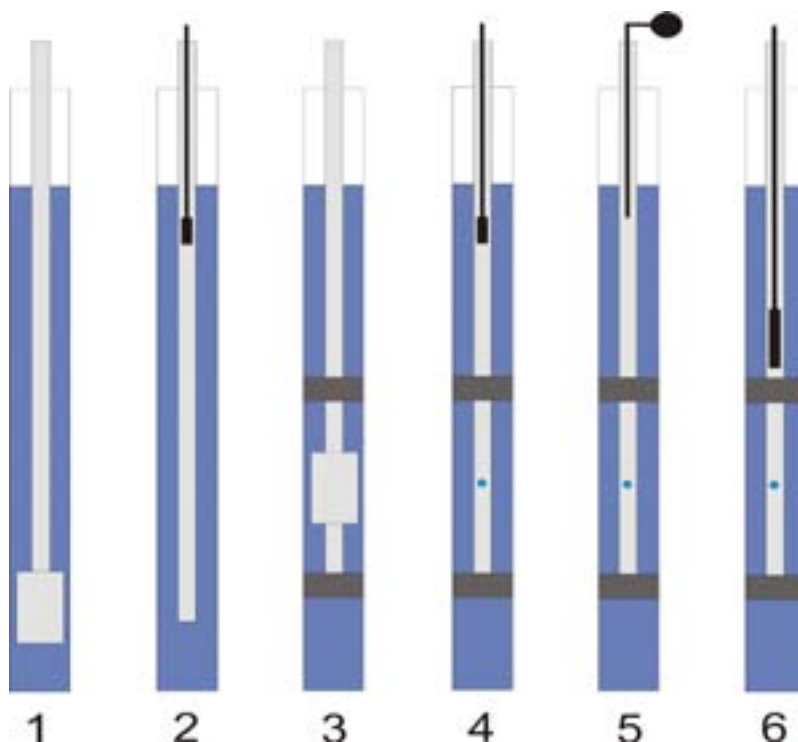
Alternativ 2 med en mindre pump placerad i en slang eller ett rör som går ner till provtagningsnivån. Även sugpump kan användas. Metoden är lämplig för enkel provtagning med låg vattenomsättning.

Alternativ 3 med en pump placerad under enkelmanschett eller i en dubbelmanschett. Metoden är tekniskt komplicerad.

Alternativ 4 med en mindre pump placerad i slang eller rör som nedåt avslutas under enkelmanschett eller i dubbelmanschett.

Alternativ 5 med samma uppställning som alternativ 4, fast med en sugpump vid markytan.

Alternativ 6 med samma uppställning som alternativ 4, fast provtagning sker manuellt med provtagare som sänks ner i slang eller rör.



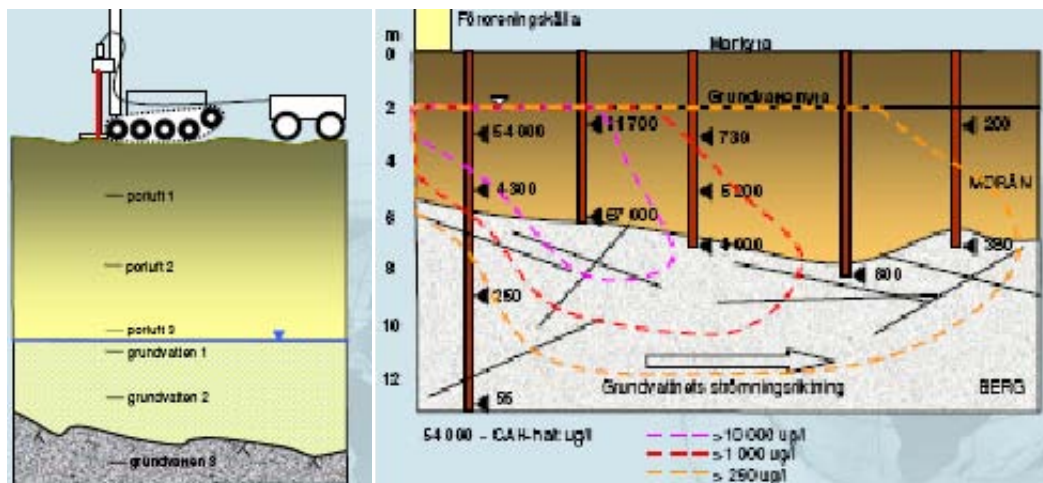
Figur 7-5. Provtagningsmetoder i borrhål.

