ISBN 978-91-980362-6-8

ID 1469109

Augusti 2015

Redovisning av säkerhet efter förslutning för SFR

Huvudrapport för säkerhetsanalysen SR-PSU

Svensk Kärnbränslehantering AB

En pdf-version av rapporten kan laddas ner från www.skb.se.

© 2015 Svensk Kärnbränslehantering AB

Förord

Detta dokument utgör huvudrapporten för SR-PSU, analysen av den långsiktiga säkerheten för SFR. SFR är ett förvar för kortlivat låg- och medelaktivt avfall, beläget i Forsmark, Östhammars kommun. Säkerhetsanalysen omfattar både det befintliga förvaret och en planerad utbyggnad. Dokumentet är en del av SKB:s tillståndsansökan för att bygga ut SFR.

Fredrik Vahlund, projektledare för säkerhetsanalysen SR-PSU, är ansvarig för analysen och framtagandet av den engelska version av denna rapport som ingick i den ansökan som lämnades till SSM och miljödomstolen i december 2014. Eva Andersson, projektledare under den efterföljande tillståndsfasen är ansvarig för framtagandet av denna svenska version av huvudrapporten. Den svenska versionen innehåller resultat från de radionuklidtransportberäkningar som utförts med det uppdaterade Mo-93 inventariet som diskuterades mer kvalitativt i ansökansversionen och motsvarar den reviderade engelska versionen av rapporten som kommer att publiceras i oktober 2015.

Ett stort antal personer, inom och utom SKB, har varit delaktiga i arbetet med säkerhetsanalysen och framtagandet av denna rapport. Antalet är dock för stort för att namnge alla i detta förord. En mindre grupp är den projektetgrupp som haft en central och sammanhållande roll under arbetets gång. Denna grupp består av: Mikael Asperö (Kemakta Konsult AB), Jenny Brandefelt (SKB), Olle Broman (Ekonomisk Byggnation AB), Christina Greis Dahlberg (SKB), Thomas Hjerpe (Facilia AB), Sven Keesmann (SKB), Klas Källström (SKB), Maria Lindgren (Kemakta Konsult AB), Martin Löfgren (Niressa AB), Teresita Morales (SKB), Jens Morell (Vattenfall Research and Development AB), Ann-Mari Nisula (A-M Konsult), Jens-Ove Näslund (SKB), Magnus Odén (SKB), Peter Saetre (SKB), Patrik Sellin (SKB), Kristina Skagius (SKB), Ola Wessely (SKB), Marie Wiborgh (Kemakta Konsult AB) och Per-Gustav Åstrand (Facilia AB). Ett stort tack går till alla inblandade, utan er hade detta arbete varit omöjligt att genomföra.

Vi vill dessutom tacka följande personer för deras värdefulla bidrag under granskningsprocessen: Russell Alexander (Bedrock Geosciences, UK), Jordi Bruno (Amphos 21 Consulting Ltd, Spanien), Luc van Loon (PSI, Schweiz), Derek Martin (University of Alberta, Kanada), Allan Geoffrey Milnes (GEA Consulting, Schweiz), Tommy Olsson (I&T Olsson AB), Mike Thorne (Mike Thorne Ltd, UK), samt (från SKB) Kastriot Spahiu, Allan Hedin, Björn Söderbäck, Peter Wikberg, Johan Andersson, Börje Torstenfelt och Olle Olsson.

Stockholm, augusti 2015

Fredrik Vahlund

Eva Andersson

Innehåll

Sammanfattning 11
S1 Syfte och allmänna förutsättningar 11
S2 Säkerhet efter förslutning 14
S2.1 Säkerhetsprinciper 14
S2.2 Förvarets utformning 14
S3 Att analysera säkerhet – säkerhetsanalysen 15
S4 Slutsatser av SR-PSU-analysen 22
S4.1 Uppfyllelse av föreskriftskrav 22
S4.2 Krav och begränsningar 23
S4.3 Behov av ytterligare forskning och utveckling 24

1 Inledning 25
1.1 Bakgrund 25
1.1.1 SKB:s system för deponering av avfall 25
1.2 SFR 26
1.3 Avfall som ska deponeras i SFR 28
1.3.1 Klassificering av kärnavfall 28
1.3.2 Allmän beskrivning 29
1.3.3 Avfallets aktivitet och radiotoxicitet 29
1.4 Föreskrifter i förhållande till säkerhetsanalysen 31
1.5 Denna säkerhetsanalys 31
1.6 Rapportstruktur 32

2 Metodik 35
2.1 Inledning 35
2.1.1 Säkerhet efter förslutning 35
2.1.2 Säkerhetsprinciper efter förslutning 35
2.2 Myndighetskrav 36
2.2.1 Tidsperiod som analysen ska täcka 36
2.2.2 Analys av kravuppfyllelse 37
2.2.3 Överväganden med avseende på metodiken för genomförandet av säkerhetsanalysen 37
2.2.4 Design och bästa möjliga teknik 38
2.3 Säkerhetsanalys 38
2.3.1 Tidsskala för analysen 39
2.3.2 Metod för att visa kravuppfyllelse 41
2.3.3 Överväganden avseende metodiken 42
2.3.4 Bästa möjliga teknik och optimering 43
2.4 Metodik i tio steg 44
2.4.1 Steg 1: Hantering av FEP 44
2.4.2 Steg 2: Beskrivning av initialtillstånd 44
2.4.3 Steg 3: Beskrivning av externa förhållanden 44
2.4.4 Steg 4: Beskrivning av interna processer 46
2.4.5 Steg 5: Definition av säkerhetsfunktioner 46
2.4.6 Steg 6: Sammanställning av indata 46
2.4.7 Steg 7: Analys av referensutveckling 47
2.4.8 Steg 8: Val av scenarier 47
2.4.9 Steg 9: Analys av valda scenarier 48
2.4.10 Steg 10: Slutsatser 48
2.5 Rapporthierarki i säkerhetsanalysen SR-PSU 49
2.6 Osäkerheter 51
2.6.1 Föreskrifternas krav 51
2.6.2 Hantering av osäkerheter i föreliggande analys 51
2.7 Dokumentation och kvalitetssäkring 53

3 Hantering av FEP 55
3.1 Inledning 55
3.2 Metodik för hantering av FEP 55
3.2.1 SKB:s FEP-databas 55
3.2.2 FEP-katalogen för SR-PSU 55
3.2.3 Kopplingar 57
3.2.4 Sammanfattning av metodiken för hantering av FEP 60
3.3 FEP för initialtillståndet 60
3.4 Hantering av interna processer 62
3.4.1 Format för processdokumentation 62
3.4.2 Sammanfattning av hantering av interna processer 64
3.4.3 Modell- och dataflödesschema, AMF-schema 65
3.5 Hantering av externa förhållanden 65
3.5.1 Klimatrelaterade frågor 65
3.5.2 Storskaliga geologiska processer och effekter 69
3.5.3 Framtida mänskliga handlingar 69

4 Initialtillstånd i förvaret och dess omgivning 71
4.1 Inledning 71
4.1.1 Uppföljning och tillsyn 72
4.2 Avfall 72
4.2.1 Avfallets ursprung 72
4.2.2 Materialtyper 73
4.2.3 Avfallsbehållare 73
4.2.4 Avfallsvolymer, materialmängder och radionuklidinventarium 75
4.3 Förvar 80
4.3.1 1BMA, bergssal för medelaktivt avfall 82
4.3.2 2BMA, bergssal för medelaktivt avfall 84
4.3.3 1BTF och 2BTF, bergssalar för betongtankar 86
4.3.4 Silo 89
4.3.5 1BLA, bergssal för lågaktivt avfall 91
4.3.6 2–5BLA, bergssalar för lågaktivt avfall 93
4.3.7 BRT, bergssal för reaktortankar 95
4.3.8 Pluggar och andra förslutningskomponenter 97
4.4 Klimat 100
4.4.1 Temperatur och nederbörd 100
4.4.2 Strandlinjeförskjutning 100
4.5 Ytsystem 100
4.5.1 Topografi och regolit 100
4.5.2 Meteorologi, hydrologi, ytnära hydrogeologi och vattenkemi 104
4.5.3 Marina ekosystem 107
4.5.4 Limniska ekosystem 107
4.5.5 Terrestra ekosystem 109
4.5.6 Brunnar och hantering av vattenresurser 110
4.5.7 Befolkning och markanvändning 110
4.6 Berggrund 110
4.6.1 Berggrundstemperatur 110
4.6.2 Bergarter och bergdomäner 111
4.6.3 Deformationszoner och subhorisontella ytliga strukturer 111
4.6.4 Bergmekaniska förhållanden 113
4.7 Hydrogeologi 114
4.7.1 Hydraulisk konduktivitet i berget 114
4.7.2 Grundvatteninflöde 115
4.8 Grundvattenkemi 116
4.8.1 Nuvarande grundvattensammansättning och dess ursprung 117
4.8.2 Grundvattentyper i området för SFR 3 120
4.8.3 Förändringar i vattensammansättningen orsakade av avsänkningen i SFR 120
4.8.4 Vattensammansättning i initialtillståndet 121

5 Säkerhetsfunktioner 123
5.1 Säkerhetsfunktioner som grund för scenariebeskrivning 124
5.2 Metod för val av säkerhetsfunktioner 124
5.2.1 Förvarskomponenter och deras funktioner 124
5.3 Begränsad mängd långlivade radionuklider 125
5.3.1 Allokering av avfall till förvaret samt fördelning inom förvaret 125
5.4 Fördröjning av uttransport av radionuklider 126
5.4.1 Avfallets och behållarnas funktion 126
5.4.2 De tekniska barriärernas funktion i förvarsutrymmena 128
5.4.3 Pluggars och andra förslutningskomponenters funktion 129
5.4.4 Geosfärens funktion 129
5.4.5 Ytsystemet 130
5.5 Definierade säkerhetsfunktioner för analysen 131
5.6 Ytterligare användning av säkerhetsfunktioner 131

6 Referensutveckling 133
6.1 Inledning 133
6.2 Externa förhållanden 134
6.2.1 Tidsutveckling 135
6.2.2 Strandlinjeförskjutning 137
6.2.3 Förutsättningar för permafrost i Forsmark 138
6.3 De första tusen åren efter förslutning 138
6.3.1 Ytsystemens utveckling 138
6.3.2 Termisk utveckling 141
6.3.3 Mekanisk utveckling 141
6.3.4 Hydrogeologisk utveckling 142
6.3.5 Närzonens hydrologiska utveckling 144
6.3.6 Geokemisk utveckling 146
6.3.7 Avfallets kemiska utveckling 148
6.3.8 De tekniska barriärernas utveckling 162
6.4 Perioder med tempererat klimattillstånd mer än tusen år efter förslutning 171
6.4.1 Ytsystemens utveckling 171
6.4.2 Termisk utveckling 177
6.4.3 Mekanisk utveckling 177
6.4.4 Hydrogeologisk utveckling 177
6.4.5 Närzonens hydrologiska utveckling 178
6.4.6 Geokemisk utveckling 181
6.4.7 Avfallets kemiska utveckling 182
6.4.8 De tekniska barriärernas utveckling 186
6.5 Perioder med periglacialt klimattillstånd mer än tusen år efter förslutning 189
6.5.1 Ytsystemens utveckling 190
6.5.2 Termisk utveckling 191
6.5.3 Mekanisk utveckling 191
6.5.4 Hydrogeologisk utveckling 191
6.5.5 Närzonens hydrologiska utveckling 193
6.5.6 Geokemisk utveckling 194
6.5.7 Avfallets kemiska utveckling 194
6.5.8 De tekniska barriärernas utveckling 195
6.6 Sammanfattning av referensutvecklingen 196
6.6.1 Tusen år efter förslutning 196
6.6.2 Vid tiden för eventuella tidiga periglaciala förhållanden runt 17 500 e Kr 197
6.6.3 Vid tiden för periglaciala förhållanden runt 52 000 e Kr 198
6.6.4 Vid slutet av analysperioden 199

7 Val av scenarier 201
7.1 Inledning 201
7.2 Föreskrifternas krav – val av scenarier 201
7.3 Metod för val av scenarier 202
7.3.1 Huvudscenariot 202

7.3.2 Mindre sannolika scenarier 203
7.3.3 Restscenarier 203
7.3.4 Kombinationer av scenarier 203
7.4 Huvudscenariot 203
7.4.1 Externa förhållanden 203
7.4.2 Geosfär 205
7.4.3 Förvar 209
7.4.4 Ytsystem 214
7.4.5 Exponering av människor och andra organismer 214
7.4.6 Säkerhetsfunktioner i huvudscenariot 218
7.5 Val av mindre sannolika scenarier 221
7.5.1 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen begränsad radioaktivitet inte upprätthålls 221
7.5.2 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen lågt flöde i berggrunden inte upprätthålls 221
7.5.3 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen lågt flöde i förvarsutrymmen inte upprätthålls 222
7.5.4 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen god retention inte upprätthålls 223
7.5.5 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen undvika brunnar i förvarets direkta närhet inte upprätthålls 224
7.6 Beskrivning av mindre sannolika scenarier 225
7.6.1 Scenariot med högt inventarium 225
7.6.2 Scenariot med högt flöde i berggrunden 226
7.6.3 Scenariot med accelererad betongdegradering 227
7.6.4 Scenariot med bentonitdegradering 228
7.6.5 Scenariot med jordskalv 229
7.6.6 Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare 229
7.6.7 Scenariot med brunnar nedströms förvaret 230
7.6.8 Scenariot med intrångsbrunnar 231
7.7 Restscenarier 231
7.7.1 Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret 231
7.7.2 Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden 231
7.7.3 Scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret 231
7.7.4 Scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1 232
7.7.5 Scenariot med förlängd global uppvärmning 233
7.7.6 Scenariot med ej förslutet förvar 233
7.7.7 Scenarier för framtida mänskliga handlingar 234
7.7.8 Scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden 236
7.8 Scenariekombinationer 239
7.9 Sammanfattning av valda scenarier 239

8 Beskrivning av beräkningsfall 243
8.1 Inledning 243
8.2 Modellering 244
8.2.1 Modellkedja och dataflöde 244
8.2.2 Säkerhetsrelevanta radionuklider 246
8.2.3 Närzonen 248
8.2.4 Fjärrzonen 257
8.2.5 Biosfären 257
8.3 Beräkningsfall i huvudscenariot 263
8.3.1 Beräkningsfallet med global uppvärmning (CCM_GW) 263
8.3.2 Beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat (CCM_EP) 266
8.3.3 Beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp (CCM_TR) 266
8.3.4 Beräkningsfallet för kollektivdos (CCM_CD) 267
8.4 Beräkningsfall för mindre sannolika scenarier 267
8.4.1 Beräkningsfallet med högt inventarium (CCL_IH) 267

8.4.2 Beräkningsfallet med högt flöde i berggrunden (CCL_FH) 268
8.4.3 Beräkningsfallet med accelererad betongdegradering (CCL_BC) 268
8.4.4 Beräkningsfallet med bentonitdegradering (CCL_BB) 268
8.4.5 Beräkningsfallet med jordskalv (CCL_EQ) 268
8.4.6 Beräkningsfallet med höga koncentrationer av komplexbildare (CCL_CA) 268
8.4.7 Beräkningsfallet med brunnar nedströms förvaret (CCL_WD) 269
8.4.8 Beräkningsfallet med intrångsbrunnar (CCL_WI) 269
8.5 Beräkningsfall för restscenarier 269
8.5.1 Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret (CCR_B1) 269
8.5.2 Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden (CCR_B2) 270
8.5.3 Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret (CCR_B3) 270
8.5.4 Beräkningsfallet med ändrade redoxförhållanden i SFR 1 (CCR_RX) 270
8.5.5 Beräkningsfallet med förlängd global uppvärmning (CCR_EX) 270
8.5.6 Beräkningsfallet med ej förslutet förvar (CCR_UR) 270
8.5.7 Fall för framtida mänskliga handlingar 271
8.5.8 Beräkningsfallet med glaciation och postglaciala förhållanden (CCR_GC) 271
8.6 Beräkningsfall för scenariekombinationer 272
8.6.1 Scenariekombination 1 (CCC_SC1) 272
8.6.2 Scenariekombination 2 (CCC_SC2) 272
8.7 Sammanfattning 273

9 Radionuklidtransport- och dosberäkningar 277
9.1 Inledning 277
9.2 Resultat för huvudscenariot 278
9.2.1 Huvudscenariots variant med global uppvärmning 278
9.2.2 Huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat 286
9.2.3 Kollektivdos 287
9.3 Resultat för de mindre sannolika scenarierna 287
9.3.1 Scenariot med högt inventarium 287
9.3.2 Scenariot med högt flöde i berggrunden 292
9.3.3 Scenariot med accelererad betongdegradering 296
9.3.4 Scenariot med bentonitdegradering 299
9.3.5 Scenariot med jordskalv 301
9.3.6 Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare 302
9.3.7 Scenariot med brunnar nedströms förvaret 306
9.3.8 Scenariot med intrångsbrunnar 309
9.4 Resultat för restscenarier 311
9.4.1 Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret 311
9.4.2 Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden 311
9.4.3 Scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret 312
9.4.4 Scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1 313
9.4.5 Scenariot med förlängd global uppvärmning 314
9.4.6 Scenariot med ej förslutet förvar 314
9.4.7 Scenarier för framtida mänskliga handlingar (FHA) 315
9.4.8 Scenariot med glaciala och postglaciala förhållanden 317
9.5 Resultat för scenariekombinationer 318
9.5.1 Scenariekombination 1 318
9.5.2 Scenariekombination 2 319
9.6 Sammanfattning av de högsta doserna till människor 319
9.7 Dosrater till andra organismer än människa 322
9.7.1 Huvudscenariots variant med global uppvärmning 322
9.7.2 Översikt av NHB-resultat för alla scenarier 324

10 Riskutvärdering 327
10.1 Myndighetskrav 328
10.1.1 Skydd av människors hälsa 328
10.1.2 Skydd av miljön 329
10.2 Skydd av människors hälsa, kollektivdos 329
10.3 Skydd av människors hälsa, perioder med tempererat och periglacialt klimattillstånd 330
10.3.1 Radiologisk risk för huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna 332
10.3.2 Radiologisk risk för kombinationer av scenarier 333
10.3.3 Total radiologisk risk 334
10.3.4 Uppfyllandet av det radiologiska riskkriteriet 334
10.4 Skydd av människors hälsa, den glaciala och postglaciala fasen 335
10.4.1 Årlig dos 336
10.5 Skydd av miljön 336
10.6 Ytterligare analys 336
10.6.1 Bidrag till total radiologisk risk från olika förvarsutrymmen 337
10.6.2 Bidrag till total radiologisk risk från olika radionuklider 338
10.6.3 Riskutspädning 349
10.6.4 Ytterligare säkerhetsindikatorer 352
10.7 Slutsatser 352

11 Slutsatser, ytterligare forskningsbehov och krav på utformning, uppförande, drift och avfall 353
11.1 Inledning 353
11.2 Slutsatser 353
11.2.1 Skydd av människors hälsa och miljön 354
11.3 Förvarets funktion 355
11.3.1 Tidsperioder och avfallstyper 355
11.3.2 Argument för den valda tidsperioden för riskanalysen 356
11.3.3 Förvarsdjup 357
11.3.4 Barriärer och deras funktioner 357
11.4 Säkerhetsanalysen SR-PSU 360
11.4.1 Initialtillstånd 361
11.4.2 Externa förhållanden 361
11.4.3 Interna processer 361
11.4.4 Utveckling av förvarssystemet 362
11.4.5 Uppskattning av radiologisk risk 362
11.4.6 Tilltro till resultaten 362
11.4.7 Osäkerheter 363
11.5 Förfining av kravbilden genom en iterativ process 364
11.5.1 Analys av den långsiktiga säkerheten 365
11.5.2 Krav och begränsningar 366
11.5.3 Behov av ytterligare FoU 367

12 Referenser 371

Bilaga A Uppfyllande av kraven i SSMFS 2008:21 i SR-PSU 383
Bilaga B Uppfyllande av kraven i SSMFS 2008:37 i SR-PSU 389
Bilaga C Hantering av förelägganden på SAR-08 401
Bilaga D Omhändertagande av granskningskommentarer på SAR-08 i SR-PSU 403
Bilaga E Termer och förkortningar 457
Bilaga F Tabeller som är kopplade till hanteringen av FEP 463
Bilaga G Modell- och dataflödesschema (AMF-schema) 479
Bilaga H Karta över Forsmarksområdet481
Bilaga I Krav på pH och den maximala mängden cellulosa i SFR-förvaret 483

Sammanfattning

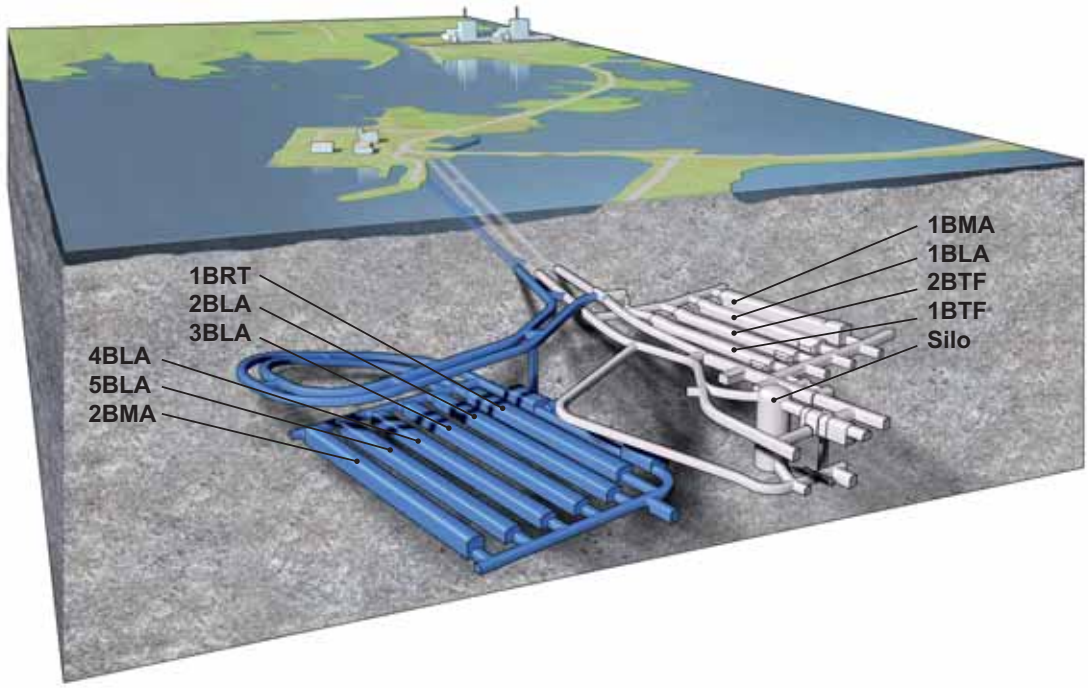
Den huvudsakliga slutsatsen i säkerhetsanalysen SR-PSU är att det utbyggda SFR (SFR 1 och SFR 3) uppfyller myndighetsföreskrifternas kriterier med avseende på långsiktig säkerhet. Detta tack vare kombinationen av tillräckligt begränsad mängd långlivade radionuklider och tillräcklig fördröjning av uttransporten av radionuklider.

