

R-00-21

Grundvattensänkning och dess effekter vid byggnation och drift av ett djupförvar

Carl-Lennart Axelsson
Golder Grundteknik

Sven Follin
SF geoLogic AB

Juli 2000

Svensk Kärnbränslehantering AB

Swedish Nuclear Fuel
and Waste Management Co
Box 5864
SE-102 40 Stockholm Sweden
Tel 08-459 84 00
+46 8 459 84 00
Fax 08-661 57 19
+46 8 661 57 19



ISSN 1402-3091

SKB Rapport R-00-21

Grundvattensänkning och dess effekter vid byggnation och drift av ett djupförvar

Carl-Lennart Axelsson
Golder Grundteknik

Sven Follin
SF geoLogic AB

Juli 2000

Denna rapport har gjorts på uppdrag av SKB. Slutsatser och framförda åsikter i rapporten är författarens(nas) egna och behöver nödvändigtvis inte sammanfalla med SKB:s.

Förord

Denna rapport har tillkommit på uppdrag av Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB). Rapportens syfte är att på ett lättfattligt sätt förklara de faktorer som bestämmer grundvattensänkning i berg och jord i samband med byggnation och drift av ett djupförvar, samt vilka effekter den kan ha på omgivningen, framförallt på växtligheten och enskilda brunnar.

Sambandet mellan grundvattensänkning i berg och jord vid undermarksbyggande och påverkan på växtlighet och enskilda brunnar är inte i alla avseenden entydigt. Det är först på senare år som forskarna börjat dokumentera grundvattensänkningens effekter på växtligheten. Därför måste med nödvändighet generaliseringar göras, särskilt i de första sammanfattande figurerna. Påverkan på enskilda brunnar är ett jämförelsevis mer lättförklarat fenomen, där erfarenheter från undermarksanläggningar finns att tillgå.

Projektledare vid SKB har varit Kaj Ahlbom, som bidragit med värdefulla synpunkter. Rapporten har producerats digitalt med hjälp av Sakar Koyi och Martin Stigsson vid Golder Grundteknik.

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Grundvattensänkning i berget	7
Grundvattensänkning i jordlagren	7
1 Inledning	11
1.1 Bakgrund och syfte	11
1.2 Grundvattnets betydelse för djupförvaret	11
1.3 Avgränsningar	12
1.4 Bakgrundsmaterial	12
2 Beskrivning av djupförvaret	15
2.1 Layout	15
2.1.1 Principiell utformning av djupförvaret	15
2.1.2 Utrymmesbehov och volymer	18
2.1.3 Platsspecifik anpassning av djupförvaret	19
2.2 Tidsaspekter	21
3 Allmänt om grundvattenströmning och effekter av grundvattensänkning	23
3.1 Grundvattnets förekomst och strömning	23
3.2 Grundvattensänkning	28
3.2.1 Allmänt	28
3.2.2 Styrande faktorer	29
3.2.3 Förväntad inströmning av grundvatten till djupförvaret	33
3.2.4 Förväntat påverkat område från djupförvaret	34
3.2.5 Grundvattensänkning i berggrunden runt en tunnel i homogent berg	37
3.2.6 Grundvattensänkning i jordlagren runt en tunnel i berg	38
3.3 Förväntade effekter av grundvattensänkning	41
3.3.1 Påverkan på växtlighet	41
3.3.2 Påverkan på grundvattenuttag	46
3.3.3 Saltvattenpåverkan	48
3.4 Åtgärder för att minska grundvattensänkning	50
3.4.1 Injektering	50
3.4.2 Infiltration	51

4	Erfarenheter av grundvattenpåverkan och dess effekter vid undermarksanläggningar	53
4.1	Berggrund med låg vattengenomsläpplighet	53
4.1.1	Bolmentunneln	53
4.1.2	Gruvor	57
4.2	Berggrund med hög vattengenomsläpplighet	59
4.2.1	Juktans pumpkraftverk	59
4.2.2	Åspölaboratoriet	64
4.2.3	Hallandsåstunneln	67
5	Geologiska, hydrogeologiska och hydrometeorologiska förhållanden i förstudiekommunerna	71
5.1	Översiktlig sammanfattning	71
	Referenser	75
	Bilaga	81

Sammanfattning

Vid bygge och drift av ett djupförvar kommer grundvatten att strömma in i förvaret där detta korsar vattenförande sprickor och sprickzoner. Inflödets storlek beror främst på bergets vattengenomsläpplighet. Djupförvaret kommer att lokaliseras till en berggrund med relativt låg vattengenomsläpplighet och områden med större vattenförande sprickzoner kommer att undvikas. Om det under byggnationen ändå inträffar större inflöden kommer berget att tätas i dessa områden. Erfarenheter från gruvor i Sverige visar att det är rimligt att anta att inflödet kan komma att uppgå till ca 1 m³/minut under det reguljära driftskedet. Under byggskedet och den inledande driften, som beräknas pågå 11–20 år, blir inflödet uppskattningsvis omkring hälften så stort.

Grundvattensänkning i berget

Inflödet till djupförvaret ger upphov till en sänkning av grundvattentrycken i berggrundens spricksystem. Denna trycksänkning utbreder sig bort från förvaret tills jämvikt råder mellan inflödet till djupförvaret och tillrinningen till berggrunden inom det påverkade området. Erfarenheter från andra undermaksanläggningar visar att storleken på det påverkade området i berggrunden kan uppgå till några kvadratkilometer. Om förvaret via sprickzoner står i hydraulisk kontakt med större ytvattendrag, sjöar eller hav blir det påverkade området mer begränsat. En sänkning av berggrundvattnet sker företrädesvis längs de sprickzoner som står i kontakt med djupförvarets olika delar, särskilt tillfartstunneln och schakt. Om sprickzonerna inte tätas kan en grundvattensänkning i berget inträffa upp till några kilometer från förvaret. Sänkningen är störst närmast förvaret, och avtar med avståndet. Erfarenheter visar att i vissa fall kan en grundvattensänkning på flera tiotals meter förekomma i större sprickzoner på några kilometers avstånd.

För enskilda brunnar kan en grundvattensänkning i berggrunden medföra minskade uttagsmöjligheter om brunnarna är borrhålor i större sprickzoner som har kontakt med djupförvaret. En kustnära förläggning av djupförvaret kan även medföra saltvatteninträngning med en ökad risk för saltvattenpåverkan i närliggande bergbrunnar.

Grundvattensänkning i jordlagren

Inom det område där grundvattentrycket i berggrunden sänks kan grundvattnet i jordlagren påverkas genom en ökad tillrinning till berggrunden. Jordlagrens vattengenomsläpplighet och vattenhållande förmåga bestämmer tillsammans med grundvattenbildningen hur stor påverkan blir i jordlagren. Grundvattensänkningen i jordlagren är i allmänhet mindre än den i berg beroende på bl a de annorlunda geologiska förhållandena och den större grundvattenbildningen.

Vid relativt täta jordar, som finkornig morän och lerjordar, sker ingen påtaglig grundvattensänkning. Detsamma gäller de fall då jordlagren innehåller skikt av tätare material såsom lerlinser i grövre morän eller i sandlager. För grovkorniga jordlager, som sand och grus, kan grundvattnet lokalt sänkas helt om mäktigheten är mindre än några meter. Vid större jordlagermäktigheter sker också en sänkning av grundvattennivån men erfarenhetsmässigt töms inte grundvattenmagasinet helt.

Grundvattensänkning i jordlagren sker i anslutning till vattenförande sprickzoner företrädesvis i sänkor i de fall där lagerföljden består av grovkorniga jordar. Erfarenheter från större tunnelbyggen visar att grundvattennivån i jordlagren här kan sänkas upp till några meter. Grundvattensänkningen är störst i tunnelns närhet och upphör helt efter något hundratal meter. Om djupförvarets tillfartstunnel korsar en större sprickzon som inte är tätad, kan man förvänta sig att grundvattennivån i jordlagren sänks längs med sprickzonen upp till några kilometer från tunneln.

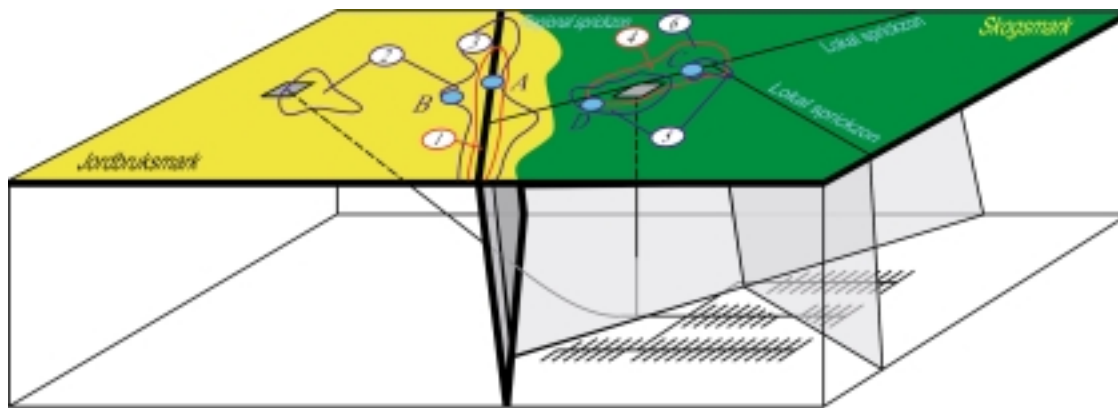
Brunnar som ligger i jordlagren inom något hundratal meter från tillfartstunneln eller ovanför större sprickzoner kan få en sänkning av grundvattennivån med upp till några meter. Vid lokalisering av tillfartstunneln bör därför hänsyn tas till områden som har betydelse för den lokala vattenförsörjningen.

En grundvattensänkning i jordlagren kan medföra effekter på vegetation, jordbruk och skogsbruk. Den vegetation som växer i sluttningar och på höjder är generellt mindre känslig för en grundvattensänkning än vegetationen i lågt liggande terräng och våtmarker med hög grundvattennivå. En grundvattensänkning påverkar växtligheten endast i de fall där grundvattennivån normalt ligger högt under vegetationsperioden och nivåvariationen är liten, samt om jorden har en låg vattenhållande förmåga, som t ex sand och grus.

Jordbruksmarkens känslighet för en grundvattensänkning bestäms av de geologiska förhållandena på platsen. Odlingar på lerjordar och finkorniga sediment är mindre känsliga än grövre jordar. För skogsbruket bör en grundvattensänkning totalt leda till en ökad tillväxt om en grundvattensänkning sker i marker med höga grundvattennivåer.

Generellt sker vegetationsförändringar långsamt och det tar många år innan man kan särskilja eventuella naturliga förändringar från effekter av grundvattensänkning. Efter avslutad deponering och förslutning av djupförvaret kommer grundvattennivån i berg och jord att återgå till ursprungliga förhållanden. Det kan ta flera tiotals år innan grundvattennivån har återställts. Detta kan i sin tur leda till att områden där vegetationen har anpassats till en lägre grundvattennivå under driftperioden, påverkas av den höjda grundvattennivån.

En översiktlig sammanfattning av grundvattensänkning i berg och jord och vilken påverkan denna kan medföra på växtlighet och enskilda brunnar framgår av figurerna på de kommande sidorna. Figurerna ska ses som exempel där ett djupförvar har placerats i några typiska geologiska miljöer. Hur påverkan blir i verkligheten bestäms av de geologiska förhållandena på den aktuella platsen, hur anläggningens layout anpassas till dessa förhållanden samt vilka åtgärder som vidtas för att begränsa inflödet till anläggningen. Även återinfiltration av uppumpat grundvatten påverkar hur stor grundvattensänkningen blir och därmed dess effekter.



Alternativ "Lång tillfartstunnel"

Geografi: Skogs- och jordbruksmark

Geologi: Sand, grus och sandig-grusig morän under lera, >5 m jordtäckning / Berg-morän (sandig-moig) terräng, 0-5 m jordtäckning

Grundvattensänkning i skogsmark är måttlig och sker huvudsakligen längs lokala sprickzoner och företrädesvis i lågt liggande terräng. Ingen grundvattensänkning sker i jordbruksmark. I berg samt sand och gruslager under jordbruksmarken kan grundvattensänkning vara stor och sker huvudsakligen längs större sprickzoner.

1. Grundvattensänkning i berg på flera 10-tals meter längs större sprickzoner upp till några kilometer från tunneln.
2. Grundvattensänkning i sand, grus och morän under lera på några meter upp till några kilometers avstånd längs större sprickzoner och vid tunnelpåslag.
3. Ingen grundvattensänkning i jordbruksmark (lera). Ingen påverkan på växtligheten. Flödet i vattendrag påverkas ej.
4. Grundvattensänkning i berg på något 10-tal meter längs lokala sprickzoner ovanför förvaret upp till någon kilometer från förvaret.
5. Grundvattensänkning i morän på upp till någon meter i sänkor längs lokala sprickzoner ovanför förvaret på några hundra meters avstånd. Viss påverkan på växtligheten kan förekomma, särskilt på vattenkrävande vegetation i kärrmarker. Flödet i mindre vattendrag kan minska och i vissa fall kan de torka ut.
6. Ingen grundvattensänkning sker i höjdområden eller i områden med lerig morän. Ingen påverkan förekommer där på växtligheten.

Brunnar:

- A. Bergbrunnar i större sprickzoner kan få en grundvattensänkning på flera 10-tals meter upp till några kilometer från tunneln.
- B. Jordbrunnar i sand och grus under lera kan få en grundvattensänkning på några meter upp till några kilometer från tunneln.
- C. Bergbrunnar i lokala sprickzoner kan få en grundvattensänkning på något 10-tal meter upp till någon kilometer från tunneln.
- D. Jordbrunnar belägna i sänkor i lokala sprickzoner ovanför förvaret kan få en grundvattensänkning på upp till någon meter på några hundra meters avstånd.

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) genomför förstudier i ett antal kommuner. Förstudiernas huvudsyfte är att utvärdera förutsättningarna för att lokalisera ett djupförvar för använt kärnbränsle utifrån befintligt bakgrundsmaterial. Vidare skall förstudierna belysa de konsekvenser som en sådan lokalisering skulle kunna få. I samband med presentationer och diskussioner under förstudiearbetet uppkommer att antal frågeställningar som kräver mer ingående studier. En sådan är hur grundvattnet påverkas och vilken effekt detta har på omgivningen.

I föreliggande studie diskuteras grundvattensänkning och dess effekter vid byggnation och drift av ett djupförvar. Eftersom de flesta förstudier görs i kommuner som gränsar till havet beskrivs även vad en kustnära lokalisering betyder ur denna aspekt. Den grundvattensänkning som följer av byggnation av ett djupförvar relateras i denna studie till de naturliga fluktuationerna av grundvattennivån i jordlager och berggrund. Syftet är att beskriva grundvattensänkningens eventuella effekter på växtlighet, möjlighet till grundvattenuttag i enskilda brunnar samt saltvattenuppträngning.

1.2 Grundvattnets betydelse för djupförvaret

Grundvattnet har betydelse för djupförvaret ur flera aspekter. Vid byggnation av undermarksanläggningar i berg under grundvattenytan sker alltid ett visst inläckage av grundvatten. Under byggnation och drift av ett djupförvar kan inläckage av grundvatten medföra störningar i driften och arbetsmiljöproblem. Bland annat därför eftersträvas att lokalisera förvaret så att större vattenförande sprickzoner ej förekommer i dess omedelbara närhet, samt att genomföra tätningsåtgärder av eventuellt påträffade sprickzoner. Trots allt kommer ett visst inläckage att ske och det inläckande grundvattnet måste pumpas upp ur anläggningen. Detta innebär att grundvattenförhållandena i anslutning till anläggningen kommer att påverkas under byggnation och drift. Det uppumpade vattnet kan behöva renas så att icke önskvärda konsekvenser för miljön undviks. Grundvattnets betydelse för den långsiktiga säkerheten efter avslutad drift har behandlats av SKB i ett antal rapporter, t ex SKB:s säkerhetsanalys SR 97 /SKB, 1999b/.

I föreliggande studie diskuteras grundvattenpåverkan som följd av inläckage till djupförvaret under bygge och drift. Med påverkan avses här grundvattensänkning i omgivande berggrund och jordlager, samt dess eventuella effekter på växtlighet, möjligheter till grundvattenuttag i enskilda brunnar och förändringar i vattenkvalitet pga saltvattenuppträngning.

1.3 Avgränsningar

Studien grundar sig på befintlig kunskap och tillgänglig dokumentation om inläckage och grundvattensänkning till undermarksanläggningar i urberg. Det material som refereras är platsspecifikt och beroende på lokala geologiska, hydrogeologiska och hydrometeorologiska förhållanden samt anläggningarnas utformning. Bedömningarna i denna studie är därför med nödvändighet översiktliga och skall ses som exempel, eftersom ingen prioriterad plats ännu har valts för djupförvaret.

De geologiska, hydrogeologiska och hydrometeorologiska förhållanden som diskuteras är sådana som förekommer i de aktuella förstudiekommunerna (se figur 1-1 och kapitel 5).

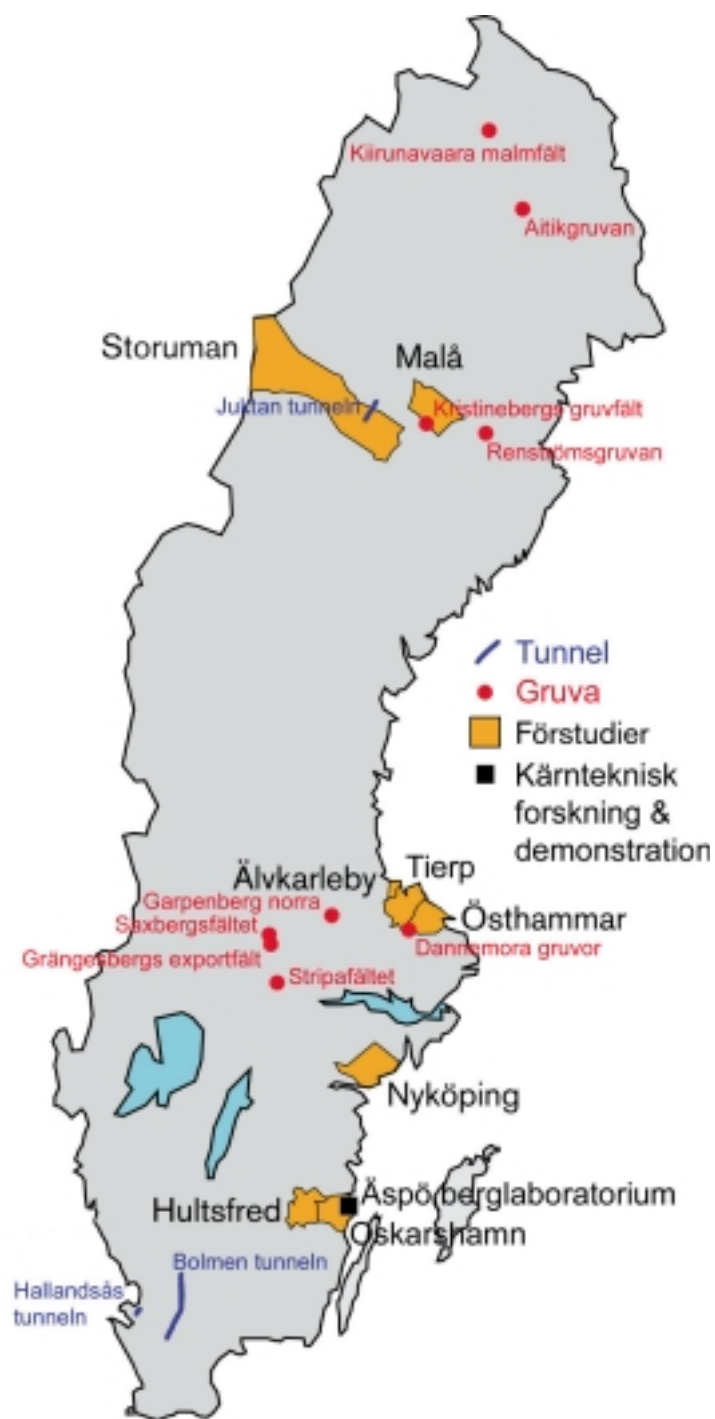
1.4 Bakgrundsmaterial

Inom förstudierna görs ett omfattande geovetenskapligt utredningsarbete. Befintligt underlag ställs samman och analyseras med avseende på faktorer som har betydelse för lokaliseringsförutsättningarna. Underlaget hämtas från en rad källor, däribland geologiska kartor, geofysiska mätningar, hydrauliska mätningar och bergundersökningar som gjorts i olika sammanhang. Normalt förekommer dock inga undermarksanläggningar på större djup i berggrunden inom de aktuella förstudiekommunerna. Ett viktigt undantag utgörs av Äspölaboratoriet i Oskarshamns kommun. Denna anläggning omfattar mer än tre kilometer tunnel och sträcker sig ned till 450 m djup.

Erfarenheter från inläckage och grundvattensänkning samt dess effekter erhålles därför främst från gruv- och anläggningsindustrin. De exempel som behandlas i denna studie består av (se figur 1-1):

- Några gruvor belägna i Norrbotten, Västerbotten, Gävleborg, Uppsala, Kopparberg och Örebro län.
- Äspölaboratoriet, SKB:s forskningsanläggning i Oskarshamns kommun, Kalmar län.
- Juktantunneln, Vattenfalls vattenkrafttunnel i Storumans kommun, Västerbottens län.
- Hallandsåstunneln, Banverkets planerade järnvägstunnel genom Hallandås, Skåne och Hallands län.
- Bolmentunneln, Sydvattens tunnel för vattenförsörjning som sträcker sig från södra Småland till norra Skåne.

För de kommuner där förstudier har genomförts finns ett hydrogeologiskt bakgrundsmaterial publicerat, främst i form av SKB-rapporter framtagna i samband med förstudiearbetet. Därutöver har SKB utfört länsvisa översiktsstudier som presenterar de regionala geologiska förutsättningarna för ett djupförvar. Observationer av långsiktiga grundvattennivåvariationer i jordlagren finns vid SGU:s grundvattennät. De hydrogeologiska undersökningar som utförts av SGU ger en översiktlig information om jordlagrens och berggrundens vattenförande egenskaper.



Figur 1-1. Lägen på gruvor och andra berganläggningar som behandlas i denna studie. Aktuella förstudiekommuner inför platsundersökningsskedet visas även.

2 Beskrivning av djupförvaret

Principerna för utformning och byggnation av ett djupförvar har beskrivits i SKB:s FUD-program /SKB, 1992a,b, 1995b och 1998b/ och i PLAN 98 /SKB, 1998a/. Plats-specifika utformningar för några generiska platser finns redovisade i SR 97 /SKB, 1999b/ och Munier m fl /1997/. Dessutom finns redovisningar av schematiska förvars-utformningar i vissa förstudier /se t ex Eng, 1997/. Dimensioner på olika anläggningsdelar är inte fastslaget, men preliminära uppgifter finns redovisade i Lönnerberg och Pettersson /1998/. Nedanstående text är en sammanfattning från dessa referenser.

2.1 Layout

2.1.1 Principiell utformning av djupförvaret

Ett djupförvar består av anläggningar både under och ovan jord. Underjordsanläggningarna består i huvudsak av ett system av parallella deponeringsorter på ca 500 m djup med tillhörande transportorter, serviceutrymmen och ventilationssystem. Hur de olika anläggningarna skall utformas så att de tekniskt, miljö- och säkerhetsmässigt ger en optimal funktion kräver noggrann planering och att hänsyn tas till de förhållanden som råder på platsen. En principiell skiss av förvarets olika delar visas i figur 2-1. Djupförvarets olika delar byggs i etapper och består av:

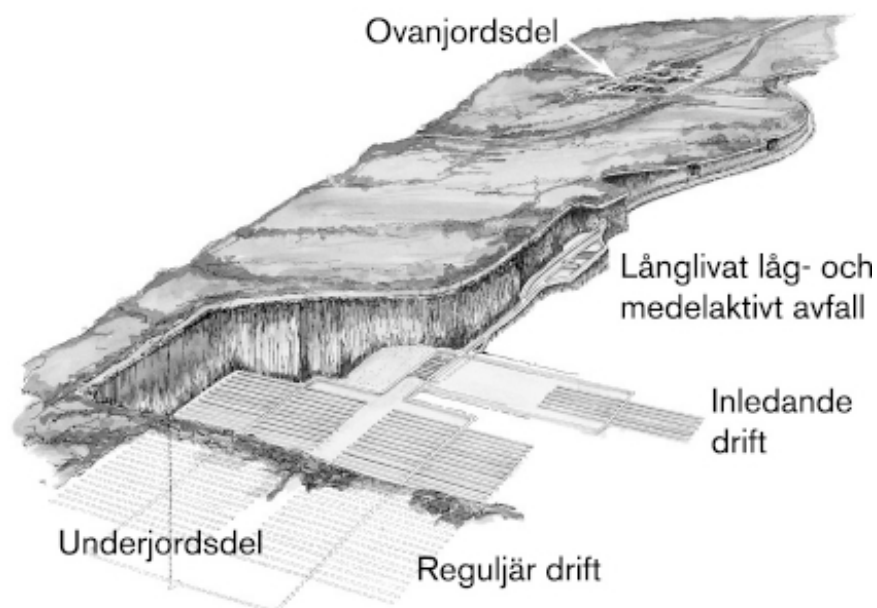
- ovanjordsdel,
- nedfart (ramp eller schakt),
- centralområde under jord,
- område för deponering av använt kärnbränsle, inledande drift (Etapp 1),
- område för deponering av använt kärnbränsle, reguljär drift (Etapp 2), samt
- eventuellt område för deponering av långlivat låg- och medelaktivt avfall (Etapp 2).

Det sistnämnda förvaret kan lokaliseras till djupförvaret eller till annan plats, exempelvis under Slutförvaret för radioaktivt driftavfall, SFR, i Forsmark. I denna studie antas dock att detta förvar förläggs till djupförvaret för använt kärnbränsle.

Förvarsområdet består av ett stort antal parallella deponeringstunnlar. Dessa binds samman av tunnlar för transporter av bränslekapslar, material och personal samt tunnlar för ventilation och ledningsdragning. Transporttunnlarna har förbindelse med ett centralområde under jord och med tunnlar och schakt till markytan.

Nedfarten till förvarsområdet kan utformas enligt något av tre olika alternativ:

- Ramp med ovanjordsdel horisontellt förskjuten i förhållande till underjordsdelen för deponering av använt kärnbränsle (figur 2-1).
- Spiralramp med ovanjordsdel rakt över deponeringsområdet.
- Schakt.



Figur 2-1. Skiss av djupförvaret med rampnedfart /SKB, 1998b/.

Förutom ramp eller schakt för transporter av avfall och bergmassor behövs schakt för ventilation och personaltransporter. Slutligt val av utformning (ramp eller schakt) liksom placeringen av de olika förvarsdelarna i förhållande till varandra och till ovanjordsdelen är beroende av förutsättningarna på den valda platsen. Utseendet på förvaret kan därför bara skisseras utifrån allmänna antaganden. När en plats valts, sker platsanpassade projekteringsarbeten och utbyggnaden av djupförvaret genomförs i olika etapper enligt följande (se figur 2-2):

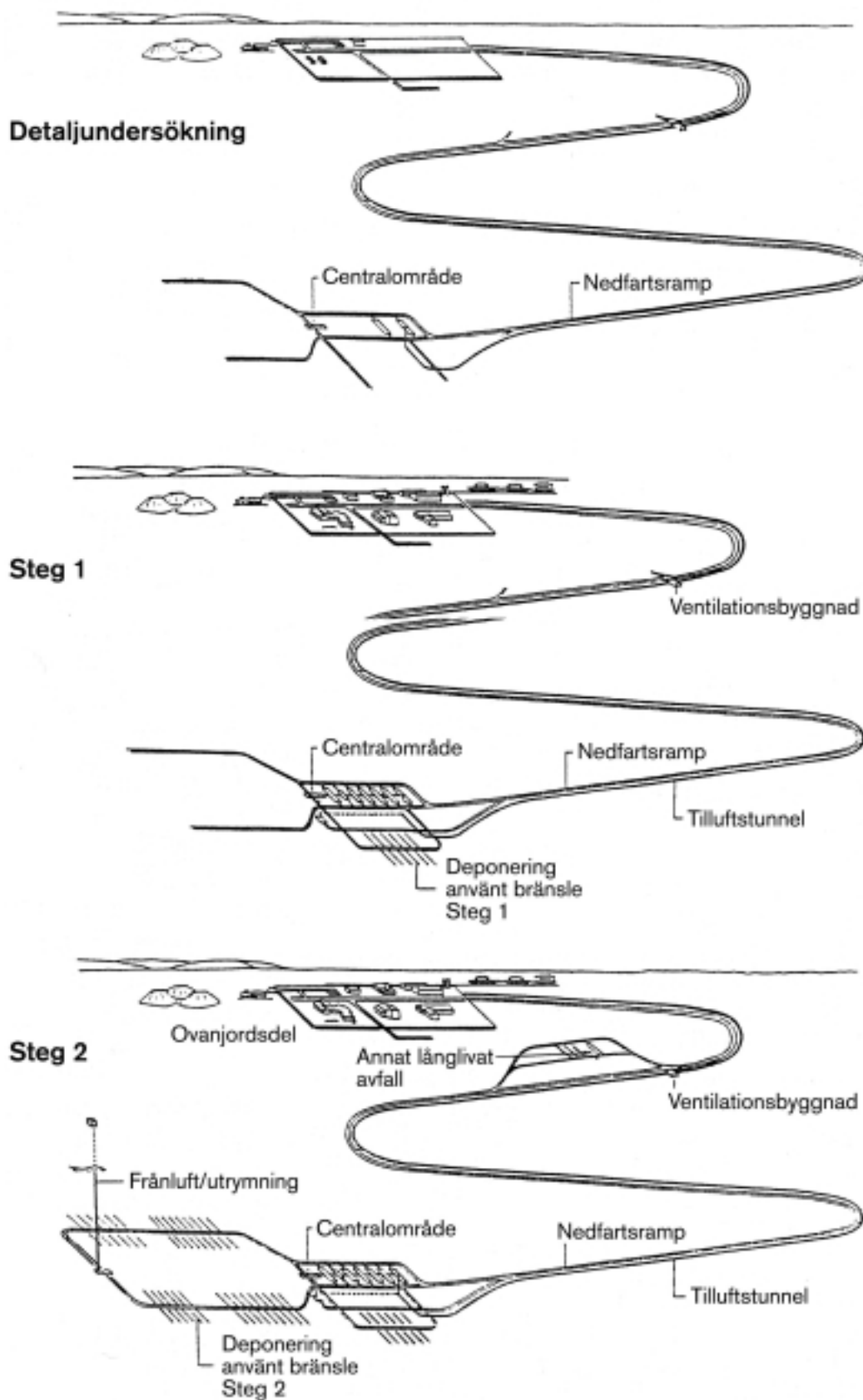
Utbyggnads- och driftskedet

Utbyggnadsskedet omfattar en tid med detaljundersökningar följt av två utbyggnads-etapper.

Detaljundersökning

Detaljundersökningen omfattar följande utbyggnadsaktiviteter under jord:

- Bygga (tillredning) av ramp samt transport- och undersökningstunnlar på förvarsnivån.
- Bygga av ev. någon tunnel i varje planerat deponeringsområde.
- Installation av servicesystem samt byggnation av erforderliga utrymmen för dessa system.



Figur 2-2. Exempel på omfattningen av de olika utbyggnadsetapperna /SKB, 1992b/.

Utbyggnadsetapp 1 och inledande drift

Under utbyggnadsetapp 1 byggs i stort sett hela anläggningen ovan jord samt följande delar under jord:

- Utbyggnad av bergtrum i centralområdet och tunnlar i deponeringsområdet för inledande drift.
- Byggande av kompletterande hjälp- och servicesystem.

Under denna utbyggnadsetapp deponeras ca 400 kapslar med använt kärnbränsle. Efter avslutad deponering återfylls och försluts tunnlar.

Utbyggnadsetapp 2 och reguljär drift

Under utbyggnadsetapp 2 byggs resterande anläggningsdelar under jord. Deponeringstunnlar byggs ut successivt parallellt med att det använda bränslet kapslas in (totalt ca 4 000 kapslar) och placeras i deponeringshål, som försluts med bentonitlera. Efter avslutad deponering i en tunnel, återfylls denna och försluts på lämpligt sätt för att förhindra inflöde av grundvatten. Bergtrum för långlivat låg- och medelaktivt avfall byggs ut vid lämpligt tillfälle m h t övrig byggnadsverksamhet.

Avvecklingsskedet

Avvecklingsskedet omfattar förslutnings- och återställningsarbeten. Efter slutförd deponering ska tunnlar, bergtrum och schakt återfyllas på ett sådant sätt att bl a förhöjda grundvattenflöden förhindras. Det preliminära valet av material för återfyllning är blandningar av 10–30 procent bentonit och resten bergkross som läggs ut och kompakteras på platsen. Efter vattenmättnad bedöms återfyllningen få en vattengenomsläpplighet som inte överskrider 10^{-10} m/s /Bäckblom, 1996/, vilket är i nivå med vattengenomsläppligheten hos mycket tätt berg. Alternativa återfyllningsmaterial är bergkross och morän utan bentonit. Även efter kompaktering kommer vattengenomsläppligheten hos dessa material att vara en till två storleksordningar högre än den i tätt berg.

Både temporära och permanenta pluggar av t ex betong kan behövas på strategiska platser för att förhindra grundvattenflödet i systemet av ramp, schakt och tunnlar.

2.1.2 Utrymmesbehov och volymer

Områden för deponering av inkapslat bränsle och annat långlivat avfall, tunnlar och schakt för kommunikation och ventilation beräknas placeras på 400–700 m djup i berget. Det effektiva utrymmesbehovet för dessa undermarksdelar uppgår till 1–2 km². Vid den inledande driften (Etapp 1) uppskattas tunnlarernas längd till ca 15 km och bergvolymen till ca 0,5 miljoner m³. Vid fullt utbyggt förvar (Etapp 2) uppgår tunnlarernas längd till ca 50 km och den utsprängda bergvolymen till ca 1,4 miljoner m³. Då deponeringstunnlarerna byggs ut och försluts successivt parallellt med deponeringen kommer endast ca 20 % av tunnlarerna att vara öppna samtidigt. Det innebär att den största samtidigt öppna berg-volymen vid djupförvaret uppgår till ca 0,9 miljoner m³ och tunnlarernas längd till ca 25 km.

Planerade dimensioner och beräknat utrymmesbehov för olika anläggningsdelar ges nedan. En jämförelse med referensobjekt från gruv- och anläggningsindustrin ges i kapitel 4.