- 1) Undervattenpump i öppet hål
- 2) Öppen slang/rör med liten pump ytlig placerad
- 3) Undervattenpump under enkelmanschett eller inom dubbelmanschett
- 4) Enkel- eller dubbelmanschett med liten pump ytligt placerad
- 5) Enkel- eller dubbelmanschett med sugpump vid markytan
- 6) Enkel- eller dubbelmanschett med provtagare i slang/rör

Om målsättningen med provtagningen är att insamla vatten som finns i själva borrhålet skall liten omsättning eftersträvas, liksom när provtagning skall ske av vatten som strömmar ut från en enskild spricka eller zon. För det sistnämnda fallet krävs att grundvattentrycken i olika sprickor eller sektioner av hål har klarlagts genom hydrauliska tester.

Om målsättning i stället är att insamla vatten från en spricka eller zon som under lång tid mottagit vatten från andra delar av borrhålet, krävs sannolikt en betydande omsättning. En sådan spricka eller zon karakteriseras av att grundvattentrycket är lägre än motsvarande den fria vattenytan i borrhålet. Har en sådan kontaminering pågått under längre tid kan det i praktiken vara omöjligt att insamla ett opåverkat vatten.

En robust metod för att provta porluft och grundvatten på olika nivåer i svårforcerad jord (t ex blockig morän) samt i ytliga bergsprickor har utvecklats på objekt som förorenats av VOCs eller vattenlösliga organiska föroreningar, t ex klorerade lösningsmedel, BTEX samt MTBE. För dessa ämnen är det viktigt att kunna beskriva föroreningshalter i tre dimensioner. Metoden bygger på konventionell jord-berg-sondering som görs med borrhandsvagn. Prover på porluft och grundvatten tas på utvalda nivåer med en vakuumpump genom JB-stål. I figur 7-6 illustreras metoden samt resultaten från ett objekt i Småland.



Figur 7-6. Illustration av provtagning av porluft och grundvatten med konventionell JB-sonderingsutrustning.

7.6 Undersökningskostnad

Undersökningar och provtagning i berg innebär förhållandevis stora kostnader jämfört med i jord. Orsaken är att det är relativt dyrt att etablera brunnar och att det krävs speciell utrustning för att genomföra undersökningar och provtagning i berg. I kapitel 7.4 redovisas ett antal lämpliga undersökningsmetoder som trots allt är relativt billiga att använda.

En kostnadspåverkande faktor är vilken dimension borrhål och brunnar har. Borrhål med en diameter på 100–125 mm är lämplig ur kostnadssynpunkt, tillräckligt stor för att rymma ordinär utrustning och samtidigt tillräckligt liten för att utrustningen skall kunna hanteras manuellt, dvs utan tung maskinell utrustning.

I tabell 7-5 visas ungefärliga kostnader för ett antal undersökningsmoment. Den utrustning som förutsatts kan användas till drygt 100 m djup, och i borrhål som lutar upp till 45 grader.

Tabell 7-5. Prisuppskattning för olika metoder och moment för undersökningar i berg, inklusive kostnader för utvärdering. Kostnader avser fältarbeten.

Metod	Etableringskostnad	Rörlig kostnad	Kommentar
Ny brunn; D=100 m (hammarborrning)	10–30 000 kr	25 000 kr/brunn	För flyttning mellan punkter ersätts vanligen per timme
Manschetttest; 8 tim	5–50 000 kr	10 000 kr/brunn	Testtid varierar stort beroende på vattenförande förmåga
Pulstest; 1 tim	–	2–4 000 kr/test	Testtid varierar stort beroende på vattenförande förmåga
Pump- och infiltrationstest, 8 tim	5–20 000 kr	10 000 kr/test	Kostnad varierar beroende av pumpflöde och tillgång till ström
TV-filmning	–	5 000 kr/brunn	
Loggning (pH, konduktivitet, syre)	–	5 000 kr/brunn	
Provtagning utan manschett, alt. 1, 2	–	5 000 kr/prov	Kostnad beror på omsättningstid
Provtagning med manschett, alt. 4,5,6	5–20 000 kr	5–10 000 kr/prov	Kostnad beror på omsättningstid

Bedömda kostnader enligt ovan är starkt beroende av etableringsmöjligheter, undersökningens syften och faktiska hydrogeologiska förhållanden. Sammantaget bedöms fältkostnaderna för etablering av fyra brunnar, hydrauliska tester, loggning och provtagning till i storleksordningen 200 000–300 000 kr, exklusive kostnader för vattenanalyser och speciella undersökningsinsatser.