S1 Syfte och allmänna förutsättningar

SR-PSU-rapporten är en viktig del i SKB:s tillståndsansökan för att bygga ut SFR. Dess roll i ansökan är att visa att det utbyggda SFR är långsiktigt säkert (efter förslutning). Detta görs genom en detaljerad säkerhetsanalys och utvärdering av hur väl Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om säkerhet och skydd av människors hälsa och miljön i ett långsiktigt perspektiv uppfylls för det utbyggda SFR. Förutom att visa på långsiktig säkerhet är syftet med denna rapport också att identifiera områden där fortsatt forskning och teknikutveckling behövs. Rapporten kompletterar SKB:s Fud-program och kommer att vara till hjälp i prioriteringen av framtida forskningsarbete.

SFR är ett förvar för kortlivat låg- och medelaktivt avfall som har varit i drift sedan 1988. Förvaret är placerat under Östersjön och täckt av cirka 60 meter berg. Den befintliga anläggningens underjordiska del, SFR 1, består av fyra bergssalar samt ett 70 meter högt utrymme med en betongsilo (se figur S-1). I SFR 1 slutförvaras främst driftavfall från kärnkraftverken och övriga kärntekniska anläggningar.

Utbyggnaden, SFR 3, kommer att uppföras med en bergtäckning på cirka 120 m, dvs på ungefär samma nivå som silons botten. Den underjordiska delen av SFR 3 kommer att bestå av sex nya förvarsutrymmen. Ytterligare driftavfall samt avfall från avvecklingen av de svenska kärnkraftverken och andra kärntekniska anläggningar ska slutförvaras i SFR 3. Det kommer också att finnas plats för slutförvaring av nio reaktortankar från kokvattenreaktorer. När utbyggnaden är genomförd kommer SFR att ha tre gånger den nuvarande lagringsvolymen.



Figur S-1. *Det befintliga SFR 1 (ljusgrått) och utbyggnaden SFR 3 (blått) med nedfartstunnlar. Förvarsutrymmena i figuren är silon för medelaktivt avfall, 1–2BMA för medelaktivt avfall, 1–2BTF för betongtankar med medelaktivt avfall med låga aktivitetsnivåer, 1BLA och 2–5BLA för lågaktivt avfall och BRT för reaktortankar.*

Det arbete som presenteras i denna rapport är baserat på erfarenheter från SKB:s senaste säkerhetsanalys för det befintliga SFR 1, SAR-08, som publicerades 2008. Dessutom har resultaten från granskningen av SAR-08 som utförts av Strålsäkerhetsmyndigheten beaktats. I analysen har även metodik och processförståelse som utvecklats i samband med SKB:s senaste säkerhetsanalys för Kärnbränsleförvaret, SR-Site, använts, men då i den omfattning som är lämplig med tanke på de två förvarens olika karaktär. Ny forskning som har utförts av eller på uppdrag av SKB med målet att öka förståelsen för processer som har betydelse för den långsiktiga säkerheten vid slutförvaring i allmänhet och för SFR:s långsiktiga säkerhet i synnerhet har också använts.

Myndighetsföreskrifter

Samhällets krav på den långsiktiga säkerheten för kärnavfallsförvar uttrycks i rättsliga föreskrifter. Två föreskrifter är utfärdade av Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) enligt kärntekniklagen och strålskyddslagen, nämligen:

- ”Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om säkerhet vid slutförvaring av kärnämne och kärnavfall” (SSMFS 2008:21).
- ”Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall” (SSMFS 2008:37).

Väsentliga delar av dessa dokument återges i bilaga A och bilaga B. Dessa bilagor visar även hur kraven i föreskrifterna hanteras i analysen av den långsiktiga säkerheten, med hänvisning till relevanta avsnitt eller genom en beskrivning direkt i bilagorna.

Det huvudsakliga kriteriet som uttrycks i SSMFS 2008:37, rör skyddet av människors hälsa och kräver att ”den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning blir högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken”. ”Skadeverkningar” avser cancer och ärftliga skador. Riskkriteriet motsvarar en årlig begränsning av den effektiva dosen till omkring $1{,}4 \cdot 10^{-5}$ Sv. Detta motsvarar i sin tur omkring en procent av den effektiva dosen från naturlig bakgrundsstrålning i Sverige. Förutom riskgränsen kräver SSMFS 2008:37 också att miljöskydd beaktas. Dessutom kräver föreskriften SSMFS 2008:21 en beskrivning av hur biosfären, geosfären och förvaret utvecklas, inklusive påverkan av defekter i de tekniska barriärerna och andra identifierade osäkerheter, samt dess konsekvenser på människors hälsa och på miljön.

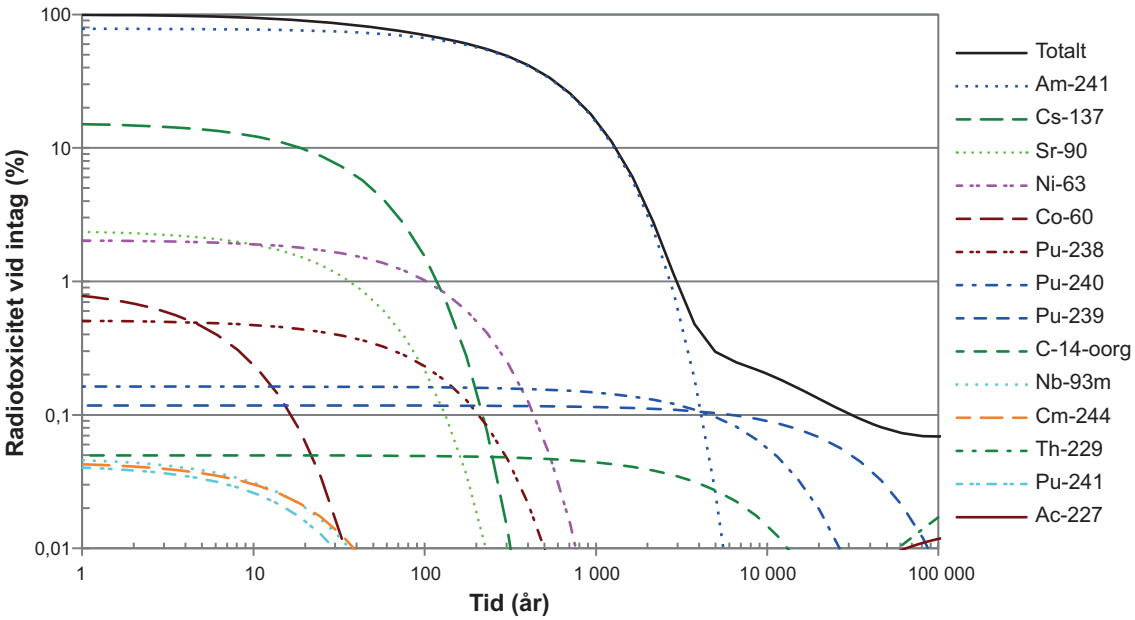
Tidsperioden för analysen – 100 000 år

I de allmänna råden till SSMFS 2008:37 anges att säkerhetsanalysen för ett slutförvar för kärnavfall som varken är använt kärnbränsle eller långlivat kärnavfall bör omfatta åtminstone tiden fram till de förväntade maximala konsekvenserna med avseende på risk och miljöpåverkan, men inte längre än en tidsperiod på upp till hundra tusen år efter förslutning. En detaljerad riskanalys krävs för den första perioden på 1 000 år efter förslutning. I föreliggande analys utvärderas säkerheten för slutförvaret under en period av 100 000 år.

Avfallets radioaktivitet och radiotoxicitet

Radioaktiviteten för radionuklider i det avfall som ska deponeras i SFR domineras av kortlivade radionuklider. Detta innebär att en stor andel av den aktivitet som deponeras i SFR kommer att sönderfalla väsentligt under driftskedet. Det totala aktivitetsinnehållet 100 år efter förslutning är mindre än hälften av det ursprungliga värdet och 2 procent kvarstår efter 1 000 år. Initialt dominerar Ni-63 aktiviteten, men efter cirka 1 000 år har den avklingat väsentligt och Ni-59 samt C-14 blir dominanta.

Radiotoxicitet vid intag av radionuklider är beroende av typ och energi för den strålning de avger. Radionukliderna med högst aktivitet är inte nödvändigtvis de som bidrar mest till avfallets radiotoxicitet. Radiotoxiciteten hos radionukliderna i SFR-avfallet, som visas i figur S-2, domineras av Am-241. Den totala radiotoxiciteten kommer att sjunka till en procent av radiotoxiciteten vid förslutning efter cirka 3 000 år och till en tusendel efter 30 000 år.



Figur S-2. *Procentuellt bidrag till total radiotoxicitet för radionuklider i SFR-avfall som en funktion av tiden efter förvarets förslutning. Radiotoxiciteten är angiven i procent av den totala radiotoxiciteten vid förslutning.*

Betydande förbättringar sedan SAR-08

Viktiga förbättringar som införs i denna säkerhetsanalys är:

- Ytterligare platsundersökningar har utförts (SKB 2013e), som till exempel innefattade ett stort antal borrhål som användes för sprickkartering och hydrauliska tester som stödjer den nya hydrogeologiska modellen (Odén et al. 2014).
- De klimatrelaterade studierna har inriktats på analys av den första möjliga tidpunkten för permafrosttillväxt och frysning av barriärerna i SFR. Detta anses vara den mest kritiska aspekten givet det grunda förvarsdjupet, avfallets radioaktivitet och SFR-barriärernas egenskaper.
- Radionuklidinventariet har uppdaterats (SKB 2013a, SKBdoc 1481419 (Mo-93)). Aktiviteten av organisk och oorganisk C-14 har uppdaterats utifrån mätningar som utförts på jonbytarmassorna vid kärnkraftverken under de senaste åren. SKB har även justerat den metod som används för att bestämma fördelningen av C-14 mellan förvarsutrymmena, så att aktiviteten är proportionell mot den mängd jonbytarmassor som deponerats. Metoderna för att bestämma aktiviteten hos andra nuklider, till exempel Cl-36, Mo-93, I-129 och Cs-135, har också förbättrats.
- Metodiken för analysarbetet har utvecklats vidare och överensstämmer relativt väl med den metodik som används i säkerhetsanalysen av slutförvaret för använt kärnbränsle, SR-Site (SKB 2011).
- En förnyad FEP-analys (Features, Events and Processes) har utförts som resulterat i en FEP-katalog med alla FEP som måste behandlas i säkerhetsanalysen. Detta har dokumenterats i en databas. I dag omfattar SKB:s FEP-databas både slutförvaret för använt kärnbränsle och SFR.
- Initialtillståndet, det vill säga tillståndet vid förvarets förslutning, har beskrivits mer ingående. Till exempel har en förslutningsplan tagits fram för att ge en samlad redovisning av hur förvaret planeras att förslutas (SKBdoc 1358612).
- Processrapporter har tagits fram, där alla interna processer som har identifierats vara av potentiell betydelse för förvarssystemets långsiktiga säkerhet beskrivs. Flera av de interna processerna studeras mer ingående än tidigare, till exempel detaljerat vattenflöde i förvaret (Abarca et al. 2013, 2014), nedbrytning av cellulosa som leder till bildning av komplexbildare (Keith-Roach et al. 2014), redoxutveckling i förvaret (Duro et al. 2012) och betongdegradering inklusive både kemisk degradering och fysisk/mekanisk degradering till följd av till exempel inverkan av armeringskorrosion (Höglund 2014).

- Viktiga data har samlats in i en rapport som omfattar exempelvis fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden.
- Ett antal förbättringar har gjorts i analysen av ytsystemet, till exempel har en ny digital höjdmodell och en jorddjupsmodell tagits fram. Dessutom har radionuklidtransportmodellen förbättrats för att bättre kunna representera transport och ackumulation av C-14 i ytsystemen.

S2 Säkerhet efter förslutning

Det övergripande syftet med ett slutförvar för kärnavfall är att säkerställa att mängderna radionuklider som når ytsystemet är sådana att möjliga radiologiska konsekvenser är acceptabla vid alla tidpunkter. Därför bygger säkerheten efter förslutning på att förhindra, begränsa och fördröja utsläpp av radionuklider. För SFR uppnås detta genom att begränsa mängden radioaktivitet som deponeras i förvaret och genom att säkerställa retentionen av radionuklider i förvaret.

För säkerhetsanalysen SR-PSU behövs en definition av förvarssystemet. Förvarssystemet definieras som förvaret och dess omgivning. Förvaret består av deponerat avfall, avfallsbehållare, tekniska barriärer och andra förvarskonstruktioner. Förvarets omgivning består av berget som omger förvaret och biosfären i förvarsområdet.

S2.1 Säkerhetsprinciper

För säkerhet efter förslutning för SFR har två säkerhetsprinciper definierats:

- *Begränsad mängd långlivade radionuklider* är en förutsättning för förvarets säkerhet efter förslutning. Detta uppnås genom att endast vissa typer av avfall accepteras för deponering. De tekniska barriärerna utformas utifrån den totala aktivitet som deponeras i de olika förvarsutrymmena.
- *Fördröjning av uttransport av radionuklider* uppnås genom de tekniska barriärernas funktion och förvarets omgivning. Egenskaperna hos avfallet, tillsammans med egenskaperna hos avfallsbehållarna och de tekniska barriärerna i förvarsutrymmena, bidrar till säkerheten genom att begränsa vattenflöde och genom att ge en lämplig kemisk miljö för att minska rörligheten hos radionukliderna. Berget ger stabila kemiska och fysikaliska förhållanden samt gynnsamma, låga grundvattenflödesförhållanden.

S2.2 Förvarets utformning

En omfattande beskrivning av initialtillståndet för förvaret och dess omgivning, definierat som tillståndet vid tidpunkten för förvarets förslutning, är en av säkerhetsanalysens grundstenar. Förhållandena i förvarets omgivning vid förslutning, som uppskattas till år 2075 e Kr, antas likna dagens förhållanden. Initialtillståndet för avfallet och förvaret baseras på realistiska eller pessimistiska antaganden om deras egenskaper vid förslutning.

Förvarets utformning inkluderar ett antal barriärer. Syftet med barriärerna är att innesluta radionuklider och förhindra eller fördröja spridningen av sådana ämnen, antingen direkt eller indirekt genom att skydda andra barriärer i barriärsystemet. SFR är i dag lokaliserat under Östersjön. Fram till omkring år 3000 e Kr, då ytan ovanför SFR har stigit ovanför havsnivån till följd av landhöjning, utgör havet ovanför SFR en barriär för framtida mänskligt intrång.

Utformningen av SFR:s förvarsutrymmen (figur S-1) har anpassats till egenskaper hos det avfall som deponeras i de olika utrymmena. En kort beskrivning ges här.

Silon är tillverkad av betong och gjuten på en bädd av sand och bentonit. Betongsilon omges av bentonit som begränsar vattenflödet genom avfallet i den. Avfallet i silon är cementingjutet, bitumeningjutet eller betongkringgjutet. Avfallsbehållarna i silon kringgjuts kontinuerligt under driftskedet. I samband med förslutningen kommer den övre delen av silons kupol att återfyllas huvudsakligen med makadam för att skydda mot bergutfall.

1BMA och 2BMA består båda av betongkonstruktioner i vilka avfall deponeras. I 1BMA kringgjuts avfallsförkollina med bruk precis före förslutning. I 2BMA kringgjuts avfallskollina kontinuerligt under driftskedet. Betongkonstruktionen vilar på en bädd av makadam/bergkross. Vid förslutning kommer förvarsutrymmena att återfyllas med makadam.

I 1BTF deponeras både plåtfat och betongtankar. Utrymmet mellan avfallsbehållarna fylls med bruk. I 2BTF deponeras huvudsakligen betongtankar. Faten kringgjuts under driftskedet och betongtankarna kringgjuts efter att verksamheten avslutats. Utrymmet mellan avfallsbehållarna och betongväggen fylls med betong och ett lock gjuts ovanpå denna betong och avfallskollina. I botten finns en bädd av makadam och vid förslutning kommer förvarsutrymmena att återfyllas med makadam.

Reaktortankar (RPV) som deponeras i förvarsutrymmet BRT fylls med bruk innan förslutning, varefter de kringgjuts med betong. Vid förslutning återfylls förvarsutrymmet med makadam.

Förvarsutrymmena och nedfartstunnlarna försluts med pluggar av material med låg hydraulisk konduktivitet. Till följd av den låga radioaktiviteten i det avfall som deponeras i 1-5BLA, är de flödesbegränsande pluggarna de enda barriärerna.

Sammanfattningsvis hör följande till de mest betydelsefulla säkerhetsrelaterade egenskaperna i förvarets initialtillstånd:

- Mängderna av varje radionuklid i förvarsutrymmena.
- Förekomsten av och funktionen hos de tekniska barriärerna, vilka verkar för att begränsa vattenflödet genom förvaret och sorbera signifikanta mängder radionuklider vilket fördröjer transport till ytsystemet.
- Placeringen av förvaret under Östersjön, som utgör en barriär för framtida mänskligt intrång och säkerställer en låg hydraulisk gradient under de första 1 000 åren under vilka inventariet minskar betydligt till följd av radioaktivt sönderfall.