Deponeringstunnlar för bränslekapslar (inledande och reguljär drift)

Höjd, ca	5 m
Bredd, ca	5 m
Längd, ca	250 m
Antal tunnlar för inledande drift	12 st
Antal tunnlar för reguljär drift	107 st
Volym per tunnel, ca	5 200 m ³
Total tunnellängd vid inledande drift	3 000 m
Total tunnelvolym vid inledande drift	62 400 m ³
Total tunnellängd	30 000 m
Total tunnelvolym	620 000 m ³

Deponeringshallar för annat avfall (reguljär drift)

Höjd, ca	19 m
Bredd, ca	14 m
Längd, ca	140 m
Antal hallar	2 st
Total volym, ca	70 600 m ³

Transporttunnlar (inledande och reguljär drift)

Höjd, ca	7 m
Bredd, ca	7 m
Längd, ca	12 000 m
Total volym, ca	345 000 m ³

Bergshallar i centralområde (inledande drift)

Antal	8 st
Längd, ca	80 m
Total volym, ca	99 000 m ³

Transportramp mellan ovanjordsdel och underjordsdel (inledande drift)

Höjd, ca	6 m
Bredd, ca	6 m
Längd, ca	5 800 m
Total volym, ca	189 000 m ³

Schakt (reguljär drift)

Total volym, ca	32 000 m ³
-----------------	-----------------------

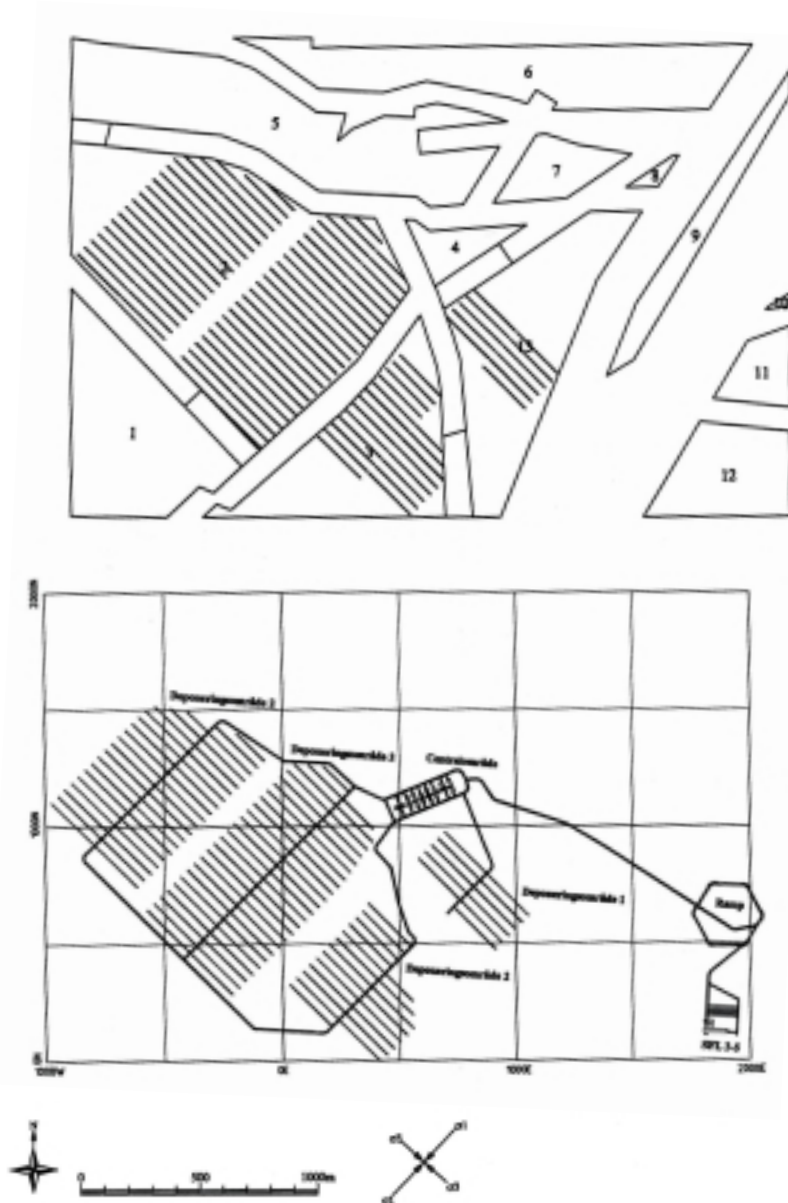
2.1.3 Platsspecifik anpassning av djupförvaret

Ovanstående beskrivning av förvarsutformning är principiell till sin natur, dvs oberoende av detaljerad kunskap om förvarsplatsen. I praktiken behöver utformningen av ett förvar alltid anpassas till den valda platsens egenskaper. Anpassningen gäller hur de olika förvarsdelarna förläggs i förhållande till varandra, hur tunnlar, schakt och deponeringsområden lokaliseras och hur djupt ner i berget olika anläggningsdelar placeras. Anpassningen behöver bl a göras med hänsyn till sprickzoner, bergkvalitet, grundvattnets strömningsvägar och biosfärens recipienter för djupt grundvatten. Hänsyn måste också tas till förutsättningarna ovan jord, såsom planförhållanden, annan verksamhet i området och infrastruktur. Beroende på de platsspecifika förutsättningarna kan förvarsdjupet variera mellan 400–700 m.

En av de faktorer som bedöms ha störst betydelse för förvarsutformning under jord är förekomst och egenskaper hos enskilda vattenförande större sprickor och zoner av olika dignitet. Större vattenförande zoner får t ex ej förekomma inom förvarsvolymen och endast i undantagsfall passeras av tillfartstunneln /Almén m fl. 1996/. Detta innebär att större inläckage av grundvatten till förvaret kommer att undvikas genom en anpassning av förvarsutformningen till det plats specifika spricksystemet. I Axelsson m fl /1994b/ beskrivs hur inläckaget längs en nedfartsramp varierar beroende på olika alternativa layouter vid en tänkt lokalisering av ett djupförvar till några olika platser.

SKB:s förstudiearbeten kommer att ligga till grund för genomförandet av platsundersökningar i några kommuner. De kunskaper som inhämtats under förstudiearbetet och platsundersökningarna om den prioriterade platsen, som slutligen väljs för djupförvaret, kommer att styra den plats specifika anpassningen av förvarslayouten.

Ett exempel på en plats specifik anpassning av förvarslayouten visas i figur 2-3.



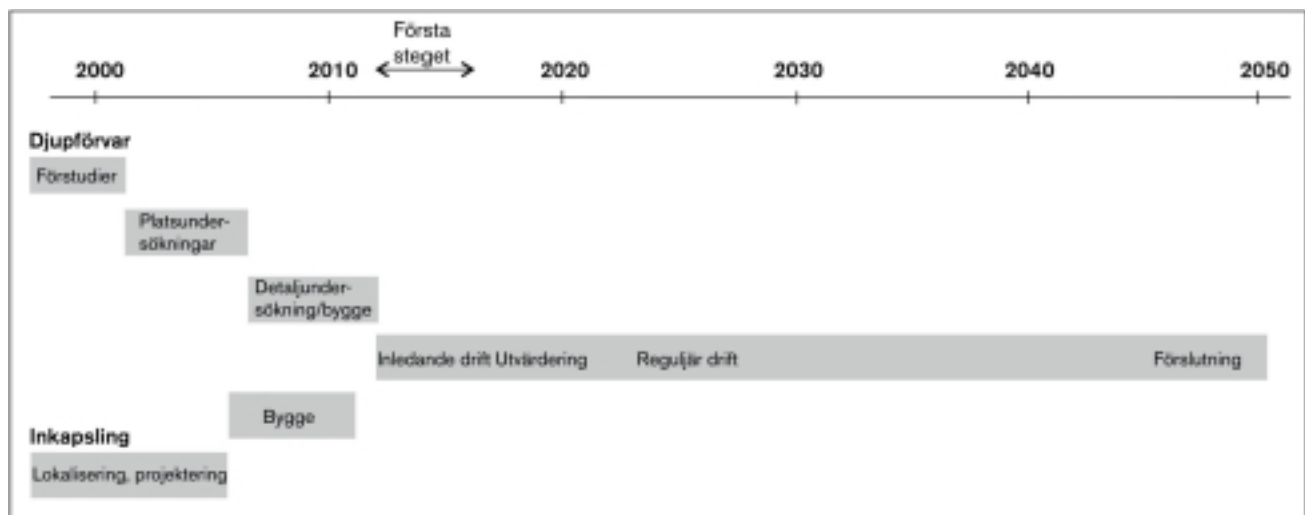
Figur 2-3. Exempel på layout med deponeringstunnlar i bergblock mellan större vattenförande zoner (ovan) samt layout av djupförvaret (nedan) /Munier m fl 1997/.

2.2 Tidsaspekter

Den inledande driften av djupförvaret beräknas kunna starta ett par år in på 2010-talet. Tidplanen fram till dess att lokaliseringstillstånd för djupförvaret har erhållits är osäker. En helhetsbild med en bedömd tidsplan över hur SKB planerar att uppföra och driva djupförvaret ges i figur 2-4. Varaktigheten på de olika etapperna under bygge och drift planeras uppgå till följande:

- Detaljundersökning och bygge: 6–10 år
- Inledande drift och utvärdering (Etapp 1): 5–10 år
- Reguljär drift (Etapp 2): 20–30 år

Efter avslutad reguljär drift sker förslutning. Tidsperioden för avvecklingskedet beräknas inte vara längre än utbyggnadsskedet. I kapitel 4 görs en jämförelse av ovanstående tidsperioder med motsvarande tider för referensobjekten från gruv- och anläggningsindustrin.



Figur 2-4. Tidsplan för lokalisering, bygge och drift av djupförvar och inkapslingsanläggning /SKB, 1998b/.

3 Allmänt om grundvattenströmning och effekter av grundvattensänkning

I detta kapitel beskrivs först grundvattnets förekomst och strömning i jordlager och berggrund. Därefter presenteras allmänna synpunkter beträffande grundvattensänkning och dess effekter vid byggnation och drift av ett djupförvar. Exempel på vanliga och för många viktiga frågor i samband med det planerade djupförvaret är:

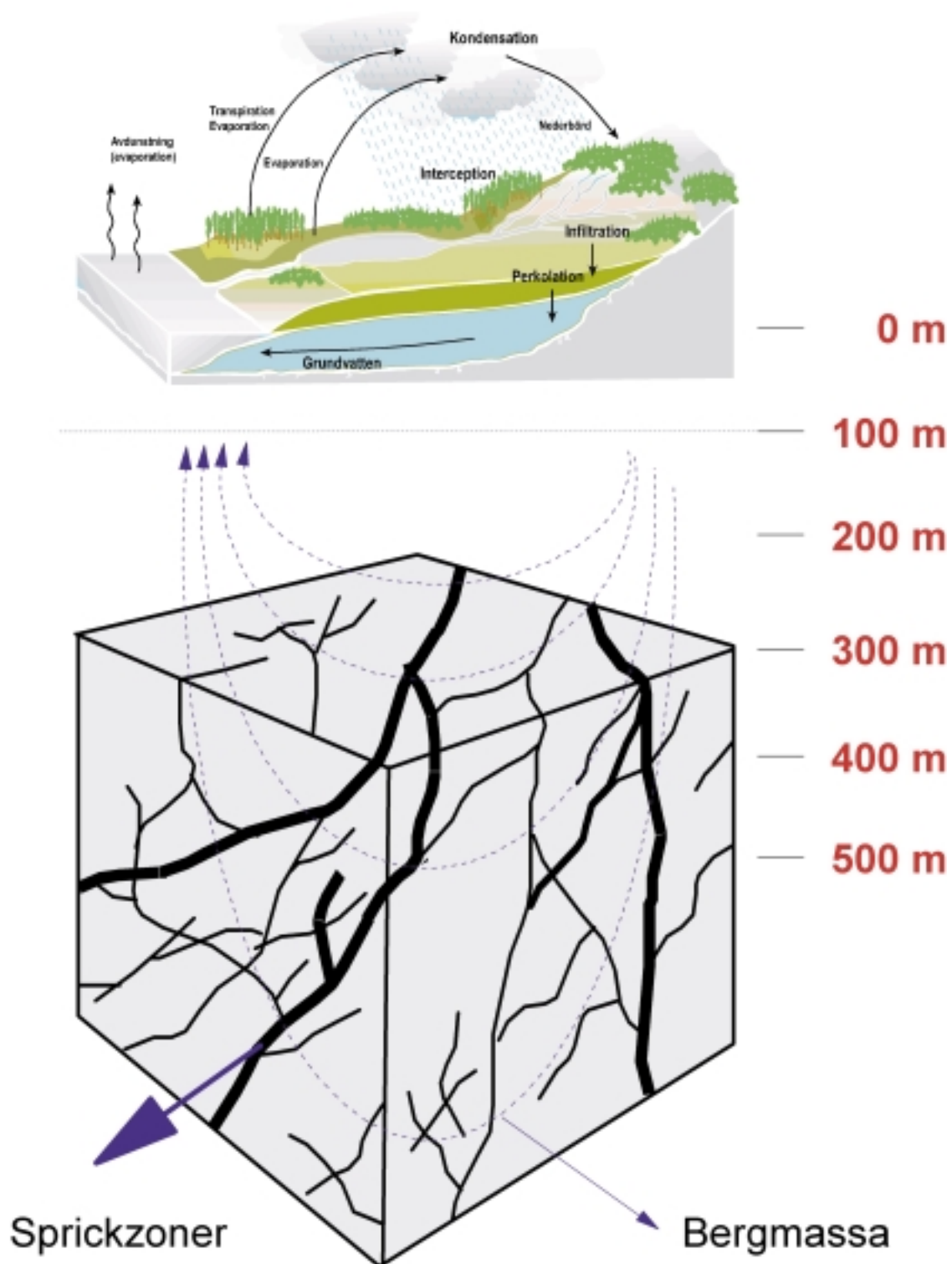
- Hur mycket sänks grundvattnet under den tid som förvaret byggs och drivs samt hur lång är återställningstiden till ursprungliga grundvattenförhållanden efter avslutad drift?
- Hur långt bort från djupförvaret sänks grundvattnet i grävda respektive borrhade brunnar?
- Hur påverkas den naturliga växtligheten i inströmningsområden (torra marker) och utströmningsområden (våta marker)?
- Hur påverkas möjligheterna till odling i närheten av djupförvaret under normala förhållanden?

3.1 Grundvattnets förekomst och strömning

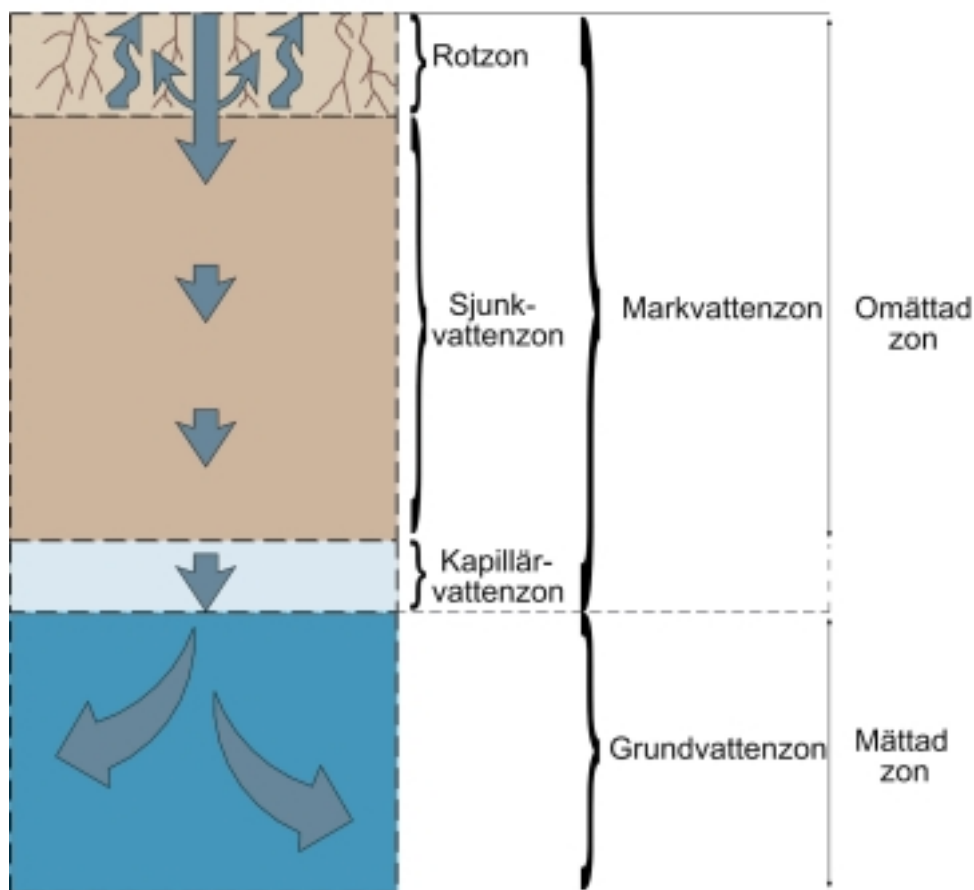
Figur 3-1 visar schematiskt vattnets kretslopp mellan atmosfär, jord och berg, vattendrag, sjöar och hav. Generellt kan man dela in vattnet under markytan i markvattenzon och grundvattenzon (figur 3-2). I markvattenzonen är marken inte vattenmättad, vilket den är i grundvattenzonen. Övergången mellan markvattenzon och grundvattenzon utgör definitionen på grundvattenytan. Inom hydrogeologi skiljer man på grundvatten i jordlager och ytligt respektive djupt berggrundvatten. På förvarsnivån 400–700 m är berggrundvattnet att betrakta som djupt. Bergbrunnar använder ytligt berggrundvatten. I Sverige är mediandjupet på bergbrunnar ca 70 m i urberg enligt SGU:s brunnarkiv /Berggren, 1998/.

Berggrunden i de kommuner där förstudier för lokalisering av ett djupförvar genomförts utgörs huvudsakligen av urberg. Urberg är föga vattengenomsläppligt i jämförelse med sedimentärt berg och lösa jordlager bestående av sand och grus. I urberg uppträder och strömmar berggrundvattnet i öppna sprickor som står i kontakt med varandra (vattenförande sprickor). Man brukar i detta avseende vidare skilja på sprickzoner och bergmassa. Bergmassan innehåller också sprickor, men de är mindre frekventa och mindre öppna än de i sprickzonerna. Bergmassan har därför en mycket lägre vattengenomsläpplighet än omgivande vattenförande sprickzoner. I berggrunden vid Äspölaboratoriet och i Finnsjöområdet har man konstaterat att vattengenomsläppligheten i bergmassan är ca två till tre storleksordningar, dvs en faktor 100–1 000, lägre än i omgivande vattenförande sprickzoner.

Den hydrologiska cykeln



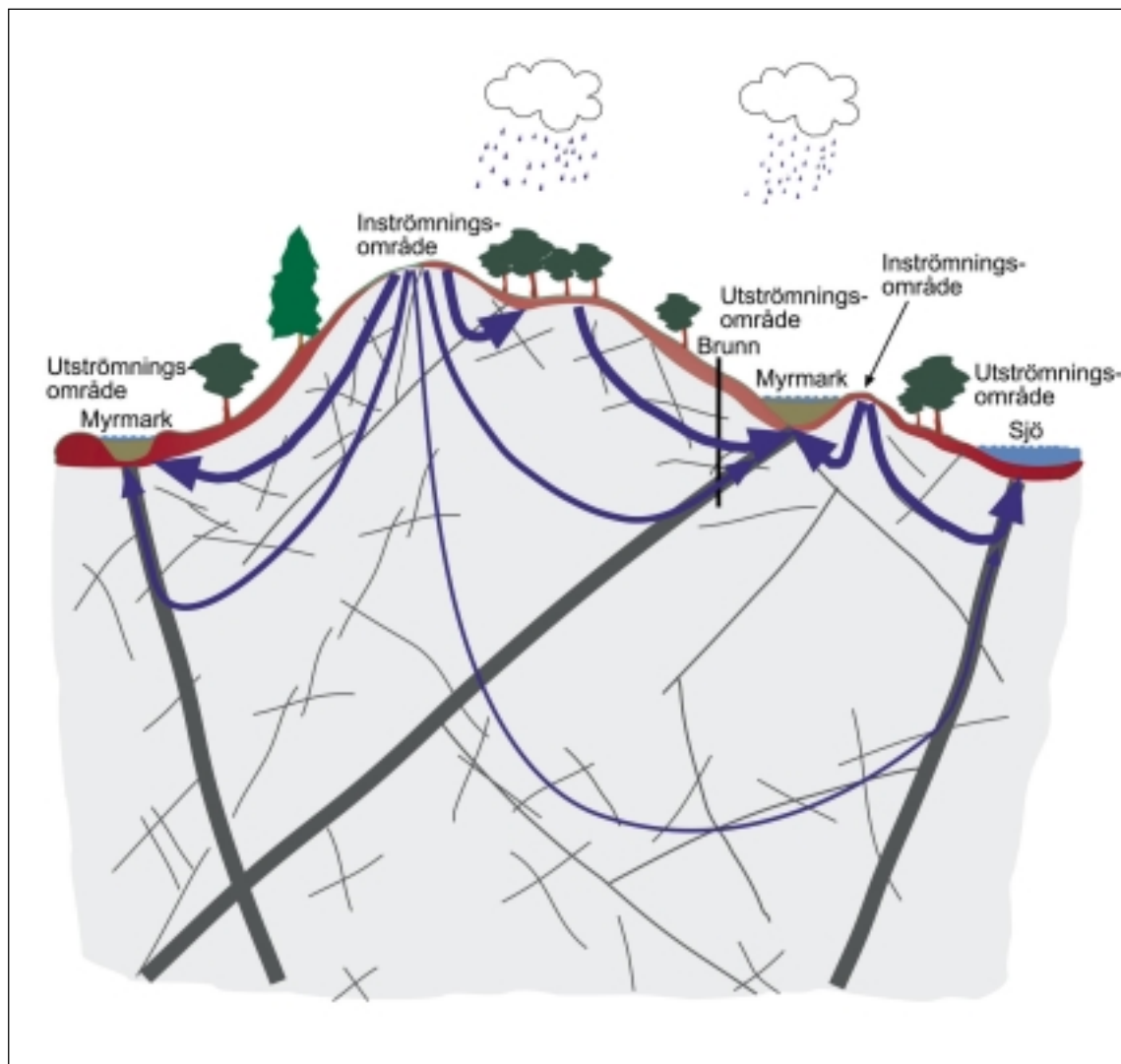
Figur 3-1. Principlbild över vattnets kretslopp – den hydrologiska cykeln. Streckade pilar symboliserar vattenströmning på olika djup. De största vattenflödena förekommer närmast markytan och i de vattenförande sprickzonerna.



Figur 3-2. Vattnets uppträdande i marken. Grundvattentytan definieras som övergången mellan markvattenzon och grundvattenzon (Modifierad efter Nordberg och Persson /1979/).

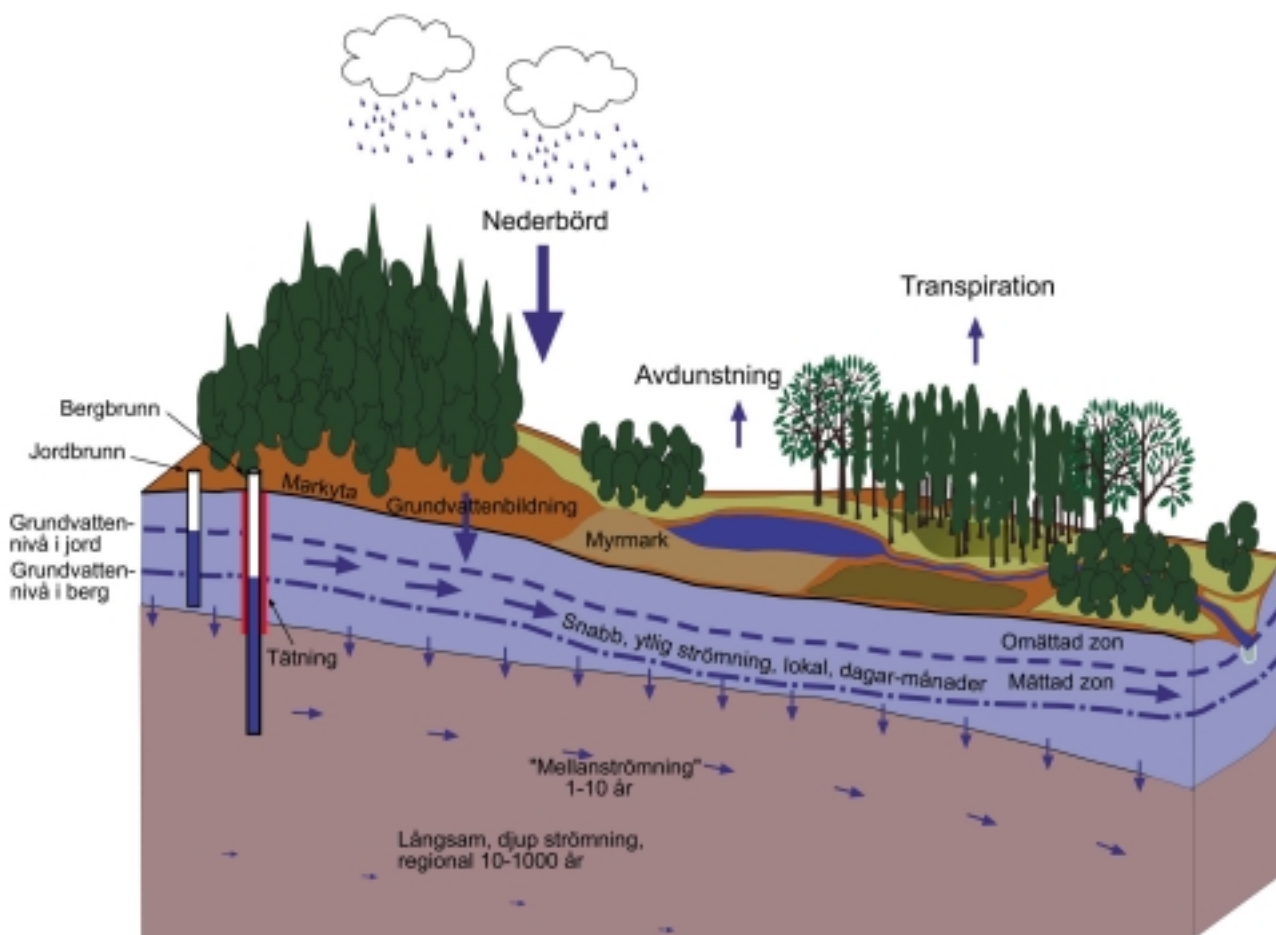
Grundvatten bildas i sk inströmningsområden och strömmar ut i utströmningsområden. I allmänhet utgör höjdområden inströmningsområden och sjöar, åar, bäckar och kärr utströmningsområden (figur 3-3). Grundvattnet strömmar således från högre belägna områden till lägre liggande delar av terrängen. Gränserna mellan in- och utströmningsområden är inte fixa utan varierar med grundvattennivån under året. För berggrundvattnet är in- och utströmningsområden inte lika enkelt att identifiera som för det ytliga grundvattnet i jordlagren. Strömningsvägarna styrs här av sprickornas och sprickzonernas lägen. Strömningscellernas storlek beror både på de topografiska förhållandena och förekomsten av större vattengenomsläppliga sprickzoner. Därför är det svårt att utan detaljerade undersökningar i en regional skala definiera in- och utströmningsområden för djupt strömmande grundvatten, som t ex på förvarsdjup.

Den teoretiskt högsta möjliga grundvattenbildningen över ett område är lika med medelavrinningen, dvs skillnaden mellan nederbörd och avdunstning under ett år. Medelavrinningen på östkusten, där förstudier för lokalisering av ett djupförvar genomförts, är beräknad till ca 200–300 mm/år /Brandt m fl, 1994/. Eftersom den del av nederbörden som faller över utströmningsområden och fria vattenytor inte bildar grundvatten utan avrinner som ytvatten, är den verkliga grundvattenbildningen under naturliga förhållanden som regel mindre än medelavrinningen.



Figur 3-3. Principlbild över inströmnings- och utströmningsområden samt grundvattenflödets fördelning mot djupet. Större delen av grundvattenströmningen sker i jordlagren och den ytliga delen av berggrunden.

Grundvattenbildningen över ett område fördelar sig mellan grundvattenströmning i jordlager respektive i berggrund (figur 3-4). Grundvattenströmningen i jordlagren är generellt sett betydligt större än den i urberget (se beräkningsexempel nedan). Det beror på att urberg vanligtvis har en lägre vattengenomsläpplighet. Huvuddelen av det grundvatten som bildar ytvattendrag i ett avrinningsområde utgörs följaktligen av utströmmande ytligt grundvatten. Undersökningar har visat att ungefär 60–85 procent av de flödestoppar som uppstår i ett ytvattendrag i samband med regn och snösmältning utgörs av utströmmande ytligt grundvatten /Grip och Rodhe, 1985/.



Figur 3-4. Schematisk bild av grundvattenströmning i jordlager och berggrund /modifierad efter Aastrup m fl, 1999/.

Med hjälp av Darcys lag är det möjligt att uppskatta storleken på grundvattenflödet i genomsläppliga geologiska material. Darcys lag säger, något förenklat, att vattenflödet per ytenhet, $(m^3/s)/m^2$, mellan två punkter är lika med det geologiska materialets vattengenomsläpplighet multiplicerat med differensen i grundvattennivå mellan punkterna. Darcys lag kan med denna förenkling skrivas som:

$$q = - K I \quad (3-1)$$

där

q = Grundvattenflöde per ytenhet (Darcyflöde, specifikt flöde), $((m^3/s)/m^2)$

K = Vattengenomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet), (m/s)

I = Hydraulisk gradient (negativ i strömningsriktningen), (m/m)

Vattengenomsläppligheten i urberg bestäms främst av de geometriska och hydrauliska egenskaperna hos vattenförande sprickor. Sprickzoner har vanligtvis en väsentligt högre vattengenomsläpplighet än bergmassans spricksystem. Vattengenomsläppligheten i berggrunden är vanligtvis störst i de översta delarna närmast jordlagren. Detta innebär att i de översta delarna förekommer och strömmar (omsätts) merparten av berggrundvattnet. Endast en mindre del strömmar vidare mot djupet.

Eftersom svenskt urberg är tämligen ogenomsläppligt och jordtäcknet ofta ganska tunt, följer i regel grundvattenytan topografin. Topografin kan därför användas för att uppskatta den drivande kraften för grundvattnets rörelse, den hydrauliska gradienten. Storlek och riktning på den topografiska gradienten påverkar således både ytvattnets och grundvattnets avrinning.

Skillnaderna i vattengenomsläpplighet mellan jordlager, bergmassa och vattenförande sprickzoner är vanligtvis av mycket större betydelse för grundvattnets rörelse och omsättning än förekommande variationer i hydraulisk gradient /SKB, 1995a/. Där jordlager saknas är bergmassans låga vattengenomsläpplighet ofta begränsande för infiltrationen, medan vattenförande sprickzoner kan vara mycket mer genomsläppliga. Betydelsen illustreras bäst med ett beräkningsexempel. Värdena på vattengenomsläppligheten i följande exempel är hämtade från /Knutsson och Morfeldt 1993/.

Beräkningsexempel

För en antagen hydraulisk gradient av en procent¹ och en vattengenomsläpplighet på $1,5 \cdot 10^{-8}$ m/s i bergmassa och $1,5 \cdot 10^{-5}$ m/s i sprickzoner ger Ekvation 3-1 att det specifika flödet i bergmassan är 4,5 mm/år medan det i sprickzoner är 4 500 mm/år. Motsvarande beräkning för normalmorän med 10^{-7} - 10^{-6} m/s i vattengenomsläpplighet ger 30-300 mm/år. Dessa värden skall jämföras med maximalt 200-300 mm/år i medelavrinning på östkusten.

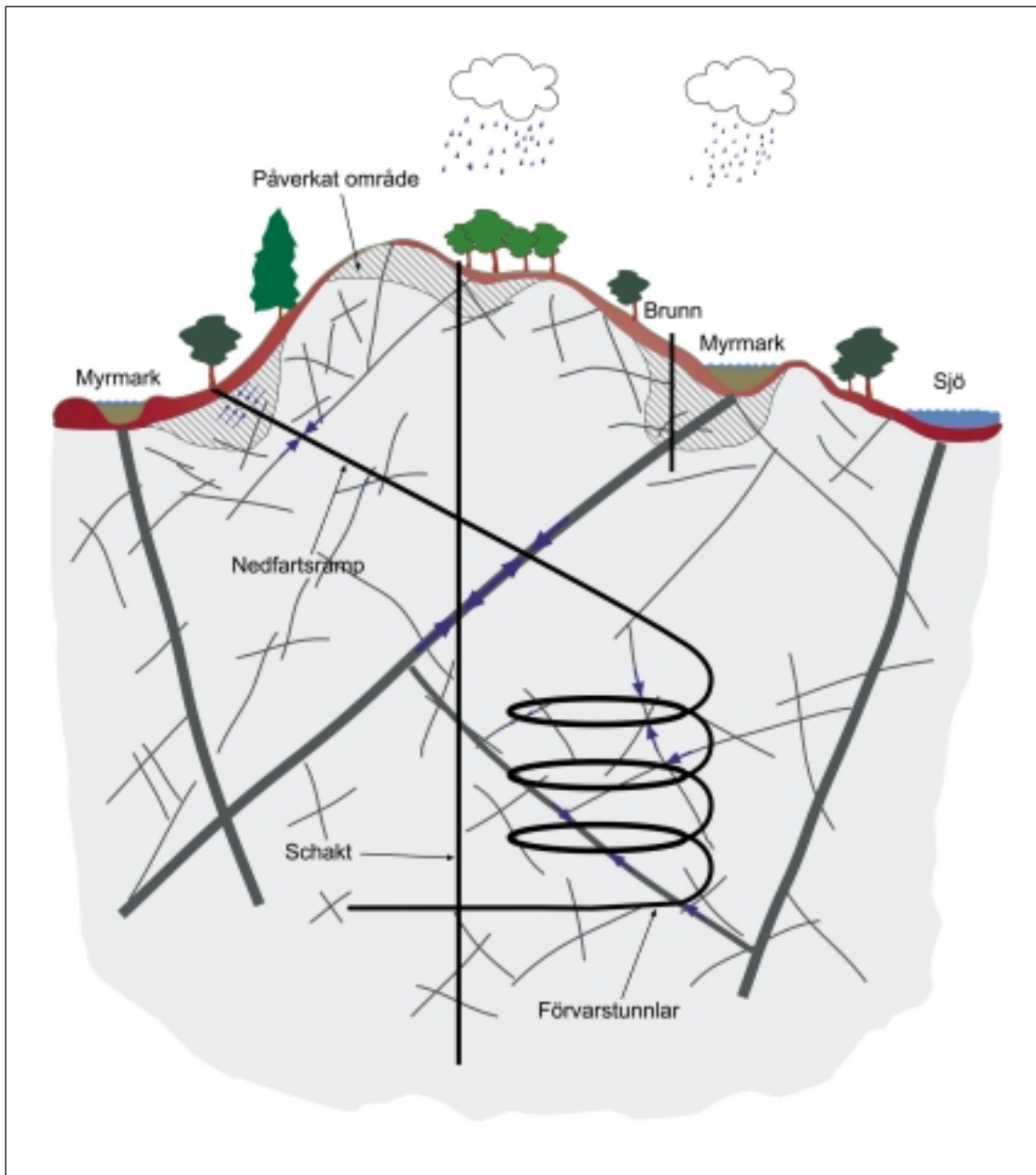
3.2 Grundvattensänkning

3.2.1 Allmänt

Ett djupförvar består av olika förvarsdelar som påverkar de ytliga respektive djupa grundvattnen på skilda sätt (figur 3-5). För att grundvattnet i jordlagren skall sänkas krävs att det ytliga berggrundvattnet sänks. Sänkning av det ytliga berggrundvattnet, och därmed jordgrundvattnet, är störst i anslutning till de ytligt liggande förvarsdelarna som t ex påslag för nedfartsramp och schakt. De djupare liggande förvarsdelarna som t ex deponeringstunnlar, bergshallar, transporttunnlar, nedfartsramp och schakt kommer att ha en lokal påverkan på det djupa grundvattnet. Dessa förvarsdelar kan endast orsaka sänkning av det ytliga berggrundvattnet om det finns vattenförande sprickzoner eller sprickor som förbinder de djupare förvarsdelarna med den ytliga berggrunden. Olika åtgärder kommer dock att vidtagas för att minska inläckaget av grundvatten till de olika förvarsdelarna och därmed minska den grundvattensänkning som djupförvaret ger upphov till (se kapitel 3.4).

Vid utsprängning av undermarksanläggningar i berg sker alltid ett visst inläckage av grundvatten. Den naturliga grundvattenströmningen kommer därmed att förändras och grundvatten strömmar i berggrundens spricksystem in mot anläggningen. Det medför i sin tur att den naturliga grundvattennivån kommer att sänkas runt de spricksystem som står i förbindelse med anläggningen. Sänkningen av grundvattennivån i den ytliga berggrunden kan bidra till ett ökat grundvattenflöde från jordlagren till berggrunden. Detta medför i sin tur ett minskat horisontellt grundvattenflöde i jordlagren och kan även medföra en sänkning av grundvattennivån i jordlagren. Jordlagrens sammansättning med ev. tätande horisontella skikt samt grundvattenbildningen till jordlagren har stor betydelse för om grundvattensänkning sker i jordlagren och hur stor denna blir.

¹En topografisk gradient på 1 % motsvarar 10 m höjdskillnad per kilometer.

