

Kärnbränslecykelns slutsteg

Använt kärnbränsle – KBS-3

- I Allmänt
- II Geologi
- III Barriärer
- IV Säkerhet**

Kärnbränslecykelns slutsteg

Använt kärnbränsle –KBS-3

IV Säkerhet

SKBF/KBS

Svensk Kärnbränsleförsörjning AB/Avdelningen för
Kärnkraftsavfallens Behandling och Slutförvaring

INNEHÅLLSFÖRTECKNING FÖR SAMTLIGA VOLYMER

VOL 1	ALLMÄNT
1	INLEDNING
1.1	Bakgrund
1.2	Generella principer
1.3	Rapportens uppläggning
1.4	Underlagsmaterial
2	HANTERINGSGÅNG OCH SLUTFÖRVARETS FUNKTION
2.1	Allmänt
2.2	Hanteringsgång
2.3	Slutförvarets funktion
2.4	Lokaliseringssynpunkter
2.5	Förläggningsdjup
2.6	Flexibilitet och utvecklingsmöjligheter
3	ANVÄNT BRÄNSLE
3.1	Förutsättningar
3.2	Använt kärnbränsle, allmänt
3.3	Beskrivning av referensbränslet
3.4	Radioaktivitet och resteffekt i använt kärnbränsle
3.5	Variationer och osäkerheter i data
4	ANLÄGGNINGAR OCH UTRUSTNINGAR
4.1	Allmänt
4.2	Transportsystem
4.3	Centralt lager för använt bränsle, CLAB
4.4	Inkapslingsstation
4.5	Slutförvar för använt bränsle
4.6	Tidplan
	REFERENSER

VOL II GEOLOGI

- 5 PLATSUNDERSÖKNINGAR
 - 5.1 Bakgrund och syfte
 - 5.2 Omfattning
 - 5.3 Undersökningsprogram
 - 5.4 Undersökningsmetoder
 - 5.5 Databehandling och redovisning

- 6 BERGETS GRUNDVATTENRÖRELSER
 - 6.1 Berggrunden som vattenledande medium
 - 6.2 Mätmetoder
 - 6.3 Beräkningsmodeller
 - 6.4 Förändringar av grundvattenförhållandena på lång sikt

- 7 GRUNDVATTNETS OCH SPRICKSYSTEMENS KEMI
 - 7.1 Kristallint berg som geokemiskt system
 - 7.2 Grundvattenkemi i granitisk berggrund
 - 7.3 Spricksystemens mineralogi och kemi i granitisk berggrund
 - 7.4 Påverkan av yttre faktorer
 - 7.5 Dataunderlag
 - 7.6 Referensdata

- 8 BERGGRUNDENS NATURLIGA FÖRÄNDRINGAR
 - 8.1 Bakgrund och översikt
 - 8.2 Berggrundsutvecklingen och dess tidsramar
 - 8.3 Bergskedjebildning
 - 8.4 Landhöjning
 - 8.5 Blockrörelser och vulkanism
 - 8.6 Jordskalv
 - 8.7 Förskjutningar inom bergblocken
 - 8.8 Mineralisering
 - 8.9 Nedisning

REFERENSER

VOL III SPRIDNING

- 9 BUFFERT- OCH ÅTERFYLLNADSMATERIAL
 - 9.1 Allmänt
 - 9.2 Buffertmaterialets egenskaper
 - 9.3 Buffertmaterialets funktion
 - 9.4 Återfyllningsmaterial
 - 9.5 Pluggning av borrhål och försegling av tunnlar och schakt
 - 9.6 Materialkontroll

- 10 KAPSEL OCH KAPSELKORROSION
 - 10.1 Kapselns funktion
 - 10.2 Materialval
 - 10.3 Tillverkningsteknik och kontroll
 - 10.4 Mekanisk påverkan på kapseln
 - 10.5 Kemisk påverkan på kapseln
 - 10.6 Kapselns livslängd och genombrottens fördelning i tiden

- 11 BRÄNSLE OCH BRÄNSLEUPPLÖSNING
 - 11.1 Bränsleupplösningens betydelse
 - 11.2 Karaktärisering av bränslematrisen och
 nuklidfördelning i bränslet
 - 11.3 Experimentella undersökningar
 - 11.4 Modeller för bränsleupplösning
 - 11.5 Diskussion och slutsatser

- 12 RADIONUKLIDKEMI I GRUNDVATTENMILJÖ
 - 12.1 Aktinidernas kemi
 - 12.2 Klyvningsprodukternas kemi
 - 12.3 Kolloidbildning
 - 12.4 Organiska komplex
 - 12.5 Löslighet
 - 12.6 Sorptionsprocesser
 - 12.7 Radionuklidsorption på geologiska system
 - 12.8 Sorption av kolloidala specier och makromolekyler
 - 12.9 Referensdata

- 13 NUKLIDSPRIDNING I NÄROMRÅDET
 - 13.1 Allmänt
 - 13.2 Transport genom korrosionsprodukter och lerbarriärer
 - 13.3 Konsekvenser av radiolys och vätgasbildning
 - 13.4 Utsläpp av nuklider från närområdet
 - 13.5 Utsläpp från förvar för metalldelar
 - 13.6 Modeller och data
 - 13.7 Referensdata

- 14 NUKLIDSPRIDNING I BERGET
 - 14.1 Allmänt om fördröjningsmekanismer
 - 14.2 Fysikalisk modell
 - 14.3 Verifikation av fysikalisk modell
 - 14.4 Matematisk modell
 - 14.5 Tillförlitligheten av dataunderlaget

- 15 SPRIDNING OCH EXPOSITION I BIOSFÄREN
 - 15.1 Allmänt om betydelsen av spridning i biosfären
 - 15.2 Beskrivning av recipienter och ekologiska mekanismer
 - 15.3 Spridningsprocesser och exponeringsvägar
 - 15.4 Modellprinciper
 - 15.5 Val av beräkningsmodell - BIOPATH
 - 15.6 Databas och osäkerheter
 - 15.7 Långtidsperspektiv på spridningen
 - 15.8 Resultat

- 16 STRÅLDOSER OCH HÄLSOEFFEKTER
- 16.1 Allmänt beträffande dosbelastningen
- 16.2 Dostyper
- 16.3 Databas och beräkningsmodeller
- 16.4 Effekter av joniserande strålning
- 16.5 Referensdata

REFERENSER

VOL IV SÄKERHET

- 17 SÄKERHETSMÄSSIGA PRINCIPER
- 17.1 Allmänna förutsättningar
- 17.2 Kvalitetskrav och kvalitetssäkring
- 17.3 Strålskyddsprinciper
- 17.4 Strålskyddsnormer
- 17.5 Säkerhetsmässiga grunder för bedömning av förvarssystemets funktion

- 18 PLATSSPECIFIKA DATA
- 18.1 Allmänt
- 18.2 Fjällveden
- 18.3 Gideå
- 18.4 Kamlunge
- 18.5 Svartboberget
- 18.6 Resultat från undersökningar i andra områden

- 19 RADIOLOGISK SÄKERHET UNDER DRIFT
- 19.1 Allmänt
- 19.2 Transporter
- 19.3 Centralt lager för använt bränsle, CLAB
- 19.4 Inkapslingsstation
- 19.5 Hantering vid slutförvaret
- 19.6 Sammanfattning

- 20 DET SLUTNA FÖRVARETS SÄKERHET
- 20.1 Allmänt
- 20.2 Troligt händelseförlopp
- 20.3 Grundvattenomsättning i berg och buffert
- 20.4 Kapsellivslängd
- 20.5 Frigörelse av radioaktiva ämnen
- 20.6 Nuklidtransport i geosfären
- 20.7 Biosfärsspridning och dosberäkning
- 20.8 Sammanfattning

- 21 MISSÖDEN OCH EXTREMA HÄNDELSER
- 21.1 Allmänt
- 21.2 Berggrunds rörelser
- 21.3 Kriticitet i slutförvaret
- 21.4 Krigshandlingar och sabotage
- 21.5 Inträngning i förvaret
- 21.6 Övrigt

- 22 SAMMANFATTANDE SÄKERHETSBEDÖMNING
- 22.1 Allmänt
- 22.2 Säkerheten i hanteringskedjan
- 22.3 Slutförvarets långsiktiga säkerhet
- 22.4 Slutsatser

REFERENSER

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

VOLYM IV SÄKERHET

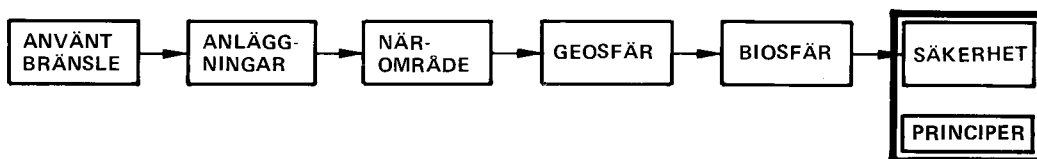
17	SÄKERHETSMÄSSIGA PRINCIPER	17:1
17.1	Allmänna förutsättningar	17:1
17.2	Kvalitetskrav och kvalitetssäkring	17:2
17.3	Strålskyddsprinciper	17:3
17.4	Strålskyddsnormer	17:3
17.4.1	Internationellt rekommenderade dosgränser	17:3
17.4.2	Svenska normer och riktlinjer avseende stråldoser	17:4
17.4.3	Föreskrifter för radiologiskt arbete m m	17:4
17.5	Säkerhetsmässiga grunder för bedömning av förvarssystemets funktion	17:5
18	PLATSSPECIFIKA DATA	18:1
18.1	Allmänt	18:2
18.2	Fjällveden	18:3
18.2.1	Läge och topografi	18:3
18.2.2	Berggrundsgeologi	18:4
18.2.3	Sprickzoner	18:5
18.2.4	Bergmassans sprickighet	18:7
18.2.5	Hydrologi, meteorologi och recipientförhållanden	18:9
18.2.6	Berggrundens vattengenomsläpplighet	18:10
18.2.7	Grundvattenkemi	18:11
18.2.8	Tillgängligt utrymme för ett slutförvar	18:12
18.2.9	Modellberäkningar	18:14
18.2.10	Sammanfattande synpunkter	18:16

18.3	Gideå	18:16
18.3.1	Läge och topografi	18:16
18.3.2	Berggrundsgeologi	18:17
18.3.3	Sprickzoner	18:18
18.3.4	Bergmassans sprickighet	18:20
18.3.5	Hydrologi, meteorologi och recipientförhållanden	18:22
18.3.6	Berggrundens vattengenomsläpplighet	18:24
18.3.7	Grundvattenkemi	18:25
18.3.8	Tillgängligt utrymme för ett slutförvar	18:26
18.3.9	Modellberäkningar	18:27
18.3.10	Sammanfattande synpunkter	18:28
18.4	Kamlunge	18:29
18.4.1	Läge och topografi	18:29
18.4.2	Berggrundsgeologi	18:30
18.4.3	Sprickzoner	18:31
18.4.4	Bergmassans sprickighet	18:34
18.4.5	Hydrologi, meteorologi och recipientförhållanden	18:35
18.4.6	Berggrundens vattengenomsläpplighet	18:37
18.4.7	Grundvattenkemi	18:37
18.4.8	Tillgängligt utrymme för slutförvar	18:39
18.4.9	Modellberäkningar	18:41
18.4.10	Sammanfattande synpunkter	18:42
18.5	Svartboberget	18:43
18.5.1	Läge och topografi	18:43
18.5.2	Berggrundsgeologi	18:45
18.5.3	Sprickzoner	18:45
18.5.4	Bergmassans sprickighet	18:48
18.5.5	Hydrologi, meteorologi och recipientförhållanden	18:49
18.5.6	Berggrundens vattengenomsläpplighet	18:49
18.5.7	Grundvattenkemi	18:50
18.5.8	Modellberäkningar	18:53
18.5.9	Sammanfattande synpunkter	18:53
18.6	Resultat från undersökningar i andra områden	18:55
18.6.1	Omfattning	18:55
18.6.2	Hydraulisk sprickfrekvens i Finnsjön och Sternö	18:56
18.6.3	Kinematisk porositet i Finnsjön och Studsvik	18:56
18.6.4	Hydrogeologisk modellberäkning av grundvattenförhållandena i Finnsjön	18:56
19	RADIOLOGISK SÄKERHET UNDER DRIFT	19:1
19.1	Allmänt	19:1
19.2	Transporter	19:2
19.3	Centralt lager för använt bränsle, CLAB	19:3
19.3.1	Radiologisk påverkan från normaldrift och missöden	19:3
19.3.2	Långtidsförvaring av använt bränsle i vattenbassänger	19:3

19.4	Inkapslingsstation	19:5
19.4.1	Mottagningsdelen	19:5
19.4.2	Inkapsling i svetsade kopparkapslar	19:5
19.4.3	Inkapsling innefattande het isostatisk pressning av kopparkapsel	19:7
19.4.4	Cementingjutning av bränsleboxar	19:7
19.5	Hantering vid slutförvaret	19:7
19.6	Sammanfattning	19:8
20	DET SLUTNA FÖRVARETS SÄKERHET	20:1
20.1	Allmänt	20:1
20.1.1	Syfte	20:1
20.1.2	Säkerhetsredovisningens uppläggning	20:2
20.1.3	Beräkningsgång	20:2
20.1.4	Val av beräkningsfall	20:4
20.1.5	Säkerhetsmarginaler	20:5
20.2	Troligt händelseförlopp	20:7
20.2.1	Kapsellivslängd	20:7
20.2.2	Mängden radioaktiva ämnen	20:7
20.2.3	Upplösning av bränsle	20:7
20.2.4	Slutsatser och diskussion	20:8
20.3	Grundvattenomsättning i berg och buffert	20:8
20.3.1	Allmänt	20:8
20.3.2	Bergets vattenflöde	20:9
20.3.3	Bentonitbuffertens funktion	20:10
20.3.4	Sammanfattning	20:14
20.4	Kapsellivslängd	20:14
20.4.1	Förutsättningar	20:14
20.4.2	Resultat	20:15
20.4.3	Initial kapselskada	20:16
20.4.4	Sammanfattning	20:16
20.5	Frigörelse av radioaktiva ämnen	20:16
20.5.1	Allmänt	20:16
20.5.2	Bränsleupplösning	20:17
20.5.3	Masstransport genom bufferten	20:19
20.5.4	Nuklidfrigörelse från redoxfronten	20:20
20.5.5	Nuklidfrigörelse ur förvaret för metalldelar	20:23
20.6	Nuklidtransport i geosfären	20:25
20.6.1	Förutsättningar	20:25
20.6.2	Data	20:26
20.6.3	Resultat	20:27
20.6.4	Diskussion	20:30

20.7	Biosfärsspridning och dosberäkning	20:31
20.7.1	Förutsättningar	20:31
20.7.2	Beräkningsresultat och diskussion	20:31
20.8	Sammanfattning	20:34
21	MISSÖDEN OCH EXTREMA HÄNDELSER	21:1
21.1	Allmänt	21:1
21.2	Berggrunds rörelser	21:1
21.3	Kriticitet i slutförvaret	21:2
21.4	Krigshandlingar och sabotage	21:4
21.5	Inträngning i förvaret	21:5
21.6	Övrigt	21:6
22	SAMMANFATTANDE SÄKERHETSBEDÖMNING	22:1
22.1	Allmänt	22:1
22.2	Säkerheten i hanteringskedjan	22:1
22.3	Slutförvarets långsiktiga säkerhet	22:2
22.3.1	Tidsperspektivet	22:2
22.3.2	Förvaringsplatsen	22:2
22.3.3	Säkerheten	22:3
22.4	Slutsatser	22:4
	REFERENSER	R:1

17 SÄKERHETSMÄSSIGA PRINCIPER



Detta kapitel behandlar de principer som lagts till grund för bedömningen av hanterings- och slutförvaringssystemens säkerhet.

17.1 ALLMÄNNA FÖRUTSÄTTNINGAR

Ur gällande lagstiftning kan följande grundprinciper för slutförvaring av använt kärnbränsle härledas.

- En mycket hög grad av långsiktig säkerhet krävs.
- Erforderliga åtgärder skall kunna genomföras med största möjliga nationella oberoende.
- Bördor på kommande generationer skall undvikas.

Dessa grundprinciper leder till

- att säkerhetsnivån vid hantering och slutförvaring av använt kärnbränsle skall ligga inom de gränser som anges i nationella och internationella normer och rekommendationer
- att det totala systemets långtidssäkerhet skall bygga på flera av varandra oberoende barriärer, så att den totala säkerheten inte äventyras vid eventuella brister hos en av barriärerna
- att säkerhetsfunktionen hos varje barriär bör bedömas försiktigt
- att utformning och dimensionering av slutförvaret måste grundas på kunskaper om tänkbara lokaliseringsplatser i Sverige och på en teknologi som är tillgänglig inom landet
- att slutförvarets säkerhet på lång sikt inte får baseras på övervakning och möjligheter att vidta åtgärder i det till slutna förvaret

- att slutförvaret på både kort och lång sikt inte väsentligt skall förändra de naturliga strålningsförhållandena i regionen.

I vissa länder diskuteras för närvarande möjligheten att fastlägga kvantitativa acceptanskriterier avseende enskilda barriärer eller barriärgrupper. Se /17-1/. Sådana kriterier kan formuleras som minsta livslängd på kapsel, minsta transporttid för grundvattnet, högsta läckage från förvaret till geosfären etc. Någon liknande ansats har inte gjorts i KBS-arbetet, då ett sådant förfaringssätt skulle leda till att man förlorar möjligheten att värdera och optimera totalfunktionen hos ett studerat barriärsystem i sin helhet. I nuvarande skede påvisas säkerheten bäst genom att visa att någon kombination av barriärer på någon plats med marginal erbjuder möjligheter till en slutförvaring med acceptabelt låg påverkan på omgivningen.

Arbetarskyddsfrågorna bevakas genom förhandsgranskning av de hanteringsmoment som skall utföras och de system som utnyttjas för hanteringen, men framför allt genom uppföljning av den faktiska verksamheten sedan anläggningen tagits i drift. Skyddet för allmänheten och omgivningen påverkas av de utsläpp/utläckage som kan ske från anläggningen både under driftskedet och efter förslutningen. Under driftskedet finns det möjlighet att kontinuerligt påverka utsläppssituationen genom olika aktiva åtgärder.

Sedan anläggningen förslutits upphör dock i princip möjligheterna att påverka utläckaget. Detta påverkar naturligtvis grunden för säkerhetsbedömningarna. Diskussioner kring dessa frågor pågår inom flera internationella organ. Ännu har dock inga speciella regelsystem utarbetats för långtidsförvaringen.

17.2 KVALITETSKRAV OCH KVALITETSSÄKRING

Betydelsen av olika materialegenskaper och materialens beständighet har behandlats i tidigare kapitel, främst 9, 10 och 11, där även kvalitetskontrollen belysts. Syftet med denna kontroll är att skapa visshet om att inga avvikelser från den önskade kvaliteten, som i väsentlig grad kan nedsätta säkerhetsfunktionen, förekommer. Ett systematiskt program för kvalitetsstyrning, av den typ som tillämpas inom kärnkrafttekniken, kommer att tillämpas även för konstruktion, tillverkning och byggande av de olika delarna i förvarssystemet.

För de behandlade anläggningarna kommer det konventionella arbetarskyddet att vara av stor vikt likaväl som skyddet mot joniserande strålning. För byggandet och driften finns en omfattande erfarenhet från liknande arbeten i gruvor, kraftverk och mekanisk industri, där föreskrifter och etablerade former för arbetarskyddet föreligger. Dessa frågor behandlas därför inte här.

17.3 STRÅLSKYDDSPRINCIPER

För de radiologiska arbetarskyddsfrågorna finns väl förankrade internationella rekommendationer, främst från den internationella strålskyddskommissionen (ICRP) och ett nationellt regelsystem uppbyggt av Statens Strålskyddsinstitut (SSI).

Internationell enighet råder om principerna för att skydda människor för effekter av strålning. Både nationella myndigheter och internationella organisationer tillämpar följande principer:

- Ingen verksamhet som medför stråldos skall accepteras förrän den kan visas innebära större fördelar än nackdelar ur samhällets synpunkt.
- Ingen individ skall erhålla stråldoser som överskrider av ICRP rekommenderade dosgränser.
- Alla stråldoser skall hållas så låga som kan anses rimligt med hänsyn till ekonomiska och samhälleliga överväganden (ALARA-principen).

Ännu finns dock inga riktlinjer för hur dessa principer skall tillämpas när det gäller långlivat radioaktivt avfall med en potential till radiologiska verkningar långt in i framtiden.

17.4 STRÅLSKYDDSNORMER

17.4.1 Internationellt rekommenderade dosgränser

ICRPs rekommendationer avser att begränsa somatiska effekter hos individen, ärftliga effekter i de närmaste generationerna och ärftliga och somatiska effekter inom befolkningen som helhet.

ICRP ger följande rekommendationer avseende högsta tillåtna stråldos (förutom bakgrundsstrålning och planerad bestrålning i medicinskt syfte).

Personal i radiologiskt arbete	50 mSv/år
Mest belastad grupp bland allmänheten	
- Avseende tillfällig exponering	5 mSv/år
- Avseende långtidsexponering	1 mSv/år

17.4.2 Svenska normer och riktlinjer avseende stråldoser

Statens Strålskyddsinstitut tillämpar de internationella rekommendationerna givna av ICRP. Därutöver har SSI angett följande målsättning för konstruktion av kärnkraftanläggningar /17-2/. "Anläggningarna skall konstrueras med målsättningen att summan av alla dosbidrag avseende viktad (effektiv) dosekvivalent-inteckning bör underskrida 0,1 mSv/år till den mest belastade gruppen bland allmänheten."

SSI har vidare angett att 0,5 mSv inte bör överskridas vid den faktiska driften av anläggningen.

Vid bedömningen av övriga steg i kärnkraftcykeln kräver SSI en optimering av strålskyddsinsatserna i den betydelse, som internationella strålskyddskommissionen (ICRP) framfört i sin publikation nr 26, dvs man skall visa att stråldoserna inte kan reduceras ytterligare med rimliga insatser.

En förutsättning för att en sådan optimering skall vara meningsfull är, att man kan göra en realistisk beräkning av skillnaden i de totala hälsokonsekvenserna från olika slutdeponeringsalternativ. Dessa hälsokonsekvenser ("detrimentet" av verksamheten, enligt den terminologi, som används av ICRP och av strålskyddsinstitutet) kan anses vara proportionella mot den totala kollektivdosinteckningen från slutförvaret.

Vid användning av kollektivdosbegreppet vid slutförvaring av använt kärnbränsle möter dock speciella problem, genom att avfallet innehåller radioaktiva ämnen med lång livslängd. Detta medför att kollektivdosinteckningen kan bli stor utan att någon individ utsätts för nämnvärda stråldoser eller att någon framtida generation utsätts för påtaglig risk. Därutöver ges doserna i hög utsträckning av sådana radioaktiva ämnen i kärnbränslet, som ursprungligen fanns redan i det naturliga uran varav bränslet tillverkades. Inga riktlinjer för bedömning av sådana frågor finns idag.

Det finns inte heller några normer för hur doskonsekvenserna av osannolika händelser skall bedömas. Internationellt har diskuterats möjligheten att vid bedömningen väga in sannolikheten för att situationen uppstår.

17.4.3 Föreskrifter för radiologiskt arbete m m

SSI utfärdar föreskrifter och villkor för radiologiskt arbete i Sverige. Då hanteringen av det använda bränslet för en slutlig förvaring är likartad med den vid kärnkraftstationer och CLAB har det förutsatts att föreskrifterna i stort kommer att överensstämma med föreskrifterna för dessa anläggningar.

För transport av radioaktiva ämnen gäller speciella bestämmelser baserade på rekommendationer angivna av IAEA. /17-3/

Speciella bestämmelser gäller också för skydd mot radon i underjordsanläggningar. /17-4/

17.5 SÄKERHETSMÄSSIGA GRUNDER FÖR BEDÖMNING AV FÖRVARSSYSTEMETS FUNKTION

Förvarssystemet har utformats för att i första hand uppfylla de krav som ställts från strålskyddssynpunkt och som syftar till skydd mot strålskador.

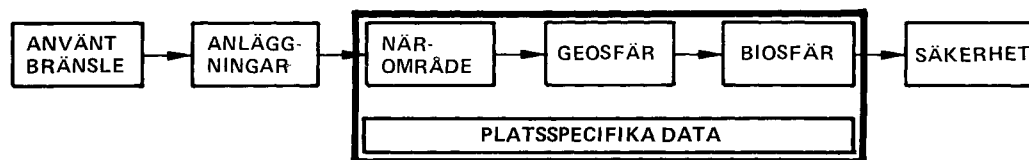
Vid bedömningen av slutförvaringen bör man även beakta att radioaktiva ämnen förekommer i naturen och att joniserande strålning från dessa är en del av människans naturliga miljö. Den naturliga bakgrundsstrålningen varierar i Sverige mellan 0,7 och 1,4 m Sv/år. På vissa platser utomlands förekommer naturliga strålningsnivåer som mer än tiofalt överskrider dessa värden. Av särskilt intresse i detta sammanhang är förekomsten av sådana naturligt radioaktiva ämnen i vatten, som även kan förekomma i utsläppen från slutförvaret.

Följande riktlinjer har här använts för bedömningen av om förvarssystemet kan betraktas som acceptabelt säkert

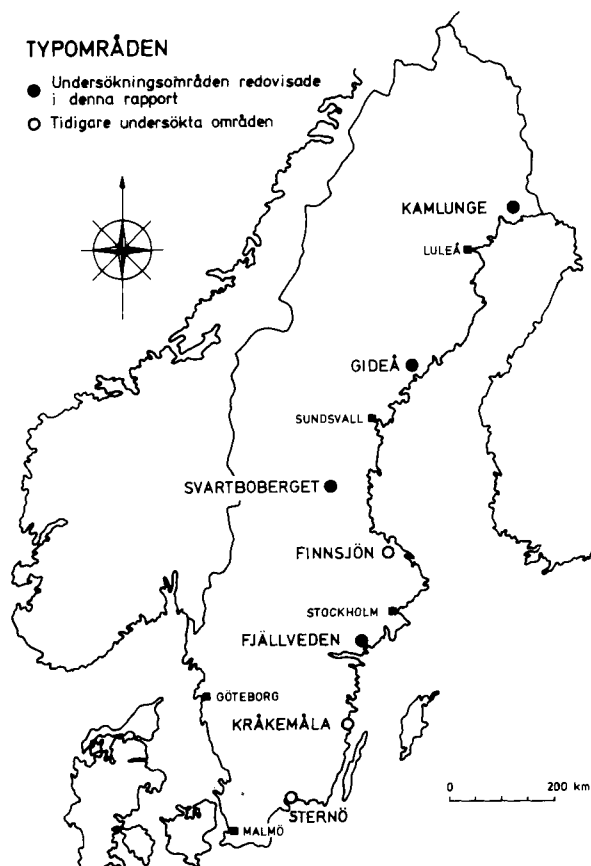
- Det förväntade bidraget till stråldosen till den mest belastade gruppen skall underskrida SSI's konstruktionsmålsättning för kärnkraftanläggningar 0,1 mSv/år.
- Förvarets bidrag till stråldosen till den mest belastade gruppen bland de kringboende skall även vid mycket ogynnsamma förhållanden underskrida det av ICRP rekommenderade gränsvärdet 1 mSv/år.
- Slutförvaret skall inte på ett väsentligt sätt förändra den naturliga strålningsmiljön i förvarets omgivningar.

Kollektivdoser redovisas i illustrerande syfte, men har inte tillskrivits något värde för konsekvensjämförelser eftersom förvarssystemet inte optimerats.

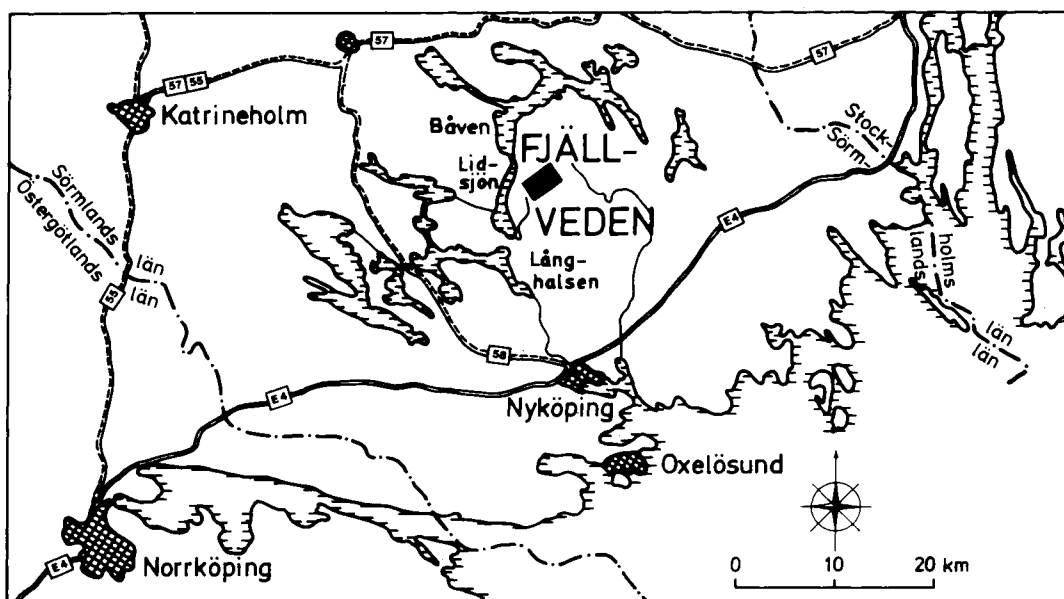
18 PLATSSPECIFIKA DATA



I detta kapitel redovisas geologiska, hydrologiska och kemiska data från typområdena Fjällveden, Svartboberget, Gideå och Kam-lunge. Framtagna data ligger till grund för beräkningar av grundvattenförhållanden inom respektive område. Områdenas allmänna karaktär beträffande klimat, hydrologi, markförhållanden, vegeta-tion och recipientförhållanden har beskrivits. Dessutom redovi-sas vissa resultat från undersökningar i andra områden. Områ-denäs läge framgår av figur 18-1.



Figur 18-1. Undersökta områden



Figur 18-2. Översiktskarta över typområdet Fjällveden.

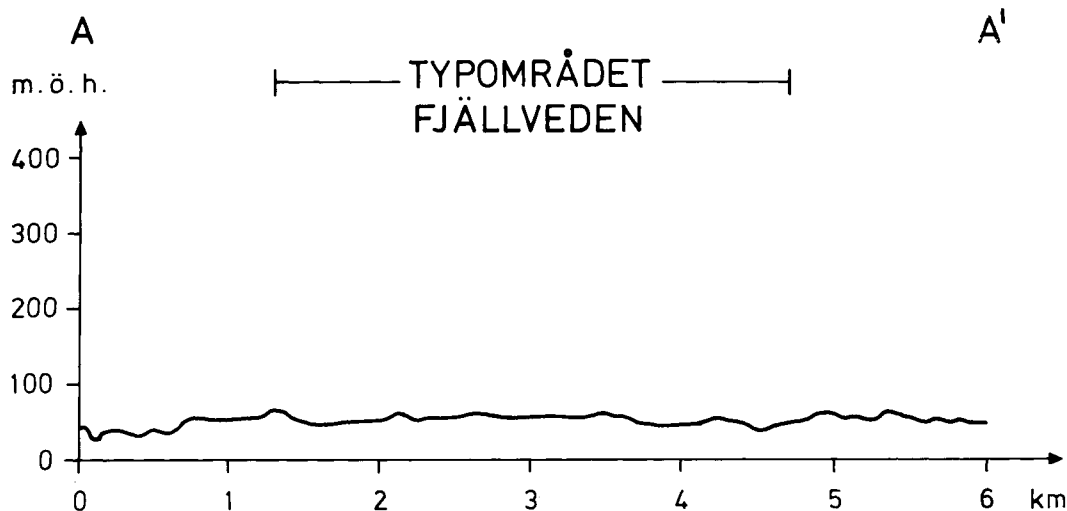
18.1 ALLMÄNT

I kapitel 5 redovisas det generella programmet för geologiska, hydrologiska och geokemiska undersökningar som genomförts inom respektive typområde. Varje typområde har specifika förhållanden vad avser bergarter, sprickzoner, hydrologi, och grundvattnenkemi. Omfattningen av utförda undersökningar har därför varierat mellan områdena.

De platsspecifika data som redovisas för typområdena Fjällveden, Gideå, Kamlunge och Svartboberget omfattar de uppgifter som erfordras för modellberäkningar av grundvattenförhållanden samt för en schematisk inplacering av ett tänkt slutförvar. Dessa data är:

- topografiska förhållanden
- bergarter och malmineraliseringar
- regionala och lokala sprickzoner
- sprickfrekvenser
- hydraulisk konduktivitet i olika bergarter och sprickzoner
- grundvattnets kemiska förhållanden.

Förvaret skall placeras i bergmassan mellan förekommande sprickzoner. Avståndet till närmaste sprickzon eller parti av bergar-



Figur 18-3. Topografisk profil genom typområdet Fjällveden. Profilens läge framgår av fig 18-4.

ter med hög hydraulisk konduktivitet, det så kallade respektavståndet, har valts till ca 100 m. Beroende på avståndet mellan förekommande sprickzoner kan förvaret utformas i ett eller flera plan.

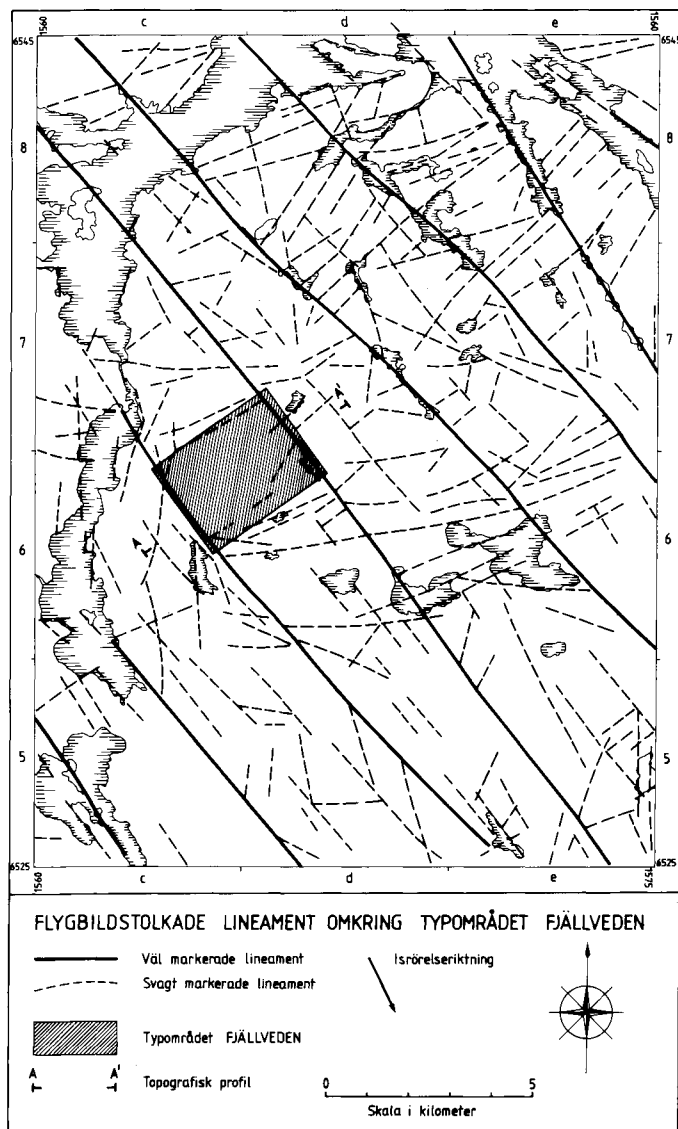
18.2 FJÄLLVEDEN

18.2.1 Läge och topografi

Typområdet Fjällveden är beläget ca 80 km sydväst om Stockholm och ca 20 km nordnordväst om Nyköping, se figur 18-2. Denna del av Södermanland kännetecknas av en flack topografi med mindre sprickdalar i företrädesvis nordvästlig riktning. Typområdet Fjällveden ligger mellan två sådana sprickdalar. Avståndet mellan dessa är 3 km. Höjdskillnaderna inom området är små. Den högsta punkten i Fjällveden ligger på 76 m ö h medan dalgångarna på ömse sidor ligger på 40 m ö h. Områdets topografi framgår av figur 18-3.

Området är skogbevuxet omväxlande med mindre myrar. Jordarten är företrädesvis morän, i mindre sänkor vanligen överlagrad av leror. Cirka 10% av området utgörs av häll.

Ett 2,7 x 3,7 km stort område inom Fjällveden inklusive de nämnda två sprickdalarna, se figur 18-4, har detaljundersökts. Resultaten från dessa undersökningar finns redovisade i /18-1/.



Figur 18-4. Flygbildstolkade lineament i området kring Fjällveden.

18.2.2 Berggrundsgeologi

Huvudbergarten inom typområdet Fjällveden är ådergnejs. Bergarten har bildats genom omvandling av sand och lerlager vid högt tryck och hög temperatur till det utseende och sammansättning bergarten har i dag. Denna omvandling är ca 1 800 miljoner år gammal /18-2/ och innebar att berggrunden delvis smältes upp och nya mineralkombinationer bildades (migmatisering). Bergarten karakteriseras av ådror, sliror och andra oregelbundna kroppar med varierande mineralsammansättning. Dessa ådror och sliror har i allmänhet nordostlig strykning, samt står vanligtvis vertikalt.

Huvudmineralen i ådergnejsen är kvarts 50%, kalifältspat 25%, biotit 15% och plagioklas 10%. I ådergnejsen förekommer sulfidmi-

neral, vanligtvis magnetkis och svavelkis, som små mineralanhopningar eller sprickfyllnader. Malmineral förekommer i så låga halter att området inte kan bli föremål för gruvdrift. Exempelvis är det högsta analysvärdet på koppar 0,01%.

Inom området förekommer även mindre kroppar av en mörk basisk bergart, amfibolit. Dessa uppträder som utdragna band i ådergnejsen parallellt med gnejsens struktur.

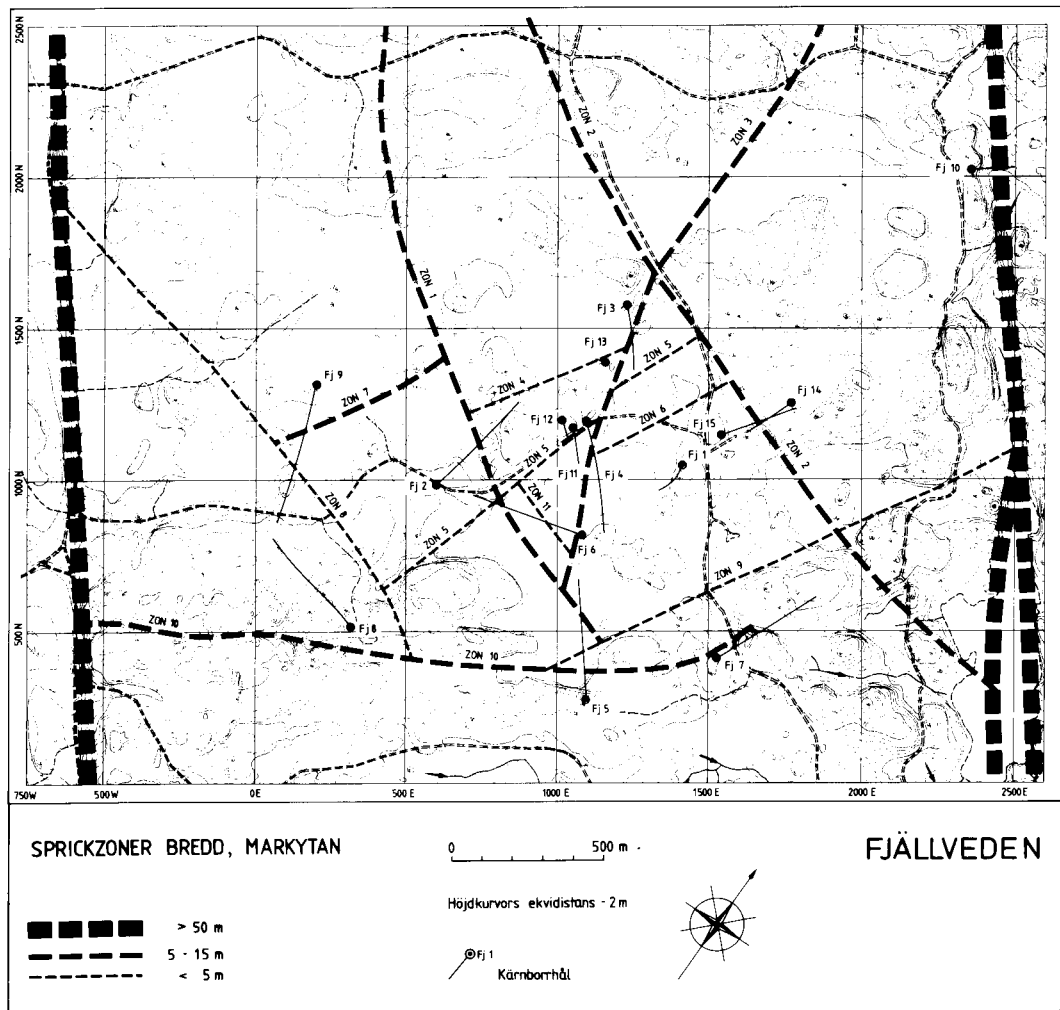
Gnejsgranit förekommer i ett större sammanhängande parti i områdets nordvästra del samt i ett mindre parti i dess sydvästra del. Bergarten benämns i äldre litteratur urgranit. Denna bergart har påverkats av den omvandling och deformation som även påverkat ådergnejserna. Gnejsgranit har påträffats på 27 ställen i borrhålen från borrhålen Fj 1-Fj 13 där den förekommer som vertikala smala lager parallella med gnejsens struktur. Bredden varierar från någon decimeter till ca femton meter. Lagren har en större uthållighet i horisontell än i vertikal led. Av en sammanlagd borrhånelängd på 7 334 m upptar gnejsgranit totalt 179 m (2,4%).

18.2.3 Sprickzoner

Totalt har borrhning av 15 kärnborrhål och 49 hammarborrhål utförts i Fjällveden. En sammanställning av kärnborrhålens lutning och längd ges i tabell 18-1. Kärnborrhålens läge framgår av figur 18-5.

Tabell 18-1. Sammanställning av kärnborrhålens lutning och längd i Fjällveden.

Kärnborrhål	Lutning i grader från horisontalplan	Borrhåls-längd (m)	Borrhåls-djup (m)
Fj 1	85	711,4	695
Fj 2	60	700,7	575
Fj 3	60	426,1	370
Fj 4	60	700,5	585
Fj 5	60	700,4	570
Fj 6	60	702,6	590
Fj 7	60	760,4	660
Fj 8	60	731,8	615
Fj 9	50	700,4	520
Fj 10	45	199,0	140
Fj 11	60	250,6	211
Fj 12	60	150,4	130
Fj 13	80	151,3	146
Fj 14	60	350,1	298
Fj 15	50	355,4	275



Figur 18-5. Sprickzonernas lägen i markytan inom typområdet Fjällveden.

Fjällveden begränsas i sydväst och nordost av regionala sprickzoner, se figur 18-4. Dessa sprickzoner uppträder regelbundet med ett inbördes avstånd av 2,5 - 3 km. I zonerna förekommer bergarter som varit uppkrossade men som nu är hopläkta (myloniter och breccior) samt uppkrossade och leromvandlade partier. Den regionala sprickzonen nordost om Fjällveden är 80-90 m bred och lutar ca 75 grader mot sydväst, dvs in mot typområdet. Sprickzoner av liknande karaktär har iakttagits i samband med kartering av det geologiska kartbladet Nyköping SO /18-2/. Förekomst av diabaser i dessa sprickzoner visar att zonerna är mer än 1 200 miljoner år gamla.

De regionala sprickzonerna begränsar ett ca 9 km² stort block, en så kallad bergplint. Inom denna förekommer lokala sprickzoner

av mindre bredd och uthållighet. Dessa zoner har visat sig ha såväl begränsad kontinuitet som liten kontrast gentemot omgivande bergmassa med avseende på vattengenomsläppande förmåga. Avstånden mellan dessa zoner är 300 - 900 m, se figur 18-5. Indikationer på lokala sprickzoner som erhållits från geofysiska markundersökningar och från topografiska förhållanden har undersökts med hammarborrhål. Endast i några få fall har dessa indikationer på sprickzoner visat sig vara sprickzoner i borrhålen. Indikationerna har istället berott på störningar från elektriskt ledande leror eller olika lager i gnejsen med varierande vittring. Inga horisontella sprickzoner har observerats inom området.

De påvisade sprickzonerna inom den centrala delen av Fjällveden har genomborrats med kärnborrhål på sammanlagt 21 olika ställen. Sprickzonernas bredd varierar från 0,2 till 14 meter med en medelbredd på 5 meter. Sprickzonernas bredd har bestämts i borrhålet från den punkt, där sprickfrekvensen ökar markant till den punkt, där den återgår till sitt normala värde. För att beräkna sprickzonens verkliga bredd har därefter en korrigering gjorts för borrhålets vinkel gentemot sprickzonen.

Inom de lokala sprickzonerna finns partier med breccierat, vitt-rat och leromvandlat berg. Vanligt förekommande sprickmineral är kalcit, kaolinit, klorit och illit. Uppkrossade partier i sprickzonerna har till stor del blivit tätade genom att lermineral bildats. En översiktlig sammanställning av sprickzonerna redovisas i tabell 18-2.

18.2.4 Bergmassans sprickighet

Bergmassans sprickighet har karterats dels på hällområden dels på borrhärdar. Sprickorna observerade på ytan har två huvudriktningar, nordost och nordväst, dvs parallellt med och vinkelrätt mot gnejsens struktur. Frekvensen sprickor längre än 0,5 meter på hällarna är 0,9 sprickor/meter.

Sprickfrekvensens variation med djupet i bergmassan mellan sprickzonerna visas i figur 18-6. Redovisade data utgör medelvärden från samtliga kärnborrhål. Ådergnejs och gnejsgranit har likartad sprickfrekvens.