8 Slutsatser

Viktiga slutsatser sammanfattas i följande punkter:

- Grundvattenflöden i berg är svåra att klarlägga till följd av bergets heterogena egenskaper. Undersökningar blir därför kostsamma och kan innehålla betydande osäkerheter. Utförs hydrauliska undersökningar i berg bör de göras inom ramen för en bred hydrogeologisk utredning.
- Under naturliga ostörda förhållanden antas grundvattnet i huvudsak vara i kemisk jämvikt med omgivande berggrund. I samband med undersökningar i berg är det sannolikt att de kemiska förhållandena påverkas. Förenklat innebär borrningar och hydrauliska undersökningar att ett mer syrerikt, humusrikt och surt vatten tillförs berget, vilket initierar processer som på olika sätt påverkar vattnets kemi samt förekommande föroreningar.
- En konsekvens är att undersökningar som innebär borrning och tester i borrhål i berg bör undvikas om det inte ur risk- och åtgärdsynpunkt bedöms nödvändigt för att insamla platsspecifika beräknings- och beslutsunderlag. Ytterligare en slutsats är att undersökningar måste utföras så att inte spridningsförhållandena förvärras, vilket kan uppnås med väl genomförda undersökningar samt skyddsåtgärder.
- Det är i de flesta fall möjligt att utifrån översiktligt hydrogeologisk underlag bedöma om en viss typ av förorening förekommer i berg eller inte. I de fall det krävs detaljerad kunskap om förekomst, halt och spridningsförhållanden, måste dock omfattande undersökningar genomföras. Detta är en viktig slutsats som påverkar valet av strategi när det gäller undersökning av föroreningar i berg.
- Vid provtagning i jord finns tumregler om hur många gånger en brunn eller ett rör skall omsättas innan provtagning. Vid provtagning i berg är det direkt olämpligt att använda sådana metoder eftersom varje provtagning måste baseras på platsspecifik anpassning med hänsyn till borrhålets hydrauliska funktion, bergets hydrogeologiska förhållanden och föroreningens egenskaper.
- Inledningsvis poängteras behovet av en undersökningsorganisation som besitter den kunskaps- och erfarenhetsbredd som är nödvändig för att hantera de mycket komplexa förhållanden som föroreningar i berg innebär. Det gäller både beställare- och utförandeorganisationerna.

9 Referenser

Alm P 1999. Hydro-mechanical behaviour of a pressurised single fracture: An in-situ experiment. Doktorsavhandling. Publ a 92, Department of Geology, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Andersson J, Berglund J, Follin S, Hakami E, Halvarson J, Hermanson J, Laaksoharju M Rhén I, Wahlgren C-H 2002. Testing the methodology for site descriptive modelling. Application for the Laxemar area. SKB Technical Report TR-02-19.

Appelo, C.A.J. & Postma, D. 2005. Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema, Leiden. 649 sid.

ATSDR, 2001: Public Health Assessment Guidance Manual. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/HAGM/index>

Berner, Elizabeth Kay and Robert A 1987. The Global Water Cycle: Geochemistry and Environment. Prentice Hall, Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.

Byegård, J, Gustavsson, E., och Tullborg, E-L. 2006. Bedrock transport properties data evaluation and retardation model : preliminary site description : Laxemar subarea : version 1.2 SKB Stockholm 73 sid.

Bäckman H 2005. Rörnätskommittén, sekr. Svenskt vatten, pers. komm.

Carlsson A & Olsson T 1977. Water leakage in the Forsmark tunnel, Uppland, Sweden. Swedish Geological Survey, SGU Ser C 734.

Drever, J.I. The geochemistry of natural waters : surface and groundwater environments. 3rd ed. Prentice Hall. 436 sid.

Elert, M., Gylling, B & Lindgren, M. 2004. Assessment model validity document FAR31. SKB Stockholm. 39 sid.

Länsstyrelsen i Kalmar län 2004. Projekt Emnabo, Huvudstudie, Bekämpningsmedel i grundvatten, Torsås kommun, Slutrapport.

Fetter CW 2001. Applied Hydrogeology. 4th Edition. Pearson International Edition. New Jersey, USA. 598 sid.

Freeze & Cherry 1979. Groundwater, Englewood Cliffs ; London : Prentice-Hall, 1979.