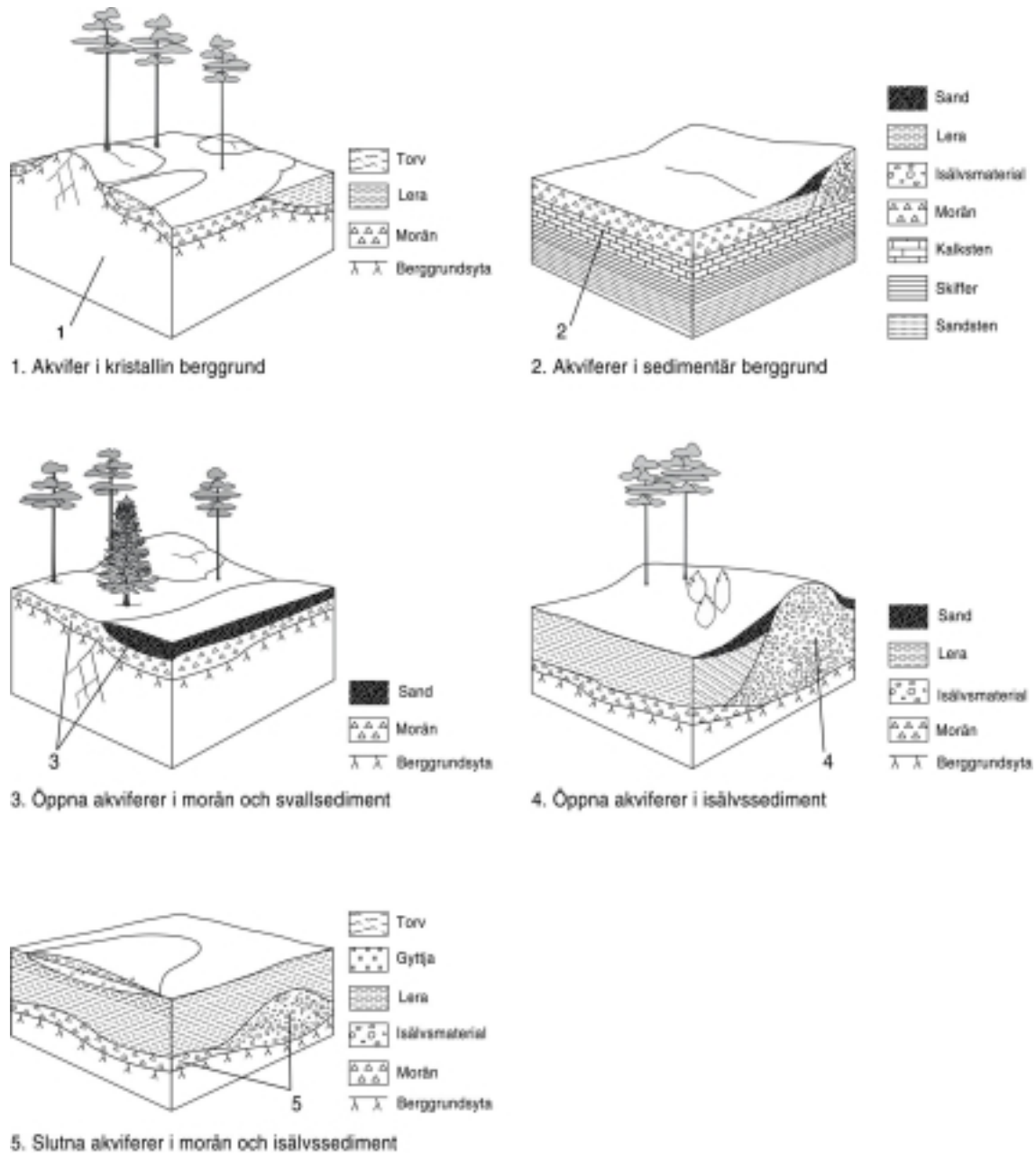


Figur 3-5. Schematisk figur över områden där det ytliga grundvattnet i jordlager och berggrund kan tänkas bli påverkat av ett djupförvar. Inom de påverkade områdena sänks grundvattnet. (Pilar indikerar större inströmning till djupförvaret).

3.2.2 Styrande faktorer

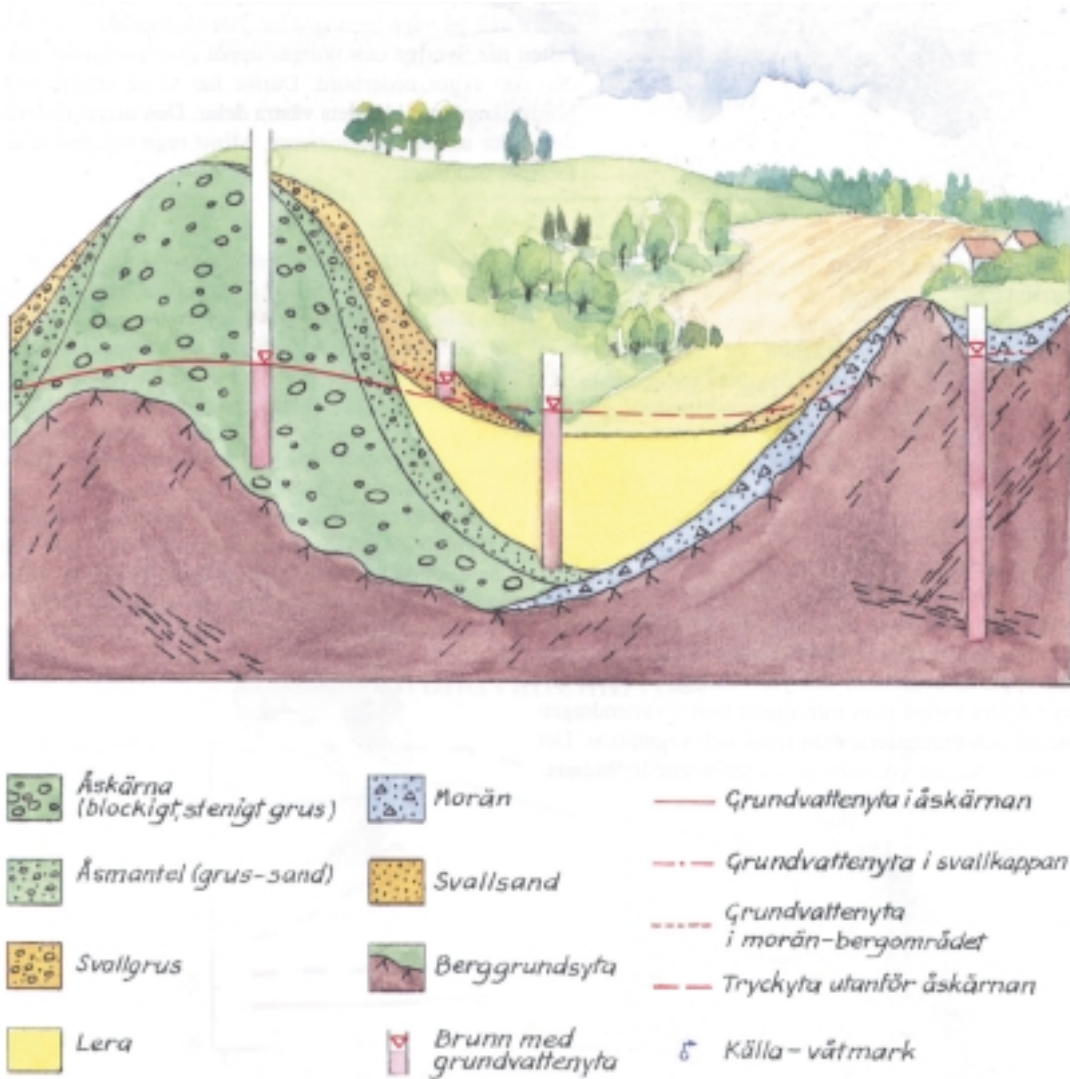
Naturvårdsverket /1999/ har i samarbete med SGU /Aastrup m fl,1999/ utarbetat bedömningsgrunder för grundvattenpåverkan i olika geologiska miljöer till följd av mänsklig aktivitet. En indelning har gjorts i fem typiska lokala grundvattenmiljöer. Den vanligaste geologiska miljön i Sverige, liksom i de aktuella förstudiekommunerna, utgörs av morän på kristallin berggrund (ca 85 %) med eventuellt ytliga lager av torv, lera och svallsediment (typ 1 och 3 i figur 3-6). Vid eventuell framtida lokalisering kommer man att undvika sedimentär berggrund och områden med grövre sediment.

Moränens sammansättning och mäktighet varierar. Grundvattenmiljön består ofta av en mosaik av höjdområden med små jorddjup och jordfyllda sänkor som kan vara täckta av torv. Grundvattenomsättningen är under opåverkade förhållanden långsam med inflödesområden i höjddpartierna och utflöde i sänkorna. Grundvattenytan i moränen ligger vanligen nära markytan beroende på moränens ofta låga vattengenomsläpplighet. Moränen är en osorterad jordart med en mycket varierande vattengenomsläpplighet som ofta är lägre mot djupet. Svallsedimenten kan ha en mycket varierande sammansättning och utgörs av både grus, sand och silt. Mäktigheten varierar men är vanligen endast en till två meter. Svallsediment förekommer under högsta kustlinjen. De tunna jordmäktigheterna och ofta låga porositeten i svallsedimenten ger kort uppehållstid.



Figur 3-6. Typiska lokala grundvattenmiljöer /Naturvårdsverket, 1999. Ritad av Karin Holmgren, CTH, Göteborg/.

Avlagringar med lera (eller silt) med varierande mäktighet förekommer ofta ovanpå moränen i dalgångar och på slättområden under högsta kustlinjen (HK). Ibland förekommer även isälvsavlagringar av sand och grus med varierande mäktighet. Isälvsavlagringarna är mycket vattengenomsläppliga och utgör ofta stora grundvattenmagasin. De grundvattenmiljöer som förekommer i sådana områden är ofta komplexa med flera olika grundvattenytor skilda åt av de tätare leravlagringarna (se typ 4 och 5 i figur 3-6 och figur 3-7). De överliggande finsedimenten utgör vanligen en god jordbruksmark.



Figur 3-7. Exempel på tvärprofil genom en typ av isälvsavlagringar med närmaste omgivning, som är vanlig under högsta kustlinjen (HK) /Ur Grundvattnet i Sverige. 1994. SGU serie A6 nr 17. © Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). Medgivande: 00-629/2000 /.

Vid bygge och drift av ett djupförvar är isälvsavlagringar mest känsliga för grundvattensänkning. Våtmarker som ligger direkt på morän, särskilt om våtmarkerna försörjs via källflöden (se typ 1 i figur 3-6) kan även vara känsliga områden. Minst känsliga grundvattenmiljöer är våtmarker och jordbruksmark ovanpå lera och svallsediment ofta under högsta kustlinjen (se typ 1, 4 och 5 i figur 3-6).

Följande faktorer är av betydelse för storleken på inläckaget till ett djupförvar och den därvid uppkomna grundvattensänkningen i berggrund och jordlager:

- Anläggningens djup, volym, geometri och byggnads- och driftperiod.
- Berggrundens och jordlagrens uppbyggnad och hydrauliska egenskaper.
- Grundvattenbildning och dess variation i tiden.
- Kontakt med ytliga vattenmagasin som sjöar, bäckar, våtmarker, etc.

Ju högre vattengenomsläppligheten är i berggrundens spricksystem desto större blir inläckaget och grundvattensänkningen om inga åtgärder vidtas för att minska inläckaget. Grundvattensänkningen beror även på den tid en anläggning tar i anspråk för byggnation och drift. Ju längre tid den hålls dränerad desto större blir påverkan tills en jämviktsituation inträffar (stationära förhållanden). Om det förekommer tätare horisontella skikt eller lager i jorden kan dessa medföra att jordgrundvattnet utgör ett eget system isolerat från berggrundvattnet. Ingen eller endast en obetydlig grundvattensänkning sker då i jordlagren. För att en sänkning skall ske i jordlagren krävs att dessa är relativt homogena (ingen lagring) och vattengenomsläppliga samtidigt som berggrunden måste vara vattengenomsläpplig. Grundvattenbildningen till jordlagren motverkar en eventuell grundvattensänkning. Ju större grundvattenbildningen är desto mindre blir grundvattensänkningen i jordlagren. Grundvattenbildningen varierar under ett enskilt år och även mellan olika år, vilket innebär att grundvattensänkningen har ett likartat variationsmönster. Om djupförvaret står i kontakt med sjöar, bäckar eller våtmarker via vattengenomsläppliga spricksystem kan dessa sänkas om tillförseln av vatten är begränsad. Om vattentillförseln däremot är god och berggrundens vattengenomsläpplighet är relativt liten medför förekomsten av sjöar, bäckar eller våtmarker att grundvattensänkningen i omgivningen blir begränsad.

Ovanstående resonemang ger att risken för grundvattensänkning i jordlagren omkring ett framtida djupförvar är liten vid:

- låg vattengenomsläpplighet i berggrunden (litet inläckage),
- tätande horisontella skikt i jordlagren,
- hög grundvattenbildning till jordlagren, och
- kontakt med sjöar, bäckar eller våtmarker via mindre vattengenomsläppliga spricksystem

Djupförvaret kommer troligtvis att lokaliseras till berggrund med en relativt låg vattengenomsläpplighet, och större vattenförande sprickzoner kommer att undvikas. Det innebär att inläckaget av grundvatten till djupförvaret blir förhållandevis litet. Vid en lokalisering av djupförvaret till en typisk svensk berg/moränterräng blir grundvattenbildningen till jordlagren stor i förhållande till grundvattenbildningen till berggrunden. Det innebär att grundvattnet i jordlagren bildar ett eget system som är relativt okänsligt för grundvattensänkningen i berggrunden till följd av inläckaget till djupförvaret. Grundvattensänkningen i jordlagren blir därför avsevärt mindre och begränsad jämfört med grundvattensänkningen i berggrunden.

3.2.3 Förväntad inströmning av grundvatten till djupförvaret

En grov uppskattning av förväntat inläckage till ett djupförvar kan erhållas från erfarenheter av inläckande grundvatten till undermarksanläggningar i berg. Ett flertal sammanställningar har gjorts av inflödet till gruvor och andra undermarksanläggningar /Axelsson m fl, 1994a; Larsson, 1994; Axelsson, 1997/. En gruva liknar i stort utformningen av ett djupförvar med nedfartsramp, schakt och brytningsrum. En sammanställning av inläckage till några gruvor och undermarksanläggningar i Sverige med varierande djup, utbruten volym berg samt längd och areor på tunnlar visas i tabell 3-1.

Det totala inläckaget har omräknats till inläckage per volymsenhet respektive inläckage per kilometer tunnel. För gruvor och undermarksanläggningar som förutom tunnlar och nedfartsramper även består av större rum kommer en del av det inläckande vattnet från dessa rum. Man kan förvänta sig att inläckaget per volymsenhet är större till en tunnel än till ett bergrum, då den area som har kontakt med berget är större hos en tunnel än hos ett bergrum vid samma volym. Vid omräkningen till inläckage per kilometer tunnel har dock antagits att allt inläckande vatten kommer längs befintliga tunnlar i respektive anläggning. Därför är det verkliga inläckaget per kilometer tunnel mindre än angivet värde, då en del av inläckaget kommer från de större rummen. I tabell 3-1 visas även andelen av den totala volymen som utgörs av tunnlar och ramper. Ju mindre del som tunnlar och ramper upptar av den totala volymen, desto mindre är det verkliga inläckaget per kilometer tunnel i jämförelse med angivet värde.

Tabell 3-1. Dimensioner och inläckage vid några gruvor och undermarksanläggningar /data från Axelsson m fl, 1994a¹ och Axelsson, 1997²/

Gruva/ Anläggning	Djup (m)	Volym (milj m ³)	Andel tunnel- volym	Tunnel- area (m ²)	Tunnel- längd (km)	Inläckage (m ³ /h)	Inläckage (m ³ /h per milj m ³)	Inläckage (m ³ /h per km tunnel)
Dannemora ²	0-620	16,5	1,3	25	8,8	26	1,6	3,0
Stripa ²	0-460	4,4	1,1	9-20	3,9	29	6,6	7,4
Saxberget	0-745	1,9	3,3	15-20	3,5	13,5	7,2	3,9
	345-545	1,2	1,8	15	1,5	5,4	4,4	3,6
	345-745	1,3	4,9	20	3,5	5,4	4,3	1,5
Kristineberg ^{1,2}	0-1210	6,2	18,0	9-30	56,3	54	8,7	1,0
	250-500	1,5	17,6	9-30	17,1	10	6,5	0,6
	250-1210	4,7	18,3	9-30	40,1	19	4,1	0,5
Renström ²	0-900	2,4	11,2	15-30	12,9	36	15,2	2,8
Garpenberg ^{1,2}	0-645	2,4	10,4	25	10,0	69	28,8	6,9
Kiruna ¹	0-795	254,4*	?	?	?	370	1,5	?
Grängesberg ¹	0-690	41,4*	?	?	?	270	6,5	?
SFR (Forsmark)	0-140	0,4	33,2	40-55	2,9	33	76,7	11,5
Äspö tunneln	0-450	0,1	100	27	3,6	105	1050	29
Juktantunneln exkl större zoner	0-370	2,0	12,5	60-80	25	900	450	36
	50-370					180	90	7,2
Bolmentunneln	30-90	0,008	100	8	1	22-32	2700- 4050	22-32
Hallandsås- tunneln	10-160	0,4	100	62	5,8	184	510	31

*Osäkra data

Gruvorna har generellt mindre inläckage än övriga undermarksanläggningar, både beräknat per volymenhet och per kilometer tunnel. Generellt minskar inläckaget med ökande djup. Det totala inläckaget i gruvor med volymer mellan ca 2–15 miljoner m³ uppgår till ca 15–70 m³/h. Dessa gruvor har tunnlar och ramper med en längd av mellan 4–56 km. Detta skall jämföras med ett djupförvar som under reguljär drift kommer att ha en samtidigt öppen volym på ca 0,9 miljoner m³, och en tunnellängd av totalt ca 25 km. Under den inledande driften bedöms den utbrutna bergvolymen vid djupförvaret vara ca 0,5 miljoner m³, och tunnellängden uppgå till ca 10 km.

Den gruva som mest liknar djupförvaret vad gäller utbruten bergvolym och längd tunnlar och ramp är Kristinebergsgruvan i Lycksele kommun, Västerbottens län. Den utbrutna volymen berg mellan 250 och 500 m djup uppgår till 1,5 miljoner m³, och tunnellängden är ca 17 km. Mellan dessa nivåer har inläckaget uppmätts till ca 10 m³/h. Den torraste gruvan som inventerats av Axelsson /1997/ är Dannemora gruva i Östhammars kommun, Uppsala län, vilken samtidigt har den största volymen utbrutet berg (16,5 milj m³). Inläckaget av grundvatten till Dannemora gruva uppgår till ca 26 m³/h (1,6 m³/h per milj m³).

För gruvorna varierar inläckaget per volym utbrutet berg mellan ca 2–30 m³/h per miljoner m³. Om inläckaget istället förutsätts ske utefter befintliga tunnlar och ramper varierar det mellan 1–7 m³/h per km tunnel. Med hjälp av dessa värden har det förväntade inläckaget till djupförvaret under reguljär drift uppskattats till mellan 10–60 m³/h. Vid den inledande driften bedöms inläckaget bli hälften så stort, dvs uppgå till mellan 5–30 m³/h.

Enligt SKB:s säkerhetsanalys SR 97 /SKB, 1999b/ uppfyller bergförhållandena på Äspö de krav som ställs på berggrundens vattengenomsläpplighet vid ett djupförvar. Inflödet till undermarksanläggningarna vid berglaboratoriet på Äspö har uppmätts till ca 100 m³/h /Rhén, 1995/.

3.2.4 Förväntat påverkat område från djupförvaret

Med påverkat område menas i detta sammanhang den sammanlagda area inom vilken grundvattensänkning sker i berggrunden respektive jordlagren som följd av inflödet till djupförvaret. Det påverkade området i berget består av de ytliga delarna av tillfartstunneln och schakt samt sprickzoner som korsar djupförvaret. Det påverkade området i jordlagren ligger i princip ovanför det påverkade området i berget. Det kan dock ha olika utseende, dvs det kan vara sammanhängande eller uppdelat på flera delområden.

Exakt hur det påverkade området i jordlagren kommer att se ut på den plats där djupförvaret byggs beror på en rad olika faktorer där de viktigaste är:

- utbredning och egenskaper hos förekommande sprickor och sprickzoner,
- den hydrauliska kontakten med större ytvattensystem,
- den hydrauliska kontakten mellan jordlagren och berggrunden,
- jordlagrens sammansättning och mäktighet, samt
- topografen.

Utseendet hos det påverkade området i berget är mycket oregelbundet. I bergmassan mellan de vattenförande sprickzonerna är vattengenomsläppligheten låg. Detta leder till små inflöden till djupförvaret och följaktligen ringa eller ingen grundvattensänkning.

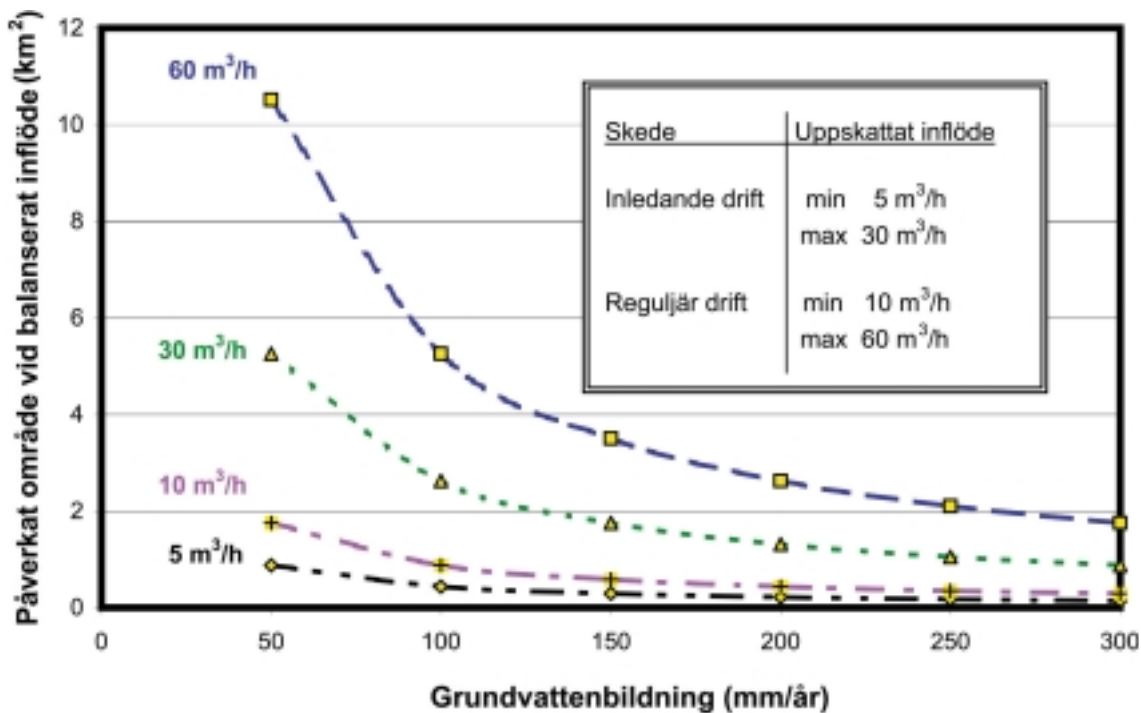
Störst grundvattensänkning i berggrunden erhålls i dåligt eller icke injekterade vattengenomsläppliga sprickzoner som inte står i kontakt med vare sig vattengenomsläppliga jordlager eller större ytvattensystem. Om kontakt finns med vattengenomsläppliga jordlager erhålls en jämförelsevis mindre påverkan i sprickzonerna på bekostnad av en större påverkan i jordlagren. Exempel på detta har iakttagits där issjösediment (sand) vilar direkt på berget över vattenförande sprickzoner /Olofsson, 1991a/. Erfarenheterna från Äspö laboratoriet och slutförvaret för radioaktivt driftavfall (SFR) visar på motsvarande sätt att närheten till havet har en stor betydelse för det påverkade områdets storlek.

I områden som består av finkorniga jordarter som lerig, moig morän, silt och lera erhålls ingen grundvattensänkning i jordlagren. På lång sikt kan dock sänkningen i berggrundens grundvattennivå leda till portrycksförändringar i de finkorniga jordarterna, vilket kan ge upphov till sättningar i dessa. Exempel på detta har iakttagits vid tunnelbygget i Stockholms innerstad /Knutsson och Morfeldt, 1993/. Portrycksförändringar i finkorniga jordarter har dock liten betydelse för växtlighet och grävda brunnar.

Topografins roll för graden av påverkan är mer komplex. I princip har topografen ingen egen betydelse, men den speglar de geohydrologiska förhållandena. I lågt belägna delar av landskapet som t ex sänkor och dalgångar förekommer ofta vattenförande sprickzoner och grövre jordlager med sand och grus. Detta medför att grundvattensänkningen både i berget och jordlagren ofta är störst i topografiskt lågt belägna områden.

Grundvattnet i jordlagren och ytliga vattenmagasin som t ex sjöar, bäckar och våtmarker fungerar som infiltrationsmagasin till berggrunden. Efter en viss tid kommer en balans att råda mellan inflödet till djupförvaret och grundvattenflödet från jordlagren till berggrunden samt från eventuella ytvattenmagasin. Denna jämviktssituation brukar benämnas stationära förhållanden. Figur 3-8 ger en grov uppfattning av storleken på det påverkade området som funktion av grundvattenbildning och inflöde till djupförvaret då jämvikt råder (stationära förhållanden). Figuren ger ingen uppfattning om hur det påverkade området ser ut och inte heller hur mycket grundvattennivån sänks. Grundvattensänkningen i jordlagren beror på storleken av läckaget till berggrunden. Praktiska erfarenheter av grundvattensänkning i anslutning till några undermarksanläggningar diskuteras i kapitel 4. I kapitel 4.1.2 diskuteras speciellt förhållandena vid några svenska gruvor, varav några är direkt jämförbara i storlek (utbruten volym berg, tunnellängd och djup) med det planerade djupförvaret.

I beräkningsexemplet nedan ges en illustration av det område där grundvattennivån i berg och jord påverkas vid en lokalisering av ett djupförvar till en bergmassa med relativt låg vattengenomsläpplighet. Två fall beskrivs; ett där berget liknar det vid Kristinebergsgruvan och ett där det liknar Dannemora gruvans omgivning.



Figur 3-8. Påverkat område (km^2) vid balans mellan grundvattenbildning och inflöde till djupförvaret (stationära förhållanden). Formen på det påverkade området är oregelbunden och beror bl a på de geohydrologiska förhållandena i berg och jordlager och förekomsten av större ytvattensystem.

Beräkningsexempel

Kristinebergsgruvan i Västerbottens län går ned till 1 210 m djup och den utsprängda bergvolymen uppgår till ca 6,2 milj m^3 . Inflödet till gruvan är uppskattat till 54 m^3/h (se tabell 3-1). Med en antagen grundvattenbildning till berggrunden av 125 $\text{mm}/\text{år}$ erhålles från diagrammet i figur 3-8 att det påverkade området i berggrunden runt gruvan bör vara i storleksordningen 3,7 km^2 . Eftersom grundvattenbildningen är större till jordlagren än till berggrunden blir det påverkade området något mindre i dessa. För en antagen grundvattenbildning av 250 $\text{mm}/\text{år}$ erhålles ett påverkat område i jordlagren av ca 1,9 km^2 . Denna grundvattenbildning gäller för östkusten där flera förstudier för lokalisering av ett djupförvar genomförts.

Dannemora gruva i Uppsala län går ned till 620 m djup och den utsprängda bergvolymen uppgår till ca 16,5 milj m^3 . Inflödet till gruvan är uppskattat till ca 26 m^3/h . Med en antagen grundvattenbildning till berggrunden av 125 $\text{mm}/\text{år}$ erhålles ett påverkat område i berggrunden runt gruvan av ca 1,7 km^2 . För en antagen grundvattenbildning av 250 $\text{mm}/\text{år}$ erhålles ett minsta påverkat område i jordlagren av ca 0,9 km^2 .

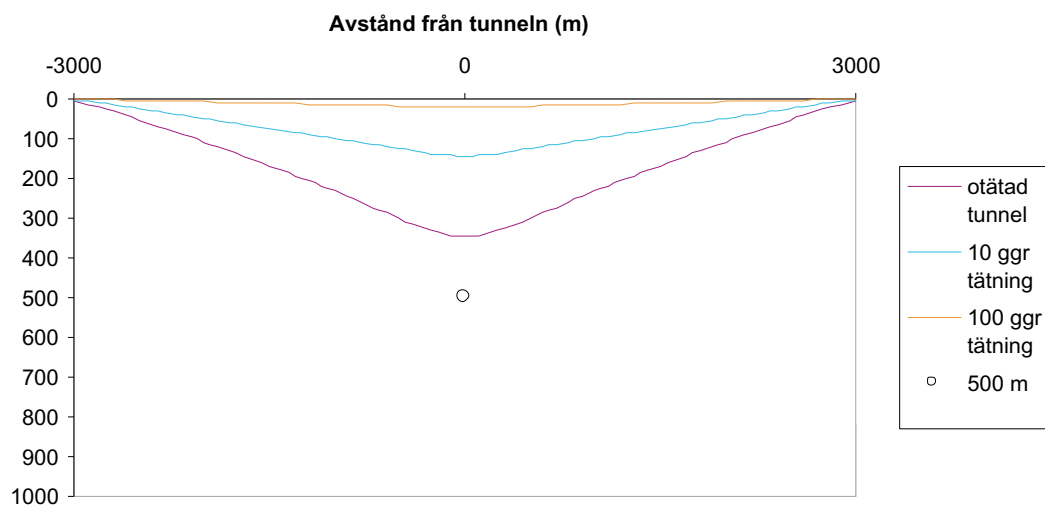
Beräkningarna enligt ovan förutsätter homogena berggrunds- och jordlagerförhållanden och att inflödet till de båda gruvorna balanseras helt av den antagna grundvattenbildningen. Den samtidigt öppna volymen på det planerade djupförvaret beräknas uppgå till maximalt ca 0,9 milj m^3 , med en total längd på tunnlar och tillfartsramp på ca 25 km. Förvarsdjupet beräknas ligga på 400–700 m djup. Storleksmässigt kan dessa data närmast jämföras med de delar av Kristinebergsgruvan som ligger mellan 250–500 m djup, även om den utsprängda bergvolym är nästan dubbelt så stor som djupförvarets (se tabell 3-1). Däremot är längden på tunnlar något mindre vid Kristinebergsgruvan. Det totala

inläckaget av grundvatten mellan dessa nivåer har uppmätts till ca 10 m³/h. Om djupförvaret förläggs till en berggrund liknande den i Kristineberg kan man förvänta sig att det påverkade området i berg och jord runt djupförvaret blir i storleksordningen 0,7 km² respektive 0,4 km². Härvid antas en grundvattenbildning till berggrund och jordlager enligt ovan.

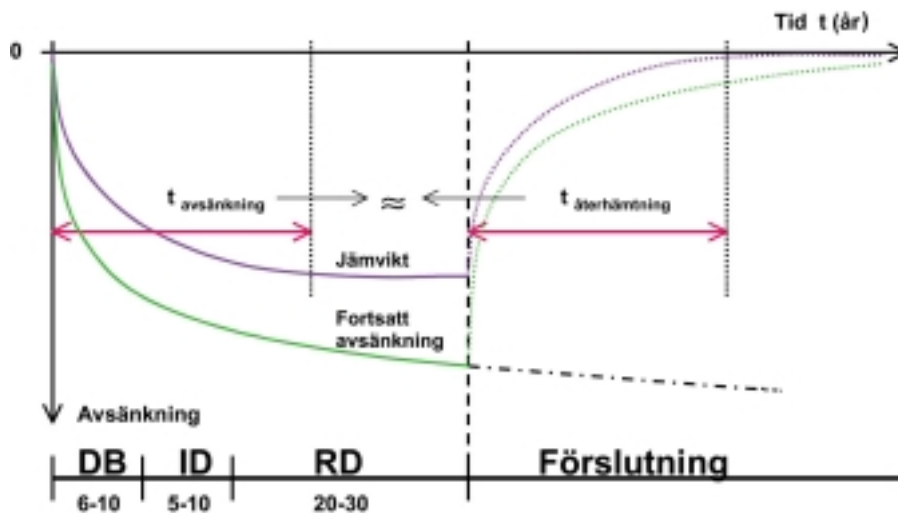
Om djupförvaret förläggs till en berggrund liknande den i Dannemora kan man överslagsmässigt förvänta sig ett inflöde i storleksordningen 10 % av $26 \cdot (25/8,8) \approx 7,4$ m³/h. Detta förutsätter att 10 % av det totala inflödet på 26 m³/h strömmar in i tunnlarna (tunnlarna utgör endast ca 1,3 % av den totala volymen). Detta motsvarar ett påverkat område i berggrunden runt gruvan av ca 0,5 km² och ett minsta påverkat område i jordlagren av ca 0,3 km² vid en antagen grundvattenbildning till berggrund och jordlager enligt ovan.

3.2.5 Grundvattensänkning i berggrunden runt en tunnel i homogent berg

I bilaga A.1 har en enkel numerisk modell använts för att illustrera hur berggrundens vattengenomsläpplighet påverkar grundvattensänkningen runt en tunnel på olika djup i homogent berg. Med homogent berg menas här en berggrund som är jämt uppsprucken och har en konstant vattengenomsläpplighet. Modellresultaten visar bl a att injektering av berggrunden närmast tunneln kraftigt kan reducera sänkningen av berggrundvattennivån (figur 3-9).



Figur 3-9. Exempel på grundvattensänkning runt en tunnel i homogen (porös) berggrund. Av figuren framgår att grundvattensänkningen i stor utsträckning beror på hur mycket berggrunden närmast tunneln tätats.



Figur 3-10. Principiellt förlopp för grundvattensänkning och återhämtning under olika driftskeden. DB = detaljundersökning och bygge (6–10 år); ID = inledande drift (5–10 år); RD = reguljär drift (20–30 år).

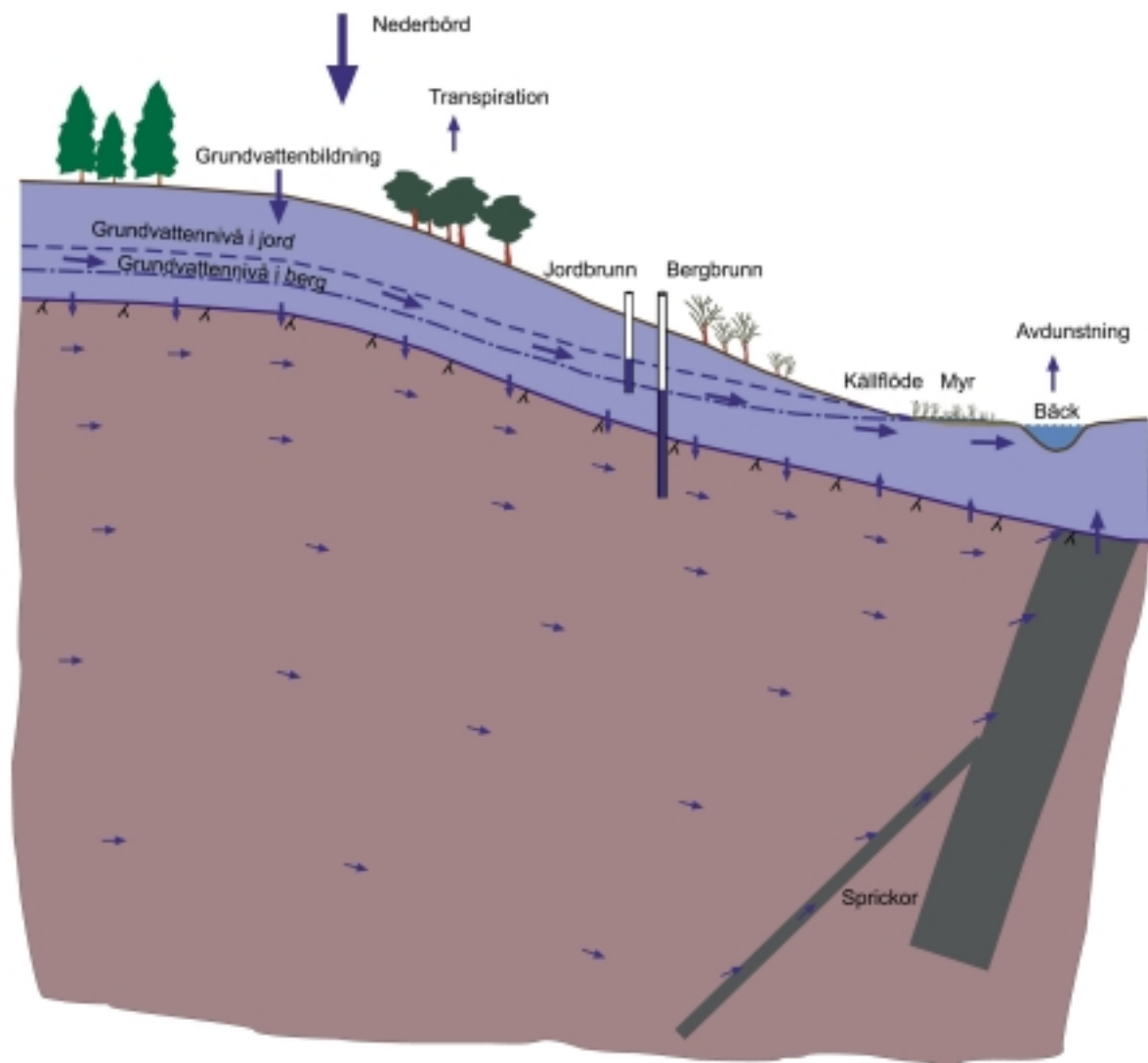
I exemplet i figur 3-9 förutsätts stationära förhållanden, dvs inflödet till tunneln är i balans med tillflödet från jordlagren och eventuella ytvattendrag. Varaktigheten för det tidberoende förloppet innan stationära förhållanden uppnås är i allmänhet inte särskilt lång. Erfarenheterna från Äspölaboratoriet indikerar att merparten av den sänkning som kan förväntas i samband med bygge och drift av ett djupförvar kommer att utvecklas redan under de första 6–10 åren (figur 3-10). Tiden under den inledande och reguljära driften kännetecknas förmodligen huvudsakligen av tämligen oförändrade grundvattennivåer i berggrunden och i jordlagren. Mindre troligt är att grundvattensänkningen fortsätter att öka (fortsatt avsänkning) under den reguljära driften. Tiden för återhämtning till ursprungliga grundvattenförhållanden efter avslutad drift är en spegelvänd process med ett i stort sett omvänt tidsförlopp (figur 3-10).