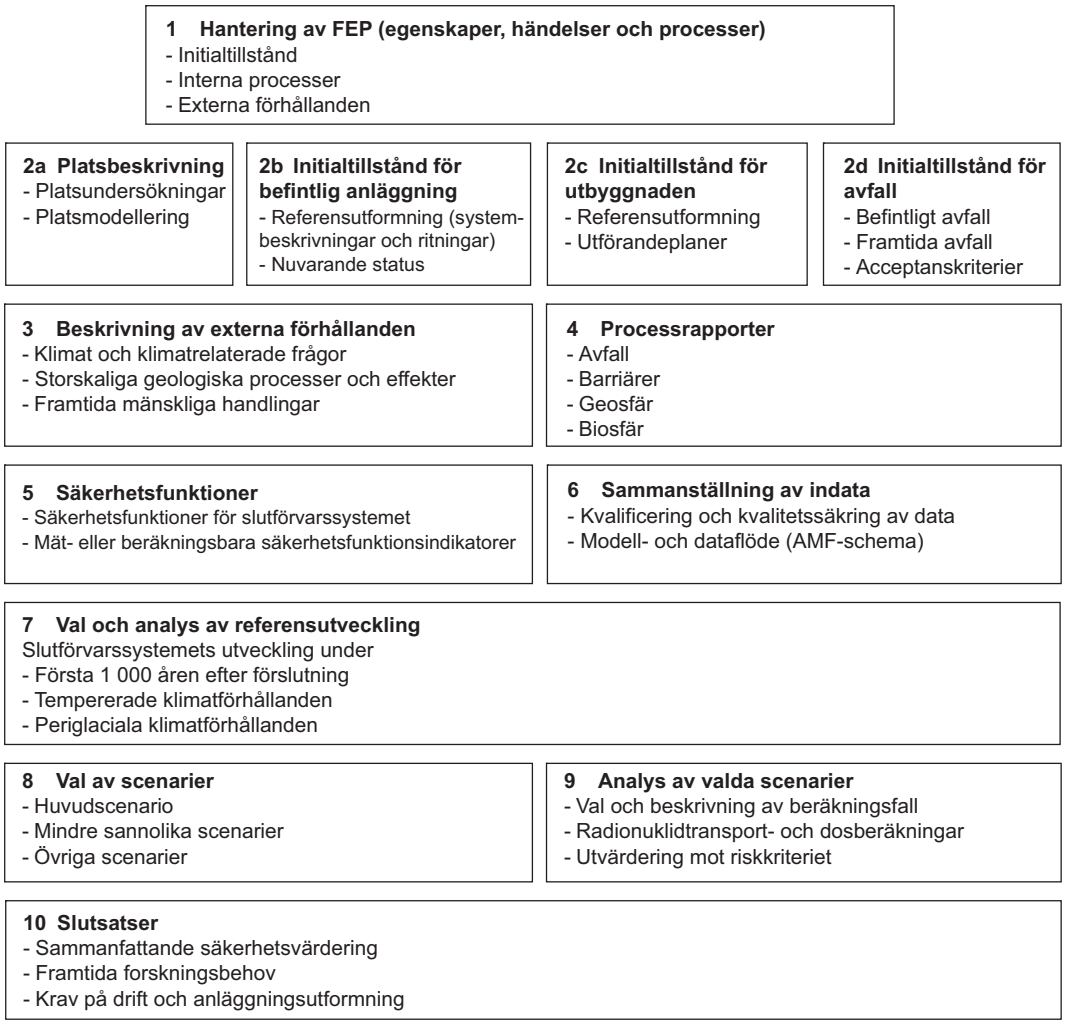
S3 Att analysera säkerhet – säkerhetsanalysen

Förvarssystemet kommer att utvecklas över tiden. Framtida tillstånd kommer att bero på:

- **Förvarssystemets initialtillstånd**. Initialtillståndet är definierat som det tillstånd som råder i förvarssystemet vid förslutning. För att beskriva initialtillståndet måste referensutformningen och utvecklingen av förvarssystemet under driftskedet beaktas.
- **Externa förhållanden som verkar på förvarssystemet efter förslutning**. Externa processer omfattar klimat och klimatrelaterade processer, till exempel permafrost och strandlinjeförskjutning och den pågående globala uppvärmningen. Framtida mänskliga handlingar kan också påverka förvarets framtida tillstånd.
- **Interna processer inom förvarssystemet**. Interna processerna omfattar termiska, hydrauliska, mekaniska och kemiska processer som verkar inom förvarssystemet. Till de interna processerna hör till exempel grundvattenflöde och kemisk degradering som påverkar de tekniska barriärerna. Ett annat exempel är produktion av gas som ett resultat av korrosion av metaller.

Utifrån denna information beskrivs utvecklingen av förvarssystemet. Genom att kombinera denna med en analys av framtida exponeringar kan den radiologiska påverkan på människor och miljö uppskattas.

Säkerhetsanalysen SR-PSU består av tio huvudsteg. Figur S-3 är en schematisk bild över de olika stegen. Den metodik som utnyttjas i analysens första nio steg beskrivs i följande avsnitt, tillsammans med de viktigaste resultaten från varje steg. Resultatet av det slutliga steget, sammanställning av slutsatser, redovisas i avsnitt S4.



Figur S-3. *Översikt över de tio stegen i den metodik som används för säkerhetsanalysen SR-PSU.*

Steg 1: Hantering av egenskaper, händelser och processer (FEP)

Detta steg i en säkerhetsanalys är att identifiera alla faktorer som är viktiga för utvecklingen av förvaret och dess omgivning och som måste beaktas för att man ska få en god förståelse av förvarets utveckling och säkerhet. Detta görs genom en undersökning av potentiellt viktiga egenskaper, händelser och processer (FEP) för att identifiera de som är av betydelse för utvecklingen av förvaret och dess omgivning. För att genomföra detta utnyttjas erfarenheter från tidigare säkerhetsanalyser för SFR, såsom SAR-08, och internationella databaser över relevanta FEP som påverkar långsiktig säkerhet. SKB har en FEP-databas som ursprungligen utvecklades för ett förvar för använt kärnbränsle. Denna databas har, genom implementeringen av SR-PSU, utvecklats vidare till att omfatta också de FEP som är av betydelse för SFR-förvaret. De flesta FEP i databasen klassas som FEP för initialtillståndet, interna processer eller externa FEP. Återstående FEP är antingen relaterade till analysmetodiken i allmänhet eller har befunnits vara irrelevanta för SFR. Utifrån resultaten av FEP-undersökningen har en särskild FEP-katalog för SFR tagits fram. Katalogen innehåller de FEP som ska hanteras vidare i SR-PSU. Detta steg i FEP-hanteringen beskrivs vidare i kapitel 3 och i FEP-rapporten.

Steg 2: Beskrivning av initialtillståndet

Initialtillståndet är definierat som det förväntade tillståndet för förvaret och dess omgivning vid förslutning. Initialtillståndet är grundläggande för säkerhetsanalysen och kräver en omfattande dokumentation. Initialtillståndet för förvarsdelen i drift (SFR 1) är baserat på verifierade och dokumenterade egenskaper hos avfallet och förvaret och en bedömning av hur dessa kommer att förändras fram till tiden för förslutning, medan initialtillståndet för utbyggnaden (SFR 3) huvud-

sakligen är baserat på referensutformningen och den nuvarande avfallsprognosen, se **Initialtillståndsrapporten**. Förvarets omgivning vid förslutning antas likna dagens, såsom beskrivs i den platsbeskrivande modellen, SDM-PSU, och **Biosfärens syntesrapport**. SDM-PSU är baserad på resultaten av det arbete som utförts under platsundersökningarna och innefattar data för berggrunden och ytsystemen. En sammanfattning av förvarssystemets initialtillstånd ges i kapitel 4.

Steg 3: Beskrivning av externa förhållanden

Faktorer relaterade till externa förhållanden delas upp i tre kategorier ”klimat- och klimatrelaterade frågor”, ”storskaliga geologiska processer och effekter” samt ”framtida mänskliga handlingar (FHA)”.

Den viktigaste delen av beskrivningen av externa förhållanden är beskrivningen av väl underbyggda framtida utvecklingar av klimat och klimatrelaterade processer. Dessa utvecklingar bestäms utifrån vetenskaplig kunskap om tidigare, nuvarande och möjliga framtida klimatutvecklingar, samt kunskaper om processer av betydelse för funktionen hos det förvarskoncept som ska analyseras. I tidigare säkerhetsanalyser för låg- och medelaktivt avfall (SAR-08) och för använt kärnbränsle (SR-Can, SR-Site) användes en rekonstruktion av den senaste glaciationscykeln, tillsammans med ett spann av andra klimatfall, för att analysera den långsiktiga förvarssäkerheten. Givet det grunda förvarsdjupet och barriärernas egenskaper har den föreliggande analysen fokuserat på att bestämma den potentiella tidpunkten för början av den första perioden med permafrost i Forsmarksområdet. Nuvarande kunskap av relevans för denna frågeställning har därför givits större vikt vid definitionen av de klimatfall som analyseras i SR-PSU. Det nuvarande kunskapsläget indikerar att på grund av mänskliga aktiviteter i kombination med små variationer i solinstrålning kommer den globala klimatutvecklingen under de närmaste 100 000 åren inte att likna den senaste glaciationscykeln (**Klimatrapporten**). I stället väntas de kommande 100 000 åren att kännetecknas av en förlängd interglacial som varar i 50 000, eller till och med 100 000 år.

I säkerhetsanalysen ingår fyra klimatutvecklingar, eller klimatfall.

Klimatfallet med global uppvärmning beskriver en klimatutveckling som påverkas av måttlig global uppvärmning i kombination med små variationer i solinstrålning.

Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat beskriver en begränsad global uppvärmning. Detta klimatfall omfattar den första möjliga tidpunkten för förekomst av permafrostutveckling i Forsmark.

Klimatfallet med förlängd global uppvärmning beskriver en betydande global uppvärmning och är det gränssättande fallet för en maximal period med tempererade klimatförhållanden.

Klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel representerar ett klimat som helt domineras av naturliga klimatvariationer som rekonstruerats för den senaste glaciationscykeln. Denna utveckling omfattar tillväxt av inlandsis inom klimatfallet.

Detta steg dokumenteras huvudsakligen i **Klimatrapporten** och stödjer definitionen och analysen av referensutvecklingen såsom beskrivs i steg 7.

Framtida mänskliga handlingar analyseras genom att man först identifierar de FEP som är relevanta vid förvarsplatsen. De FEP som identifieras används sedan för att sätta upp stiliserade scenarier för FHA, av vilka några analyseras kvantitativt och andra kvalitativt. FHA-metodiken och scenarierna beskrivs i **FHA-rapporten** och scenarierna beskrivs även i kapitel 7.

Steg 4: Beskrivning av interna processer

FEP-hanteringen (steg 1) gav upphov till ett antal processer som bedöms vara relevanta för utvecklingen av förvarssystemet. Alla processer som bedömts vara av potentiell betydelse för den långsiktiga säkerheten för förvarssystemet beskrivs i **Processrapport avfall**, **Processrapport barriärer**, **Processrapport geosfär, Biosfärens syntesrapport** och SKB (2013c).

Varje process dokumenteras i processrapporterna enligt en mall med ett antal förutbestämda rubriker. I slutet av processdokumentationen fastställs hur processen ska behandlas i säkerhetsanalysen, vilket är ett centralt resultat från processrapporterna. Processrapporterna tillhandahåller således ett ”recept” för att hantera de olika processerna i analysen.

Hanteringen av samtliga processer i processrapporterna sammanfattas i tabeller som beskriver om en process kan försummas, om en kvalitativ bedömning görs eller om den hanteras genom kvantitativ modellering. Dessa tabeller finns också i bilaga F.

Flera av processerna hanteras genom kvantitativ modellering där varje modell i allmänhet omfattar flera interagerande processer som ofta förekommer i olika delar av förvarssystemet och därför beskrivs i olika processrapporter.

Flera sammankopplade modeller används, där resultaten från en modell används som indata i en annan. Detta beskrivs grafiskt genom ett modell- och dataflödesschema (Assessment Model Flowchart - AMF, bilaga G) och en tillhörande tabell. I tabellen presenteras en sammanfattning av de analysaktiviteter som identifierats i AMF-schemat, samt en beskrivning av vilka processer som ingår i de olika analysaktiviteterna, var analysaktiviteten dokumenterats samt vilka kopplingar som levererar indata till de olika analysaktiviteterna. Ytterligare beskrivning av sammanställningen av processrapporterna ges i avsnitt 3.4.

Steg 5: Definition av säkerhetsfunktioner

Ett centralt inslag i metodiken är definitionen av säkerhetsfunktioner. Säkerhetsfunktionerna beskriver den långsiktiga funktionen för förvaret och dess komponenter och är ett hjälpmedel i formuleringen av scenarier.

Detta steg består i att identifiera och beskriva förvarssystemets säkerhetsfunktioner och hur dessa kan utvärderas med hjälp av ett antal säkerhetsfunktionsindikatorer som består av mätbara eller beräkningsbara egenskaper hos avfallet, de tekniska barriärerna, geosfären och biosfären.

Som beskrivs i avsnitt S2.1, finns det två övergripande säkerhetsprinciper för SFR – *Begränsad mängd långlivade radionuklider* i avfallet och *Fördröjning av uttransport av radionuklider*. De övergripande säkerhetsprinciperna bryts ner och beskrivs i form av ett antal specificerade säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer i kapitel 5. Den säkerhetsfunktion som har definierats för säkerhetsprincipen *begränsad mängd långlivade radionuklider* är *begränsad radioaktivitet.* För säkerhetsprincipen *Fördröjning av uttransport av radionuklider* har följande säkerhetsfunktioner definierats: *lågt flöde i förvarsutrymmen*, *lågt flöde i berggrunden*, *god retention* och *undvika brunnar i förvarets direkta närhet.* Ett exempel på en förvarsegenskap som påverkar säkerhetsfunktionerna är bentoniten som omger silon, vilken bidrar till fördröjning av uttransporten av radionuklider genom att begränsa vattenflödet genom avfallet och därmed transporten av radionuklider från förvaret. Motsvarande säkerhetsfunktion är *lågt flöde i förvarsutrymmen* och säkerhetsfunktionsindikatorn är bentonitens hydrauliska konduktivitet. Det faktum att en säkerhetsfunktion avviker från sin förväntade status betyder inte nödvändigtvis att förvaret inte uppfyller föreskrifternas krav, utan snarare att en mer djupgående analys av problemet och ytterligare data behövs för att utvärdera säkerheten.

Steg 6: Sammanställning av indata

I detta steg väljs alla data som ska användas för kvantifiering av förvarsutveckling och radionuklidtransport- och dosberäkningar i en strukturerad process.

Valet av data bestäms av de förhållanden som råder under den relevanta perioden liksom de identifierade säkerhetsfunktionerna och deras livslängd med avseende på tillämpbarhet, så som redovisas i **Datarapporten** och i Grolander (2013). Dessa rapporter beskriver hur data som är viktiga för den långsiktiga säkerhetsanalysen av SFR väljs ut, motiveras och kvalificeras genom spårbara standardiserade rutiner.

Ett AMF-schema används för att schematiskt representera analysaktiviteter (modeller) och data som skickas mellan analysaktiviteterna. De data som skickas mellan analysaktiviteterna har sammanställts i **Indatarapporten**.

Steg 7: Analys av referensutvecklingen

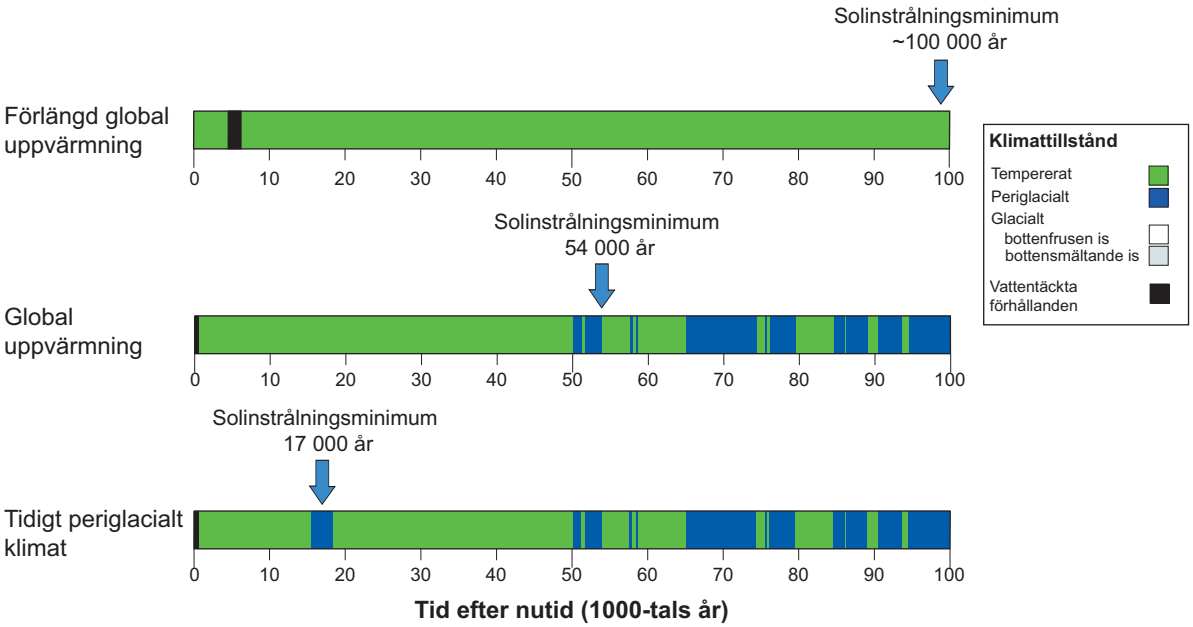
I detta steg utvärderas de externa förhållanden och interna processer som i föregående steg bedömts vara av betydelse för utvecklingen av förvaret och dess omgivning. För detta ändamål har en referensutveckling definierats med en uppsättning av möjliga framtida utvecklingar av SFR-förvarssystemet baserade på sannolika processer och händelser relevanta för SFR:s långsiktiga säkerhet. Detta steg beskrivs i kapitel 6. Initialtillståndet (steg 2) tillsammans med de externa förhållanden (steg 3) och de interna processer (steg 4) som sannolikt kan komma att påverka utvecklingen används som underlag för referensutvecklingen.

Beskrivningen av referensutvecklingen för SFR och dess omgivning har delats in i tre delar. Den första delen utgörs av tiden fram till omkring tusen år efter förslutning under vilken klimatet förväntas förbli tempererat och de tekniska barriärerna förväntas behålla sina egenskaper. Denna tidiga utveckling baseras på kvantitativa analyser och beskrivs detaljerat så som krävs i föreskriften (SSMFS 2008:37). Under återstående tid fram till omkring 100 000 år efter förslutning förväntas klimatet förändras, strandlinjen förflyttas avsevärt och de tekniska barriärerna brytas ned. Beskrivningen av utvecklingen för denna period har delats in i en del som behandlar inverkan på förvaret av processer och händelser som sannolikt kommer att inträffa under tempererade klimatförhållanden och en andra del som behandlar inverkan på förvaret av processer och händelser som sannolikt kommer att inträffa under periglaciala klimatförhållanden. Som beskrivs i steg 3, är det mycket troligt att den nuvarande Holocen-interglacialen kommer att vara betydligt längre än tidigare interglacialer och att början av nästa glaciation inte kommer att inträffa under de kommande 50 000 åren, eller kanske inte ens under de kommande 100 000 åren. Det glaciala klimattillståndet inkluderas därför inte i referensutvecklingen. För varje tidsperiod och klimatförhållande redovisas utvecklingen av SFR-förvarssystemet för:

- Utveckling av ytsystem.
- Termisk utveckling.
- Mekanisk utveckling.
- Hydrogeologisk utveckling.
- Närzonens hydrologiska utveckling.
- Geokemisk utveckling.
- Förvarets kemiska utveckling.
- Tekniska barriärers utveckling.

Alla dessa processer är av betydelse för förvarssystemets framtida utveckling och en omfattande och detaljerad redovisning ges i kapitel 6. En kort beskrivning av de externa förhållandenas utveckling ges i följande stycke.

Tre klimatfall som representerar förlängda interglaciala förhållanden i Forsmark (steg 3) ingår i referensutvecklingen; klimatfallen med *tidigt periglacialt klimat*, *global uppvärmning* och *förlängd global uppvärmning*. Utvecklingen av klimatrelaterade frågor i de tre klimatfallen omfattar perioder med tempererade och periglaciala klimatförhållanden som visas i figur S-4. De huvudsakliga klimatrelaterade frågorna av betydelse för referensutvecklingen är permafrostutveckling och strandlinjeförskjutning till följd av landhöjning orsakad av av en kombination av isostasi och eustasi. Flera händelser och processer påverkas markant av strandlinjeförskjutningen. I klimatfallen med *global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat* kommer markytan ovanför förvaret successivt att höjas ovanför havsnivån under de första tusen åren efter förslutning och vid slutet av perioden kommer hela området ovanför förvaret att ligga över strandlinjen. I klimatfallet med *förlängd global uppvärmning* tar det omkring 1 200 år längre innan hela området ovanför förvaret ligger över strandlinjen. Den första perioden av periglaciala förhållanden i Forsmark inträffar omkring år 17 500 e Kr i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*. Under denna period kan temperaturen i berggrunden sjunka lägre än 0 °C på förvarsdjup, men berggrundstemperaturer på –3 °C eller lägre, vilket skulle kräva en analys av frysning av betongkonstruktionerna i förvaret, är inte troliga. Vid tidpunkten för den första uppkomsten av periglaciala klimatförhållanden i fallet med *global uppvärmning*, omkring år 52 000 e Kr, kan berggrundstemperaturer på –3 °C eller lägre inte uteslutas.