Gascoyne, M. and D.C. Kamineni. 1994. The Hydrogeochemistry of fractured plutonic rocks in the Canadian Shield. Applied Hydrogeology 2, 43-49.

Graffner O 2005. Groundwater recharge to crystalline bedrock. Licenciatuppsats. Bygg- och miljöteknik, CTH. (*in prep.*)

- Gustafson G., 1988. Groundwater in crystalline rocks – some ideas. In Englund *et al.* *Studies on groundwater recharge in Finland, Norway and Sweden*. Proceedings of a workshop, Mairehamn, Åland, Finland 25–26 september, 1986.
- Hazardous Waste Clean-Up Information (CLU-IN) 1997. AATDF Technology Practices Manual for Surfactants and Cosolvents (TR-97-2).
- Healy R.W., Cook P.G., 2002. Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal* (2002) 10:91-109.
- HSDB, 2001: Hazardous Substances Data Bank. Toxicology Data Network. U.S. National Library of Medicine, National Institutes of Health and Department of Health & Human Services. <http://toxnet.nlm.nih.gov>
- Hubbert MK 1940. The theory of groundwater motion. *J. Geology* 48:785-944.
- Johansson P-O., 1987. Methods for estimation of direct natural groundwater recharge in humid climates. KTH, *TRITA-KUT 1045*.
- Johansson S & Nilsson T 1985. Hydrology of the Lake Gårdsjön area. *Ecological Bull.* 37:87-96, Stockholm.
- Miljödepartementet, KASAM, 2001: kunskapsläget för kärnavfallsfrågor 2001, SOU 2001:35
- Kjeldsen P & Christensen TH 1996A. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr 20. Bind 1 sid. 1–299. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen..
- Kjeldsen P & Christensen TH 1996B. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr 20. Bind 2 sid. 313–508. Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen.
- Knutsson G & Morfeldt C-O 1993. Grundvatten. Teori & tillämpning. Svensk Byggtjänst, Solna.
- Kovalick Jr W 2004. Keynote Adress Ground Water Remediation: Making Progress, Challenges Ahead. Fracture Rock Conference: State of the Science and Measuring Success in Remediation, Portland, Maine.
- Laaksoharju M, Skårman C, Skårman E, 1999. Multivariate Mixing and Mass-balance (M3) calculations, a new tool for decoding hydrogeochemical information. *Applied Geochemistry* (1999) Vol. 14 #7. Elsevier Science Ltd., pp861-871.
- Lerner DN 2002. Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology Journal*, vol.10:143-152. Springer-Verlag, Tyskland.
- Lloyd J W 1999 (ed). Water resources of hard rock aquifers in arid and semi-arid zones, Unesco Publishing.

- Lång, L.-O., 1989: Interpretations of pH and alkalinity in well waters from southwestern Sweden. Licentiate thesis. – CTH/GU, Geol. Inst., Publ A66. Göteborg. 103 pp
- Mossmark, F., Hultberg, H., and Ericsson, L.O., 2007 Effects of groundwater extraction from crystalline hard rock on water chemistry in an acid forested catchment at Gårdsjön, Sweden. *Applied Geochemistry* 22 p 1157–1166.
- Naturvårdsverket 1997. Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Statens Naturvårdsverk Report 4639, 68 sid.
<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-4639-X.pdf>
- Naturvårdsverket 1998. Vägledning för miljötekniska markundersökningar, Del 1: Strategi, Efterbehandling och sanering, Rapport 4310.
- Naturvårdsverket 2006. Metallerens mobilitet i mark. Kunskapsprogrammet Hållbar sanering. Statens Naturvårdsverk Rapport 5536. 113 sid.
- Neretnieks, I. 1993. Solute transport in fractured rock – Applications to radionuclide waste repositories. Flow and contaminant transport in fractured rock. In: (Ed.) Bear, J, Tsang, C-F and de Marsily. Academic press.
- Norin M, Hultén A-M, Svensson C 1999. Groundwater studies conducted in Göteborg, Sweden. In: Chilton J. (ed), *Groundwater in the urban environment – selected city profiles*, Balkema, Rotterdam. 209-216.
- Olofsson Bo 1998. The importance of soils for groundwater chemistry of hard rock. In: *Hardrock Hydrogeology of the Fennoscandian Shield*, Proceedings of the Workshop on Hardrock Hydrogeology, Äspö, Sweden. May 1998, NHP Report No. 45.
- Olofsson, B 2000. Projekt Utredning Hallandsås (PUH). Parameterbestämning och resultat från RiskVariabel-metoden applicerad på grundvattenpåverkan i jord vid tunnelbyggande på Hallandsås. KTH, Avd för mark- och vattenresurser. Rapport till Banverket 2000-09-12, 69 s.
- Oda M 1986. An equivalent continuum model for coupled stress and fluid flow analysis in jointed rock masses. *Water Resources Research*, 22, 13, 1845-1856.
- Palmqvist K 1990. Groundwater in crystalline bedrock. SKB Technical Report 90-41.
- Queens University Groundwater group.
<http://civil.queensu.ca/enviro/groundwater//researchinterests.ht>
- Raven K G & Gale J E 1985. Water flow in a natural rock fracture as a function of stress and sample size. *Int J Rock Mech Min Sci & Geomech Abstr* 22, 251-261.