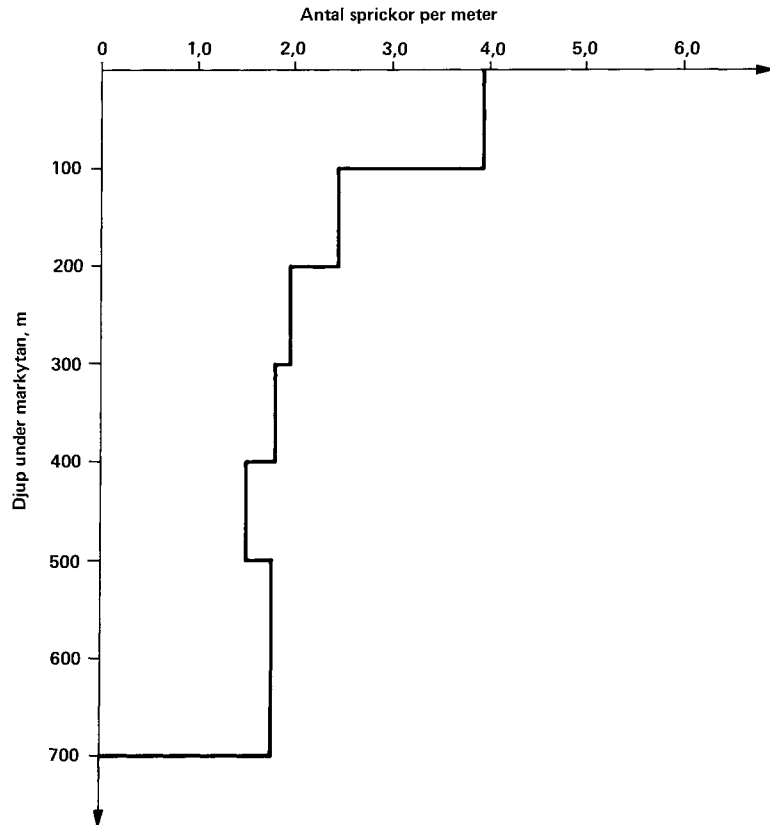
Sprickfrekvensen är högst i de två översta 100 m:s intervallen. Djupare ned i bergmassan är sprickfrekvensen 1,8 sprickor/m. Borrhärdans högre sprickfrekvens jämfört med hällmätningarna beror på att frekvensen av horisontella sprickor underskattas vid hällkarteringen. I borrhärdans sprickfrekvens ingår dessutom samtliga sprickor oavsett längd till skillnad från hällkarteringen där sprickor kortare än 0,5 meter ej medräknats.

Ett vanligt sprickmineral även i bergmassan är kaolinit. Den utbredda förekomsten av detta mineral tyder på att Fjällvedens

Tabell 18-2. Sammanställning av sprickzoner i Fjällveden.

Sprickzon	Påträffad i borrhålen (m)	Stupning (grader)	Verklig bredd (m)	K-värde (m/s)
1	Fj 2 (340-354)	90	7	3×10^{-9}
	Fj 6 (479-486)	90	3	8×10^{-10}
	Fj 5 (469-473)	90	1	2×10^{-9}
2	Fj 14 (115-134)	80 NO	12	ej mätt
	Fj 15 (304-321)	80 NO	9	ej mätt
3	Fj 3 (150-175)	90	5	3×10^{-7}
	Fj 4 (140-192)	90	10	1×10^{-7}
	Fj 6 (37- 59)	90	11	ej mätt
4	Fj 2 (596-600)	80 SO	1	7×10^{-9}
5	Fj 4 (61- 63)	80 NV	1	1×10^{-6}
	Fj 6 (610-611)	80 NV	0,5	1×10^{-11}
	Fj 11 (64- 66)	80 NV	1	ej mätt
	Fj 12 (99-101)	80 NV	1	ej mätt
6	Fj 1 (674-676)	75 SO	0,2	1×10^{-10}
7	Fj 9 (110-130)	60 NV	14	2×10^{-8}
8	Fj 9 (424-433)	90	4,5	5×10^{-9}
9	Fj 5 (173-185)	75 SO	5	5×10^{-7}
	Fj 7 (685-731)	75 SO	5	1×10^{-10}
10	Fj 5 (96-102)	70 SO	5	2×10^{-9}
	Fj 7 (53- 89)	70 SO	6	ej mätt
11	Fj 6 (245-256)	90	3	ej mätt
Regionala östra zonen	Fj 10 (70-165)	75 SV	90	1×10^{-6}
Regionala västra zonen	-	75 SV*	90*	-

* Beräknad från geofysiska observationer.



Figur 18-6. Sprickfrekvensen i bergmassan inom typområdet Fjällveden.

grundvatten har eller har haft kemiska egenskaper som gynnat omvandling (vittring) av mineralet plagioklas till kaolinit.

18.2.5 Hydrologi, meteorologi och recipientförhållanden

Fjällveden ligger på vattendelaren mellan Nyköpingsåns flodområde i väster och Svärtaåns i öster. Dessa båda åar mynnar efter 20 km i Östersjön. Utanför området finns ett flertal större sjöar. I de två begränsande sprickdalgångarna återfinns sjöarna Ålskäggen (0,13 km²), Sågsjön (0,18 km²) och Morpasjön (0,4 km²).

Morpasjön tillhör Nyköpingsåns avrinningsområde och har ett tillrinningsområde av 4,5 km². Den teoretiska vattenomsättningstiden, beräknad som sjövolymen dividerat med tillrinningen, är 3,5 år. Övriga nedströms belägna större sjöar i Nyköpingsåns avrinningsområde har en teoretisk omsättningstid av cirka 5 månader. Vid Nyköpingsåns utlopp i Stadsfjärden är omsättningstiden cirka 8 dygn.

Områdets läge på vattendelaren innebär att det utgör ett inströmningsområde för grundvatten. Lågpartier inom området utgör lokala utströmningsområden för ytligt grundvatten /18-1/. Morpasjön

utgör den första större recipienten för yt- och grundvatten i Fjällveden. De naturliga halterna av uran och radium i sjön framgår av tabell 18-3.

Medelnederbörden inom Fjällveden är 650 mm/år. Av nederbörden faller 20% som snö. Avdunstningen är beräknad till 450 mm/år /18-3, 18-4/. Avrinningen är beräknad till 200 mm/år ($6,3 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$). Denna mängd utgör den maximala grundvattenbildningen inom området. Enligt /18-5/ kan grundvattenbildningen inom ett lera-hällmoränområde uppskattas till 10-20% av årsnederbörden, dvs 65-130 mm/år för Fjällveden.

Tabell 18-3. Uppmätta koncentrationer av uran och radium vid Morpasjön.

	Uran	Radium	Sort
sediment	200	100	Bq kg ⁻¹
sjövattnen	0,005	< 0,004	Bq l ⁻¹
jord	750	70	Bq kg ⁻¹

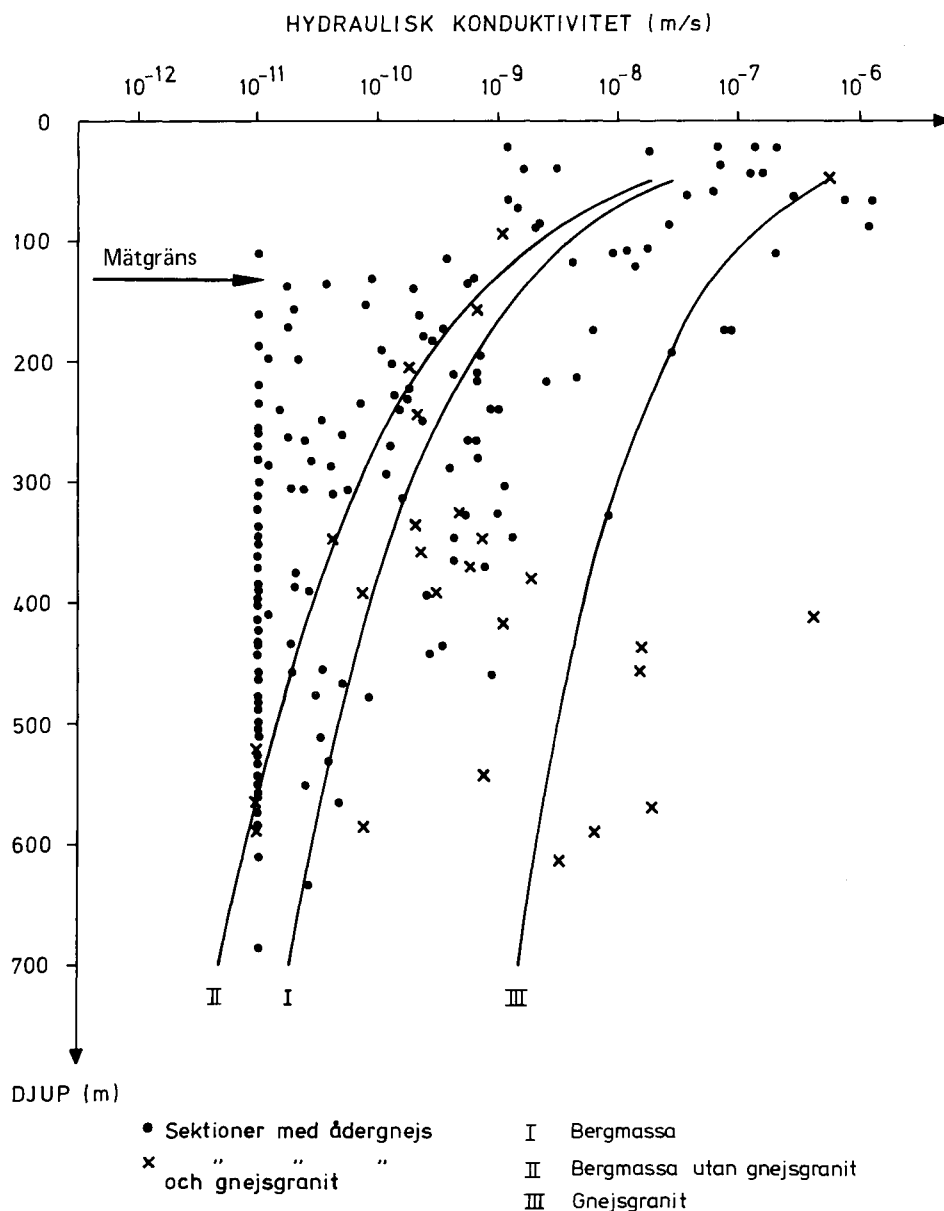
18.2.6 Berggrundens vattengenomsläpplighet

Berggrunden i Fjällveden har uppdelats i olika hydrauliska enheter (kapitel 16) enligt följande:

- Regionala sprickzoner, 2 st
- Lokala sprickzoner, 11 st
- Bergmassa

De regionala och lokala sprickzonernas läge framgår av figur 18-5. Den hydrauliska konduktiviteten, K, har mätts i sammanlagt 219 st 25 m:s sektioner och 61 st 5 eller 10 m:s sektioner i borrhålen Fj 1 - Fj 9. Dessutom har den hydrauliska konduktiviteten i områdets östra regionala zon bestämts genom mätning i borrhål Fj 10. Samtliga uppmätta värden representerande bergmassa resp lokala sprickzoner redovisas i figur 18-7 resp 18-8.

I bergmassan har förekommande gnejsgraniter högre hydraulisk konduktivitet än ådergnejsen. I figur 18-7 har sambandet mellan djup och hydraulisk konduktivitet angivits för bergmassan som helhet samt uppdelat i gnejsgranit och ådergnejs. Sambandskurvan för gnejsgraniten har bestämts från K-värden beräknade med hänsyn till andelen gnejsgranit i respektive mätintervall. Figur 18-8 visar motsvarande samband för lokala sprickzoner. Sambanden gäller ned till 700 meter.



Figur 18-7. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för bergmassan i Fjällveden. Sambandskurvorna avser:

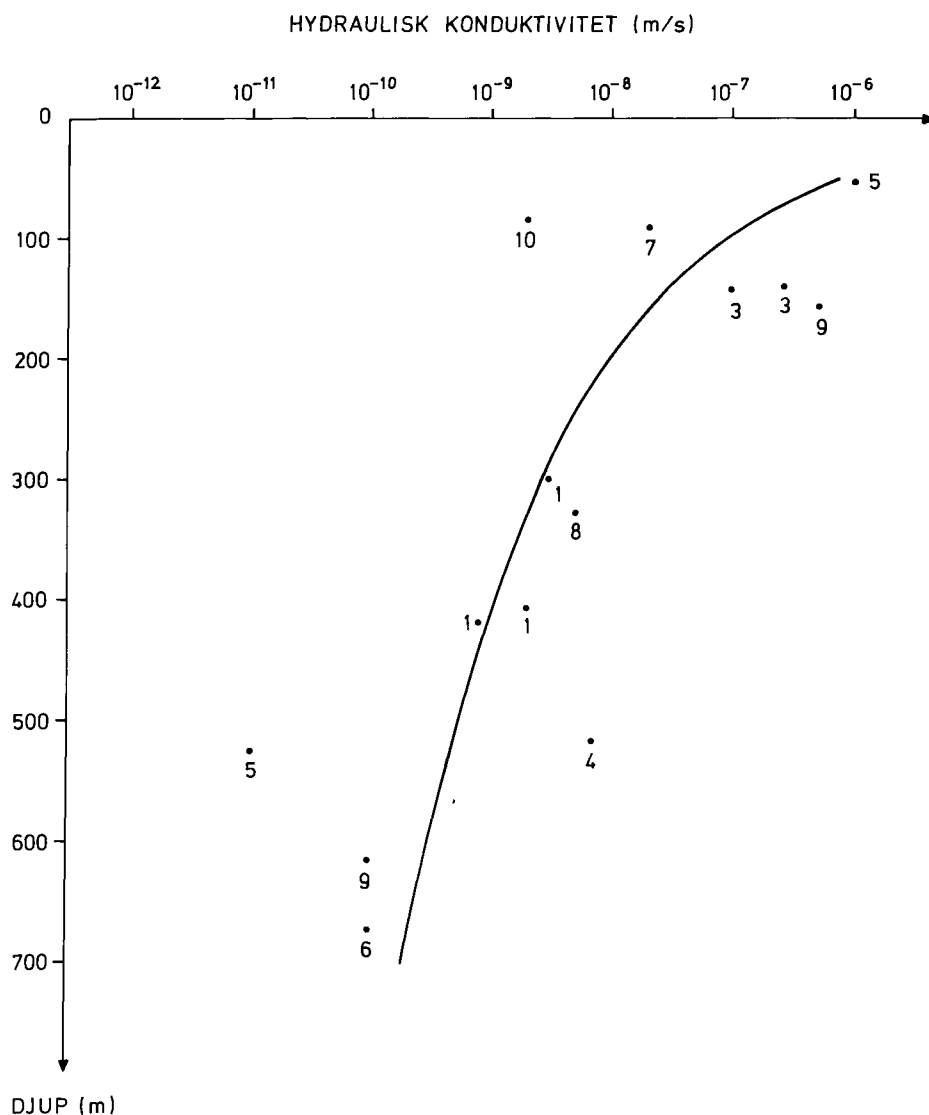
- I Bergmassan oberoende av bergart
II Ådergnejs
III Gnejsgranit

För att bestämma den hydrauliska sprickfrekvensen har 126 mätningar i 2 m:s sektioner utförts i borrhål Fj 2. Denna sprickfrekvens är lägre än 0,6 sprickor/m på djup större än 300 meter. Mätgränsen för dessa mätningar är $1,3 \times 10^{-10}$ m/s.

18.2.7 Grundvattenkemi

Kemiska analyser har utförts på vattenprov tagna i borrhålen Fj 2, Fj 4 och Fj 8 från sammanlagt 10 olika sektioner mellan 106 och 562 meters vertikalt djup.

Resultaten av dessa analyser finns redovisade i /18-6, 18-7, 18-8/. Tabell 18-4 sammanfattar provtagna sektioner och analysresultat av betydelse för karaktärisering av området.

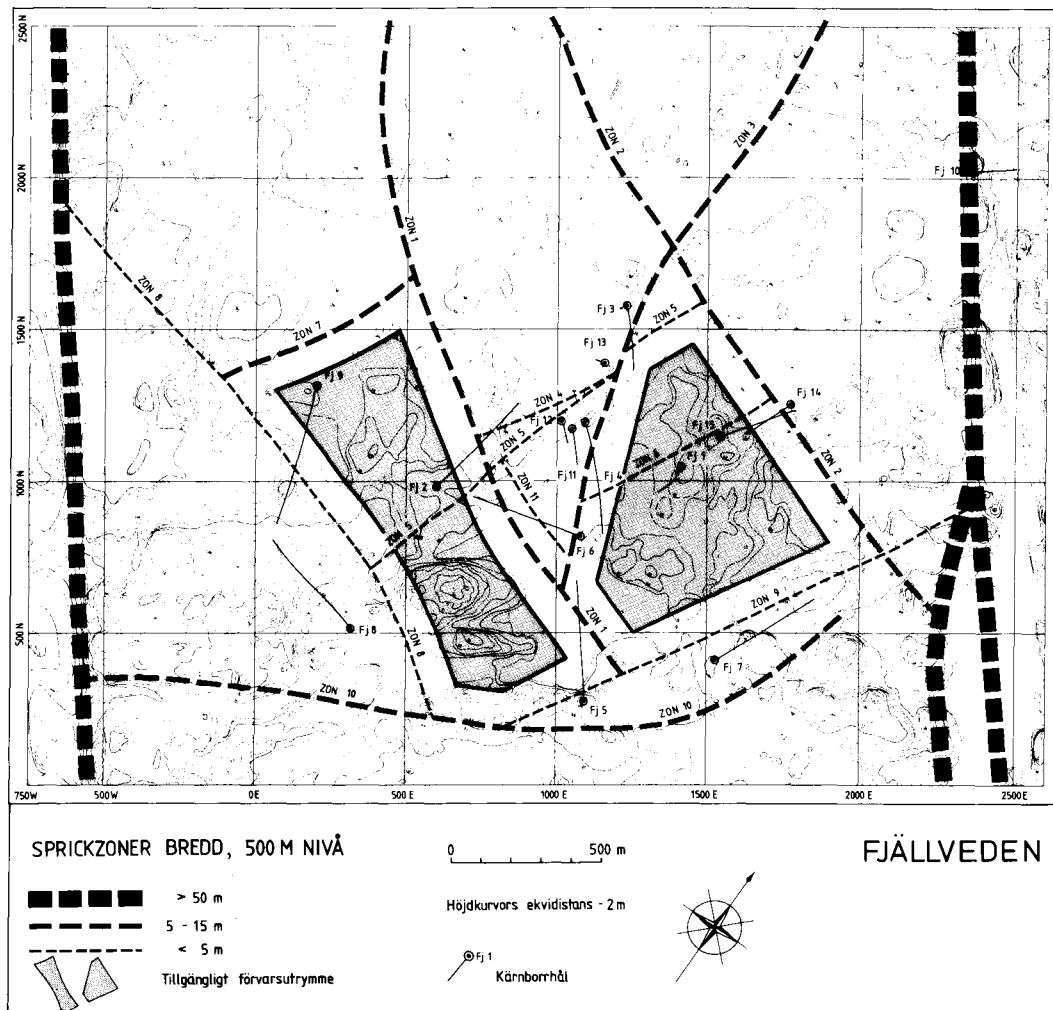


Figur 18-8. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för sprickzonerna i Fjällveden.

Analysresultaten visar att sammansättningen av grundvattnet i huvudsak överensstämmer med vad som redovisas i kapitel 7. För Fjällveden gäller således de värden för löslighet och sorption av radionuklider som anges i kapitel 12 för reducerande betingelser.

18.2.8 Tillgängligt utrymme för ett slutförvar

I typområdet Fjällveden har förvaret placerats i två plan. I figur 18-9 redovisas det område som finns tillgängligt för ett tvåvåningsförvar på 450 och 550 meters djup. De föreslagna områdena har en total yta av 1,85 km², vilket är ca 90% mer än netto-behovet.

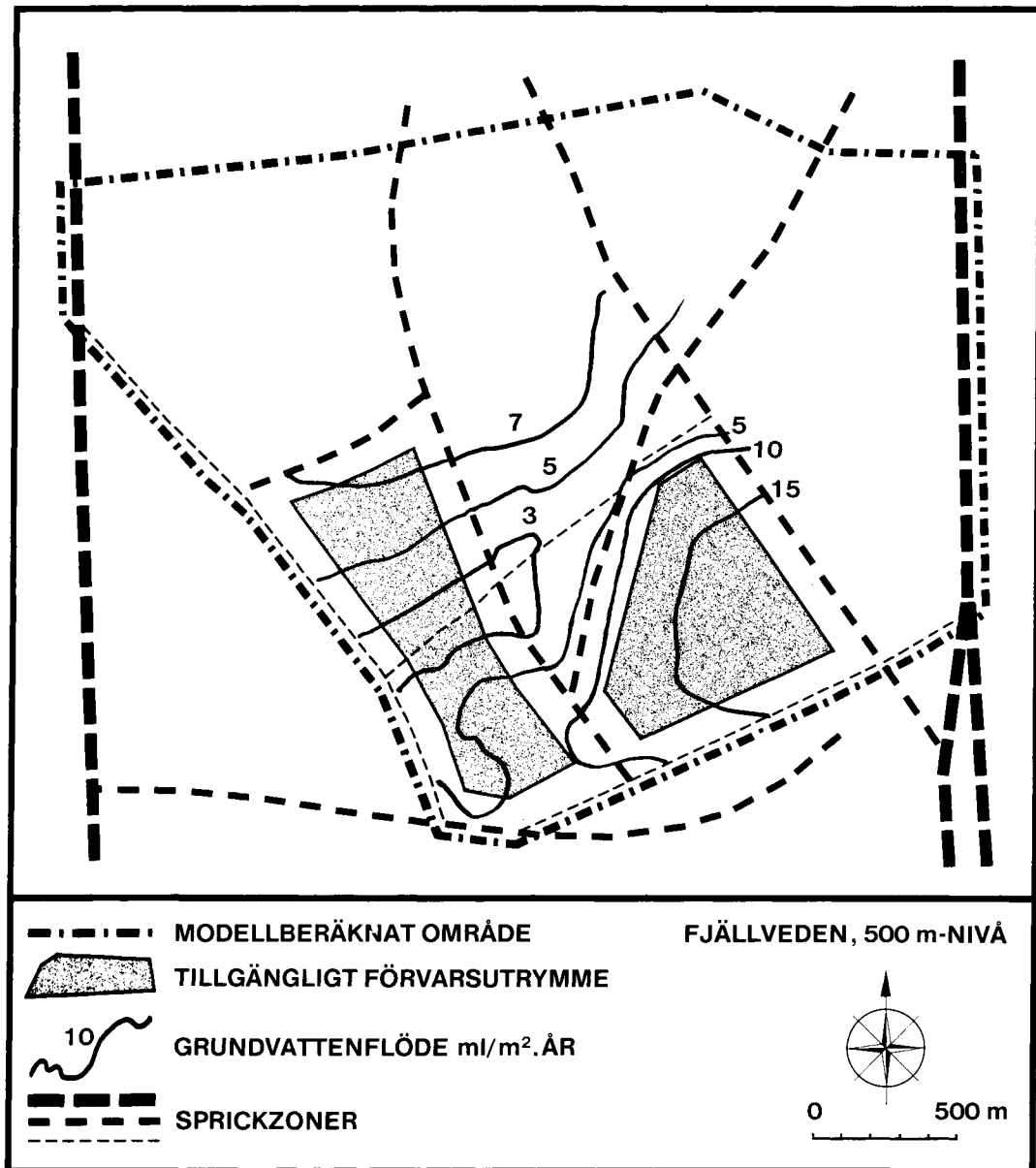


Figur 18-9. Sprickzonernas lägen på 500 m djup i Fjällveden. Tillgängligt försvarsutrymme på 450 och 500 m djup har markerats.

Tabell 18-4. Resultat av kemiska analyser på grundvatten från Fjällveden.

Borrhål	Djup m	pH	Eh V	HCO ₃ ⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	HS ⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	Fe ²⁺ mg/l	TOC ^a mg/l
Fj 2	106	8,1	-0,08	160	6	0,06	35	20	3	1,0	5
	293	7,3	-0,09	141	8	0,03	26	19	3	5,5	6
	409	7,4	-0,11	170	8	0,03	32	21	4	6,5	6
	506	8,8	-0,16	89	170	0,11	130	12	1	0,4	4
Fj 4	131	8,2	-0,09	220	8	0,05	50	20	3	1,1	7
	272	7,7	-0,11	192	9	0,03	38	28	4	6,5	7
	349	8,0	-0,10	194	5	0,20	60	17	2	1,8	7
	420	8,7	-0,17	200	10	0,13	62	14	2	1,3	7
Fj 8	402	8,5	-0,12	129	4	0,02	13	25	5	2,4	3
	562	9,0	-0,19	129	4	0,08	13	26	4	2,7	3

a Halten organiskt kol i vattnet.

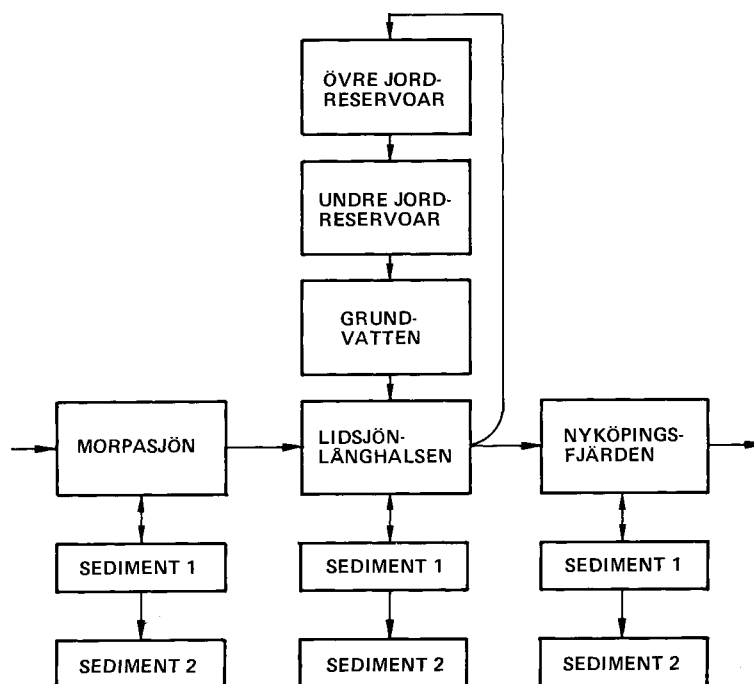


Figur 18-10. Grundvattenflöden på 500 m djup.

18.2.9 Modellberäkningar

Modellberäkningar av grundvattenförhållandena inom Fjällveden omfattar ett område av 4,3 km², figur 18-10. De hydrauliska enheterna inom det modellberäknade området framgår av avsnitt 18.2.6. Beräkningsgång och områdesavgränsning följer den beskrivning som återfinns i avsnitt 6.3.2.

Förekomst av vertikala lager med gnejsgranit vilka har högre hydraulisk konduktivitet än omgivande ådergnejs gör att bergmassan får olika vattengenomsläpplighet i olika riktningar, anisotropa egenskaper. Två olika modellberäkningar har utförts för Fjällveden för att belysa påverkan av anisotropin. I den första beräkningen har bergmassan lika egenskaper i alla riktningar, isotropa



Figur 18-11. Biopathmodellens reservoarsystem för Fjällveden.

förhållanden, med sambandet mellan djup och hydraulisk konduktivitet beräknad från samtliga mätvärden utan hänsyn tagen till bergart, se figur 18-7.

I den andra modellberäkningen har anisotropa egenskaper i bergmassan ansatts. På förvarsdjup har en konduktivitet ansatts som är ca 7 gånger högre parallellt med bergarternas strykning och stupning än vinkelrätt däremot.

Resultaten av modellberäkningarna visar att grundvattenflödet på förvarsdjup varierar mellan 0,002 - 0,02 $1/(m^2 \cdot \text{år})$, för den isotropa modellberäkningen medan den anisotropa beräkningen ger flöden som varierar mellan 0,01 - 0,05 $1/(m^2 \cdot \text{år})$, se figur 18-10.

En viss kontroll av modellberäkningarna fås genom att jämföra den beräknade grundvattenbildningen till berggrunden med uppmätta hydrometeorologiska data. Uppmätta data tyder på en total grundvattenbildning, av ca 65-130 mm/år. Endast en del av denna utgör grundvattenbildning till berggrunden. Resterande del avrin- ner genom jordtäcket till närmaste ytvattendrag. Grundvattenbildningen till berggrunden är enligt modellberäkningarna 45 mm/år. Storleken av den modellberäknade grundvattenbildningen får anses

väl överensstämma med den kännedom som finns om grundvattenbildning i kristallin berggrund.

Transport och upptagning av radionuklider i biosfären har beräknats med utgångspunkt från /18-9/. Modellsystemet för Fjällveden redovisas i figur 18-11.

18.2.10 Sammanfattande synpunkter

Typområdet Fjällveden karaktäriseras av en flack topografi, lokala smala sprickzoner samt en bergmassa med låg vattengenomsläpplighet. Leromvandling i berggrunden är vanlig och medverkar till en tätning av sprickzonerna. Den utbredda förekomsten av lermi-neralet kaolinit tyder på att Fjällveden har eller har haft förhållanden som medfört en djupgående vittring.

Inom det detaljundersökta området begränsar de lokala sprickzonerna möjligheterna till förvar på en nivå. Inga horisontella sprickzoner har dock påträffats som begränsar möjligheterna för ett flerplansförvar.

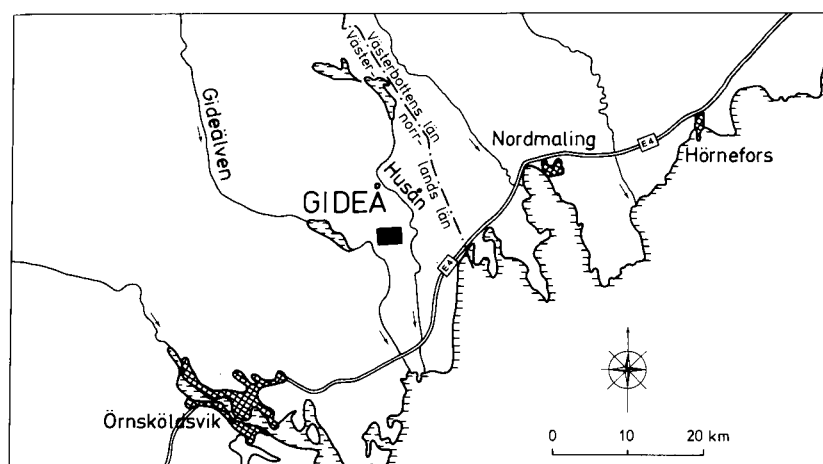
De lokala sprickzonerna inom området har låg hydraulisk konduktivitet. På 500 m:s djup är denna ca 5×10^{-10} m/s (10 gånger högre än bergmassans). Förekommande lager av gnejsgraniter ger bergmassan en riktningsberoende vattengenomsläpplighet. Lagrens hydrauliska konduktivitet är ca 3×10^{-9} m/s på 500 m:s djup och deras andel av bergmassan ca 3%. Sprickfrekvensen på förvarsdjupet är låg och modellberäkningarna visar att grundvattenflödet inom området för ett tänkt förvar är lågt. Grundvattensammansättningen är sådan, att den inte påverkar säkerheten kring ett tänkt slutförvar.

Sannolikt föreligger i Fjällveden geologiska och hydrologiska förutsättningar för anläggande av ett slutförvar. De slumpvis uppträdande brantstående stråken av gnejsgranit med högre vattengenomsläpplighet än omgivande mycket täta berg, gör det emellertid svårt att bedöma hur stor del av det undersökta området, som kan utnyttjas för deponering av bränsle. En slutlig bedömning av områdets lämplighet kan därför inte göras utan kompletterande undersökningar.

18.3 GIDEÅ

18.3.1 Läge och topografi

Typområdet Gideå är beläget i norra Ångermanland ca 30 km nordost om Örnsköldsvik, se figur 18-12. Området är beläget inom en mer än 100 km^2 stor höjdplatå ca 100 meter över havet och utgö-



Figur 18-12. Översiktskarta över typområdet Gideå.

res av ett mindre höjdområde med flack topografi. Markytans nivå inom området varierar mellan 80 och 130 m ö h. Områdets topografi framgår av figur 18-13.

Området är skogsbevuxet med mindre myrar. I områdets nordöstra del finns ett större myrområde som dock till största delen ligger utanför det detaljundersökta området. Jordarten är företrädesvis morän, i sänkor vanligen överlagrad med torv. Ca 15% av området utgörs av häll.

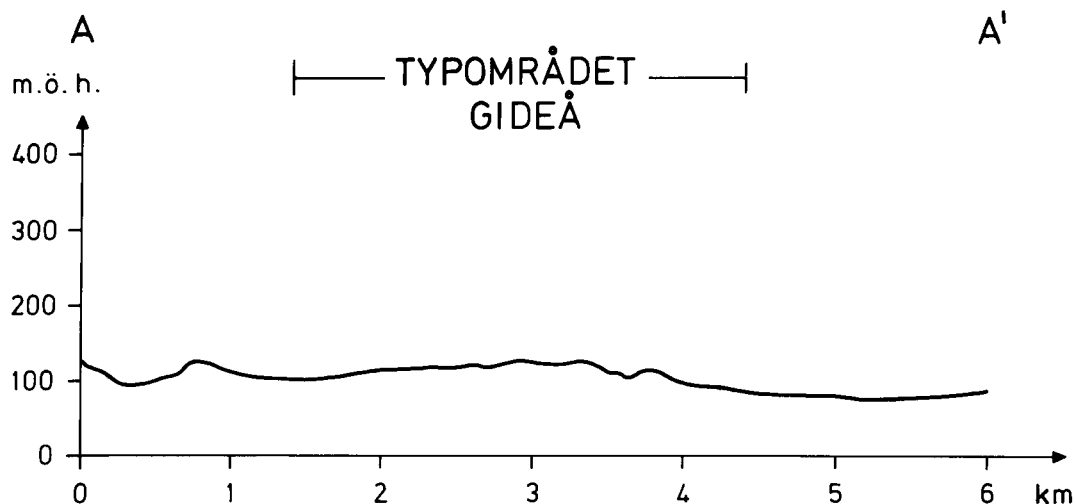
Ett 2 x 3 km stort område, se figur 18-14, har detaljundersökts. Resultaten från dessa undersökningar finns redovisade i /18-10/.

18.3.2 Berggrundsgeologi

Huvudbergarten inom typområdet Gideå är ådergnejs, det vill säga samma typ av bergart som i Fjällveden, se avsnitt 18.2.2. Liksom i Fjällveden karakteriseras bergarten av ådror, sliror och andra oregelbundna kroppar med varierande mineralsammansättning. Dessa ådror och sliror har i allmänhet nordostlig strykning, samt stupar vanligtvis flackt, $10-30^{\circ}$, mot norr.

Huvudmineralen i ådergnejsen är kvarts 56%, biotit 19%, plagioklas 13% och mikroklin 6%. I ådergnejsen förekommer sulfidmineral i relativt liten utsträckning, vanligtvis magnetkis, som små mineralanhopningar eller sprickfyllnader. Halterna av malmmineral är så låga att gruvdrift inte kan bli aktuell.

Liksom i Fjällveden förekommer partier av gnejsgranit. Även här har bergarten påverkats av den omvandling och deformation som påverkat ådergnejsen. Gnejsgraniten förekommer som tunna horisontella lager parallellt med gnejsens struktur och utgör 6% av den sammanlagda borrhörningslängden.



Figur 18-13. Topografisk profil genom typområdet Gideå. Profilens läge framgår av fig 18-14.

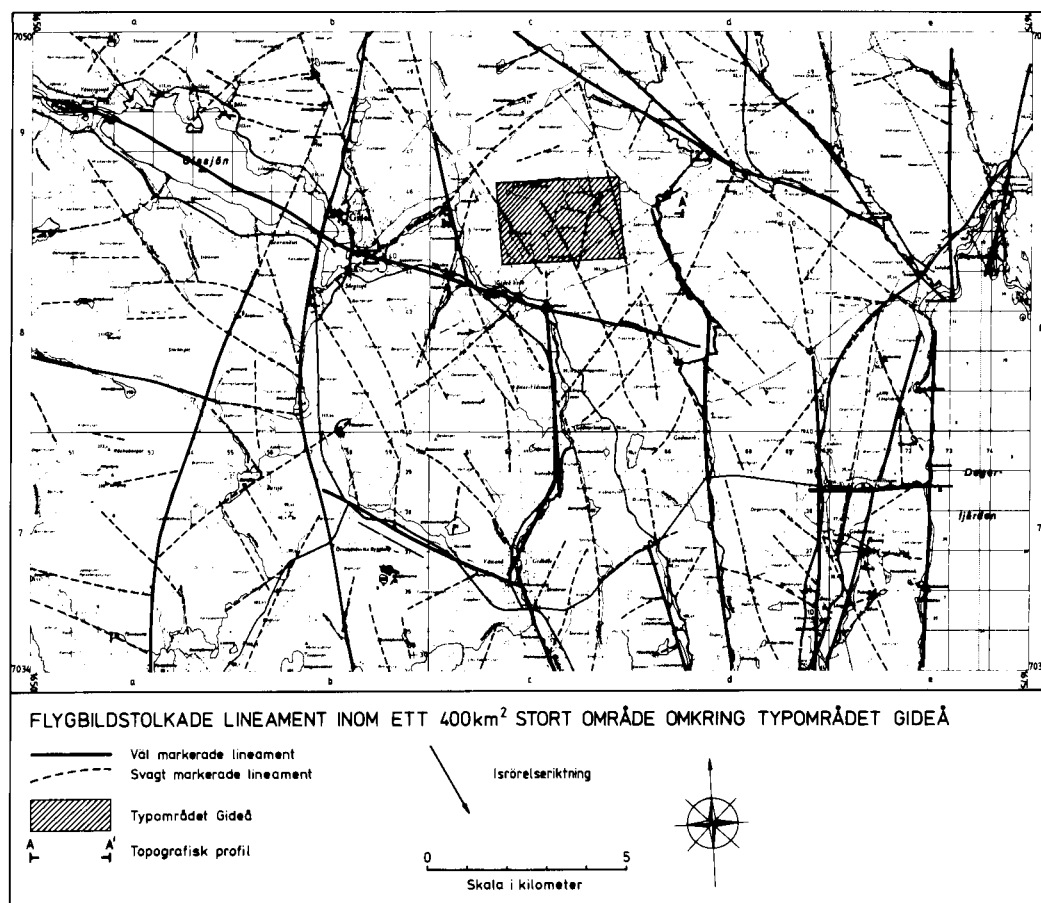
Inom området förekommer även pegmatit i form av mindre kroppar och meterbredda gångar. Diabas uppträder i form av smala (1-10 m) branta gångar i östvästlig riktning. Diabaserna upptar 1,9% av den totala borrhärlängden.

18.3.3 Sprickzoner

I Gideå har 13 kärnborrhål och 24 hammarborrhål utförts. En sammanställning av kärnborrhålens lutning och längd ges i tabell 18-5. Kärnborrhålens läge framgår av fig 18-15 och 18-19.

Tabell 18-5. Sammanställning av kärnborrhålens lutning och längd i Gideå.

Kärnborrhål	Lutning i grader från horisontalplan	Borrhåls-längd (m)	Borrhåls-djup (m)
Gi 1	90	704,3	701
Gi 2	60	705,5	617
Gi 3	60	703,0	626
Gi 4	70	690,7	657
Gi 5	60	702,0	605
Gi 6	60	704,0	648
Gi 7	60	700,5	635
Gi 8	62	701,6	619
Gi 9	67	281,9	250
Gi 10	65	702,6	632
Gi 11	65	701,5	632
Gi 12	61	249,8	218
Gi 13	61	704,5	616



Figur 18-14. Flygbildstolkade lineament i området kring Gideå.

Större regionala zoner finns utanför det detaljundersökta området. Dessa zoner sammanfaller i stort med Gideåns och Husåns dalgångar. Avståndet mellan dem är ungefär 5 km, se figur 18-14.

De lokala sprickzonerna inom den centrala delen av Gideå har genomborrats med kärnborrhål på sammanlagt 16 olika ställen. Inga horisontella sprickzoner har påvisats utan samtliga påträffade zoner har en markant lutning. Sprickzonernas bredd varierar från 1 till 24 meter med en medelbredd på 11 meter. En översiktlig sammanställning av sprickzoner redovisas i tabell 18-6. I figur 18-15 visas de lokala sprickzonernas läge inom Gideåområdet.

De lokala sprickzonerna i Gideå avgränsar en triangulär bergplint med en överyta av 1,8 km². Denna bergplint genomkorsas en-

Tabell 18-6. Sammanställning av sprickzoner i Gideå.

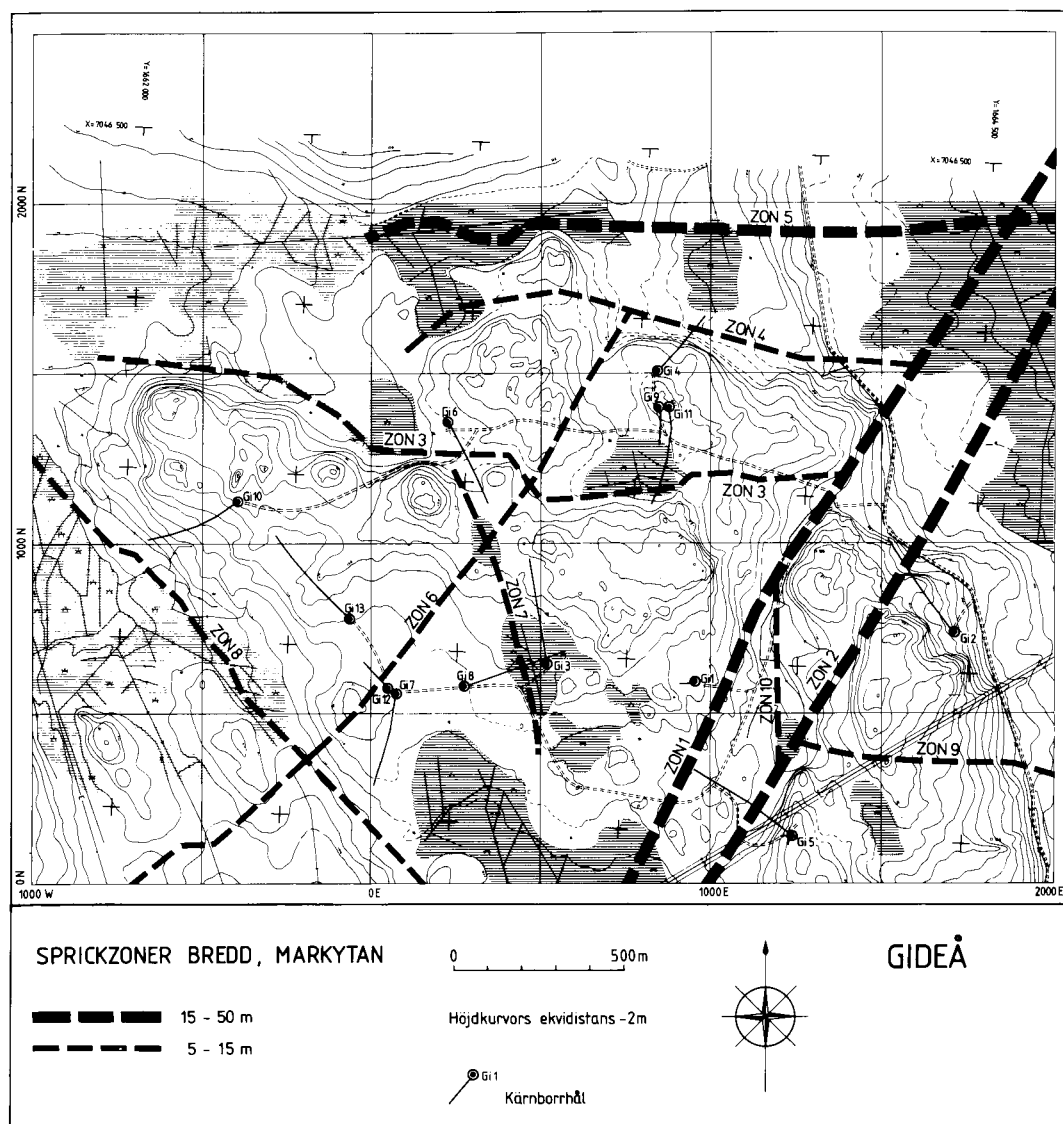
Sprickzon	Påträffad i borrhål (m)	Stupning (grader)	Verklig bredd (m)	K-värde (m/s)
1	Gi 2 (309-335)	40 SO	24	7×10^{-10}
	Gi 5 (210-232)	40 SO	22	3×10^{-6}
2	Gi 5 (520-567)	70 NV	11	$<5 \times 10^{-12}$
3A	Gi 4 (217-259)	30 N	20	2×10^{-7}
	Gi 6 (51-80)	30 N	24	2×10^{-7}
	Gi 9 (129-146)	30 N	15	ej mätt
	Gi 11 (119-130)	30 N	10	1×10^{-9}
3B	Gi 6 (222-240)	80 N	9	7×10^{-12}
	Gi 11 (345-352)	80 N	4	7×10^{-11}
4	Gi 4 (606-655)	90	10	2×10^{-10}
5	-	80 N*	50*	-
6	Gi 3 (622-629)	70 SO	4	5×10^{-9}
	Gi 4 (670-690)	70 SO	1	$<5 \times 10^{-12}$
	Gi 7 (362-397)	70 SO	3	2×10^{-11}
	Gi 12 (52-61)	70 SO	8	ej mätt
7	Gi 3 (329-342)	75 O	7	7×10^{-11}
	Gi 6 (443-452)	75 O	1	1×10^{-10}
8	-	70 SV*	10	-
9	-	70 N*	5*	-
10	-	90*	5*	-

* Beräknad från geofysiska observationer.

dast av två lokala sprickzoner, ca 4 m breda. Avståndet mellan dessa två zoner och de något bredare sprickzoner som omger bergplinten varierar mellan 400 och 800 m. Diabasgångar genomkorsar plintens norra del. I de lokala sprickzonerna finns partier med vittrat och leromvandlat berg. Vanligt förekommande sprickmineral är kalcit, klorit, svavelkis och laumontit.