3.2.6 Grundvattensänkning i jordlagren runt en tunnel i berg

En grundvattensänkning i jordlagren sker huvudsakligen i anslutning till tunnelpåslag och schakt eller vid genomsläppliga sprickzoner. Om en sänkning sker och i vilken omfattning styrs av de meteorologiska, hydrologiska och geologiska förhållandena på platsen (se tidigare diskussion ”styrande faktorer”). En omfattande forskning om olika faktors betydelse för grundvattensänkning i berg och jord vid Bolmentunneln har gjorts av /Olofsson, 1991a,b/. En fortsättning på denna forskning genomförs för närvarande på Hallandsåstunneln /Olofsson, 1998a, 1998b/. En statistisk analys har genomförts av betydelsen av en mängd faktorer för grundvattensänkning i jordlagren ovanför tunneln. Det visar sig att de viktigaste faktorerna är /Olofsson, 2000/:

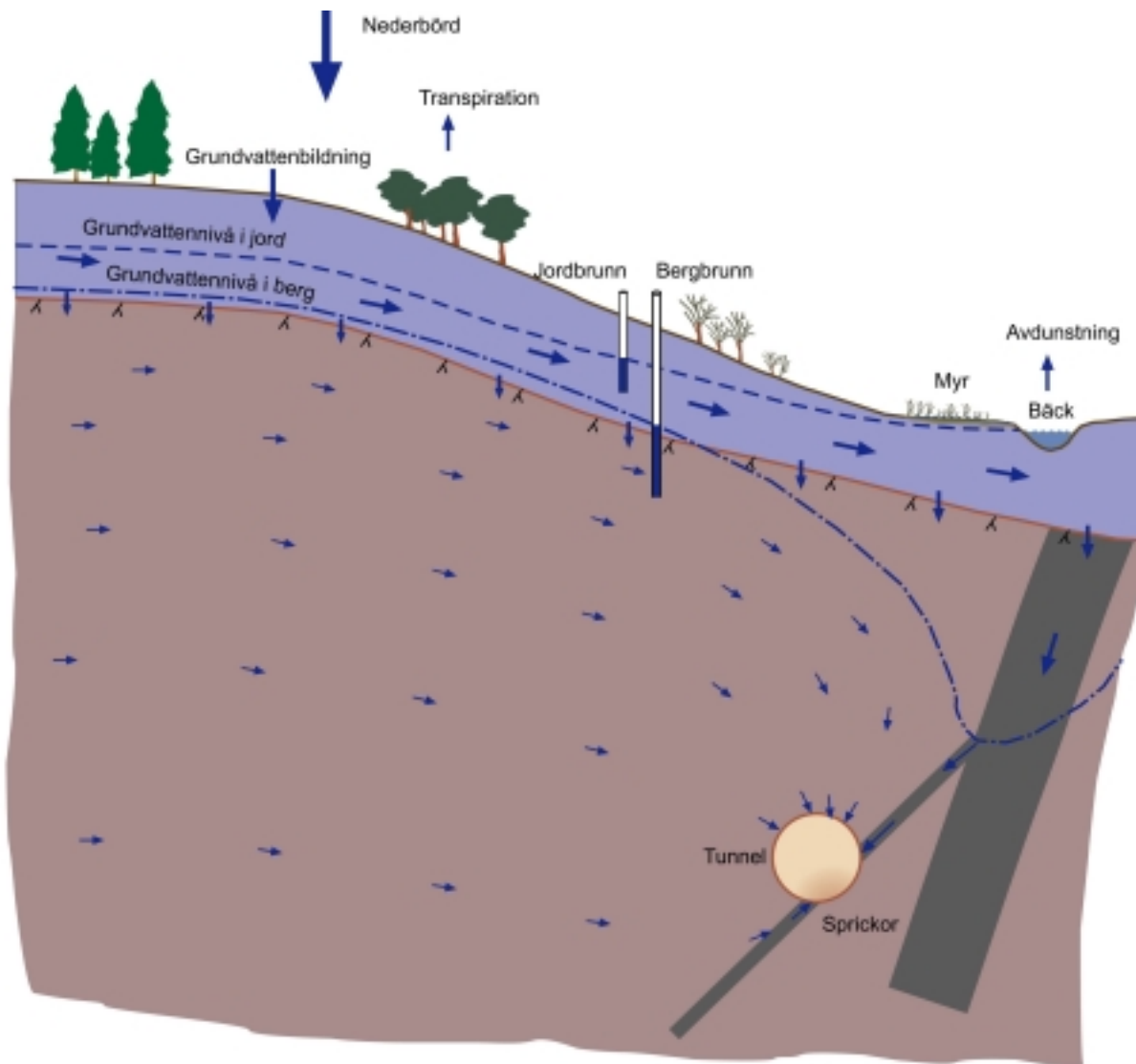
- avstånd från tunneln (bestämmer läckaget till berget),
- marklutning (bestämmer den hydrauliska gradienten),
- jordart (bestämmer vattengenomsläppligheten),
- jorddjup (bestämmer grundvattenmagasinets storlek) och
- förekomst av och avstånd till diabasgångar. (Diabasgångar påverkar sprickfrekvensen i berget och därmed läckaget mellan jord och berg).

Den del av nederbörden som inte avdunstar (medelavrinningen) kan bidra till grundvattenbildningen till det yt nära jordlagret. Om ytjorden är tät, t ex består av lera, kan en del avrinna som ytvattnet särskilt vid häftiga regn och snösmältning. Annars infiltrerar allt och bildar grundvatten. Beroende på jordlagrens vattengenomsläpplighet och grundvattnets tryckförhållanden i jord och berg kommer en del att avrinna i jordlagret medan en del läcker till berggrunden. Under naturliga förhållanden avrinner vanligtvis större delen i jorden, medan en mindre del infiltrerar till berggrunden. Om berget är mycket uppkrossat, som t ex i sprickzoner, kan en större mängd vatten infiltrera till berget. Vid naturlig grundvattenströmning sker således en infiltration från jordlagret till berggrunden i höjdområden och en utströmning från berggrunden till jordlagret i lågpunkter (figur 3-11).



Figur 3-11. Schematisk bild av grundvattenströmning i en sluttning under naturliga förhållanden.

Vid ett tunnelbygge i berggrunden sker ett inläckage av vatten, varvid grundvattentrycket i berget sänks runt tunneln. Detta medför en ökad infiltrationen från jordlagret till berggrunden. Härvid påverkas grundvattnet i jordlagret genom ett minskat grundvattenflöde och en sänkning av grundvattennivån (figur 3-12). Jordgrundvattnet kommer att påverkas olika beroende på hur jordlagrets vattengenomsläpplighet (särskilt i vertikalled) förhåller sig till berggrundens. Inläckaget och trycksänkningen i berggrundvattnet beror till största delen på berggrundens vattengenomsläpplighet. Vid låg vattengenomsläpplighet i jordlagret i förhållande till berggrunden kommer jordgrundvattnet endast att påverkas marginellt och främst medföra en sänkning av grundvattennivån under torrperioder. Dubbla grundvattenytor kan uppkomma, en i jorden och en i berggrunden, med en omättad zon i bergets övre del. Detta sker ofta i anslutning till sprickzoner. Om jordlagret är väsentligt mer vattengenomsläppligt än berggrunden kan en avsevärd sänkning ske av nivån i jordgrundvattnet med eventuell torrläggning som följd.



Figur 3-12. Schematisk bild av grundvattenströmning i en sluttning under störda förhållanden vid en tunnel.

I bilaga A2 genomförs en diskussion med generella beräkningar av framför allt de geologiska förutsättningarna som behövs för att jordgrundvattnet ej i större utsträckning skall påverkas av en grundvattensänkning i berggrunden. Utifrån dessa beräkningar kan följande generella slutsatser göras.

De hydrometeorologiska data som föreligger i förstudiekommunerna indikerar att läckaget till berggrunden är lägre än vad som vanligtvis tillförs genom nederbörden om jordlagret är förhållandevis tätt eller innehåller horisontella skikt eller lager med tätare material. Dessa förhållanden förekommer speciellt i moräntäckta områden. Även sand- och grusavlagringar kan ha ett tätande lager av lera eller morän under sig. Detta gäller särskilt områden under högsta kustlinjen. I dessa fall balanseras det ökade läckaget till berggrunden, som följd av exempelvis ett tunnelbygge, av den infiltrerande nederbörden. Grundvattennivån i jordlagren sänks endast under torrperioder och återhämtar sig till normala förhållanden vid tillfällen med större grundvattenbildning. Avrinningen från jordlagret kan gå något snabbare, vilket medför att ytvattendrag som under normala förhållanden varit torrlagda under torrperioder, kan få en något längre period av uttorkning.

Inom områden med sand- och grusavlagringar som saknar tätande lerlager kan läckaget till berggrunden vara stort och överskrida tillförseln via nederbörden. Jordgrundvattnet i sådana områden påverkas i stor utsträckning, och en total sänkning av grundvattennivån kan ske i jordlagret.

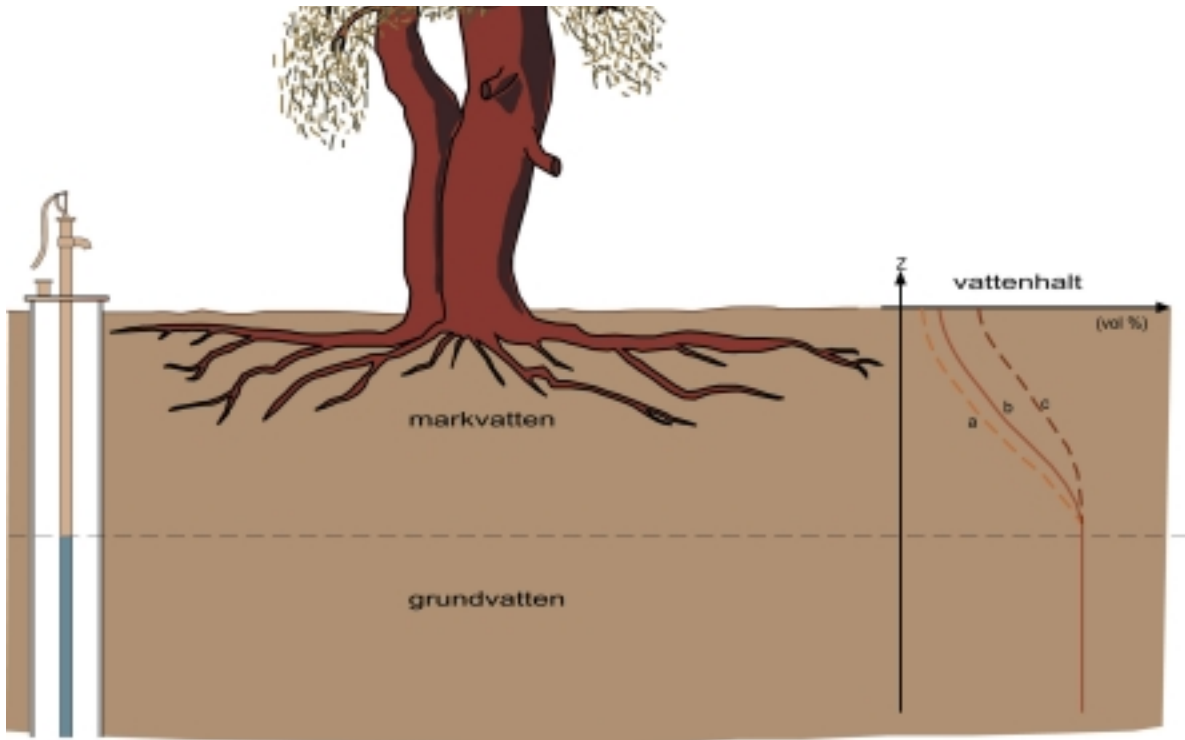
3.3 Förväntade effekter av grundvattensänkning

En sänkning av berggrundvattnet kan påverka uttaget i närbelägna bergboreade brunnar och medföra saltvattenuppträngning omkring djupförvaret. En grundvattensänkning i jordlagren kan påverka växtligheten samt uttaget ur jordbrunnar. Nedan beskrivs de olika typer av påverkan som kan inträffa på grund av en grundvattensänkning till följd av byggande och drift av ett djupförvar.

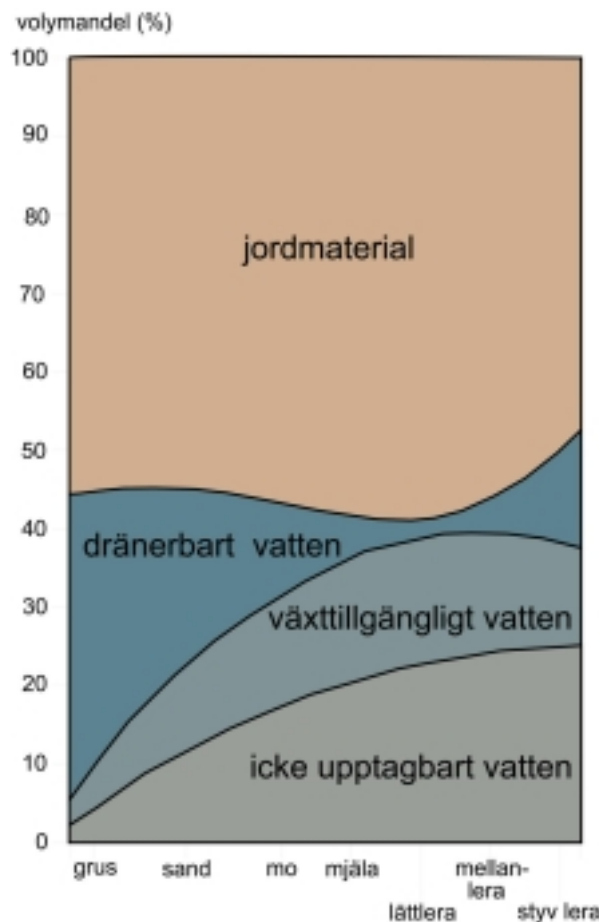
3.3.1 Påverkan på växtlighet

Effekter på natur

Vegetationen har under lång tid anpassats till de på platsen rådande förhållandena, såsom jordart, jordmån, grundvattenytans läge, tillgång på vatten och områdets klimat. Den vegetation som växer i inströmningsområden, dvs där nederbörden infiltrerar i marken, är mestadels enbart beroende på vattnet i den omättade zonen (markvattnet) ovanför grundvattenytan och är därför vanligtvis ej känslig för en grundvattensänkning (figur 3-13). Om grundvattennivån ligger högt eller vid finkorniga jordarter med hög kapillär stighöjd, t ex siltjordar, kan dock en sänkning av grundvattennivån minska mängden växttillgängligt vatten i den omättade zonen. Detta kan medföra effekter på växtligheten särskilt under torrperioder. Känsligheten för uttorkning beror framför allt på jordens kornstorleksfördelning som bestämmer det växttillgängliga vattenmagasinet (figur 3-14). Växtlighet på t ex svallsand och grus är mer känslig för uttorkning än växtlighet på lera. En sänkning av grundvattennivån påverkar växtligheten endast i de fall då grundvattennivån ligger högt under vegetationsperioden och variationen i grundvattennivå är liten, samt jorden har en låg vattenhållande förmåga som t ex grus och sand /Florgård, 1978/. Andra riskområden är sluttningar där grundvattnet är syrerikt och



Figur 3-13. Vattenhalt i mark och grundvatten (kurva a visar torrperioder med transport av vatten uppåt i markprofilen, kurva b visar jämviktsförhållanden då vattentrycket i marken är lika och ingen vattentransport sker, kurva c visar infiltrationstillfällen då en nedåtriktad transport av vatten sker /modifierad efter Grip och Rodhe, 1985/.

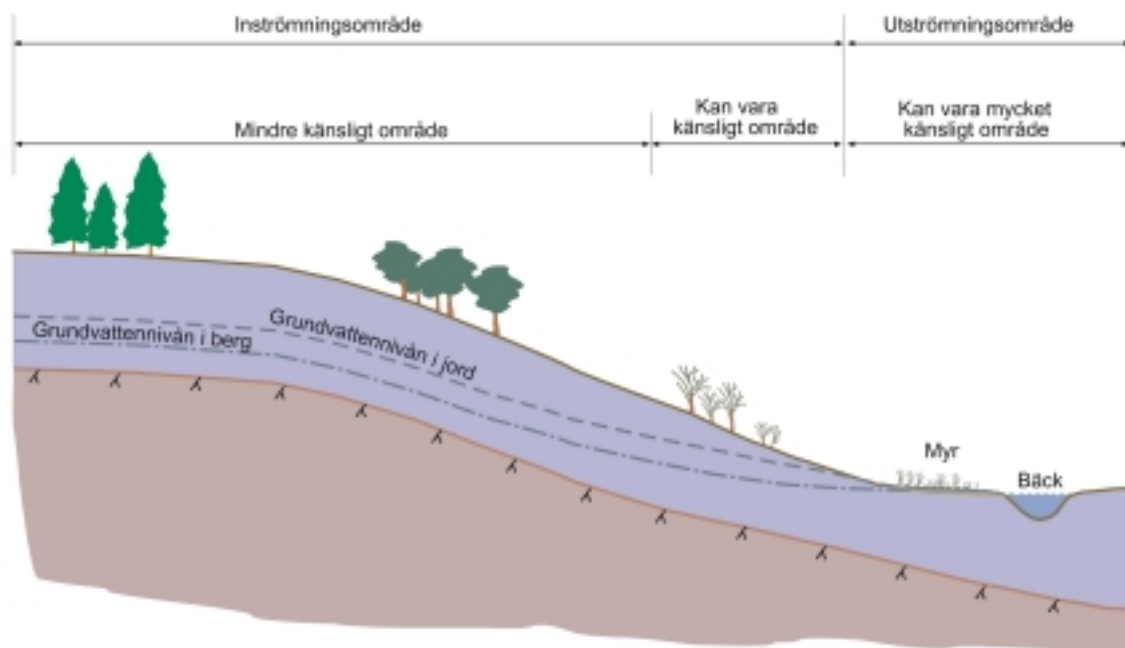


Figur 3-14. Diagram som visar vattenhållande egenskaper hos sorterade jordar av olika kornstorlek. Volymandelen växttillgängligt vatten är större i finkorniga än i grovkorniga jordar. Den dränerbara vattenvolymen ökar hos de finkornigaste jordarna beroende på att dessa ofta innehåller större strukturorsakade porer /Grip och Rodhe, 1985/.

flödar rikligt. Här kan träden periodvis ta upp vatten via rötterna direkt från grundvattnet /Florgård och Palm, 1980/. En sänkning av grundvattennivån kan här ge förändringar i vegetationen, som startar med gräs och örter och kan iakttagas inom några år /Florgård m fl, 1977/. Generellt är dock vegetationen i inströmningsområden mindre känslig för en sänkning av grundvattennivån än i utströmningsområden (figur 3-15).

I områden med höga grundvattennivåer, ofta i anslutning till utströmningsområden, utvecklas olika typer av våtmarksvegetation. Vid en sänkning av grundvattennivån i jordlagren kommer dessa områden så småningom att övergå till en vegetation som kräver mindre tillgång på vatten. I utströmningsområden där grundvattennivån står i markytan utvecklas myrmarker. Vegetationen i dessa områden kan vara mycket känslig för en grundvattensänkning i underliggande jordlager. En grundvattensänkning kan även ge positiva effekter som en ökad tillväxt av träd /Florgård och Palm, 1980/.

Beroende främst på läge i terrängen och sättet på vilket vattentillförseln sker bildas olika typer av myrar med olika karaktäristisk vegetation. Kärr är beroende på tillförsel av vatten från omgivande fastmark, medan mossar får sitt vatten uteslutande från nederbörden. Därför är kärr mer känsliga för en sänkning av grundvattennivån än mossar. Kärr kan bildas genom att sjöar, vikar och vattendrag växer igen, eller genom att områden med hög grundvattennivå försumpas (figur 3-16). I ett kärr sammanfaller tryckytorna för myrens vatten och den underliggande fastmarkens vatten eller också ligger fastmarksgrundvattnets tryckyta högre än myrens. Ett kärr är således ett utströmningsområde för grundvatten i jordlagren. Igenväxningskärr har ofta en tät botten av gyttja och är mindre känsliga för en grundvattensänkning i underliggande jordlager än försumpningskärr.

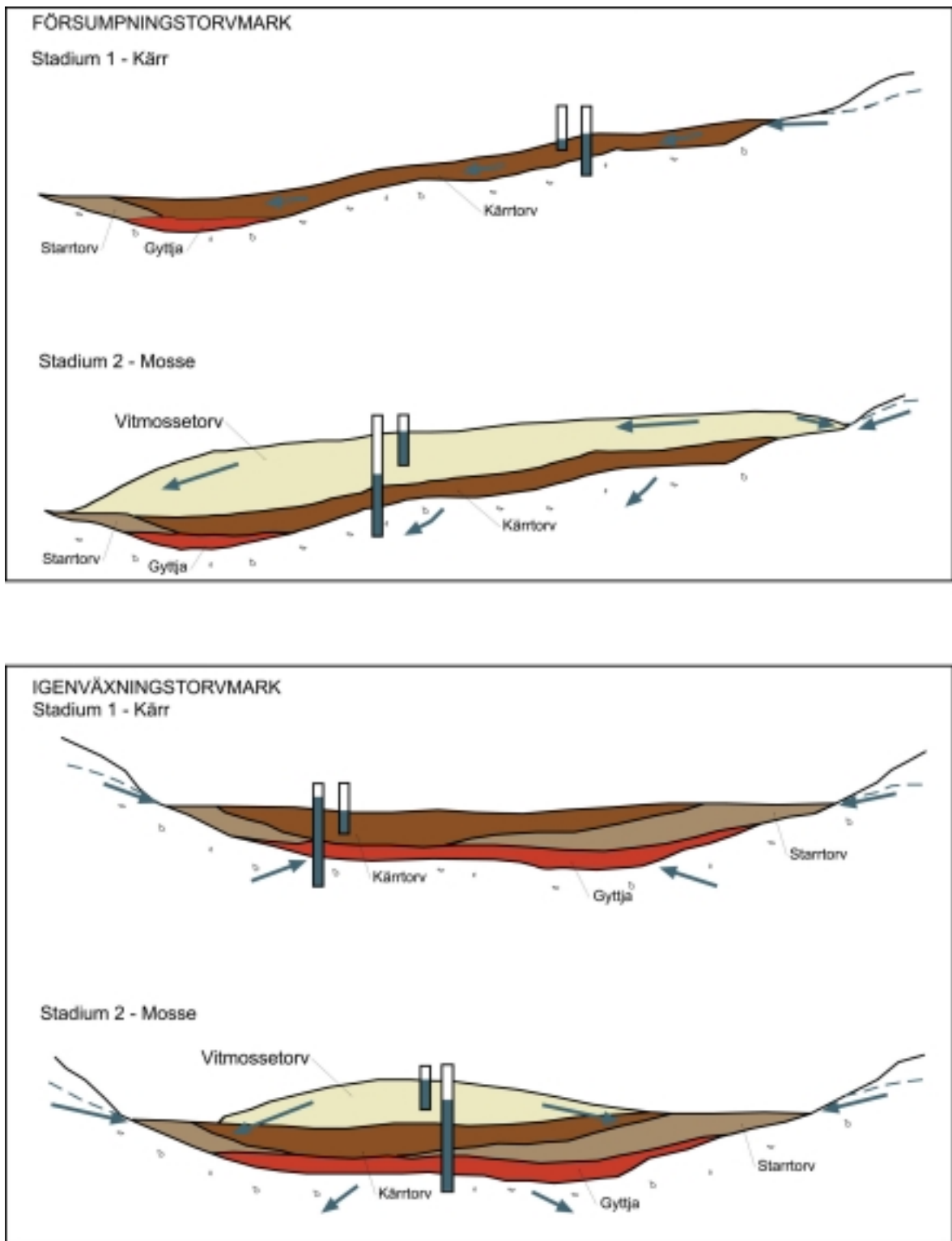


Figur 3-15. Principbild av en moränsluttning med olika känsliga områden för påverkan på växtlighet om en grundvattensänkning sker. I de flesta fall utnyttjar växtligheten det vatten som finns i den omättade zonen, det s k markvattnet, vilket innebär att en grundvattensänkning inte påverkar sådan växtlighet.

Mossar är tidigare kärr som vuxit på höjden så att kontakten med fastmarksvattnet förlorats. De bildas mestadels på plan mark, men kan även förekomma i sluttningar. Vartefter de växer höjs också grundvattenytan i mossen över grundvattenytan i omgivningen (figur 3-16). En mosse är således ett inströmningsområde. Speciellt tydlig avgränsning mot fastmarksvattnet har vattnet i högmossarna. Det är vanligt med olika blandformer mellan mosse och kärr. Grundvatten från omkringliggande fastmark påverkar då bara delar av myrkomplexet. Då en mosse har utbildats är denna mindre känslig för en sänkning av grundvattennivån i underliggande jordlager än i kärrstadiet. Detta beror på underliggande lager av tätande gyttja eller kärrtorv. Nedbrytningen av torven, den så kallade humifieringen, har vanligen gått längre i myrens djupare delar än i de ytligare. Vattengenomsläppligheten hos torv avtar kraftigt med ökad humifieringsgrad. I finska torvmarker har värden från $1,1 \cdot 10^{-4}$ till $2,0 \cdot 10^{-8}$ m/s uppmätts, vilka också torde gälla för svenska förhållanden /Grip och Rodhe, 1985/.

En verksamhet med dokumenterad påverkan på de lokala grundvattenförhållandena i jordlagren är utdikning av mark. Det finns omfattande erfarenheter av vegetationspåverkan i samband med utdikningar av marker, och speciellt våtmarker /Stenbäck, 1985; Naturvårdsverket, 1987/. Konsekvenserna av utdikningar av våtmarker berör inte bara vegetationen utan även områdets vattenkvalitet, näringsläckage, fauna, lokalklimat, hydrologi samt landskapsbild. En utdikning av mark kan dock inte jämföras med byggandet av ett djupförvar. Vid utdikning sker ett direkt ingrepp i de ytliga jordlagren, vilket medför en sänkning av grundvattennivån i jordlagren. Inget direkt ingrepp sker i jordlagren vid byggandet av ett djupförvar utom vid tunnelpåslag och schakt. Om de ligger i direkt anslutning till ett våtmarksområde kommer sannolikt en tätning att göras och därmed sker ingen eller endast en mindre påverkan på grundvattnet i jordlagren.

Av ovanstående resonemang framgår att en grundvattensänkning i jordlagren vid tunnelpåslag och schakt eller som följd av att djupförvaret korsar genomsläppliga sprickzoner inte behöver medföra en påverkan på vegetationen ens i våtmarksområden.



Figur 3-16. Principskiss över försumpningstorvmark och igenväxningstorvmark /modifierad efter Fredriksson, 1982/.

Effekter på jordbruk

En grundvattensänkning i jordlagren kan innebära negativa konsekvenser för jordbruket om grödornas vattenförsörjning försämras. Om en bristfällig dränering föreligger kan dock en måttlig sänkning av grundvattennivån vara positiv för växtproduktionen. Om nederbörden är hög och jämnt fördelad under växtperioden blir effekterna små av en måttlig grundvattensänkning. Under torrperioder då grödorna är helt beroende av markvattenmagasinet för sin vattenförsörjning kan effekterna förstärkas, eftersom det växttillgängliga markvattenmagasinet reduceras vid en sänkning av grundvattennivån. De geologiska förhållandena på platsen bestämmer hur känslig jordbruksmarken är för en grundvattensänkning. Odlingar på lerjordar och finkorniga sediment är mindre känsliga än grövre jordar.

Effekter på skogsbruk

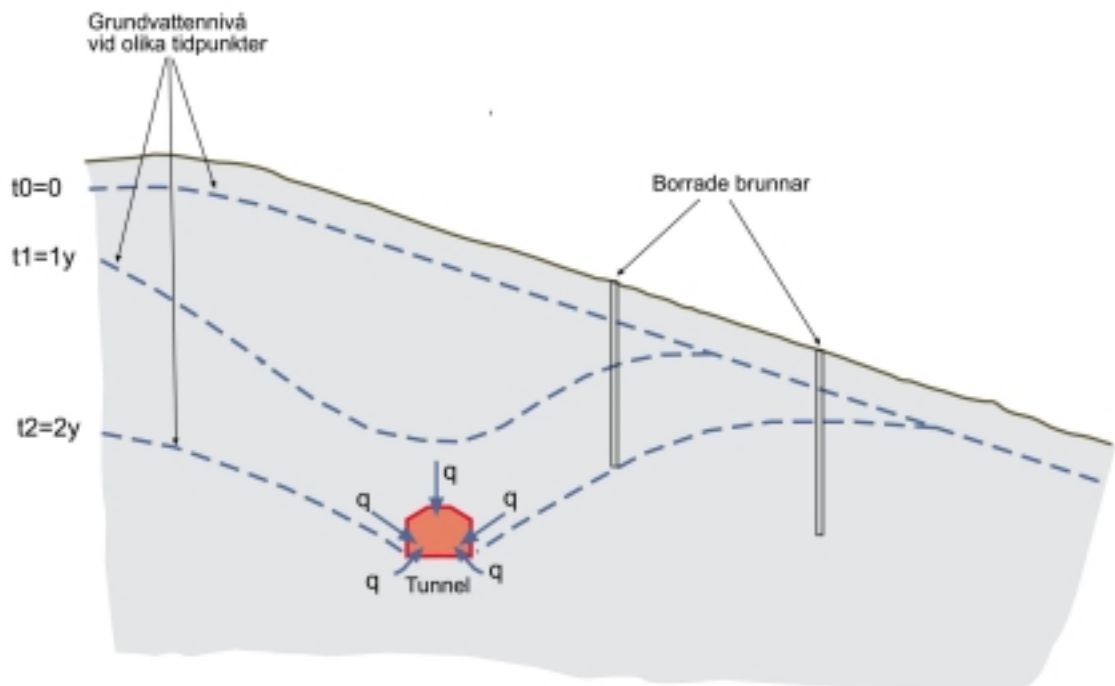
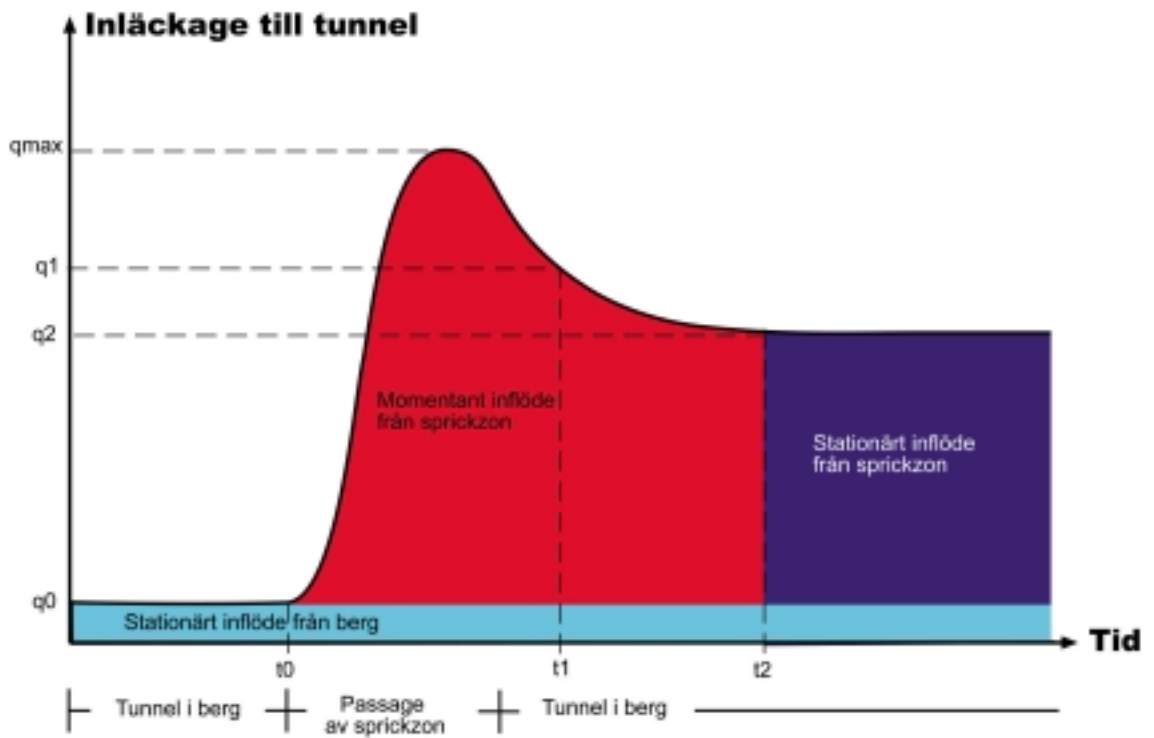
Eftersom det är främst marker med höga grundvattennivåer som påverkas, bör en grundvattensänkning totalt leda till en positiv årlig tillväxteffekt för skogsbruket. Flera specialiserade örter och mossor försvinner vid en sänkning av höga grundvattennivåer.

3.3.2 Påverkan på grundvattenuttag

Brunnar i berg har ofta borrats genom sprickzoner som lokaliserats med hjälp av geofysiska metoder (VLF), för att brunnen skall få tillräckligt med vatten. Om en sådan sprickzon har en direkt förbindelse, eller via sprickor står i kontakt med någon del av djupförvaret påverkas den naturliga vattennivån i brunnen. Härvid minskar det möjliga vattenuttaget från brunnen. I värsta fall kan brunnen bli torr. På samma sätt kan brunnar i jordlagren påverkas särskilt i närheten av de ytligt liggande delarna av djupförvaret. Påfartsramp och schakt tätas dock troligen mot jordlagren för att minska grundvatteninflödet och därmed grundvattensänkning i jordlagren. Grundvattennivån i jordlagren kan dock påverkas om ytberget är väldigt uppsprucket eller i närheten av en sprickzon som har kontakt med djupförvaret.

Vid passage av en vattenförande sprickzon i kristallint berg ökar inflödet momentant med en kraftig grundvattensänkning som följd (figur 3-17). Influensområdet för grundvattensänkningen ökar med tiden tills jämvikt uppstår mellan det ökade läckaget från jordlagren och inflödet i tunneln. Samtidigt avtar och stabiliseras inflödet till tunneln. Detta förlopp innebär att brunnar kan påverkas av en grundvattensänkning flera år efter det att t ex en tunnel byggs i området.