Figur S-4. *Utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden i Forsmark som en succession av klimattillstånd och vattentäckta perioder för de klimatfall som ingår i referensutvecklingen.*

Steg 8: Val av scenarier

Metod för val av scenarier

En central fråga i hanteringen av osäkerheter i den framtida utvecklingen av förvarssystemet är att minska antalet möjliga utvecklingar som ska analyseras genom att välja ut en uppsättning representativa scenarier. Valet fokuserar på att hantera säkerhetsrelevanta aspekter av utvecklingen, uttryckta på övergripande nivå genom säkerhetsfunktionerna som ytterligare karaktäriseras genom hänvisning till säkerhetsfunktionsindikatorer.

Det finns också flera krav och riktlinjer i tillämpliga föreskrifter som måste beaktas vid valet av scenarier. Givet föreskrifternas krav och de allmänna övervägandena ovan har scenarier valts ut enligt nedan.

1. Definition av huvudscenariot

Ett huvudscenario definieras utifrån referensutvecklingen och i enlighet med SSMFS 2008:21. Huvudscenariot är baserat på initialtillståndet (steg 2) och de processer som har befunnits vara av betydelse för förvarets långsiktiga utveckling och säkerhet (steg 7). Referensutvecklingen, som presenteras i kapitel 6, definieras som en uppsättning möjliga framtida utvecklingar av SFR-förvarssystemet, medan huvudscenariot är mer specifikt för att möjliggöra en utvärdering av den radiologiska risken. Huvudscenariot är uppdelat i två varianter, vilka baseras på klimatfallen med *global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat* i referensutvecklingen.

2. Val av mindre sannolika scenarier

Mindre sannolika scenarier som är av vikt för att bedöma förvarets långsiktiga säkerhet definieras genom att ta hänsyn till de säkerhetsfunktioner som beskrivs i steg 5. Scenarier väljs ut genom att gå igenom tänkbara förlopp som kan leda till att säkerhetsfunktionen inte upprätthålls. Detta görs genom att bedöma osäkerheterna i initialtillstånd, interna processer och externa förhållanden för att avgöra om det finns en risk att säkerhetsfunktionens status avviker från huvudscenariot på ett sådant sätt att en lägre grad av säkerhet uppnås. På så vis identifieras ett antal alternativa utvecklingar av förvarssystemet som bedöms vara av betydelse för förvarets långsiktiga funktion. Sannolikheten för respektive scenario utvärderas baserat på den scenariospecifika osäkerheten i initialtillstånd, interna processer och/eller externa förhållanden.

Tabell S-1 sammanfattar de mindre sannolika scenarierna och de säkerhetsfunktioner som avviker från dem i huvudscenariot.

Tabell S-1. Säkerhetsfunktioner och utvalda mindre sannolika scenarier.

Säkerhetsfunktion					Scenario
Begränsad radioaktivitet	**Lågt flöde i berggrunden**	**Lågt flöde i förvars-utrymmen**	**God retention**	**Undvik brunnar i förvarets direkta närhet**	
×					Högt inventarium
	×				Högt flöde i berggrunden
		×			Accelererad betongdegradering
		×			Bentonitdegradering
	×	×			Jordskalv
			×		Höga koncentrationer av komplexbildare
				×	Brunnar nedströms förvaret
				×	Intrångsbrunnar

3. Val av restscenarier

Ett antal restscenarier definieras också. Dessa består av scenarier som valts för att illustrera:

- Betydelsen av enskilda barriärer och barriärfunktioner.
- Exponering till följd av mänskliga handlingar (t ex intrång i förvaret) och konsekvenserna av ett ej förslutet förvar.
- Konsekvenser av externa förhållanden inom den uppsättning klimatfall i SR-PSU som inte ingår i huvudscenariot.

Restscenarierna analyseras oberoende av deras sannolikhet.

4. Scenariokombinationer

För att valet av scenarier ska bli heltäckande måste kombinationer av scenarier och varianter beaktas. Detta görs när samtliga scenarier har valts ut. Antalet möjliga kombinationer skulle kunna bli stort, även om man tar hänsyn till att inte alla scenarier är möjliga att kombineras. Därför måste ett praktiskt tillvägagångssätt för att hantera denna situation tillämpas.

Steg 9: Analys av valda scenarier

Urval och beskrivning av beräkningsfall

För att bedöma radiologiska konsekvenser måste scenarierna utvärderas med hjälp av beräkningsfall som analyseras med matematiska modeller. Det sätt på vilket beräkningsfallen definieras och sätts upp beskrivs i kapitel 8.

Beräkningsfallen har delats in i grupper, vilka motsvarar de tre scenariokategorierna: huvudscenario, mindre sannolika scenarier och restscenarier, samt kombinationer av scenarier.

Radionuklidtransport- och dosberäkningar

Detta steg omfattar den kvantitativa beräkningen av radionuklidtransport från avfallet genom förvaret (närzonen) och berget (geosfären/fjärrzonen) till ytsystemet (biosfären) och utvärdering av doserna till människor och dosraterna till andra organismer som kan uppstå från exponering för radionuklider från förvaret, se kapitel 9 och **Radionuklidtransportrapporten**.

Utvärdering mot riskkriteriet

Den radiologiska risken uppskattas för huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna. Detta steg beskrivs i kapitel 10. Risken för ett scenario beräknas genom att multiplicera sannolikheten för scenariot med den beräknade doskonsekvensen. Den beräknade risken jämförs med SSM:s riskkriterium. Huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna ingår i summeringen av den totala risken för förvaret.

Resultat

Den högsta maximala årliga radiologiska risken ($6{,}0 \cdot 10^{-7}$) erhålls för huvudscenariot. Den näst högsta årliga radiologiska risken ($2{,}6 \cdot 10^{-7}$) erhålls för *scenariot med intrångsbrunnar* för 1BLA. Den maximala radiologiska risken för vart och ett av de andra scenarierna är i allmänhet en eller flera storleksordningar lägre än den för huvudscenariot.

För de flesta scenarier ökar den radiologiska risken initialt med tiden och minskar därefter eller förblir nästan konstant under återstoden av analysperioden. Dock visar den radiologiska risken för *scenariot med jordskalv* en annan variation med tiden. För *scenariot med jordskalv* observeras en ökande trend med tiden, vilket förklaras av den ökande kumulativa sannolikheten för att ett jordskalv kommer att inträffa före en viss tidpunkt, medan de maximala dosvärdena förblir nästan konstanta under hela perioden efter att ett jordskalv har inträffat.

De beräknade riskerna för huvudscenariot och för de mindre sannolika scenarierna summeras, efter att sannolikheten för de mindre sannolika scenarierna har tagits med i beräkningen, för att få den totala risken för förvaret över tid. Den maximala totala risken $9{,}0 \cdot 10^{-7}$ erhålls vid år 5000 e Kr.

S4 Slutsatser av SR-PSU-analysen

Som nämndes i början är den huvudsakliga slutsatsen av säkerhetsanalysen SR-PSU att den planerade utbyggnaden av SFR uppfyller myndigheternas föreskriftskrav med avseende på långsiktig säkerhet.

Slutsatserna från SR-PSU-analysen ges i kapitel 11. Tre syften med presentationen av slutsatserna från SR-PSU-analysen kan urskiljas:

1. Att utvärdera om ett utbyggt SFR uppfyller svenska myndighetsföreskrifter för slutförvaring av radioaktivt avfall.
2. Att identifiera krav och begränsningar som behöver uppfyllas för att säkerhetsanalysens slutsatser ska gälla.
3. Att ge återkoppling till arbetet med att utforma förvaret, till SKB:s Fud-program, till kommande detaljerade platsundersökningar och till framtida säkerhetsanalyser.

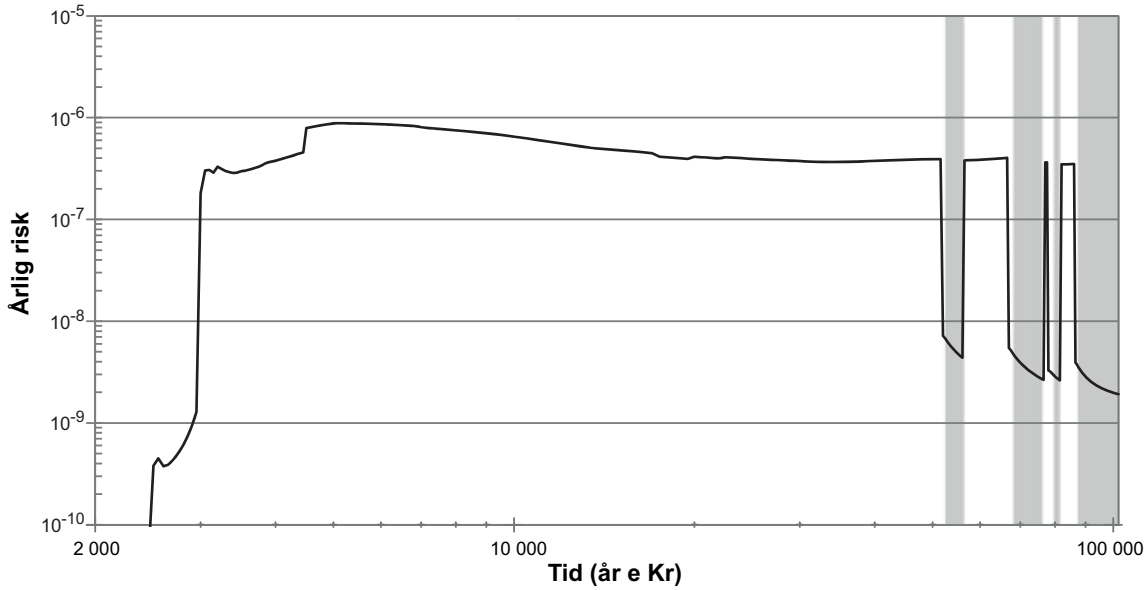
Dessa aspekter beskrivs kortfattat här.

S4.1 Uppfyllelse av föreskriftskrav

Resultaten av de radiologiska riskuppskattningarna visar att den högsta årliga risken från alla enskilda scenarier, det vill säga för varje variant av huvudscenariot och för varje mindre sannolikt scenario, är lägre än myndigheternas övergripande kriterium på 10^{-6} för den årliga radiologiska risken för en representativ individ från den mest exponerade gruppen.

Dessutom är den totala risken för kombinationen av huvudscenariot med alla de mindre sannolika scenarierna lägre än föreskrifternas riskkriterium på 10^{-6} under hela analysperioden på 100 000 år. Den totala risken för kombinationen av huvudscenariot med alla de mindre sannolika scenarierna visas i figur S-5.

Exponering av andra organismer än människan har uppskattats genom att jämföra de beräknade dosraterna till organismer i havsvatten-, sötvatten- och landekosystem med screeningvärdena som används i denna analys. Alla de beräknade dosraterna var lägre än screeningvärdena, vilket tyder på att förvaret inte kommer att påverka den biologiska mångfalden eller ett hållbart utnyttjande av de biologiska resurserna.



Figur S-5. *Total radiologisk risk som erhållits genom att kombinera det maximala värdet av huvudscenariovarianterna och alla mindre sannolika scenarier. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

I ljuset av de övergripande resultat som erhållits bedömer SKB att den analys som presenteras här visar att SFR 1 och SFR 3 uppfyller de krav för skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt förvar av radioaktivt avfall som fastställts av Strålsäkerhetsmyndigheten SSM.

S4.2 Krav och begränsningar

Som ett resultat av säkerhetsanalysen har ett antal krav och begränsningar för avfall och projektering, uppförande och drift av förvaret identifierats. Grunden för den nuvarande säkerhetsanalysen är beskrivningen av initialtillståndet. Beskrivningen innehåller vissa osäkerheter i utformning, uppförande och drift av förvaret, såväl som i avfallets sammansättning. Slutsatserna av analysen är giltiga för det antagna initialtillståndet. Vissa av antagandena kan resultera i ytterligare krav på förvaret och dess komponenter för att uppfylla dessa antaganden.

Utformning

De viktigaste kraven och begränsningarna för utformningen är följande.

- Syftet med de tekniska barriärerna i SFR är att förhindra, begränsa och fördröja utsläpp av radionuklider i de omgivande miljöerna. För att de tekniska barriärerna ska uppfylla ställda krav på långsiktig funktion krävs noggrannhet i valet av material och metoder för projektering och uppförande av de tekniska konstruktionerna.
- Ett specifikt krav är behovet av att upprätthålla ett högt pH i avfallet i syfte att minimera mikrobiell aktivitet, speciellt metanbildning, i förvaret.

Uppförande och drift

Kraven på uppförandet behöver specificeras ytterligare vad gäller till exempel användningen av bergförstärkning, valet mellan olika material samt situationer där särskilda försiktighetsåtgärder behöver tas eller om särskilda rutiner bör användas vid sprängning.

De antaganden som görs i föreliggande analys av framtida slutförvaringsstrategi är nödvändiga för analysen, men till vilken grad osäkerheter i deponeringsstrategin påverkar resultaten har ännu inte undersökts.

Avfall

Avfall som ska deponeras i SFR måste uppfylla särskilda avfallsacceptanskriterier (WAC), som reglerar avfallets egenskaper. Preliminära WAC för det utbyggda SFR har tagits fram som underlag för ansökan om utbyggnad av SFR, baserat på befintliga WAC för det befintliga SFR. Dessa preliminära WAC har tillsammans med egenskaperna hos befintligt avfall fungerat som en utgångspunkt för teknikutveckling, men WAC har påverkats och kommer även i framtiden att påverkas av resultaten av den långsiktiga säkerhetsanalysen och pågående teknikutveckling, där teknisk utformning av barriärkonstruktioner och förslutning av förvaret kommer att preciseras ytterligare under de kommande åren. Det kan därför förväntas att WAC kommer att förändras med tiden, när kunskapen om avfallet och slutförvarssystemet ökar. Områden där fortsatt arbete och eventuella förändringar i preliminära WAC kan förväntas är kemisk reaktivitet (exempelvis i förhållande till komplexbildande ämnen), gasutveckling och inre mekanisk stabilitet (svällning och tomrum).

S4.3 Behov av ytterligare forskning och utveckling

Säkerhetsanalysen har visat områden som behöver utredas för framtida långsiktiga säkerhetsanalyser. Vissa av dessa områden är specifika för SFR, medan andra kan vara relevanta både för SFR och det planerade förvaret för långlivat avfall (SFL). Vissa områden, speciellt frågor relaterade till berggrunden och biosfären, är av betydelse även för slutförvaret för använt kärnbränsle. Det tidigare planerade framtida arbetet med avseende på den långsiktiga säkerheten för SFR beskrivs i Fud-programmet (SKB 2013d). Ett antal områden för vilka ytterligare forskningsinsatser kan bidra till att minska osäkerheterna i framtida säkerhetsanalyser har identifierats i SR-PSU. Dessa aktiviteter sammanställs i avsnitt 11.5.3 och kommer att beaktas i det kommande Fud-programmet 2016.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Det svenska systemet för omhändertagande av låg- och medelaktivt avfall från kärnkraftverk och kärnteknisk verksamhet, såsom industri, forskning (laboratorier) och sjukvård, omfattar anläggningar för behandling, transport, mellanlagring och slutförvaring. Dessa anläggningar drivs av avfallsproducenterna eller Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB. Förvaret för kortlivat låg- och medelaktivt radioaktivt avfall (SFR) i Forsmark i Östhammars kommun drivs av SKB. Även transportsystemet, där ett särskilt fartyg för transport av avfallet ingår drivs av SKB. AB SVAFO och Studsvik Nuclear AB driver lokala behandlingsanläggningar, mellanlager och markförvar för kortlivat, mycket lågaktivt driftavfall.

Huvuddelen av avfallet som kommer att uppstå till följd av den framtida avvecklingen och rivningen av de svenska kärnkraftverken avses att deponeras i SFR. Ett behov av ytterligare förvarskapacitet i SFR har accentuerats i samband med stängningen av de två reaktorerna i Barsebäck. Då drifttiden av kärnkraftverken har förlängts i förhållande till de ursprungliga planerna finns ett behov av utökad förvarskapacitet även för driftavfall. SKB planerar därför att bygga ut SFR med en ny del i direkt anslutning till den befintliga anläggningen. Den utbyggda delen av SFR kommer dessutom att kunna användas för att mellanlagra långlivat låg- och medelaktivt avfall i väntan på slutförvaring i ett framtida förvar för långlivat avfall (SFL), vilket är tänkt att tas i drift runt 2045.

Utbyggnaden av SFR kräver två tillståndsansökningar, en enligt Kärntekniklagen (SFS 1984:3) och en enligt Miljöbalken (SFS 1998:808). Ansökan består av ansökningshandlingar och en uppsättning bilagor. Viktiga bilagor är Miljökonsekvensbeskrivningen och den första preliminära Säkerhetsanalysrapporten (F-PSAR) för det utbyggda SFR. Den första preliminära säkerhetsanalysrapporten innehåller två delrapporter; driftsäkerhetsrapporten och denna rapport som behandlar säkerhet efter förslutning.

Syftet med denna rapport i ansökan är att visa att SFR uppfyller kraven på långsiktig säkerhet efter förslutning. Detta görs genom en detaljerad säkerhetsanalys och en utvärdering av hur väl Strålsäkerhetsmyndighetens (SSM:s) krav, som de presenteras i föreskrifterna SSMFS 2008:21 och 2008:37, uppfylls gällande säkerhet och skydd av människors hälsa och miljön på lång sikt. Den långsiktiga säkerheten i nuvarande SFR har utvärderats vid flera tillfällen. Den senaste säkerhetsanalysen, SAR-08, redovisades för de dåvarande myndigheterna SSI och SKI 2008 (SKB 2008a). Den preliminära säkerhetsredovisningen, som utgjorde underlag för regeringstillståndet att uppföra anläggningen, togs fram 1982 och den kompletterande säkerhetsredovisningen som behövdes för drifttillståndet för bergssalarna slutfördes 1987. Säkerhetsredovisningen kompletterades sedan för att innefatta silon 1991 och den uppdaterades 1993. Säkerhetsanalysen SAFE redovisades för myndigheterna 2001 och kompletteringar till denna togs fram som ett svar till myndigheterna under 2005 och i SAR-08.

Förutom att demonstrera kravuppfyllande avseende långsiktig säkerhet i ansökan är syftet med denna rapport också att identifiera områden där fortsatt forskning och teknikutveckling behövs. Rapporten kompletterar SKB:s Fud-program och kommer att vara en hjälp i prioriteringen av framtida forskningsarbete.

1.1.1 SKB:s system för deponering av avfall

SKB planerar att driva tre slutförvar:

- Slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall (SFR). Detta förvar är utformat för deponering av kortlivat låg- och medelaktivt avfall. Egenskaperna hos dessa avfall skiljer sig åt, vilket innebär att avfallet måste förpackas och hanteras på olika sätt. Utformningen av förvaret har därför anpassats så att olika typer av avfall kan förvaras på lämpligt sätt.

- Slutförvaret för långlivat radioaktivt avfall (SFL). Detta förvar kommer att utformas för avfall som ska isoleras från omgivningen under en längre tid än avfallet i SFR. På motsvarande sätt som för SFR, skiljer sig egenskaperna hos dessa avfallstyper åt, vilket innebär att avfallet måste förpackas och hanteras på olika sätt. SKB kommer att göra en första säkerhetsutvärdering för SFL under de närmaste åren.
- Kärnbränsleförvaret. Detta förvar är utformat för slutförvaring av använt kärnbränsle. SKB ansökte om tillstånd att uppföra detta förvar 2011.