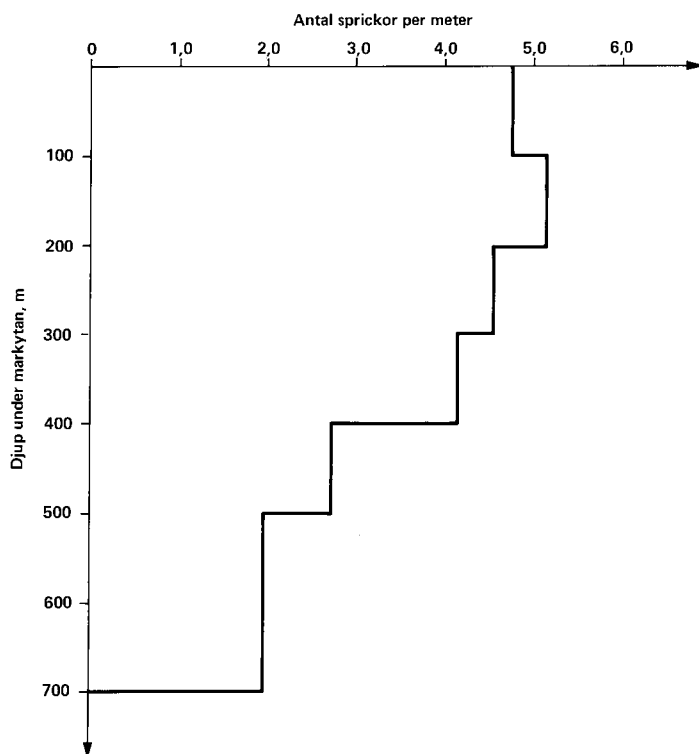
18.3.4 Bergmassans sprickighet

Bergmassans sprickighet har karterats dels på hällområden dels på borrhävar. Sprickorna har två huvudriktningar, nord och nord-



Figur 18-15. Sprickzonernas lägen i markytan inom typområdet Gideå.

ost. Sprickfrekvensen i hållar har uppmätts till 1,2 sprickor/m. Sprickfrekvensens variation med djupet i bergmassan mellan sprickzonerna visas i figur 18-16. Sprickfrekvensen är 4,5 sprickor/m ned till 400 m. Under 500 m djup är sprickfrekvensen 2,0 sprickor/m. Orsakerna till den högre sprickfrekvensen i borrhållarna jämfört med hållkarteringen är desamma som redovisas i avsnitt 18.2.4. Liksom i Fjällveden råder likartad sprickfrekvens i ådergnejs och gnejsgranit. I diabaserna är sprickfrekvensen markant högre, 20 sprickor/m.



Figur 18-16. Sprickfrekvensen i bergmassan inom typområdet Gideå.

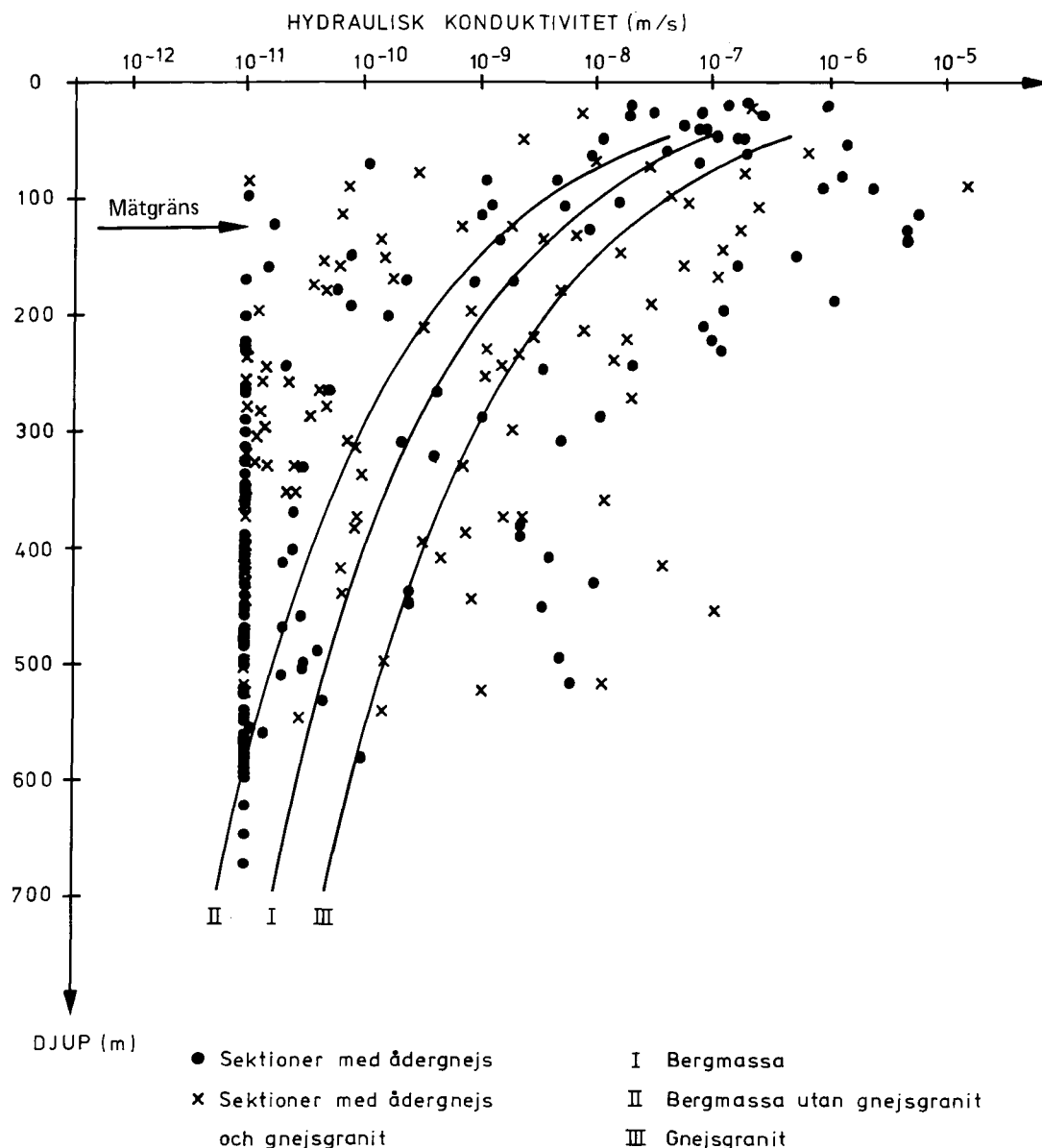
18.3.5 Hydrologi, meteorologi och recipientförhållanden

Norra delen av typområdet Gideå dräneras mot nordost av mindre bäckar till Husån. Resterande del av området dräneras mot väster av mindre bäckar till Gide älv. Husån och Gideälven mynnar efter 19 resp 16 km i Bottenhavet. Inga sjöar förekommer inom typområdet. Åarnas geografiska läge framgår av figur 18-12. De naturliga halterna av uran och radium i dammen vid Gideå framgår av tabell 18-7.

Liksom i Fjällveden innebär områdets topografi att det till största delen utgör ett inströmningsområde för grundvatten. Låg-

Tabell 18-7. Uppmätta koncentrationer av uran och radium vid Gideå Bruk.

	Uran	Radium	Sort
sediment	80	60	Bq kg ⁻¹
sjövatten	< 0,006	< 0,002	Bq l ⁻¹
jord	75	50	Bq kg ⁻¹

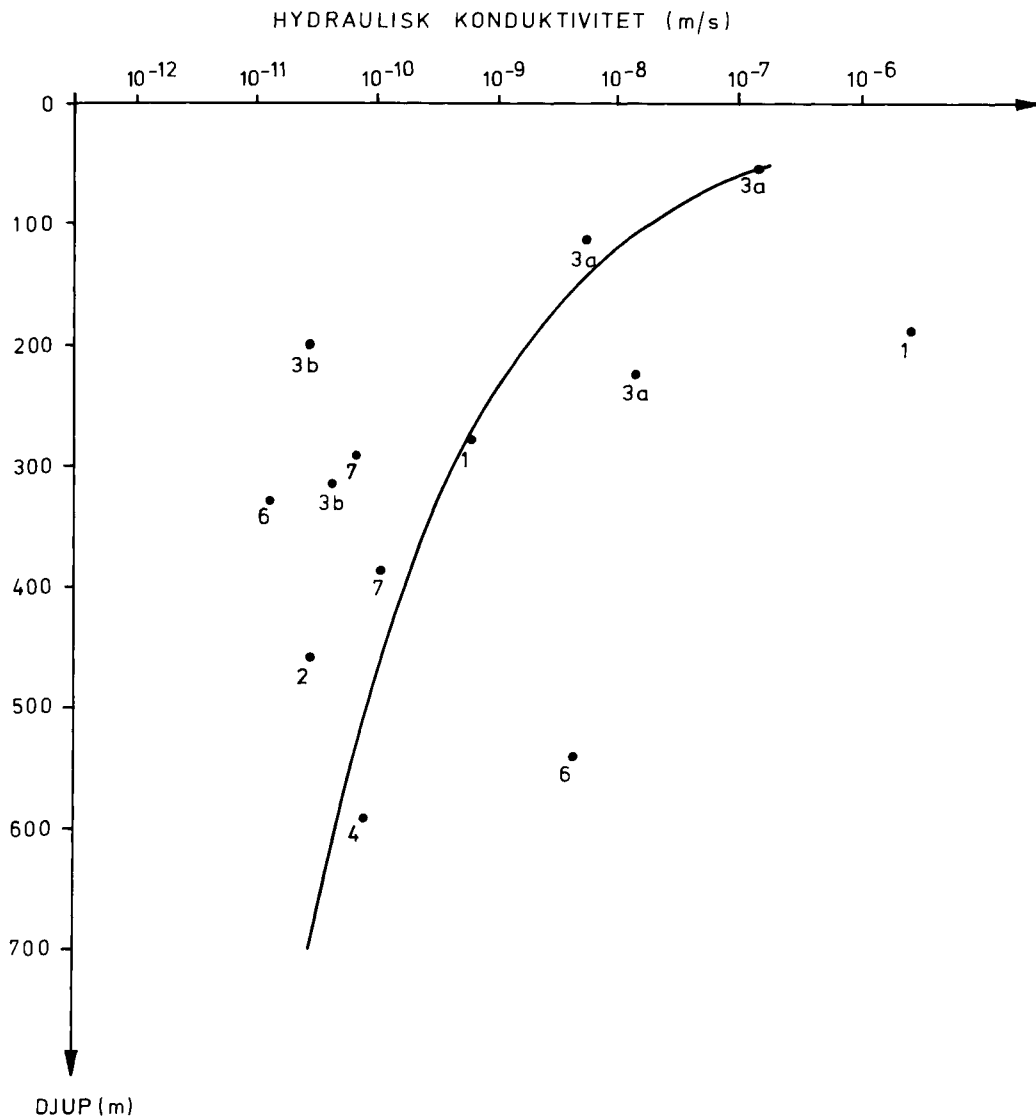


Figur 18-17. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för bergmassan i Gideå.
 Sambandskurvorna avser:

- I Bergmassan oberoende av bergart
 II Ådergnejs
 III Gnejsgranit

partier inom området utgör lokala utströmningsområden för ytligt grundvatten /18-10/. Dammen vid Gideå bruk utgör den första större recipienten för yt- och grundvatten från typområdet. Den teoretiska vattenomsättningstiden i dammen är cirka ett dygn. Vid åarnas utlopp i Bottenhavet är omsättningstiden cirka 9 dygn.

Medelnederbörden inom typområdet Gideå är 765 mm/år. Av nederbörden faller 33% som snö. Avdunstningen är beräknad till 420 mm/år /18-3, 18-4/. Avrinningen är beräknad till 345 mm/år (11 l/s · km²). Grundvattenbildningen inom området är maximalt lika med avrinningen. Endast en del av grundvattenbildningen utgör grundvattenbildning till berggrunden. Resterande del avrinner genom jordtäcket till närmaste ytvattendrag.



Figur 18-18. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för sprickzonerna i Gideå.

18.3.6 Berggrundens vattengenomsläpplighet

Berggrunden i Gideå har uppdelats i olika hydrauliska enheter (kapitel 6) enligt följande:

- Lokala sprickzoner, 10 st
- Bergmassa

Den hydrauliska konduktiviteten har mätts i sammanlagt 288 st 25 m:s sektioner och 86 st 5 eller 10 m:s sektioner i borrhålen Gi 1 - Gi 8, Gi 10, Gi 11 och Gi 13. Samtliga uppmätta värden redovisas i figur 18-17 för bergmassan och figur 18-18 för de lokala sprickzonerna. De lokala sprickzonernas läge framgår av figur 18-15.

Liksom i Fjällveden har förekommande gnejsgraniter i bergmassan högre hydraulisk konduktivitet än ådergnejsen. Diabasernas hydrauliska konduktivitet överensstämmer med ådergnejsernas. I figur 18-17 och 18-18 har sambandet mellan djup och hydraulisk konduktivitet angivits. Sambanden gäller ned till 700 meter.

För att bestämma den hydrauliska sprickfrekvensen har 162 mätningar i 2 m:s sektioner utförts i borrhål Gi 7. Denna sprickfrekvens varierar mellan 0,4 och 1,5 sprickor/m på djup större än 300 meter. Mätgränsen för dessa mätningar är 1×10^{-11} m/s.

18.3.7 Grundvattenkemi

Kemiska analyser har utförts på vattenprov tagna i de två borrhålen Gi 2 och Gi 4 från sammanlagt 10 olika sektioner mellan 91 och 596 meters djup.

Resultaten av dessa analyser redovisas i /18-7, 18-8, 18-11/. Tabell 18-8 sammanfattar provtagna sektioner och analysresultat av betydelse för karaktärisering av området.

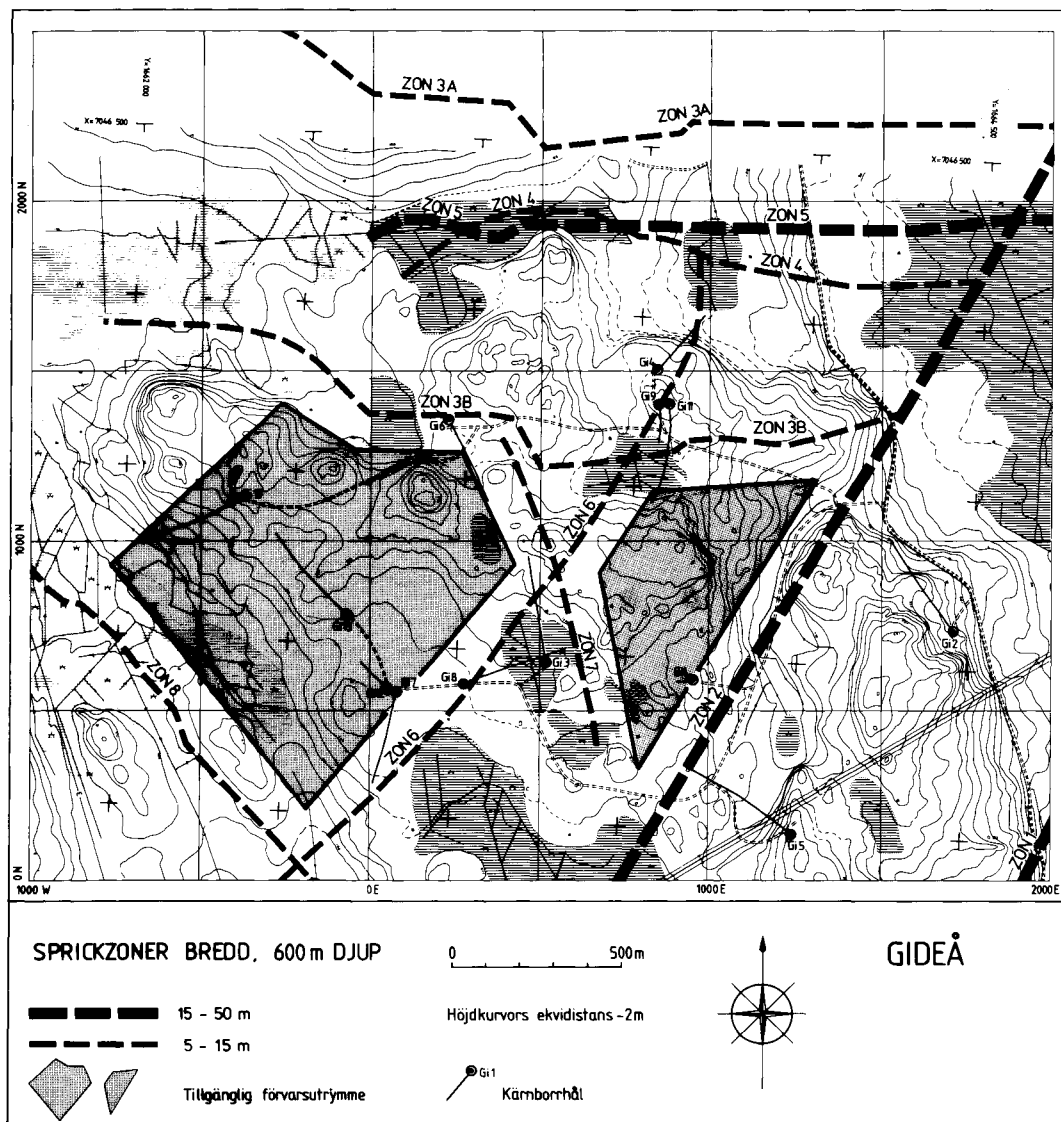
Tabell 18-8. Resultat av kemiska analyser på grundvatten från Gideå.

Borrhål	Djup m	pH	Eh V	HCO ₃ ⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	HS ⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	Fe ²⁺ mg/l	TOC ^a mg/l
Gi 2	157	8,8	-0,10	161	4	0,02	50	10	3	0,1	4
	288	8,8	-0,09	163	5	0,03	49	10	3	0,6	5
	353	8,7	-0,09	162	5	0,04	52	10	2	0,5	3
	478	8,9	-0,09	160	5	0,02	50	10	2	0,2	3
	528	8,7	-0,10	159	5	0,03	50	10	2	-	2
Gi 4	91	8,0	-0,03	140	2	0,03	11	32	4	0,8	3
	212	9,0	-0,12	133	8	0,10	48	10	1	0,3	5
	385	9,3	-0,16	20	180	0,20	103	21	1	0,1	2
	498	8,5	-0,12	120	2	0,01	5	30	4	7,4	3
	596	8,9	-0,32	70	300	2,70	150	60	1	-	-

a Halten organiskt kol i vattnet.

Den djupaste sektionen i Gi 4 gav mycket lite vatten (1,6 l/dygn mot normalt 100-300 l/dygn), vilket är anledningen till att vissa prover inte kunde tas t ex Fe²⁺ och TOC. Sulfidhalten är här ovanligt hög. För att beräkna omfattningen av kopparkapselns korrosion har en lägre sulfidhalt använts (se kapitel 10). Värdet från Gi 4 ligger emellertid fortfarande inom gränserna för en rimlig variation och bör inte förändra de bedömningar av kapselns livslängd som gjorts.

I övrigt visar analysresultaten att sammansättningen av grundvattnet i huvudsak överensstämmer med vad som redovisas i kapi-

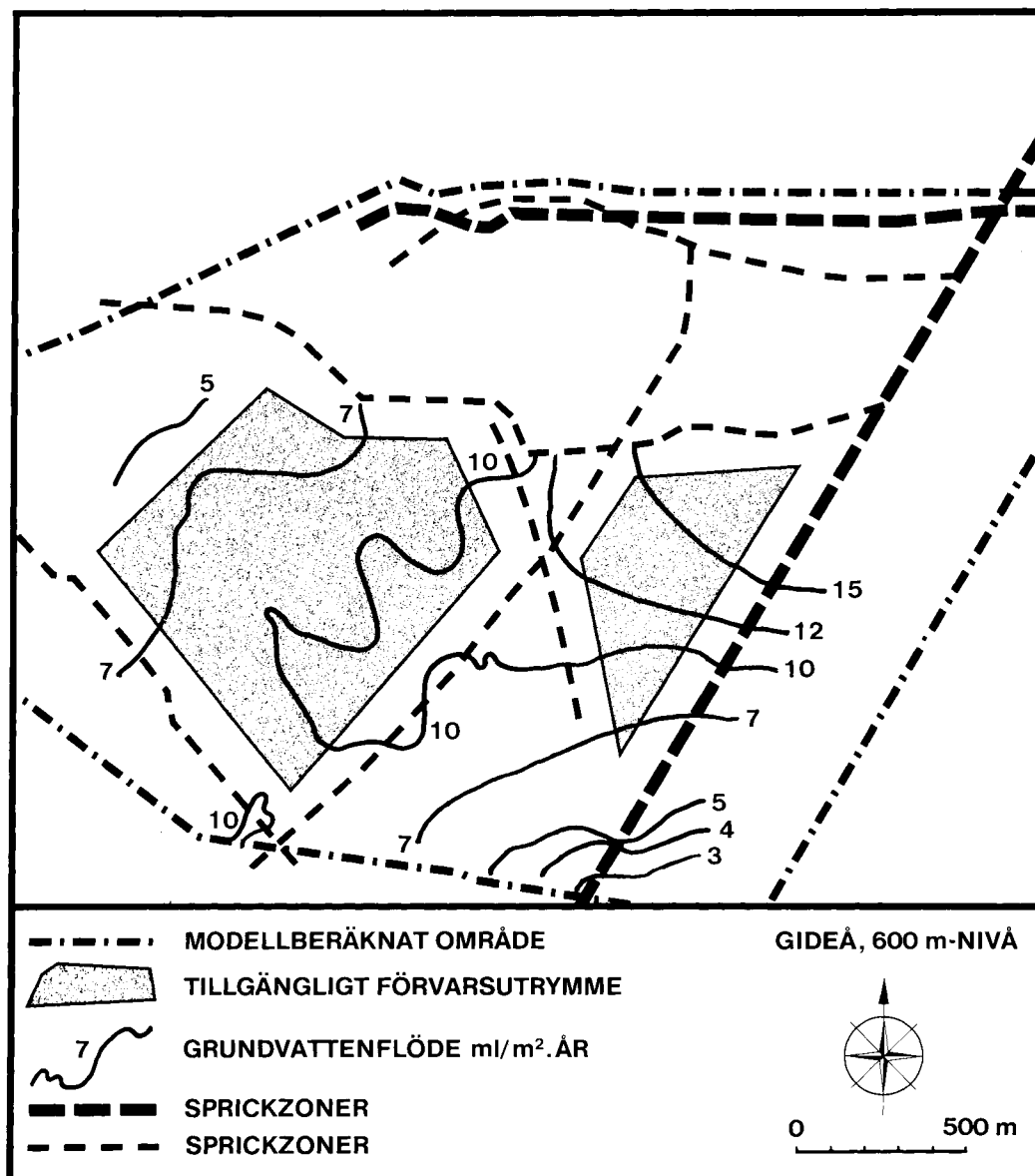


Figur 18-19. Sprickzonernas lägen på 600 m djup i Gideå. Tillgängligt försvarsutrymme på 500 och 600 m djup har markerats.

tel 7. För Gideå gäller således de värden för löslighet och sorption av radionuklider under reducerande betingelser som redovisas i kapitel 12.

18.3.8 Tillgängligt utrymme för ett slutförvar

Förvaret har placerats i två plan i de undersökta delarna av Gideå. I figur 18-19 redovisas det område som finns tillgängligt för ett förvar på 500 och 600 meters djup. Det föreslagna området har en total yta av 2,0 km², vilket är ca 120% mer än netto-behovet.

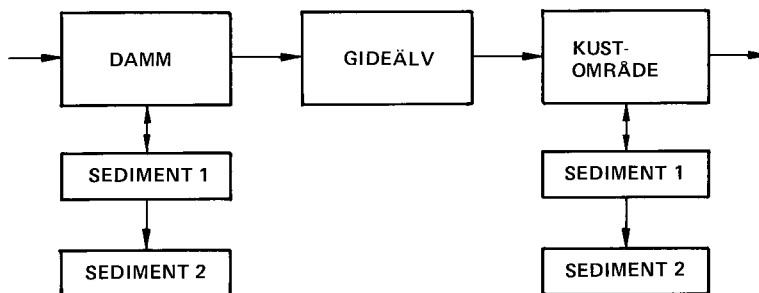


Figur 18-20. Grundvattenflöden på försvarsdjup.

18.3.9 Modellberäkningar

Modellberäkningar av grundvattenförhållandena inom Gideå omfattar ett område av 5,6 km², figur 18-20. De hydrauliska enheterna inom det modellberäknade området framgår av avsnitt 18.3.6.

Förekomsten av nära nog horisontella lager av gnejsgranit med högre hydraulisk konduktivitet än ådergnejsen gör att bergmassan har anisotropa hydrauliska egenskaper. Modellberäkningarna har därför utförts enligt samma mönster som i Fjällveden. Skillnaden är dock att gnejsgraniterna i Gideå förekommer i horisontella lager jämfört med vertikala lager i Fjällveden. I de anisotropa beräkningarna har på försvarsdjup ansatts en hydraulisk konduktivitet i horisontell led som är 1,5 gånger högre än i vertikal led.



Figur 18-21. Biopathmodellens reservoarsystem för Gideå.

Resultaten av modellberäkningarna visar att grundvattenflödet på förvarsdjup varierar mellan 0,004 - 0,02 $1/(m^2 \cdot \text{år})$, för den isotropa modellberäkningen, se figur 18-20. Den anisotropa beräkningen ger flöden som varierar mellan 0,01 och 0,02 $1/(m^2 \cdot \text{år})$. I genomsnitt är dock flödet ca en faktor 2 lägre i den anisotropa beräkningen.

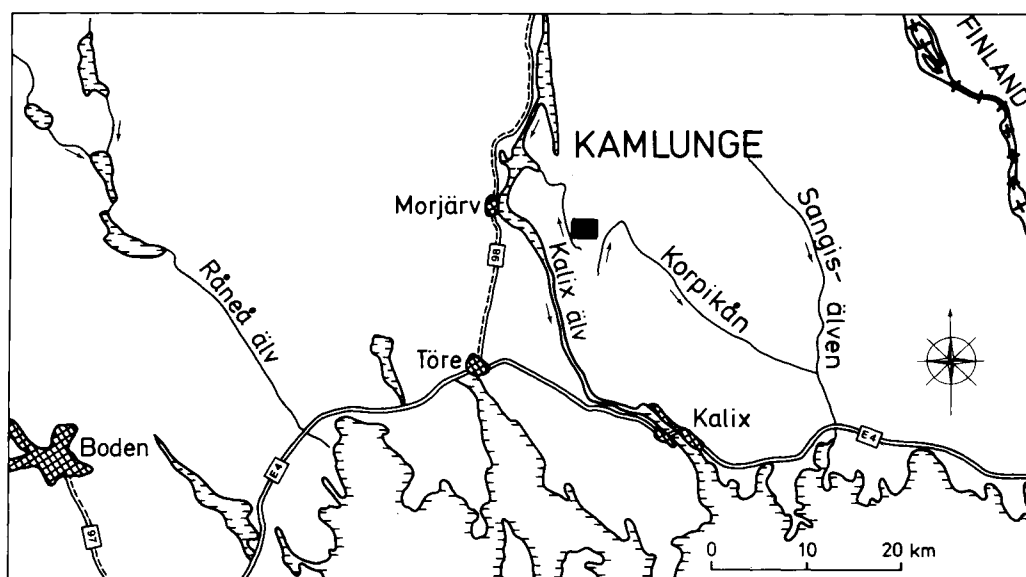
Grundvattenbildningen till berggrunden inom Gideå är enligt modellberäkningarna cirka 110 mm/år. Enligt uppmätta meteorologiska data är den totala grundvattenbildningen inom Gideå 345 mm/år. Storleken av den modellberäknade grundvattenbildningen får anses väl överensstämma med den kännedom som finns om grundvattenbildning i kristallin berggrund.

Transport och upptagningsvägar av radionuklider i biosfären har beräknats /18-9/. Modellsystemet för Gideå redovisas i fig 18-21.

18.3.10 Sammanfattande synpunkter

Typområdet Gideå karaktäriseras av en flack topografi, lokala sprickzoner samt en bergmassa med låg vattengenomsläpplighet. Leromvandling i berggrunden är vanlig och medverkar till en tätning av sprickzonerna.

De lokala sprickzonerna inom området har låg hydraulisk konduktivitet. På 500 m:s djup är denna ca 9×10^{-11} m/s (2 gånger högre än bergmassans). Förekommande lager av gnejsgraniter ger bergmassan en riktighetsberoende vattengenomsläpplighet. Lagrens hydrauliska konduktivitet är ca 1×10^{-10} m/s (9 gånger högre än ådergnejsen) på 500 m:s djup och deras andel av bergmassa ca 6%. Dessa lager har således samma hydrauliska egenskaper som de lokala sprickzonerna.



Figur 18-22. Översiktskarta över typområdet Kamlunge.

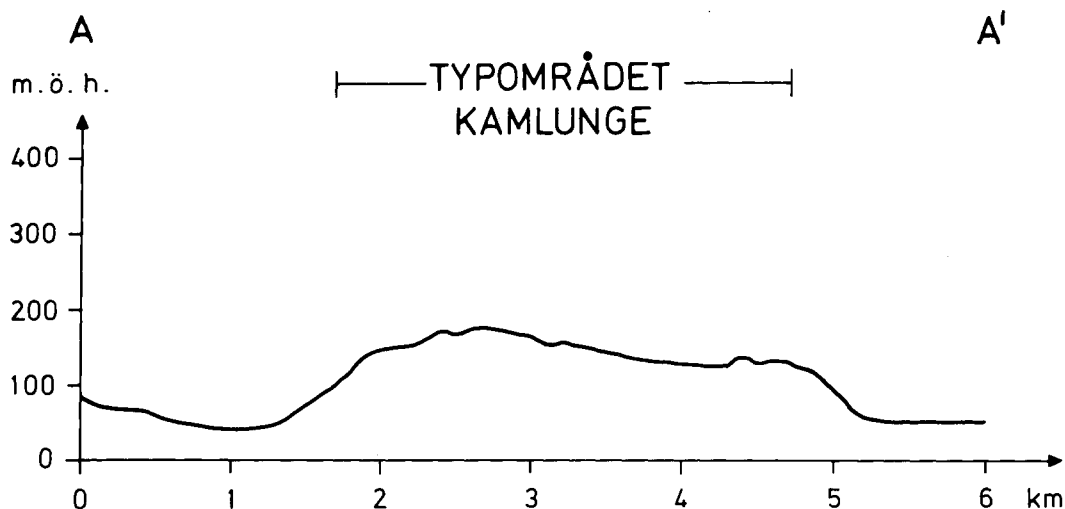
Modellberäkningarna visar att grundvattenflödena på 500 m:s djup inom området för ett tänkt förvar är små. Den låga hydrauliska konduktiviteten i gnejsgraniten innebär att vattentransporten i dessa inte är väsentligt högre än i ådergnejsen. Gnejsgraniternas horisontella orientering innebär att dessa inte utgör direkta transportvägar för grundvatten mellan förvar och biosfär. Lagrens orientering innebär i stället att transportvägarna blir längre än om bergmassan varit homogen. På 600 m djup är avståndet mellan sprickzonerna mellan 500 och 900 m, och sprickfrekvensen under 400 m djup är låg. Diabasernas högre sprickfrekvens gör att dessa bör undvikas vid placering av deponeringshål. Liksom i Fjällveden är grundvattensammansättningen sådan, att den inte påverkar säkerheten kring ett tänkt slutförvar. De geologiska och hydrologiska förutsättningarna för ett förvar är således goda i Gideå och den tillgängliga volymen mycket stor.

18.4 KAMLUNGE

18.4.1 Läge och topografi

Typområdet Kamlunge är beläget i sydöstra Norrbotten, 65 km nordost om Luleå, se figur 18-22. Denna del av Norrbotten är skogsrik och kuperad med dalgångar företrädesvis i nordnordvästlig riktning.

Undersökningsområdet ligger på en 16 km² stor bergplata, Kamlungekölén, 5 km öster om Kalixälven. Höjdskillnaden mellan höjdsplatan och omgivande dalgångar är ca 100 m. Områdets topografi framgår av figur 18-23. Uppe på Kamlungekölens centrala och väst-



Figur 18-23. Topografisk profil genom typområdet Kamlunge. Profilens läge framgår av fig 18-24.

ra del är jordtäcket tunt och ca 30% av denna del utgörs av hällar som bildar stora sammanhängande hälllytor. Den östra delen av Kamlungekölen utgörs i huvudsak av myrmark med några enstaka hällar. Jorddjupet är här 5-20 m.

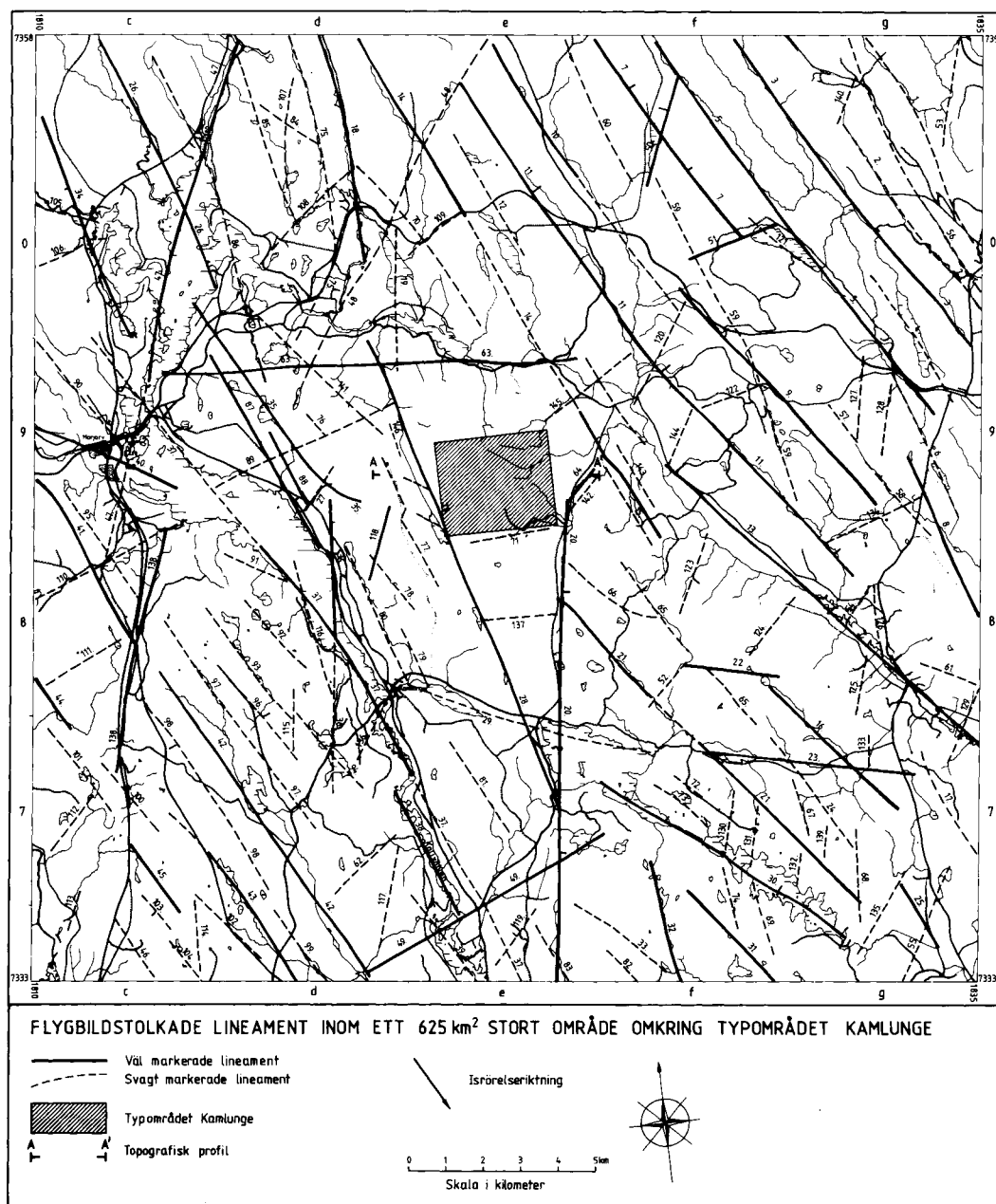
Den dominerande jordarten är blockfattig morän. Områden med så kallade klapperstensfält förekommer. Vegetationen på Kamlungekölen utgörs av skogsmark.

Ett 2,5 x 3 km stort område har detaljundersökts, figur 18-24. Resultaten från dessa undersökningar är redovisade i /18-12/.

18.4.2 Berggrundsgeologi

Gnejser och röd granit dominerar berggrunden i Kamlungekölen, se tabell 18-9. Dessutom förekommer amfibolit, samt en bergart med granodioritisk till dioritisk sammansättning. Gnejserna är de äldsta bergarterna, ca 1900 - 2500 milj år gamla /18-13/ och är bildade genom omvandling vid högt tryck och hög temperatur av i hav avsatt sand och lera. De förekommer som två typer, biotitgnejs och kvartsitisk gnejs. Dessa bildar stora isolerade partier vanligen omgivna av granit och granodiorit till diorit. Den röda graniten, Linagranit, är 1560 - 1800 miljoner år gammal /18-14/ och dominerar i de södra delarna av området. Inom och i anslutning till graniten förekommer pegmatiter. Bergarternas mineralogiska huvudkomponenter framgår av tabell 18-9.

Kontakten mellan olika bergarter varierar mellan gradvis och skarp. Vid bergartskontaktarna förekommer vanligen ingen ökad uppsprickning eller hög vattengenomsläpplighet. Inga brytvärda malm- eller mineralförekomster har påträffats.



Figur 18-24. Flygbildstolkade lineament i området kring Kamlunge.

18.4.3 Sprickzoner

I Kamlunge har berggrunden undersökts med 16 kärnborrhål och 21 hammarborrhål. En sammanställning av kärnborrhålens lutning och längd ges i tabell 18-10. Kärnborrhålens läge framgår av figur 18-25.

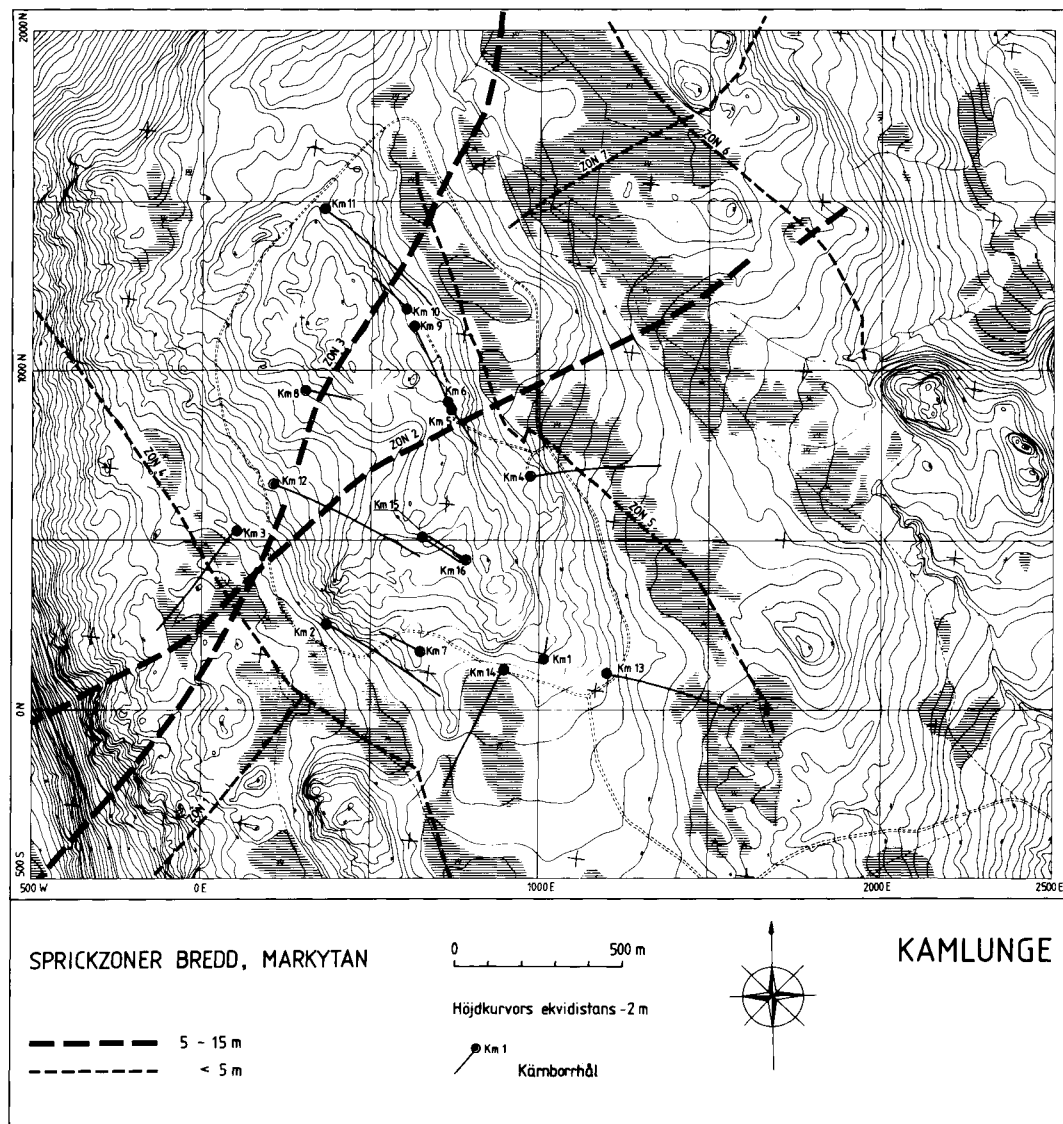
Kamlungekölen begränsas av regionala sprickzoner i norr, öster och väster, se figur 18-24. Kamlungekölen kan därför betraktas som en 16 km² stor triangulär bergplint. I den västra regionala sprickzonen har ett jorddjup av 72 meter uppmätts i ett hammarborrhål. Den underliggande berggrunden är här uppsprucken och starkt vattenförande. Höjdskillnaden mellan bergytan i den västra dalgången och högsta punkten på Kamlungekölen är således drygt 200 meter.

Tabell 18-9. Mineralsammansättning och förekomst i borrhärnor av olika bergarter i Kamlungekölen.

Bergart	Andel av borrhärn- kärnelängd (%)	Huvudmineralsammansättning
röd granit och pegmatit	40	kvarts, kalifältspat, plagioklas, biotit
granodiorit till diorit	13	biotit, plagioklas, amfibol
amfibolit	7	amfibol, plagioklas
biotitgnejs	26	biotit, kvarts, plagioklas
kvartsitisk gnejs	14	kvarts, kalifältspat, plagioklas, biotit

Tabell 18-10. Sammanställning av kärnborrhälens lutning och längd i Kamlungekölen.

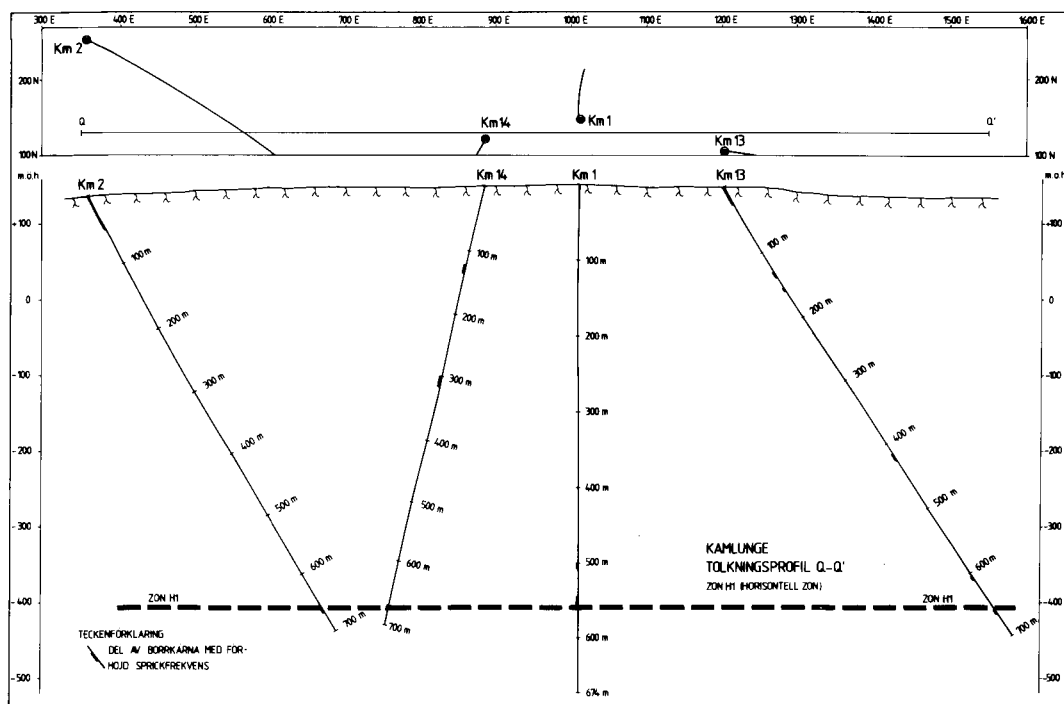
Kärnborrhäl	Lutning i grader från horisontalplan	Borrhälslängd (m)	Borrhälsdjup (m)
Km 1	85	674,0	670
Km 2	60	701,3	566
Km 3	60	700,0	583
Km 4	60	700,1	577
Km 5	60	251,4	210
Km 6	60	104,5	89
Km 7	60	249,0	208
Km 8	60	251,3	208
Km 9	60	449,3	366
Km 10	60	287,0	205
Km 11	60	700,4	544
Km 12	60	801,9	636
Km 13	60	703,1	582
Km 14	60	700,2	579
Km 15	60	251,2	210
Km 16	60	252,6	211



Figur 18-25. Sprickzonernas lägen i markytan inom typområdet Kamlunge.

De lokala sprickzonerna inom Kamlungekölen, se figur 18-25, är smala, brantstående och uppträder med ett inbördes avstånd av 500 - 1500 meter. Sprickzonerna har undersökts med kärnborrhål på sammanlagt 14 olika ställen. En översiktlig sammanställning av sprickzoner redovisas i tabell 18-11. Sprickzonernas bredd varierar från 3 till 14 m med en medelbredd av 6 m. I sprickzonerna finns partier med vittrat, breccierat och uppkrossat berg. Kärnförluster vid borrning genom zonerna är vanliga. Vanligt förekommande sprickmineral är klorit, kalcit, laumontit, smektit och olika typer av järnoxider.

En horisontell sprickzon har påträffats på 555 meters djup under Kamlungekölen, se figur 18-26. Zonen är vattenförande och bred-



Figur 18-26. Vertikal sektion genom Kamlungekölen utvisande läget av den horisontella zonen.

den varierar mellan 4 och 14 m. Sprickzonen är mindre uppkrossad och vittrad jämfört med de brantstående sprickzonerna. Zonen har genomborrats med fyra kärnborrhål. I två av dessa, Km 1 och Km 13, är zonen uppsprucken och rödfärgad genom omvandling och utfällning av järnmineralet hämatit. Klorit, bildad efter hämatit, förekommer också. De övriga två borrhålen, Km 2 och Km 14, visar vid denna nivå enbart en förhöjning av sprickfrekvensen. Zonens horisontella utsträckning är inte bestämd, exempelvis återfinns inte zonen i Km 12.

18.4.4 Bergmassans sprickighet

Den dominerande sprickriktningen i hållarna är västnordväst. I gnejserna är sprickfrekvensen i hållar 1,3 sprickor/m, medan de dioritiska, granitiska och granodioritiska bergarterna har 1,1 sprickor/m. De olika bergarterna uppvisar också i borkärnorna en liten skillnad i sprickighet. Den totala sprickfrekvensen i bergmassan mellan sprickzonerna minskar med djupet, se figur 18-27. Borkärnans högre sprickfrekvens jämfört med hållmätningarna har samma orsaker som nämnts i avsnitt 18.2.4. Sprickfrekvensen under 400 m ligger kring 2,5 sprickor/m. Den höga andelen sprickor i de övre intervallen beror på horisontell uppsprickning, bankning.