- Rhén I, Gustafson G, Stanfors R & Wikberg P 1997. ÄSPÖ HRL – Geoscientific evaluation 1997/5. Models based on site characterization 1986-1995. SKB Technical Report 97-06.
- Rodhe A, Lindström G & Dahné J 2008. Grundvattenbildning i svenska typjordar – metodutveckling av en vattenbalansmodell, Uppsala universitet, Report Series A Nr 66.
- Scanlon B.R., Healy R.W., Cook P.G., 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal* (2002) 10:18-39.
- Sidborn 2003. Modelling some biochemically mediated processes in rocks. 48 sid. Trita-KET 185. KTH Inst. För Kemiteknik.
- SMHI 2005.
<http://www.smhi.se>
- SNA 2005. Sveriges Nationalatlas, Berg och Jord.
<http://www.sna.se/webbatlas/kartor/vilka.cgi?fritext=HK>
- Sophocleous, M 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of science, *Hydrogeology Journal*, vol.10:52-67. Springer-Verlag, Tyskland.
- SOU 2001:35. Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2001 : rapport från Statens råd för kärnavfallsfrågor (KASAM), Stockholm.
<http://www.sou.gov.se/kasam/rapporter/#SOU2001:35>
- SOU 2004:67. Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2004. : rapport från Statens råd för kärnavfallsfrågor (KASAM), Stockholm.
<http://www.regeringen.se/content/1/c6/02/72/24/03bd37d5.pdf>
<http://www.regeringen.se/content/1/c6/02/72/24/6d59952f.pdf>
<http://www.regeringen.se/content/1/c6/02/72/24/312002b6.pdf>
- Stejmar Eklund, H. 2002. Hydrogeologiska typmiljöer: verktyg för bedömning av grundvattenkvalitet, identifiering av grundvattenförekomster samt underlag för riskhantering längs vägar. *Chalmers Tekniska högskola, Geologiska institutionen. A publ.101*. Lic. avh.
- Stumm, W & Morgan, J.J. 1996 Aquatic chemistry : chemical equilibria and rates in natural water. New York, Wiley. 1022 sid.
- Sundquist U, Wallroth T, Eliasson T 1988: The Fjällbacka HDR geothermal energy research project: reservoir characterisation and injection well stimulation. Publ Fj-9. Department of Geology, Chalmers University of Technology and University of Göteborg, 92p.
- Svenskt Vatten 2001. Fakta om vatten och avlopp. Prinffo/Team Offset & Media, Malmö.

Sveriges Geologiska Undersökningar (SGU) . Från nationella jordartsdatabasen för Sverige. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-624/2005.”

Toth J 1963. A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *J. Geophysical Research* 68:4785-4812.

Vidstrand P 1999. Hydrogeological scale effects in crystalline rocks. Comparison of field data from Äspö HRL with data from predictive upscaling methods. Licentiatuppsats, Publ a 88, Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.

Undersökning av föroreningar i berggrund

RAPPORT 5930

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5930-9
ISSN 0282-7298

Rapporten beskriver en metod, ett arbetssätt, som kan användas vid undersökningar av förorenad mark där risken för föroreningsspridning i berg hanteras systematiskt. Metoden innebär att arbetet delas upp i tre skeden och varje skede innehåller specifika frågeställningar och därtill kopplade undersökningar. Målsättningen är att skapa en beslutsprocess som resulterar i tydliga motiv för om undersökningar skall utföras i berg eller inte. En av slutsatserna i rapporten är att borrning av brunnar och/eller hydrauliska tester i berg bör undvikas om inte platspecifika underlag krävs för riskbedömningar och åtgärdsutredningar. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporterna. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet, SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.