Flera exempel finns där både brunnar i jord och berg har påverkats av en grundvattensänkning till följd av byggande av tunnlar eller andra undermarksanläggningar. En stor undersökning av effekten på vattenförsörjningen i brunnar i kristallint berg gjordes i samband med byggandet av avloppstunnlarna "Himmerfjärdstunnlarna" sydväst om Stockholm /Sund m fl, 1977/. Tunnelsystemet är 45 km och konstruerades genom konventionell borrning och sprängning mellan 1969 och 1973. Observationer av grundvattennivån gjordes en gång i månaden i mer än 200 observationspunkter, varav 188 utgjordes av brunnar i jord och berg. Av dessa påverkades 29 brunnar av tunnelbygget, där 18 var borrade i berg och 11 var grävda i jord. En slutsats av denna undersökning var att även om man kan uppskatta influensområdet för en sänkning av grundvattennivån är det väldigt svårt att förutsäga vilken brunn inom influensområdet som kommer att påverkas och hur mycket den påverkas. Ett annat exempel på sänkning av grundvattennivån runt en tunnel i kristallint berg i sydvästra Sverige ges av /Ahlberg och Lundgren, 1977/. Tunneln är 2,8 km lång och går i kraftigt uppsprucken gnejs. De ovanliggande jordlagren består av morän, sand och ofta mäktiga lager av lera. En sänkning av grund-



Figur 3-17. Generell skiss av grundvattennivåns och inflödets förändring med tiden vid byggnation av en tunnel i berg vid passage av en vattenförande sprickzon (modifierad efter Bryn m fl, 1986).

vattennivån på 2–3 m observerades i 7 av de totalt 10 studerade observationsrören i jord längs tunneln. Grundvattennivån i berggrunden sänktes upp till 40 m i närheten av tunneln. Detta visar att en stor omättad zon uppkommer i berggrunden om berget är kraftigt uppsprucket. /Eriksson, 1972/ beskriver påverkan på grundvattnet från en avloppstunnel i Backa, Göteborg. I flera grävda och borrade brunnar observerades en sänkning av grundvattennivån, varav vissa blev torra. Vid byggandet av en 8,5 km lång kraftverkstunnel, där vatten togs från Holmsjön till ett kraftverk i Ånge beskrivs grundvattenpåverkan i brunnar i morän ovanför tunneln /Nordberg, 1980, 1983/. När tunneln 1974 passerade älven Ljungan sänktes grundvattennivån i några brunnar grävda i morän. Grundvattennivån i dessa brunnar återgick senare till normala nivåer då tunneln togs i drift och vattenfylldes. Ytterligare exempel på erfarenheter av grundvattensänkning i brunnar belägna i jord och berg ges i kapitel 4.

3.3.3 Saltvattenpåverkan

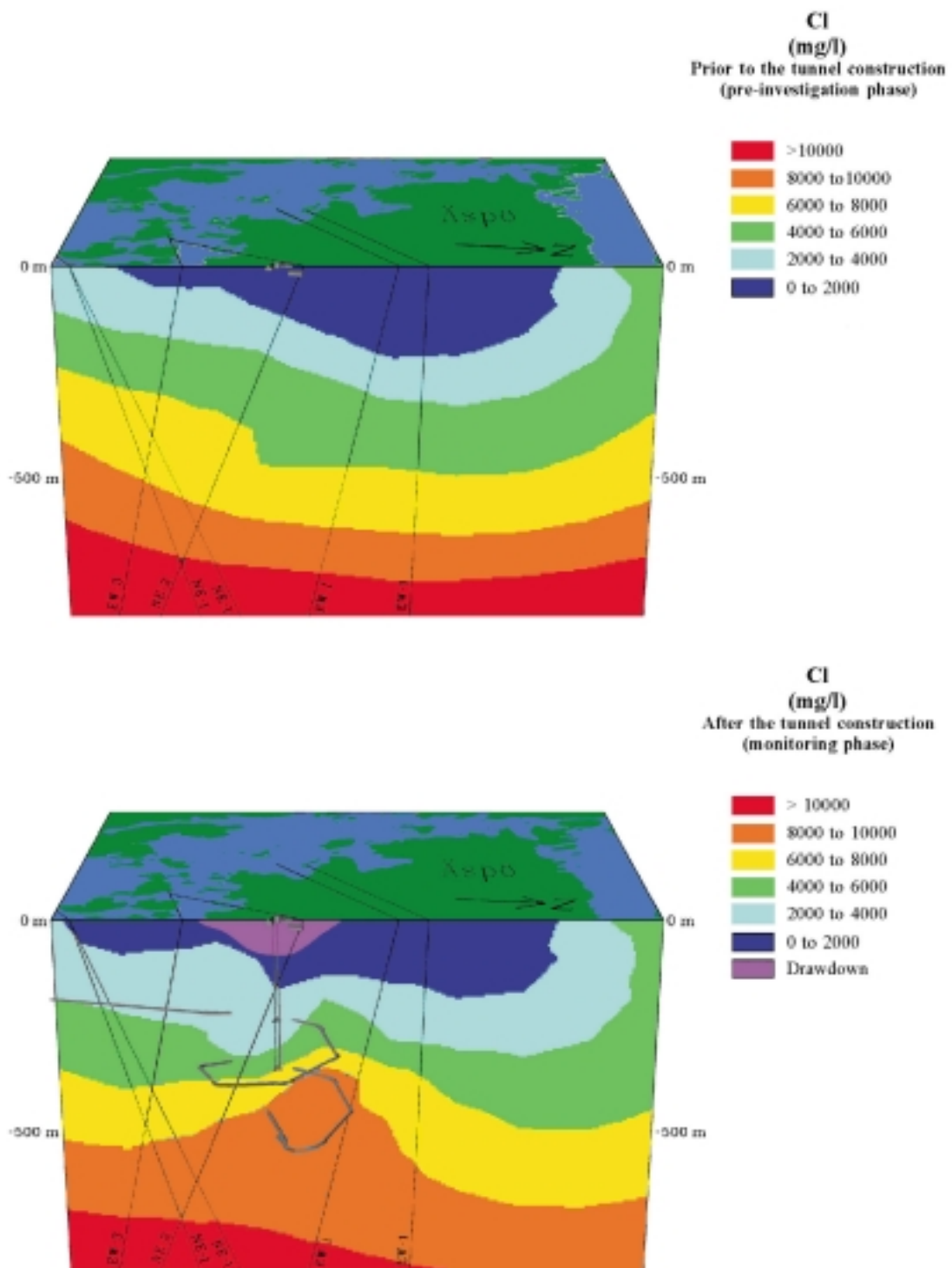
Saltvattenpåverkan i bergborrade brunnar är ett vanligt förekommande problem längs med den svenska östkusten och i Mälardalen, där stora områden varit täckta av tidigare salta stadier av Östersjön (Yoldiahavet och Litorinahavet). Saltvatten är tyngre än sötvatten och återfinns således som regel under det söta grundvattnet. Djupet till det salta grundvattnet varierar från plats till plats beroende på en rad olika faktorer. Som exempel på styrande faktorer kan nämnas platsens avstånd till havet respektive höjd över havet, förekomst av subhorisontella sprickzoner, samt jordlagrens sammansättning, vattengenomsläpplighet och mäktighet.

Saltvattenpåverkan kan ske dels genom inträngning av havsvatten, s k saltvattenintrusion, dels genom att balansen mellan det lättare sötvattnet och det tyngre saltvattnet ändrats, s k saltvattenuppträngning. Inträngning av havsvatten till en bergbrunn kan bara ske om brunnen ligger nära kusten. Saltvattenuppträngning däremot kan förekomma både nära kusten och inåt land. Om vattenuttaget i en bergbördad brunn är större än grundvattenbildningen inom brunns påverkansområde kan tillgången på sött grundvatten successivt minska och eventuellt salt grundvatten närma sig brunnen, där grundvattensänkningen är som störst.

Huruvida bygge och drift av ett kustnära djupförvar kommer att orsaka saltvatteninträngning respektive saltvattenuppträngning i förvarets närhet beror dels på inläckagets storlek, dels på avståndet till kusten. Vid stora inläckage och små avstånd ökar risken för saltvattenpåverkan.

Efter att driften avslutats och tunnelsystemet återfyllts kommer jämvikten mellan sött och salt grundvatten att återställas ifall denna har varit påverkad av driften. Modellberäkningar indikerar att återställningstiden är minst lika lång som den sammanlagda tiden för bygge och drift /Follin, 1995/.

Praktiska erfarenheter av saltvattenuppträngning finns från Äspölaboratoriet. I detta fall är salthaltsökningen i det uppumpade grundvattnet förväntad eftersom undermarksanläggningen är förlagd under en flack ö ute i Östersjön (figur 3-18).



Figur 3-18. Visualisering av salthaltens (kloridhaltens) rumsliga fördelning i grundvattnet under Äspö före och efter utbyggnaden av Äspölaboratoriet /Laaksoharju, 1999/.

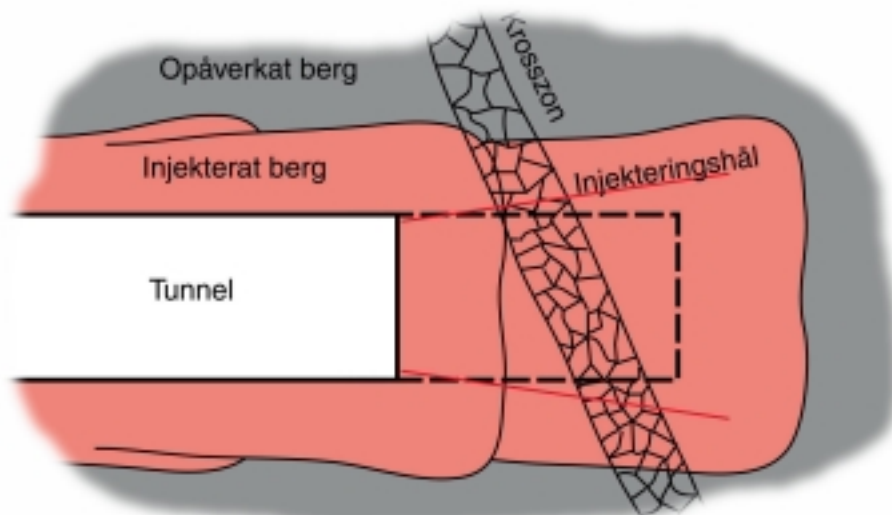
3.4 Åtgärder för att minska grundvattensänkning

Vid layout och byggande av djupförvaret kommer stor hänsyn att tas till de på den valda platsen rådande berggrundsförhållandena (se diskussion i kapitel 2.1.3). Under bygge och drift av djupförvaret är det viktigt att ha god kontroll på inflödet av grundvatten, så att avbrott undviks. Större vattenförande sprickzoner kommer därför i möjligaste mån att undvikas. Om någon del av djupförvaret måste korsa en sådan zon kommer tätningsåtgärder att vidtas. Om inflödet av grundvatten ändå medför av grundvattensänkning i berg och jord kan det uppumpade vattnet återinfiltreras för att minska grundvattensänkningen.

Nedan diskuteras injektering och återinfiltration som åtgärder att minska vatteninflöde och grundvattensänkning vid bygge och drift av ett djupförvar.

3.4.1 Injektering

Flera olika metoder och olika tätningsmedel finns för att täta sprickor i berg och minska dess vattengenomsläpplighet och därmed minska inflödet till ett djupförvar. En möjlig metod är injektering av t ex cement i vattenförande sprickor /SKB, 1999b/. Det sker oftast som förinjektering innan tunnlar eller berggrum sprängs ut (figur 3-19). Metoden är effektiv om berget inte är alltför uppsprucket. Vid exempelvis SKB:s anläggning för slutlig förvaring av låg- och medelaktivt radioaktivt avfall, SFR, vid Forsmark i norra Uppland uppgår inläckaget till ca 33 m³/h trots att anläggningen ligger under havet med en bergtäckning av endast ca 90 m /Axelsson m fl, 1995/.



Figur 3-19. Förinjektering av en tunnel för att täta vattenförande sprickor och sprickzoner.

Vid kraftigt uppsprucket berg kan det behövas större åtgärder som t ex hel inklädning av en tunnel med betong /Banverket, 1998/. Erfarenheter från Hallandsås har visat att det är möjligt att reducera inläckningen med ca 90 % genom kontinuerlig förinjektering i en omgång med cementbaserade injekteringsmedel /Olsson och Nelson, 1998/. Detta har även visat sig vara giltigt vid andra tunnelprojekt. Vid ytterligare ominjektering (två eller flera injekteringskärmar) blir den kvarvarande inläckningen ca 5 %, dvs. den uppnådda effektiviteten är ca 95 %.

3.4.2 Infiltration

Det grundvatten som läcker in i djupförvaret under byggnation och drift kommer att pumpas upp till markytan. Där kan det efter lämplig rening släppas ut i ett vattendrag, en sjö, i havet eller infiltreras i jordlagren. För att minska eller förhindra eventuell grundvattensänkning i jordlagren kan det uppumpade vattnet företrädesvis infiltreras i områden där en sänkning kan tänkas ske. Om vattenmängderna är små och jordlagren har en hög vattengenomsläpplighet kan vattnet släppas ut direkt på marken. Om jordlagren är tunna eller täta som exempelvis en typisk svensk berg / moränterräng kan infiltration av det uppumpade vattnet medföra en lokal höjning av grundvattennivån. Det kan medföra försumpning av markerna och eventuellt ökad erosion på markytan och i vattendrag. I detta fall måste en särskild infiltrationsbädd anläggas. Denna består av ett grövre material som t ex sand för att vattnet skall kunna infiltrera bättre.

Infiltrationsbetingelserna varierar med jordart och terrängläge. Infiltration kan naturligtvis endast ske i ett inströmningsområde. Förhållanden är bäst vid genomsläppliga jordar belägna i höjdområden eller sluttningar. Om marklagren består av grovmo som har en infiltrationsförmåga av ca 10^{-4} m/s behövs en yta på omkring 100–200 m² för att kunna infiltrera de vattenmängder som förväntas läcka in i ett djupförvar. Om marklagren omkring djupförvaret däremot består av sandig/grusig morän med en infiltrationsförmåga av ca 10^{-6} m/s behövs en yta som är omkring 100 gånger så stor (10–20 ha). Om dessa ytor behöver tas i anspråk kommer en del av vattnet att avdunsta, särskilt under sommaren då avdunstningen är av samma storleksordning som infiltrationsförmågan.

4 Erfarenheter av grundvattenpåverkan och dess effekter vid undermarksanläggningar

I följande kapitel redovisas erfarenheter av inläckage och grundvattensänkning vid undermarksanläggningar i olika geologiska miljöer. I de fall information finns redovisas även eventuella effekter på omgivande miljö, framför allt observerade effekter på växtligheten men även minskat uttag ur brunnar och saltvattenuppträngning. En utredning av påverkan på växtligheten vid undermarksarbeten i berg har genomförts av /Sidenvall och Birgersson, 1998/. Här konstateras att det gjorts få utredningar som behandlar skador på vegetationen som effekt av grundvattensänkning i samband med bergarbeten. Det är först i samband med problemen med inläckande vatten vid tunnelarbetena genom Hallandsås och byggandet av Norra länken i Stockholm som krav ställts på utredningar och skyddsåtgärder.

Refererade objekt delas in i anläggningar belägna i berggrund med låg vattengenomsläpplighet och berggrund med hög vattengenomsläpplighet. De med låg vattengenomsläpplighet är särskilt intressanta eftersom de liknar förhållanden som kan antas råda i berggrunden vid ett djupförvar. Generellt förekommer bergpartier med både låg och hög vattengenomsläpplighet vid varje objekt. Uppspruckna partier med större vatteninflöden påträffas ofta i samband med tunneldrivning genom större sprickzoner medan berget i övrigt kan ha en låg vattengenomsläpplighet. Indelningen har därför gjorts efter bergmassans genomsnittliga egenskaper.

För att ett objekt skall refereras bör anläggningen inte ligga för ytligt i berggrunden, då förhållandena skall kunna jämföras med ett djupförvar på 400–700 m djup med tillfartsramp och schakt.

4.1 Berggrund med låg vattengenomsläpplighet

I detta kapitel diskuteras erfarenheter från följande referensobjekt:

- Bolmentunneln,
- Gruvor (Dannemora, Stripa, Saxberget, Kristineberg, Renström, Garpenberg, Aitik, Grängesberg, Kiruna).

4.1.1 Bolmentunneln

Information om Bolmentunneln har hämtats från /Olofsson m fl, 1988/ och /Olofsson 1991a,b/.

Lägesbeskrivning

Bolmentunneln byggdes under åren 1975–1985 för vattenförsörjning till västra Skåne och sträcker sig från sjön Bolmen i södra Småland till Perstorp i Skåne. Tunneln är mer än 80 km lång och går i berggrunden på ett djup som varierar mellan 30–90 m. Tunnelarean är 8 m², vilket är förhållandevis litet jämfört med djupförvarets tunnelsystem (20–35 m²). Den går genom olika bergarter och de geohydrologiska förhållandena varierar således utefter tunnelsträckningen. Tunnelbygget föregicks av ett omfattande förundersökningsprogram med geologiska och tektoniska studier, geofysiska undersökningar, kärnbörningar, hydraultester och undersökningar av grundvattennivåer och grundvattenkemi i 400 brunnar längs tunnelsträckningen. År 1983 bildades en forskargrupp med målsättningen att utveckla metoder för att prognosticera vattenläckage i bergtunnlar och att fastställa effekterna av undermarksbyggande på grundvattenförhållandena i jord och berg. Som undersökningsområde valdes ett tunnelavsnitt nära byn Staverhult, där geofysiska mätningar givit indikationer på minst tre sprickzoner. Noggranna undersökningar gjordes i ett område runt Staverhult. Den dominerande bergarten utgörs av en heterogen gnejs som överlagras av sandig-moig morän. I topografiska lågpunkter är moränen ibland täckt av sandiga-moiga sediment. Ytliga lager av torv är även vanligt i låglänta terrängavsnitt särskilt i den sydvästra delen av undersökningsområdet där tunneln går (figur 4-1). Våtmarkerna domineras av mossar beroende på den rikliga nederbörden. Jordmäktigheten är vanligtvis 4–8 m och överstiger sällan 15 m.

Hydraultester visar en vattengenomsläpplighet i storleksordningen 10⁻⁶ m/s i jordlagren och 10⁻⁷ m/s i berggrunden.

Inläckage och grundvattensänkning

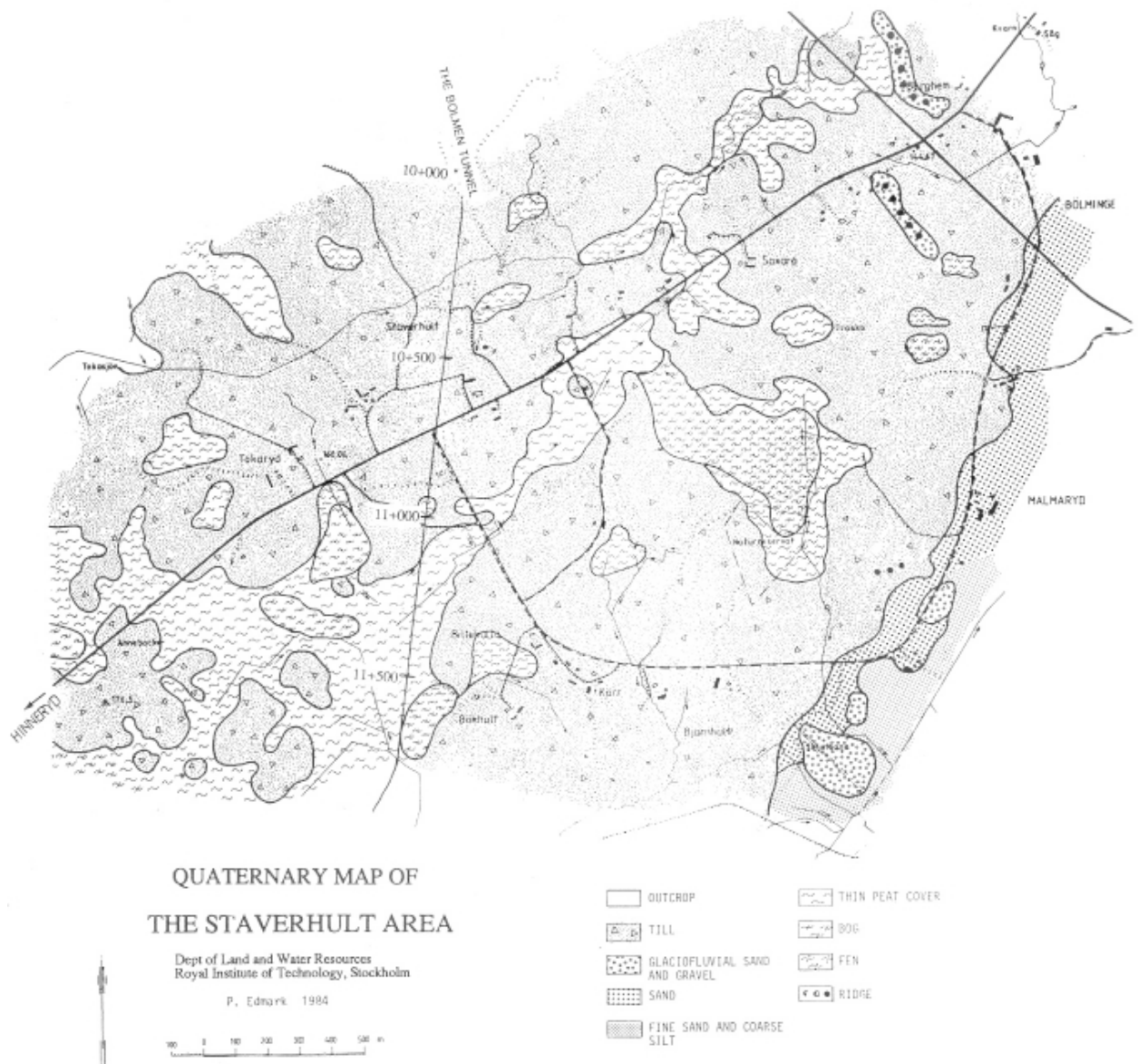
Under utsprängningen av tunneln genom Staverhult området utfördes mätningar av vatteninläckning och grundvattennivå. Läckaget av grundvatten till tunneln i Staverhultsområdet var ca 6–9 L/s (22–32 m³/h) per km tunnel. Det är ca 10–80 gånger högre än det förväntade inläckaget till djupförvaret.

Bergets sprickzoner medförde en lokal grundvattensänkning och jordlagren spelade en viktig roll som hydraulisk ledare ovanpå berggrundsytan. Grundvattennivån i berggrunden förändrades kraftigt under byggnadstiden. Sänkningen i södra delen av undersökningsområdet var mindre än 1 m, medan den uppgick till 5–16 m i centrala och norra delen.

Grundvattnet i jordlagren sänktes endast lokalt runt tunneln, förutom längs sprickzoner och översteg 1 m endast i de topografiskt lägst belägna terrängavsnitten. Den största grundvattensänkningen uppmättes i rör och brunnar belägna i sänkor fyllda med väl-sorterad sand och mo i kontakt med ett sprickrikt ytligt berg. Grävda brunnar i morän på topografiska höjder visade ingen eller endast en liten påverkan från tunneln. Den totala sänkningen i jordlagren varierade från 0,1 till mer än 3 (figur 4-2). Den största påverkan observerades längs en sprickzon, där grundvattennivån i jordlagren sänktes upp till 800 m från tunneln.

Analys av förändringar i vattenkemin hos berggrundvattnet indikerade även en dränering av jordgrundvattnet till berggrunden. De vattenkemiska förändringarna som uppkom kunde bero på inflöde från myrmark och/eller jordbruksmark i omgivningen.

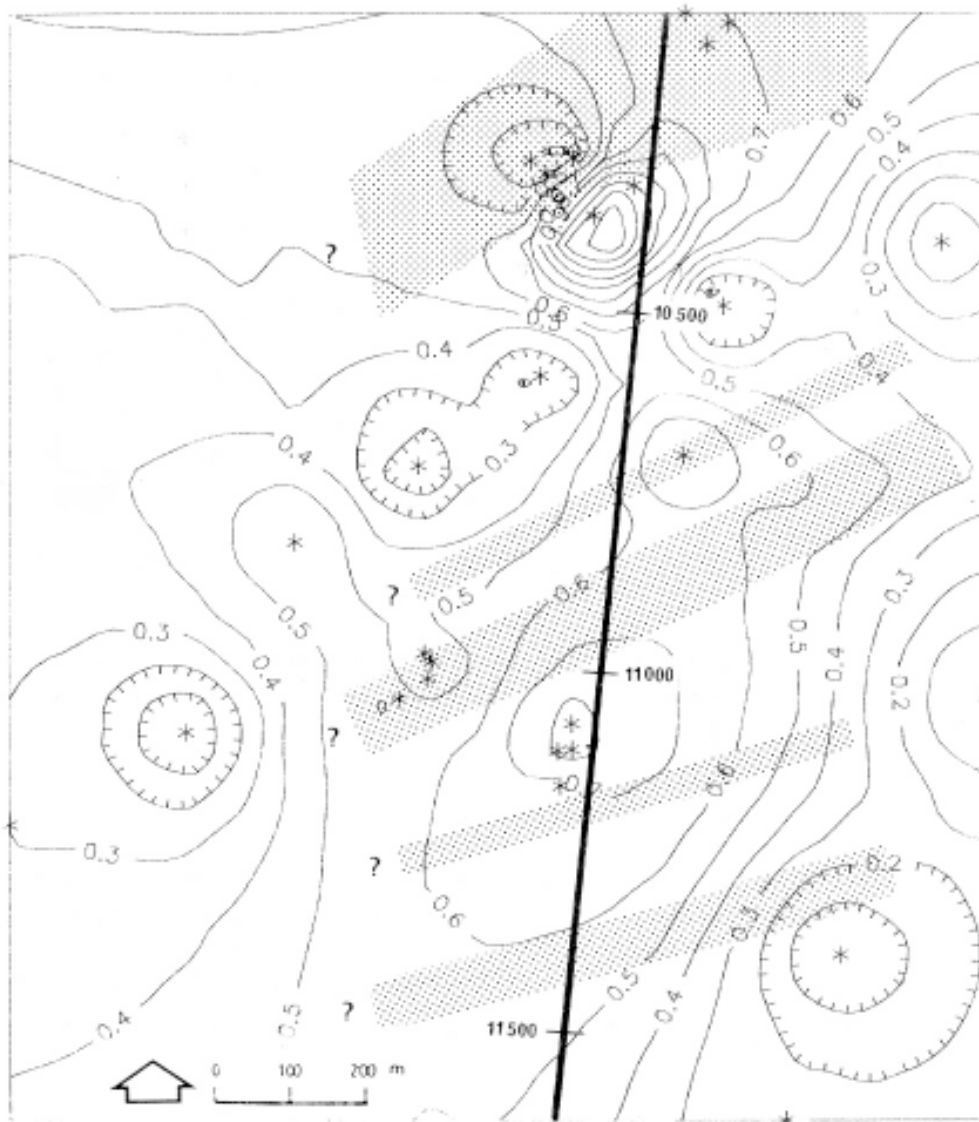
Projektet visar att det är nödvändigt att ta hänsyn till de jordartsgeologiska förhållandena samt den hydrauliska kontakten mellan berg och jord vid planering och byggande i berg.




Figur 4-1. Kvarterära avlagringar i Staverhultsområdet /Olofsson, 1991a/.

Påverkan på omgivande miljö

Ingen dokumentation har gjorts av eventuella effekter på omgivande miljö, såsom t ex påverkan på växtligheten. Grundvattennivån sänktes ca 0,6–0,7 m i myrmarker ovanför sprickzoner upp till 200 m från tunneln. Enligt /muntlig information från Olofsson, 1999/ dränerades härvid delar av dessa. Ett litet kärr direkt ovanför tunneln blev uttorkat (enligt lokala källor). Då tunneln togs i drift fylldes den med vatten och grundvattennivåerna återställdes. I vissa områden kom grundvattennivåerna att ligga högre än tidigare, vilket medförde försumpning av marken och en påverkan på växtligheten.



The Bolmen tunnel
 * Measurement site
 Tectonic zone


Contour lines of the drawdown (m)
 (The small strokes point towards smaller drawdown values)

Figur 4-2. Beräknad grundvattensänkning i jordlagren baserad på uppmätta värden i rör och brunnar. Större sprickzoner som påträffades i tunneln har lagts in /Olofsson, 1991a/.

4.1.2 Gruvor

Inläckage och grundvattensänkning

En utredning av erfarenheter av geohydrologiska förhållanden i anslutning till svenska gruvor och dess inverkan på grundvattensänkning har gjorts av Axelsson m fl /1994a/. Axelsson /1997/ har även utrett de geohydrologiska förhållandena och volymer vid några svenska gruvor. Inläckage och dimensioner på de gruvor som diskuteras nedan anges i tabell 4-1, liksom beräknad vattengenomsläpplighet i berget vid respektive gruva. Den beräknade maximala grundvattenbildningen vid gruvorna är i stort sett densamma och uppgår till ca 250–350 mm/år.

Vid de gruvor som behandlar grundvattensänkning varierade inläckaget från ca 55 m³/h till ca 370 m³/h. Den djupaste gruvan, Kristineberg, bröts ned 1 000 m djup (då utredningen gjordes) och hade ett inläckage av grundvatten på ca 55 m³/h. Vattengenomsläppligheten i den kristallina berggrunden som omger gruvorna beräknas variera mellan ca $1 \cdot 10^{-8}$ till $7 \cdot 10^{-8}$ m/s. Det avstånd inom vilket grundvattennivån kan förväntas sänkas har beräknats variera mellan 500 m och 2 km för de undersökta gruvorna. Det minsta avståndet gäller Aitikgruvan som bryts som dagbrott och var 170 m djup. Det största avståndet gäller gruvorna i Kiruna och Grängesberg som är underjordsgruvor och bröts ned till 700–800 m djup. De beräknade avstånden stämmer förhållandevis väl överens med uppmätta värden på grundvattensänkningen vid Aitik och Kiruna gruvor. Osäkerheter i de hydrogeologiska förhållandena medför dock en osäkerhet vid beräkningen av påverkansavstånd på någon km. Grundvattennivån i större vattenförande sprickzoner kan även påverkas på större avstånd.

Påverkan på omgivande miljö

Erfarenheter visar att vegetation ofta finns i direkt anslutning till gruvschakt, dagbrott och bergtäkter /Sidenvall och Birgersson, 1998/. Exempelvis finns fjällväxter alldeles vid dagbrottskanten vid Bolidens gruva i Aitik, där jordlagren består av ca 5 m mäktig yttlig morän ovanpå ca 15 m tätare bottenmorän. Träd, buskar, gräs och örter växer intill gruvschakt och dagbrott vid Sala, Dannemora och andra platser i Bergslagen trots att grundvattennivån i berget i vissa fall ligger mer än 100 m under markytan. Bortsett från dessa allmänna observationer saknas uppgifter om avsänkningens eventuella specifika påverkan på flora och fauna.

Tabell 4-1. Dimensioner och inläckage samt bergets vattengenomsläpplighet vid gruvor som refereras /data från Axelsson m fl, 1994a¹ och Axelsson, 1997²/

Gruva	Djup (m)	Volym (1 000 m ³)	Inläckage (m ³ /h)	Inläckage l/h*1 000 m ³	Vattengenomsläpplighet (m/s)
Dannemora ²	620	16 500	26	1,6	$0,7-1,6 \cdot 10^{-8}$
Stripa ²	460	4 425	29	6,5	$1,5-3,7 \cdot 10^{-8}$
Saxberget ²	745	1 870	13,5	7,2	$0,4-0,7 \cdot 10^{-8}$
Kristineberg ^{1,2}	1 210	6 222	54	8,7	$0,7-1,0 \cdot 10^{-8}$
Renström ²	900	2 365	36	15,2	$0,8-1,2 \cdot 10^{-8}$
Garpenberg ^{1,2}	645	2 400	69	28,8	$2,4-4,4 \cdot 10^{-8}$
Kiruna ¹	795	254 400 ⁺	370	1,5	$2,9-7,2 \cdot 10^{-8}$
Grängesberg ¹	690	41 400 ⁺	270	6,5	$3,7 \cdot 10^{-8}$
Aitik ^{1*}	170	195 500 ⁺	258	1,3	$3,5 \cdot 10^{-8}$

* Dagbrott

+ Osäkra data

Dannemora

Dannemora gruva ligger i Östhammars kommun i norra Uppland. Den äldsta kända bevarade handlingen rörande gruvdrift är från år 1481, men andra handlingar tyder på att gruvdriften började tidigare. Gruvan lades ned i april 1992, och då upphörde även läns-pumpningen. Dannemora gruva är en av Sveriges torraste och inläckaget uppskattas till 26 m³/h, dvs i storleksordning med det inläckage som kan förväntas till ett djupförvar. Läget intill Dammemorasjön och Fyrisån har genom århundraden medfört stora problem med inläckage av ytvatten och jordgrundvatten. Redan 1694 företogs en grävning av Fyrisån som resulterade i en sjösänkning på 1,5 fot. Rensningar och ytterligare sänkningar har företagits parallellt med att dammar byggts till skydd mot inströmmande sjövattnet. En rädsla för att sättningar i berget skulle kunna orsaka vattenfyllnad av gruvan resulterade slutligen i att hela Gruvsjön invallades och torrlades år 1968. En kanal grävdes även utanför vallen för att leda förbi vatten från Fyrisån.

Inga förändringar har iakttagits av växtligheten i gruvområdet till följd av grundvattensänkning. Om en grundvattensänkning i berget skett är den troligtvis endast av begränsad omfattning. Ytliga grunda dagbrott i berget är vattenfyllda, vilket tyder på en generellt hög berggrundvattennivå. I en bergborrad brunn ca 500 m från gruvan finns vatten på 40 m djup. (kommunikation I. Lager).

Stripa

I Stripa gruva har gruvbrytning ägt rum sedan mitten av 1400-talet (1448) och gruvdriften lades ned 1976. Därefter har SKB använt gruvan för internationell forskning kring slutförvaring av kärnavfall. Läns-pumpning av gruvan avslutades sommaren 1991. Gruvan tillhör en av de torraste i landet med ett inläckage av grundvatten på ca 29 m³/h. Enligt /SKB, 1992a/ påverkar gruvans orter och schakt grundvattnets regionala flödesvägar, som i vissa fall uppgår till en längd av 10 km. Vidare har grundvattenflödet till den närliggande sjön Råsvalen har helt upphört.

Renström

Renströmsgruvan har förbindelse med en annan gruva, Petiknäsgruvan, via en 2,5 km lång ort på djupet 800 m. Med anledning av att fastighetsägare i närheten av Petiknäsgruvan känt oro för grundvattensänkning i bergborrade brunnar, har Boliden som äger gruvan låtit upprätta ett kontrollprogram. En utredning av Liedholm /1999/ visar att brunnar på ca 300 m avstånd från gruvan troligen påverkas, och att påverkan upp till 1 500 m inte kan uteslutas. Grundvattensänkning som följd av brytning på 600 m djup har även uppskattats ske inom 1 500–2 500 m. En antagen grundvattenbildning till berget på 100 mm/år inom ett område med radien 1 500 m balanserar inläckaget till gruvan på ca 80 m³/h. Påverkansområdet är dock troligen mindre då vatten infiltrerar från Petikån. Större inläckage av grundvatten har observerats där rampen går under Petikån på ca 200 m djup.