Tabell 18-11. Sammanställning av sprickzoner i Kamlunge.

Sprickzon	Påträffad i borrhål (m)	Stupning (grader)	Verklig bredd (m)	K-värde (m/s)
1	-	90*	3*	-
2	Km 3 (313-337)	70 NV	4	7×10^{-11}
	Km 12 (195-210)	70 NV	12	2×10^{-7}
	Km 9 (414-425)	70 NV	9	2×10^{-9}
	Km 5 (47- 53)	70 NV	5	ej mätt
	Km 6 (86- 94)	70 NV		ej mätt
3	Km 12 (52- 60)	70 NV	7	4×10^{-9}
	Km 8 (63- 69)	70 NV	4	ej mätt
	Km 11 (324-335)	70 NV	10	ej mätt
	Km 3 (441-450)	70 NV	1	3×10^{-8}
4	Km 3 (504-517)	80 SV	4	4×10^{-11}
5	-	60 NO*	4*	-
6	-	85 NO*	3*	-
7	-	75 NV*	3*	-
H1	Km 1 (544-560)	horisontell	14	ej mätt
	Km 2 (676-684)	horisontell	7	4×10^{-9}
	Km 13 (669-674)	horisontell	4	1×10^{-8}
	Km 14 (667-673)	horisontell	5	6×10^{-9}

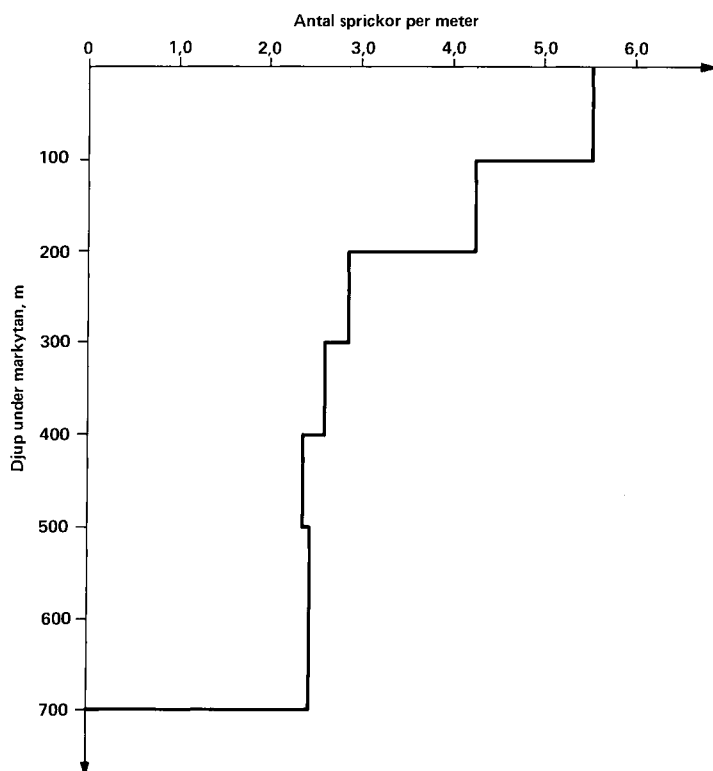
* Beräknat från geofysiska observationer.

18.4.5 Hydrologi, meteorologi och recipientförhållanden

Kamlungekölen ligger på vattendelaren mellan Kalixälvens flodområde i väster och Sangisälvens i öster. Dessa vattendrag mynnar efter 30 resp 35 km i Bottenviken. Största delen av undersökningsområdet avvattnas via Korpikån till Sangisälven. Älvarnas läge framgår av figur 18-22.

Uppe på Kamlungekölen finns endast några mindre sjöar. Nedanför området förekommer större sjöar såsom Stora Lappträsket ($4,1 \text{ km}^2$), Byträsket, Idträsket samt Granträsket. Tillrinningsområdet till Stora Lappträsket är cirka 15 km^2 och sjöns teoretiska vattenomsättningstid är 5,8 år. Omsättningstiden i nedre delen av Kalixälven är ett dygn och i kustområdet vid Repskärsfjärden 10 dygn.

Kamlungekölens topografi innebär att det utgör ett inströmningsområde för grundvatten. Omgivande dalgångar utgör utströmningsom-



Figur 18-27. Sprickfrekvensen i bergmassan inom typområdet Kamlunge.

råden även för grundvatten från större djup /18-12/. Stora Lappträsket utgör den första större recipienten för yt- och grundvattnen från Kamlungekölen. De naturliga halterna av uran och radium i sjön framgår av tabell 18-12.

Tabell 18-12. Uppmätta koncentrationer av uran och radium i Kamlungeområdet.

	Uran	Radium	Sort
sediment	100	80	Bq kg ⁻¹
sjövattnen	0,004	< 0,001	Bq l ⁻¹
jord	90	50	Bq kg ⁻¹

Medelnederbörden inom Kamlunge är 690 mm/år. Av nederbörden faller 45% som snö. Avdunstningen är beräknad till 350 mm/år /18-3, 18-4/. Avrinningen är beräknad till 340 mm/år eller cirka 10 l/(s · km²).

18.4.6 Berggrundens vattengenomsläpplighet

I Kamlunge har berggrunden uppdelats i olika hydrauliska enheter enligt följande:

- Lokala sprickzoner, 7 st
- Horisontell sprickzon
- Bergmassa

Den hydrauliska konduktiviteten har mätts i sammanlagt 187 st 25 m:s sektioner och 72 st 5 m:s sektioner i borrhålen Km 1 - Km 4, Km 9 och Km 12 - Km 14. Den hydrauliska konduktiviteten i den horisontella sprickzonen, påträffad i den nedersta delen av borrhålen Km 2, Km 13 och Km 14, har bestämts genom mätning i längre sektioner. Zonens hydrauliska konduktivitet har beräknats genom att hela det uppmätta vattenflödet vid testerna hänförs till zonen. Samtliga uppmätta värden representerande bergmassa resp lokala sprickzoner redovisas i figur 18-28 resp 18-29.

I figur 18-28 och 18-29 har sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup angivits. Sambanden gäller ned till 700 m. Den horisontella sprickzonens hydrauliska konduktivitet har bestämts till 1×10^{-8} m/s, se tabell 18-11.

Mätningar av den hydrauliska konduktiviteten har utförts i 175 st 2 m:s sektioner i borrhål Km 2 för bestämning av den hydrauliska sprickfrekvensen. Denna sprickfrekvens är lägre än 0,1 sprickor/m på djup större än 300 m. Mätgränsen för dessa mätningar var $1,3 \times 10^{-10}$ m/s.

18.4.7 Grundvattenkemi

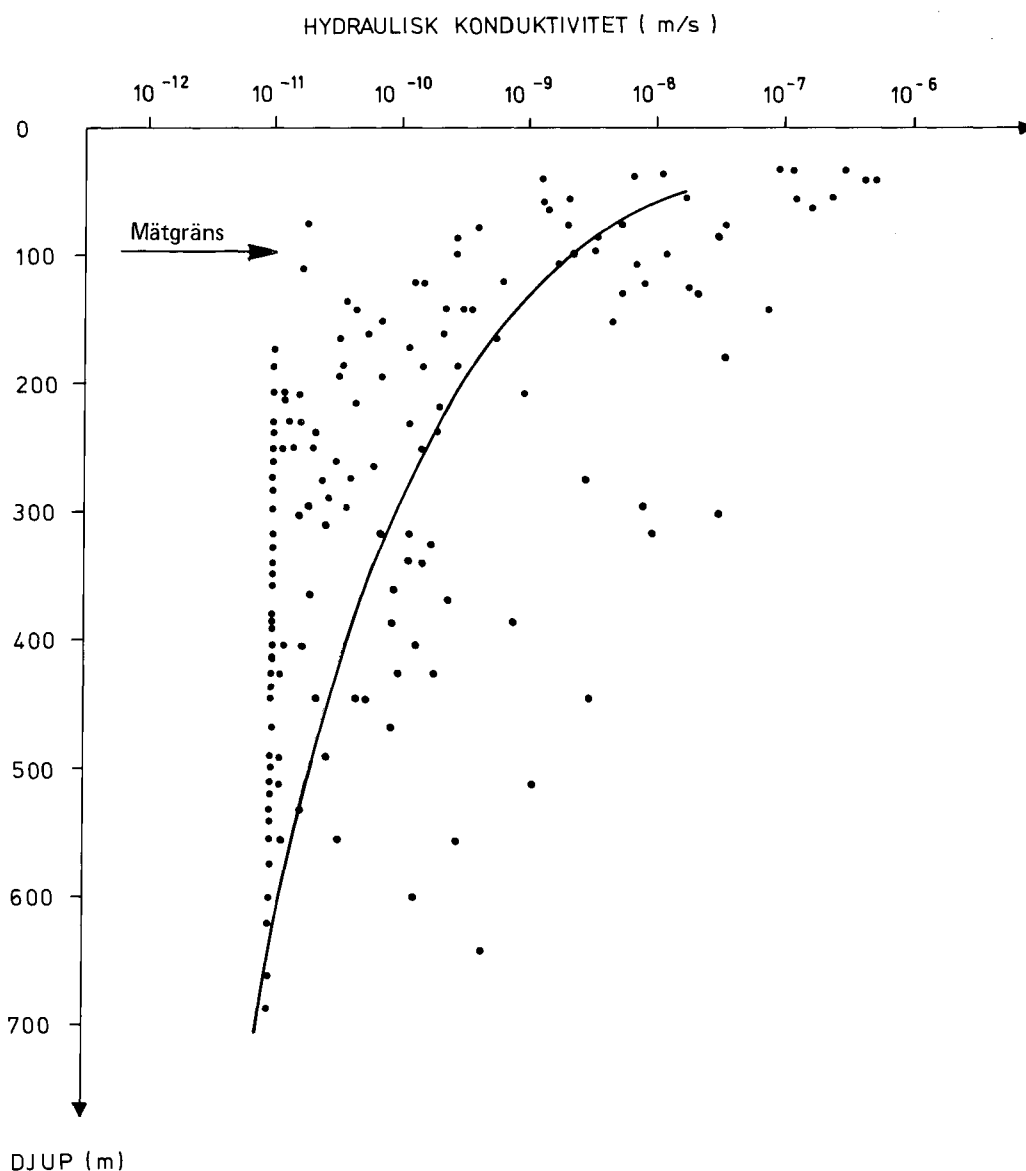
Kemiska analyser har utförts på vattenprov tagna i borrhålen Km 3 och Km 13 från sammanlagt tre olika sektioner mellan 106 och 555 meters djup.

Resultaten av analyserna finns utförligt redovisade i underlagsrapporter /18-7, 18-8, 18-15/. Tabell 18-13 sammanfattar provtag-

Tabell 18-13. Resultat av kemiska analyser på grundvatten från Kamlunge.

Borrhål	Djup m	pH	Eh V	HCO ₃ ⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	HS ⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	Fe ²⁺ mg/l	TOC ^a mg/l
Km 3	106	7,9	0,06	65	2	0,01	6	13	3	0,2	5
	376	8,7	-0,20	65	3	0,01	5	13	3	0,8	5
Km 13	555	7,6	-0,13	32	2	0,01	2	5	1	8,5	-

a Halten organiskt kol i vattnet.

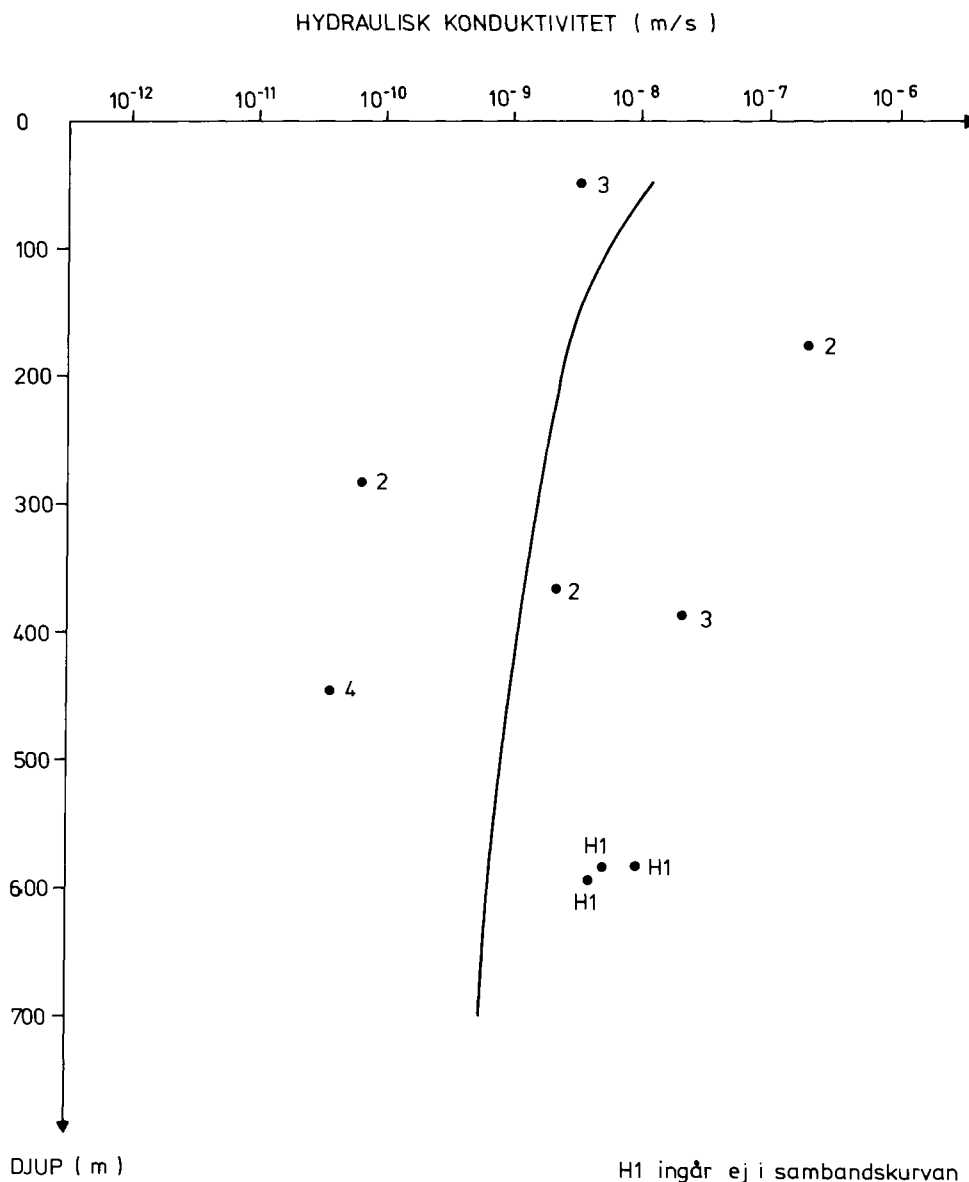


Figur 18-28. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för bergmassan i Kamlunga.

na sektioner och analysresultat av betydelse för karaktärisering av området.

I den övre sektionen på 106 meters djup i Km 3 har endast positiva redoxpotentialer uppmätts. Detta innebär troligen att uran här oxideras och har högre löslighet än under de reducerande förhållanden som gäller längre ned i berget. De värden på löslighet och sorption av övriga radionuklider som anges i kapitel 12 för reducerande förhållanden gäller däremot på alla provtagna djup.

Grundvattnet i Kamlunga har en relativt låg halt av lösta salter vilket gynnar uppkomsten av kolloidala partiklar. Problematiken kring detta diskuteras i kapitel 12. Migration av radionuklider

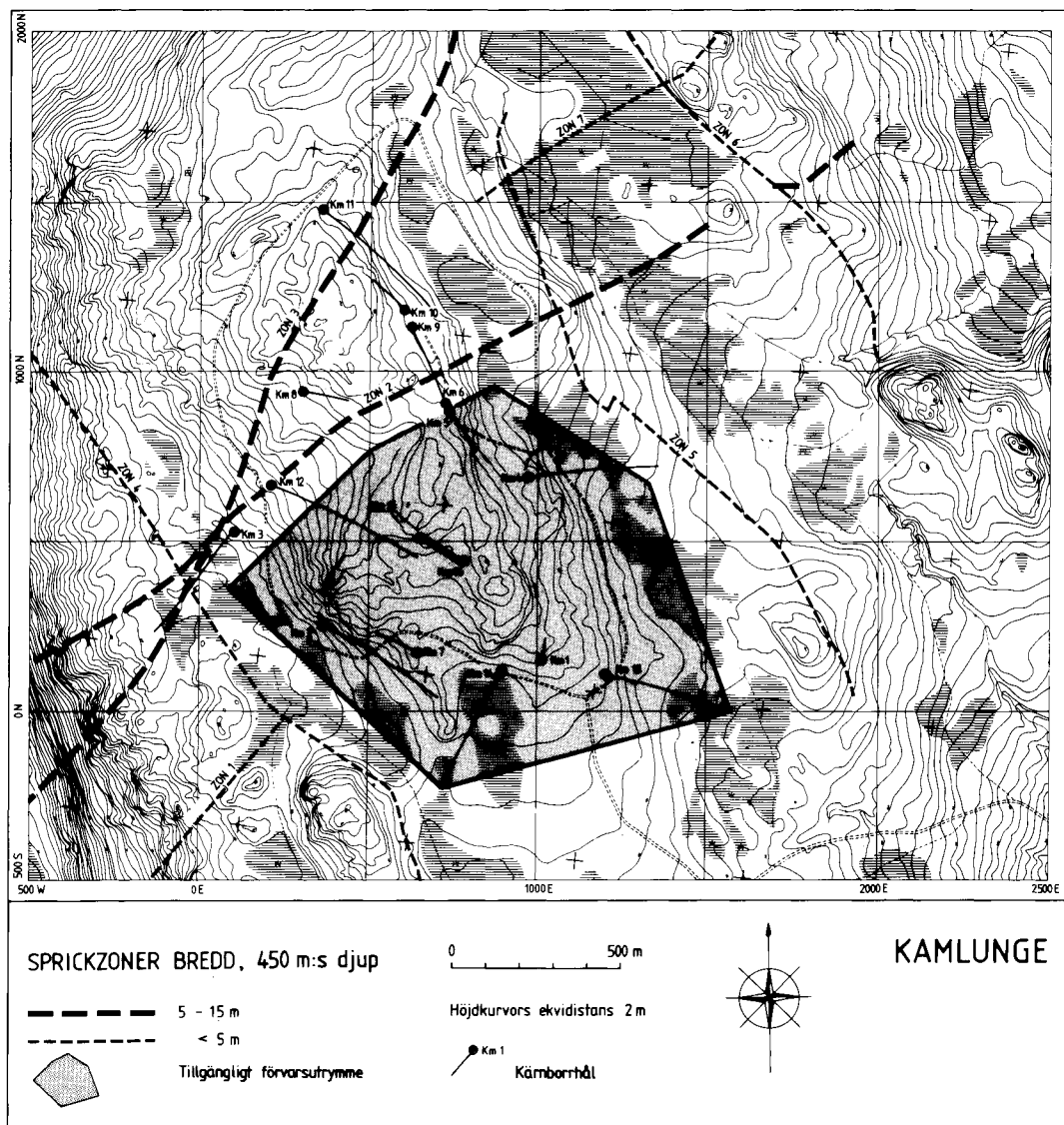


Figur 18-29. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för sprickzonerna i Kamlunge.

i form av kolloider är endast av betydelse vid så höga vattenflöden att dessa i sig skulle utgöra ett hinder för att ett förvarsområde kan accepteras.

18.4.8 Tillgängligt utrymme för slutförvar

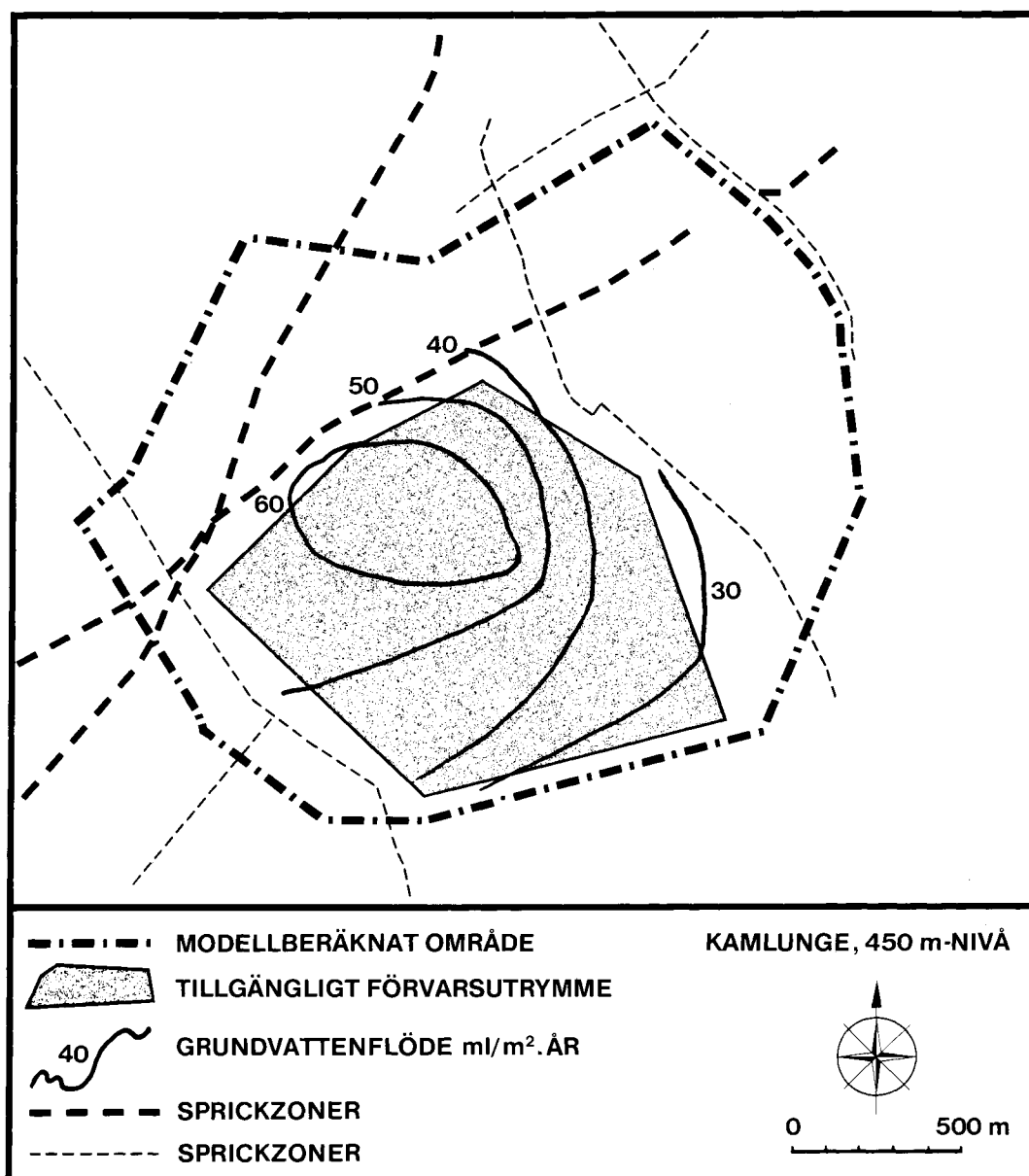
Förekomsten av en horisontell sprickzon på 555 m under Kamlungekölen innebär att ett förvar kan placeras på ca 450 m:s djup. Detta ger ett respektavstånd av 100 m till den underliggande horisontella zonen. I figur 18-30 visas tillgängligt utrymme för ett förvar med en total yta av 1,1 km². Förvaret har placerats inom en bergvolym som undersökts med 6 djupa och 3 korta kärnborrhål. Förvaret utförs som enplansförvar vilket ger ca 50% mer



Figur 18-30. Sprickzonernas lägen på föreslaget 450 m djup i Kamlunge. Tillgängligt försvarsutrymme på 450 m djup har markerats.

yta än nettobehovet. Utförda modellberäkningar visar, att det ur hydraulisk synpunkt är mer fördelaktigt att placera förvaret strax under den horisontella zonen, där grundvattenflödena är ytterst små. Hittills utförda undersökningar i Kamlunge omfattar dock ej berggrunden under zonen.

Områdets karaktär är sådan att man kan förvänta att kompletterande undersökningar skulle visa att det finns ytterligare bergvolymmer som lämpar sig för deponering av använt bränsle antingen i ett en- eller tvåplansförvar.

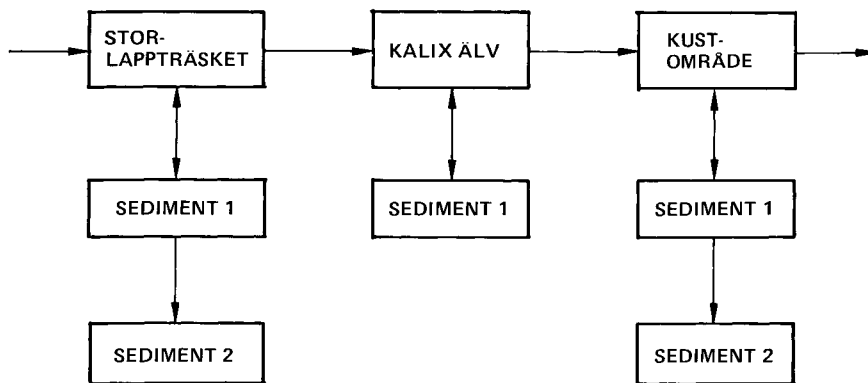


Figur 18-31. Grundvattenflöden på försvarsdjup.

18.4.9 Modellberäkningar

Modellberäkningar av grundvattenförhållandena inom Kamlunge omfattar ett område av 3,3 km², figur 18-31. Kamlungekölens kraftigt varierande topografi med omgivande dalgångar på cirka 100 m lägre nivå innebär att stora hydrauliska gradienter finns inom områdets rand. En regional modellberäkning omfattande Kamlungekölen och omgivande dalgångar (34 km²) har genomförts för att belysa dessa förhållanden, samt för att ge grundvattentryck som randvillkor till det lokala modellberäknade området.

I modellberäkningarna har den horisontella zonen antagits ha en utsträckning över hela det modellerade området.



Figur 18-32. Biopathmodellens reservoarsystem för Gideå.

Resultaten av modellberäkningarna visar att grundvattenflödet på förvarsdjup varierar mellan 0,003 - 0,06 l/(m²·år), se figur 18-31. Grundvattenbildningen till berggrunden inom Kamlungekølen är enligt modellberäkningarna cirka 20 mm/år. Detta innebär att huvuddelen av grundvattenflödet sker genom jordlagren.

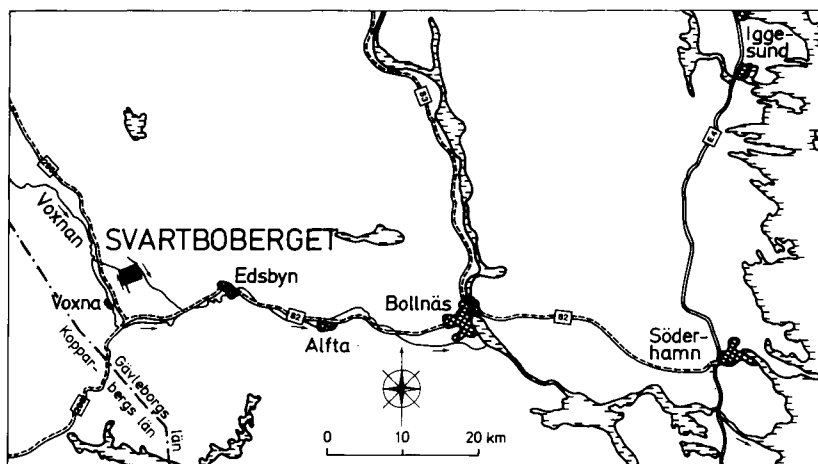
Transport och upptagningsvägar i biosfären har beräknats /18-9/. Modellsystemet för Kamlunge redovisas i figur 18-32.

18.4.10 Sammanfattande synpunkter

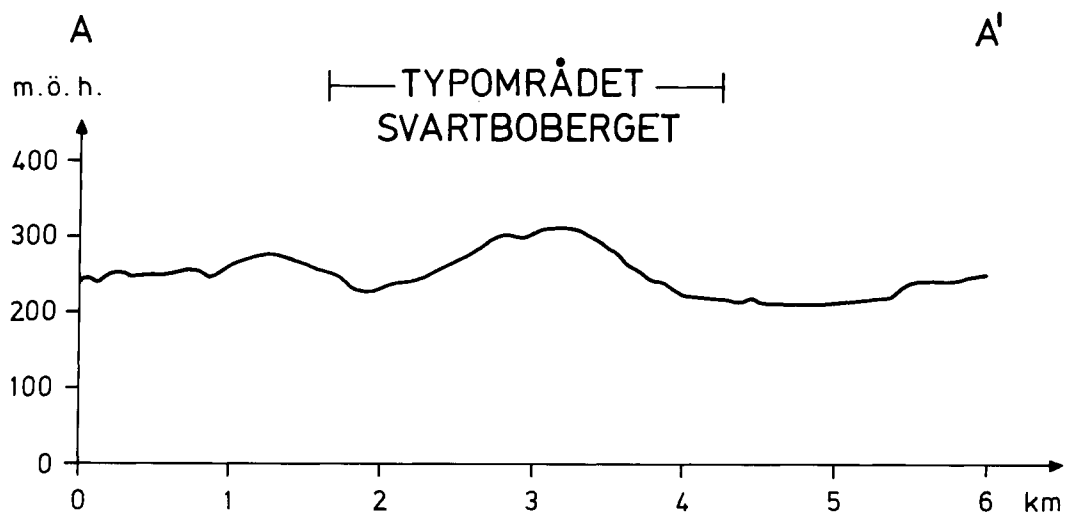
Typområdet Kamlunge är beläget inom en 16 km² stor höjdplata vars överyta har en topografi som uppvisar lokala höjdskillnader av upp till 30 m. Förekommande lokala sprickzoner är smala och bergmassan har en låg hydraulisk konduktivitet.

De lokala sprickzonerna har stort inbördes avstånd vilket medger goda möjligheter till förvar på en nivå. Den påträffade horisontella sprickzonen på ca 550 m djup innebär en förvarsplacering på 450 eller 650 m:s djup under Kamlungekølens överyta. Då inga undersökningar gjorts av berggrunden under den horisontella zonen har alla beräkningar utförts för en förvarsplacering på 450 m:s nivå.

De lokala sprickzonerna inom området har på 450 m:s djup en hydraulisk konduktivitet av 1×10^{-9} m/s (40 gånger högre än bergmassans). Modellberäkningarna visar att grundvattenflödena på 450 m:s djup inom området för tänkt förvar är små, samt att de stora hydrauliska gradienter, som finns i Kamlungekølens randområden, ej berör grundvattenförhållandena inom tänkt förvarsområde. Liksom i tidigare redovisade områden har grundvattnet en sådan sammansättning att det ej påverkar säkerheten kring ett tänkt



Figur 18-33. Översiktskarta över typområdet Svartboberget.



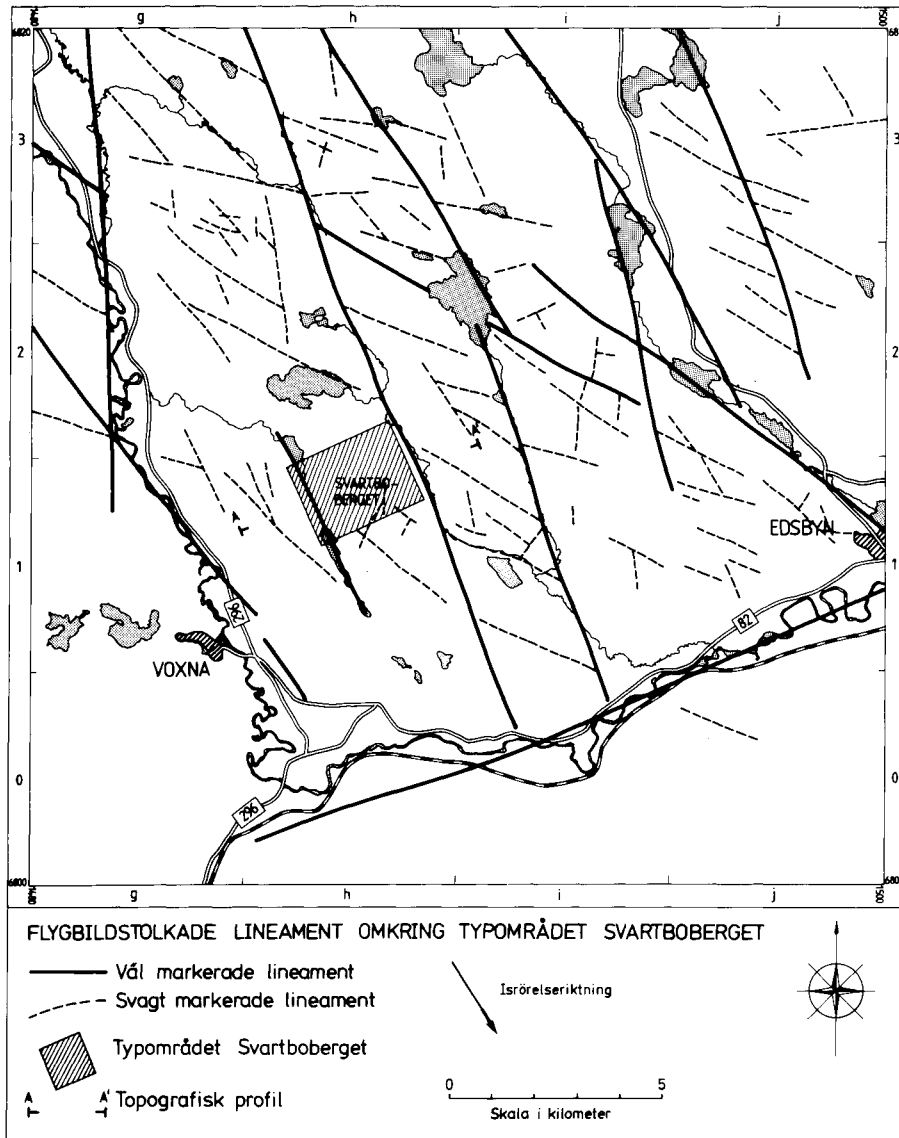
Figur 18-34. Topografisk profil genom typområdet Svartboberget. Profilens läge framgår av fig 18-35.

slutförvar. Området bedöms ha goda förutsättningar för ett enplansförvar på 450 m:s djup.

18.5 SVARTBOBERGET

18.5.1 Läge och topografi

Typområdet Svartboberget är beläget i västra Hälsingland ca 12 km väster om Edsbyn, se figur 18-33. Topografien inom området mellan Växjö och Edsbyn karakteriseras av nordnordvästliga sprickdalar, vilka uppträder på avstånd av 2 - 2,5 km. Typområdet utgö-



Figur 18-35. Flygbildstolkade lineament i området kring Svartboberget.

res av en höjdrygg, ca 2,5 km bred och 5 km lång. Höjdskillnaden mellan Svartbobergets övre del, ca 305 m över havet, och de omgivande dalgångarna i öster och väster är 85 respektive 75 m. Områdets topografi framgår av figur 18-34.

Området är skogbevuxet. Jordarten är blockig morän. Jorddjupet varierar mellan noll och 2 m uppe på höjdryggen samt 6-8 m på bergets sidor. Trots det ringa jorddjupet är andelen berg i dagen låg, mindre än 1%.

Ett 2 x 2 km stort område inom Svartboberget har detaljundersökts, se figur 18-35. Resultaten från undersökningarna finns redovisade i /18-16/.

18.5.2 Berggrundsgeologi

Huvudbergarten inom typområdet Svartboberget är en starkt omvandlad gnejs, migmatit. Bergarten har bildats på samma sätt som Fjällvedens ådergnejs och har samma ålder som denna /18-17/. Svartbobergets berggrund har dock omvandlats kraftigare än den i Fjällveden. Detta innebär att gnejsen har en större andel uppsmälta och nybildade partier och mindre andel ådror och sliror i jämförelse med Fjällvedens gnejs. I områdets norra del förekommer ett 150 m brett band av grafithaltig gnejs (9-13 viktprocent kol). I områdets västra del finns två smala diabasgångar. Dessutom förekommer mindre partier av amfibolit och pegmatit.

Huvudmineral i ådergnejsen är kvarts, plagioklas och biotit. Den procentuella fördelningen av huvudmineralen varierar. Den grafithaltiga gnejsen har vanligen ett stort innehåll av sulfider, upp till 10%. Dominerande sulfidmineral är magnetkis men även svavelkis och kopparkis (mindre än 0,08 viktprocent koppar) förekommer. Förekomsten av malmineral är låg, men det kan inte uteslutas att den grafithaltiga gnejsen kan bli av ekonomiskt intresse i en framtid.

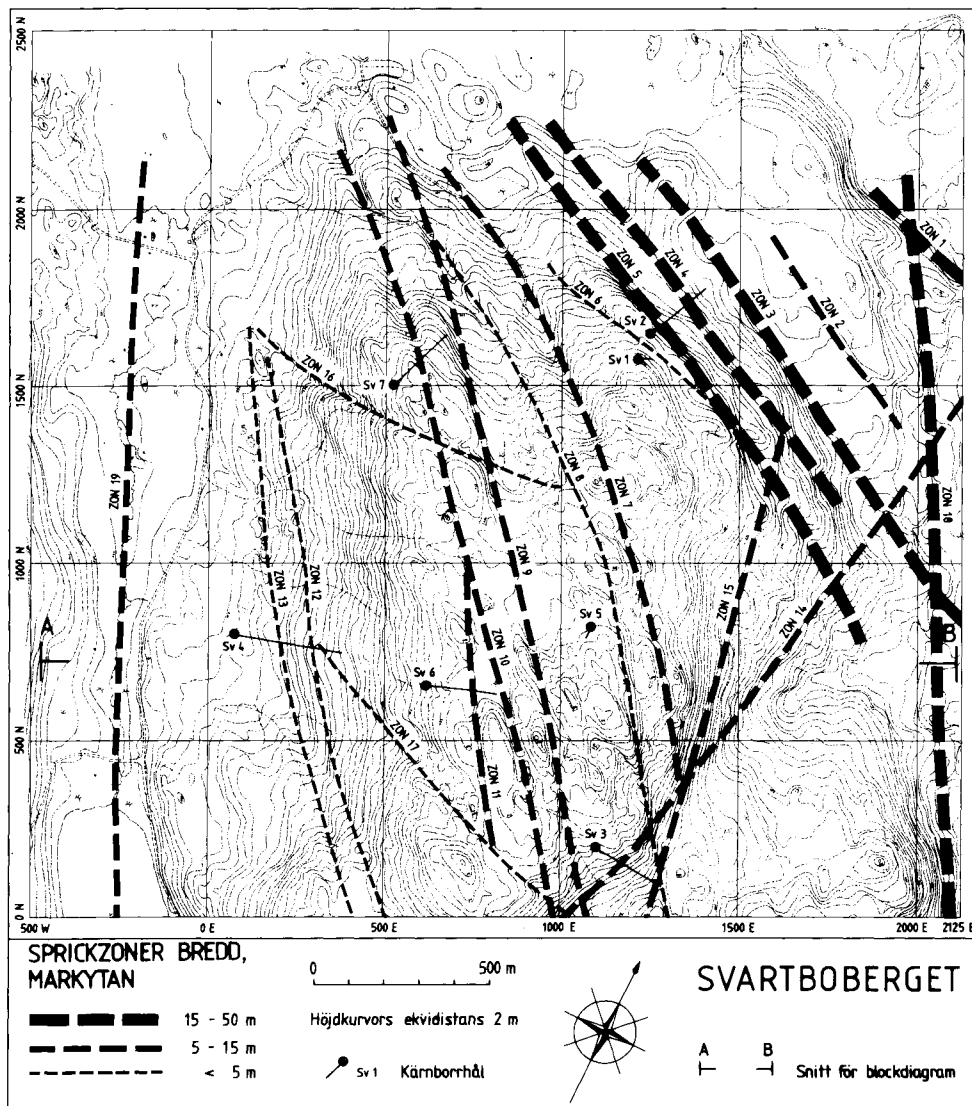
18.5.3 Sprickzoner

I Svartboberget har 7 kärnborrhål och 16 hammarborrhål borrats. En sammanställning av kärnborrhålens lutning och längd ges i tabell 18-14. Kärnborrhålens läge framgår av figur 18-36.

Tabell 18-14. Sammanställning av kärnborrhålens lutning och längd i Svartboberget.

Kärnborrhål	Lutning i grader från horisontalplan	Borrhålslängd (m)	Borrhålsdjup (m)
Sv 1	90	787,9	786
Sv 2	58	400,4	340
Sv 3	62	450,5	398
Sv 4	60	641,5	569
Sv 5	86	801,5	800
Sv 6	74	750,3	714
Sv 7	60	396,9	339

Svartboberget begränsas i nordost och sydväst av nordnordvästliga dalgångar, se figur 18-36, vilka sammanfaller med regionala sprickzoner. Dalgångarna består av ett flertal parallella upp till 30 m breda zoner. Dessa zoner är lokaliserade inom en bredd



Figur 18-36. Sprickzonernas lägen i markytan inom typområdet Svartboberget.

av 150 m och lutar omkring 40° åt sydväst. En del av den nordöstra zonen (zon 18) har påträffats på stort djup i 3 av kärnbrorhålen, se tabell 18-15.

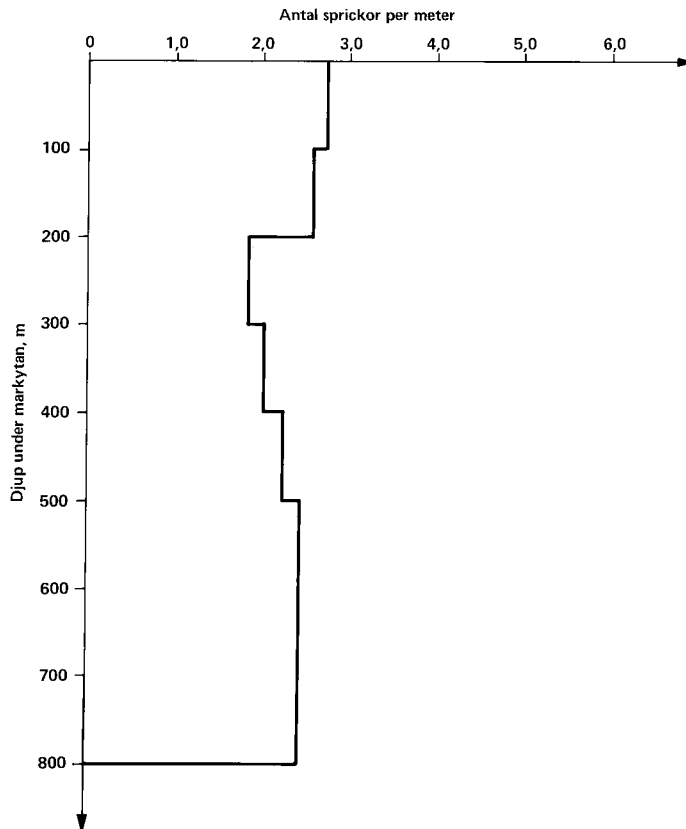
De regionala sprickzonerna begränsar en ungefär 5 km^2 stor bergplint. Inom denna finns sprickzoner av mer lokal karaktär. Avståndet mellan dessa zoner är i allmänhet 100 - 500 m. Den övervägande delen av zonerna lutar mot väster, se figur 18-42.

Sprickzonerna har genomborrats med kärnbrorhål på sammanlagt 29 olika ställen. Sprickzonernas bredd varierar mellan 2 och 50 m med en medelbredd av 16 m. En översiktlig sammanställning av resultatet från borrhålsundersökningar av sprickzoner redovisas i tabell 18-15.

Tabell 18-15. Sammanställning av sprickzoner i Svartboberget.

Sprickzon	Påträffad i borrhål (m)	Stupning (grader)	Verklig bredd (m)	K-värde (m/s)
1	Sv 1 (682-713)	40 S	25	6×10^{-12}
2	Sv 1 (458-467)	45 S	10	5×10^{-8}
	Sv 2 (295-311)	45 S	15	ej mätt
3	Sv 1 (275-312)	45 S	25	5×10^{-8}
	Sv 2 (144-177)	45 S	25	ej mätt
4	Sv 1 (169-223)	40 S	50	2×10^{-8}
	Sv 2 (50-119)	40 S	50	ej mätt
5	Sv 1 (45-104)	30 S	40	4×10^{-7}
	Sv 2 (0- 22)	30 S	20	ej mätt
6	Sv 1 (35- 37)	30 S	2	2×10^{-7}
7	Sv 5 (371-401)	65 SV	10	5×10^{-10}
8	Sv 3 (245-250)	60 SV	5	3×10^{-11}
	Sv 5 (128-136)	60 SV	5	1×10^{-8}
	Sv 6 (666-685)	60 SV	5	$<8 \times 10^{-11}$
	Sv 7 (383-390)	70 SV	5	4×10^{-9}
9	Sv 6 (666-685)	80 SV	10	$<8 \times 10^{-11}$
	Sv 7 (383-390)	85 SV	5	4×10^{-9}
10	Sv 6 (591-633)	85 SV	10	2×10^{-10}
	Sv 7 (140-142)	85 SV	5	$<1 \times 10^{-10}$
11	Sv 6 (475-506)	90	10	7×10^{-9}
12	-	75 Ö*	5*	-
13	Sv 4 (545-549)	75 Ö	4	$<3 \times 10^{-11}$
14	Sv 3 (58- 83)	40 V	25	2×10^{-7}
	Sv 5 (371-401)	40 V	10	5×10^{-10}
	Sv 6 (666-685)	40 V	10	$<8 \times 10^{-11}$
15	Sv 3 (100-170)	30 V	30	9×10^{-8}
	Sv 4 (643-648)	30 V	5	2×10^{-9}
	Sv 5 (254-270)	30 V	15	2×10^{-8}
	Sv 6 (475-506)	40 V	10	7×10^{-9}
16	-	75 N*	5*	-
17	Sv 4 (435-437)	85 S	2	2×10^{-7}
18	Sv 1 (736-788)	35 SV	>30	1×10^{-9}
	Sv 3 (441-448)	35 SV	> 5	8×10^{-9}
	Sv 5 (727-737)	35 SV	15	3×10^{-8}
19	-	35 SV*	>30*	-

* Beräknad från geofysiska observationer.



Figur 18-37. Sprickfrekvensen i bergmassan inom typområdet Svartboberget.