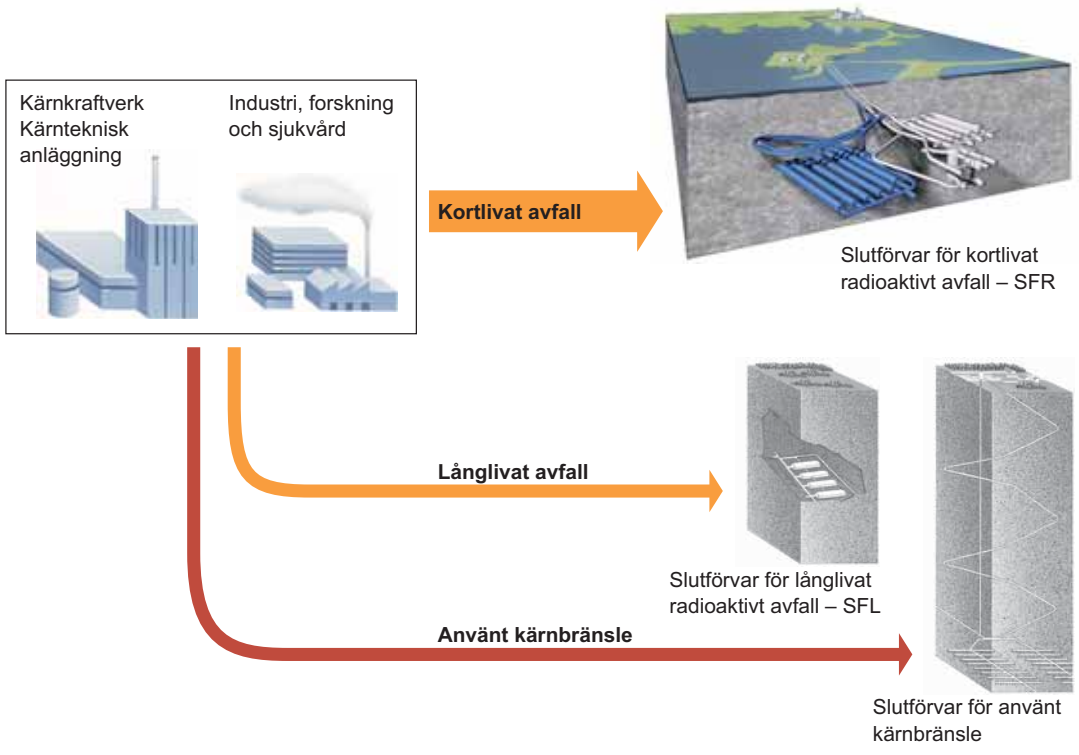
Det finns även ett system för transport av de olika avfallstyperna från kärnkraftverken till avfallsanläggningarna. Figur 1-1 visar de tre slutförvaren och de större avfallsströmmarna.

SKB undersöker för närvarande om ett markförvar skulle kunna vara ett alternativ för förvaring av den del av det låg- och medelaktiva rivningsavfallet som är mycket kortlivat. Den framtida fördelningen av avfallsströmmarna till SFL, SFR, ett eventuellt framtida markförvar samt friklassning måste styras av tydliga principer som utvecklas i samband med utformning av förvaren.

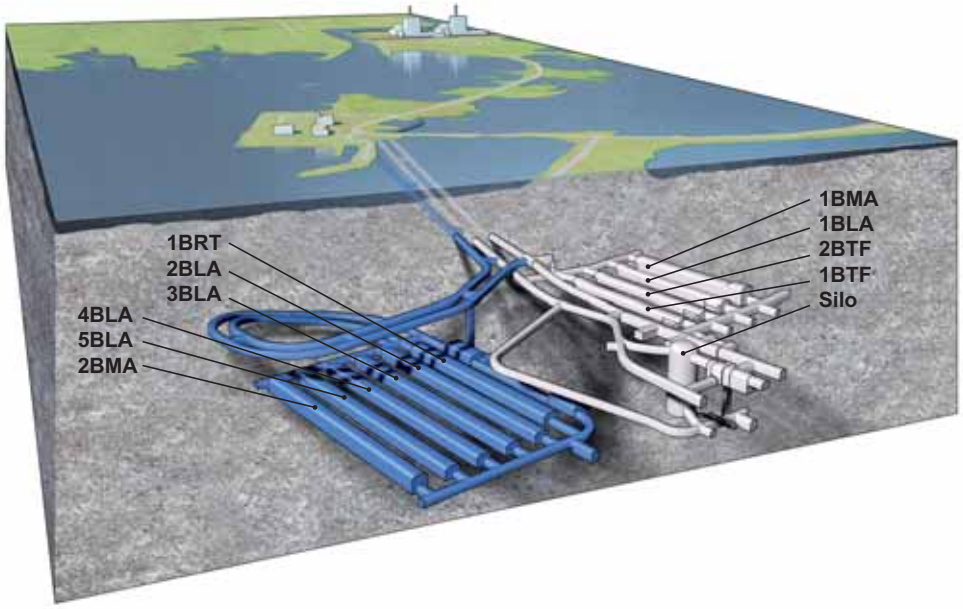
1.2 SFR

SFR är ett geologiskt förvar för kortlivat låg- och medelaktivt avfall och har varit i drift sedan 1988. Förvaret ligger 60 meter ner i berget under Östersjön. Förvaret nås via två stycken, en kilometer långa, nedfartstunnlar från markytan. Förvaret består av förvarsutrymmen i berget och byggnader på ytan.

Den befintliga anläggningens underjordiska del, SFR 1, består av fyra 160 meter långa bergsalar samt ett 70 meter högt förvarsutrymme med en betongsilo, se figur 1-2. Idag slutförvaras driftavfall från kärnkraftverken och övriga kärntekniska anläggningar i SFR 1. Lågaktivt avfall deponeras i förvarsutrymmet 1BLA. Medelaktivt avfall med relativt låg aktivitet förvaras i två av bergsalarna, 1BTF och 2BTF. Medelaktivt avfall med högre aktivitet deponeras i bergsalen 1BMA eller silon, där den senare innehåller större delen av aktivitetsinnehållet i SFR. Den totala förvarskapaciteten är i nuläget 63 000 m^3.



Figur 1-1. *SKB:s befintliga och planerade slutförvarsanläggningar.*



Figur 1-2. *Utbyggt SFR, med nedfartstunnlar och namn på förvarsutrymmena. Den befintliga delen (SFR 1) visas i ljusgrått och den planerade utbyggnaden (SFR 3) visas i blått. Förvarsutrymmena i figuren är silon för medelaktivt avfall, 1BMA och 2BMA för medelaktivt avfall, 1–2BTF för betongtankar med medelaktivt avfall med låga aktivitetsnivåer, 1BLA och 2–5BLA för lågaktivt avfall och BRT för reaktortankar.*

För att ge plats åt ytterligare driftavfall samt avfall från avveckling av de befintliga svenska kärnkraftsreaktorerna och andra kärntekniska anläggningar kommer utbyggnaden att ha en slutförvarskapacitet på 108 000 m^3 avfall samt nio kokvattenreaktortankar. Utbyggnaden av SFR kommer att byggas på cirka 120 m djup, vilket är på samma nivå som silons botten, se figur 1-2. Efter att anläggningen byggts ut kommer SFR att ha tredubblat sin nuvarande slutförvarskapacitet. Allt som allt kommer det att finnas sex nya bergsalar som har en längd mellan 210 till 275 m; fyra bergsalar för lågaktivt avfall (2–5BLA), en bergsal för reaktortankar (BRT) och en bergsal för medelaktivt avfall (2BMA).

De fysikaliska och radiologiska egenskaperna hos de olika typerna av avfall som ska deponeras i SFR skiljer sig åt och avfallet förpackas och hanteras därefter. Följaktligen har utformningen av förvarsutrymmena anpassats till avfallets egenskaper. En av de viktigaste egenskaperna är aktivitetsinnehållet, men även andra faktorer såsom potentialen för gasutveckling har beaktats.

Silon är tillverkad av betong och står på en bädd av sand och bentonit. Betongsilon är även omgiven av bentonit som begränsar vattenflödet genom avfallet. Avfallet i silon är konditionerat i cement, bitumen eller betong. Avfallskollina i silon kringgjuts kontinuerligt under driftskedet. I samband med förslutningen kommer den övre delen av silokupolen att återfyllas med makadam för att skydda mot nedfallande stenblock.

1BMA och 2BMA består vardera av en betongkonstruktion där avfall deponeras och omges av återfyllnadsmaterial. I 1BMA kringgjuts avfallskollina precis före förslutning. I 2BMA kringgjuts avfallskollina när de placeras i förvarsutrymmena under driftskedet. Betongkonstruktionen vilar på en bädd av makadam. Vid förslutning kommer förvarsutrymmet att återfyllas med makadam.

I 1BTF deponeras både plåtfat och betongtankar, i 2BTF deponeras enbart betongtankar. Plåtfaten kringgjuts under driftskedet och betongtankarna kringgjuts i samband med förslutning. Utrymmet mellan avfallskollina och betongväggen fylls då med betong och ett lock gjuts ovanpå betongen och avfallskollina. På botten finns en bädd av makadam och vid förslutning återfylls båda dessa förvarsutrymmen med makadam.

Reaktortankar (RPV) deponeras i BRT och fylls med bruk varefter de kringgjuts med betong. Vid förslutning återfylls förvarsutrymmet med makadam. Till följd av den låga radioaktiviteten i det avfall som ska deponeras i 1–5BLA används endast pluggar som barriärer. Mellanlagringen för långlivat låg- och medelaktivt avfall kommer att ske i lämpliga utrymmen i väntan på slutförvaring i SFL.

1.3 Avfall som ska deponeras i SFR

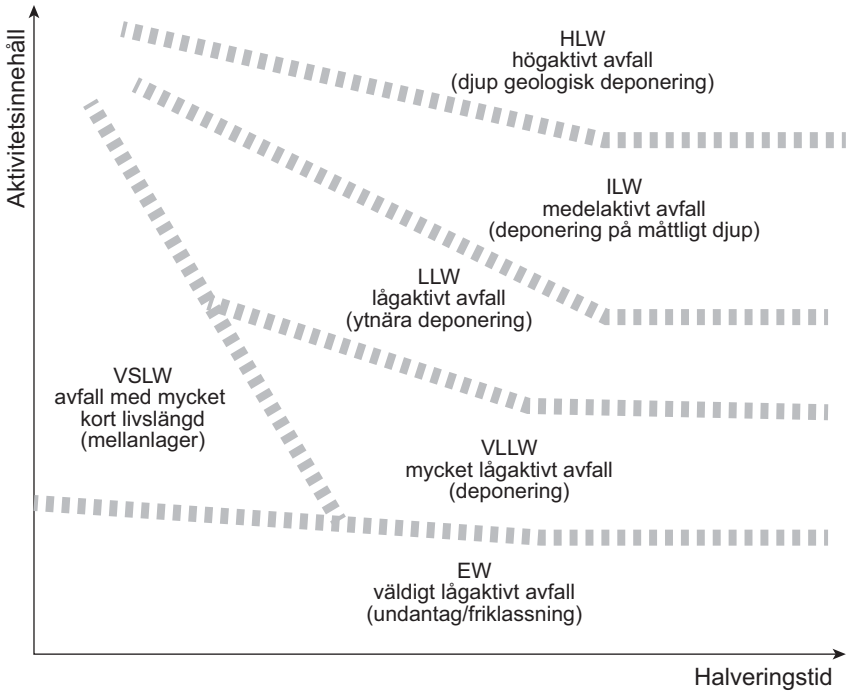
1.3.1 Klassificering av kärnavfall

Det radioaktiva avfallet från drift och avveckling av kärnkraftreaktorer och andra kärntekniska anläggningar är av olika slag. För att ta fram strategier för ett säkert omhändertagande av radioaktivt avfall, är en klassificering av avfallet till hjälp. En sådan klassificering baseras ofta på aktivitetsinnehåll och halveringstider för radionukliderna i avfallet. Om aktivitetsinnehållet i avfallet är högaktivt, medelaktivt eller lågaktivt avgör vilka krav som gäller för strålskärmning och kylning i samband med hanteringen.

Internationellt används olika klassificeringar av radioaktivt avfall, exempelvis IAEA:s klassificering av radioaktivt avfall, GSG-1 (IAEA 2009), som utgörs av sex klasser (figur 1-3). IAEA:s medlemsländer har emellertid inte enats om en gemensam klassificering av radioaktivt avfall, vilket innebär att detta är upp till varje medlemsland att ta fram sin egen. Det finns ingen officiell klassificering som används i Sverige. SKB använder sig av följande definitioner:

- Högaktivt avfall har högt aktivitetsinnehåll och kräver både skärmning och kylning under hantering och förvaring.
- Medelaktivt avfall kräver skärmning, men ingen kylning, under hantering och förvaring.
- Lågaktivt avfall kan hanteras utan särskild avskärmning.

Låg- och medelaktivt avfall kan delas in i kortlivat och långlivat avfall. Aktivitetsinnehållet i långlivat avfall domineras av långlivade radionuklider, det vill säga radionuklider med halveringstider längre än 31 år[1], medan det kortlivade avfallet endast innehåller ”begränsade mängder” av dessa radionuklider. Det finns ingen tydlig definition i svenska föreskrifter eller riktlinjer av vad som avses med ”begränsade mängder”. Det finns inte heller någon beskrivning av vilket avfall som är att betrakta som kort- eller långlivat i föreskrifterna från SSM. Detta innebär att det är upp till tillståndshavaren att visa att det avfall som deponeras eller ska deponeras i ett förvar är sådant att de förväntade konsekvenserna med avseende på risk och miljöpåverkan uppfyller kraven under analysperioden.



Figur 1-3. *Konceptuell illustration av avfallsklassificeringen enligt GSG-1 (IAEA 2009).*

[1] Kortlivat avfall definieras enligt IAEA:s Safety Glossary, 2007 års utgåva (IAEA 2007), som ”radioaktivt avfall som inte innehåller signifikanta nivåer av radionuklider med halveringstider längre än 30 år”. SKB använder sig av samma definition, men med 31 år för att innefatta cesium-137 som används för att uppskatta halten av andra radionuklider i vissa avfallsströmmar.

1.3.2 Allmän beskrivning

De största mängderna radioaktivt avfall som uppkommer under driften av kärnkraftverken utgörs av låg- och medelaktivt avfall. Detta avfall består främst av använda jonbytarmassor från reningen av reaktorvattnet, metallskrot som uppkommer under om- och tillbyggnader under anläggningens driftfas, samt kontaminerade förbrukningsartiklar såsom skyddskläder och utrustning. Kontaminationen härrör från läckage av radionuklider från bränslet eller från neutronaktivering av partiklar i reaktorvattnet och de inre delarna av reaktorerna. Låg- och medelaktivt avfall från andra svenska kärntekniska anläggningar, såsom den avstängda kärnkraftsreaktorn Ågesta, de avstängda kärntekniska forskningsreaktorerna i Studsvik samt från mellanlagret för använt kärnbränsle (Clab) kommer också att deponeras i SFR. Därtill kommer det historiska avfallet från AB SVAFO (ett företag som behandlar radioaktivt avfall från tidiga anläggningar och kärnkraftsforskning) och Studsvik Nuclear AB (ett företag som behandlar radioaktivt avfall från sjukhus, forskning och industrin).

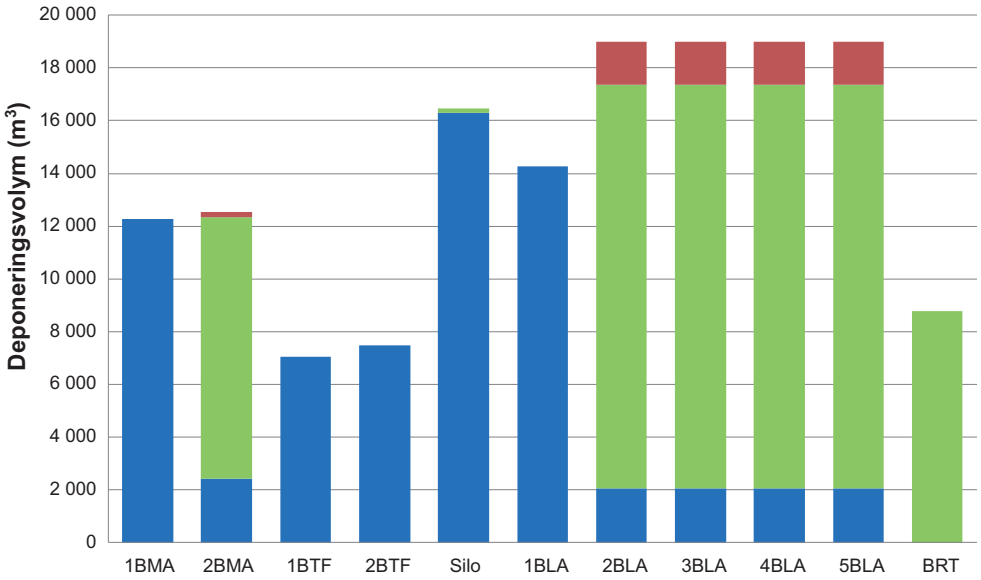
De typer av avfallsbehållare som används i SFR är ISO-containrar, betongtankar, plåtfat och betong- eller stålkokiller. BMA- och siloavfall ingjuts med cement eller bitumen (exempelvis jonbytarmassor, koncentrat och slam) eller kringgjuts med betong (fast avfall, exempelvis sopor och skrot). Detta kan föregås av exempelvis förbränning, kompaktering, segmentering eller till och med smältning av avfall. Allt avfall som deponeras i SFR ska uppfylla godkända acceptanskriterier för avfallet.

Huvuddelen av det avfall som ska deponeras i den utbyggda delen av SFR kommer från rivning av kärnkraftverk och andra kärntekniska anläggningar. Detta avfall utgörs främst av aktiverade eller kontaminerade reaktorkomponenter, metallskrot, betong och andra byggnadsmaterial. Reaktortankarna från kokvattenreaktorerna kommer att deponeras hela utan föregående segmentering, men efter borttagande av interndelar.

Den nuvarande prognosen (SKB 2013a) visar att rivningsavfallet förväntas ha större volym än driftavfallet (figur 1-4), men dess aktivitetsinnehåll kommer generellt sett att vara lägre.

1.3.3 Avfallets aktivitet och radiotoxicitet

Radioaktiviteten i det avfall som ska deponeras i SFR domineras av kortlivade radionuklider. Detta innebär att en stor del av den aktivitet som deponeras i SFR väsentligen kommer att sönderfalla under driftskedet, exempelvis Fe-55 och Co-60, vilka i stor utsträckning avgör ytdosraten på avfallskollina.

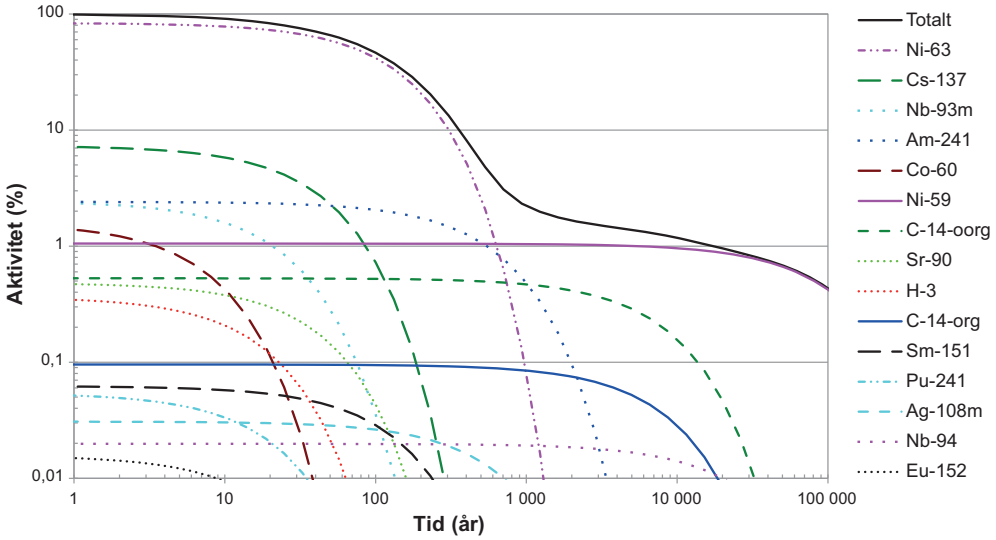


Figur 1-4. *Nuvarande prognos för hur avfallsvolymerna fördelas på de olika förvarsutrymmena. Driftavfall (cirka 60 000 m³) visas i blått, rivningsavfall (cirka 100 000 m³) i grönt och sekundärt rivningsavfall (7 000 m³, huvudsakligen material som har förts till ett klassificerat område, använts, kontaminerats och kasserats) i rött. Modifierad figur från* ***Initialtillståndsrapporten***[2].