4.2 Berggrund med hög vattengenomsläpplighet

4.2.1 Juktans pumpkraftverk

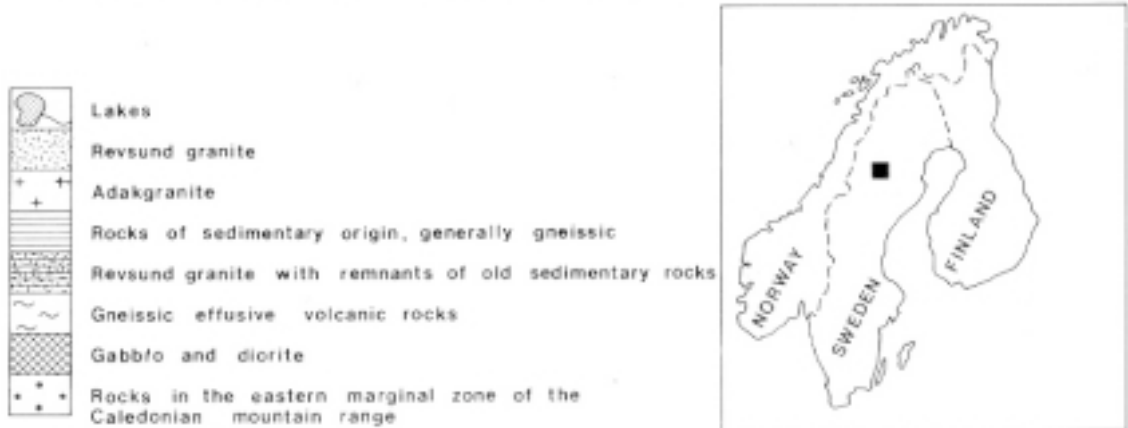
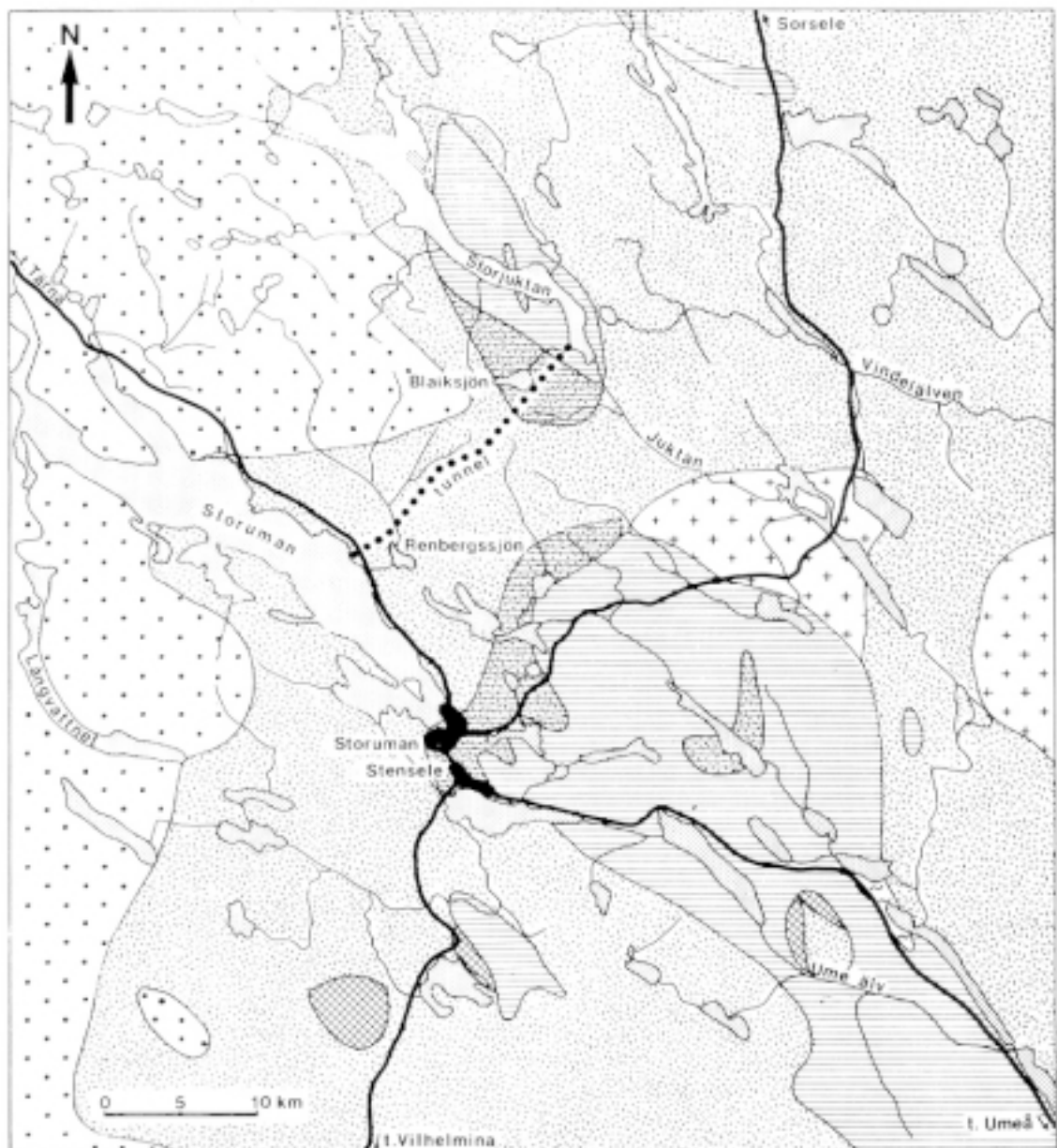
Information om Juktans pumpkraftverk har hämtats från /Axelsson och Olsson, 1979; Olsson, 1979; och Axelsson m fl, 1994c/.

Lägesbeskrivning

Juktans kraftstation är belägen i en bergrygg mellan Juktåns och Umeälvens dalgångar ca 20 km nordväst om Storumans samhälle i Västerbottens län. Kraftstationen är en underjordisk pumpkraftstation med ett omfattande tunnelsystem sammanbundet till tre separata ytvattenreservoarer (figur 4-3). Stora höjdvariationer förekommer längs tunneln och bergtäckningen varierar från ca 50 m till som mest ca 370 m. Maskinhallen ligger ca 270 m under markytan. Byggnadsarbetena påbörjades sommaren 1973 och kraftstationen togs i drift i januari 1979. De huvudsakliga arbetena utgjordes av underjordiska berggrum och tunnlar med en totalt uttagen bergvolym på ca 2 miljoner m³. Tillopps-tunneln från sjön Storjuktan är ca 5 000 m lång med en tvärsnittsarea av 60 m². Utlopps-tunneln från kraftstationen till sjön Storuman är ca 14 650 m med en tvärsnittsarea av 80 m². Genomgångstunnlarna i anslutning till maskinstationen och den mellanliggande tunneln är 1 780 m respektive 1 325 m långa. Den sammanlagda längden av tunnlar vid kraftstationen uppgår till ca 25 km. Dessutom borrades flera vertikala schakt; tre svallschakt, ett kabelschakt och en tilloppstub med 2,4 m diameter. Den totala längden av dessa schakt uppgår till ca 750 m.

Tunnelsystemet ligger i huvudsak i revsundsgranit. I norra delen av tilloppstunneln samt öster om anläggningen finns även omvandlade sedimentära bergarter, mest skifferar. Revsundsgraniten innehåller fragment av sedimenten. Pegmatit och diorit finns i huvudsak som lager och gångar som skär graniten. Utifrån geologiska observationer och geofysiska mätningar har ett antal sprickzoner identifierats (figur 4-4). De flesta av zonerna stupar brant, men subhorisontella zoner förekommer framför allt i omedelbar närhet av det intakta högt belägna området av Storblaiken. De ytliga delarna av berget är betydligt mer uppsprucket än de djupare. Vattengenomsläppligheten i sprickzonerna ligger i intervallet 10^{-5} – 10^{-4} m/s, förutom en (Zon A) som har en vattengenomsläpplighet av 10^{-6} m/s. Vattengenomsläppligheten för bergmassan mellan sprickzonerna ligger i intervallet 10^{-8} – 10^{-6} m/s.

Berggrunden är huvudsakligen täckt av grusig morän med stor blockfrekvens, men morän med stor del finmaterial förekommer även. På höjderna är moräntäcket tunnare än i lågområden. Mäktigheten är ca 7 m med ett största djup på 20 m vid Blaiksjön. Moränens vattengenomsläpplighet har bestämts med laborietester till ca $2 \cdot 10^{-7}$ m/s. Avlagringar med sand och grus finns i anslutning till tunneln vid Renbergssjön i söder. Inga silt eller lerlager är kända inom området. Större myrområden förekommer även längs tunnelsträckningen. På höjdområden är torvlagren tunna medan de är mäktigare i sänkor. Tunna torvlager ovanpå moränen vid berget Storblaiken tyder på vattenmättade jordlager.



Figur 4-3. Karta över kraftverkstunnel och berggrund vid Juktans pumpkraftverk /Olsson, 1979/.

Inläckage, grundvattensänkning och påverkan på omgivande miljö

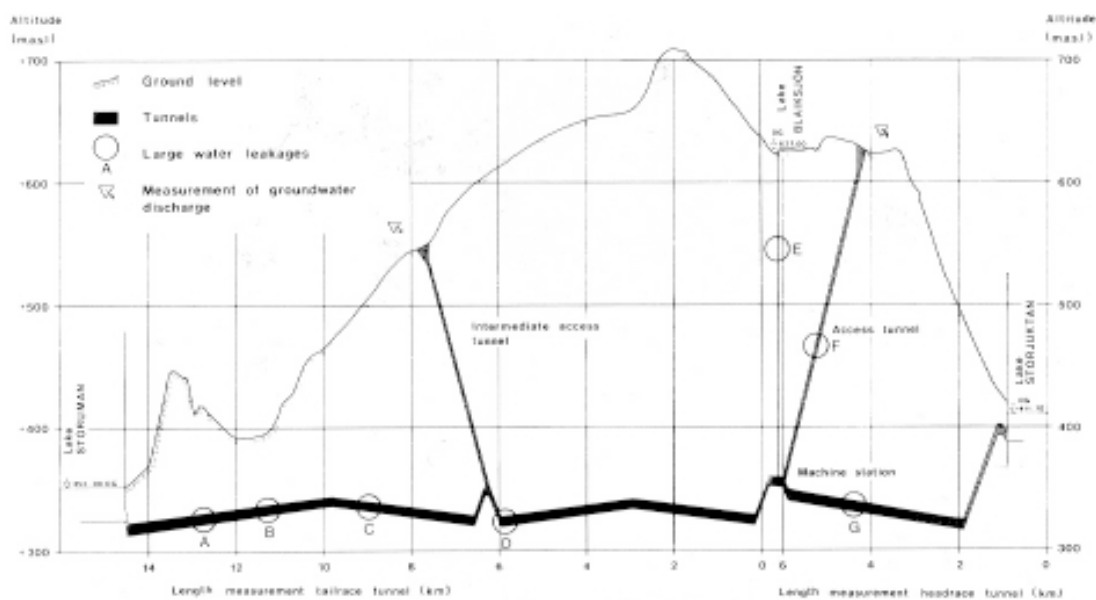
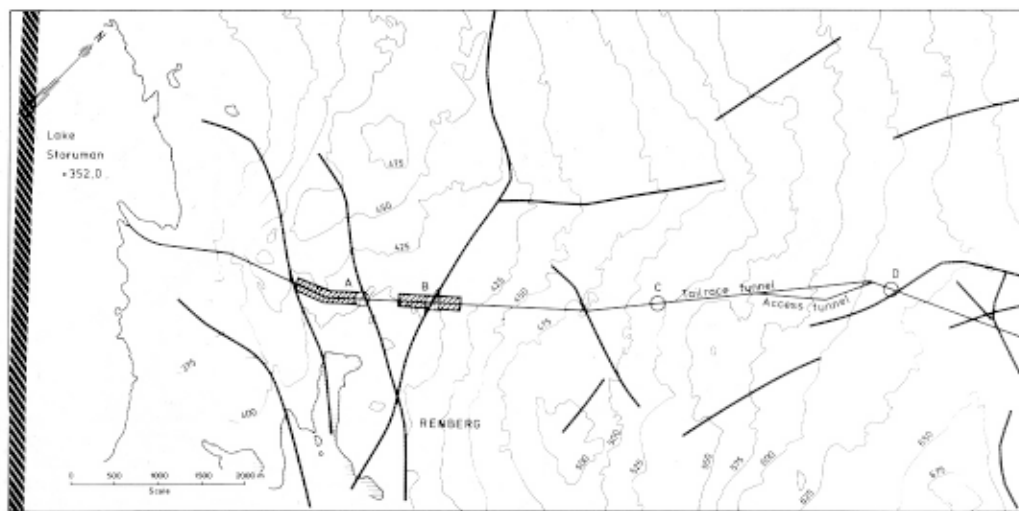
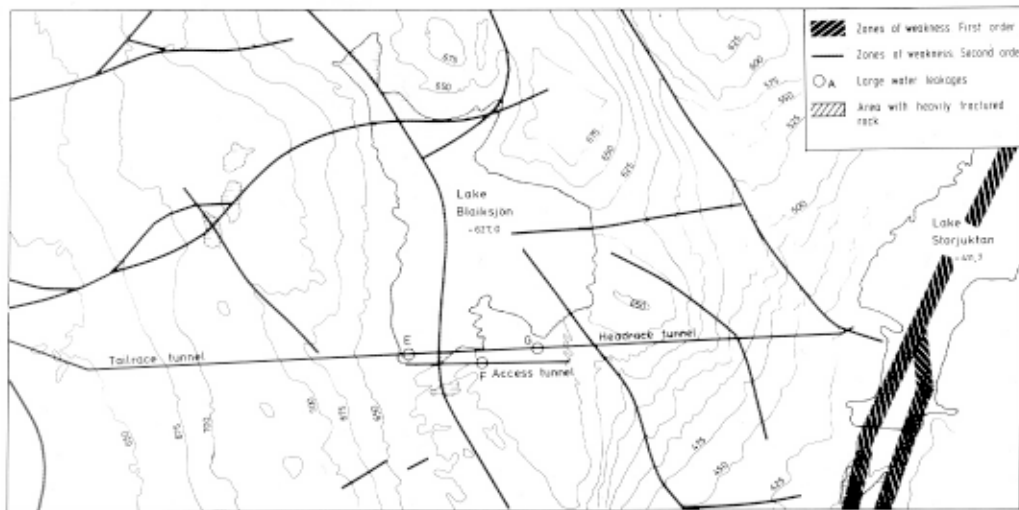
Det totala grundvattenläckaget i tunnlarna var år 1979 ca 250 L/s, vilket ger ett läckage på 0,010 L/s per m tunnel för samtliga tunnlar. De största inflödena kan hänföras till specifika områden i anslutning till sprickzoner där inflödena totalt uppgår till ca 200 L/s (figur 4-4). I den mellanliggande bergmassan är inläckaget mindre (ca 50 L/s) och kommer från små sprickor, mindre sprickzoner eller krosszoner. Stora delar av bergmassan saknar noterbara inläckage. Den torraste delen i tunnelsystemet förekom i avloppstunneln mellan kraftstationsområdet och mellansänket, där sektioner med en längd av några kilometer var helt torra.

Vatteninläckagen vid område A och B i avloppstunnelns utlopp beror av brantstående sprickzoner i dalen där Renbergssjön ligger. Berget är kraftigt uppsprucket i och till viss del också mellan dessa zoner. Då läckaget började uppgick inflödet till ca 75 L/s, men sjönk med tiden till ett stationärt inflöde på ca 35 L/s, vilket visar att bergmassan dränerats. Detta inläckage orsakade en sänkning av grundvattennivån framför allt i sprickzonerna men även i omgivande bergmassa (figur 4-5). Grundvattensänkningen i sprickzonerna beräknades som mest till ca 75–80 m där tunneln gick igenom sprickzonerna. Vid Renbergsbyn fanns fyra brunnar i sand som blev torra. Dessa ersattes då av fyra bergborrade brunnar. Grundvattennivån sänktes även i dessa brunnar med mellan 23–38 m, trots att de befann sig på ett avstånd av 1 000–2 000 m från tunneln.

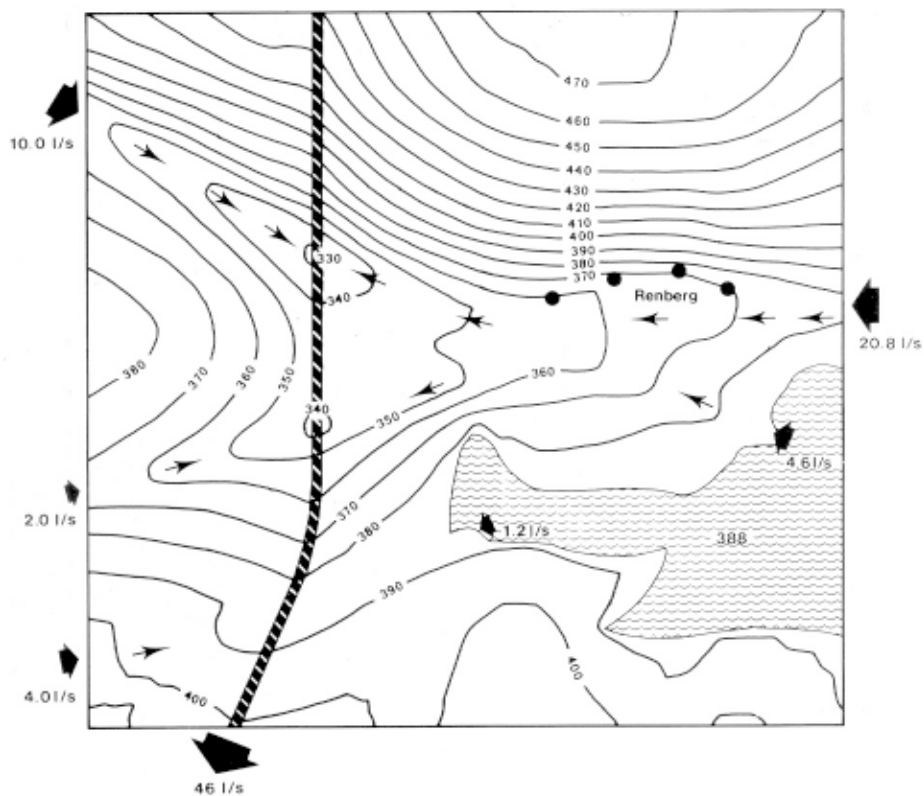
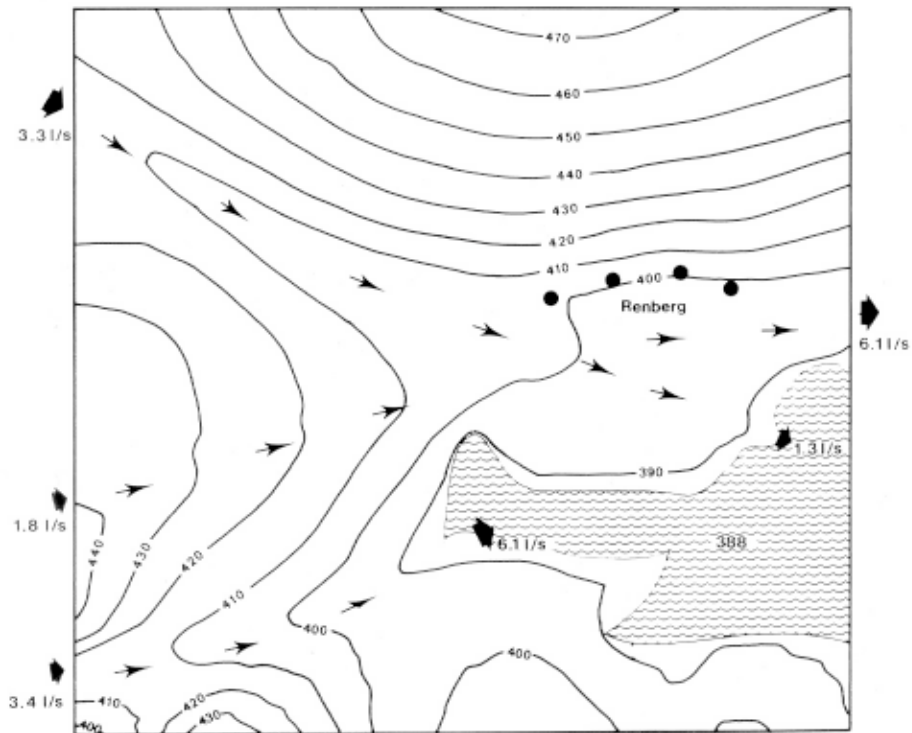
Det största inläckaget vid D var i början ca 180 L/s, men avtog och stabiliserades vid ca 35 L/s. Inläckaget sammanfaller med en sprickzon. Detta inläckage orsakade en sänkning av vattenytan i en tjärn.

Det påverkade området beräknades uppgå till ca 50 km². Den naturliga grundvattenbildningen till bergmassa och sprickzoner beräknades uppgå till 5–10 mm/år respektive 150 mm/år. På grund av sänkningen av grundvattennivån till följd av tunneldrivningen beräknades grundvattenbildningen öka med en faktor tre till både bergmassa och sprickzoner. Trots detta var inläckaget till tunnlarna större än den ökade grundvattenbildningen över det påverkade området. En trolig förklaring är att ytvatten infiltrerar framför allt i de större sprickzonerna. Detta visas även av den grundvattenmodellering som genomfördes vid Renbergsbyn (figur 4-5). Istället för ett utflöde från sprickzonerna till Renbergssjön under naturliga förhållanden, strömmar vatten in i zonerna vid tunneldrivningen. Inga noteringar finns dock om det förekom en sänkning av vattennivån i sjön.

Inga effekter på växtligheten noterades. Inläckagen i sprickzonerna gav dock upphov till grundvattensänkning i brunnar upp till 2 km från tunneln och sänkning av vattenytan i en tjärn. Det är därför rimligt att anta att utströmningsområden i sänkor kan ha förändrats till inströmningsområden. Detta kan gradvis förändra mikroklimatet med åtföljande förändring av vegetationen.



Figur 4-4. Större sprickzoner längs tunnelsystemet och områden med stora vatteninflöden (A-G). I profilen längs tunneln har vatteninflödena markerats (Olsson, 1979).



Figur 4-5. Grundvattennivåer under naturliga förhållanden och efter tunneldrivning vid Renbergsbyn (Pilarna visar större grundvattenflöden i sprickzoner, jämför figur 4-4. Fyllda cirklar visar bergborrade brunnar i Renbergsbyn) /Axelsson och Olsson, 1979/.

4.2.2 Äspö berglaboratorium

Information om Äspö Berglaboratorium har hämtats från /Sundblad m fl, 1991; Svensson, 1995, 1997; Rhén m fl, 1997a,b; Walker m fl, 1997;, SKB, 1999a,b; och Bergman m fl, 1999/.

Lägesbeskrivning

Äspö Berglaboratorium är SKBs forskningslaboratorium för djupförvarsfrågor och ligger utanför kusten ca 22 km norr om Oskarshamn i Kalmar län. Byggandet av anläggningen påbörjades i oktober 1990 och sprängningsarbetena avslutades i februari 1995. Berglaboratoriet består av en nedfartsramp från fastlandet vid Simpevarp in under södra delen av ön Äspö, där tunneln fortsätter i en spiral ner till ett djup av 450 m. Den totala längden av tunneln är 3 600 m, och den uttagna bergvolymen uppgår till ca 0,1 miljoner m³. Den största delen av tunneln har gjorts med konventionell borrhning och sprängning, förutom de sista 400 m som borrats med en tunnelborrmaskin (TBM) med en diameter på 5 m. Underjordstunneln är förbunden med markytan via ett hisschakt och två ventilationsschakt.

Berggrunden på södra delen av Äspö domineras av Äspödiorit och Ävrögranit (Smålandsgranit) med inslag av grönsten och finkornig granit. Totalt har 16 vattengenomsläppliga sprickzoner med en vidd större än 5 m definierats i anslutning till Berglaboratoriet. Den största enskilda zonen är en regional sprickzon som är mer än 100 m bred och skär tvärs över ön. Den kännetecknas av stark förskiffring och meterbredda myloniter. Äspölaboratoriet med tillfartstunnel är beläget söder om denna zon.

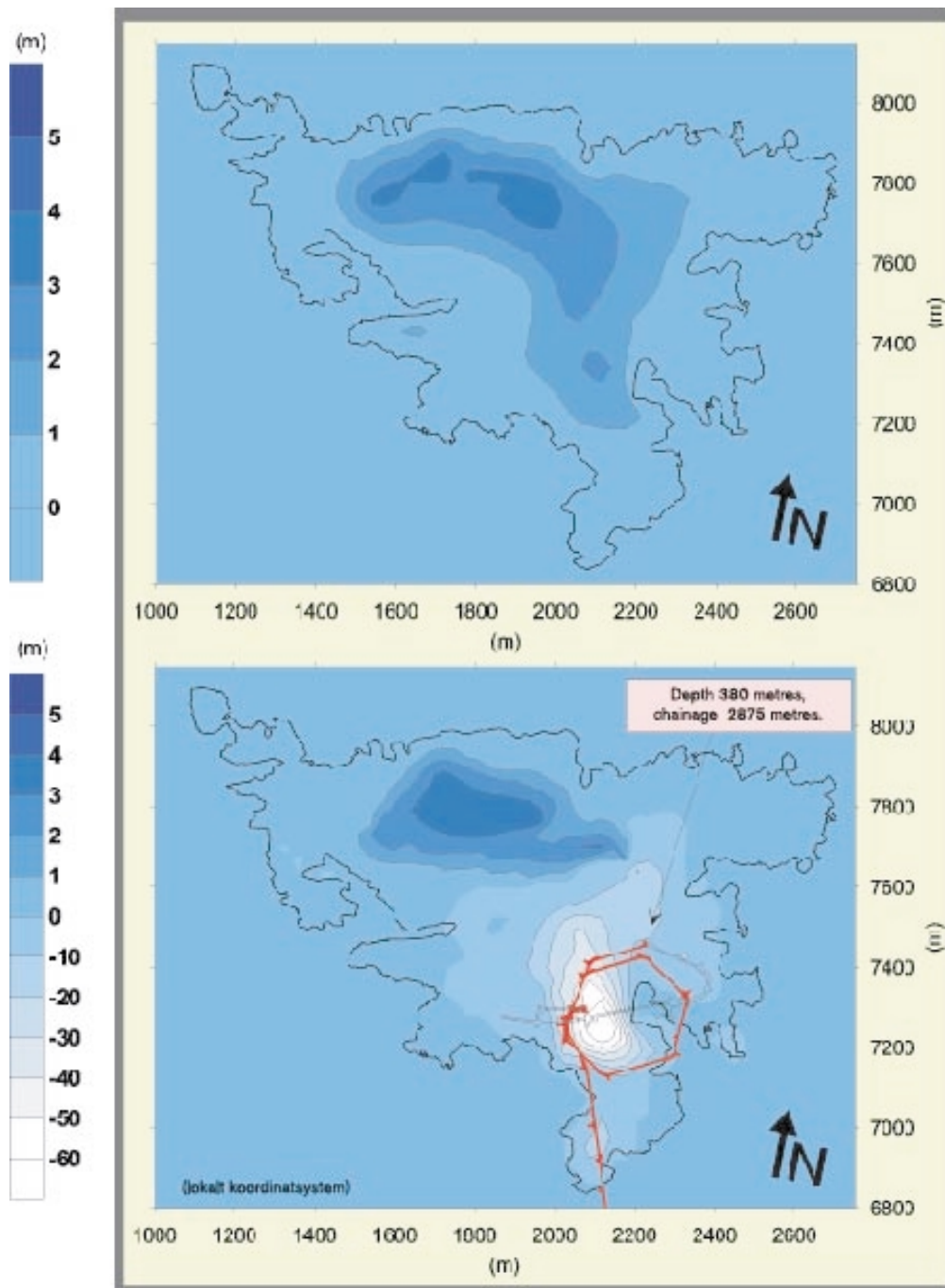
Bergmassan på Äspö mellan de bestämda sprickzonerna har indelats i fyra olika områden med en vattengenomsläpplighet som varierar mellan $1,6 \cdot 10^{-9}$ och $3,2 \cdot 10^{-8}$ m/s /Walker m fl, 1997/. Sprickzonen som delar Äspö i en nordlig och en sydlig del har en vattengenomsläpplighet på $7,9 \cdot 10^{-8}$ m/s. Sprickzonernas vattengenomsläpplighet varierar mellan $2,7 \cdot 10^{-8}$ och $4,9 \cdot 10^{-6}$ m/s, och de har en hydraulisk vidd på 5–50 m.

Området är skogtäckt med ett tunt (0–5 m) lager morän eller kalt berg på höjder samt sediment och myrmarker (mossar eller kärr) i sänkor. Myrmarkerna underlagras av ca en meter mäktig lera /Sundblad m fl, 1991/. Ibland förekommer osorterat grusigt material ovanpå leran. Bottensedimenten i bukten mellan Hälö och Äspö, där tillfartsrampen går, består vanligtvis av 1–2 m lera ovanpå berget. Över leran förekommer ibland ett tunt lager grus och däröver ca 2–4 m gyttja.

Inläckage och grundvattensänkning

Mätningar av inläckande grundvatten har utförts kontinuerligt längs nedfartsrampen /Rhén m fl, 1997a/. Tunneln har en area på ca 27 m² och den utsprängda tunnelvolymen uppgick till ca 100 000 m³ då tunneln var 3,6 km lång. Inläckaget av grundvatten uppmättes till ca 105 m³/h (1 050 L/h per 1 000 m³). Inläckaget av grundvatten till Äspölaboratoriet är således högt i jämförelse med inläckaget till många gruvor i Sverige /Axelsson, 1997/. Det kustnära läget och den geologiska miljön med många korsande sprickzoner bedöms ha betydelse för uppmätt inläckage, influensområde för grundvattensänkning och saltvattenuppträngning.

Efter att tunneln byggts var grundvattennivån på norra delen av Äspö relativt oförändrad jämfört med naturliga förhållanden, med en maximal nivå på ca 4 m över havet (figur 4–6). Emellertid förekom en sänkning på några meter i de djupare delarna av berget på norra Äspö efter tunnelbyggnationen. Då tunneln nått 380 m djup uppmättes den maxi-



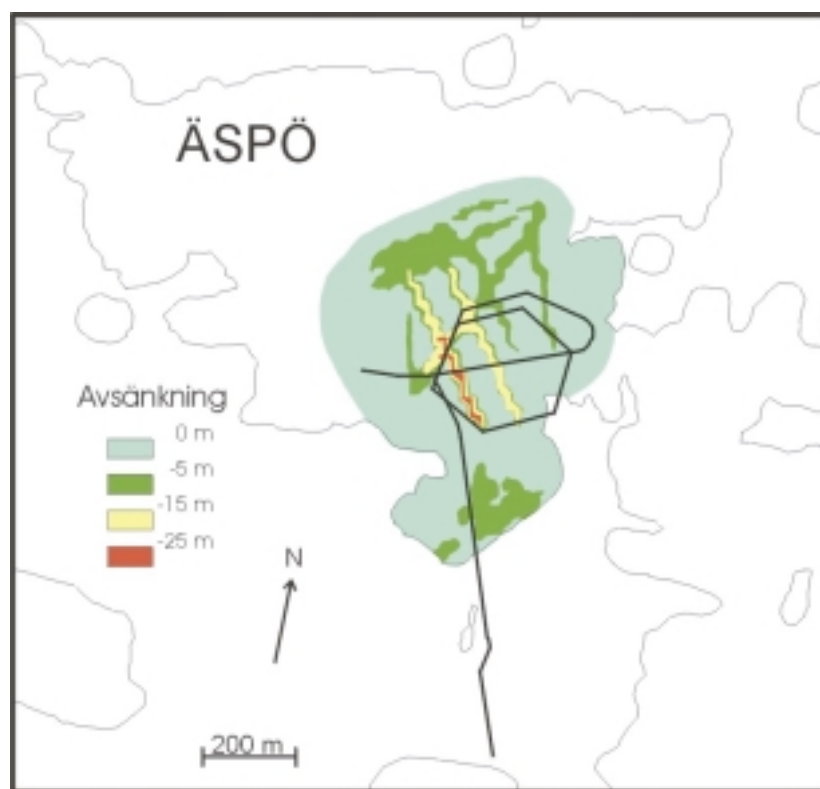
Figur 4-6. Observerade grundvattennivåer vid Äspö före och efter tillkomsten av Äspötunneln. Nivåerna baseras på uppmätta värden och har beräknats med statistiska metoder /SKB, 1999b efter Walker m fl, 1997/.

mala grundvattensänknningen på södra Äspö till ca 85 m rakt ovanför Äspö laboratoriet /Walker m fl, 1997/. Detta indikerar att den ytliga berggrunden på norra Äspö inte står i förbindelse med djupare delar eller med södra Äspö via vattenförande sprickzoner. Utbredningen av grundvattensänknningen begränsas dels av närheten till havet och dels av inhomogeniteter i berggrunden. I nordväst begränsas sänknningen av den relativt täta sprickzonen som delar ön i en nordlig och en sydlig del. Den största sänknningen sker i de mest vattengenomsläppliga sprickzonerna som står i förbindelse med Berglaboratoriet (figur 4-7).

Påverkan på omgivande miljö

Inga permanenta ytvattendrag finns på Äspö, beroende på de små jorddjupen och den varierande topografin. Vattnet dräneras till omgivande hav via myrmarker, sediment eller direkt. Modellstudier av den omättade zonen indikerar ett ökat läckage från jordlagren till berggrunden på södra Äspö efter byggandet av tunneln /Svensson, 1995/. Läckaget ökar med en faktor 10–15 jämfört med naturliga förhållanden innan tunneln byggdes. En stor del av vattnet fortsätter dock att dräneras via myrarna till havet.

För närvarande pågår ett forskningsprojekt på Äspö för att utreda grundvattenpåverkan i jordlagren från Äspölaboratoriet och vilka effekter det får på växtligheten. Några data och resultat har ännu inte redovisats.



Figur 4-7. Beräknade grundvattennivåer i berggrundens spricksystem på Äspö baserat på en grundvattenmodell av Svensson /1997/. Vita områden i bilden är relativt opåverkade av Äspölaboratoriets tunnlar och schakt /Bergman m fl, 1999/.

4.2.3 Hallandsåstunneln

Information om tunneln genom Hallandsås har hämtats från /Olofsson, 1998a,b, 2000; och Florgård m fl, 1999/.

Lägesbeskrivning

Banverket inledde 1992 ett tunnelbygge genom Hallandsås i Båstads kommun som ett led i utbyggnaden av Västkustbanan till en dubbelspårig järnväg. Två enkelspåriga tunnlar med en area av 70 m² och en längd av 8600 m vardera skulle byggas. I oktober 1997 stoppades tunnelbygget, sedan det visat sig att det använda tättningsmedlet orsakat skador på människor och miljö. 34 % av tunnlarerna hade då sprängts ut. Efter byggstoppet fortsatte Banverket att utreda möjligheterna att fortsätta tunnelbygget. Tre alternativ diskuteras för fortsatt drivning av tunneln genom Hallandsås; 1) tunneldrivning från såväl norra och södra påslaget som mellanpåslaget, 2) tunneldrivning från norra och södra påslaget och 3) tunneldrivning endast från antingen norra eller södra påslaget. Byggtiderna för de olika alternativen beräknas till 5, 7 respektive 11 år, men särskilt i alternativ 3 kommer vissa områden att påverkas av en grundvattensänkning endast ett eller ett fåtal år.

Hallandsås är en urbergshorst som höjer sig ca 160 m över omgivningen. Den bildades genom rörelser i berggrunden, där områdena söder och norr om nuvarande bergås sänktes medan det mellanliggande berget (Hallandsås) höjdes över omgivningen. Hela åsen har påverkats kraftigt av de tektoniska processerna och berget är betydligt mer uppsprucket än normalt svenskt urberg, och liknar bitvis sprick- och krosszoner. Kanterna på åsen är i ännu större grad uppsprucket. Tre mäktiga krosszoner har identifierats; Norra randzonen (ca 200 m), Södra randzonen (ca 750 m) och Möllebäckszonen (ca 300 m). I randzonerna har leromvandling skett. Ovanpå bergytan finns lösa jordlager där vissa är porösa och vattenförande (sand och grus) medan andra är mer täta och mindre vattenförande (morän).