De mest markerade lokala sprickzonerna finns i områdets norra del och är orienterade i nordvästlig riktning och stupar $30 - 45^\circ$ åt sydväst (zon 1 - 6). Bredden hos dessa zoner varierar mellan 5 - 50 m och avståndet mellan dem är 30 - 80 m. Förekommande sprickmineral är kalcit, klorit, illit och i mindre utsträckning zeolitmineral. Dessa mineral förekommer även i övriga sprickzoner inom Svartboberget. Lokalt förekommer vittring och indikationer på förskjutningar utmed de flacka sprickzonerna.

I områdets västra del löper två tunna diabasgångar och tillsammans med dessa förekommer sprickzonerna 12 och 13.

18.5.4 Bergmassans sprickighet

Bergmassans sprickighet har karterats dels på blottade hållar dels på borrhärlor. Den dominerande sprickriktningen i hållar är mellan nord och nordost med vertikal stupning. Sprickfrekvensen i hållar är 1,0 sprickor/m. Sprickfrekvensen varierar obetydligt med djupet som framgår av figur 18-37. Sprickfrekvensen i bergmassan är 2,5 sprickor/m.

18.5.5 Hydrologi, meteorologi och recipientförhållanden

Svartboberget dräneras åt väster av Brynåsbäcken som rinner ut i Voxnan ca 7 km uppströms Voxna samhälle. Östra delen av området dräneras av Älmån som också rinner ut i Voxnan, cirka 15 km nedströms Voxna samhälle. Medelvattenföringen i Voxnan är där 24,2 m³/s /18-18/. Voxnan mynnar efter cirka 40 km i Ljusnan och efter ytterligare 40 km i Bottenhavet.

I anslutning till det detaljundersökta området finns sjöarna Råttjärnsjön (1,1 km²), Norra och Södra Brynåssjön (0,15 resp 0,25 km²) samt Älmsjön (0,30 km²). Sjöandelen är cirka 4% inom regionen kring Svartboberget. Tillrinningsområdet för Älmsjön är cirka 6 km² och den teoretiska vattenomsättningstiden är cirka 6 månader. Norrsjöns, belägen cirka 20 km nedströms Älmåns inflöde, teoretiska omsättningstid är 2,8 dygn. Vid utflödet i Ljusnan är omsättningstiden i denna cirka 24 dygn.

Områdets topografi medför att det utgör ett inströmningsområde för grundvatten. De begränsande lågpartierna i öster och väster utgör utströmningsområden för grundvatten även från djupare delar av berggrunden. Älmsjön utgör den första större recipienten för yt- och grundvatten från Svartboberget. De naturliga halterna av uran och radium i sjön framgår av tabell 18-16.

Medelnederbörden inom Svartboberget är 715 mm/år. Av nederbörden faller 24% som snö. Avdunstningen är beräknad till 390 mm/år /18-3, 18-4/. Avrinningen är beräknad till 325 mm/år (ca 10 l/(s · km²)).

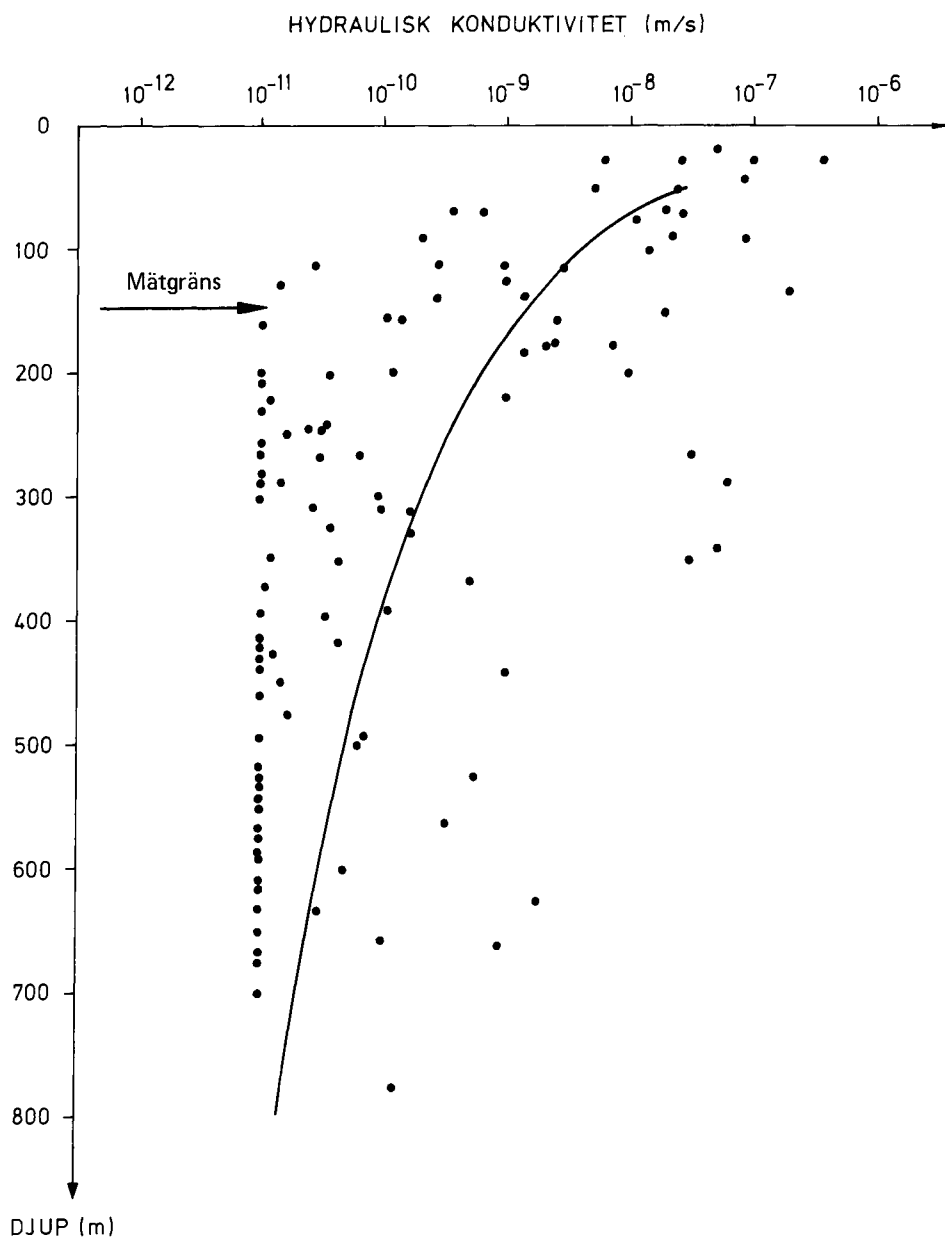
Tabell 18-16. Uppmätta koncentrationer av uran och radium vid Svartboberget.

	Uran	Radium	Sort
sediment	50	13	Bq kg ⁻¹
sjövattnen	< 0,002	< 0,001	Bq l ⁻¹
jord	40	30	Bq kg ⁻¹

18.5.6 Berggrundens vattengenomsläpplighet

De hydrauliska enheterna i Svartbobergets berggrund utgöres av:

- Regionala sprickzoner, 2 st
- Lokala sprickzoner, 17 st
- Bergmassa

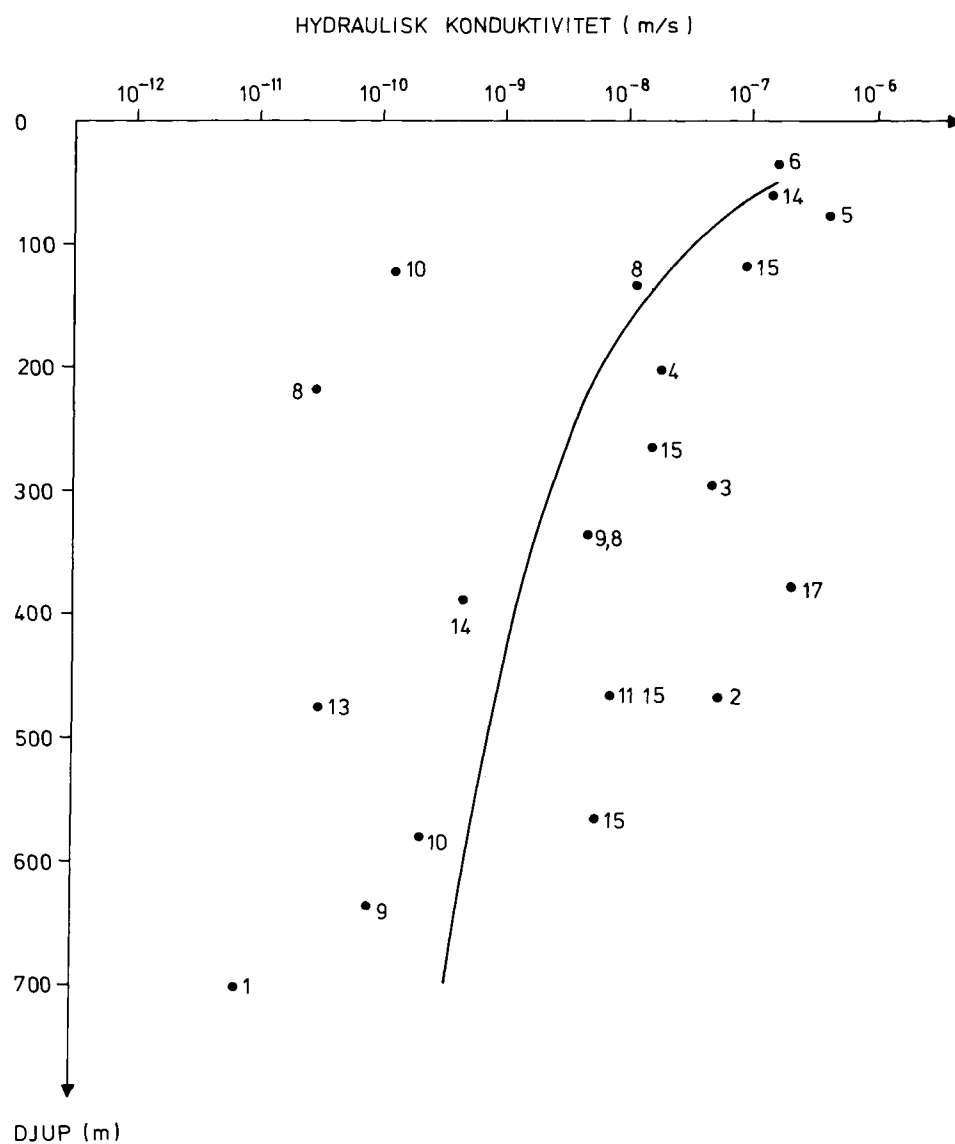


Figur 18-38. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för bergmassan i Svartboberget.

De regionala och lokala sprickzonernas läge framgår av figur 18-36. Den hydrauliska konduktiviteten har mätts i sammanlagt 147 st 25 m:s sektioner och 87 st 5 eller 10 m:s sektioner i borrhålen Sv 1, Sv 3 - Sv 7. Samtliga uppmätta värden som representerar bergmassa, regionala resp lokala sprickzoner redovisas i figur 18-38, 18-39 resp 18-40. Det beräknade sambandet mellan djup och hydraulisk konduktivitet gäller ned till 800 m för bergmassan och ned till 700 m för sprickzonerna.

18.5.7 Grundvattenkemi

Kemiska analyser har gjorts på vattenprov som tagits i de två borrhålen Sv 4 och Sv 5 från sammanlagt 8 olika sektioner mellan

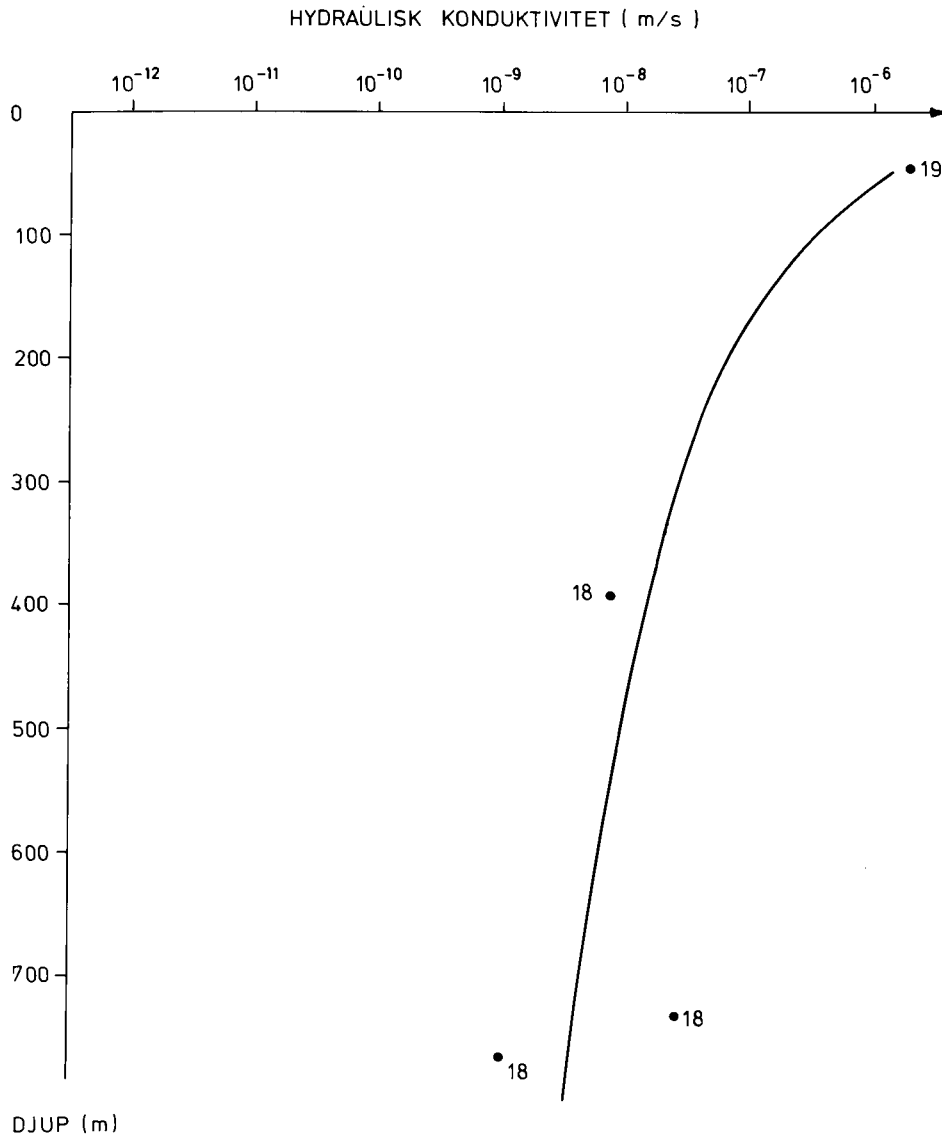


Figur 18-39. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för de lokala sprickzonerna i Svartboberget.

Tabell 18-17. Resultat av kemiska analyser på grundvatten från Svartboberget.

Borrhål	Djup m	pH	Eh V	HCO ₃ ⁻ mg/l	Cl ⁻ mg/l	HS ⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	Fe ²⁺ mg/l	TOC ^a mg/l
Sv 4	82	8,4	-	139	3	0,01	23	25	3	0,1	3
	324	9,6	-0,14	127	10	0,03	44	12	1	0,2	10
	373	9,1	-0,08	131	7	0,01	35	18	2	0,3	3
	551	9,0	-0,14	128	8	0,05	35	17	2	0,3	4

^a Halten organiskt kol i vattnet.

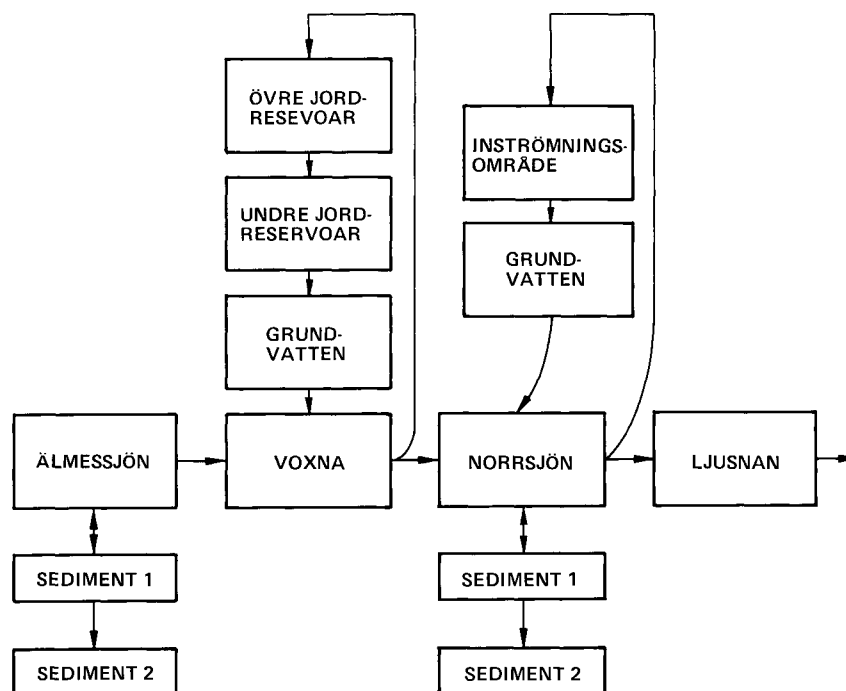


Figur 18-40. Sambandet mellan hydraulisk konduktivitet och djup för de regionala sprickzonerna i Svartboberget.

82 och 712 meters vertikalt djup. Provtagningen i Sv 5 har emellertid drabbats av tekniska missöden.

Resultaten av analyserna i Sv 4 finns utförligt redovisade i underlagsrapporter /18-7, 18-8, 18-19/. I tabell 18-17 har ett antal analyser från de provtagna sektionerna i Sv 4 sammanfattats.

I huvudsak överensstämmer analysresultaten med vad som redovisas i kapitel 7. Ett undantag är halten organiskt kol som är ovanligt hög i prover från sektionen på 324 meters djup. Höga halter organiskt material kan om de utgörs av högmolekylära humus- och fulvosyror öka rörligheten hos framförallt de trevärda aktiniderna. I övrigt gäller de slutsatser om löslighet och sorption av



Figur 18-41. Biopathmodellens reservoarsystem för Svartboberget.

radionuklider som i kapitel 12 anføres för reducerande förhållanden.

18.5.8 Modellberäkningar

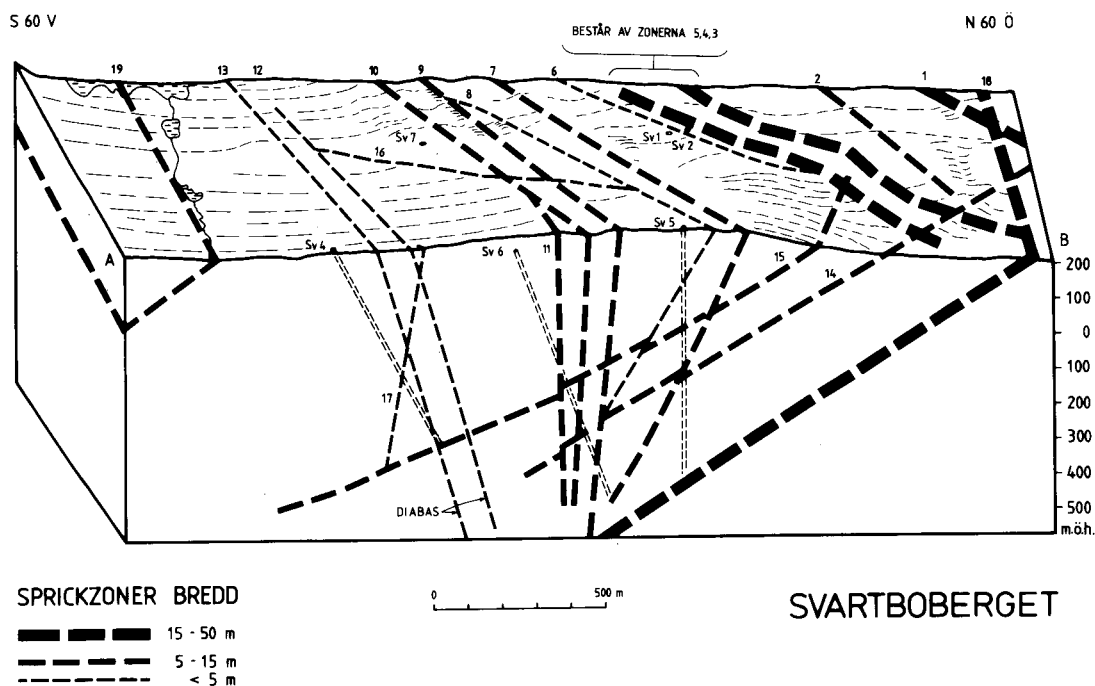
Modellberäkningar av grundvattenförhållandena i Svartboberget har ej genomförts.

Transport och upptagningsvägar för radionuklider i biosfären har dock beräknats /18-9/. Modellsystemet för Svartboberget redovisas i figur 18-41.

18.5.9 Sammanfattande synpunkter

Typområdet Svartboberget utgörs av en höjdrygg med en höjd av 80 m över omgivande dalgångar. Området genomsätts av ett flertal lokala sprickzoner. Bergmassan mellan sprickzonerna har låg vattengenomsläpplighet.

De lokala sprickzonerna inom området har på 500 m:s djup en hydraulisk konduktivitet av ca 8×10^{-10} m/s (17 gånger högre än bergmassans). Dessa zoner lutar omkring 45° och avståndet mellan dem varierar mellan 30 - 300 m.

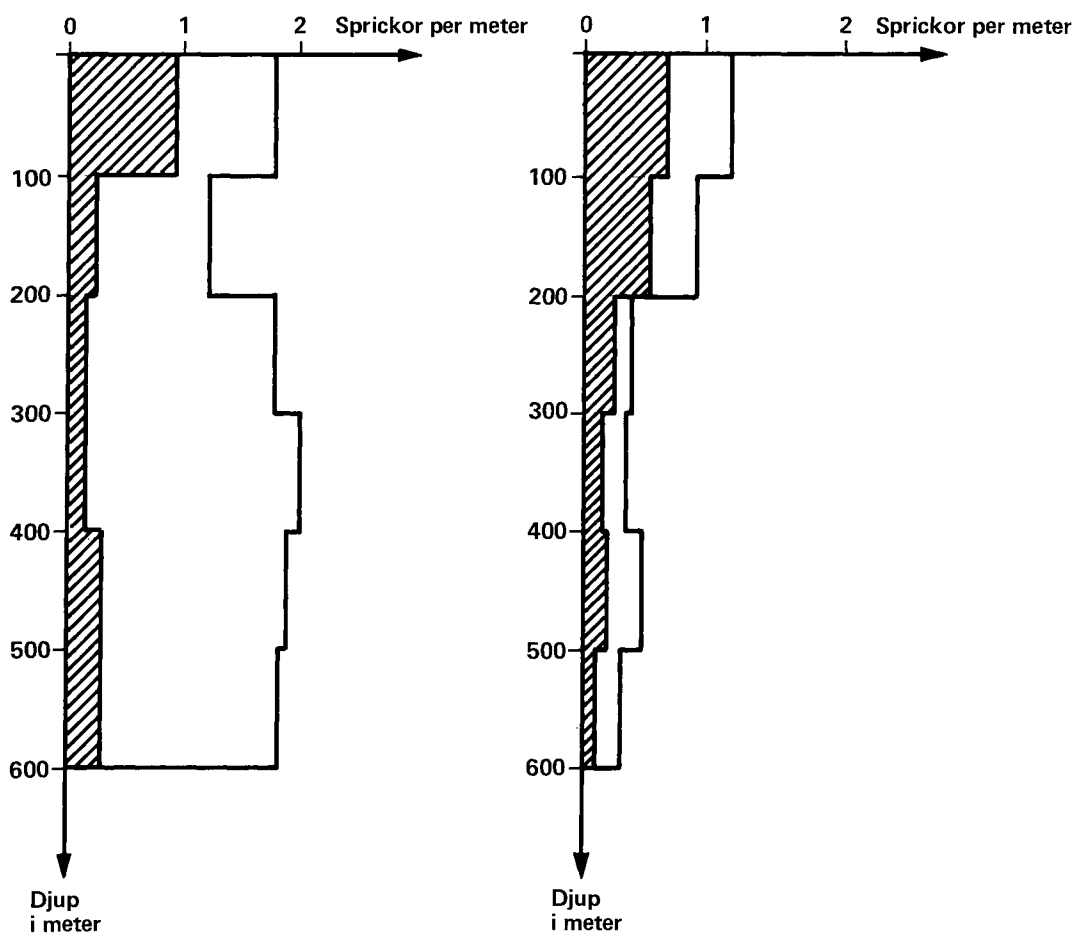


Figur 18-42. Vertikal sektion genom Svartboberget. Profilens läge framgår av figur 18-36.

Analysen av grundvattnet tyder på en sammansättning som ej påverkar säkerheten kring ett slutförvar.

Det stora antalet lokala sprickzoner med små inbördes avstånd, figur 18-42, innebär att utrymmet för ett förvar är mycket begränsat. Områdets västra del uppvisar en lägre andel lokala sprickzoner. Antalet borrhål i detta område är dock för litet för att en godtagbar tolkning av förekommande sprickzoner skall kunna erhållas.

Hydrologiska modellberäkningar av grundvattenförhållandena i Svartboberget har ej utförts. Ett slutförvar i Svartboberget innebär praktiska svårigheter beträffande förvarets geometriska utformning då utrymmet mellan de befintliga sprickzonerna är begränsat. Inom området förekommer dessutom en grafitförande gnejs som i en framtid kan bli av ekonomiskt intresse. Av de redovisade områdena är därför Svartboberget minst lämpat för ett slutförvar.



Figur 18-43. Total sprickfrekvens och hydraulisk sprickfrekvens i bergmassan inom typområdena Finnsjön, vänstra figuren, och Sternö, högra figuren.

18.6 RESULTAT FRÅN UNDERSÖKNINGAR I ANDRA OMRÅDEN

18.6.1 Omfattning

Ett stort antal geologiska, geofysiska och hydrogeologiska undersökningar har tidigare utförts inom typområdena Finnsjön, Kråkemåla och Sternö /18-20/ - /18-28/, se figur 18-1. En sammanfattande beskrivning av Finnsjön ges i /18-29/. Dessutom har vissa undersökningar utförts i Studsvik i östra Södermanland. Resultaten är i viss mån platsspecifika men ger samtidigt uppgifter som belyser allmänna egenskaper och förhållanden i kristallin berggrund. Dessa resultat omfattar:

- Hydraulisk sprickfrekvens i Finnsjön och Sternö
- Kinematisk porositet i Finnsjön och Studsvik
- Hydrogeologisk modellberäkning av grundvattenförhållandena i Finnsjön.

18.6.2 Hydraulisk sprickfrekvens i Finnsjön och Sternö

Den hydrauliska sprickfrekvensen i Finnsjön och Sternö har bestämts genom tester i 2 eller 3 meters sektioner i befintliga borrhål. Dessa mätningar har använts tillsammans med resultaten från kärnkarteringarna för bestämning av den andel sprickor som är vattenledande i bergmassan /18-30/. I Finnsjön har 467 mätningar och i Sternö 399 mätningar utnyttjats för beräkningarna. Resultaten framgår av figur 18-43. I båda områdena avtar den hydrauliska sprickfrekvensen med djupet. I Finnsjön varierar sprickfrekvensen mellan 0,2 - 0,3 sprickor/m och i Sternö mellan 0,1 - 0,2 sprickor/m på nivåer djupare än 300 m. Uppmätta data utgör medelvärden från 5 borrhål per område. Mätgränsen för mätningarna i Finnsjön var $2,5 \times 10^{-9}$ m/s, medan mätgränsen i Sternö var 4×10^{-10} m/s.

18.6.3 Kinematisk porositet i Finnsjön och Studsvik

Den kinematiska porositeten, se avsnitt 6.1.2 har bestämts genom att bestämma tillsatta spårämnens transporttider i grundvattnet. Fältförsök har genomförts i Finnsjön /18-31/ och Studsvik /18-32/. Resultaten redovisas i tabell 18-18.

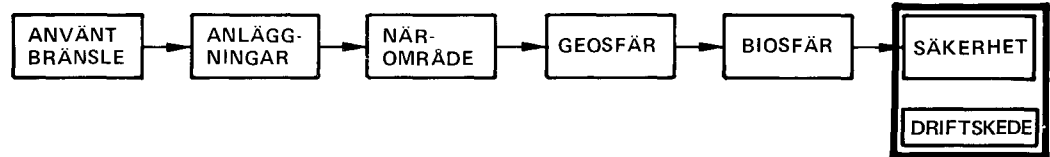
Tabell 18-18. Kinematisk porositet bestämd från fältförsök.

Bergart	Område	Porositet (%)
Granodiorit spricka	Finnsjön	0,08 - 0,09
Granitisk gnejs spricka	Studsvik	0,2 - 0,5

18.6.4 Hydrogeologisk modellberäkning av grundvattenförhållandena i Finnsjön

I samband med utvecklingen av den numeriska modell som använts för beräkningarna av grundvattenförhållandena inom Fjällveden, Gideå och Kamlunge har modellen använts för att belysa grundvattenförhållandena i Finnsjön /18-24/. Såväl metodik som utrustning har avsevärt förbättrats sedan dessa undersökningar genomfördes. Modellberäkningen gav flöden som varierar mellan 0,2-1 l/m^2 år.

19 RADIOLOGISK SÄKERHET UNDER DRIFT



I detta kapitel analyseras de radiologiska säkerhetsaspekterna på driftskedet. Detta omfattar alla moment i hantering, transport och lagring av det använda kärnbränslet, från att det lämnar kärnkraftstationerna till dess att slutförvaret förseglas. Driftskedet kan uppdelas i ett antal aktiviteter:

- Transporter
- Mellanlagring i CLAB
- Inkapsling och övrig behandling före slutförvaring
- Inplacering i slutförvaret

Hur dessa aktiviteter kan utföras har beskrivits i kapitel 4.

19.1 ALLMÄNT

Anläggningarna för hantering, lagring och behandling av använt bränsle konstrueras i enlighet med de säkerhetsmässiga principer som angetts i kapitel 17. Särskild vikt läggs vid att

- Minimera stråldoserna för personalen
- Förhindra att det uppstår skador på bränslet på grund av missöden eller felaktig hantering
- Minimera spridningen till omgivningen av den aktivitet som eventuellt frigörs.

För delar av hanteringssystemet, nämligen transportsystemet och centrala bränslelagret, CLAB, vilka redan tagits i bruk eller är under byggnad, har utförliga säkerhetsanalyser redovisats till myndigheterna och godkänts av dessa /19-1, 19-2/. De berörs därför endast översiktligt här. Som underlag för en bedömning av bränslets kondition, när det transporteras vidare till inkaps-

lingsstationen och behandlas där, redovisas vissa aspekter på långtidsförvaringen av använt bränsle i vattenbassänger.

Inkapslingen av använda bränsleelement i kopparkapslar kommer att utföras vid en särskild behandlingsstation. Denna förutsätts vara samlokaliserad med slutförvaret och placerad i marknivå. Hanteringen inom denna anläggning är speciell för det förslag till slutförvaring som presenteras i denna redovisning. Säkerheten har därför analyserats och redovisats i speciella utredningar /19-3, 19-4, 19-5/, vilka sammanfattas i avsnitt 19.4 nedan.

Hanteringen av det inkapslade bränslet fram till slutförvaringen diskuteras kortfattat i avsnitt 19.6.

19.2 TRANSPORTER

Huvuddragen av det svenska transportsystemet för använt kärnbränsle redovisas i avsnitt 4.2. Systemet baseras på sjötransport med ett för ändamålet särskilt konstruerat fartyg. Vidare finns därtill anpassade fordon, last- och lyftanordningar m m för de anslutande landtransporterna. Säkerhetsanalyser av transporterna redovisas i /19-1/.

Den grundläggande säkerhetsfilosofin för transporterna framgår av IAEAs regler. Transportbehållaren för använt bränsle skall ensam ge erforderligt strålskydd och utgöra en läcktät barriär mellan det använda bränslet, som transporteras, och omgivningen. Detta gäller såväl under normala förhållanden som i samband med missöden eller haverier.

För att ytterligare begränsa dosbelastningen till besättningen är fartyget utrustat med fasta strålskärmar. Normalt bedöms individdoser till personal som sysslar med transporterna, komma att uppgå till ca 2 mSv per person och år. Kollektivdosen från transport av 300 ton bränsle, som är den maximala årliga transportmängden, har bedömts bli ca 0,2 manSv. De största dosbidragen erhålls vid lastning och lossning av transportbehållaren från fartyget.

I /19-1/ belyses även konsekvenserna av mycket svåra, men osannolika haverier såsom långvarig brand, kraftig kollision och i havet förlorad transportbehållare. Beräkningarna visar att omgivningskonsekvenserna även i dessa fall blir mycket små. Maximala individdosen blir mindre än 0,1 mSv.

Transporterna av använt bränsle från CLAB till inkapslingsstationen sker 30 à 40 år senare än transporterna till CLAB. Under denna tidsrymd har aktiviteten från viktiga nuklider som krypton-85 och cesium-134 i stort sett avklingat medan den från cesium-

137 har halverats. Detta medför att de radiologiska konsekvenserna av de senare transportererna är lägre än de ovan redovisade.

19.3 CENTRALT LAGER FÖR ANVÄNT BRÄNSLE, CLAB

19.3.1 Radiologisk påverkan från normaldrift och missöden

Utformningen av CLAB beskrivs översiktligt i avsnitt 4.3 och mer utförligt i /19-2/. Denna referens ger även en detaljerad säkerhetsanalys av anläggningen. Här återges endast några resultat för att underlätta en jämförelse med övriga led i hanteringskedjan.

Lagringsdelen av CLAB har utformats som en bergrumsanläggning, vilket ger ett gott skydd mot yttre påverkan såsom naturkatastrofer av olika slag, krigshandlingar och sabotage.

I mottagningsdelen, som ligger ovan jord, förvaras bränsle endast temporärt, men nästan all hantering av bränsle och transportbehållare sker där.

All hantering av bränsle i CLAB sker under vatten, vilket ger god strålskärning. Dosbelastningen till personalen domineras därför av de olika momenten i samband med hantering och urlastning av transportbehållaren, vilka ger en individdos i medeltal på ca 3 mSv/år. Totala individdosen för de mest utsatta individerna i CLAB bedöms i medel ligga under 5 mSv/år. Totala kollektivdosen till all personal från arbete i anläggningen bedöms normalt bli ca 0,3 manSv per år.

Normaldriftutsläppen från CLAB har med pessimistiska antaganden beräknats ge individdoser kring 0,04 μ Sv per år och kollektivdosinteckningar mellan 0,01 och 0,02 manSv. Detta är helt försumbara värden.

I /19-2/ analyseras även konsekvenserna av olika missöden såsom hanteringsmissöden, bortfall av kylning av vattnet i lagringsbassängerna, brand etc. Störst konsekvens erhålls om en transportbehållare tappas, så att bränslet skadas. Individdosen på 1 km avstånd från anläggningen beräknas bli 4 μ Sv för detta fall.

19.3.2 Långtidsförvaring av använt bränsle i vattenbassänger

Den sammanlagda tiden för lagring av använt bränsle i vattenbassänger före slutförvaring förutsätts bli 40 år.

Sedan många år föreligger goda erfarenheter av bränslelagring i vattenbassänger. Någon påverkan på kapsling och bränsle har inte observerats i samband med lagringen. Erfarenheterna visar /19-6/

att allmänkorrosionen efter 100 års lagring i neutralt rent vatten knappast uppgår till mer än 1 μm . Även vid annan rimlig vattenkemi ändras inte allmänkorrosionen på ett sätt som äventyrar säkerheten.

I /19-6/ analyseras även möjligheterna för punktkorrosion, galvanisk korrosion, spaltkorrosion och galvaniskt inducerad hydriding. Resultaten visar att dessa mekanismer om de överhuvudtaget förekommer inte innebär problem för den aktuella typen av lagring.

Fördröjt brott på grund av väteförsprödning har inte observerats på zircaloykapslat bränsle i samband med lagring. Teoretiska analyser av förloppet visar låg sprickutbredning som inte leder till brott.

Under reaktordrift kan enstaka bränsleskador uppstå på grund av spänningskorrosion. Denna orsakas av höga spänningar under drift och samtidig påverkan av vissa ämnen (främst jod) som frigjorts ur bränslet. Eftersom spänningen i kapslingsmaterialet är betydligt lägre under lagring än under reaktordrift, och frigörelsen av klyvningsprodukter minskar kraftigt efter uttag ur reaktorn, föreligger inte förutsättningar för spänningskorrosion under lagringen.

Experimentella undersökningar av kapslingens insida efter många års reaktordrift och lagring har bl a visat följande:

- Uppbyggnaden av oxid på innerytan var knappt mätbar (ca 1 μm) efter 8 års bestrålning i Halden-reaktorn.
- Metallografisk undersökning av bränslestavar efter 10 års lagring i England visade ingenting som kunde tyda på en pågående eller påbörjad degradering.

Lagring av skadat bränsle sker på olika sätt. Vanligt är att bränsleelement, som innehåller läckande stavar placeras i slutna vattenfyllda behållare i bassängen. Detta förvaringssätt har använts i WAK, Tyskland, och Windscale, England. I Mol, Belgien, lagras skadat bränsle i slutna torra behållare i bassäng. Skadat CANDU-bränsle har lagrats i Mol på detta sätt i nio år. I General Electric's lagringsstation "Midwest Fuel Recovery Plant", USA, lagras skadat bränsle på samma sätt som icke skadat bränsle utan problem. Lagring i bassänger vid kärnkraftverken utförs utan särskilda behållare för skadade bränsleelement. Vid CLAB kommer man att ha särskilda behållare för skadat bränsle, som används redan vid transporten från kärnkraftstationen. I CLAB är dessa vattenfyllda.

Från skadade bränslestavar kan under lagringen frigöras små mängder radioaktiva ämnen. Någon fortsatt degradering av bränslet

eller kapslingen har däremot inte kunnat konstateras vid lagring av sådana stavar.

I flera länder pågår studier av långtidslagrat bränsle. Sedan underlagsrapporten /19-6/ publicerades 1978 har ytterligare erfarenheter samlats. Dessa bekräftar och stärker de ovan redovisade slutsatserna /19-7/.

19.4 INKAPSLINGSSTATION

Inkapslingsstationen består av fyra huvuddelar, nämligen en mottagningsdel, en station för inkapsling av bränslet, en uttransportdel som ansluter till slutförvaret, och en station för betongingjutning av bl a BWR-bränsleboxar. Inkapslingsstationen beskrivs översiktligt i avsnitt 4.4 och mera detaljerat i /19-8/. En säkerhetsanalys av anläggningen ges i /19-3, 19-4 och 19-5/.

För inkapsling av det använda bränslet i en kopparkapsel beskrivs två förfaranden, dels fyllning med bly och elektronstrålesvetsning av locket och dels fyllning med kopparpulver och sintring med het isostatisk pressning av kapseln.

19.4.1 Mottagningsdelen

Hanteringen i mottagningsdelen, som innefattar de delar av anläggningen, där bränsle och boxar hanteras under vatten, liknar i sina väsentliga delar förhållandena i CLAB. Den viktiga skillnaden är att CLAB dimensioneras för bränsle som är ett år gammalt, medan det bränsle, som kommer till inkapslingsstationen har avklingat i 40 år. Flera för säkerheten viktiga nuklider har därför försvunnit eller minskat väsentligt. Anläggningen kan därför lätt utformas så att den i dessa delar vid såväl normaldrift som missöden innebär en mindre omgivningspåverkan än vad som redovisats för CLAB.

19.4.2 Inkapsling i svetsade kopparkapslar

Denna process består av följande huvudmoment:

- påfyllning av bränsleelement i en kopparkapsel
- blyfyllning i vakuumugn sedan kapsel och bränsle värmts till ca 400°C
- långsam svalning
- påsvetsning av lock med elektronstrålesvetsning
- kontroll och dekontaminering av kapsel

Hantering sker fjärrmanövrerat i olika celler med betongstrålskydd. Den övervakas via strålskärmade fönster från manöverrum. Alla aktiva utrymmen har undertryck i förhållande till manöverutrymmena och övriga anläggningslokaler. Ventilationsluften från inkapslingscellerna kan föras genom särskilda filter, som samlar upp eventuella läckage av radioaktiva ämnen.

All utrustning i inkapslingscellerna kan ges service och underhåll, genom att utrustningen lyfts ut och över till en särskild servicecell.

Sedan en cell tömts på bränsle och dekontaminerats kan erforderligt underhåll utföras även inne i cellen.

Under blygjutningsmomentet uppvärms kapseln och bränslet till ca 400°C dvs väl ovanför blyets smälttemperatur (327°C). Detta medför att stavarnas inre gastryck kommer att öka. I PWR-stavar kan detta medföra ett väsentligt ökat inre övertryck. Den beräknade påkänningen ligger dock med god marginal under det dimensioneringsvärde som används för PWR-stavarnas kapsling ($110\text{N}/\text{mm}^2$ jämfört med $300\text{N}/\text{mm}^2$). Oxidation av bränslestavarna eller kapseln kan inte ske eftersom uppvärmning och avsvälning sker i inert täckgas.

Bränslet hanteras torrt under hela inkapslingsprocessen. Hanteringen kommer att medföra viss kontaminering av de aktiva delarna i anläggningen. Det huvudsakliga bidraget till personalens stråldosbelastning under normal drift erhålles därför vid service- och underhållsarbeten.

Årsdosen till individer bedöms i genomsnitt bli lägre än $2\text{mSv}/\text{år}$. Kollektivdosen till personalen uppskattas till storleksordningen $0,1\text{manSv}/\text{år}$.

Normaldriftutsläppen är mycket små och ger obetydliga stråldoser.

Tänkbara missöden som kan ge utsläpp som påverkar omgivningen är i huvudsak av typen hanteringsmissöden. De utsläpp som man kan få från dessa är väsentligt lägre än vad som redovisats för CLAB, där betydligt yngre (aktivarer) bränsle hanteras. Ett osannolikt största utsläpp bedöms till 200GBq av krypton-85, 120MBq av cesium-137, 80GBq tritium och $0,2\text{MBq}$ jod-129. Detta skulle ge en omgivningsdos på mindre än $0,1\mu\text{Sv}$.

Genom att all hantering sker fjärrmanövrerat blir doserna till personalen i samband med ett missöde ävenledes låga. Då ingen tidspress föreligger kan återställandet efter ett missöde ske på ett välplanerat sätt där speciella strålskyddsåtgärder vid behov kan vidtas.

19.4.3 Inkapsling innefattande het isostatisk pressning av kopparkapsel

Denna process består av följande huvudmoment

- påfyllning av bränsleelement i en kopparkapsel
- fyllning av kopparpulver
- evakuering och påsvetsning av tätande plåt
- påsättning av lock och påsvetsning av ett andra tätande lock
- het isostatisk pressning av kapsel (med lock, bränsle och pulver) vid 500°C och 150 MPa
- svalning och kontroll samt dekontaminering

De säkerhetsmässiga principerna för anläggningens utformning är desamma som angetts i föregående avsnitt.

Eftersom pressningen sker under högt yttre tryck (150 MPa) är problemen med aktivitetsfrigörelse på grund av den höga temperaturen allmänt sett mindre än vid blygjutningen. Ofullständig kopparpulverfyllning av kapseln kan dock tänkas leda till så svår deformation av kapseln att en betydande kontaminering av pressugnen uppstår. Denna mycket osannolika händelse kan tänkas ge ett visst utsläpp till omgivning som uppskattats till 1 300 GBq av krypton-85, 8 GBq av cesium-137, 300 GBq tritium och 60 MBq av jod-129. Stråldosen till individer på 1 km avstånd beräknas för ett sådant utsläpp till 3 µSv.

Personaldoser, normaldriftsutsläpp och missöden i övrigt bedöms som likvärdiga med dem för den alternativa inkapslingsprocessen.

19.4.4 Cementingjutning av bränsleboxar

Denna hantering bedöms inte ge något väsentligt bidrag till dosbelastningen från inkapslingsstationen.

19.5 HANTERING VID SLUTFÖRVARET

De radiologiska säkerhetsproblemen vid hanteringen av kopparkapslar i slutförvaret hör väsentligen samman med direktstrålningen från kapslarna. Ytdosraten uppgår till mindre än 60 mSv/h av gammastrålning och 3 mSv/h av neutronstrålning. Kapslarna måste således hanteras strålskärmade. All utrustning och alla verktyg utformas med tanke på detta.

Innan kapslarna lämnar inkapslingsstationen kommer ytaktivitet att avlägsnas. Ingen spridning av aktivitet från avfallet förväntas därför ske i schakt och tunnlar i slutförvaret.

Tänkbara missöden i samband med hanteringen i slutförvaret är att kapseln välter eller tappas eller att hissen störtar. Endast vid mycket stora påfrestningar kan kapseln skadas i sådan omfattning att radioaktiva ämnen frigörs. Hisschaktets botten har utformats för att dämpa en fritt fallande hisskorg så att kapseln hålls samman. I övrigt finns inte några fallhöjder av sådan storlek att haveri kan tänkas leda till aktivitetsutsläpp. Postulerar man trots detta att ett sådant haveri inträffar, så blir aktivitetsfrigörelsen väsentligt mindre än för det ovan under 19.4.3 redovisade fallet med misslyckad pressning av en kapsel, ty temperaturen på bränslet är väsentligt lägre.

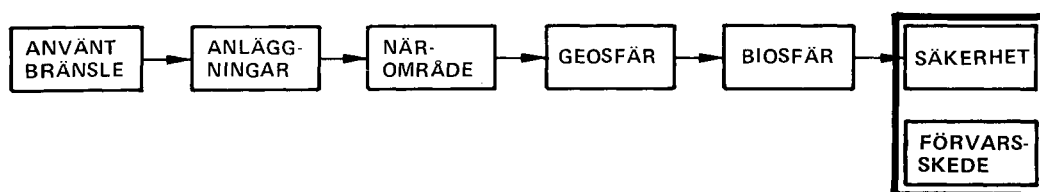
19.6 SAMMANFATTNING

Genomförda säkerhetsanalyser visar att hantering och transporter av använt kärnbränsle kan genomföras på ett säkert sätt med de metoder som beskrivs i denna rapport. Detta gäller hela kedjan från kärnkraftverket till slutförvaret.

Allmänt sett gäller att allteftersom aktiviteten i bränslet minskar med ökande tid från uttaget ur reaktorn så förenklas problemet att ordna en säker hantering. I samtliga led är det således möjligt att hålla personaldoserna väl under de av myndigheterna angivna tillåtliga värdena. Utsläppen från den normala hanteringen blir mycket små och ger försumbar omgivningspåverkan.