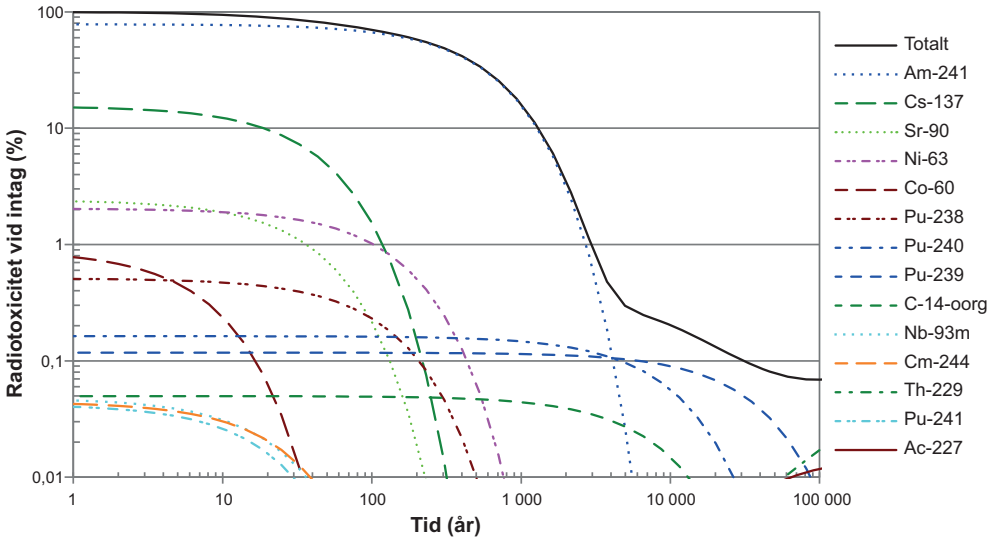
[2] Förkortning som används för att referera till huvudreferenser, se avsnitt 2.5.

Minskningen av avfallets aktivitet från tidpunkten för förvarets förslutning upp till omkring 100 000 år efter förslutning illustreras i figur 1-5. Som framgår av figuren har det totala aktivitetsinnehållet mer än halverats under de första 100 åren efter förslutning och efter 1 000 år återstår endast två procent. Initialt dominerar Ni-63 aktiviteten, men efter cirka 1 000 år blir Ni-59 och C-14 dominerande. De oorganiska och organiska formerna av C-14 presenteras separat i figur 1-5, eftersom de har olika transportegenskaper.

Med hänsyn till myndigheternas krav avseende argument för analysens omfattning i tid kan kärnavfallets radiotoxicitet beaktas. Radionuklidernas radiotoxicitet beror på strålningstyp och energi. Radionukliderna med högst aktivitet är inte nödvändigtvis de som bidrar mest till avfallets radiotoxicitet. Till exempel har strålningen från I-129 mycket högre energi än den från Ni-59 och därmed en högre radiotoxicitet. Ett sätt att beskriva detta är att beräkna den effektiva dosen från intag. Radiotoxiciteten hos radionukliderna i SFR-avfallet har beräknats som funktion av tiden efter förslutning. Figur 1-6 visar den relativa radiotoxiciteten över tid och de radionuklider som bidrar mest till avfallets totala radiotoxicitet. Radiotoxiciteten domineras av Am-241, som deponeras i silon. Av figuren kan man utläsa att den totala radiotoxiciteten kommer att sjunka till en procent av radiotoxiciteten vid förslutning efter cirka 3 000 år och till en tusendel efter 30 000 år.



Figur 1-5. *Procentuellt bidrag till den totala aktiviteten för dominerande radionuklider som funktion av tiden efter förslutning av förvaret. Aktiviteten är angiven i procent av den totala aktiviteten vid förslutning.*



Figur 1-6. *Procentuellt bidrag till total radiotoxicitet, för radionuklider i SFR-avfall, som funktion av tiden efter förslutning av förvaret. Radiotoxiciteten är angiven i procent av den totala radiotoxiciteten vid förslutning.*

1.4 Föreskrifter i förhållande till säkerhetsanalysen

Upplägget för och omfattningen av en långsiktig säkerhetsanalys, särskilt de kriterier som ska användas för att bedöma förvarets säkerhet, definieras i föreskrifter från SSM. Föreskrifterna baseras på olika tillämpliga delar i ramlagstiftningen, där de viktigaste är kärntekniklagen och strålskyddslagen. Vägledning i strålskyddsfrågor ges av flera internationella organ och den nationella lagstiftningen påverkas ofta, som fallet är för Sverige, av internationella rekommendationer.

Vad gäller den långsiktiga säkerheten för förvar av kärnavfall finns två mer detaljerade föreskrifter som är av särskild betydelse, utfärdade utifrån kärntekniklagen (SFS 1984:3) respektive strålskyddslagen (SFS 1988:220):

- ”Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om säkerhet vid slutförvaring av kärnämne och kärnavfall” (SSMFS 2008:21). Samma dokument innehåller allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna.
- ”Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall” (SSMFS 2008:37). Samma dokument innehåller allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna.

Eventuella hälso- och miljörisker på grund av kemotoxiska material i förvaret redovisas i Miljökonsekvensbeskrivningen (SKB 2014a).

1.5 Denna säkerhetsanalys

Föreliggande dokument utgör, tillsammans med bilagor, en del av SKB:s ansökan om att bygga ut SFR för att möjliggöra deponering av rivningsavfall. Ytterligare förvarskapacitet behövs även för driftavfall från kärnkraftverk i drift, eftersom deras drifttid har förlängts jämfört med vad som ursprungligen planerades.

Huvudsyftena med säkerhetsanalysprojektet SR-PSU är:

- Att utvärdera om ett utbyggt SFR uppfyller svenska myndighetsföreskrifter för slutförvaring av radioaktivt avfall.
- Att identifiera krav och begränsningar som behöver uppfyllas för att säkerhetsanalysens slutsatser ska gälla.
- Att ge återkoppling till arbetet med att utforma förvaret, till SKB:s Fud-program, till kommande detaljerade platsundersökningar och till framtida säkerhetsanalyser.

Analyser av säkerheten för SFR efter förslutning har redovisats vid flera tillfällen. Den senaste analysen var SAR-08 som lämnades in 2008. Efter granskningen av SAR-08 publicerade SSM en granskningsrapport. Denna rapport återges i bilaga D tillsammans med en kort beskrivning av hur de olika granskningskommentarerna har omhändertagits i den nuvarande analysen.

Viktiga förbättringar sedan SAR-08

Viktiga förbättringar i denna säkerhetsanalys är:

- Ytterligare platsundersökningar (SKB 2013e), som till exempel omfattar ett stort antal borrhål. I dessa har sprickkartering och hydrauliska tester genomförts vilket stödjer den nya hydrogeologiska modellen (Odén et al. 2014).
- Klimatrelaterade studier som har inriktats på att analysera den första möjliga tidpunkten för permafrosttillväxt och frysning av barriärerna i SFR. Detta anses vara den mest kritiska aspekten givet det grunda förvarsdjupet, avfallets radioaktivitet och barriärernas egenskaper.
- Ett uppdaterat radionuklidinventarium (SKB 2013a, SKBdoc 1481419 (Mo-93)). Aktiviteten av organiskt och oorganiskt C-14 har uppdaterats utifrån mätningar som utförts på jonbytarmassorna vid kärnkraftverken under de senaste åren. SKB har även justerat den metod som används för att bestämma fördelningen av C-14 mellan avfallsutrymmena, så att aktiviteten är proportionell mot den mängd jonbytarmassor som deponeras. Metoderna för att bestämma aktiviteten av andra nuklider, till exempel Cl-36, Mo-93, I-129 och Cs-135, har också förbättrats.

- En utvecklad metodik för analysarbetet. Den använda metodiken är i stort sett densamma som den som används i säkerhetsanalysen av slutförvaret för använt kärnbränsle, SR-Site (SKB 2011).
- En förnyad analys av egenskaper, händelser och processer (features, events, processes – FEP). Den har resulterat i en FEP-katalog med alla FEP som måste behandlas i säkerhetsanalysen. Denna FEP-katalog har dokumenterats i en databas. I dag omfattar SKB:s FEP-databas både slutförvaret för använt kärnbränsle och SFR.
- En mer ingående beskrivning av initialtillståndet, det vill säga tillståndet vid förslutning av förvaret. Till exempel har en förslutningsplan tagits fram för att ge en samlad redovisning av hur förvaret planeras att förslutas (SKBdoc 1358612).
- Processrapporter har tagits fram, där alla interna processer av betydelse för den långsiktiga säkerheten för förvarssystemet beskrivs. Flera av de interna processerna studeras mer ingående än tidigare, till exempel detaljerat vattenflöde i förvaret (Abarca et al. 2013, 2014), nedbrytning av cellulosa som leder till bildning av komplexbildare (Keith-Roach et al. 2014), redoxutveckling i förvaret (Duro et al. 2012) och betongdegradering inklusive både kemisk degradering och fysikalisk/mekanisk degradering till följd av till exempel inverkan av korrosion av armeringsjärn (Höglund 2014).
- Viktiga data har samlats in i en speciell rapport som omfattar exempelvis fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden.
- Ett antal förbättringar har gjorts i analysen av ytsystemet, till exempel har en ny digital höjdmodell och en modell för regolitdjup tagits fram. Dessutom har radionuklidtransportmodellen förbättrats för att bättre kunna representera transport och ackumulation av C-14 i ytsystemen.

1.6 Rapportstruktur

Denna rapport utgör huvudrapporten för analysen av den långsiktiga säkerheten av SFR, SR-PSU. Rapporten beskriver analysen och inkluderar slutsatser av betydelse samt argument för att tillämpliga krav uppfylls. Denna huvudrapport utgör en del av SKB:s ansökan om att bygga ut och driva SFR. Den består av elva kapitel och nio bilagor.

Kapitel 1 – Inledning. I detta kapitel beskrivs bakgrunden till och syftet med den långsiktiga säkerhetsanalysen och kommentarer till relevanta föreskrifter. Dessutom ges en översikt över SFR och avfallet.

Kapitel 2 – Metodik. Kapitlet ger en samlad beskrivning av myndigheternas krav; även den metodik som används för säkerhetsanalysen presenteras och vissa aspekter, såsom tidsskalor, principer för säkerheten efter förslutning, hantering av osäkerheter, kvalitetssäkring och metod för riskberäkningar, diskuteras mer i detalj.

Kapitel 3 – Hantering av FEP. Kapitlet beskriver metodiken för att systematiskt identifiera de egenskaper, händelser och processer (FEP) som är relevanta för analysen av den långsiktiga säkerheten. Kapitlet beskriver även hanteringen av interna processer och externa förhållanden som ingår i analysen.

Kapitel 4 – Initialtillstånd i förvaret och dess omgivning. I detta kapitel beskrivs initialtillståndet, definierat som det förväntade tillståndet för förvaret och dess omgivning efter förslutning år 2075. Beskrivningen av initialtillståndet baseras på utformningen av förvaret, nuvarande kunskap om förhållanden i förvaret och dess omgivning samt den förväntade utvecklingen fram till förslutning.

Kapitel 5 – Säkerhetsfunktioner. Säkerhetsfunktionerna används för att beskriva den långsiktiga funktionen för SFR och de olika förvarsutrymmena. De utgör ett hjälpmedel i formuleringen av scenarier och i utvärderingen av den långsiktiga säkerheten. Kapitlet beskriver hur valet av säkerhetsfunktioner för SFR har gjorts.

Kapitel 6 – Referensutveckling. Kapitlet beskriver referensutvecklingen, definierad som en uppsättning möjliga framtida utvecklingar av SFR och dess omgivning. Syftet med referensutvecklingen är att ge en förståelse för den övergripande framtida utvecklingen av förvarssystemet, inklusive osäkerheter som är av betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet.

Kapitel 7 – Val av scenarier. Kapitlet presenterar ett huvudscenario som bygger på referensutvecklingen och beskriver hur ytterligare scenarier för säkerhetsanalysen har valts ut, baserat på säkerhetsfunktioner. I detta kapitel redovisas hur osäkerheter i initialtillståndet, interna processer och externa förhållanden hanteras i valet av scenarier.

Kapitel 8 – **Beskrivning av beräkningsfall.** I detta kapitel beskrivs de radionuklidtransport- och dosberäkningsfall som har identifierats för att analysera scenarier (se kapitel 7). Kapitlet innefattar även en kortfattad beskrivning av modelleringsmetoden för förvaret (närzonen), berget (geosfären/fjärrzonen) och ytsystemet (biosfären).

Kapitel 9 – Radionuklidtransport- och dosberäkningar. Kapitlet beskriver resultaten av dosberäkningarna för människor och miljö. Dessa resultat ligger till grund för bland annat riskbedömningen.

Kapitel 10 – Riskbedömning. Kapitlet presenterar resultaten från säkerhetsanalysen med syftet att demonstrera att utbyggnaden kommer att ge långsiktigt skydd för människors hälsa och för miljön. Detta görs genom att visa att förvaret uppfyller riskkriterierna och de krav som definieras i SSMFS 2008:21 och 2008:37 för olika tidsperioder efter förslutning av förvaret.

Kapitel 11 – Slutsatser, ytterligare forskningsbehov samt krav på utformning, konstruktion, drift och avfall. Kapitlet presenterar slutsatser och återstående frågor som har identifierats under arbetet med säkerhetsanalysen. Kapitlet presenterar även krav på drift och utformning och listar de barriärer (både tekniska och naturliga) som är av betydelse för den långsiktiga säkerheten.

Bilaga A – Uppfyllandet av krav från SSMFS 2008:21 i SR-PSU. Denna bilaga beskriver hur föreskrifterna i SSMFS 2008:21, ”Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om säkerhet vid slutförvaring av kärnämne och kärnavfall”, uppfylls inom ramen för analysen.

Bilaga B – Uppfyllandet av krav från SSMFS 2008:37 i SR-PSU. Denna bilaga beskriver hur föreskrifterna i SSMFS 2008:37, ”Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall”, uppfylls inom ramen för analysen.

Bilaga C – Hantering av förelägganden på SAR-08. Denna bilaga beskriver kortfattat hur förelägganden som har utfärdats av SSM efter SAR-08 har hanterats. Denna bilaga utgör dock inte svaret.

Bilaga D – Svar till granskningskommentarer från SAR-08 i SR-PSU. Denna bilaga sammanfattar hur granskningskommentarer från SAR-08 har hanterats i säkerhetsanalysen.

Bilaga E – Termer och förkortningar.

Bilaga F – Tabeller som är kopplade till hantering av FEP.

Bilaga G – Modell- och dataflödesschema (AMF-schema).

Bilaga H – Karta över Forsmarksområdet.

Bilaga I – Krav på pH och den maximala mängden cellulosa i SFR-förvaret.

2 Metodik

2.1 Inledning

I detta kapitel redovisas den metodik som använts i den långsiktiga säkerhetsanalysen SR-PSU. Metodiken baseras på den metodik som användes i SKB:s senaste säkerhetsanalys för SFR, SAR-08, (SKB 2008a) och är tämligen överensstämmande, med tanke på de två anläggningarnas mycket olika karaktär, med den som användes för SR-Site (säkerhetsanalysen i SKB:s tillståndsansökningar för Kärnbränsleförvaret, SKB 2011). Huvudsyftet med den långsiktiga säkerhetsanalysen är att undersöka om förvaret är säkert utifrån en radiologisk synvinkel. I praktiken görs detta genom att utvärdera hur väl Strålsäkerhetsmyndighetens riskkriterier uppfylls, se avsnitt 2.2.2.

2.1.1 Säkerhet efter förslutning

Det övergripande syftet med geologisk slutförvaring av kärnavfall är att säkerställa att mängderna radionuklider som når ytsystemet och blir tillgängliga för människa och miljö är sådana att möjliga radiologiska konsekvenser är godtagbart låga vid alla tidpunkter. Olika förvarsutformningsalternativ är anpassade för det radioaktiva avfall som det kommer att ta emot (IAEA 2011) och har olika grader av inneslutning och isoleringsförmåga. I IAEA (2011) listas ett antal mål för deponeringen. För SFR är de relevanta målsättningarna att hindra, reducera och fördröja radionuklidtransport.

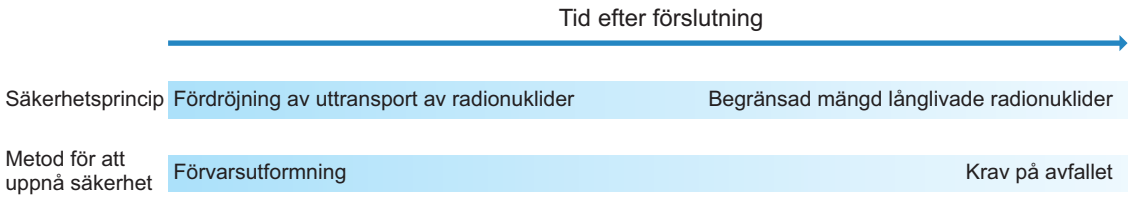
På en nationell nivå anger föreskrifter upplägget och omfattningen av säkerhetsanalysen och, i synnerhet, de kriterier som ska användas för att utvärdera säkerheten (SSMFS 2008:21 och SSMFS 2008:37). Dessa grundläggande kriterier, tillsammans med en del ytterligare förutsättningar för avfall och utformning av förvaret, redovisas i avsnitt 2.2. Som beskrivs i de allmänna råden till SSMFS 2008:37, bör säkerheten efter förslutning baseras på att *förhindra, begränsa och fördröja* utsläpp av radionuklider till biosfären. Detta uppnås genom ett system av passiva barriärer. Barriärsystemet innefattar tekniska och naturliga barriärer där alla barriärer bidrar till kvarhållande av radionuklider, antingen direkt eller indirekt genom att skydda andra barriärer i barriärsystemet. Dessutom måste egenskaper och radionuklidinnehåll i avfallet som fördelas till ett förvar stämma överens med de överväganden som gjorts i samband med utformning och projektering. Placeringen av SFR under havet, bidrar till en låg hydraulisk gradient och försvårar oavsiktligt mänskligt intrång under den inledande tidsperioden efter förslutning.

2.1.2 Säkerhetsprinciper efter förslutning

För att uppnå säkerhet efter förslutning för SFR har två säkerhetsprinciper identifierats:

- *Begränsad mängd långlivade radionuklider* är en förutsättning för förvarets säkerhet efter förslutning. Detta uppnås genom att endast vissa typer av avfall accepteras för deponering. De tekniska barriärerna utformas utifrån den totala aktivitet som deponeras i de olika förvarsutrymmena.
- *Fördröjning av uttransport av radionuklider* uppnås genom de tekniska barriärernas funktion och förvarets omgivning. Egenskaperna hos avfallet, tillsammans med egenskaperna hos avfallsbehållarna och de tekniska barriärerna i förvarsutrymmena, bidrar till säkerheten genom att begränsa vattenflöde och genom att ge en lämplig kemisk miljö för att minska rörligheten hos radionukliderna. Berget ger stabila kemiska och fysikaliska förhållanden samt gynnsamma, låga grundvattenflödesförhållanden.

Säkerhetsprincipernas relativa betydelse under förvarsskedet som funktion av tid visas i figur 2-1. Inledningsvis ger utformningen av förvaret en högre grad av fördröjning, än under senare tidsperioder när komponenter i förvaret degraderat. Vid dessa senare tidpunkter blir de begränsningar av mängden långlivade radionuklider som ursprungligen deponerades i förvaret viktiga för att säkerställa säkerheten. Därför, medan *fördröjning av uttransport av radionuklider* är relaterad till utformningen av förvaret, är *begränsad mängd långlivade radionuklider* relaterad till avfallet.



Figur 2-1. *Metoder för att uppnå säkerhet på kort och lång sikt. Figuren visar den relativa betydelsen av de två säkerhetsprinciperna som en funktion av tiden för förvarsskedet.*

2.2 Myndighetskrav

Upplägget för och omfattningen av denna långsiktiga säkerhetsanalys och framför allt de kriterier som ska användas för att bedöma förvarets säkerhet definieras i föreskrifter från SSM som beskrivs i avsnitt 1.4. De viktigaste föreskrifterna är SSMFS 2008:21, rörande säkerhet vid slutförvaring av kärnämne och kärnavfall, och SSMFS 2008:37, rörande skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall. De delar av dessa föreskrifter som påverkar den metodik som tillämpas på den långsiktiga säkerhetsanalysen återges nedan.