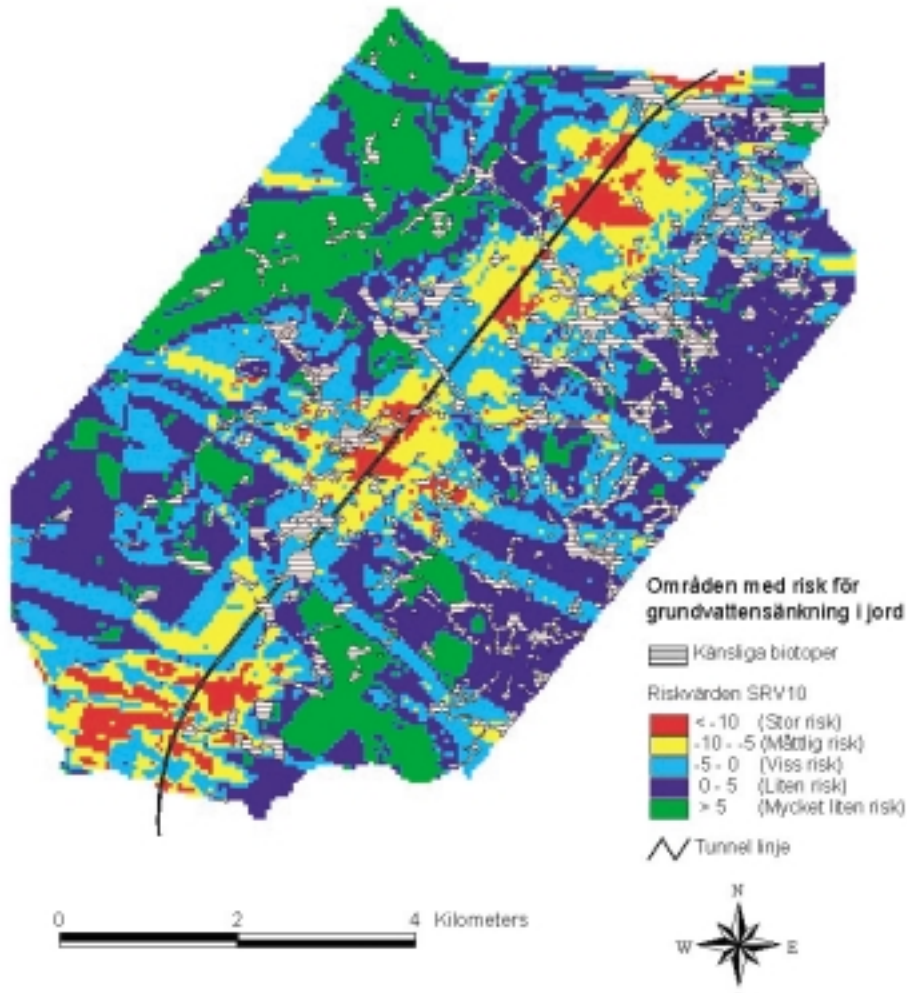
Inläckage och grundvattensänkning

Tunnlarnas dränering uppgår idag till totalt 66 L/s, varav 42 L/s kommer från norra påslaget, 9 L/s från södra och 15 L/s från mellanpåslaget. Analys av grundvattennivåer i brunnar i jord längs tunnellen visar en sänkning på i medeltal 0,6 m, och en maximal sänkning på ca 3,5 m. Huvuddelen av alla brunnar som påverkats ligger inom 600 m från utsprängd tunnel, och de mest påverkade brunnarna ligger inom 150 m.

För närvarande pågår två parallella studier av grundvattensänkning till följd av tunnelbygget. I den ena används en grundvattenmodell för att förutsäga områden där grundvattensänkning sker och storleken på sänkningen. I den andra används den s k riskvariabel-metoden som baseras på statistisk analys av ett stort antal naturgivna och tekniska variabler i relation till konstaterad grundvattensänkning i befintliga brunnar i jordlagren längs tunnelsträckningen /Olofsson, 2000/. Med den statistiska analysen identifieras ett antal faktorer som är viktiga för grundvattensänkningen (se kapitel 3.2.6). Med hjälp av de valda faktorerna framställs en sårbarhetskarta. Kartan visar på stor sårbarhet för grundvattensänkning i jordlagren inom Hallandsås randområden och lokalt längs tunnelns centrala delar (figur 4-8). Längs sprickzoner i berget ökar risken för grundvattensänkning i jordlagren. Sårbarhetskartans olika klasser har omräknats till faktisk grundvattensänkning baserat på erfarenheter från de tunneldelar som hittills har konstruerats. De mest påverkade grundvattennivåerna återfinns i sandiga och grusiga områden medan ju mera heterogen och lerig moränen är desto mindre frekvent kommer grundvattensänkningen att bli. I sårbarhetskartan har även områden med känsliga biotoper lagts in.

Påverkan på omgivande miljö

Innan projektet startade sökte Banverket tillstånd att leda bort det grundvatten som tränger in i tunnelarna. Tillstånd har erhållits från vattendomstolen, Växjö tingsrätt, att leda bort maximalt 33 L/s eller maximalt 3,5 L/s per 1 000 m tunnelsträcka från de båda tunnelarna, samt ytterligare 15 L/s från arbetstunneln och mellanpåslaget. De beskrivna effekterna på omgivande miljö baseras på prognoser av grundvattensänkning vid ett inläckage till tunnelarna på 33 L/s.



Figur 4-8. Områden med risk för grundvattensänkning i jord längs tunnellen. Bedömningen är mycket osäker på större avstånd än ca 2 km från tunneln. Figuren visar även områden med känsliga biotoper /Olofsson, 2000/. Årlig genomsnittlig grundvattensänkning för de olika riskvärdena är:

Risikvärde	Grundvattensänkning (m)
< -10	1,5
-10 till -5	0,9
-5 till 0	0,4
> 0	0

Effekter på natur

De tillfälliga grundvattensänkningar som kommer att ske under byggskedet liknar förhållandena som inträffar under torrår. Om nederbördsmängderna samtidigt är små liknar förhållandena extrema torrår. Byggperioden kan således liknas vid en serie på varandra följande torrår. Växtligheten har anpassats till sådana naturliga variationer och påverkas därför ej. En grundvattensänkning under något eller några år förväntas inte slå ut hela biotoper men kan slå ut enskilda arter. Det avgörande för påverkan på växtligheten är därför den långsiktiga grundvattensänkningen under driftperioden.

Områden närmast tunneln påverkas starkast med de största förväntade förändringarna i vegetationen. Stora sänkningar förekommer redan idag vid de tre tunnelpåslagen. Vegetationskartering för att kontrollera eventuell påverkan har inte gjorts. Lokalbefolkningen har dock rapporterat att enskilda träd dött, vilket ligger i linje med förväntat utfall.

Största arealerna utgörs av områden där grundvattenytan ligger i markytan, myrmarker (110 ha) eller 0,01–0,5 m under markytan (34 ha). Dessa områden förväntas vara känsligast för en sänkning av grundvattennivån. Storleksordningen knappt 20 % av den totala arean känslig skyddsvärd vegetation inom dessa områden förväntas få en grundvattensänkning av 0,01–0,5 m. Där kommer biotopförändringar att gå mycket långsamt. Förändringar år från år kommer inte att kunna uppfattas med blotta ögat, och kommer sannolikt endast vid långa mätserier att kunna registreras med vegetationsanalyser. Vid sänkningar på mer än 0,5 m kommer förändringarna att gå snabbare. Mindre än 5 % av den skyddsvärda känsliga vegetationen kommer enligt gjorda prognoser att påverkas av en sådan grundvattensänkning.

För de skyddsvärda fastmarksbiotoperna (inklusive myrmarker) bedöms i storleksordningen 10 % av de totalt förekommande arealerna inom 3 km avstånd från tunneln komma att påverkas under driftskedet. Stark påverkan kan förväntas i mindre än 10 % av de totala arealerna skyddsvärd känslig vegetation. Procentuellt påverkas de flesta biotoperna ganska lika (någon eller några tiotals procent), förutom den vanligast förekommande sumpalskogen som påverkas upp till 40 %. De påverkade biotoperna kommer att förändras, men inom huvuddelen av det påverkade området blir förändringarna små och kommer att gå mycket långsamt.

På Hallandsås finns tre större vattendrag, Stensån norr om nordslutningen samt Vadbäcken och Vadebäcken i sydslutningen. Vattendragen i söder kommer till stor del från områden som kan komma att påverkas av en grundvattensänkning. Detta medför att vattenföringen kan komma att minska och de övre delarna av vattendragen kan torka ut under torrperioder. Vadbäckens medelvattenföring är lägst och uppskattas till 2–3 L/s. Den är naturligt helt uttorkad under torrperioder. Utöver dessa finns sju små bäckar som troligtvis torkar ut tidvis. Växter och djur invid dessa bäckar är anpassade till att tidvis vara utan öppet vatten i sina övre lopp. Vid en grundvattensänkning till följd av tunnelbygget förväntas flödet minska i bäckarna, samt större bäcksträckor i de övre delarna bli torrlagda tidigare. Detta torde inte leda till några snabba och stora förändringar i växt- och djurlivet. Den allmänna upptorkningen driver dock på lång sikt området mot biotoper och arter med mindre krav på öppet vatten än de som finns där idag. Värdet för rekreation och friluftsliv förväntas inte påverkas annat än marginellt.

Effekter på jordbruk

En grundvattensänkning i jordlagren innebär huvudsakligen negativa konsekvenser för jordbruket på Hallandsås på grund av att grödornas vattenförsörjning försämras. På vissa arealer med bristfällig dränering kan dock en måttlig sänkning av grundvattennivån vara positiv för växtproduktionen. Några hundra hektar åker- och betesmark kommer troligtvis att drabbas av nedsatt produktion. Om nederbörden är hög och jämnt fördelad under växtperioden blir effekterna små av en måttlig grundvattensänkning. Under torrperioder då grödorna är helt beroende av markvattenmagasinet för sin vattenförsörjning förstärks effekterna, eftersom det växttillgängliga markvattenmagasinet reduceras vid en sänkning av grundvattennivån.

Effekter på skogsbruk

Uppskattningsvis kommer 100–200 ha skogsmark att beröras av en grundvattensänkning. Eftersom det är främst marker med höga grundvattennivåer som påverkas, bör grundvattensänkningen totalt leda till en positiv årlig tillväxteffekt. Flera specialiserade örter och mossor försvinner vid en sänkning av höga grundvattennivåer.

5 Geologiska, hydrogeologiska och hydrometeorologiska förhållanden i förstudiekommunerna

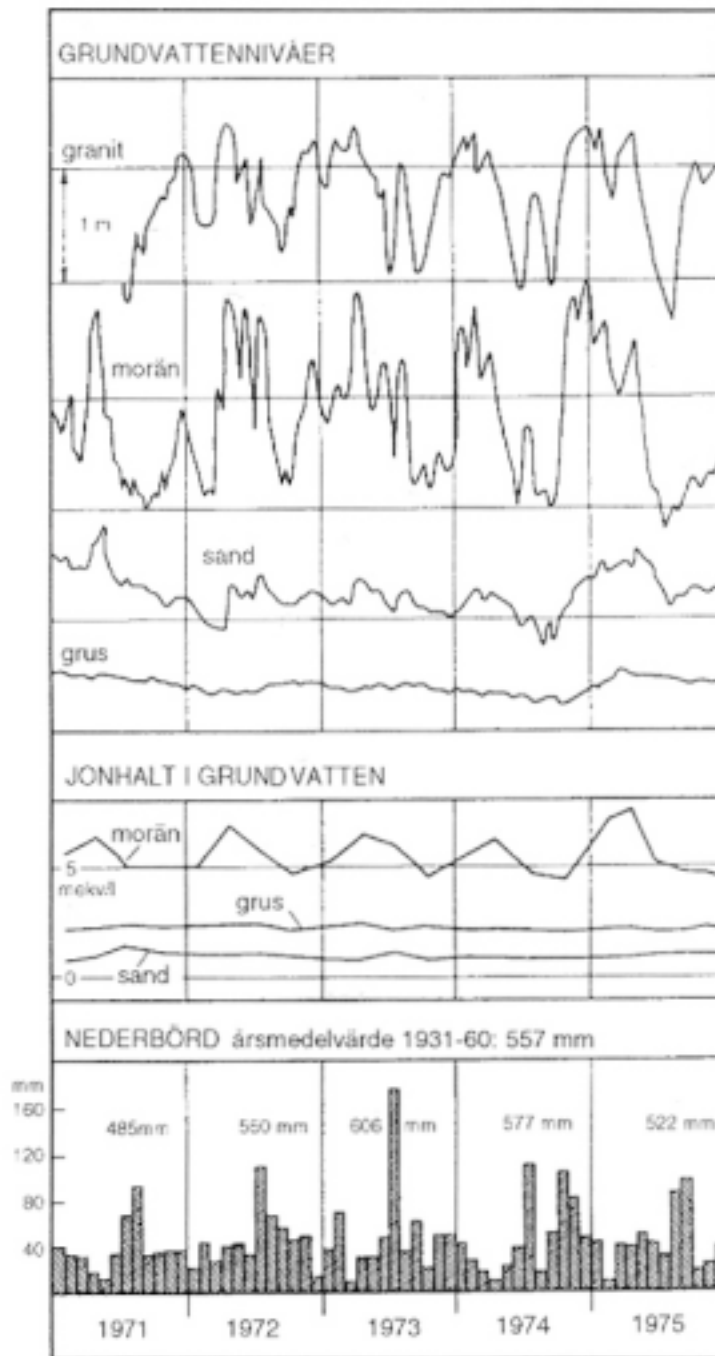
I texten nedan sammanfattas de geovetenskapliga förhållandena i de sex förstudiekommunerna med avseende på jordarter och bergarter, berggrundens vattengenomsläpplighet, grundvattenbildning och naturliga grundvattennivåvariationer samt förekomst av salt grundvatten. Kännedom om dessa faktorer ökar möjligheten att bedöma risken för grundvattensänkning och dess eventuella effekter till följd av bygge och drift av ett djupförvar.

5.1 Översiktlig sammanfattning

De sex förstudiekommunerna Oskarshamn, Hultsfred, Nyköping, Östhammar, Tierp och Älvkarleby ligger alla i sydöstra delen av Sverige (figur 1-1). Det geografiska läget innebär i detta fall relativt likartade geologiska, hydrogeologiska och hydrometeorologiska förutsättningar. I samtliga fall är morän den vanligaste jordarten följt av isälvsmaterial (sand och grus) och glacial lera. I Hultsfreds kommun är förekomsten av glacial lera inte så stor eftersom merparten av kommun ligger ovanför Högsta Kustlinjen. Morän är en osorterad jordart och har i förhållande till sand och grus en låg vattengenomsläpplighet. Lägst vattengenomsläpplighet av de tre jordarterna har glacial lera.

Jordlagermäktigheten varierar mellan kommunerna. Variationen i jordlagermäktighet inom en och samma kommun är dock större än variationen i medelmäktighet mellan kommunerna. Detta innebär att de platsspecifika förutsättningarna varierar från en plats till en annan. Som regel är jordlagermäktigheten mindre i höjdområdena än i dalgångarna, där svallmaterial från isälvsmaterial samt glacial lera ofta överlagrar moränen. Större dalgångar sammanfaller vidare vanligtvis med regionala och lokala större sprickzoner i berggrunden. Det är i bergblocken mellan de större sprickzonerna som man förmodligen kommer att söka efter en lämplig plats för ett djupför. Detta innebär att man kommer att undvika områden med mäktiga jordlager och större grundvattenmagasin. Ett typiskt område för platsundersökningar är troligen täckt av ett par meter mäktigt moräntäcke med en mer eller mindre stor andel berg i dagen. De naturliga årstidsvariationerna i grundvattennivå kan vara rätt stor i ett sådant område, i synnerhet om ett nederbördsrikt år följs av ett torrår. Figur 5-1 illustrerar typiska utseenden hos grundvattnets nivåvariationer i urberg, morän och isälvsmaterial.

Oskarshamns, Nyköpings och Östhammars kommuner liknar varandra mest jordartsgeologiskt. Här förekommer en uttalad berg-morän-lera terräng med mycket berg i dagen. I Tierps och Älvkarleby kommuner är moräntäcket mäktigare. Älvkarleby kommun saknar i det närmaste berg i dagen förutom allra närmast kusten. I Hultsfreds kommun förekommer en typisk svensk, kuperad moränterräng med omväxlande berg i dagen och med sand och isälvs sediment i de större dalgångarna. Isälvs sediment förekommer i samtliga förstudiekommuner. I Älvkarleby och Tierps kommuner förekommer kanske Sveriges största rullstensås, Uppsalaåsen.



Figur 5-1. Typiskt utseende hos grundvattnets nivåvariationer i urberg, morän och isälvsmateria /Knutsson och Morfeldt, 1993/.

Årsmedelavrinningen i sydöstra Sverige är ca 200–300 mm/år, vilket är i samma storleksordning som den potentiella grundvattenavrinningen i svensk normalmorän. Detta innebär att merparten av grundvattenbildningen, som sker i höjdområdena, avrinner i jordlagren och i den övre delen av berggrunden.

I bilaga A2 förklaras vilka förhållanden som har betydelse för om grundvattennivån i jordlagren sänks vid en eventuell sänkning av det djupare berggrundvattnet i samband med byggnation och drift av ett djupförvar.

De hydrometeorologiska data som föreligger i förstudiekommunerna indikerar att läckaget till berggrunden är lägre än vad som vanligtvis tillförs genom nederbörden om jordlagret är förhållandevis tätt eller innehåller horisontella skikt eller lager med tätare material. Dessa förhållanden förekommer speciellt i moräntäckta områden. Även sand- och grusavlagringar kan ha ett tätande lager av lera eller morän under sig. Detta gäller särskilt områden under högsta kustlinjen. I dessa fall balanseras det ökade läckaget till berggrunden, som följd av djupförvaret, av den infiltrerande nederbörden. Grundvattennivån i jordlagren sänks endast under torrperioder och återhämtar sig till normala förhållanden vid tillfällena med större grundvattenbildning. Avrinningen från jordlagren kan gå något snabbare, vilket medför att ytvattendrag som under normala förhållanden varit torrlagda under torrperioder, kan få en något längre period av uttorkning.

Inom områden med sand- och grusavlagringar som saknar tätande lerlager kan läckaget till berggrunden vara stort och överskrida tillförseln via nederbörden. Jordgrundvattnet i sådana områden påverkas i stor utsträckning, och en total sänkning av grundvattennivån i jordlagren kan ske.

Ur grundvattensynpunkt är berggrunden i de sex kommunerna likartad med avseende på förekomst av olika typer av bergarter och sprickzoner. I samtliga kommuner förekommer exempelvis både yngre och äldre graniter, vulkaniter och olika typer av mer eller mindre omvandlade bergarter. Vidare är förekomsten av olika typer av sprickzoner likartad. Resultaten från SKB:s typområdesundersökningar i Finnsjöområdet (Tierps kommun), Fjällvedenområdet (Nyköpings kommun) och Klipperåsområdet (Nybro kommun, 35 km söder om Hultsfreds kommun), samt undersökningarna vid Äspölaboratoriet (Oskarshamns kommun) visar samstämmigt att vattengenomsläppligheten är två till tre storleksordningar större i vattenförande sprickzoner än i bergmassan i mellanliggande bergblock. Om man vid lokaliseringen av djupförvaret undviker vattenförande sprickzoner kommer man att få ett relativt litet inläckage och följaktligen en mindre grundvattensänkning i berggrunden, vilket i sin tur innebär en begränsad påverkan på grundvattnet i jordlagren.

Uppgifter från brunnsarkivet vid Sveriges geologiska undersökning visar att variationen i vattenföring i svenska urbergsbrunnar generellt sett är större inom en och samma bergart än variationen i medelvattenföring mellan olika bergarter. Samtliga utredningar i förstudieskedet styrker denna uppfattning. Utredningarna konstaterar vidare att merparten av alla bergbrunnar i urberg är grundare än 100 m och att den uttagbara vattenmängden i dessa inte ökar med brunnsdjupet. Berggrundens vattengenomsläpplighet på förvarsdjup kännetecknas enligt SKB:s typområdesundersökningar (jmf ovan) främst av de nämnda skillnaderna i vattengenomsläpplighet mellan de vattenförande sprickzonerna och bergmassan i mellanliggande bergblock.

Generellt sett ökar djupet till salt grundvatten med avståndet från Östersjön. Gammalt (relikt) salt grundvatten kan dock förekomma isolerat i såväl jordlager som berggrund i områden inåt landet som tidigare varit täckta av havsvatten efter den senaste isavsmältningen. Detta förhållande gäller samtliga förstudiekommuner utom Hultsfreds kommun där marken, så vitt man har kunnat konstatera, inte varit täckt av saltvatten efter den senaste isavsmältningen.

I samband med bygge och drift av ett kustnära djupförvar kan man inte utesluta risken för såväl saltvatteninträngning från Östersjön som uppträning av djupt liggande salt grundvatten i bergbrunnar som ligger mellan djupförvaret och Östersjön. Det område som kan påverkas av saltvatteninträngning eller uppträning sammanfaller med det område som påverkas av grundvattensänkning i samband med byggnation och drift av ett djupförvar.

Relikt salt berggrundvatten på förvarsdjup har konstaterats i Finnsjöområdet i Tierps kommun nära gränsen till Östhammars kommun. Förhållandena i Finnsjöområdet hänger samman med att en vattengenomsläpplig subhorisontell sprickzon förekommer inom området på 200–300 m djup. Denna sprickzon har isolerat det salta grundvattnet från det hydrologiska kretsloppet (figur 3-1). Undersökningarna i Finnsjöområdet, som bl a omfattar 11 kärnborrhål ned till maximalt ca 700 m, har inte påverkat grundvattnet i jordlagren och berggrunden ovanför den subhorisontella sprickzonen.

På Äspö har man kunnat konstatera att det inläckande berggrundvattnet i Äspölaboratoriet blivit successivt saltare på grund av både inträngande havsvatten och uppträning av salt grundvatten. Däremot har man inte konstaterat någon påtaglig förändring av vegetationen trots att inläckaget orsakat en sänktratt i berggrundvattnet i förvarets närhet (se figur 4-7).

Referenser

Aastrup M (red), 1999. Grundvattnets tillstånd i Sverige. Årsskrift från miljöövervakningen 1999. Sveriges Geologiska Undersökning och Naturvårdsverket. Rapporter och meddelanden nr 99.

Ahlberg P, Lundgren T, 1977. Ground water lowering as a consequence of tunnel blasting. SGI, Report no 1, Linköping.

Almén K E, Stanfors R, Svemar C, 1996. Nomenklatur och klassificering av geologiska strukturer vid platsundersökningar för SKB:s djupförvar. SKB PR D-96-029. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Axelsson C-L, Olsson T, 1979. Grundvattenpåverkan vid tunneldrivning – Parameterbestämning med numerisk modell. Artikel sid. 55-62 i Hydrogeologi vid SGU. Exempel på verksamhet inom grundvattensektorn. SGU Rapporter och meddelanden nr 14, Uppsala.

Axelsson C-L, Ekstav A, Hansen L, 1994a. Avsänkning runt gruvor. SKB Djupförvar, PR 44-94-026, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Axelsson C-L, Hansen L, Hässler L, 1994b. Byggbarhetsanalys av några hypotetiska fall. SKB Djupförvar, AR 44-94-004, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Axelsson C-L, Hansen L, Olsson T, 1994c. Förstudie Storuman. Juktans pumpkraftverk – Sammanställning av geologisk och hydrogeologisk information. SKB Djupförvar, PR 44-94-007, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Axelsson C-L, Ekstav A, Lindblad Pässe A, 1995. SFR – Utvärdering av hydrogeologi. SKB PM Anläggningar 95/12, Stockholm.

Axelsson C-L, 1997. Slutförvar av kvicksilver – Geohydrologiska förhållanden och volymer vid gruvor i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 4774, Stockholm.

Banverket, 1998. Projekt Hallandsås. Utredning – Alternativ tunneldesign. Rapport om alternativa bygghetoder och utformningar. Banverket södra banregionen, Malmö.

Bergman T, Johansson R, Lindén A H, Rudmark L, Wahlgren C-H, Follin S, Isaksson H, Lindroos H, Stanfors R, 1999. Förstudie Oskarshamn. Erfarenheter från geovetenskapliga undersökningar i nordöstra delen av kommunen. SKB R-99-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Berggren M, 1998. Hydraulic conductivity in Swedish bedrock estimated by means of geostatistics, A study based on data recorded in the Archive on Wells at the Geological Survey of Sweden. Thesis Report Series 1988:9, Avdelningen för Mark- och vattenresurser, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Brandt M, Jutman T, Alexandersson H, 1994. Sveriges vattenbalans, Årsmedelvärden 1961–90 av nederbörd, avdunstning och avrinning. SMHI Hydrologi 49, Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping.

Bryn K Ö, Rognerud B, Aars Ö, 1986. Vassdragsreguleringens virkning på naturmiljöet. Grunnvann. Norsk hydrologisk komité (NHK), Oslo.

Bäckblom G, 1996. Preliminär utformning av djupförvarets närområde. SKB AR D-96-011, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Eng T, 1997. Förstudie Oskarshamn – Program. SKB R-97-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Eriksson A, 1972. Grundvatteninläckning i bergtunnlar. GRYAB-tunnlarna. Opublicerade anteckningar, AIB, Avd. för geologi och geoteknik.

Florgård C, 1978. Natur i stad. BFR, Rapport T25, Stockholm.

Florgård C, Andersson A, Ledin S, Nord M, Rosén B, 1977. Naturmark och byggande. BFR, Rapport R73:1977, Stockholm.

Florgård C, Palm R, 1980. Vegetationen i dagvattenhanteringen. SNV Rapport, Stockholm.

Florgård C, Linnér H, Olsson M, Wiklander G, 1999. Grundvattensänkning och natur på Hallandsås – effekter av tunnelarbeten på natur och på jord- och skogsbruk. SLU, Institutionen för landskapsplanering Ultuna, Samhälls- och landskapsplanering nr 5, Uppsala.

Follin S, 1995. Geohydrological simulation a deep coastal repository. SKB TR 95-33, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Fredriksson D, 1982. Torv kvalitetsdata, förändringar samt variationer i askhalt och värmevärde i svenska torvmarker. SGU, april 1982, Uppsala.

Grip H, Rodhe A, 1985. Vattnets väg från regn till bäck. Forskningsrådets förlagstjänst, Stockholm.

Knutsson G, Morfeldt C-O, 1973. Vatten i jord och berg. Ingenjörsläroverket AB, Stockholm.

Knutsson G, Morfeldt C-O, 1993. Grundvatten, teori och tillämpning. AB Svensk Byggtjänst, Solna.

Larsson H, 1994. Grundvatteninflöde till några befintliga undermarksanläggningar och gruvor. SKB Djupförvar, AR 44-94-006, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Liedholm M, 1999. Boliden Mineral – Petiknäs. Kontrollprogram för yttre miljö: Grundvattennivåer. VBB VIAK, Göteborg.

Lundin L, 1990. Saturated hydraulic conductivity of Nordic till soils. ur Hydrogeological properties of Nordic tills, NHP report no. 25, Oslo.

- Lönnerberg B, Pettersson S, 1998.** Säkerheten vid drift av djupförvaret. SKB R-98-13, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Munier R, Sandstedt H, Niland L, 1997.** Förslag till principiella utformningar av förvar enligt KBS-3 för Aberg, Beberg och Ceberg. SKB R-97-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Naturvårdsverket, 1987.** Skogs- och myrdikningens miljökonsekvenser, Slutrapport från ett projektområde. Naturvårdsverket Rapport 3270, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 1999.** Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Grundvatten. Naturvårdsverket Rapport 4915, Stockholm.
- Nordberg L, 1980.** Who took the water from our wells – the water power company or Nature herself? 6:th Nordic Hydrological Conference 10-16 Aug. 1980. UNGI Report, no 52.
- Nordberg L, 1983.** Some impact on groundwater from hydro-electric power development in Sweden. International Conference on Groundwater and Man, Sydney 1983. Australian Water Resources Council Conf. Ser. Vol 8.
- Nordberg L, Persson G, 1979.** Vårt vatten. Tillgång – Utnyttjande. LTs förlag, Borås.
- Olofsson B, Bjarnason B, Gustafson G, Leijon B, Stanfors R, Wallman S, 1988.** The Bolmen Tunnel Research Project. Final Report. Stiftelsen Bergteknisk Forskning BeFo 160:2/88, Stockholm.
- Olofsson B, 1991a.** Groundwater Conditions when Tunnelling in Hard Crystalline Rocks. A study of water flow and water chemistry at Staverhult, the Bolmen tunnel, southern Sweden. Stiftelsen Bergteknisk Forskning BeFo 160:4/91, Stockholm.
- Olofsson B, 1991b.** Impact on groundwater conditions by tunnelling in hard crystalline rocks. Royal Institute of Technology, TRITA-KUT/91:1063, Dissertation, Stockholm.
- Olofsson B, 1998a.** Hallandsås-alternativ tunneldesign, grundvattenpåverkan. Samband mellan grundvattensänkning i berg och jord. KTH Avd. för mark- och vattenresurser, 1998-10-02, Stockholm.
- Olofsson B, 1998b.** Hallandsås-alternativ tunneldesign, grundvattenpåverkan. Grundvattenpåverkan i jordlager. Analys av grundvattenförhållanden på Hallandsås. KTH Avd. för mark- och vattenresurser, 1998-11-30, Stockholm.
- Olofsson B, 2000.** Projekt Utredning Hallandsås (PUH). Parameterbestämning och resultat från RiskVariabelmetoden applicerad på grundvattenpåverkan vid tunnelbyggande på Hallandsås. KTH Avd. för mark- och vattenresurser, 2000-03-17, Stockholm. *Förbandsexemplar (ej tryckt).*
- Olsson T, 1979.** Hydraulic properties and groundwater balance in a soil-rock aquifer system in the Juktan area, northern Sweden. Doctoral Dissertation at the Department of Quaternary Geology, University of Uppsala, Striae, Vol.12, 72 pp. Uppsala.

Olsson T, Nelson M, 1998. Injekttering vid projektet tunnlar genom Hallandsås. Föredrag vid Bergmekanikdag 1998, SveBeFo, Stockholm.

Rhén I, Gustafson G, Wikberg P, 1997a. Äspö HRL – Geoscientific evaluation 1997/4. Results from pre-investigations and detailed site characterization. Comparison of predictions and observations. Hydrogeology, groundwater chemistry and transport of solutes.

SKB TR 97-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Rhén I (red), Gustafson G, Stanfors R, Wikberg P, 1997b. Äspö HRL – Geoscientific evaluation 1997/5. Models based on site characterization 1986–1995.

SKB TR 97-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Sidenvall J, Birgersson L, 1998. Påverkan på växtligheten av sänkt grundvattenyta vid ett djupförvar.

SKB R 98-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SGU, 1994. Grundvattnet i Sverige. SGU Serie Ah nr 17, Uppsala.

SKB, 1992a. FUD-PROGRAM 92. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning, utveckling, demonstration och övriga åtgärder.

Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1992b. FUD-PROGRAM 92. KOMPLETTERANDE REDOVISNING.

Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring.

Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1995a. Översiktstudie 95. Lokalisering av djupförvar för använt kärnbränsle.

Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1995b. FUD-PROGRAM 95. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring.

Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1998a. PLAN 98. Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter.

SKB TR 98-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1998b. FUD-program 98. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring.

Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1999a. Äspö Hard Rock Laboratory. Annual Report 1998.

SKB TR-99-10, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1999b. SR 97. Avfall, förvarsutformning och platser. Underlagsrapport till SR 97.

Svensk Kärnbränslehantering AB.

Stenbäck G, 1985. Energitorvtäkt. Tänkbara konsekvenser. Naturvårdsverket Rapport 3003, Stockholm.

Sund B, Roosar H, Bergman G, 1977. Vatteninläckning i bergtunnlar – dess verkan och influensområde.

BFR, Rapport R36:1977, Stockholm.

Sundblad B, Mathiasson L, Holby O, Landström, O Lampe S, 1991. Chemistry of soil and sediments, hydrology and natural exposure rate measurements at the Äspö Hard Rock Laboratory.

SKB Progress Report PR 25-91-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Svensson U, 1995. Modelling the unsaturated zone at Äspö under natural conditions and with the tunnel front at 2874 metres.
SKB Progress Report PR 25-95-24, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Svensson U, 1997. A site scale analysis of groundwater flow and salinity distribution in the Äspö area.
SKB TR 97-17, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Walker D, Rhén I, Gurban I, 1997. Summary of hydrogeologic conditions at Aberg, Beberg and Ceberg.
SKB TR 97-23. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Beräkningsexempel på grundvattensänkning i berg och jord orsakad av inläckage till en tunnel i homogent berg

1 Sänkning av grundvattennivån i berg

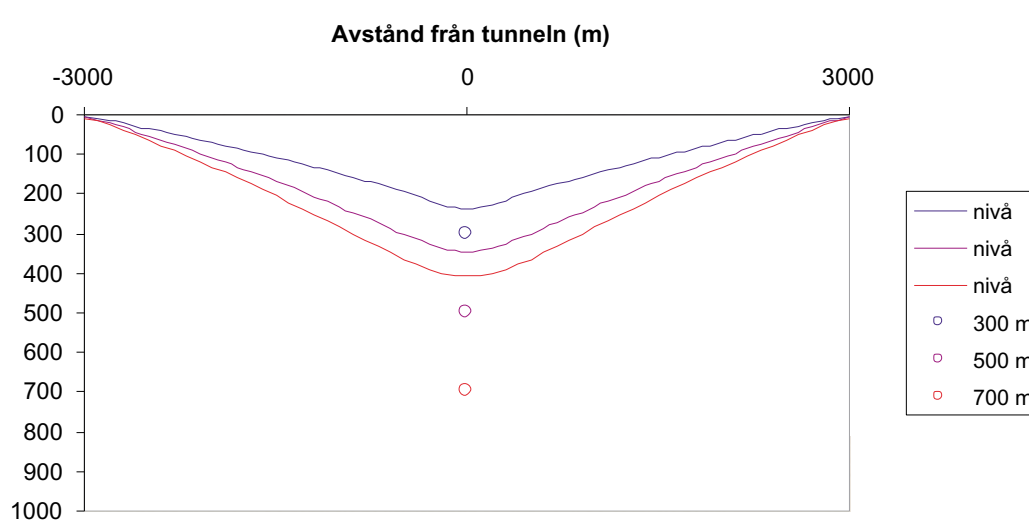
Beräkning av grundvattensänkning kring tunnlar och schakt med enkla modeller har störst tillämpbarhet på anläggningar i jordlager, där de hydrauliska förhållandena är relativt homogena och enkla att karakterisera. För undermarksanläggningar i urberg är enkla modeller mest av pedagogiskt värde, eftersom grundvattnet i urberg inte är allestädes närvarande, som i jordlagren, utan är begränsat till bergets spricksystem.

I texten nedan har en enkel numerisk modell använts för att illustrera och förklara hur olika faktorer påverkar inläckaget till en tunnel i homogent berg. Figurerna visar berggrundvattnets trycknivåsänkning under stationära förhållanden för några olika antaganden. Det tidberoende (transienta) förloppet innan stationära förhållanden uppnås är som regel inte särskilt lång, uppskattningsvis 2–3 år.

Grundvattensänkning i homogent berg för en otät tunnel

Förutsättningar: Homogent berg med en vattengenomsläpplighet av 10^{-8} m/s. Grundvattenbildningen till berget är 100 mm/år. Avståndet till omgivande ränder (t ex större vattenförande sprickzoner; större vattendrag, etc) är 3 km. Djupet till tunneln antas vara 300 m, 500 m alternativt 700 m. Tunneln antas vara obearbetad, vilket innebär att sprickorna runt tunneln inte är tätade med injekteringsbruk.

Resultat: Figur B1-1 visar att berggrundvattnets sänkning ökar med tunneldjupet, vilket i sin tur beror på att inläckaget för en otätad tunnel ökar med tunneldjupet.



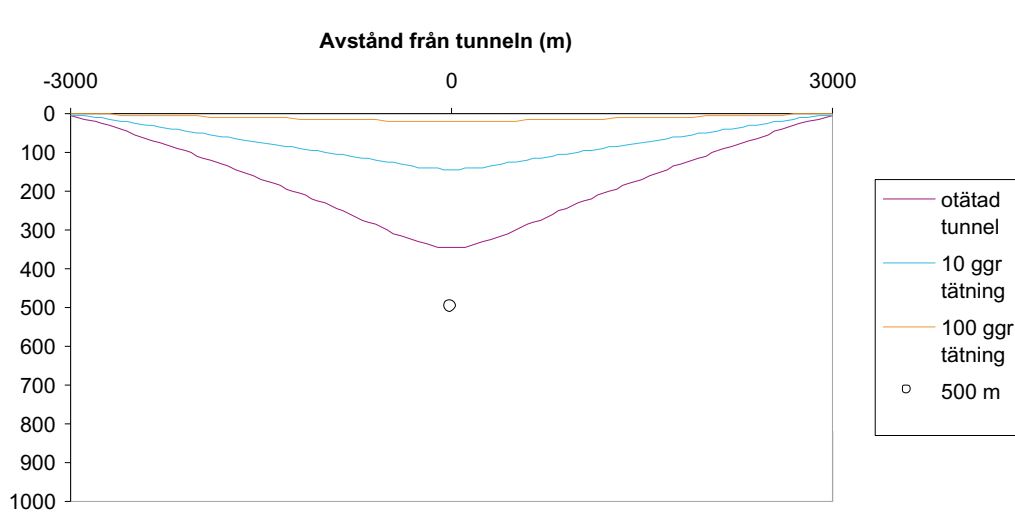
Figur B1-1. Exempel på grundvattensänkning i homogen berggrund för en otät tunnel på olika djup under stationära förhållanden.

Grundvattenbildningen till berget är satt till 100 mm/år i figur B1, vilket motsvarar knappt hälften av årsmedelavrinningen. Återstoden av årsmedelavrinningen (100–200 mm/år) avrinner således som grundvatten i jordlagren. Om grundvattenbildningen till berget ökar kommer sänkningen av berggrundvattnets trycknivå att minska. Större grundvattenbildningen till berget innebär samtidigt att avrinningen i jordlagren minskar. Om förändringen är för stor kommer grundvattennivån i jordlagren att sänkas. Vad som styr grundvattenbildningen till berg behandlas mer utförligt under punkt 2 nedan.