Sannolikheten för missöden eller haverier som ger omfattande aktivitetsutsläpp är mycket liten. Det svåraste identifierade fallet är en omfattande och långvarig brand på ett fartyg som transporterar 10 fullastade bränslebehållare. Även vid detta svåra haveri och med pessimistiska antaganden om spridningsförhållanden m m erhålls små omgivningskonsekvenser (13 μ Sv individdos och 65 manSv kollektivdosinteckning). Alla övriga identifierade eller postulerade haverifall i hanteringskedjan ger väsentligt lägre omgivningspåverkan.

20 DET SLUTNA FÖRVARETS SÄKERHET



Detta kapitel behandlar det förseglade slutförvarets funktion och långsiktiga säkerhet. Resultaten utgörs av beräknade radiologiska konsekvenser för olika postulerade spridningsfall. Vidare diskuteras tillförlitligheten hos de valda förutsättningarna samt hur variationer av dessa påverkar beräkningsresultaten. Beräknade omgivningseffekter jämförs med normer och riktlinjer, som utfärdats av nationella myndigheter eller internationella organ vad avser tillåtliga doser från joniserande strålning.

En analys av missöden och extrema händelser som kan tänkas påverka slutförvaret återfinns i kapitel 21.

20.1 ALLMÄNT

20.1.1 Syfte

Huvudsyftet med denna rapport är att visa att en slutlig förvaring av använt kärnbränsle kan genomföras i svensk berggrund och med dagens teknologi på ett sätt som uppfyller mycket högt ställda krav på säkerhet.

De höga kraven på säkerhet innebär att inte endast ett sannolikt händelseförlopp efter förvarets tillslutning måste analyseras utan även fall, som visar var en övre gräns för omgivningseffekterna kan tänkas ligga. Förvarets funktion belyses över mycket långa tidsperioder (miljontals år).

Redovisningen bygger på dagens kunskaper. I de led av analyserna, där kunskaperna är ofullständiga, har detta kompenseras med försiktigt valda förutsättningar.

Man kan förutsätta att såväl sättet att genomföra den slutliga förvaringen som metoderna att påvisa förvarets långsiktiga säkerhet kommer att successivt utvecklas och förbättras under de decennier, som återstår innan slutförvaringen skall förverkligas. Den utformning som senare kommer att väljas kan därför förutsättas bli mer optimal än den som redovisas här.

20.1.2 Säkerhetsredovisningens uppläggning

Den redovisning av säkerhetsbedömningarna som ges i de följande avsnitten omfattar följande delar

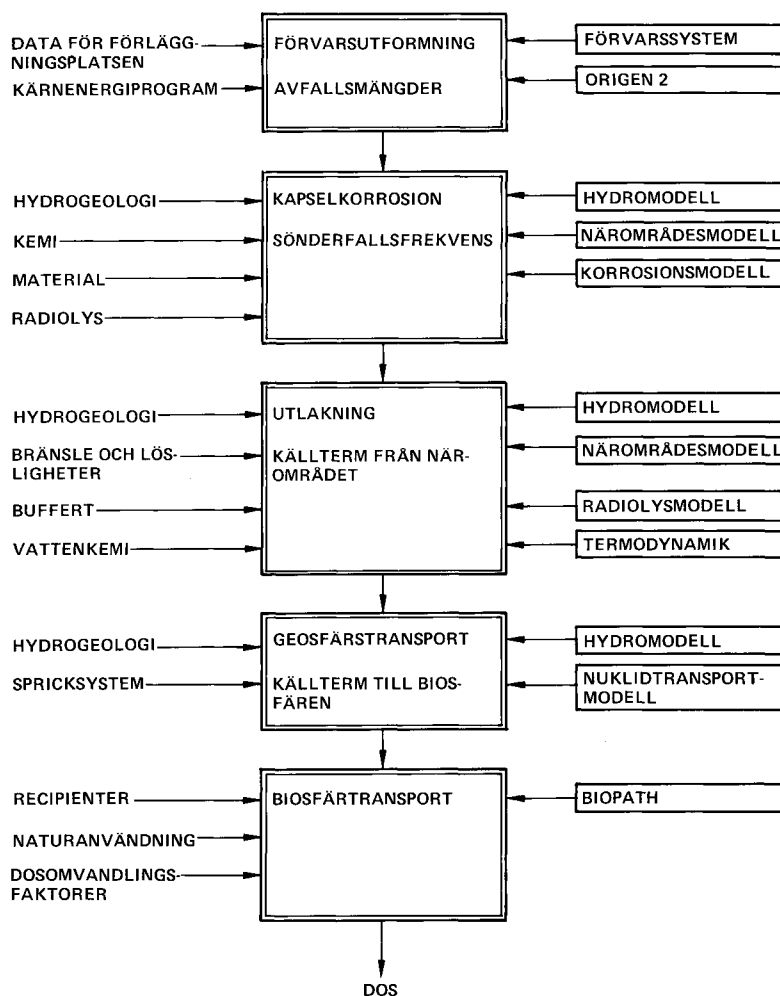
- En beskrivning av det troliga händelseförloppet efter det att förvaret tillslutits, avsnitt 20.2. Där beaktas inga marginaler för osäkerheter i bedömningar av tekniska och geologiska system över långa tidsperioder.
- En redovisning av förutsättningarna för och beräknade radiologiska konsekvenser av postulerade ogynnsamma spridningsfall, avsnitten 20.3 till 20.7. Dessa beräkningsfall syftar till att ange övre gränsen för de effekter i omgivningen, som kan tänkas uppstå vid slutförvaring av använt kärnbränsle.
- En utvärdering och diskussion av säkerhetsbedömningarna och av resultaten av beräkningsfallen, avsnitt 20.8. Beräknade omgivningseffekter jämförs dels med gällande normer och riktlinjer, dels med naturliga halter av radioaktiva ämnen.

20.1.3 Beräkningsgång

Slutförvaret består av ett system av barriärer med två skilda funktionssätt:

- att totalt innesluta och isolera de radioaktiva ämnena från biosfären under så lång tid att en övervägande del av aktiviteten hinner avklinga, innan ämnena kan spridas från förvaret
- att i ett senare skede begränsa och fördela de utsläpp, som kan tänkas uppstå, i tid och rum så att koncentrationerna som når biosfären blir acceptabelt låga.

Olika processer i förvaret och dess omgivning medför att barriärernas förmåga att uppfylla sina säkerhetsmässiga funktioner på lång sikt kan förändras. De olika barriärerna får varierande betydelse under olika skeden av slutförvaringen. I beräkningsgången har följande skeden definierats.



Figur 20-1 Schema över olika steg i säkerhetsanalysen

- Grundvatteninträngning i förvaret
- Kapselkorrosion
- Upplösning och spridning av radioaktiva ämnen i förvarets när-
område
- Spridning av radioaktiva ämnen i berggrunden
- Spridning av radioaktiva ämnen i biosfären och påverkan på män-
niskan.

De olika skedena överlappar varandra tidsmässigt. Denna överlappning blir alltmer påtaglig ju längre tid som gått efter slutförvarets försegling.

Figur 20-1 visar ett schema över de olika stegen i analysen av barriärsystemets funktion. Där framgår att en stor mängd ingångsdata och ett antal matematiska modeller utnyttjas för olika delar av beräkningssekvensen. Databasen, underlaget för modellerna och utformningen av modellerna har behandlats i de tidigare kapitlen, främst kapitel 3, 6, 7, 10, 12-16 och 18.

20.1.4 Val av beräkningsfall

För att de radioaktiva ämnena skall kunna frigöras måste kopparkapseln förlora sin täthet. Detta kan tänkas ske på tre olika sätt:

- kapseln är defekt redan från början på grund av felaktigheter vid tillverkningen
- kapseln skadas mekaniskt
- kapseln skadas genom korrosion.

Mekanisk skada på kapseln under hanteringsskedet är ur säkerhetsynpunkt likvärdigt med defekter i samband med tillverkning. Sådana skador och deras konsekvenser analyseras nedan i ett beräkningsfall rubricerat "initial kapselskada". Mekanisk skada på kapseln efter förslutning av förvaret kan endast bero på omfattande berggrunds rörelser eller andra extrema händelser. Sådana händelser diskuteras i kapitel 21.

Under påverkan av korrosiva ämnen, som kan nå kapselytan, kan kapseln långsamt korrodera och så småningom förlora sin täthet, varvid grundvattnet kan komma i kontakt med det använda bränslet. En analys av de konsekvenser detta kan medföra utgör den centrala delen i säkerhetsredovisningen.

Spridningsberäkningarna har gjorts med olika ingångsdata till modellerna. De viktigaste parametrarna och de kapitel där data för dessa diskuteras är

- vattenflödet på förvarsnivå, kapitel 18
- ämnenas löslighet under oxiderande och reducerande betingelser, kapitel 12
- ämnenas sorptionsegenskaper under oxiderande och reducerande betingelser, kapitel 12.
- migrationsavstånd från förvaret till utsläppspunkten och bergets hydrauliska sprickfrekvens längs spridningsvägen, kapitel 18 och kapitel 14.
- omsättning i biosfären och doser till människor vid exponering eller intag, kapitel 15 och 16.

Urvalet av beräkningsfall har gjorts efter följande principer

- Ett centralt beräkningsfall har definierats. Ingångsparametrarna för detta fall har valts ur det existerande underlaget på så sätt att data representerar ogynnsamma utfall av förhållandena på de olika undersökningsområdena. Kapsellivslängden har

dock valts så att den är mer än 10 gånger kortare, än vad den bedöms vara även under ogynnsamma förutsättningar.

- Övriga beräkningsfall utgår ifrån det centrala beräkningsfallet men med variationer av kapsellivslängd, transportmekanismer och biosfärsrecipient. Dessa beräkningsfall skall belysa vad betydande avvikelser från förhållandena i centralfallet innebär för beräkningsresultaten.

En lista över beräkningsfallen och de viktigaste parametrarna återfinns i tabell 20-1. Bakgrunden till använda parametervärden diskuteras i avsnitten 20.3 till 20.7. I korthet kan de olika fallen karakteriseras enligt nedan.

- A: Centralt beräkningsfall enligt ovan. Biosfärsrecipienterna antas vara en brunn eller en insjö.
- B: Fall med initial kapselskada, dvs en kapsels barriärfunktion antas bli förlorad 60 år efter det att förvaret förslutits. I övrigt används centralfallets parametrar korrigerade för temperatureffekter.
- C: Fall med antagande om att oxiderande förhållanden råder längs hela spridningsvägen från förvaret till biosfären. I övrigt används centralfallets parametrar.
- D: Fall som belyser att en viss del av radionukliderna transporteras i form av kolloider utan fördröjning i berget. Centralfallets parametrar används för lösligheter och vattenflöden.
- E: Fall i vilket antas att biosfärsrecipienten utgörs av en torvmosse, som senare utnyttjas som jordförbättringsmedel. I övrigt används centralfallets parametrar.

Beräkningar har dessutom genomförts för ytterligare några fall och kombinationer av olika fall. En fullständig redovisning av samtliga beräknade fall ges i /20-3/ och /20-6/. Vissa resultat från dessa övriga beräkningsexempel berörs också kortfattat i avsnitten 20.5 till 20.7.

20.1.5 Säkerhetsmarginaler

Avsnitt 20.2 nedan beskriver det sannolika händelseförloppet efter det att förvaret förslutits. I de beräkningsfall som därefter redovisas finns i olika led inbyggda säkerhetsmarginaler, jämfört med det sannolika förloppet. Säkerhetsmarginalerna kan vara av två principiellt olika slag.

Tabell 20-1. Viktiga ingångsdata för redovisade beräkningsfall.

Beräkningsfall	Kapsel-sönderfall	Vattenflöde och migrationsavstånd	Matrisupp-lösning	Löslighets- och sorptions-data	Biosfärs- och dosdata
A: Centralfall	I jämn takt under tiden 10^5 till 10^6 år	0,1 l/(m ² ·år) och 100 m	360 mg/l för uran	Enl avsnitt 12.9 reduce-rande för-hållanden	Enl kapitel 15 och 16, brunns- resp insjö-recipient
B: Initial kapselskada	1 kapsel otät efter 100 år	A	A	A	A
C: Oxiderande förhållanden	A	A	A	Enl avsnitt 12.9 oxiderande förhållanden	A
D: Kolloid-transport	A	A	A	Irreversibel sorption på partiklar (halt 0,5 mg/l) som transporteras utan fördröjning	A
E: Torvmosse-recipient	A	A	A	A	Torvmosse-recipient

Beteckningen A innebär att samma ingångsdata som i fall A har använts.

- En parameter ansätts med marginal gentemot förväntat värde. Ett exempel på ett sådant fall är antagandena om vattenflödet på förvarsnivå som ansätts till 1 l/(m²·år) vid korrosionsberäkningarna och 0,1 l/(m²·år) vid spridningsberäkningarna. Beräknade värden, baserade bl a på uppmätning av bergets hydrauliska konduktivitet, ligger vanligen inom intervallet 0,002 - 0,06 l/(m²·år).
- Man gör förenklade antaganden och försummar gynnsamma förlopp eller mekanismer. Sådana antaganden är motiverade där man har otillräckligt dataunderlag eller saknar modeller som ger en tillfredsställande kvantitativ beskrivning av ett förlopp. Ett exempel är beskrivningen av frigörelsen av radioaktiva ämnen från bränslet efter ett kapselgenombrott. Vid beräkningarna har förutsatts att kapseln med dess fyllning förlorar hela sin funktion samtidigt som det första punktgenombrottet sker. Hela bränslemängden antas då bli tillgänglig för utlakning i grundvattnet. I verkligheten kommer endast en begränsad yta av kapseln att vara genomkorroderad och endast en mindre del av bränslesleinhållet kommer i kontakt med grundvattnet.

En mera utförlig genomgång av säkerhetsmarginalerna i de antaganden som görs vid beräkningarna ges i avsnitt 20.8.

20.2 TROLIGT HÄNDELSEFÖRLOPP

20.2.1 Kapsellivslängd

De undersökningar som KBS utfört inom utvalda typområden visar på förekomst av sammanhängande plintar av tätt berg med dimensioner upp till kilometerskala. Det beräknade grundvattenflödet på ca 500 m djup i dessa plintar ligger mellan 0,002 och 0,06 $l/(m^2 \cdot \text{år})$.

Det djupa grundvattnet i dessa områden har visat sig innehålla låga halter av ämnen som kan angripa koppar (syre och sulfider).

Om man förutsätter i stort sett oförändrade hydrologiska och geo-kemiska förhållanden omkring slutförvaret i framtiden och tillämpar samma försiktiga beräkningssätt, som använts av Korrosionsinstitutets expertgrupp /20-1/ erhålles en livslängd av storleksordningen 100 miljoner år för en kopparkapsel med 10 cm vägg-tjocklek. Prognoser för så långa tider är behäftade med osäkerhet. Det kan dock bedömas troligt att huvuddelen av kapslarna kommer att förbli täta under flera miljoner år och att de kommer att penetreras successivt under en period av flera miljoner år.

20.2.2 Mängden radioaktiva ämnen

Efter en isoleringstid på några miljoner år kommer det använda bränslets radionuklidsammansättning att vara ungefär densamma som i naturligt uran med dotternuklider. De skillnader som kvarstår är att mindre mängder jod-129 kan finnas kvar, samt att halten uran-235 är ca dubbelt så hög. Detta har inte någon dosmässig betydelse jämfört med den naturliga isotopsammansättningen.

20.2.3 Upplösning av bränsle

Det svenska urberget innehåller genomsnittligt ca 5 mg uran per kg. Detta innebär att bergtäckningen över ett förvar innehåller en uranmängd av samma storleksordning som uranet i förvaret.

Halten löst uran i djupa svenska berggrundvatten ligger i intervallet 0,1 - 10 mikrogram per liter. Förhållandet mellan isotoperna uran-234 och uran-238 indikerar att dessa koncentrationer motsvarar mättnadshalten. Utanför det närområde, där de naturliga förhållandena kan vara störda är förutsättningarna för upplösning av uran i grundvattnet oberoende av om uranet härrör från bränslet eller utgör en naturlig förekomst.

Om allt vatten, som strömmar genom förvaret ($0,1 l/(m^2 \cdot \text{år})$) skulle bli mättat med uran från det deponerade bränslet (10 mikrogram per liter), skulle, vid en förvarsyta av $0,5 km^2$, ca 500 mg uran

transporteras bort från förvaret varje år. Motsvarande upplösningstid för allt uran i förvaret blir då miljarder år.

Detta överensstämmer med att uranet i berggrunden inte lösts ut under de miljarder år som gått sedan berggrunden bildades.

20.2.4 Slutsatser och diskussion

Det långsiktiga förlopp, som bedöms mest sannolikt är således följande

- Kopparkapseln kommer att helt isolera det använda bränslet från omgivningen under flera miljoner år. Bränslets sammansättning kommer då att ligga nära vad som motsvarar naturliga förekomster i svenskt urberg av uran och urandöttrar.
- De förhållanden som bestämmer maximihalten av naturligt förekommande uran och urandöttrar i svenska berggrundvatten kommer även att begränsa halten av motsvarande ämnen från det deponerade bränslet. Detta innebär att spridningen från förvaret till det ostörda berget kommer att ta miljarder år i anspråk och biosfären kommer ej att påverkas.

Det i detta avsnitt beskrivna händelseförloppet bedöms som det troliga. Prognoser för så långa tider rymmer dock alltid osäkerheter. Därför redovisas i det följande ett antal beräkningsfall baserade på mer ogynnsamma antaganden.

Syftet med dessa beräkningar är att ange en övre gräns för tänkbara konsekvenser av slutförvaringen samt att visa att dessa maximala konsekvenser

- väl uppfyller de krav som gäller inom strålskyddsområdet
- inte väsentligt ändrar de radiologiska förhållandena i förvarets omgivning.

20.3 GRUNDVATTENOMSÄTTNING I BERG OCH BUFFERT

20.3.1 Allmänt

I den händelsekedja som kan leda fram till att människor exponeras för radioaktiva ämnen från förvaret ingår kapselnedbrytning, upplösning av bränslet, transport genom geosfär och spridning i biosfären.

Samtliga processer före utsläppet till biosfären beror i hög grad av vattenomsättning och flödesvägar i berget. Möjligheten

för i grundvattnet lösta ämnen att påverka kapsel och bränsle begränsas av den bentonitbuffert som omsluter kapseln.

Grundvattenomsättningen behandlas nedan under rubrikerna

- Bergets vattenflöde
- Bentonitbuffertens funktion
- Sammanfattning

20.3.2 Bergets vattenflöde

På grundval av de geologiska och hydrologiska data, som erhållits vid platsundersökningarna, har 3-dimensionella modellberäkningar av vattenströmningen i berget genomförts. En detaljerad redovisning av dessa beräkningar finns i /20-2/ och resultaten har sammanfattats i kapitel 18.

Vattenflödena i berget bestäms av

- Områdets topografi
- Bergets och sprickzonernas hydrauliska konduktivitet i olika delar
- Sprickzonernas geometri.

Modellberäkningarna ger information om vattenflödet i det studerade områdets olika delar samt om strömningsvägarna.

Modellberäkningar av vattenströmningen har genomförts för fyra områden.

I tabell 20-2 sammanfattas beräknade grundvattenflöden på förvarsdjup inom de bergpartier, där ett slutförvar tänkes placeras, jfr kapitel 18.

Tabell 20-2. Beräknade vattenflöden på förvarsdjup i undersökta områden.

Plats	Intervall $1/(m^2 \cdot \text{år})$	Typiskt värde över förvaret $1/(m^2 \cdot \text{år})$
Kamlunge	0,003-0,06	0,02
Fjällveden	0,002-0,05	0,03
Gideå	0,004-0,02	0,01
Finnsjön	0,2 - 1	0,7

Genomgående gäller att vattenomsättningen är mycket låg. Inom Finnsjöområdet är den dock påtagligt högre än inom övriga områden. Finnsjöområdet har medtagits för att belysa förhållandena i ett område med relativt hög grundvattenomsättning. Det högsta beräknade flödet, $1/(m^2 \cdot \text{år})$ har dessutom använts vid beräkningarna avseende kapselkorrosion.

De högsta beräknade flödena uppkommer i anslutning till markanta sprickzoner eller under branta terrängavsnitt. Slutförvaret har därför inplacerats med ett visst "respektavstånd" till närmaste sprickzon. Detta avstånd är cirka 100 m.

Inverkan av bränslets värmeavgivning

Vattenflödet påverkas av den hydrauliska gradienten. Vid ett slutförvar uppkommer en uppvärmning av berget i och omkring förvaret. Temperaturdifferensen i förhållande till omgivningen ger då en uppåtriktad termisk gradient i förvaret. Beräkningar med en typisk förvarsgeometri och värmeutveckling visar en endast marginell inverkan på vattnets transporttid från förvar till markyta, se avsnitt 6.4.2. Värmepåverkan på grundvattenflödet är av intresse endast för fallet initial kapselskada. I senare skeden när kapslarna kan penetreras genom korrosion har temperaturfördelningen i förvarsområdet återgått till den naturliga, se avsnitt 4.5.4.

Inverkan av nedisningar

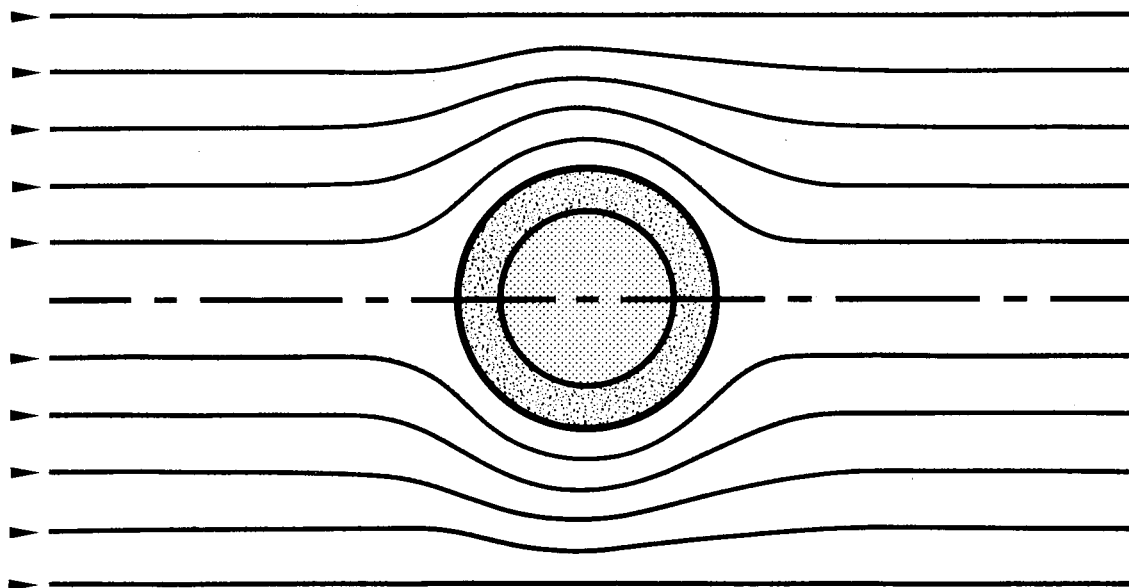
Då den svenska berggrunden genomgått ett flertal nedisningscykler torde en ytterligare nedisning inte innebära några påtagliga förändringar i den djupa berggrundens hydrauliska konduktivitet.

Inlandsisarnas sammanlagda erosion har i huvuddelen av vårt land begränsats till några tiotal meter.

Under en nedisning kommer den hydrauliska gradienten och därmed grundvattenflödet i berggrunden att minska. Under avsmältnings-skedet kan man dock tänka sig relativt sett kortvariga förhöjningar av gradienter och grundvattenflöden vid isfronten. Totalt sett bedöms en nedisning få en endast marginell inverkan på slutförvarets funktion, se avsnitt 8.9.

20.3.3 Bentonitbuffertens funktion

Utrymmet mellan kopparkapseln och deponeringshålets vägg fylls med kompakterad bentonitlera. I kapitel 9 redovisas den geometriska utformningen av deponeringshålet och materialegenskaper hos den kompakterade bentoniten.



Figur 20-2 Strömlinjer för grundvattenströmning kring ett deponeringshål

Då berget närmast deponeringshål och tunnel kan ha påverkats av sprängning och borrning kan en förhöjd konduktivitet och sprickfrekvens föreligga lokalt kring buffertzonen. Detta medför att grundvattnets strömlinjer i viss mån kan komma att dras in mot och förtätas kring deponeringshålet. Bentoniten utgör emellertid en tät cylinder i bergmassan och förhindrar strömning genom deponeringshålet, vilket leder till att strömlinjerna trängs ut från hålet. Strömlinjernas form framgår av figur 20-2.

Buffertens låga hydrauliska konduktivitet förhindrar strömning av grundvatten mellan kapsel och berg. All transport av vattenlösliga ämnen genom bentonitbufferten sker därför genom diffusion. Detta begränsar materialutbytet mellan kapsel och grundvatten, vilket fördröjer kapselkorrosionen och senare även bränsleupplösningen. Avgörande för transporthastigheten genom bufferten är

- buffertskiktets geometriska utformning (kapitel 9)
- diffusionskoefficienterna för aktuella korrosiva ämnen eller radionuklider (kapitel 9 och 13).
- koncentrationsgradienten för aktuella ämnen över buffertskiktet
- transportmotståndet i grundvattnets s k koncentrationsgränsskikt närmast bentonitytan (avsnitt 13.2.2).

Data och resultat

Följande data har använts vid beräkningen av den mängd vatten som växelverkar med kapseln via buffertskiktet.

Geometriska data	se kapitel 9
Bentonitens densitet vid vattenmättnad	2,1 ton/m ³
Diffusionskoefficienter för stationära förhållanden i	
vatten	$2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$
bentonit	$4 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$
Avstånd mellan vattenförande sprickor i deponeringshål	1 m
Sprickvidd i medeltal	0,1 mm
Någon utträngning av bentonit i sprickorna antas inte ske	

För ett visst grundvattenflöde U_0 1/(m²·år) kan man beräkna ett sk ekvivalent grundvattenflöde Q_{eq} 1/(kapsel·år), som representerar den volym vatten med vilket ett kemiskt utbyte från eller till en kapsel via bufferten kan ske under ett år. Se avsnitt 13.2.2.

Tabell 20-3 ger samhörande värden på U_0 och Q_{eq} vid här redovisade förhållanden.

Tabell 20-3. Q_{eq} vid olika grundvattenflöden i berget.

Grundvattenflöde i berget U_0 1/(m ² ·år)	Ekvivalent flöde per kapsel Q_{eq} 1/(kapsel·år)
0,01	0,19
0,03	0,32
0,1	0,57
0,3	0,94
1	1,57
3	2,41

Under initialskedet för uttransport av radionuklider genom bufferten kommer en koncentrationsprofil att byggas upp. Detta sker olika snabbt för olika ämnen beroende på att de fördröjs olika mycket av sorption i buffertmaterialet. Tiden för att få ett ge-

nombrott av radionuklider på buffertens utsida (här definierad som den tidpunkt då 5% av koncentrationen på insidan uppnåtts) har beräknats i avsnitt 13.2.1. Genombrottstiden varierar mellan 10 och 500 år för klyvningsprodukter med begränsad fördröjning och uppgår till flera tiotusentals år för starkt fördröjda aktinider. Tiden för nuklidtransport genom bufferten är av betydelse framför allt vid initial kapselskada.

Diskussion

Huvuddelen av transportmotståndet genom bentonitbufferten hänförs till koncentrationsgränsskiktet i det nästan stillastående vattnet närmast bentonitytan. Så länge ingen vattenströmning sker genom bufferten är intransporten av korrosiva produkter och uttransporten av radionuklider genom bufferten relativt okänsliga för bentonitens tjocklek och diffusionskonstant.

Skulle buffertmaterialet tränga in i de bergsprickor som mynnar i deponeringshålet, erhålls ett väsentligt ökat transportmotstånd i dessa sprickor.

En viktig fråga är huruvida bentonitbufferten kan förväntas bibehålla sina egenskaper även under mycket lång tid. Detta har diskuterats i avsnitt 9.2.4. Vid temperaturer under 100°C kommer den dominerande delen av smektitmineralmassan att vara kemiskt intakt under mer än en miljon år.

Maximitemperaturen i bufferten bestäms bl a av kapselns resteffekt och värmeledningstalet i högkompakterad bentonit. Som framgår av kapitel 4 begränsas bränslemängden i kapslarna så att resteffekten 40 år efter uttaget ur reaktorn inte överskrider 850 W/kapsel. Det innebär att maximitemperaturen i bufferten kommer att ligga omkring 80°C.

En förutsättning för buffertens mekaniska stabilitet är att större mängder bentonit inte tränger ut i bergets spricksystem. I sprickor som mynnar i ett deponeringshål (sprickvidd mindre än 0,5 mm) medför transporthindret för vattnet genom den bentonit som fyller sprickan, samt friktionen mot sprickväggarna, att inträngningen avstannar efter några decimeter. Yttre delen av den inträngande bentoniten bildar en gel som i aktuella grundvatten är tillräckligt stabil för att förlusten av lerpartiklar genom grundvattenerosion skall bli försumbart liten, se avsnitt 9.2.6.

Bentonitens förmåga att bära kapseln är en funktion av materialets densitet. Även vid en skrymdensitet av ca 1,5 ton/m³ är bär-förmågan fortfarande tillräckligt hög för att kapseln inte ens på lång sikt skall sjunka ner genom bentoniten, se avsnitt 9.2.6.

20.3.4 Sammanfattning

Grundvattenflödet i bergmassan kring ett lämpligt placerat förvar har beräknats ligga i intervallet 0,002 - 0,06 l/(m²·år). Ett flöde av 0,1 l/(m²·år) torde vara ett ogynnsamt värde för de sämst belägna kapslarna i alla studerade områden utom Finnsjön. För en plats med Finnsjöns egenskaper kan flöden upp till ca 1 l/(m²·år) förutses.

Transporten av korrosiva ämnen från grundvattnet till kapseln (och radionuklider från kapseln till grundvattnet om kapseln penetrerats) begränsas av buffertmaterialet i deponeringshålet. Vid grundvattenflödet 0,1 l/(m²·år) kommer en "ekvivalent" vattenvolym av 0,6 l/år att kemiskt växelverka med kapseln. Vid flödet 1 l/(m²·år) blir motsvarande ekvivalenta vattenvolym 1,6 l/år.

20.4 KAPSELLIVSLÄNGD

20.4.1 Förutsättningar

De ämnen som dominerar korrosionen av kopparkapslarna utgörs av syre och sulfider, som dels finns i tunnlrar och deponeringshål, dels tillförs som lösta i grundvattnet. Därutöver kan också vissa oxidantmängder skapas genom radiolys av vatten närmast kapselytan.

I kapitel 10 redovisas en bedömning av minimilivslängden för kopparkapslar av olika godstjocklek i aktuell förvarsmiljö. Den mängd koppar som oxiderats vid olika tider har beräknats, och den minsta tiden för genomfrätning av kapslar med olika tjocklekar har angivits.

Vid bedömning av korrosionstakten har använts bl a de halter av korrosiva ämnen i grundvattnet som anges i tabell 10-1, ett vattenflöde i berget på 1 l/(m²·år), motsvarande en ekvivalent vattenvolym av 1,6 l vatten som växelverkar med kapseln varje år och radiolysprodukter enligt /20-1/.

Bedömningarna baseras vidare på följande antaganden:

- korrosion förorsakad av sulfid, syre och radiolysprodukter antas kunna fortgå utan inbördes påverkan
- det transportmotstånd som uppstår till följd av volymökningen vid bildning av de svårlösliga korrosionsprodukterna försummas
- ingen barriärfunktion tillskrivs vare sig koppar- eller blyfyllningen i kapseln eller zircaloymaterialet i bränslestavnarnas kapsling.

Dessutom förutsätts att alla korrosiva ämnen från tunneln kommer att koncentrera sin påverkan till de övre 10 procenten av kapselytan samt att korrosionen sker oregelbundet med gropfrättningsfaktorn 5 i ett sannolikt fall och 25 i ett ogynnsamt fall.

20.4.2 Resultat

Korrosionsbedömningarna har resulterat i följande slutsatser:

- De korrosiva ämnen som kan påverka kopparkapslarna i slutförvaret är syre och sulfider. Sulfater bedöms reagera med koppar så extremt långsamt att påverkan är försumbar även under geologiska tidsperioder. (Tillförseln av sulfater till kapselytan kan dessutom effektivt begränsas genom att deponeringshålen täpps till med en propp av granit)
- De maximala frätgropsdjupen vid olika tider och vägg tjocklekar hos kapslarna ges i tabell 20-4.

Tabell 20-4. Maximala frätgropsdjup i mm vid olika tider och för olika kapseltjocklekar.

Exponeringstid (år)	10^3		10^4		10^5		10^6	
Gropfrättningsfaktor	5	25	5	25	5	25	5	25
Kapseltjocklek:								
10 mm	0,6	3,0	0,7	3,3	1,1	5,8	5,5	penetrerad
60 mm	0,6	3,0	0,6	3,0	0,9	4,5	3,6	18
100 mm	0,6	3,0	0,6	3,0	0,9	4,5	3,5	17
200 mm	0,6	3,0	0,6	3,0	0,9	4,5	3,4	17

Det framgår att även med den osannolikt höga gropfrättningsfaktorn 25 ger en kapsel med ett fåtal centimeters vägg tjocklek i den aktuella miljön isoleringstider för bränslet av storleksordningen en miljon år.

För att förenkla beräkningarna i den fortsatta analysen av systemets säkerhet görs det mycket ogynnsamma antagandet att den första av korrosion orsakade genomfrätningen av en kapsel inträffar efter 100 000 år. Vidare antas att variationer i grundvattenflöde, i tillförseln av korrosiva ämnen och hos gropfrättningsfaktorn leder till att genombrotten av samtliga kapslar i ett förvar kommer att fördelas över en tidsperiod av en miljon år.

Som framgår av kapitel 4 avser denna redovisning slutförvaring av kopparkapslar med 100 mm väggtjocklek. Redovisade beräkningar av kapsellivslängden visar att en betydligt mindre väggtjocklek bör vara tillfyllest.

20.4.3 Initial kapselskada

Det kan inte helt uteslutas att fel vid tillverkningen, som inte upptäcks vid kontrollen, kan medföra att någon kapsel som inte är helt tät blir deponerad i förvaret. För att belysa effekten av en sådan händelse behandlas i den fortsatta analysen även konsekvensen av en initial kapselskada. Därvid antas att upplösning av bränslet börjar så snart grundvattnet har etablerat en transportväg ut ur förvaret. Den tidigaste tidpunkten för detta har satts till 60 år efter deponeringen, dvs 100 år efter bränslets uttag ur reaktorn.

20.4.4 Sammanfattning

Vid beräkningarna förutsätts att det första kapselgenombrottet inträffar 100 000 år efter deponeringen. Med hänsyn till den slumpvisa variationen i kapslarnas korrosion, har genombrotten förutsatts vara jämnt fördelade över tiden 10^5 till 10^6 år, dvs genomsnittligt en genomfränt kapsel per 200 år.

Därutöver har konsekvenserna av en antagen initial kapslingsskada beräknats genom att anta att allt bränsle i en kapsel blir tillgängligt för utlakning 100 år efter uttaget ur reaktorn.

20.5 FRIGÖRELSE AV RADIOAKTIVA ÄMNEN

20.5.1 Allmänt

Kopparkapseln förhindrar under lång tid kontakt mellan grundvatten och bränsle. I de redovisade beräkningarna antas att grundvattenkontakt med allt bränsle i en kapsel uppkommer när den penetrerats. En långsam upplösning av de olika ämnena i bränslet kan då börja. Upplösningstakten bestäms bl a av lösligheten för olika ämnen under de kemiska betingelser som definieras av grundvattenkemi, kemin i deponeringshålen och radiolys orsakad av framför allt alfa-strålning. Radiolysen medför att man inom ett lokalt område kring deponeringshålen, den sk närzonen, får räkna med oxiderande betingelser, vilket utgör en skillnad jämfört med den omgivande berggrunden där miljön är reducerande.

Transporten av radioaktiva ämnen genom buffertsiktet bestäms av deponeringshålens geometri samt ämnenas diffusionshastighet dels i buffertmaterialet, dels i vattnet i sprickorna i närzonen.

Då de radioaktiva ämnena transporterats ut till den front där de kemiska förhållandena återgår till de naturliga, dvs reducerande, kommer vissa nuklider att fällas ut ur grundvattnet.

Transportprocessen för radionukliderna från bränsle till geosfär behandlas nedan under rubrikerna

- bränsleupplösning
- masstransport genom bufferten
- nuklidfrigörelse vid redoxfronten

20.5.2 Bränsleupplösning

Förutsättningar

Det vatten som tränger in i kapseln antas bilda ett skikt över alla kutsytor med en sådan tjocklek att alfa-strålning absorberas. Den volym i den genomfrätta kapseln som blir tillgänglig för inträngande vatten kommer i verkligheten att bli starkt begränsad då korrosionsprodukterna har större volym än motsvarande mängd kapselmateriäl. Antagandet ovan leder därför till en avsevärd överskattning av radiolyseffekterna.

Vid radiolysen bildas reducerande och oxiderande ämnen såsom vätegas samt syrgas och väteperoxid. Vätgasens större rörlighet och lägre reaktivitet medför att den diffunderar ut från närområdet och kvar blir en oxiderande zon kring bränslet, som långsamt vidgas. Zongränsens hastighet utåt bestäms av strålningsnivån i bränslet vid kapselgenombrottet, diffusiviteten för radiolysprodukterna och deras rekombinationshastighet samt förekomsten av tillgängliga redoxbuffrande substanser i bentonit och bergmatrix.

Upplösningstakten hos bränslet har bedömts utifrån följande förutsättningar (se kapitel 13):

- De flesta ämnen i det använda bränslet är inbyggda i uranbränslets kristallstruktur och frigörs i takt med att urandioxidmatrixen löses upp. Undantag är ädelgaser, jod och cesium som under reaktordriften diffunderat ut till kutsarnas ytor, ädelgaserna till 100%, jod och cesium till 10%.
- Frigjorda ämnen löses i vattnet närmast kutsytan och transporteras därifrån genom diffusion. Den maximala halt, till vilken olika ämnen kan lösas i vattnet styrs av antingen uranmatrixens eller ämnets löslighet.
- Radiolys orsakad i huvudsak av alfa-strålning skapar en oxiderande miljö kring bränslet.

- Grundvattenomsättningen för de olika beräkningsfallen är den som redovisas i avsnitt 20.3 och tabell 20-1.
- Lösligheten för olika ämnen är den som redovisas i avsnitt 12.9 (oxiderande betingelser).
- En genomsnittskapsel innehåller 1,4 ton uran och övriga nuklider i den proportion som anges i tabellerna 3-5 och 3-6 i avsnitt 3.4.2.
- För fallet med initial kapselskada antas inventariet av radionuklider ha avklingat i hundra år.
- För övriga fall är tiden till första kapselgenombrottet 100 000 år och genombrotten är sedan jämnt fördelade fram till tiden en miljon år.

Diskussion

Lösligheten för olika nuklider är i den aktuella miljön högre eller lägre än för uran (se kapitel 12). För ämnen med lägre löslighet (thorium och plutonium) gäller att även om de frigörs i samma takt som uranmatrisen upplöses, så kommer de att delvis fällas ut på kringliggande ytor. De maximala koncentrationsgradienter, som styr uttransporten av dessa ämnen, kommer därför att bestämmas av deras egen löslighet. Uttransporten av nuklider med högre löslighet än uran begränsas av matrisupplösningen förutsatt att de ligger jämnt fördelade i urandioxidmatrisen. Detta gäller bl a ämnena neptunium, teknetium, strontium samt merparten av jod och cesium. 10% av jod och cesium förutsätts emellertid vara lättillgängligt i spalten mellan kutsar och zircaloykapsling (se avsnitt 11.3.1). Varje genombrott av en kopparkapsel antas därför ge en puls av dessa ämnen. Pulsutsläppet kommer att fördelas på den totala vattenvolym som finns i lerbufferten. Därifrån förs sedan ämnena bort i en takt som bestäms av vattenflödet runt ett deponeringshål. För fallet initial kapselskada beräknas detta ge en utspridning av pulsutsläppen över ca 2000 år. För övriga fall ger kapselgenombrottens fördelning i tiden en utjämnning av frigörelsen av jod och cesium från hela förvaret. Effekten av pulsutsläpp av jod och cesium behandlas närmare i /20-3/.

Karbonat kan bilda komplex med uranet. Karbonathalten i grundvattnet är därför vid oxiderande betingelser, viktig för uranlösligheten. Denna har i beräkningarna baserats på en antagen karbonathalt på 275 mg per liter vilket är den övre gränsen för det förväntade intervallet enligt tabell 7-4. Lägre karbonathalter ger längre tider för matrisupplösningen.

Variationer inom förväntade intervall av övriga grundvattenkemiska parametrar har relativt sett liten inverkan på upplösningen av bränslet.

20.5.3 Masstransport genom bufferten

Förutsättningar och resultat

Transporten av upplösta nuklider från bränslet till det rörliga grundvattnet sker genom diffusion. Hastigheten beror av de geometriska förhållandena, av nuklidernas diffusionskonstanter och av koncentrationsgradienten. Vattenströmningen genom bufferten är försumbar.

I tabell 13-1 visas bl a de tider det tar för koncentrationen på buffertens utsida att uppnå 5% av koncentrationen på insidan. Om man vid initial kapselskada jämför dessa tider med halveringstiden för motsvarande nuklid finner man att nukliden americium-241 helt avklingar innan den hinner passera bufferten. En reduktion erhålls vidare av utsläppen till geosfären av cesium-137, plutonium-240 och americium-243 till under 1% samt av strontium-90 och plutonium-239 till ca 5% av de värden som skulle erhållits utan fördröjning i bufferten. För övriga viktiga nuklider saknar denna fördröjning betydelse. Vid beräkningarna har fördröjningen i bufferten inte beaktats.

Diskussion

Efter ett kapselgenombrott antas att varken kapsel, fyllning eller bränslekutsarnas zircaloyhöljen utgör något transporthinder för utdiffusionen av radionuklider. Inte heller beaktas att kapselmateriell eller annat material i deponeringshålen kan förbruka de oxidanter som bildas genom radiolys. Båda dessa fenomen som i realiteten begränsar nuklidutflödet har försumrats på grund av svårigheter att kvantifiera effekten.

Under ett eller ett par tusental år efter förvarets förslutning har man en upp till 60°C förhöjd temperatur i förvarsområdet. Detta är av betydelse endast för beräkningsfall B, initial kapselskada.

Vid högre temperatur är diffusionskonstanterna för nukliderna större och vattenflödet i berget kan vara något förhöjt på grund av den termiska gradienten. Transportmotstånden genom bufferten minskar därvid och tiden för utbildande av ett jämviktsflöde från en initialt skadad kapsel blir i motsvarande grad kortare. Denna effekt är främst av intresse för de nuklider i tabell 13-1 som har transporttider genom bufferten på upp till tusen år och samtidigt måttliga halveringstider. Förändringarna orsakade av höjd temperatur är mindre än vad som svarar mot den redovisade variationen av uppmätta värden på diffusionskonstanten (tabell 13-1, kolumn 2). Detsamma gäller tänkbara smärre variationer i tätheten hos buffertmaterialet.

20.5.4 Nuklidfrigörelse från redoxfronten

Förutsättningar

När grundvattnet och däri lösta ämnen kommer i kontakt med det järn(II)-haltiga berget, reduceras de redoxkänsliga ämnena teknetium, uran, neptunium och plutonium. Löslichetsförhållandena förändras och utfällningar kan ske.

Den del av nukliderna som inte fälls ut, fortsätter att spridas med grundvattenflödet i koncentrationer motsvarande initialkoncentrationen som dock successivt avtar till följd av inblandning av vatten från sidorna. De nuklider som delvis fälls ut kommer att spridas vidare i de lägre koncentrationer som definieras av lösligheten i bergets normala reducerande miljö. Avgörande för den totala uttransporten av nuklider ur närområdet är redoxfrontens utbredning och nuklidernas löslighet. De löslichetsdata som anges i avsnitt 12.9 har använts vid beräkningarna.

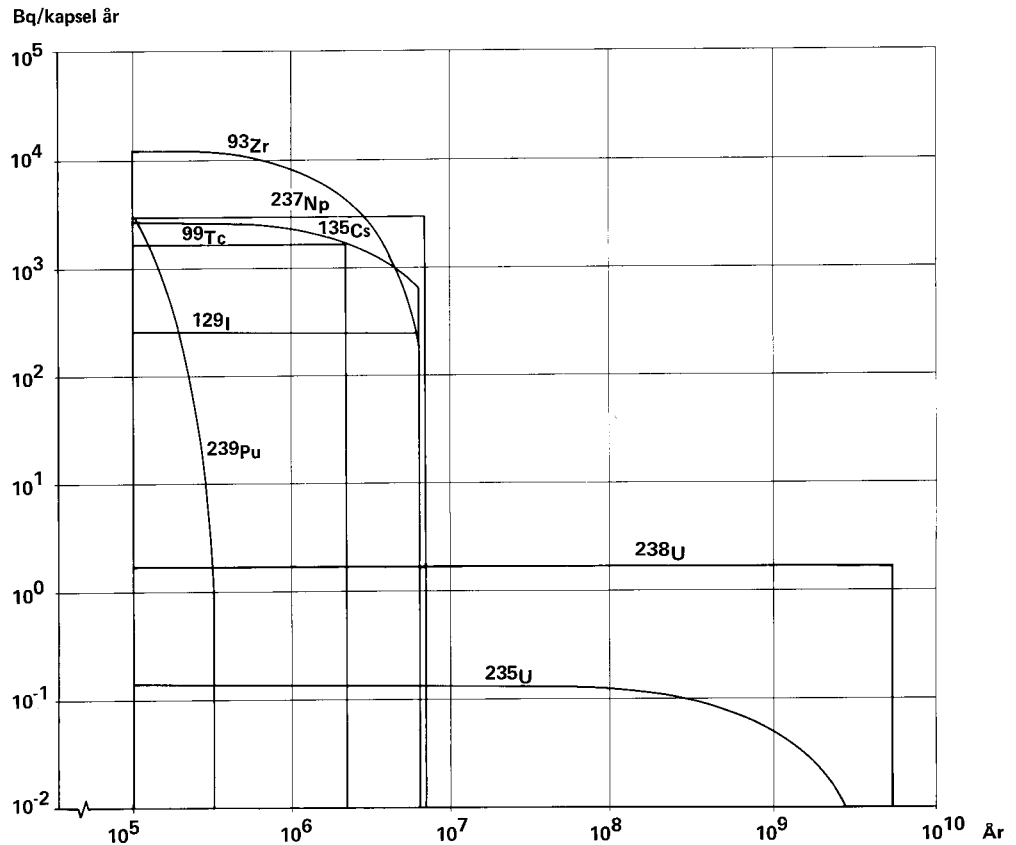
Redoxfrontens utbredning bestämmer den vattenvolym som är tillgänglig för nuklidtransport. En projicerad horisontell yta på 100 å 150 m² per kapsel motsvarande den totala förvarsytan fördelad på kapslarna i ett två- respektive envåningsförvar, ger den största mängd vatten som kan vara tillgänglig per kapsel.