Väsentliga delar av dessa föreskrifter återges i bilaga A och B. Där visas hur kraven i föreskrifterna hanteras i den långsiktiga säkerhetsanalysen genom hänvisning till relevanta avsnitt eller genom en beskrivning direkt i bilagorna.

2.2.1 Tidsperiod som analysen ska täcka

Den tidsperiod som ska täckas av analysen ges i 10 § av SSMFS 2008:21, där det konstateras att:

- *En säkerhetsanalys ska omfatta så lång tid som barriärfunktioner behövs, dock minst tiotusen år.*

De allmänna råden till föreskrifterna säger att tidsskalan för en analys bör beaktas i förhållande till farligheten hos förvarets radioaktiva innehåll jämfört med den hos naturligt förekommande radionuklider.

De allmänna råden till SSMFS 2008:21 säger följande:

- *För tider upp till 1 000 år efter förslutning ligger i enlighet med bestämmelserna i SSMFS 2008:37 dos och risk beräknade för dagens förhållanden i biosfären till grund för bedömningen av slutförvarets säkerhet och skyddsförmåga.*
- *För längre tider kan bedömningen dessutom ske med dos som en av flera säkerhetsindikatorer. Detta bör beaktas både vid beräkningar och presentation av analysresultat. Exempel på sådana kompletterande säkerhetsindikatorer är de halter av radioaktiva ämnen från slutförvaret som kan byggas upp i mark och ytnära grundvatten eller det beräknade flödet av radioaktiva ämnen till biosfären.*

De allmänna råden till SSMFS 2008:37 säger att:

- *För ett slutförvar för använt kärnbränsle, eller annat långlivat kärnavfall, bör riskanalysen åtminstone omfatta cirka hundratusen år eller tiden för en glaciationscykel för att belysa rimligt förutsägbara yttre påfrestningar på slutförvaret. Riskanalysen bör därefter utsträckas i tid så länge som den tillför betydelsefull information om möjligheten att förbättra slutförvarets skyddsförmåga, dock längst för en tidsrymd upp till en miljon år.*
- *För andra slutförvar för kärnavfall, än de som avses i punkt 1, bör riskanalysen åtminstone omfatta tiden fram till dess att de förväntade maximala konsekvenserna avseende risk och miljöpåverkan har inträffat, dock längst för en tidsrymd upp till hundratusen år. Argumenten för de valda begränsningarna av riskanalysen bör redovisas.*

De allmänna råden till SSMFS 2008:37 säger också följande avseende rapportering på upp till ett-hundratusen år.

- *Redovisningen bör baseras på en kvantitativ riskanalys i enlighet med råden till 5–7 §§. Kompletterande indikatorer på slutförvarets skyddsförmåga, t ex barriärfunktioner, aktivitetsflöden, koncentrationer i miljön bör användas för att stärka trovärdigheten i beräknade risker.*
- *Tidsangivelsen hundratusen år är ungefärlig och bör väljas så att påverkan av förväntade stora klimatförändringar, t ex en glaciationscykel, på slutförvarets skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser kan illustreras.*

2.2.2 Analys av kravuppfyllelse

Skydd av människors hälsa

Ett övergripande krav som ställs på ett slutförvar för använt kärnbränsle eller kärnavfall är att förvaret måste uppfylla ett radiologiskt riskkriterium.

SSMFS 2008:37 säger följande:

- *Ett slutförvar för använt kärnbränsle eller kärnavfall ska utformas så att den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning blir högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken. Sannolikheten för skadeverkningar på grund av en stråldos ska beräknas med de sannolikhetskoefficienter som redovisas i Internationella strålskyddskommissionens publikation nr 60, 1990.*

I de allmänna råden till föreskrifterna SSMFS 2008:37 ges kriterium för individrisk:

- *Om endast ett fåtal individer ingår i gruppen kan föreskrifternas kriterium för individrisk anses vara uppfyllt om den högsta beräknade individrisken inte överstiger 10^{-5} per år.*

Skydd av miljön

SSMFS 2008:37 säger följande:

- *Slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska genomföras så att biologisk mångfald och hållbart nyttjande av biologiska resurser skyddas mot skadlig verkan av joniserande strålning.*
- *Biologiska effekter av joniserande strålning i berörda livsmiljöer och ekosystem ska redovisas. Redovisningen ska bygga på tillgänglig kunskap om berörda ekosystem och ta särskild hänsyn till förekomst av genetiskt särpräglade populationer, såsom isolerade populationer, endemiska arter och utrotningshotade arter samt i övrigt skyddsvärda organismer.*

2.2.3 Överväganden med avseende på metodiken för genomförandet av säkerhetsanalysen

Föreskrifterna innehåller även information rörande omfattningen av säkerhetsanalysen. Specifikt säger SSMFS 2008:37 följande:

- *Konsekvenserna av intrång i ett slutförvar ska redovisas för de olika tidsperioder som anges i 11–12 §§. Slutförvarets skyddsförmåga efter intrång ska beskrivas.*

SSMFS 2008:21 säger följande:

- *... säkerhetsanalyserna ska också omfatta egenskaper, händelser och processer som kan leda till spridning av radioaktiva ämnen efter förslutning.*

Och bilagan till SSMFS 2008:21 säger att:

- *Följande ska redovisas beträffande analysmetoder:*
  - *hur en eller flera metoder använts för att beskriva det passiva systemet av barriärer i slutförvaret, dess funktion och utveckling med tiden; metoden eller metoderna ska bidra till att ge en klar bild av de förhållanden, händelser och processer som kan påverka barriärernas funktioner samt de inbördes kopplingarna mellan dessa förhållanden, händelser och processer,*
  - *hur en eller flera metoder använts för att identifiera och beskriva relevanta scenarier för händelseförlopp och förhållanden som kan påverka den framtida utvecklingen av slutförvaret; bland scenarierna ska finnas ett huvudscenario som tar hänsyn till de mest troliga förändringarna i slutförvaret och dess omgivning,*
  - *tillämpbarheten hos använda modeller, parametervärden och andra förutsättningar som används för beskrivning och beräkning av slutförvarets funktioner så långt det rimligen är möjligt,*
  - *hur osäkerheter i beskrivningen av barriärsystemets funktioner, scenarier, beräkningsmodeller och beräkningsparametrar samt variationer i barriärernas egenskaper hanterats i säkerhetsanalysen, inklusive redovisning av en känslighetsanalys som visar hur osäkerheterna inverkar på beskrivningen av barriärernas utveckling och analysen av konsekvenserna för människors hälsa och för miljön.*

- *Följande ska redovisas beträffande analys av betingelserna efter förslutning:*
  - *säkerhetsanalysen enligt 9 § omfattande beskrivningar av utvecklingen i biosfär, geosfär och slutförvar för utvalda scenarier; slutförvarets omgivningspåverkan för valda scenarier, inklusive huvudscenariot, med hänsyn till felfunktioner hos tekniska barriärer och övriga identifierade osäkerheter.*

2.2.4 Design och bästa möjliga teknik

Ett annat övergripande krav gäller antagandet av ett optimalt tillvägagångssätt för strålsäkerhet samt beaktande av bästa möjliga teknik (BAT).

§ 4 SSMFS 2008:37 säger att:

- *Vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska optimering ske och hänsyn tas till bästa möjliga teknik. Kollektivdos på grund av förväntat utläckage av radioaktiva ämnen under 1 000 år efter förslutningen av ett slutförvar för använt kärnbränsle eller kärnavfall ska beräknas som summan över 10 000 år av den årliga kollektivdosen. Beräkningen ska redovisas i enlighet med 10–12 §§.*

2.3 Säkerhetsanalys

För att kunna bedöma säkerheten hos förvarssystemet, definierat som förvaret och dess omgivning, måste dess framtida utveckling beskrivas. Förvaret består av deponerat avfall, avfallsbehållare, tekniska barriärer och andra förvarskonstruktioner. Förvarets omgivning består av det omgivande berget och biosfären ovanför förvaret. Utvärderingen av den framtida utvecklingen av förvarssystemet inleds vid förslutningen av förvaret. Den framtida utvecklingen kommer att bero på:

- **Förvarssystemets initialtillstånd.** Initialtillståndet är definierat som det tillstånd som råder i förvarssystemet vid förslutning. För att beskriva initialtillståndet måste referensutformningen och utvecklingen av förvarssystemet under driftskedet beaktas.
- **Externa förhållanden som verkar på förvarssystemet efter förslutning**. Externa processer omfattar klimat och klimatrelaterade processer, till exempel permafrost och strandlinjeförskjutning och den pågående globala uppvärmningen. Framtida mänskliga handlingar kan också påverka förvarets framtida tillstånd.
- **Interna processer inom förvarssystemet.** Interna processer omfattar termiska, hydrauliska, mekaniska och kemiska processer som verkar inom förvarssystemet. Till de interna processerna hör till exempel grundvattenflöde och kemisk degradering som påverkar de tekniska barriärerna. Ett annat exempel är produktion av gas som ett resultat av korrosion av metaller.

Utifrån denna information beskrivs utvecklingen av förvarssystemet. Genom att kombinera denna med en analys av framtida exponering kan radiologiska risker för människor och miljö uppskattas.

2.3.1 Tidsskala för analysen

SFR är utformat för säker slutförvaring av drift- och rivningsavfall från kärnkraftverk och andra kärntekniska anläggningar. På grund av radioaktivt sönderfall finns bara ungefär 2 procent av radiotoxiciteten kvar tusen år efter förslutning. Efter 100 000 år finns mindre än 0,1 procent av radiotoxiciteten kvar, se avsnitt 1.3.3. Under de inledande tusen åren när förvaret är täckt av hav är den hydrauliska gradienten i berggrunden låg och risken för intrång begränsad. Dock kommer denna situation att förändras när strandlinjen med tiden passerar över förvaret.

Kravet på analysperioden beskrivs i SSMFS 2008:21 och SSMFS 2008:37, se avsnitt 2.2.1. En säkerhetsanalys för kärnavfallavfall som varken är använt kärnbränsle, eller annat långlivat kärnavfall ska göras för så lång tid som barriärer behövs, dock minst för 10 000 år. Föreskriften anger också att analysen bör utsträckas åtminstone till den tid då förväntade maximala konsekvenser med avseende på risk och miljöpåverkan har skett, men inte längre än en tidsperiod på upp till hundratusen år.

I föreliggande analys utvärderas säkerheten för anläggningen under en period på upp till 100 000 år. Genom att visa att de radiologiska konsekvenserna är försumbara efter 100 000 år stärks argumenten för valet av analysperiodens längd. Dessutom uppskattas den radiologiska risken efter en glaciation, oavsett tidpunkten för glaciationen.

Tidsskala som är relevant för förvarsutvecklingen

Enligt föreskrifter och tillhörande allmänna råd bör två tidsperioder inkluderas i säkerhetsanalysen. En period ska täcka de första tusen åren efter förslutning då säkerhetsanalysen kan baseras på tillförlitlig information i form av initialtillstånd och klimatvariationer och ytsystemet, medan den andra täcker resten av analysperioden upp till 100 000 år.

Under analysperioden kommer de externa förhållandena att förändras. Strandlinjens läge kommer att förändras på grund av en kombination av eustasi (förändringar av medelvattenstånd) och isostasi (vertikala rörelser hos jordskorpan till följd av glaciation och deglaciation). I dagsläget domineras strandlinjeförskjutningen i Forsmark av isostasi. Följande tidsperioder, relaterade till strandlinjens läge, är relevanta för förvarets utveckling:

- Den period då förvaret ligger under havet.
- Den period då förvaret och områdena ovanför förvaret påverkas av förändringen i strandlinjens läge.
- Den period då strandlinjen är så långt från förvaret att stationära förhållanden råder på förvarsdjup.

Strandlinjens position kommer att påverka flöde och kemi hos grundvatten omkring förvaret samt sannolikheten för ett oavsiktligt intrång, framförallt sannolikheten för brunnsborrning. Dessutom kommer klimatet att förändras under analysperioden. För utvecklingen av förvaret är följande klimatrelaterade tidsperioder relevanta:

- De perioder då tempererade klimatförhållanden råder. Under dessa perioder kan förvaret, som idag, vara täckt av hav, eller alternativt ligga under mark.
- De perioder då periglaciala klimatförhållanden råder med förekomst av permafrost vid ytan och i geosfären. Under dessa perioder är förvaret under mark.
- En period med glaciala klimatförhållanden följt av en postglacial period. Under den postglaciala perioden är förvaret initialt vattentäckt och därefter under mark.

Sammanfattningsvis ger de olika händelser och processer som äger rum under de perioder som beskrivs ovan ett väldefinierat underlag för beskrivningen av den termiska, hydrologiska, mekaniska och geokemiska utvecklingen av förvarssystemet över de tidsperioder som beaktas i säkerhetsanalysen.

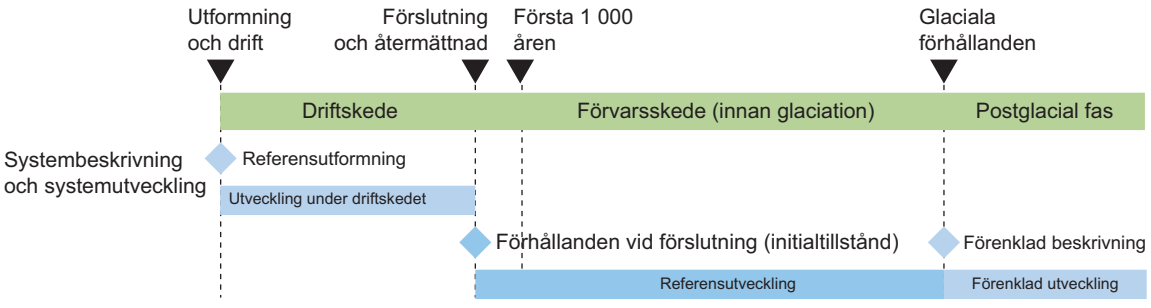
Utgångspunkt för säkerhetsanalysen är initialtillståndet, vilket definieras som det tillstånd i förvaret och dess omgivning som råder vid förslutning, se figur 2-2. Det är definierat med utgångspunkt i referensutformningen, men det reflekterar även utvecklingen av förvarssystemet under driftskedet ända fram till förslutning. Utvecklingen av förvaret under driftskedet är relativt välkänt och åtgärder för att begränsa degradering kan genomföras. Initialtillståndet beskrivs i kapitel 4. Utvecklingen under förvarsskedet fram till det att en glaciation inträffar beskrivs i referensutvecklingen, se kapitel 6.

I händelse av tillväxt och tillbakadragande av en inlandsis ovanför SFR, påverkas förvarssystemet i sådan grad att det inte kan beskrivas och analyseras i detalj. Följaktligen utvärderas förvarets utveckling under glaciala och post-glaciala förhållanden på ett förenklat sätt.

Tidsskalor som är relevanta för radionuklidinventariet

I figur 1-5 visas hur radionukliders sönderfall påverkar inventariet i SFR över tid. Radionuklider med en halveringstid kortare än 31 år betecknas som kortlivade, medan radionuklider med en halveringstid som överskrider 31 år betecknas som långlivade[3]. Endast en begränsad mängd av dessa långlivade radionuklider tillåts i de avfall som deponerats eller kommer att deponeras i SFR. Dessa radionuklider kommer emellertid att vara de som bidrar till den radiologiska risken vid längre tider. I denna rapport används en kategorisering av radionuklider baserad på deras halveringstid:

- Kortlivade radionuklider med en halveringstid kortare än 10 år. Dessa mycket kortlivade radionuklider är inte med i beräkningarna av radionuklidtransport då de kommer att sönderfalla under drift- och återmättnadsperioden. För att uppfylla riskkriterierna måste de radiologiska konsekvenserna av dessa mycket kortlivade (utifrån perspektivet geologisk deponering) radionuklider naturligtvis utvärderas. De radiologiska konsekvenserna för dessa radionuklider utvärderas dock med hjälp av en förenklad modell. En radionuklid som tillhör denna kategori är Co-60.
- Kortlivade radionuklider med en halveringstid längre än 10 år men kortare än 31 år inkluderas i beräkningarna av radionuklidtransport. Dessa radionuklider kommer att sönderfalla till obetydliga nivåer inom en relativt kort tidsperiod, 10 halveringstider för dessa radionuklider överensstämmer med den tid man internationellt anser att institutionell kontroll kan bidra till säkerheten. Exempel på radionuklider som tillhör denna kategori är Sr-90 och Cs-137.
- Långlivade radionuklider med en halveringstid kort nog för att kunna sönderfalla väsentligt under tidsperioder som är av vikt för förvarets utformning och/eller i säkerhetsanalysen. Relevanta tidsperioder är till exempel: den tidsperiod när strandlinjen passerar över förvaret, tidsperioden fram till att en brunn för dricksvatten kan borras in i och nedströms om förvaret, tidsperioden fram till dess att betongbarriärerna helt bryts ned och förlorar sin funktion, och tidsperioden innan en permafrost når förvarsdjup. Exempel på radionuklider som tillhör denna kategori är Ni-63, Am-241, C-14 och Mo-93.
- Långlivade radionuklider med en halveringstid så lång att de inte kommer att sönderfalla i någon större grad under den totala tidsperioden för denna analys. Exempel på sådana radionuklider är Ni-59, Cl-36, I-129, U-238 och dess döttrar.



Figur 2-2. *Steg som behövs för att bedöma den långsiktiga säkerheten. Aktiviteter som visas i blått inkluderas i den långsiktiga säkerhetsanalysen.*

[3] Kortlivat avfall definieras i IAEA:s Safety Glossary, 2007 års utgåva (IAEA 2007) som ”radioaktivt avfall som inte innehåller signifikanta nivåer av radionuklider med halveringstider längre än 30 år”. SKB använder sig av samma definition, men med 31 år för att omfatta cesium-137 som används för att uppskatta halten av andra radionuklider i vissa avfallsströmmar.

2.3.2 Metod för att visa kravuppfyllelse

SSM har tagit fram kriterier mot vilka resultat från riskberäkningar bör jämföras för att bedöma om förvaret kan betraktas som säkert. Dessa krav anges som tillåtna riskgränser för människor, men också som kvalitativa kriterier för miljön. Förvaret får inte negativt påverka den biologiska mångfalden eller ett hållbart utnyttjande av de biologiska resurserna. Utvärdering gentemot dessa miljökriterier beskrivs vidare i kapitel 10.

Skydd av människors hälsa

SSM (SSMFS 2008:37) fastslår att den årliga risken för skadeverkningar inte får överstiga 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken från förvaret (den mest exponerade gruppen). Detta ger en årlig effektivdos av 14 μSv, där en riskfaktor på 7,3 procent per Sv används för dosomvandlingen (så som anges i föreskrifterna). Detta kriterium gäller om den exponerade gruppen är relativt stor. Om den exponerade gruppen består av ett fåtal individer kan den årliga risken för de mest exponerade individerna utvärderas mot ett riskkriterium på 10^{-5} per år, vilket motsvarar en årlig effektivdos om 140 μSv.

SSM fastslår även att risken ska beräknas som ett årligt medelvärde av exponeringen under en livstid (livstidsdos). I enlighet med ICRP:s (ICRP 2000, 2006) rekommendationer har SKB beräknat livstidsdosen baserat på exponering av en vuxen individ i det mest kontaminerade området. Livstidsdosen har beräknats som ett medelvärde över 50 år, vilket är den integrerade tidsperiod som ICRP använder för att härleda doskoefficienterna för internexponering av vuxna individer. Alla exponeringsvägar som bedömts vara relevanta har beaktats i dosberäkningarna.

I analysen beskrivs möjliga framtida utvecklingar av förvaret och ett antal scenarier har definierats, se avsnitt 2.4.8. För vart och ett av dessa scenarier har radiologiska konsekvenser beräknats. I beräkningarna har en probabilistisk metod använts där sannolikhetsfördelningarna av indata återspeglar både osäkerheter och kända variabiliteter. Ett flertal realiseringar har inkluderats. Resultatet är en statistisk fördelning av doser som funktion av tid, där medelvärdet av fördelningen har använts för jämförelse med riskkriteriet. Detta är en så kallad betingad risk, eftersom det förutsätter att scenariot i fråga har inträffat. Den obetingade risken erhålls genom att multiplicera den betingade risken med sannolikheten för att scenariot verkligen inträffar. Vid bestämning av den totala risken vägs scenariernas risker ihop, med hänsyn tagen till möjliga kombinationer av scenarier.