Grundvattensänkning i homogent berg för en tätad tunnel

Förutsättningar: Samma beräkningsförutsättningar som i föregående exempel med en skillnad. Djupet till tunneln är fixerat till 500 m och berget närmast tunnel är tätat med injekteringsbruk. Injekteringen antas ha förändrat bergets vattengenomsläppligheten närmast tunneln en respektive två storleksordningar, dvs en faktor 10–100.

Resultat: Figur B1-2 visar att påverkan på berggrundvattnets trycknivå minskar om bergets vattengenomsläpplighet närmast tunneln minskas 10 respektive 100 gånger relativt omgivande berg. Figur B1-2 understryker betydelsen av att undvika vattenförande sprickzoner. Där bergets vattengenomsläpplighet är stor tillgriper man alltid injektering för att minska inläckaget och åtföljande sänkning av trycknivån.

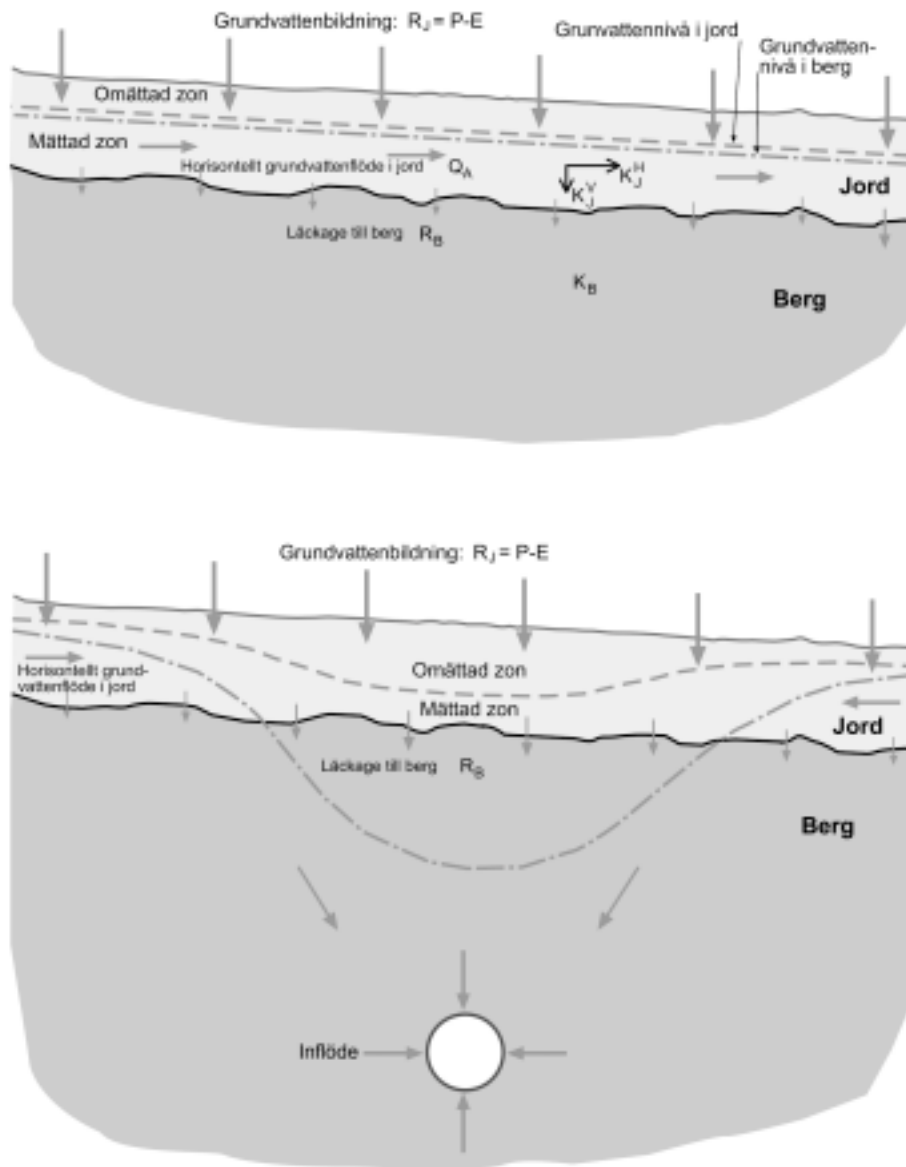


Figur B1-2. Exempel på grundvattensänkning i homogen berggrund för en olika mycket tätad tunnel under stationära förhållanden.

2 Sänkning av grundvattennivån i jord

Grundvattenbildning till jord – strömning

Figur B2-1 visar naturlig grundvattenströmning i en sluttning och grundvattenpåverkan som följd av inläckage till en tunnel. Den del av nederbörden (P) som inte avdunstar (E) kan bidra till grundvattenbildningen till det yttnära jordlagret (R_J). Beroende på jordlagrens vattengenomsläpplighet och grundvattnets tryckförhållanden i jord och berg kommer en del att avrinna i jordlagret (Q_A) medan en del läcker till berggrunden (R_B). Under naturliga förhållanden avrinner vanligtvis större delen i jorden, medan en mindre del infiltrerar till berggrunden.



Figur B2-1. Naturlig grundvattenströmning i en sluttning (överst) och grundvattenpåverkan som följd av inläckage till en tunnel (underst).

Vid ett tunnelbygge i berggrunden sker ett inläckage av vatten, varvid grundvattentrycket i berget sänks runt tunneln. Detta medför en ökad infiltrationen från jordlagret till berggrunden. Härvid påverkas grundvattnet i jordlagret genom ett minskat grundvattenflöde och en sänkning av grundvattennivån. Jordgrundvattnet kommer att påverkas olika beroende på hur jordlagrets vattengenomsläpplighet i vertikalled (K^V_j) förhåller sig till berggrundens (K_B). Inläckaget och trycksänkningen i berggrundvattnet beror till största delen på berggrundens vattengenomsläpplighet (se kapitel A1). Vid låg vattengenomsläpplighet i jordlagret i förhållande till berggrunden ($K^V_j \ll K_B$) kommer jordgrundvattnet endast att påverkas marginellt och främst medföra en sänkning av grundvattennivån under torrperioder. Dubbla grundvattenytor kan uppkomma, en i jorden och en i berggrunden, med en omättad zon i bergets övre del. Detta sker ofta i anslutning till sprickzoner. Om jordlagret är väsentligt mer vattengenomsläppligt än berggrunden ($K^V_j \gg K_B$) kan en avsevärd sänkning ske av nivån i jordgrundvattnet med eventuell torrläggning som följd.

Läckage till berggrunden

Läckaget från jordlagret till berggrunden (R_B) styrs av jordlagrets vertikala vattengenomsläpplighet (K^V_j) och tryckskillnaden per m (hydraulisk gradient) mellan jordgrundvattnet och berggrundvattnet (i) enligt formeln:

$$R_B = K^V_j * i$$

Inget läckage förekommer när grundvattentrycket i bergets övre del är lika med grundvattennivån i jordlagret (hydrauliska gradienten = 0). Denna situation kan föreligga under opåverkade förhållanden. Vid byggandet av t ex en tunnel ökar läckaget när grundvattentrycket i berget sjunker. Om jordlagret är relativt tätt i jämförelse med berggrunden uppnås ett maximalt läckage när grundvattennivån i berget ligger under jordlagret (berggrundens överyta) och jordgrundvattnet inte är helt dränerat. Härvid bestäms den hydrauliska gradienten helt av gravitationskrafter (hydrauliska gradienten $i = 1$) och läckaget till berg uppgår till:

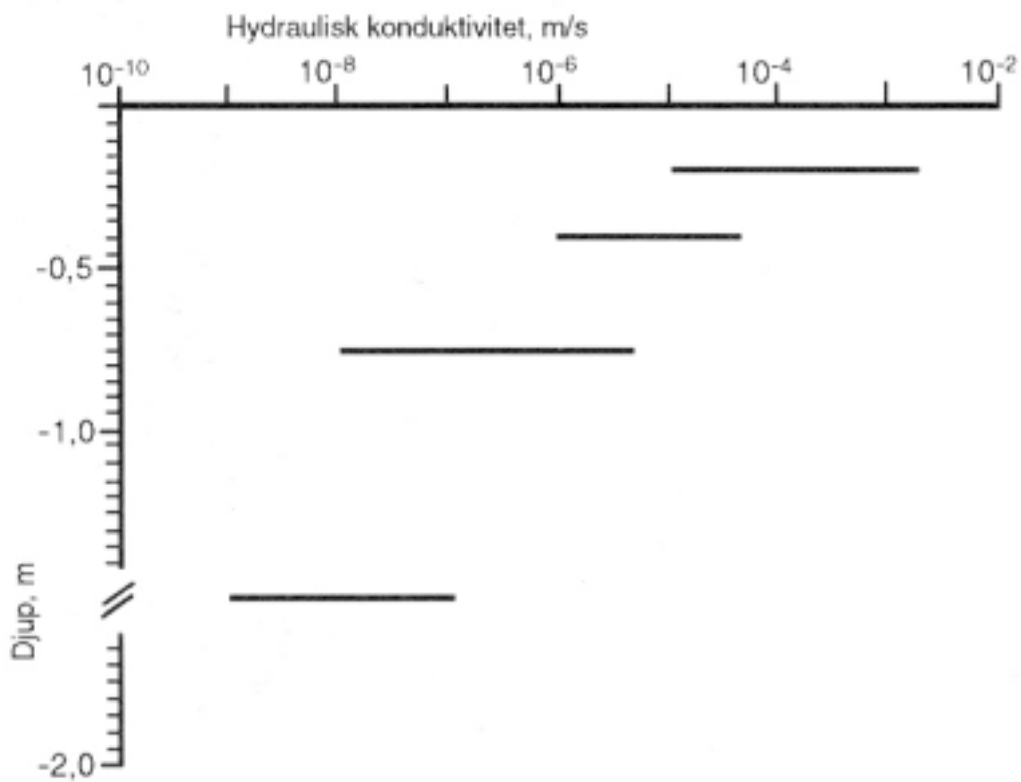
$$R_B = K^V_j$$

Vattengenomsläpplighet – Lagring

Grundvattenströmningen i ett jordlager sker i porutrymmet mellan mineralkornen, och ju finkornigare en jordart är desto lägre är dess vattengenomsläpplighet. Typiska värden på vattengenomsläppligheten hor olika jordarter visas i tabell B2-1. Ofta förekommer även horisontella lager med tätare eller mer genomsläppliga linser, vilket gör att jordlagret får olika vattengenomsläpplighet vertikalt och horisontellt. Morän är en hårt packad, osorterad jordart, som innehåller alla kornstorlekar från ler till block. Detta innebär stora variationer i vattengenomsläpplighet i morän beroende på andelen finmaterial. Andra faktorer såsom packningsgrad, sprickighet, skiktning samt inslag av linser eller skikt av sorterat material är också viktiga för vattengenomsläppligheten. Ytlagren kan även få en ökad vattengenomsläpplighet genom aktivitet av rötter och mikroorganismer, tjälning-upptining samt vittring (figur B2-2).

Tabell B2-1. Typiska värden på vattengenomsläppligheten i olika jordarter
/Knutsson och Morfeldt, 1973, 1993/

Sorteringsgrad	Jortart	Vattengenomsläpplighet (m/s)
Sorterade jordarter	Grus	$10^0 \cdot 10^{-3}$
	Sand	$10^{-2} \cdot 10^{-5}$
	Silt	$10^{-5} \cdot 10^{-9}$
	Lera	$10^{-9} \cdot 10^{-11}$
Osorterade jordarter	Grusig morän	$10^{-5} \cdot 10^{-7}$
	Sandig morän	$10^{-6} \cdot 10^{-8}$
	Moig morän	$10^{-7} \cdot 10^{-9}$
	Lerig morän	$10^{-8} \cdot 10^{-10}$



Figur B2-2. Generell variation i vattengenomsläpplighet med jorddjup i morän /Lundin, 1990/.

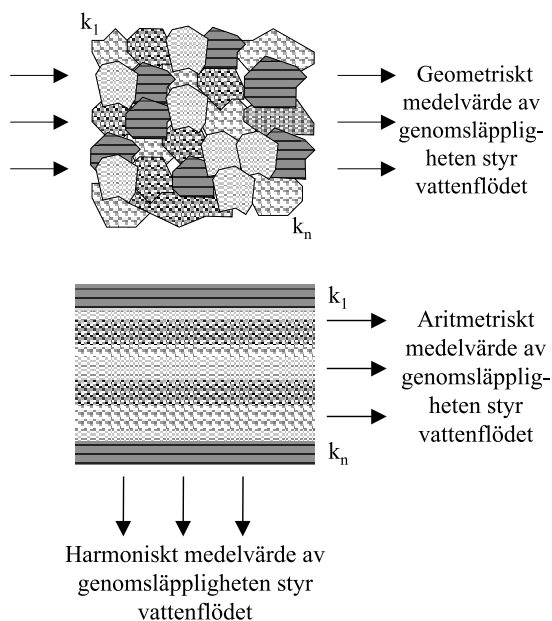
Jordmaterialets vattengenomsläpplighet bestäms bäst direkt i fält genom någon form av mätning av strömningshastighet och tryck. Flera mätningar på olika platser och olika djup ger ofta stora variationer i vattengenomsläpplighet beroende på exempelvis variationer i kornstorleksfördelning och lagring. Beroende på jordmaterialets lagringsförhållanden kan olika typer av medelvärden beräknas för vattengenomsläppligheten. Om jordmaterialet inte är lagrat och det ej förekommer horisontella skikt används det *geometriska medelvärdet* (figur B2-3a). Ett jordmaterial som innehåller skikt eller lager med olika vattenförande egenskaper kan karaktäriseras av det *aritmetiska medelvärdet* om grundvattenströmningen sker parallellt med skikten (figur B2-3b). Enskilda skikt med hög vattengenomsläpplighet får här en dominerande inverkan på grundvattenströmningen. Om grundvattenströmningen sker tvärs skikten styrs den huvudsakligen av de täta skikten. I detta fall är det *harmoniska medelvärdet* representativt för vattengenomsläppligheten (figur B2-3b). De olika typerna av medelvärden definieras matematiskt enligt följande:

$$K_G = \sqrt[n]{K_1 \cdot \dots \cdot K_n} \quad \text{Geometriskt medelvärde}$$

$$K_A = \frac{1}{\sum_{i=1}^n l_i} \sum_{i=1}^n (K_i \cdot l_i) \quad \text{Aritmetiskt medelvärde}$$

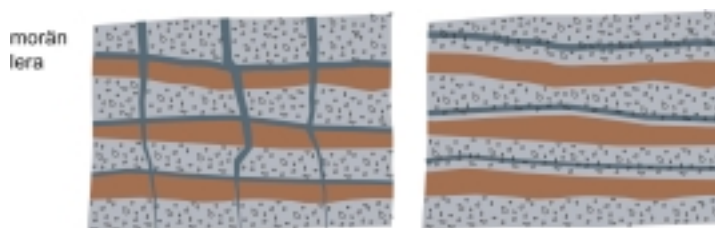
$$K_H = \frac{\sum_{i=1}^n l_i}{\sum_{i=1}^n \frac{l_i}{K_i}} \quad \text{Harmoniskt medelvärde}$$

I dessa ekvationer representerar K vattengenomsläppligheten för hela jordlagret och n utgör antalet ingående enheter, skikt eller lager i med mäktigheten l_i och vattengenomsläppligheten K_i . Eftersom variationen i vattengenomsläpplighet kan vara stor inom ett jordlager är valet av rätt medelvärdesbildning av stor betydelse. Detta gäller särskilt då olika horisontella skikt eller lager förekommer, vilket illustreras av följande exempel.



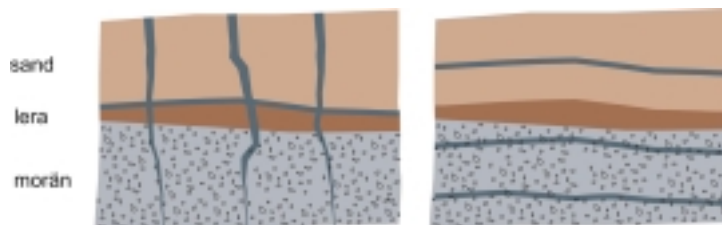
Figur B2-3. Grundvattenströmning genom a) en icke lagrad jord bestående av enheter med olika vattengenomsläpplighet och b) en lagrad jord där skikten eller lagren har olika vattengenomsläpplighet.

Morän med tunna lerskikt



En 5 m mäktig sandig morän med en vattengenomsläpplighet av 10^{-6} m/s innehåller lerskikt som tillsammans har en mäktighet av 1 dm och en vattengenomsläpplighet av 10^{-9} m/s. Den representativa horisontella vattengenomsläppligheten (aritmetiskt medelvärde) är $0,98 \cdot 10^{-6}$ m/s och den vertikala vattengenomsläppligheten (harmoniskt medelvärde) är $4,8 \cdot 10^{-8}$ m/s. I detta fall är alltså den vertikala vattengenomsläppligheten ca 20 gånger mindre än den horisontella.

Sand över lerlager och morän



I en sänka förekommer ett 3 m mäktigt sandlager ovanpå 0,5 m lera och 5 m sandig morän. Vattengenomsläppligheten för lagren är följande:

Sand	10^{-3} m/s
Lera	10^{-10} m/s
Sandig morän	10^{-6} m/s

För grundvattnet i sanden gäller följande. Den representativa horisontella och vertikala vattengenomsläppligheten bestäms av sanden och är 10^{-3} m/s. Vid en dränering av berggrunden kan två fall tänkas uppkomma. Om dräneringen endast orsakar en mindre sänkning av grundvattentrycket i moränen är den representativa vertikala vattengenomsläppligheten (harmoniskt medelvärde av lera och morän) $1,1 \cdot 10^{-9}$ m/s. Om däremot moränen dräneras totalt bestäms den vertikala vattengenomsläppligheten av lerans egenskaper och uppgår till 10^{-10} m/s. Observera att lagrets mäktighet i första fallet är 5,5 m, medan det endast utgörs av lerlagret på 0,5 m i andra fallet. Den vertikala vattengenomsläppligheten för ler- och moränlagret är ca 800 gånger mindre än den horisontella.

Exemplet med moränen som innehåller tunna skikt av lera med låg vattengenomsläpplighet visar att dessa i väldigt liten grad påverkar den horisontella grundvattenströmningen, medan de har en stor betydelse för den vertikala strömningen. Om sådana skikt förekommer minskas läckaget till berggrunden markant och påverkan på grundvattnet i jordlagret blir mindre.

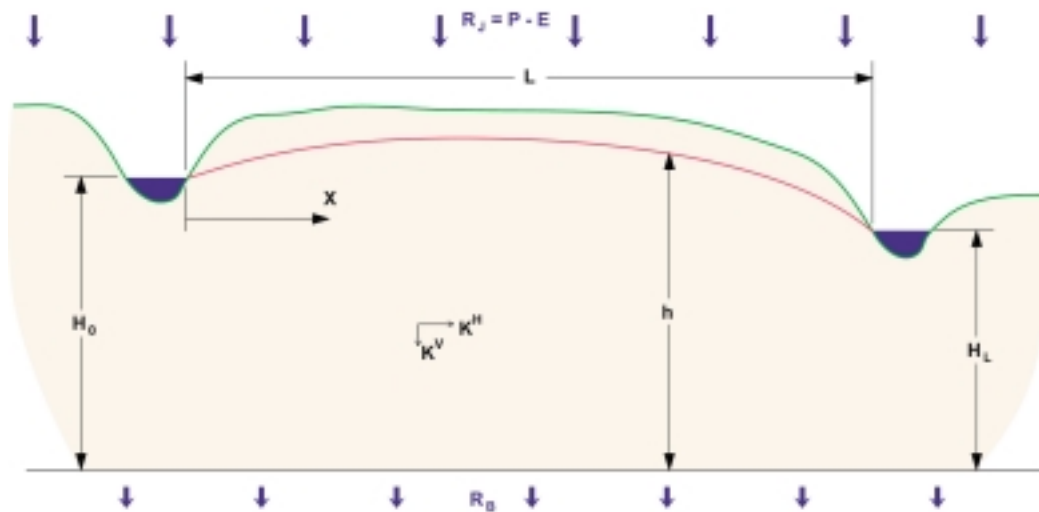
Exemplet med en sandavlagring ovanpå lera och morän visar att även ett mindre lerlager till stor del bestämmer den vertikala vattengenomsläppligheten och läckaget till berggrunden. Moränen under leran kan dräneras helt utan att grundvattnet i sanden behöver påverkas.

I en jordlagerföljd som innehåller skikt eller lager med låg vattengenomsläpplighet påverkas den horisontella grundvattenströmningen endast marginellt, medan den vertikala påverkas markant. Den vertikala vattengenomsläppligheten kan vara 10-tals till 100-tals gånger mindre än den horisontella.

Beräkningsexempel

I figur B2-4 illustreras tillförsel av vatten och avrinning i ett jordlager. Tillförseln av vatten (R_J) bestäms av nederbörden (P) och avdunstningen (E) enligt:

$$R_J = P - E$$



Figur B2-4 Schematisk illustration av grundvattenströmning i ett homogent jordlager. Vatten tillförs via nederbörden (P), varav en del bildar grundvatten (R_J). Avrinning sker dels horisontellt till närliggande ytvattensdrag (R_A) och dels vertikalt till berggrunden (R_B).

Den horisontella avrinningen (R_A) bestäms av jordlagrets horisontella vattengenomsläpplighet (K^H) och grundvattnets trycknivåsänkning per meter i horisontalld ($\partial h / \partial x$) enligt

$$R_A = K^H \frac{\partial h}{\partial x}$$

och läckaget till berggrunden (R_B) bestäms av jordlagrets vertikala vattengenomsläpplighet (K^V) och grundvattnets trycknivåsänkning per meter i vertikalled ($\partial h / \partial z$) enligt

$$R_B = K^V \frac{\partial h}{\partial z}$$

Om grundvattnets trycknivå i berget är sänkt under den i jordlagret är trycknivåsänkningen per meter i vertikalled lika med 1, vilket medför att

$$R_B = K^V$$

Om läckaget till berggrunden är mindre än grundvattenbildningen till jordlagret uppkommer en avrinning till ytvattendrag enligt

$$R_A = R_J - R_B$$

Ovanstående formel visar att avrinningen till ytvattendrag minskar då läckaget till berggrunden ökar som följd av t ex ett tunnelbygge. Den upphör om läckaget till berggrunden är större än grundvattenbildningen till jorden.

Grundvattennivån (h) i jordlagret mellan två parallella ytvattendrag kan beräknas enligt formeln

$$h^2 = H_0^2 + \frac{R}{K^H} * (L-x) * x - \frac{H_0^2 - H_L^2}{L} * x$$

där H_0, H_L Ytvattendragens nivå över berggrundsytan
 L Avståndet mellan ytvattendragen
 x Avståndet från ytvattendraget med nivån H_0
 K^H Jordlagrets horisontella vattengenomsläpplighet
 R Skillnaden mellan grundvattenbildning till jord och läckage till berg, dvs
 $R = R_J - R_B$

Om ytvattendragen ligger på samma nivå och grundvattennivån i berget är sänkt under jordlagret kan grundvattennivån i jorden beskrivas enligt

$$h^2 = H_0^2 + \frac{R_J - K^V}{K^H} * (L-x) * x$$

Den maximala grundvattennivån uppkommer mitt emellan vattendragen ($L/2$) och är

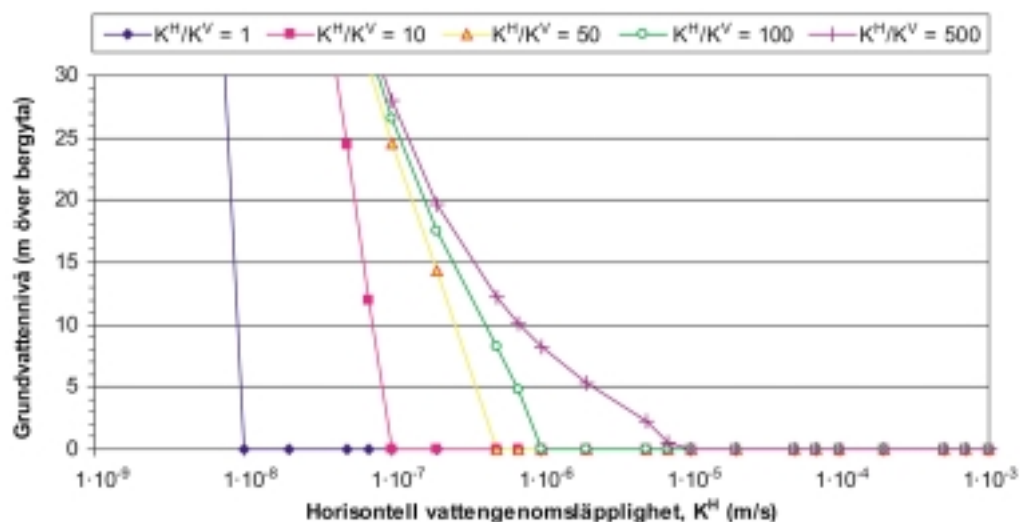
$$h_{max} = \sqrt{H_0^2 + \frac{(R_J - K^V) * L^2}{4 * K^H}}$$

Figur A2-5 visar den maximala grundvattennivåns beroende av ett jordlagers horisontella och vertikala vattengenomsläpplighet. Grundvattenbildningen till jordlagret har antagits vara 250 mm/år, vilket skall jämföras med en medelavrinning på östkusten i det område där förstudiekommunerna ligger på 200–300 mm/år. Landskapet är småkuperat och består av ett jordlager med ett medelavstånd mellan ytvattendrag på 200 m. Ytvatten- dragen ligger 3 m över berggrundens yta.

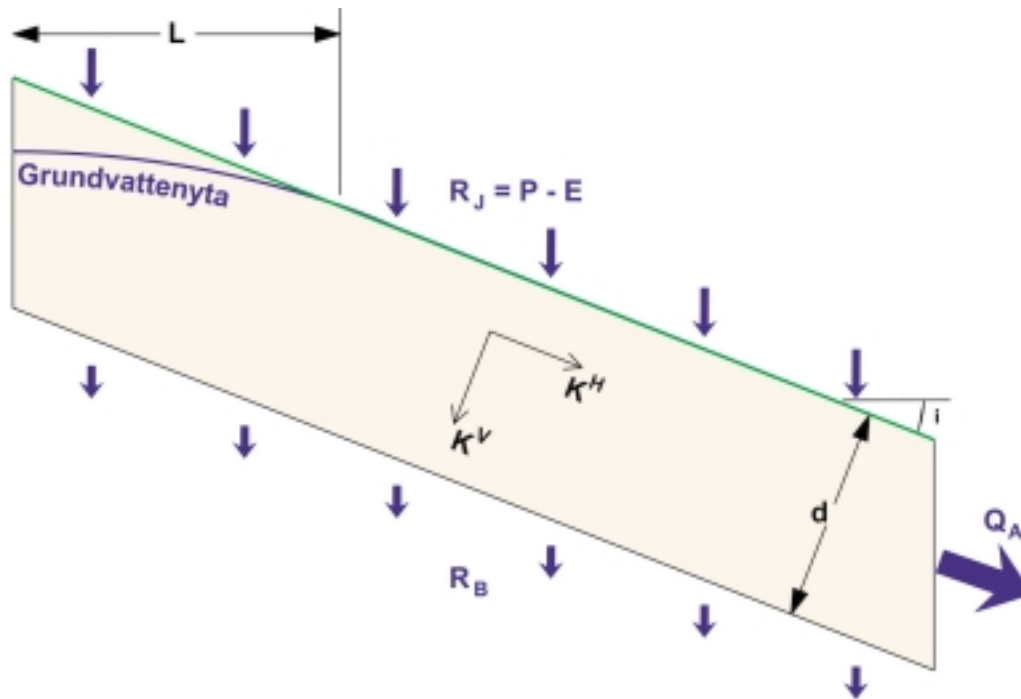
Hela grundvattenbildningen på 250 mm/år kan läcka till berggrunden om jordlagrets vertikala vattengenomsläpplighet är ca $1 \cdot 10^{-8}$ m/s eller högre. I det fall då vattengenoms- läppligheten horisontellt och vertikalt är lika ($K^H/K^V=1$), måste jordarten vara finkornig, t ex silt eller sandig moig morän, för att grundvattennivån inte skall sänkas. En morän som innehåller skikt av lera kan vara mer genomsläpplig, t ex grusig sandig morän, utan att grundvattensänkning sker. En sorterad jordart, t ex sand, påverkas ej av någon grundvattensänkning om ett lerlager finns under sanden och lermäktigheten är i storleksordningen 0,5 m eller mer.

Grundvattenströmning i en sluttning där berggrundytan lutar

Vid en typisk svensk morän-berg terräng, där berggrundytan lutar och moränen ligger som ett tunt lager ovanpå blir förhållandena något annorlunda. Ofta ligger grundvatten- nivån i sådan terräng nära markytan. Ju mer markytan lutar desto mer gynnas den laterala avrinningen genom en ökad, topografiskt betingad, hydraulisk gradient. Avrinningen styrs som tidigare av den horisontella vattengenomsläppligheten som kan vara 10–100 tals gånger högre än den vertikala. Ofta är moränen skiktad mot djupet med en vattengenomsläpplighet på $1 \cdot 10^{-3}$ – $1 \cdot 10^{-6}$ i översta 0,5 m, och en vattengenoms- läpplighet på $1 \cdot 10^{-7}$ – $1 \cdot 10^{-9}$ under ca 1 m (se figur B2-2).



Figur B2-5 Den maximala grundvattennivån i ett jordlager som funktion av vattengenoms- läppligheten i horisontalled (K^H) och graden av anisotropi (K^H/K^V). Jordlagret dräneras av ytvattendrag 3 m över bergytan med 200 m medelavstånd från varandra. Grundvatten- bildningen till jordlagret är 250 mm/år.



Figur B2-6 Schematisk figur som visar grundvattenströmning i en sluttning med jordmäktigheten d .

Grundvattenflödet per breddmeter (Q_A) i en jordsluttning bestäms av den horisontella vattengenomsläppligheten (K^H), grundvattenytans nivå över berget (d) samt den hydrauliska gradienten (i) enligt formeln (se figur B2-6)

$$Q_A = K^H * d * i$$

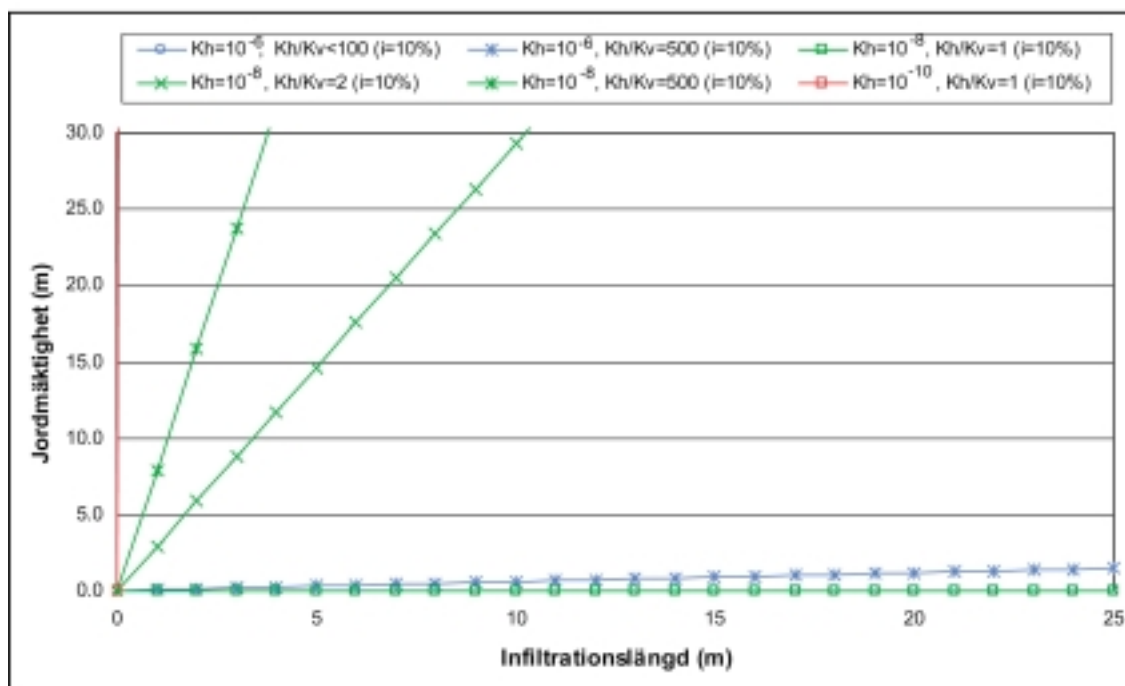
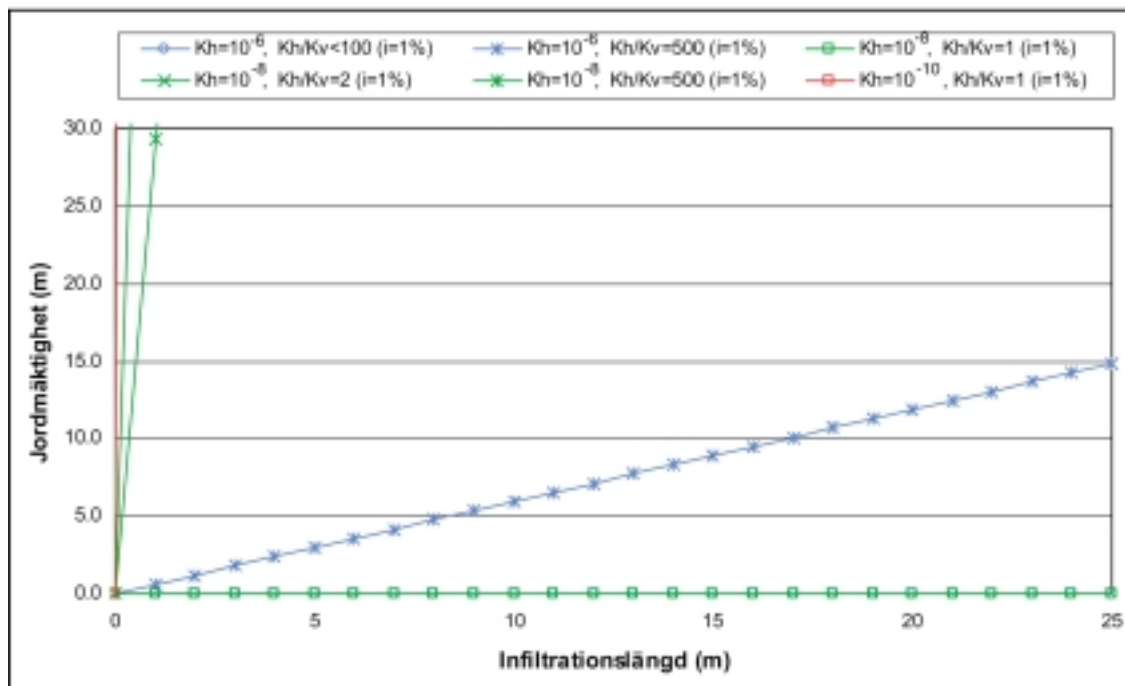
Nettotillförseln av vatten till jorden per breddmeter (Q_T) över en längd (L) av sluttningen då berggrundvattenytan ligger under jordlagret ges av formeln

$$Q_T = L * (R_J - K^V)$$

Den jordmäktighet (d) som kan hållas mättad genom infiltration över längden (L) i en sluttning vid olika vattengenomsläpplighet vertikalt (K^V) och horisontellt (K^H) och varierande hydraulisk gradient (i) ges av formeln

$$d = L * \frac{\left(\frac{R_J}{K^V} - 1\right)}{\frac{K^H}{K^V} * i}$$

Av formeln framgår att den mättade jordmäktigheten är mycket känslig för jordens vertikala vattengenomsläpplighet, då denna närmar sig nettoinfiltrationen ($K^V \gg R_J$) (se figur B2-7). Grundvattennivån är även beroende på eventuellt förekommande skikt och lager i jorden (K^H/K^V).



Figur B2-7 Figuren visar erforderlig infiltrationslängd i en sluttning för att ett jordlager med viss mäktighet skall vara mättat vid olika vattengenomsläpplighet vertikalt (K^V) och horisontellt (K^H) då marklutningen (i) är 1 och 10 %.