Beräkningar baserade på tillgänglig mängd oxiderande ämnen och bergets redoxbuffert-kapacitet visar, att redoxfronten endast i mycket extrema situationer motsvarar en yta som överskrider något tiotal m² per kapsel. I de fortsatta beräkningarna antas dock det oxiderade området omfatta hela förvarsytan. Detta motsvarar ca 150 m² per kapsel och ett vattenflöde i berget av 15 liter per år och kapsel.

Uranets löslighet i reducerande grundvatten anges i avsnitt 12.9 till 10 µg/l. Nyligen utförda laboratoriemätningar och teoretiska analyser ger lösligheten ca 7 µg/l vid jämvikt med UO₂ i fast fas. Mätningar på naturliga grundvatten i reducerande miljö pekar på en mätnadsnivå kring 10 µg/l eller lägre. Se avsnitt 12.5.

Tre- och fyrvärda aktinider i låga halter torde fällas ut tillsammans med uran vid redoxfronten. Detta påverkar utsläppet av thorium, neptunium och plutonium till fjärrområdet. Se vidare avsnitt 13-4. Denna samfällningsmekanism har dock inte beaktats i den fortsatta analysen, då den experimentellt endast påvisats för plutonium.

De totala utsläppen av olika ämnen påverkas bl a av deras avklingning på grund av radioaktivt sönderfall och därvid uppkomna nya ämnen. Detta illustreras av tabell 20-5.



Figur 20-3. Utsläpp till geosfären i Bq/kapsel och år som funktion av tiden efter bränsleuttag. Fall A (Centralfall)

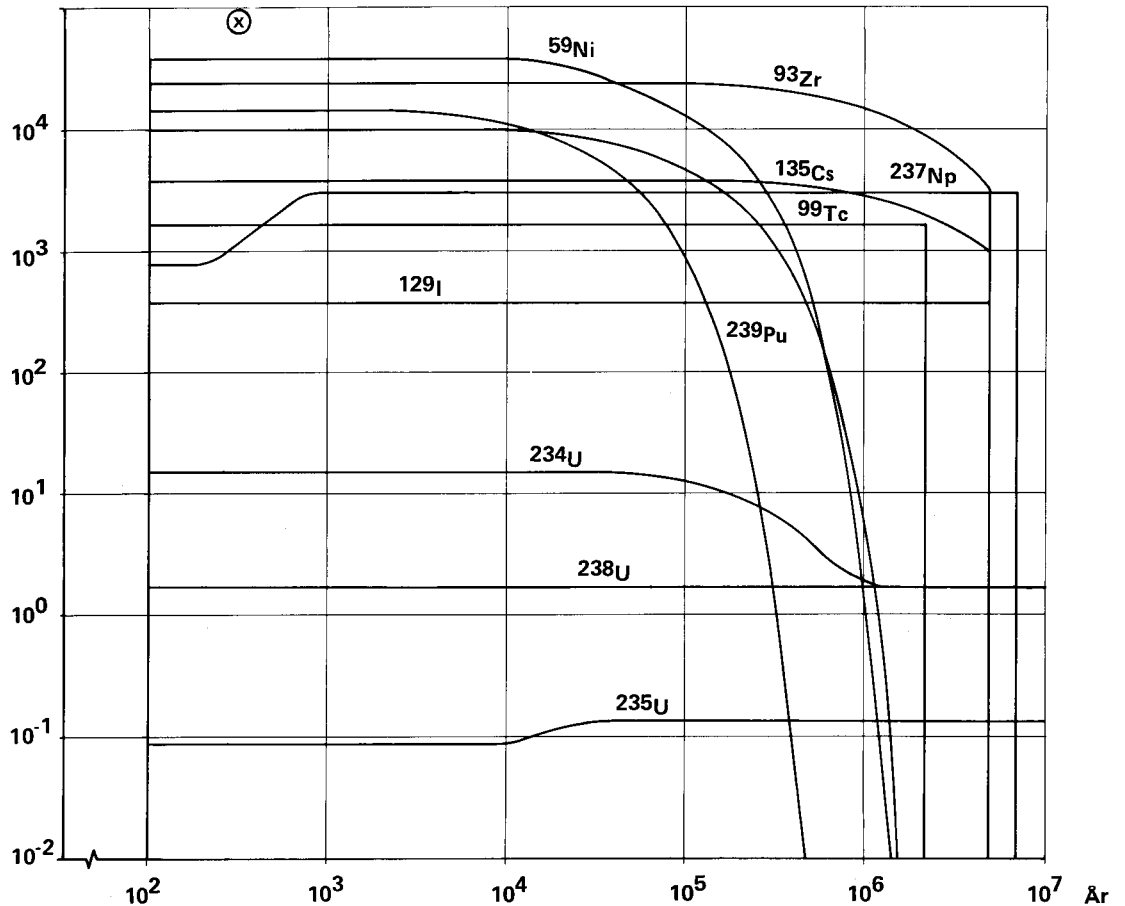
Tabell 20-5. Mängd av vissa angivna ämnen per kapsel vid olika tider efter uttag ur reaktorn.

Ämne	Mängd g/kapsel vid tiden		
	100 år	100 000 år	1 miljon år
Teknetium	1 200	880	50
Thorium	0,1	110	270
Uran	1 340 000	1 350 000	1 350 000
Neptunium	1 000	3 000	2 200
Plutonium	10 000	1 300	180
Americium	2 400	0,02	0

Resultterande utsläpp till geosfären

Utsläppen av radioaktiva ämnen från närområdet till geosfären i de olika beräkningsfallen enligt tabell 20-1 har beräknats i /20-3/ och redovisas här i figurerna 20-3 till 20-6. Endast ett urval viktigare nuklider är medtagna i figurerna.

Figur 20-3 visar källtermen för utsläpp till geosfären i fall A (centralfallet). Tiden för matrisupplösningen är här ca sju miljoner år vilket styr utlösningstiden för matrisbundet jod-129 och cesium-135. Uran, neptunium och teknetium faller ut vid redoxfronten, vilket särskilt för uran leder till en extremt långsamt utlösning till geosfären.



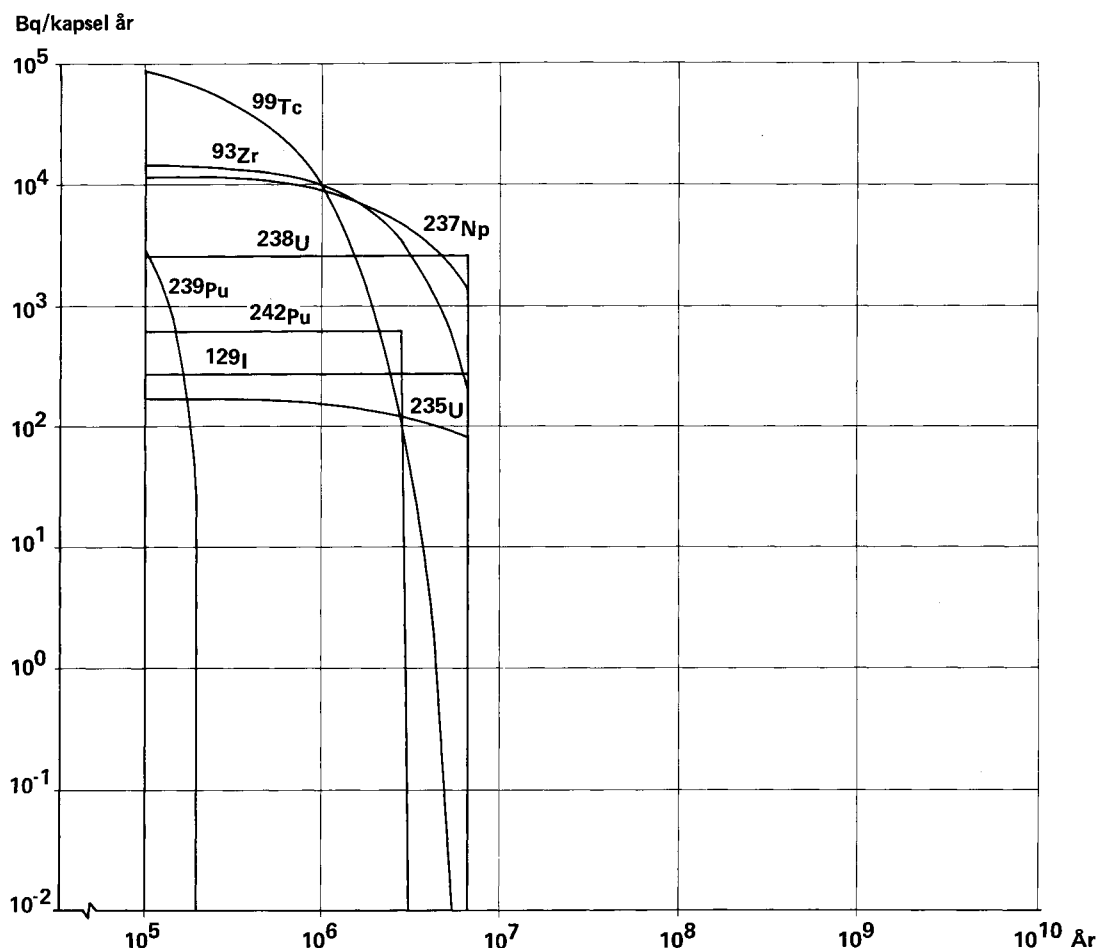
Figur 20-4. Utsläpp till geosfären i Bq/kapsel och år som funktion av tiden efter bränsleuttag. Fall B (Initial kapselskada)

Zirkonium-93 föreligger till 90% som klyvningsprodukt i bränslet. 5% finns i metalldelarna i kopparkapseln och 5% i metalldelelförvaret, se kapitel 3.

Figur 20-4 visar källtermen för fall B (initial kapselskada). Största skillnaden gentemot fall A är att utsläppen börjar redan efter 100 år och att därmed ett antal nuklider med kortare halveringstid tillkommer. Sådana nuklider som är ansamlade i bränslestavarnas kapslingsspalter kommer att frigöras i en initialt högre takt.

Figur 20-5 visar källtermen för fall C (oxiderande förhållanden). Matrisupplösningstakten är densamma som för fall A. Då emellertid uran, neptunium och teknetium inte reduceras vid redoxfronten ökar källtermen för uran med ca 10^3 , för teknetium med ca 10^2 och för neptunium med ca 10 jämfört med fall A.

Figur 20-6 visar källtermen i fall D (kolloid-transport). Vid beräkningen har antagits att partikelhalten i vattnet är 0,5 mg/l och att de olika ämnena binds irreversibelt till dessa partiklar proportionellt mot fördelningskoefficienten och halten i lösning. Beräkningarna är för varje nuklid gjorda för den av halterna i oxiderande eller reducerande miljö som ger den högsta andelen kolloidalt bunden aktivitet /20-3/. Eftersom kolloiderna



Figur 20-5. Utsläpp till geosfären i Bq/kapsel och år som funktion av tiden efter bränsleuttag. Fall C (Oxiderande förhållanden)

inte sorberas vid transporten genom berget så överensstämmer i detta fall i stort sett källtermkurvan vid deponeringshålen, med utsläppskurvan till biosfären.

Diskussion

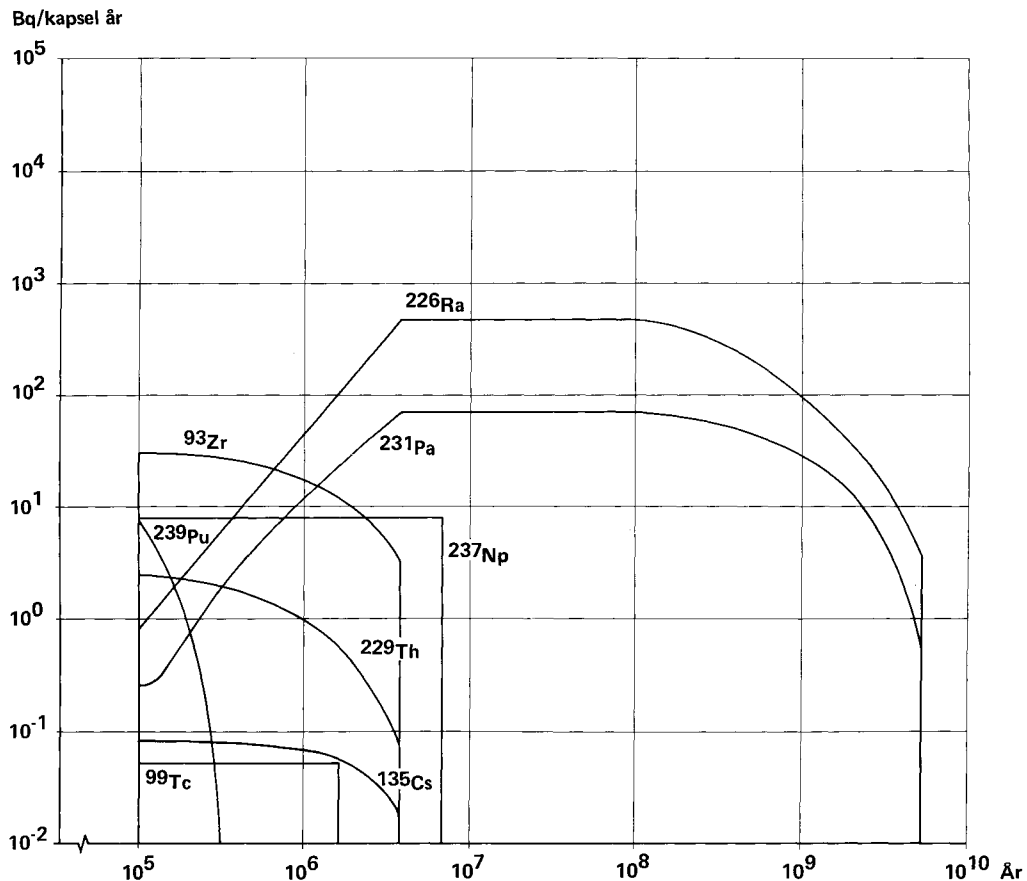
Utsläppen till geosfären bestäms av någon av följande faktorer, jämför avsnitt 13.4.

- 1 Urandioxidmatrisens upplösningshastighet (M)
- 2 Lösligheten i närzonen (oxiderande betingelser) (N)
- 3 Lösligheten utanför redoxfronten (G)

I tabellen 20-6 redovisas för de viktigaste ämnena vilken av dessa faktorer som är begränsande i de olika beräkningsfallen. Som tidigare nämnts har samfällning mellan olika tre- och fyrvärdade aktinider inte beaktats.

20.5.5 Nuklidfrigörelse ur förvaret för metalldelar

Innehållet av radionuklider i boxar och borglasstavar redovisas i avsnitt 3.4. Metalldelsförvarets utformning innebär att den kemiska miljön kommer att domineras av de stora mängder betong som



Figur 20-6. utsläpp till geosfären och biosfären i Bq/kapsel och år som funktion av tiden efter bränsleuttag. Fall D (Kolloidal transport)

Tabell 20-6. Begränsande faktor för spridningen till geosfären av olika ämnen. A, B, C etc är de olika beräkningsfallen enligt tabell 20-1.

M = Matrisupplösning
N = Löslighet i närzon
G = " " geosfären

Ämne	Begränsande faktor i beräkningsfall	
	A, B, E	C
Jod*	M	M
Cesium*	M	M
Teknetium	G	M
Thorium	N	N
Uran	G	M
Neptunium	G	M
Plutonium	N	N

* Gäller ej lättillgänglig spaltaktivitet ~10% av totala mängden.

gjutes kring avfallet. Det genomströmmande vattnet får ett förhöjt pH vilket begränsar lösligheten av zircaloy och stål i förvaret, se avsnitt 13.5.

Utsläppet till geosfären domineras av nickel-59 och niob-94, som båda kommer upp i ett flöde av 10^6 Bq/år. Halveringstiderna för dessa är 75 000 respektive 20 000 år. Mängden nickel-63 i förvaret är i initialskedet 100 gånger högre än mängden nickel-59. Dess utsläpp kan då komma upp till 10^8 Bq/år men minskar med en halveringstid av 100 år.

20.6 NUKLIDTRANSPORT I GEOSFÄREN

Nuklidtransporten genom geosfären kan beräknas med hjälp av en matematisk modell, som tar hänsyn till

- källterm från redoxfronten
- grundvattenströmningen
- dispersionseffekter
- fördröjning genom indiffusion och sorption i bergmatrisen
- radioaktivt kedjesönderfall och avklingning.

Modellen har beskrivits i kapitel 14. Beräkningarna redovisas i detalj i /20-3/.

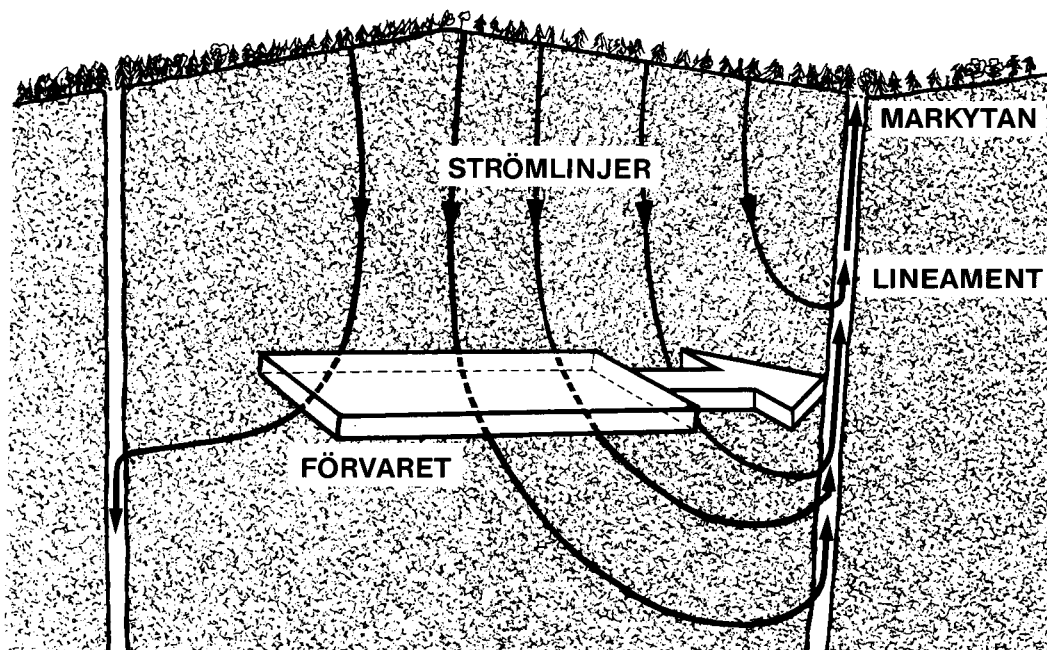
20.6.1 Förutsättningar

Det medium genom vilket migrationen sker beskrivs som ett sprickigt berg med porösa bergblock mellan sprickorna. Radionukliderna samverkar med bergmatrisen på flera sätt och transporten av en nuklid fördröjs i förhållande till vattentransporten genom följande mekanismer:

- Sorption på sprickfyllnads- och sprickbeläggingsmaterial, ytsorption
- Diffusion in i bergmatrisens mikroporer
- Sorption på bergmatrisens inre ytor, volymsorption.

De långa kontakttiderna mellan berg och vatten gör att effekten av volymsorptionen blir helt dominerande. I beräkningarna av migrationen genom berget ut till sprickzonen bortses därför från ytsorptionen. Detta inverkar ej nämnvärt på slutresultatet.

Vid beräkningarna har förenklade antaganden om flödesvägarna gjorts. Strömningen i bergmassan antas ske kortaste vägen från avfallskapslarna ut till närmaste sprickzon. Se figur 20-7. Vidare antas att strömningen från alla kapslarna går denna väg. I sprickzonen går strömningen rakt upp till biosfären. Endast den



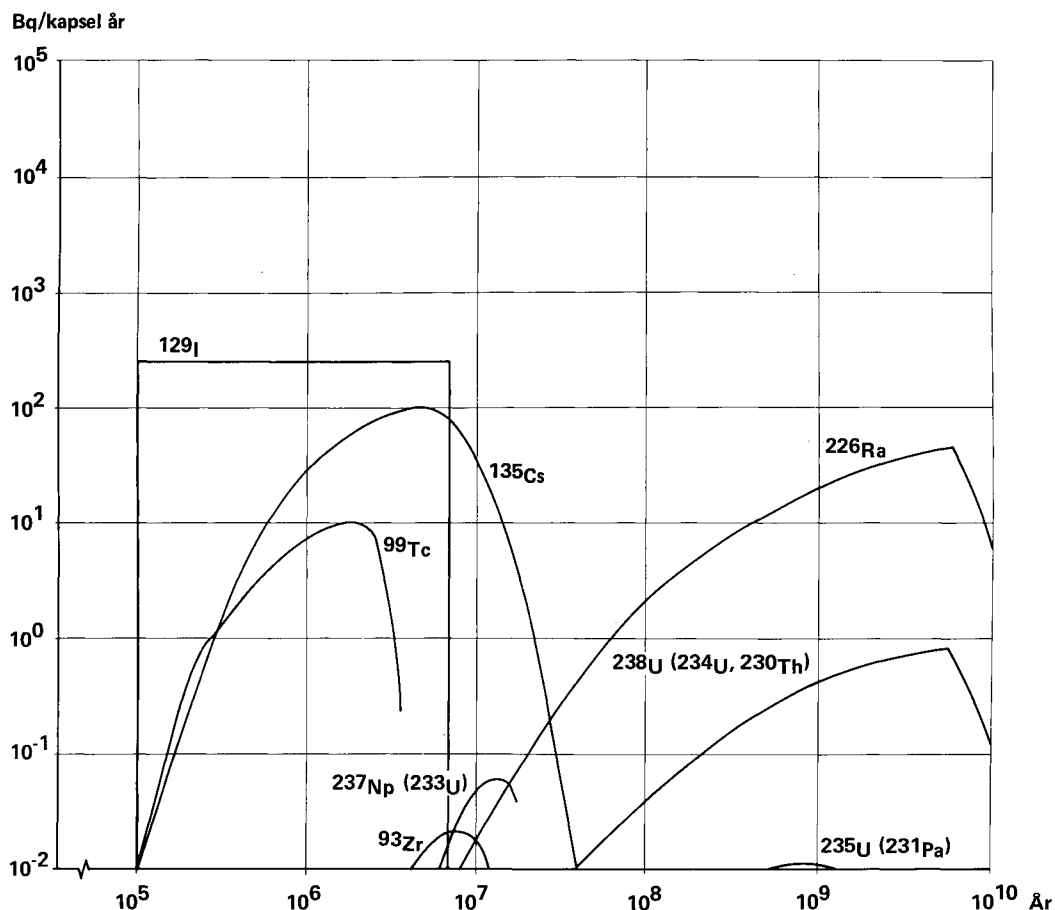
Figur 20-7 Schematisk bild av strömningsfältet kring ett förvar. Den ofyllda pilen visar den förenklade modellen med hela förvaret liggande på 100 meters avstånd från sprickzonen och en direkt horisontell strömning från förvaret till sprickzonen.

fördröjning som sker vid transporten i bergmassan har beaktats medan fördröjningen vid migrationen i sprickzonen försummas.

20.6.2 Data

Indata till beräkningarna av nuklidtransporten i geosfären är

- källtermsdata, dvs inflöde från närområdet i Bq/år som funktion av tiden. Se avsnitt 20.5 och figurerna 20-3 till 20-6
- data om grundvattenrörelserna i form av vattenflöde och migrationsavstånd. Se avsnitt 20.3
- data om bergets hydrauliska sprickfrekvens. Se kapitel 14 och 18
- data om dispersionen (Peclettal). Se kapitel 14, avsnitten 14.2.5 och 14.3
- data för bergets sorptionsegenskaper. Se kapitel 12
- diffusivitets- och porositetsdata. Se kapitel 14



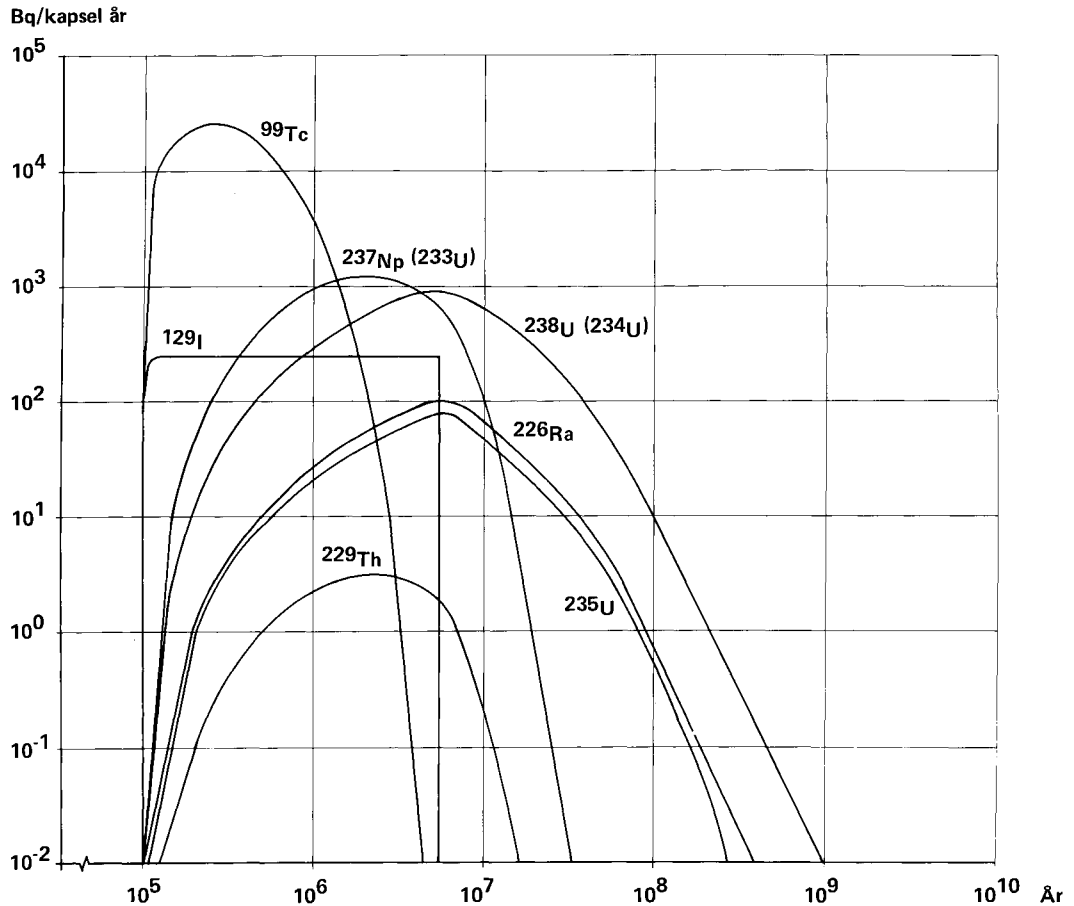
Figur 20-8. Utsläpp till sprickzonen (biosfären) i Bq/kapsel och år som funktion av tiden efter bränsleuttag. Fall A (Centralfall)

Tabell 20-1 i avsnitt 20.1 anger de data som använts i de olika beräkningsfallen. Bergets hydrauliska sprickfrekvens har i samtliga beräkningsfall ansatts till en spricka på 5 m. Vidare har hög dispersion (Peclettal=2) förutsatts. Beräkningar för låg dispersion (Peclettal=50) har också genomförts för en del fall för att kontrollera att mindre utspridning i tiden inte ger högre utsläppsvärden.

En mekanism som kan innebära att radionuklider snabbare når biosfären är att en viss del transporteras som kolloider eller organiska komplex. De fördröjs då sämre eller inte alls vid transporten genom berggrunden. Förutsättningar för och effekten av kolloid-komplexbildning har diskuterats i kapitel 12 och 14. Beräkningsmässigt har kolloiderna behandlats så att nukliderna antagits bli irreversibelt bundna till vattnets partiklar. En halt av 0,5 mg/l partiklar i vattnet har antagits. Hänsyn till bildning av komplex har tagits genom att sorptionskoefficienten för de 3-värda aktiniderna minskats med en faktor 10.

20.6.3 Resultat

Som resultat av migrationsberäkningarna erhålls för varje nuklid utflödet ur det täta berget till närmaste sprickzon som funktion av



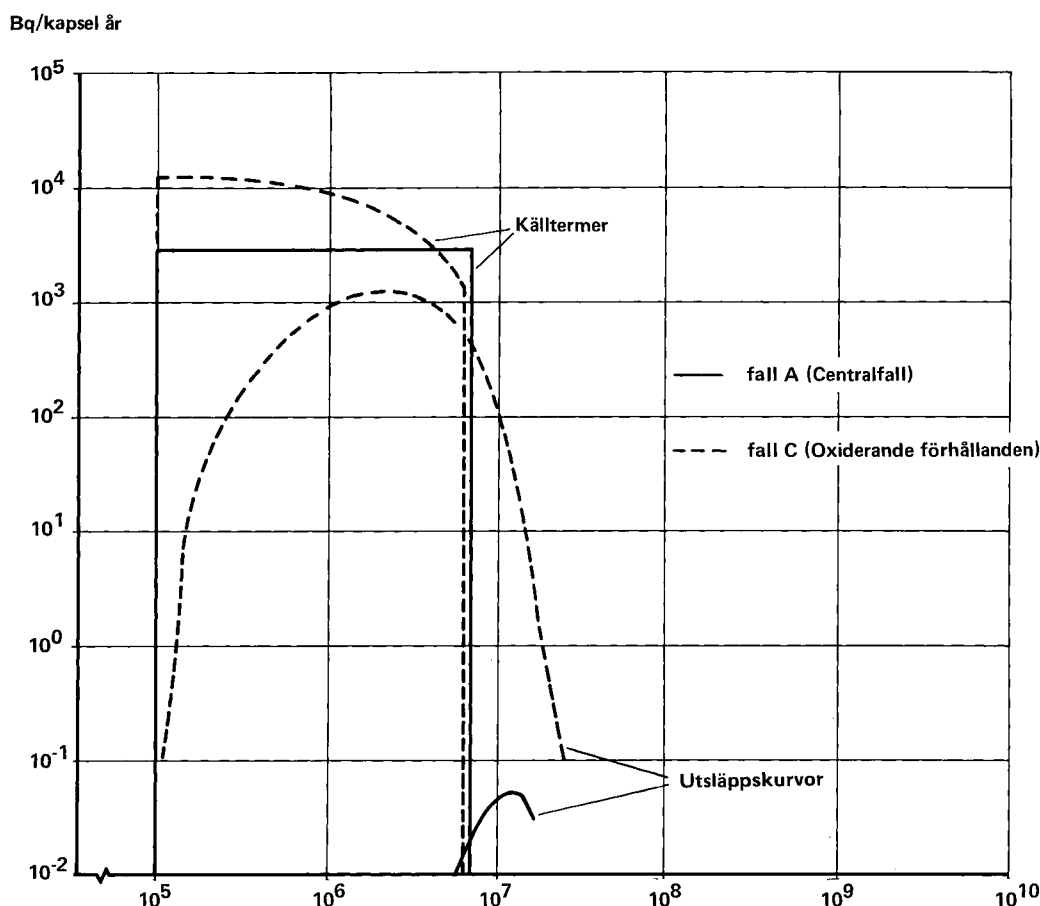
Figur 20-9. Utsläpp till biosfären i Bq/kapsel och år som funktion av tiden efter bränsleuttag. Fall C (Oxiderande förhållanden)

tiden. Resultaten redovisas i detalj i /20-3/. Härnedan redovisas och kommenteras endast utsläppen av de radionuklider som har den största relativa betydelsen för dosbelastningen. Se avsnitt 20.7.

Beräkningsresultaten redovisas i figur 20-8, 20-9 och 20-10 i form av årliga utsläpp i en sprickzon (biosfären) i Bq per år och kapsel som funktion av tiden. För att i fallen A, C och D erhålla det totala utsläppet från hela förvaret skall sålunda aktivitetsvärdena som anges i figurerna multipliceras med aktuellt antal kapslar, 4 400 stycken.

Figur 20-8 visar utsläppen i Bq/år och kapsel för fall A.

Utsläppen i centralfallet ligger mycket lågt och domineras av jod-129 och cesium-135, vilka har ingen eller mycket låg sorption i berget. Utlösningen av uran är så liten i centralfallet och transporten i berget så långsam att utsläppen av uran och dess dotternuklider beräkningsmässigt inte uppkommer förrän efter 100 miljoner år och når sina övre värden vid mellan 1 och 10 miljarder år efter deponeringen. Det är knappast meningsfullt att närmare diskutera mycket små utsläpp som beräknas uppkomma efter så långa tidsrymder.



Figur 20-10 Källterm och utsläpp av neptunium-237 i två olika beräkningsfall för nuklidtransporten i geosfären.

Fallet B (initial kapselskada), har beräknats för centralfallets parametrar men med korrektioner för temperaturens inverkan på vattenflöde och diffusionskonstanter. Utsläppet av långlivade nuklider och deras dotterprodukter som uran-238, uran-235, radium-226, neptunium-237, och teknetium-99 blir i stort sett detsamma som i centralfallet räknat per en kapsel. Plutonium och americium fördröjs så kraftigt att isotoperna plutonium-239, plutonium-242, americium-241 och americium-243 avklingar till försumbara nivåer innan de når biosfärsrecipienten. Under de 2000 första åren dominerar pulsutsläppet av de 10 procenten lätt tillgängligt jod-129 och cesium-135.

Fall C belyser inverkan av att oxiderande förhållanden skulle råda hela vägen från förvaret fram till sprickzonen. Detta påverkar, som framgår av kapitel 12, såväl löslighets- som sorptionsdata för ämnena teknetium, neptunium, plutonium och uran. Resultatet av migrationsberäkningarna visas i figur 20-9. Det framgår där att antagandet om oxiderande förhållanden innebär att utsläppen av uran, radium, teknetium och neptunium kommer tidigare än i centralfallet. För uran-238 och teknetium-99 ökar utsläppet ca en faktor 10^3 jämfört med vid reducerande betingelser. Utsläppet av radium-226 ligger på samma nivå. För neptunium-237 är inverkan av den snabbare migrationen stor, se figur 20-10, utsläppet går upp med en faktor ca 10^4 . Detta beror på att i central-

fallet är transporten från redoxfronten till sprickzonen så långsam att utsläppet av neptunium-237 inte kommer förrän huvuddelen har hunnit klinga av. Övriga nuklider påverkas inte av antagandet om oxiderande förhållanden.

Resultaten i fall D (kolloid-transport) visas i figur 20-6, avsnitt 20.5.

Dominerande nuklid under de antaganden som gjorts om kolloid-transport är protaktinium-231, som genereras genom sönderfall av uran-235, samt radium-226, som genereras genom sönderfall av uran-238.

20.6.4 Diskussion

Som framhållits i avsnitt 20.1 har de olika redovisningsfallen valts så att de väl skall täcka ogynnsamma tänkbara scenarios och vissa principiella avvikelser från dessa. De representerar naturligtvis endast en del av de kombinationer av ingångsdata som teoretiskt kan ställas upp.

En beräkning med extremt kort migrationsavstånd, 5 m, har genomförts för att illustrera effekten av att en vattenförande zon finns nära intill förvaret. En sådan situation kan endast tänkas bli aktuell för en mindre del av samtliga kapslar i ett förvar. Med ett antagande om ett vattenflöde på $0,03 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$ i bergmassan och oxiderande förhållanden längs migrationsvägen ut till den högkonduktiva zonen får man utsläpp som för samtliga nuklider avviker med mindre än en 10-potens från utsläppet i fall C.

Ett exempel med extremt högt vattenflöde, $1 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$, har också beräknats. I detta fall har dessutom antagits snabbare matrisupplösning, högre uranlöslighet i grundvattnet och migrationsavståndet 50 m. Detta medför givetvis att utsläppen blir högre och att de kommer tidigare än i fall A. Utsläppet av radium-226 ökar en faktor 10^3 och når sitt maximum efter 10 miljoner år. Utsläppet av neptunium-237 blir av samma storleksordning som i fall C (oxiderande förhållanden) /20-3/.

Det maximala utflödet till biosfären av radionuklider från metalldeposförvaret blir 10^5 Bq/år vid tiden 10^5 år efter deponering. Utflödet består av nickel-59, fördröjningen i berget har medfört att nickel-63 och niob-94 avklingat.

I samtliga redovisningsfall försummas den fördröjning av nukliderna som erhålls vid transporten i en sprickzon upp till biosfären. I verkligheten kommer dock en avsevärd fördröjning att ske även där. Sprickzonens uppsprickning ger betydande ytor och volymer som är tillgängliga för sorption. Dataunderlaget på denna punkt är dock ännu otillräckligt för att medge att man tillgodoräknar sig denna effekt. Beräkningar vid olika antaganden om

sprickighet och blockstorlekar tyder dock på att vid transporten upp genom den 500 m långa sprickzonen erhålls en fördröjning som är av samma storleksordning som den man får vid migrationen genom 100 m berg /20-4/.

I samtliga redovisade beräkningsfall har den hydrauliska sprickfrekvensen ansatts till $0,2 \text{ m}^{-1}$, dvs ett genomsnittligt avstånd mellan vattenförande sprickor av 5 meter. Vid givet grundvattenflöde erhålles större fördröjning ju tätare de vattenförande sprickorna ligger. Transporthastigheten för sorberande ämnen är omvänt proportionell mot sprickfrekvensen och en minskning av sprickfrekvensen med en faktor 2 har samma effekt på transporthastigheten som en ökning av vattenflödet med en faktor 2.

20.7 BIOSFÄRSSPRIDNING OCH DOSBERÄKNING

20.7.1 Förutsättningar

De nuklidmängder som via bergets grundvatten når biosfären utgör källtermen för de spridningsberäkningar som genomförs med en kompartment-modell benämnd BIOPATH. För biosfären har två initiala recipienter studerats, brunn och insjö. Från dessa transporteras nukliderna främst via ytvattenomsättningen till saltvattenreservoarer.

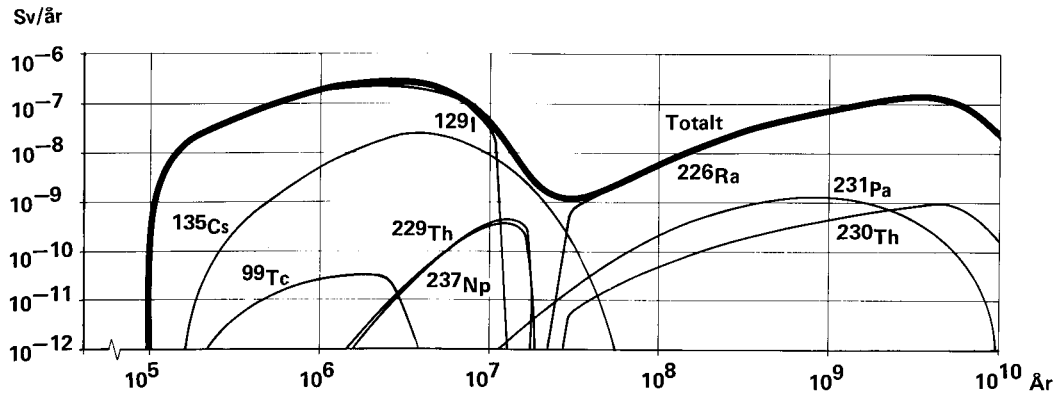
Brunnsrecipienten har antagits ligga i ett utströmningsområde 100 m från förvarets kant (sprickzon). Den totala utspädningen är proportionell mot att hela förvarets årliga utsläpp blandas ut i $500\,000 \text{ m}^3$ vatten. Uttaget från brunnen bedöms maximalt vara $6 \text{ m}^3/\text{dygn}$ /20-2, 20-5/.

Insjörecipienten har valts efter förebild av Morpasjön i Fjällveden med volymen $3,2 \times 10^6 \text{ m}^3$ och en vattenomsättning av en gång per 3,5 år. Sjön har sålunda ett mycket lågt vattenutbyte (ca 30 liter/sekund).

De data om olika nuklidens transport i näringskedjorna i biosfären som utnyttjats för modellberäkningarna har redovisats i kapitel 15, tabellerna 15-1, 15-2, 15-3 och 15-4. Omräkningsfaktorerna mellan intag av radionuklider och dos till människa anges i kapitel 16, tabell 16-3. Källtermen för utsläpp av radionuklider till biosfären för de olika studerade fallen har redovisats i avsnitt 20.6.3 och i /20-3/.

20.7.2 Beräkningsresultat och diskussion

Resultaten av BIOPATH-beräkningarna för fall A visas i form av individdoser från olika nuklider för initialrecipienterna brunn,



Figur 20-11. Beräknade individdoser i fall A (Centralfallet) 4400 kapslar. Brunnrecipient.

figur 20-11 och insjö, figur 20-12 samt i form av kollektivdoser i figur 20-13. Individdoserna från beräkningsfallen A till E redovisas också i tabell 20-7. En detaljerad redovisning av BIOPATH-beräkningarna finns i /20-6/.

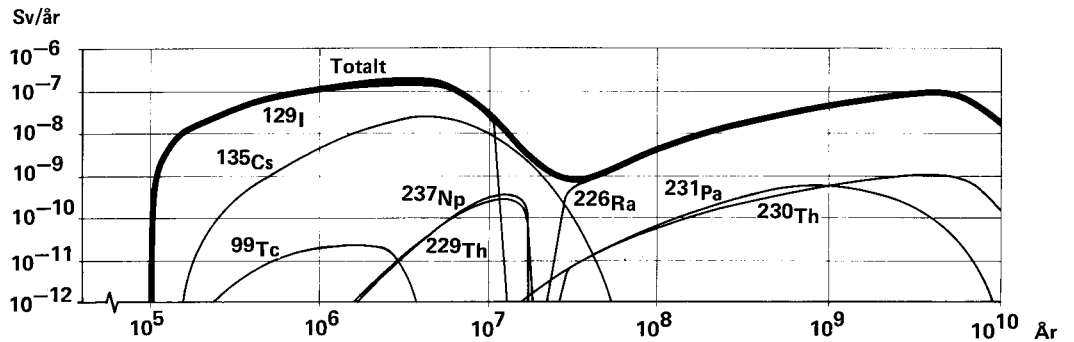
I fall A (Centralfallet), är jod-129 den dosdominerande nukliden fram till 10^7 år. Därefter dominerar radium-226 dosbilden. Nivån för maximal individdos är 10^{-7} Sv/år, dvs helt försumbart jämfört med bakgrundsstrålningen.

Jod och cesiumdoserna gäller för de 90% av dessa ämnen som antas frigöras med samma takt som matrisupplösningen, dvs under 7 Mår. Därtill kommer 10% att frigöras vid kapselgenombrotten, dvs fördelade under 0,9 Mår. Sammanlagt innebär detta en höjning av doserna från jod och cesium med en faktor mindre än 2 under den första miljonårsperioden.

En jämförelse mellan figur 20-11 och 20-12 visar att de maximala individdoserna endast i mycket liten utsträckning påverkas av recipienten. Detta beror på att insjörecipienten utgörs av en sjö med ovanligt låg vattenomsättning. Vissa skillnader i dominerande exponeringsvägar finns dock. För radium-226 är intag via dricksvatten dominerande i brunnsfallet medan i insjöfallet dominerar intaget via fisk. För neptunium-237 är intaget via dricksvatten dominerande i båda fallen.

Figur 20-13 visar ackumulerad kollektivdos för fall A (Centralfall).

Den ackumulerade kollektivdosen domineras helt av bidraget från jod-129. På grund av den långsamma frigörelsen hinner inte döttrarna i uran-238 och uran-235-kedjorna bidra nämnvärt. De redovisade kollektivdoserna från jod uppkommer endast vid en dietför-



Figur 20-12 Beräknade individdoser i fall A (Centralfallet) 4400 kapslar. Insjörecipient.

ändring som innebär ett större intag av havsorganismer, alger och plankton.

Beräknade kollektivdoser bedöms vara väsentligt överskattade för nuklider med halveringstider kring en miljon år och mer, då sedimentationen i världshaven kan undandra materialen ur världshavens cirkulation mera effektivt än vad som nu förutsätts.

De maximala individdoserna för beräkningsfall B (initial kapselskada, en kapsel) framgår av tabell 20-7. Samtliga nuklider utom jod-129 och cesium-135 frigörs här i samma takt per kapsel som i fall A. Skillnader uppkommer för de ämnen som till viss del föreligger i bränslets kapslingsspalter, jod och cesium. För den enskilda kapseln kommer de 10% som finns där att frigöras under en kort tid. Tiden bestäms av den utspädning av joden som sker i bentonitbuffertens vattenvolym och överföringen därifrån till bergets grundvatten. Jod- och cesiumutsläppet sprids härvid över drygt 2 000 år vilket medför att doserna från dem under ett initialskede stiger med en faktor 200 jämfört med fall A. Den ytterligare utspridning i tiden som erhålles av att inte samtliga bränslestavar penetreras samtidigt har inte tillgodoräknats.

I fall C (Oxiderande betingelser), tabell 20-7, domineras dosen av neptunium-237, som har betydligt högre löslighet under oxiderande betingelser och därför transporteras ut i högre halter i detta fall.

Vid kolloidtransport, fall D, tabell 20-7, blir protaktinium-231 den dosdominerande nukliden, ca 3×10^{-6} Sv/år. Detta beror på protaktiniums höga sorption till fasta ytor, och det förenklande men ogynnsamma antagandet att sorptionen till kolloidala partiklar är irreversibel medan sorptionen till övriga ytor är reversibel.

Tabell 20-7. Maximala individdoser i de olika redovisningsfallen (Sv/år).

Nuklid	Fall A	Fall B	Fall C	Fall D	Fall E
	(Centralfall)	(Initial kapsel- skada)	(Oxiderande förhållanden)	(Kolloid- transport)	(Torvmosse- recipient)
	4 400 kapslar	1 kapsel	4 400 kapslar	4 400 kapslar	4 400 kapslar
	Insjörecipient	Insjörecipient	Insjörecipient	Insjörecipient	Torvmosse- recipient
⁵⁹ Ni	-	3x10 ⁻¹⁸	-	-	-
⁹³ Zr	3x10 ⁻¹³	8x10 ⁻¹⁷	-	5x10 ⁻¹⁰	-
⁹⁹ Tc	2x10 ⁻¹¹	7x10 ⁻¹²	1x10 ⁻⁸	1x10 ⁻¹³	-
¹²⁹ I	2x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁸	2x10 ⁻⁷	-	-
¹³⁵ Cs	2x10 ⁻⁸	1x10 ⁻⁹	2x10 ⁻⁸	2x10 ⁻¹¹	-
²²⁶ Ra	7x10 ⁻⁸	2x10 ⁻¹¹	2x10 ⁻⁷	6x10 ⁻⁷	2x10 ⁻⁷
²²⁹ Th	2x10 ⁻¹⁰	4x10 ⁻¹⁴	1x10 ⁻⁸	7x10 ⁻⁹	5x10 ⁻¹⁰
²³⁰ Th	8x10 ⁻¹⁰	2x10 ⁻¹³	2x10 ⁻⁹	8x10 ⁻⁹	-
²³³ U	1x10 ⁻¹¹	3x10 ⁻¹⁵	4x10 ⁻⁷	1x10 ⁻¹¹	-
²³⁴ U	2x10 ⁻¹⁰	4x10 ⁻¹⁴	2x10 ⁻⁷	2x10 ⁻¹¹	-
²³⁵ U	2x10 ⁻¹²	4x10 ⁻¹⁶	1x10 ⁻⁸	-	-
²³¹ Pa	4x10 ⁻¹⁰	1x10 ⁻¹³	7x10 ⁻⁹	3x10 ⁻⁶	9x10 ⁻¹⁰
²³⁸ U	2x10 ⁻¹⁰	4x10 ⁻¹⁴	2x10 ⁻⁷	3x10 ⁻¹²	-
²³⁷ Np	3x10 ⁻¹⁰	7x10 ⁻¹⁴	8x10 ⁻⁶	4x10 ⁻⁸	5x10 ⁻¹⁰
²³⁹ Pu	-	-	-	4x10 ⁻¹¹	-
²⁴² Pu	-	-	-	2x10 ⁻⁹	-
Summerad dos	2x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁸	9x10 ⁻⁶	4x10 ⁻⁶	2x10 ⁻⁷

Förutom de ovan berörda beräkningfallen har även ett fall med en recipient bestående av en torvmosse analyserats, fall E.

Torvmossen antas ligga i ett utströmningsområde och fungera i princip som en jonbytare. Efter 10 000 år som recipient antas materialet i torvmossen bli utnyttjat som jordförbättringsmedel.

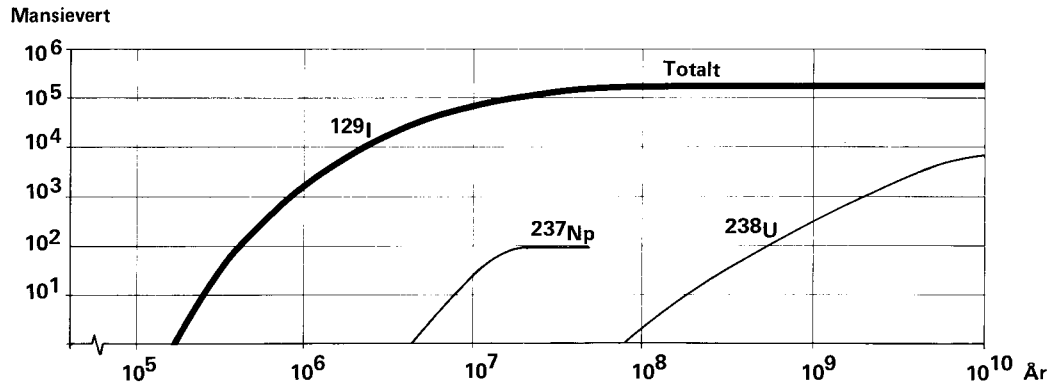
Med utflöden ur geosfären enligt fall A erhålles i tabell 20-7 angivna doser från de dominerande nukliderna. Torvmosserecipienten ger en något högre dos från radium-226 men totaldosen är densamma som i fall A.

Dosbidraget från nuklider frigjorda ur metalldelsförvaret domineras av nickel-59. Utflödet 10⁵ Bq/år ger med omräkningsfaktorn 6x10⁻¹⁵ Sv/Bq individdoser mindre än 10⁻¹⁰ Sv/år. De radioaktiva ämnena i metalldelsförvaret påverkar således inte konsekvensbilden från hela förvaret.

20.8

SAMMANFATTNING

Som angivits i avsnitt 20.2 är det sannolikt att slutförvaret inte kommer att ge några som helst doser till människan i förvarets omgivning. Med hänsyn till de mycket långa tidrymder som måste beaktas och de ofrånkomliga osäkerheter detta innebär, har ett antal beräkningsfall avseende mer eller mindre ogynnsamma scenarios genomförts.



Figur 20-13. Beräknad ackumulerad kollektivdos i fall A (Centralfallet).

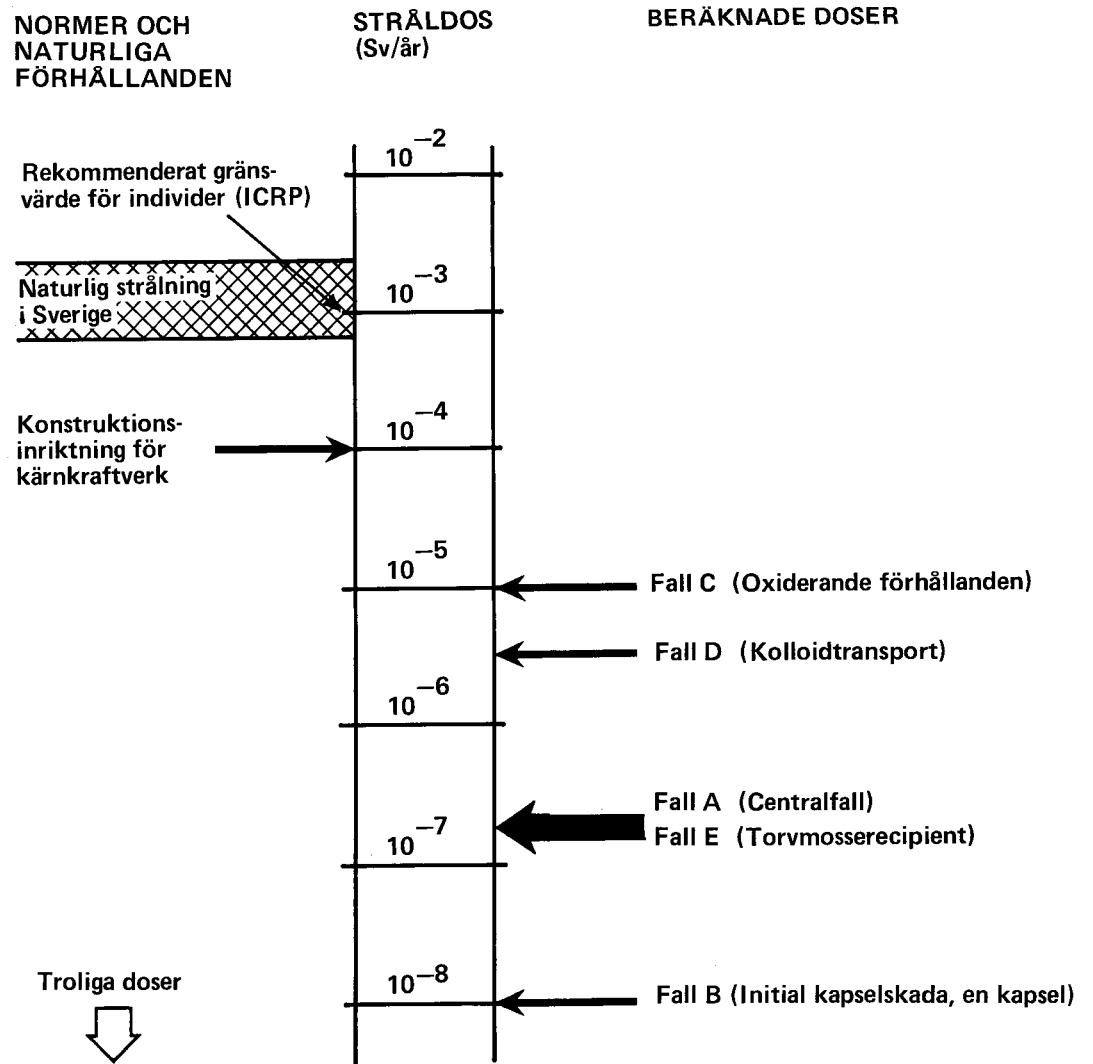
Tabell 20-1 i avsnitt 20.1 visar de ingångsdata som använts i de olika beräkningsfallen. Tabell 20-8 ger i sammanfattning resultaten av beräkningarna för dessa fall.

De doser från ett slutförvar, som erhållits i de olika beräkningsfallen har sammanställts i figur 20-14, tillsammans med vissa normerade gränsvärden och riktlinjer samt doser från naturlig strålning. Det framgår av figuren att i centralfallet är doserna mindre än en tusendel av den naturliga bakgrundsstrålningen. I samtliga fall ligger doserna storleksordningar under gällande gränsvärden.

Som påpekats i avsnitt 20.1 ingår i alla beräkningsfall säkerhetsmarginaler i de antaganden som gjorts om ingångsdata eller om vissa mekanismer och förlopp. Tabell 20-9 anger en del av de marginaler som är inlagda i beräkningsantagandena för centralfallet.

Tabell 20-8. Sammanfattning av beräkningsfall och beräkningsresultat.

Fall	Huvud- karaktäristika	Sammanfattning av beräkningsresultat
A (Centralfall)	Kapslarna sönderfaller successivt under tiden 10^5 till 10^6 år. Vattenflödet $0,1 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$. Reducerande betingelser i berget. 100 m migrationsavstånd.	Matrisen löses upp på 7 milj år. Uran, neptunium och teknetium faller vid redoxfronten. Utlösningen av uran till geosfären tar 10^{10} år. Utsläppen av uran och radium fördröjs till efter 10^8 år. Neptunium fördröjs så att den huvudsakligen avklingar i berget. ^{129}I och ^{135}Cs dominerar dosbilden före 10^7 år, därefter är ^{226}Ra dominerande. Maximal dosnivå är ungefär 10^{-7} Sv/år.
B (Initial kapselskada)	I stort sett samma betingelser som i A men 1 kapsel antas läcka redan efter 10^2 år.	Utsläppen per kapsel av uranisotoperna, radium, neptunium, cesium och teknetium är nästan identiska med fall A. Plutonium och americium fördröjs så kraftigt att de avklingar till försumbara nivåer före de når biosfären. Pulsutsläppen, under ca 2 000 år, av 10% lätt tillgängligt ^{129}I och ^{135}Cs dominerar dosen. Maximal nivå från en kapsel är 10^{-8} Sv/år.
C (Oxiderande förhållanden)	Samma som i fall A men oxiderande betingelser i berget, vilket påverkar löslighet och sorption för uran, neptunium, plutonium och teknetium.	Utlösningen till geosfären ökar för uran (faktor 10^3), neptunium (faktor 10) och teknetium (faktor 10^2) jämfört med fall A. Samma ämnen sorberas också sämre vid migrationen i berget, vilket leder till 10^4 gånger högre utsläpp av ^{237}Np än i fall A. Maximal dosnivå är 9×10^{-6} Sv/år.
D (Kolloidtransport)	Irreversibel sorption på partiklar (halt $0,5 \text{ mg}/\text{l}$) i proportion till ämnens halt i vattnet och deras sorptionskoefficienter (K_d). Transport av partiklarna utan fördröjning i berget.	Den partikelbundna aktiviteten utgör för aktiniderna ca 0,25% av den mängd aktinider som finns i vattnet. Utsläppet av ^{231}Pa ökar betydligt och ^{231}Pa blir dosdominerande nuklid. Maximal dosnivå är 4×10^{-6} Sv/år.
E (Torvmosse-recipient)	Samma ingångsdata som i fall A men biosfärsrecipienten antas vara en torvmosse som efter 10 000 år utnyttjas som jordförbättringsmedel	Dosen från ^{226}Ra blir något högre än i fall A. Totaldosen blir densamma som i A.

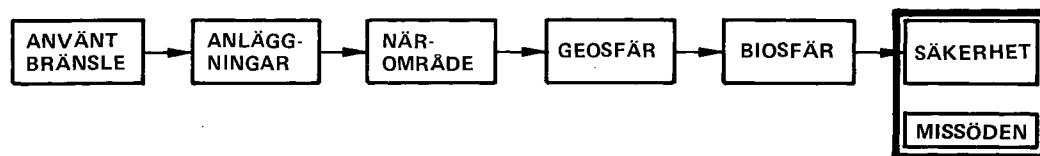


Figur 20-14. Beräknade doser i olika redovisningsfall i jämförelse med normer och naturliga förhållanden.

Tabell 20-9. Exempel på säkerhetsmarginaler och ogynnsamma antaganden.

Parameter eller förlopp	I beräkningarna använda antaganden	Troliga värden och förlopp	Kommentar
Kapsellivslängd	Successivt sönderfall av samtliga kapslar under tiden 10^5 till 10^6 år. Allt bränsle tillgängligt för lakning efter genombrott	Kapsellivslängden mycket längre än 10^6 år. Endast en mindre del av bränslet tillgängligt för lakning	Innebär att utsläppen beräknas komma tidigare än vad som är troligt. Avklingningseffekten för ex vis ^{237}Np försummas. Utlakade mängder överskattas
Vattenflöde på förvarsdjup	$0,1 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$	$0,002-0,06 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{år})$	Innebär att källtermen överskattas och vandrings-hastigheterna underskattas
Upplösning av uranmatrisen	360 ppm i uranlöslighet	1 ppm (Se kapitel 11)	Matrisupplösningstakten överskattas. Påverkar utsläppstakten för I och Cs bl a
Utfällning av redoxkänsliga ämnen vid redoxfronten	Utfällning i förhållande till lösligheterna (tabell 12-8)	Samfällning med uran av Pu, Np, Th och Am	Innebär att källtermen till geosfären överskattas för dessa ämnen. Se tabell 13-5
Sorptionsdata	Enligt tabell 12-7 kolumnen för använda värden	Enligt tabell 12-7 kolumnen för bästa ansats	Vandringshastigheten för aktiniderna överskattas
Migrationsvstånd till biosfären	100 m avstånd mellan samtliga kapslar i förvaret och utsläppspunkten till biosfären	Från 100 m och upp till flera hundra meters migration i bergmassan. 500 m migration i sprickzon	Källtermen till biosfären överskattas starkt

21 MISSÖDEN OCH EXTREMA HÄNDELSE



I detta kapitel redovisas hur vissa missöden och extrema händelser kan påverka slutförvarets säkerhet.

21.1 ALLMÄNT

I föregående kapitel behandlas de långsamma förlopp som så småningom kan leda till spridning av radioaktiva ämnen från ett slutförvar. Spridning kan även tänkas ske till följd av extrema eller speciella förlopp som ej täcks in av de förutsättningar som gällt för den föregående analysen. I det följande diskuteras några extrema och speciella händelser. Gemensamt för dessa är att de bedöms ha mycket låg sannolikhet.

De extrema eller speciella händelser som kan tänkas påverka slutförvaret har antingen naturligt ursprung eller härrör från mänskliga aktiviteter. Till den förra gruppen räknas olika slag av berggrunds rörelser inklusive jordbävningar och vidare kriticitet i slutförvaret. Till kategorin mänskliga aktiviteter hänförs krigshandlingar och sabotage samt oavsiktlig eller avsiktlig inträning i slutförvaret.

21.2 BERGGRUNDSRÖRELSE

Berggrunds rörelser skulle kunna skada ett slutförvar, dels genom att skapa nya vägar för grundvattenströmningen, dels genom att skada kapslarna.

Skador på ett begränsat antal kapslar ändrar inte förutsättningarna för förvarets säkerhet. Konsekvenserna har belysts i kapitel 20 i beräkningsfall B, initial kapselskada. Kopparns och buffertmaterialens egenskaper gör att smärre rörelser kan ske utan att kapselns täthet påverkas /21-1/.

Sannolikheten för berggrunds rörelser som kan påverka säkerheten hos ett slutförvar diskuteras i kapitel 8.

En uppfattning om frekvensen och storleken av berggrunds rörelser över långa tider kan man få vid studier av sprickförskjutningar i blottlagda bergytter. Som exempel på rörelser i ytligare lager av bra berg har observationer utförts i olika kustområden. Med ledning av förskjutningarnas frekvens, deras storlek och inbördes avstånd har sannolikheten för en framtida förskjutning av 1 mm uppskattats. Överförd på ett slutförvar skulle denna uppskattning innebära att någon enstaka kapsel kan komma att beröras under en period av en miljon år. Sprickrörelserna på större djup torde vara mindre än i ytligare partier och mindre förskjutningar på någon cm skadar inte en kapsel.

Som närmare diskuteras i kapitel 8 har sprickrörelserna och deras frekvens under vissa skeden för många miljoner år sedan varit större än genomsnittet. För närvarande råder i Sverige en lugn geologisk period med lägre frekvens.

Som närmare behandlas i samma kapitel kan sprickrörelserna under de närmaste årmiljonerna endast förväntas medföra obetydliga ändringar i bergets genomsläpplighet.

Sammanfattningsvis har de genomförda studierna av berggrunds rörelser visat

- att sannolikheten för rörelser i den svenska berggrunden, som menligt påverkar slutförvarets säkerhet är synnerligen låg
- att inom områden som omges men inte genomkorsas av sprickzoner är sannolikheten utomordentligt låg för att nya strömningsvägar skall öppnas
- att varken buffertskikt eller kapslar skadas, även om för svenska förhållanden betydande jordskalv skulle beröra slutförvaret

21.3 KRITICITET I SLUTFÖRVARET

Möjligheten att kriticitet, dvs en självunderhållande kedjereaktion, uppstår med det klyvbara plutonium-239 och uran-235 som finns i förvaret är praktiskt taget utesluten. Frågan behandlas utförligt i en teknisk rapport /21-2/. Här ges en kort sammanfattning.

Kriticitet med plutonium-239

Principiellt finns vid deponeringen tillräckligt mycket plutonium-239 i en enstaka kapsel för att kriticitet skulle kunna uppnås. Förutsättningen är dock att någon process separerar plutonium från uran i bränslet och samlar det i koncentrerad form på ett för kriticitet lämpligt sätt. Detta är inte rimligt av flera skäl.

Med hänsyn till att livslängden på kopparkapslarna är väsentligt längre än halveringstiden för plutonium-239 kommer plutoniummängden att vara för låg för kriticitet om och när kopparkapslarna penetreras. Fallet är således endast intressant för någon enstaka kapsel som eventuellt har initial kapselskada.

Kriticitet inuti en skadad kapsel kräver att där befintligt uran selektivt upplöses och transporteras ut ur kapseln innan plutonium-239 hunnit avklinga tillräckligt.

Kriticitet utanför en skadad kapsel kräver att uran och plutonium löses ut tillsammans och att plutonium selektivt fälls ut i bentonitbufferten utanför kapseln. Selektiv utlakning av plutonium är inte möjlig av kemiska skäl. Se kapitel 12.

Varken inre eller yttre kriticitet med plutonium är emellertid rimlig, eftersom den kräver en snabbare upplösning (storleksordningen 50 000 år) av uran respektive uran och plutonium än vad som beräknas möjligt (miljontals år) med aktuella betingelser avseende vattenflöde och karbonathalter. Därtill kommer att plutonium måste få en geometrisk fördelning som är mycket osannolik.

Sammantaget är sannolikheten för plutoniumkriticitet extremt låg. Konsekvensen av en trots detta postulerad kriticitet blir obetydlig. Förloppet karakteriseras av en långsam effektutveckling och att temperaturen teoretiskt maximalt stiger till vattnets kokpunkt (omkring 265°C vid det aktuella trycket på 500 m). Tenderar temperaturen att stiga ytterligare avkokar vatten och reaktionen avstannar. Påverkan på närliggande kapslar blir inte av den art att deras integritet riskeras. Mängden långlivade radiotoxiska nuklider som bildas i samband med kriticiteten är liten i förhållande till den mängd som redan fanns i den havererade kapseln.

Kriticitet med uran-235

Kriticitet med uran-235 kan inte erhållas inne i kapslarna av neutronfysikaliska skäl utan är endast möjlig i tunnelsystem och i deponeringshål utanför kapslarna. På grund av lång halveringstid för uran-235 berör risken för kriticitet i detta fall inte bara enstaka initialt skadade kapslar. Beräkningar visar att minsta kritiska massa i tunnarna är omkring 4400 kg, vilket in-

nebär att allt uran från minst fyra kapslar måste ansamlas inom den kritiska geometrin (en sfär).

Som framgår av kapitel 12 och 13 är lösligheten för uran i grundvatten mycket låg. Vidare är transportmotstånden i bentonit och tunnelfyllning stora. All transport sker genom diffusion och tar mycket lång tid. Dessutom förväntas den kemiska miljön i den vattenmättade tunnelfyllningen bli reducerande när det initialt inneslutna luftsytret har förbrukats. Detta innebär att endast mycket låga urankoncentrationer kan förekomma löst i det vatten, som finns i tunneln. Det är svårt att föreställa sig någon process som under dessa förhållanden medför att en relativt stor mängd uran från flera kapslar ansamlas inom en begränsad volym med optimal geometri. Är geometrin ej optimal krävs större mängd uran för kriticitet.

Trots att risken för urankriticitet således är extremt låg har beräkningar genomförts av konsekvenserna även i detta fall. Plötslig och kraftig energifrigörelse är utesluten. Tillståndet kan bara byggas upp genom en långsam ansamling av uran. Effektutvecklingen från en hypotetisk kritisk massa omfattande allt uran deponerat i en av tunnarna blir lägre än 130 kW. Bildningen av klyvningsprodukter motsvarar 900 ton deponerat bränsle vilket inte bedöms öka stråldoserna i någon större utsträckning i förhållande till de redovisade beräkningsfallen utan kriticitet.

Sammanfattningsvis kan konstateras att ett flertal extrema eller icke rimliga förutsättningar måste postuleras för att en kritisk konfiguration skall uppnås. Sannolikheten för detta bedöms försvinnande liten. Konsekvenserna av hypotetiska fall av kriticitet från såväl plutonium-239 som uran-235 har dessutom beräknats bli obetydliga.

21.4 KRIGSHANDLINGAR OCH SABOTAGE

I de långa tidsperspektiv som är aktuella för slutförvaringen kan krigshandlingar inte hänföras till "extrema händelser". Där emot får det anses extremt att krigshandlingar skall leda till allvarliga konsekvenser för säkerheten hos ett slutgiltigt tillslutet slutförvar på ca 500 m djup i den svenska berggrunden.

Markdetonationer av kärnladdningar på 10-50 megaton ger upphov till kratrar i berget med djup av storleksordningen 110-180 m /21-3/. Den geologiska barriären genombryts sålunda inte men kan väl försvagas. Detta får dock i en sådan situation anses vara av underordnad betydelse, då eventuella utsläpp från slutförvaret endast motsvarar en bråkdel av den radioaktivitet från bomben, som under långa tider kommer att kvarligga inom området.

Skador på slutförvaret och inkapslingsstationen under uppfyllnadsskedet är givetvis tänkbara. Sannolikheten är dock låg, då dessa anläggningar inte torde bli primära mål för militära aktioner. Konsekvenserna av bombträffar och liknande blir också begränsade jämfört med de situationer som blir en följd av krigshandlingar i övrigt.

Under de skeden då mellanlagring, inkapsling och uppfyllnad av slutförvaret pågår förutses ett sabotageskydd. Sedan slutförvaret blivit definitivt stängt är verkningsfulla sabotagehandlingar uteslutna.

Jämfört med andra objekt som erfarenhetsmässigt har varit aktuella för sabotagehot i utpressningssyfte, torde här behandlade anläggningar vara mindre attraktiva och närmast jämförbara med annan industri där man hanterar miljöfarligt material.

21.5 INTRÄNGNING I FÖRVARET

Tänkbara mänskliga ingrepp, som kan påverka slutförvarets säkerhet, kan antingen vara avsiktliga eller oavsiktliga. Ett avsiktligt inträngande i slutförvaret kan syfta till att återvinna de nyttigheter som finns där, dvs kopparn eller det använda bränslet. Ett oavsiktligt inträngande i förvaret kan endast ske därest kunskaperna om förvarets belägenhet gått förlorade.

En ofrånkomlig princip är att varje generation har att ta ansvar för sina egna medvetna handlingar. Samtidigt får det anses vara en skyldighet för tidigare generationer att överföra den information till senare generationer, som krävs för att de skall undvika onödiga risker och skador. Det är sålunda av stor vikt att data om slutförvaret blir omsorgsfullt dokumenterade och bevarade, så att framtida bedömningar inte behöver göras på ett ofullständigt dataunderlag.

Om man i framtiden med bevarade kunskaper om förvaret och dess innehåll av radioaktiva ämnen påverkar förvarsområdet får det förutses att man även beaktar och behärskar de radiologiska risker, som verksamheten kan medföra. Anledningen till ett sådant ingrepp kan vara att man vill tillvarata nyttigheter i området. De kan utgöras av kopparn i kapslarna, sällsynta ämnen i bränslet, det använda bränslet själv eller den värmeenergi, som under de första tusentalen år finns lagrad i bergmassan. Då förvaret avsiktligt är lokaliserat till ett område där värdefulla mineraler inte förekommer, kan man här bortse från gruvbrytning. Det stora djupet och den låga vattenomsättningen i det utvalda täta berget gör att området inte kan utnyttjas som vattentäkt i större skala.

Kunskaperna om slutförvaret kan tänkas ha gått förlorade någon gång i framtiden antingen till följd av någon katastrofartad händelse som ett globalt utrotningskrig eller till följd av att mänskligt liv omöjliggjorts under ett visst skede genom en ny istid. Om landet därefter på nytt blir befolkat, kan vissa verksamheter tänkas påverka slutförvarets barriärer.

För att återupptäcka förvaret från markytan, t ex genom geofysiska metoder, krävs att man behärskar en avancerad teknik. Man bör då också ha förmågan att detektera och hantera det radioaktiva material, som finns i förvaret och vars radioaktivitet då är väsentligt lägre än i dag.

Förutsättningar för gruvdrift eller för att utnyttja området som vattentäkt i större skala saknas även i detta fall. Någon anledning att på så stora djup anlägga berglager eller liknande kan rimligen inte föreligga.

För att utnyttja den värmemängd som lagrats i berget krävs att värmeutvinningen sker under de närmaste årtusendena. Sannolikheten för att vetenskapen om förvaret förlorats inom den tiden är naturligtvis mindre än över längre tidsperioder. De radiologiska riskerna i samband med en tänkbar värmeutvinning kan bemästras med teknik som inte är mer avancerad än den som krävs för värmeutvinningen som sådan.

21.6 ÖVRIGT

Till kategorin extrema händelser kan man även föra svåra misstag vid deponeringen eller vid förseglingen av förvaret. Sådana misstag undviks med hjälp av ett väl genomtänkt kvalitetssäkringsprogram. Detta bör vara ganska enkelt att genomföra eftersom de aktiviteter som utförs vid själva slutförvaringen är okomplicerade och lätta att överblicka.

Den allvarligaste typen av misstag torde vara att man efterlämnar någon öppen förbindelse mellan slutförvaret och biosfären. Man måste därför hålla mycket noggrann kontroll på alla borrhål, schakt och tunnlar som leder fram till förvaret. Vid förseglingen måste alla sådana förbindelser återfyllas och förslutas. Konsekvensen av att man glömmar bort t ex ett borrhål är dock i regel ringa. Endast om det leder från närheten av en initialt skadad kapsel direkt till ett utströmningsområde riskerar man påtagliga utsläpp av radioaktiva ämnen.

22 SAMMANFATTANDE SÄKERHETSBEDÖMNING

22.1 ALLMÄNT

Enligt svensk lag ansvarar kärnkraftproducenterna för att radioaktivt avfall från kärnkraftstationerna tas om hand på ett säkert sätt. Kärnkraftföretagen har uppdragit åt det gemensamt ägda Svensk Kärnbränsleförsörjning AB att svara för de erforderliga åtgärderna. Detta sker enligt en långsiktig plan, som ses över varje år.

En viktig del av arbetet är att utveckla ett system för slutlig och säker förvaring av använt kärnbränsle. Enligt svensk lag måste en reaktorinnehavare visa att det använda kärnbränslet kan hanteras och slutförvaras på ett säkert sätt innan reaktorn första gången tillförs bränsle.

Radioaktiviteten i det använda kärnbränslet avtar successivt med tiden. En del radioaktiva ämnen i bränslet har dock så långa halveringstider att de praktiskt kan jämföras med stabila giftiga ämnen. Samhället har hittills inte ställt krav på redovisning av hur sådana ämnen kan påverka omgivningen på mycket lång sikt. Det har därför inte varit möjligt att i denna redovisning ställa säkerheten hos ett slutförvar för använt kärnbränsle i relation till hur samhället allmänt bedömer säkerhetsproblem, som berör miljön på mycket lång sikt.

Redovisningen i denna rapport bygger på det kunskapsläge, som uppnåtts vid årsskiftet 1982-83.

22.2 SÄKERHETEN I HANTERINGSKEDJAN

De hanterings- och behandlingssteg, som föregår slutförvaringen av det använda kärnbränslet, har sina motsvarigheter inom industrin och kärnkraftdriften. Erforderliga säkerhetsåtgärder kan därför i stort sett baseras på erfarenhet. Några tekniska svårig-

heter att tillgodose högt ställda säkerhets- och skyddskrav kan inte förutses.

22.3 SLUTFÖRVARETS LÅNGSIKTIGA SÄKERHET

22.3.1 Tidsperspektivet

Radioaktiviteten i det använda bränslet avtar till en början mycket snabbt. Under de första 10 åren efter uttaget ur reaktorn återstår sålunda endast en hundradel av den ursprungliga. För att aktiviteten i det "10-åriga" bränslet i sin tur skall sjunka till en hundradel krävs en tid av 10 000 år. En tredje hundradelning av aktiviteten sker under perioden 10 000 år till 10 miljoner år.

Under de långa tidrymder, som här måste beaktas kommer många förändringar att ske i vår omgivning.

- Under en tid av något hundratal år kan naturen ändras t ex genom att sjöar växer igen.
- Under en tid av något tiotusentals år kan väsentliga klimatförändringar ske, som eventuellt kan leda till en ny nedisning.
- Under en tid av någon miljon år kan evolutionen leda till att nya arter uppkommer och andra försvinner.
- Under en tid av flera tiotal miljoner år kan betydande geologiska förändringar inträffa.

Osäkerheterna i prognoser och framtidsbedömningar blir givetvis större ju längre tider de avser. För att säkerhetsbedömningen för ett slutförvar för använt kärnbränsle skall bli fullständig, krävs dock att förväntade förhållanden mycket långt i framtiden belyses. Egenskaperna hos såväl det bergparti, som kommer att väljas för slutförvaret, som hos de material, som ingår i de tekniska barriärerna karakteriseras av att de varit bestående under geologiska tidrymder. Det blir därför meningsfullt att göra bedömningar av barriärfunktionerna i ett slutförvar även i ett miljonårsperspektiv. Under tidrymder bortom miljonårsperspektivet kommer isotopsammansättningen i det använda kärnbränslet att i huvudsak vara densamma som i det uran, som naturligt förekommer i den svenska berggrunden.

22.3.2 Förvaringsplatsen

Det svenska urberget är geologiskt mycket stabilt och man kan inte förvänta sig några avsevärda förändringar i de hydrologiska

eller geokemiska förhållandena på några hundra meters djup under den närmaste årmiljonen.

Säkerhetsanalysen grundar sig på geologiska, hydrologiska och geokemiska data, som erhållits vid omfattande undersökningar på olika platser i Sverige. Förhållandena varierar något mellan platserna. Säkerhetsanalysen täcker dock väsentligen in de variationer som iakttagits.

Platsundersökningarna och säkerhetsanalysen har visat att det finns flera platser i Sverige där berggrunden är sådan att den väl lämpar sig för anläggning av ett säkert slutförvar. De nu undersökta områdena vid Gideå och Kamlungekölen och sannolikt också Fjällveden samt det tidigare undersökta området vid Sternö, är exempel på sådana områden. Analyserna har visat att även områden liknande Finnsjön, med relativt sett högre grundvattenflöden än de nämnda, torde kunna accepteras ur säkerhetssynpunkt.

Innan slutförvarets lokalisering fastställs någon gång mot slutet av 1990-talet avses ytterligare områden bli undersökta, så att tillräckligt underlag skall finnas för ett optimalt platsval.

22.3.3 Säkerheten

Det använda bränslet omges i slutförvaret av olika barriärer. De har utformats och valts dels för att helt isolera bränslet från omgivningen under mycket lång tid, dels för att på ännu längre sikt fördröja och späda ut de radioaktiva ämnen som då kan läcka ut från förvaret.

En kapsel av koppar med några cm väggjocklek bedöms förbli tät i minst en miljon år, sannolikt betydligt längre.

Bentonitleran i deponeringshålen utgör ett tätande skikt samt en mekanisk och kemisk buffert mellan kapslarna och bergmassan. Geologiska iakttagelser visar att bentonit är en beständig naturprodukt, som bibehåller sina egenskaper i åtminstone någon miljon år, om temperaturen inte överskrider 100°C.

Både geokemiska observationer i naturen och laboratorieundersökningar visar att uran och andra aktinider, som förekommer i det använda bränslet har en mycket låg löslighet i vatten. Tillsammans med den mycket låga grundvattenomsättningen i slutförvaret leder detta till att utlakningen av de radioaktiva ämnen, som finns kvar när kapslarna genombrutits, blir ytterligt långsam.

I den kemiska miljö, som råder i bergets grundvatten kommer de radioaktiva ämnena att förflyttas utomordentligt långsamt. Framför allt sorptionen i mikrospäckorna i berget fördröjer transporten.

En analys av funktionen hos det beskrivna barriärsystemet och kunskaperna om hur naturligt förekommande uran rör sig i berget ger vid handen att slutförvaret inte kommer att påverka omgivningen över huvud taget. Kunskaper och dataunderlag är dock ännu inte tillräckliga för att visa detta på ett ovedersägligt sätt. Spridningsberäkningar har därför genomförts för ett antal tänkta fall.

I de olika beräkningsfallen har ogynnsamma förutsättningar valts t ex beträffande kapslarnas livslängd, vattenomsättningen i berget och de kemiska fördröjningseffekterna. Även då blir de beräknade doserna obetydliga - någon tusendel till någon hundradel av dosen från den naturliga strålningen - och de uppkommer först i en mycket avlägsen framtid. Jämfört med gällande radiologiska normer ger det redovisade förvarssystemet en avsevärd översäkerhet.

Analyserna visar att det bör finnas betydande utrymme för att genom fortsatt forsknings- och utvecklingsarbete nå fram till en lösning, som utan att ge avkall på de höga säkerhetskraven, är betydligt gynnsammare med avseende på ekonomi och resursanvändning.

22.4 SLUTSATSER

Använt kärnbränsle från de svenska kärnkraftverken kan hanteras och slutförvaras på ett sätt, som tillgodoser mycket högt ställda krav på säkerhet och strålskydd. Hanteringen och slutförvaringen kan genomföras med i dag känd och i Sverige tillgänglig teknik. Berggrunden har på flera ställen i Sverige den beskaffenhet, som krävs för ett säkert slutförvar.

Den redovisade förvaringsmetoden är flexibel och kan anpassas till lokala förhållanden. Fortsatt forsknings- och utredningsarbete kan förutses ge underlag för betydande förbättringar med avseende på ekonomi och resursanvändning.

REFERENSER

KAPITEL 17

- 17-1 GELIN R
Final Disposal of High-Level Waste and Spent Nuclear Fuel-
Foreign Activities
Studsvik Energiteknik AB
KBS TR 83-42, May 1983
- 17-2 STATENS STRÅLSKYDDSinSTITUT
Begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstatio-
ner
SSI FS 1977:2
- 17-3 IAEA
Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials
1973 Revised Edition (As Amended)
IAEA Safety Series No 6, 1979
- 17-4 ARBETARSKYDDsstYRELSEN
Radonanvisningar
Arbetskyddsstyrelsens anvisningar 82, mars 1972

KAPITEL 18

- 18-1 AHLBOM K, CARLSSON L, CARLSTEN L-E, DURAN O, LARSSON N-Å, OLSSON
O
Evaluation of the Geological, Geophysical and Hydrogeological
Conditions at Fjällveden.
Swedish Geological
KBS TR 83-52, May 1983
- 18-2 LUNDSTRÖM I
Beskrivning till berggrundskartan Nyköping S0. Sveriges geologis-
ka undersökning, serie AF, nr 114, 1976

R:2

- 18-3 ERIKSSON B
Sveriges vattenbalans. Årsmedelvärden (1931-60) av nederbörd, avdunstning och avrinning.
SMHI Rapporter RMK 18, 1980.
- 18-4 ERIKSSON B
Den "potentiella" evapotranspirationen i Sverige.
SMHI Rapporter RMK 28, 1981
- 18-5 von BRÖMSSEN U
Grundvattenbildning i geologiskt olika terrängavsnitt. Försök till bestämning av infiltrationskoefficienter. Metod . Teknik . Analys 1980.
- 18-6 LAURENT S
Analysis of Groundwater from Deep Boreholes in Fjällveden.
Swedish Environmental Research Institute.
KBS TR 83-19, March 1983
- 18-7 WIKBERG P, GRENTHE I, AXELSEN K
Redox Conditions in Groundwaters from Svartboberget, Gideå, Fjällveden and Kamlunge.
Royal Institute of Technology
KBS TR 83-40, April 1983.
- 18-8 ALLARD B, LARSON S Å, TULLBORG E-L, WIKBERG P
Chemistry of Deep Groundwaters from Granitic Bedrock.
Chalmers University of Technology, Swedish Geological, Royal Institute of Technology.
KBS TR 83-59, May 1983.
- 18-9 SUNDBLAD B, BERGSTRÖM U
Description of Recipient Areas Related to Final Storage of Unprocessed Spent Nuclear Fuel.
Studsvik Energiteknik AB
KBS TR 83-11, February 1983.
- 18-10 AHLBOM K, ALBINO B, CARLSSON L, NILSSON G, OLSSON O, STENBERG L, TIMJE H
Evaluation of the Geological, Geophysical and Hydrogeological Conditions at Gideå.
Swedish Geological
KBS TR 83-53, May 1983.
- 18-11 LAURENT S
Analysis of Groundwater from Deep Boreholes in Gideå.
Swedish Environmental Research Institute.
KBS TR 83-17, March 1983

- 18-12 AHLBOM K, ALBINO B, CARLSSON L, DANIELSSON J, NILSSON G, OLSSON O, SEHLSTEDT S, STEJSKAL V, STENBERG L
Evaluation of the Geological, Geophysical and Hydrogeological Conditions at Kamlunge.
Swedish Geological
KBS TR 83-54, May 1983.
- 18-13 PERTTUNEN V
Stratigraphy of the Peräpohja Schist in Eastern Part of the Baltic Shield.
Proc of the Finnish-Soviet symp Finland, 1979.
- 18-14 WELIN E, CHRISTIANSSON K, NILSSON Ö
Rb-Sr Ages of Extrusive and Intrusive Rocks in the Northern Sweden. Sveriges geologiska undersökning, serie C, nr 666, 1971.
- 18-15 LAURENT S
Analysis of Groundwater from Deep Boreholes in Kamlunge.
Swedish Environmental Research Institute.
KBS TR 83-70, May 1983.
- 18-16 AHLBOM K, CARLSSON L, GENTSCHHEIN B, JÄMTLID A, OLSSON O, TIREN S
Evaluation of the Geological, Geophysical and Gydrogeological Conditions at Svartboberget.
Swedish Geological
KBS TR 83-55, May 1983.
- 18-17 LUNDEGÅRD P H
Berggrunden i Gävleborgs län. Sveriges geologiska undersökning, serie Ba, nr 22, 1967
- 18-18 SKIFTE J O
Ytvattenförhållandena vid Svartboberget.
VIAK AB
KBS TR 81-10, 1981-11-30
- 18-19 LAURENT S
Analysis of Groundwater from Deep Boreholes in Svartboberget.
Swedish Environmental Research Institute.
KBS TR 83-41, April 1983.
- 18-20 SCHERMAN S
Förarbeten för platsval, berggrundsundersökningar.
KLOCKARS C-E, PERSSON O
Berggrundvattenförhållanden i Finnsjöområdets nordöstra del.
Sveriges Geologiska Undersökning.
KBS TR 60, Januari 1978.
- 18-21 HULT A, GIDLUND G, THOREGREN U
Permeabilitetsbestämningar.
MAGNUSSON K-Å, DURAN O
Geofysisk borrhålsmätning.
Sveriges Geologiska Undersökning
KBS TR 61, Januari 1978.

- 18-22 ALMÉN K-E, EKMAN L, OLKIEWICZ A
Försöksområdet vid Finnsjön. Beskrivning till berggrunds- och jordartskartor.
Sveriges Geologiska Undersökning.
KBS TR 79-02, November 1978.
- 18-23 OLKIEWICZ A, SCHERMAN S, KORNFÄLT K-A
Kompletterande berggrundsundersökningar inom Finnsjö och Karlshamnsområdena.
Sveriges Geologiska Undersökning.
KBS TR 79-05, 1979-02-02.
- 18-24 AHLBOM K, CARLSSON L, GIDLUND G, KLOCKARS C-E, SCHERMAN S, THOREGREN U
Utvärdering av de hydrogeologiska och berggrundsgeologiska förhållandena på Sternö.
Sveriges Geologiska Undersökning, Berggrundsbyrån.
KBS TR 79-09, Februari 1979.
- 18-25 AXELSSON C-L, CARLSSON L
Model Calculations of Groundwater Conditions on Sternö Peninsula.
Geological Survey of Sweden.
KBS TR 79-10, September 1979.
- 18-26 MAGNUSSON K-Å, DURAN O
Geofysisk borrhålsmätning.
Sveriges Geologiska Undersökning.
KBS TR 79-12, Februari 1979.
- 18-27 EKMAN L, GENTZSCHEIN B
Komplettering och sammanfattning av geohydrologiska undersökningar inom Sternöområdet, Karlshamn
Sveriges Geologiska undersökning
KBS TR 80-01, mars 1980.
- 18-28 CARLSSON L, GENTZSCHEIN B, GIDLUND G, HANSSON K, SVENSON T, THOREGREN U
Kompletterande permeabilitetsmätningar i Finnsjöområdet.
Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
KBS TR 80-10, maj 1980.
- 18-29 CARLSSON L, GIDLUND G, HESSELSTRÖM B
I: Evaluation of the Hydrogeological Conditions at Finnsjön.
II: Supplementary Geophysical Investigations of the Sternö Peninsula.
Swedish Geological.
KBS TR 83-56, May 1983.

- 18-30 CARLSSON L, WINBERG A
GRUNDFELT B
Model Calculations of the Groundwater Flow at Finnsjön, Fjällveden, Gideå and Kamlunge.
Swedish Geological, Kemakta Konsult AB
KBS TR 83-45, May 1983.
- 18-31 GUSTAFSSON E, KLOCKARS C-E
Studies on Groundwater Transport in Fractured Crystalline Rock under Controlled Conditions using Nonradioactive Tracers.
Geological Survey of Sweden, Uppsala.
KBS TR 81-07, April 1981.
- 18-32 KLOCKARS C-E, LANDSTRÖM O, PERSSON O
The Hydraulic Properties of Fracture Zones and Tracer Tests with Non-Reactive Elements in Studsvik.
Geological Survey of Sweden, Uppsala.
Studsvik Energiteknik, Nyköping, Sweden.
KBS TR 82-10, April 1982.

KAPITEL 19

- 19-1 Transportation System for Spent Nuclear Fuel. Final Safety Report
Svensk Kärnbränsleförsörjning AB, SKBF 1982
- 19-2 Centralt Lager för Använt BRÄNSLE (CLAB)
Preliminär säkerhetsrapport
SKBF Oktober 1978
- 19-3 SÖDERMAN E
Encapsulation of Spent Nuclear Fuel - Safety Analysis
ES-Konsult AB
KBS TR 83-29, April 1983
- 19-4 CARLESON G
Säkerhetsanalys av inkapslingsprocesser
AB Atomenergi
KBS TR 65, 1978-01-27
- 19-5 NORDESJÖ E
Säkerhetsanalys av hanteringsförfarandet vid inkapsling av utbränt bränsle i kopparkapsel
ASEA-ATOM
KBS TR 112, 1978-03-20
- 19-6 VESTERLUND G, OLSSON T
Degraderingsmekanismer vid bassänklagring och hantering av utbränt kraftreaktorbränsle
ASEA-ATOM
KBS TR 68, 1978-01-18

19-7 BAILEY W J, JOHNSON A B JR, BRADLEY E R
Spent Fuel Behavior in Water Pools
Presented at Corrosion/81, The International Corrosion Forum, Toronto, Ontario, Canada
April 6-10, 1981

19-8 LÖNNERBERG B, LARKER H, AGESKOG L
Encapsulation and Handling of Spent Nuclear Fuel for Final Disposal
1. Welded Copper Canisters
2. Pressed Copper Canisters (HIPOW)
3. BWR Channels in Concrete
ASEA-ATOM, ASEA, VBB
KBS TR 83-20, May 1983

KAPITEL 20

20-1 The Swedish Corrosion Research Institute and its Reference Group
Corrosion Resistance of a Copper Canister for Spent Nuclear Fuel
KBS TR 83-24, April 1983

20-2 CARLSSON L, GRUNDFELT B
Model Calculations of the Groundwater Flow at Finnsjön, Fjällveden, Gideå and Kamlunge.
Swedish Geological, Kemakta Konsult AB
KBS TR 83-45, May 1983

20-3 BENGTTSSON A, GRUNDFELT B, MAGNUSSON M, NERETNIEKS I, RASMUSON A
Model Calculations of the Migration of Radionuclides from a Repository for Spent Nuclear Fuel
Kemakta Konsult AB, Royal Institute of Technology
KBS TR 83-48, May 1983

20-4 NERETNIEKS I, RASMUSON A
An Approach to Modelling Radionuclide Migration in a Medium with Strongly Varying Velocity and Block Sizes along the Flow Path.
Royal Institute of Technology
KBS TR 83-69, May 1983

20-5 THUNVIK R
Calculation of Fluxes through a Repository Caused by a Local Well
Royal Institute of Technology
KBS TR 83-50, May 1983

20-6 BERGSTRÖM U, RÖJDER B, WIDEMO U
Dose and Dose Commitment Calculations from Groundwaterborne Radioactive Elements Released from a Repository for Spent Nuclear Fuel.
Studsvik Energiteknik AB
KBS TR 83-49, May 1983

KAPITEL 21

- 21-1 PUSCH R
Stress/Strain/Time Properties of Highly Compacted Bentonite
University of Luleå
KBS TR 83-47, May 1983
- 21-2 BEHRENZ P, HANNERZ K
Criticality in a Spent Fuel Repository in Wet Crystalline Rock.
ASEA ATOM
KBS TR 108, 1978-05-30
- 21-3 Fortifikationshandbok, del 1, Vapenverkan
Försvartsstaben/Befästningsinspektionen
Stockholm 1973