Det tillvägagångssätt som använts i riskutvärderingen är att:

1. beräkna den betingade risken, dvs baserat på den genomsnittliga dosen för varje beräkningsfall.
2. vikta resultaten från de olika beräkningsfallen med sannolikheterna för att de ska inträffa för att få en uppskattning av den totala risken som en funktion av tid.
3. jämföra den uppskattade tidsberoende risken med riskkriterierna i föreskrifterna.

SSM:s föreskrifter kräver också att frågan om riskutspädning tas upp, dvs situationer där ett probabilistiskt tillvägagångssätt tenderar att sprida den exponering som uppstår vid en viss tidpunkt över flera framtida generationer, eftersom tiden för händelsen är osäker. Riskutspädning behandlas i kapitel 10.

Skydd av miljön

Det finns i dag inget gränsvärde för exponering av djur och växter i SSM:s föreskrifter. Det finns heller inget internationellt samförstånd kring vilket gränsvärde som bör användas (se vidare diskussion i **Radionuklidtransportrapporten**[4]). I stället råder samförstånd om att använda en strategi där ett screeningvärde (eller intervall) tillämpas; om doshastigheter är förutspådda eller beräknas vara högre än ett sådant screeningvärde eller intervall antas att det finns en risk för negativa effekter på en population av organismer vilket motiverar en fortsatt analys.

Ett antal screeningvärden har föreslagits från ICRP och andra organisationer (US Department of Energy, IEAE och UNSCEAR) och från en serie EU-projekt (EPIC, FASSET, ERICA, PROTECT).

[4] Fetstil används här för att referera till huvudreferenser, se avsnitt 2.5.

För att denna analys skall vara konservativ har resultaten i allmänhet, jämförts med den mest begränsande screeningdosraten, 10 µGy/h, så som det används i ERICA-modellen (Beresford et al. 2007). Dock rekommenderar ICRP (ICRP 2014) vissa härledda aktuella referensbedömningsnivåer (DCRLs) som är lägre än ERICA:s screeningvärden. SKB har därför jämfört analysresultaten med DCRL-värden för de typer av organismer för vilka dessa är lägre än ERICA:s screeningvärden.

2.3.3 Överväganden avseende metodiken

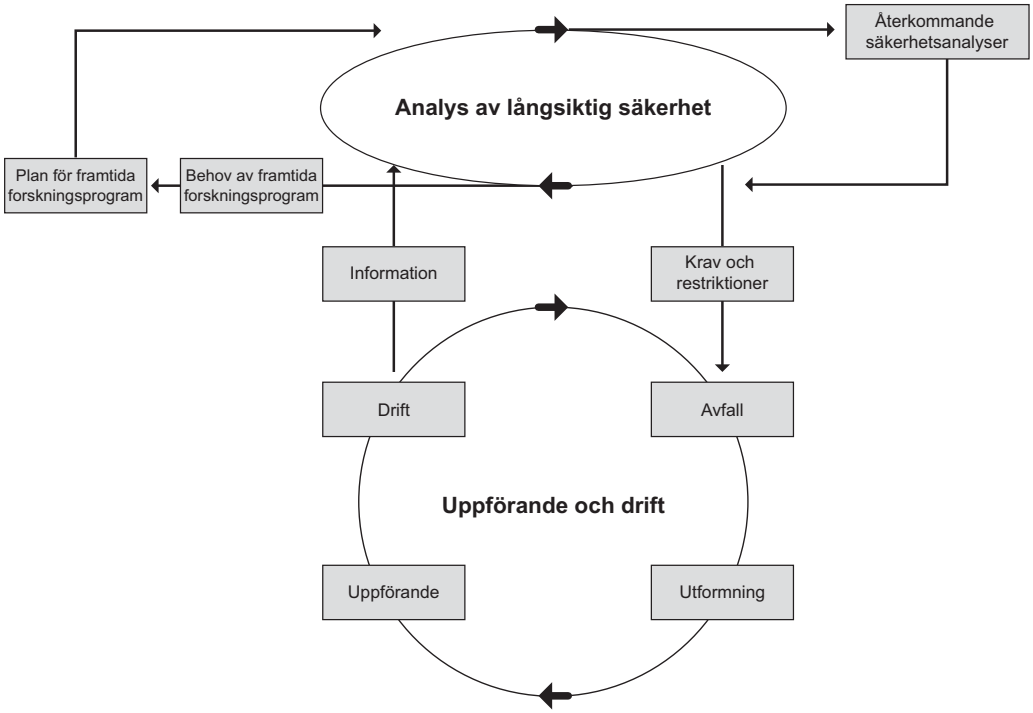
Den roll som analys av långsiktig säkerhet spelar för den iterativa process som pågår under projekterings-, uppförande- och driftskedena av ett slutförvar visas i figur 2-3. Föreliggande säkerhetsanalys baseras på avfallsvolymer och radioaktiviteter som presenteras i de rivningsstudier som genomförts för de svenska kärnkraftverken, prognoser av framtida driftavfall och en preliminär utformning av det utbyggda SFR. Ett resultat från säkerhetsanalysen är preliminära krav avseende uppförande och drift av förvaret.

Preliminära krav och begränsningar

I kapitel 11 redovisas preliminära krav på utformning och avfall baserat på utvärderingens resultat. Krav på och beskrivningar av avfallet kommer att förfinas och osäkerheter av betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet kommer således att minska. Dessutom kommer utformningen av förvaret att bli mer detaljerad och ytterligare anpassas till de krav som framkommer ur iterativa analyser av den långsiktiga säkerheten.

Information som används i den aktuella utvärderingen

Initialtillståndet redovisas i kapitel 4. Allteftersom planerna för avveckling av kärnkraftverken bli mer detaljerade, kommer rivningsstudierna och den information som ligger till grund för dessa att uppdateras tillsammans med inventariet vilket kommer att ge viktig information om initialtillståndet. Likaså kommer utformningen av förvaret att bli mer detaljerad och acceptanskriterierna för det framtida avfallet kommer att uppdateras och utvecklas.



Figur 2-3. *Den långsiktiga säkerhetsanalysens roll under projekterings-, uppförande- och driftskedet av förvaret. Uppförande och drift av SFR-anläggningen påverkar underlaget för analyserna av driftsäkerheten och den långsiktiga säkerheten för anläggningen. Som resultat av analyserna kan nya eller modifierade krav på utformning och avfall definieras. Detta i sin tur kan komma att påverka uppförandet och driften av förvaret.*

Tillsammans med information från rivningsstudier, prognoser av framtida driftavfall och en preliminär design är föreliggande säkerhetsanalys baserad på följande antaganden som måste beaktas av framtida acceptanskriterier för avfallet och tas i beaktande eller revideras i framtida projekteringssteg och säkerhetsanalyser av förvaret.

- Belastningen från svällande avfall kommer inte att skada kringgjutningsbruket och barriärerna i 1BMA och 2BMA.
- Mängden reaktiva metaller är så liten att barriärerna inte skadas av gas som i huvudsak bildas genom metallkorrosion.
- pH i BMA upprätthålls på en nivå så att mikrobiell nedbrytning av C-14-innehållande avfall hålls så låg att frigörelse av C-14 som metangas inte kommer att vara en dominerande transportväg.
- Mängden cellulosa i avfallet är begränsad. Skälet till detta är att mängden cellulosa inte bör ge upphov till så höga halter av det komplexbildande ämnet isosackarinat (ISA) att det menligt påverkar sorption av radionuklider.
- Det finns en pågående dialog om radionuklidinventariet i S.14-avfall mellan SKB och SSM. I föreliggande analys tas S.14-avfallet i 1BLA och informationen om radionuklider och material som används som indata, från SKB:s avfallsdatabas, där dokumentation av avfall som deponeras i SFR lagras.

Ytterligare en utgångspunkt för säkerhetsanalysen är att initialtillståndet för 1BMA, vilket bygger på ett antal åtgärder som ska vidtas i enlighet med **Initialtillståndsrapporten**, faktiskt kan uppnås.

Behov av framtida FoU

Frågeställningar för fortsatt forskning som identifierats under arbetet med säkerhetsanalysen presenteras i kapitel 11. Dessa ger viktig återkoppling och indata till SKB:s Fud-program.

Återkommande säkerhetsanalyser

Detta dokumentet tillsammans med driftsäkerhetsanalysen utgör den första preliminära säkerhetsredovisningen (F-PSAR) för det utbyggda SFR. Det är en del av SKB:s ansökan om att bygga ut och driva SFR. Efter att regeringen har gett tillstånd, ska SKB ta fram en PSAR och lämna den till SSM. SSM måste godkänna PSAR innan SFR-utbyggnaden kan börja byggas. PSAR måste sedan uppdateras (SAR) och godkännas av SSM innan provdrift respektive rutinmässig drift kan påbörjas. Efter det ska säkerhetsredovisningen regelbundet uppdateras under driftskedet (SSMFS 2008:1). Innan förslutning av förvaret ska den förnyas och genomgå en säkerhetsgranskning (SSMFS 2008:21).

2.3.4 Bästa möjliga teknik och optimering

Enligt föreskrifterna måste en tillståndsansökan om ett slutförvar behandla frågan om optimering samt bästa möjliga teknik (BAT) för att hålla stråldoserna till människor så låga som rimligen kan uppnås. Den allmänna redogörelsen för hur bästa möjliga teknik (BAT) ska hanteras ges i en särskild bilaga till tillståndsansökningen (SKBdoc 1415420). För att uppfylla föreskrifterna om långsiktig säkerhet som utfärdats av SSM behöver vissa aspekter av hur bästa möjliga teknik (BAT) tillämpats redovisas i analysen av den långsiktiga säkerheten. Överlag är användandet av bästa möjliga teknik (BAT) en bred fråga och de säkerhetsrelaterade frågeställningarna är starkt relaterade till placeringen av förvaret och utformningen av dess olika delar.

Föreskrifterna kräver att bästa möjliga teknik (BAT) används och att komponenter för lokalisering, projektering, uppförande och drift av slutförvaret och tillhörande system väljs för att *förhindra, begränsa och fördröja* utsläpp från både tekniska och geologiska barriärer så långt som det rimligen kan åstadkommas. Vad som betraktas som rimligt diskuteras i en särskild bilaga till tillståndsansökningarna (SKBdoc 1415420). Faktorer som är av betydelse för fördröjning av uttransport av radionuklider inkluderar vilka mängder cellulosa som kan anses vara rimliga, vilka mängder gasproducerande material som kan vara tillåtna utan att orsaka barriärerna skada, osv. För att förvaret ska betraktas som ett *förvar för kortlivat avfall* måste även krav ställas på vilka mängder långlivade radionuklider som kan accepteras i förvaret. Förutom en diskussion avseende bästa möjliga teknik (BAT)

och rimlighet kan antaganden som görs i analysen resultera i krav på utformning och på avfallet. Figur 2-3 illustrerar denna iterativa process där konstruktions- och driftsrutinerna baseras på kraven på den långsiktiga säkerheten för anläggningen. Frågan om optimering i den långsiktiga säkerhetsanalysen är nära kopplad till utvärderingen av doser och risker efter förslutning, samt återkopplingen från analysen av förvarets utformning. Bästa möjliga teknik och optimering diskuteras vidare i kapitel 11.

2.4 Metodik i tio steg

Den metodik som tillämpas i den lång siktiga säkerhetsanalysen SR-PSU består av tio huvudsteg vilka beskrivs nedan. Metodiken för analysarbetet har vidareutvecklats sedan den senaste säkerhetsanalysen för SFR, SAR 08 (SKB 2008a), och överensstämmer i rimlig omfattning med den metodik som används i säkerhetsanalysen för slutförvaret för använt kärnbränsle, SR-Site (SKB 2011). En schematisk bild av de tio stegen visas i figur 2-4.

2.4.1 Steg 1: Hantering av FEP

Första steget i säkerhetsanalysen är att identifiera alla faktorer som måste beaktas för att man ska få en god förståelse för förvarets utveckling och säkerhet. Detta görs genom en sållning av potentiellt viktiga egenskaper, händelser och processer (FEP). Erfarenheter från tidigare säkerhetsanalyser för SFR, inklusive SAR 08, och internationella databaser över relevanta FEP som påverkar långsiktig säkerhet, utnyttjas för detta. SKB har en FEP-databas som ursprungligen utvecklades för ett förvar av använt kärnbränsle. Denna databas har, genom implementering av SR-PSU, vidareutvecklats till att omfatta även SFR.

De flesta FEP i denna databas klassas som i) FEP för initialtillstånd, ii) FEP för interna processer eller iii) externa FEP. Återstående FEP är antingen relaterade till analysmetodiken i allmänhet eller har befunnits vara irrelevanta för SFR. Utifrån resultaten av FEP-hanteringen har en särskild FEP-katalog för SFR sammanställts. Den innehåller de FEP som ska behandlas vidare i SR-PSU.

Detta steg med hantering av FEP beskrivs vidare i kapitel 3 och i **FEP-rapporten**.

2.4.2 Steg 2: Beskrivning av initialtillstånd

Initialtillståndet är definierat som det förväntade tillståndet för förvaret och dess omgivning vid förslutning. Initialtillståndet är grundläggande för säkerhetsanalysen och kräver en omfattande dokumentation. Initialtillståndet för den del av förvaret som i dagsläget är i drift (SFR 1) är baserat på verifierade och dokumenterade egenskaper hos avfallet och förvaret och en bedömning av hur dessa kommer att förändras fram till tiden för förslutning medan initialtillståndet för utbyggnaden (SFR 3) huvudsakligen är baserat på referensutformningen och den nuvarande avfallsprognosen, se **Initialtillståndsrapporten**. Förvarets omgivning vid förslutning antas likna dagens, så som det beskrivs i en platsbeskrivande modell, SDM-PSU (SKB 2013e), och i **Biosfärens syntesrapport**. SDM-PSU baseras på resultaten av det platskarakteriseringsarbete som utförts under platsundersökningarna och innefattar data från berggrunden och ytsystemet. En sammanfattning av förvarssystemets initialtillstånd ges i kapitel 4.

Den FEP-hantering som genomfördes i Steg 1 resulterade i identifiering av ett antal relevanta FEP, relaterade till initialtillståndet. De täcks in i beskrivningen av initialtillståndet. Det finns också FEP som relaterar till eventuella avvikelser från initialtillståndet och som kräver separata analyser. Dessa diskuteras i avsnitt 3.3.

2.4.3 Steg 3: Beskrivning av externa förhållanden

Faktorer relaterade till de externa förhållandena delas upp i tre kategorier: ”klimat och klimatrelaterade frågor”, ”storskaliga geologiska processer och effekter” samt ”framtida mänskliga handlingar (FHA)”.

Den viktigaste delen av beskrivningen av de externa förhållandena är formulering av väl underbyggda framtida utvecklingar av klimat och klimatrelaterade processer. Dessa utvecklingar är baserade på aktuell vetenskaplig kunskap om jordens klimat. I säkerhetsanalysen ingår fyra klimatutvecklingar, eller klimatfall.

Klimatfallet med global uppvärmning beskriver en klimatutveckling som påverkas av måttlig global uppvärmning i kombination med små variationer i instrålning.

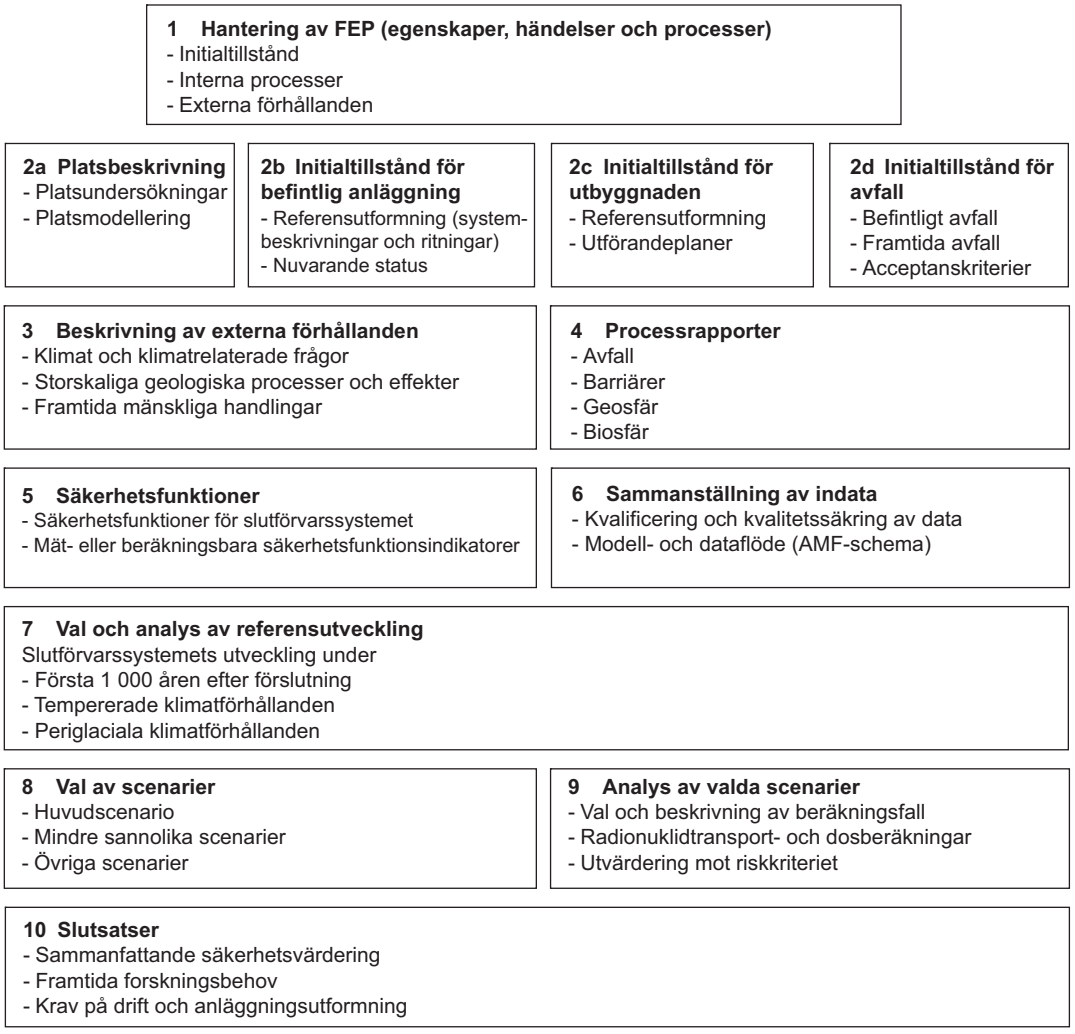
Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat beskriver en begränsad global uppvärmning. Detta klimatfall omfattar den första möjliga tidpunkten för förekomst av permafrostutveckling i Forsmark.

Klimatfallet med förlängd global uppvärmning beskriver en betydande global uppvärmning och är det gränssättande fallet för en maximal period med tempererade klimatförhållanden.

Klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel är en rekonstruktion av den senaste glaciationscykeln och representerar ett klimat som helt domineras av naturliga klimatvariationer. Denna utveckling omfattar utbredning av inlandsis.

Detta steg dokumenteras huvudsakligen i **Klimatrapporten** och stödjer analyserna av referensutvecklingen som beskrivs i Steg 7.

Framtida mänskliga handlingar analyseras genom att man först identifierar de FEP som är relevanta vid förvarsplatsen. De FEP som identifieras används sedan för att sätta upp stiliserade scenarier för FHA, av vilka några analyseras kvantitativt och andra kvalitativt. FHA-metodiken och scenarierna beskrivs i **FHA-rapporten** och de stiliserade scenarierna beskrivs i kapitel 7.



Figur 2-4. *Översikt över de tio stegen i den metodik som används i den långsiktiga säkerhetsanalysen SR-PSU.*

2.4.4 Steg 4: Beskrivning av interna processer

FEP-hanteringen (Steg 1) gav upphov till ett antal processer som bedöms vara relevanta för utveckling av förvarssystemet. Alla processer som bedömts vara av potentiell betydelse för den långsiktiga säkerheten i förvarssystemet beskrivs i **Processrapport avfall**, **Processrapport tekniska barriärer**, **Processrapport geosfär, Biosfärens syntesrapport** och SKB (2013c).

Varje process dokumenteras i processrapporterna enligt en mall med ett antal förutbestämda rubriker. I slutet av processdokumentationen fastställs hur processen ska behandlas i säkerhetsanalysen, ett centralt resultat av processrapporterna. Processrapporterna tillhandahåller således ett ”recept” för att hantera de olika processerna i analysen.

Hanteringen av samtliga processer i processrapporterna sammanfattas i tabeller som beskriver om en process kan försummas, om en kvalitativ bedömning görs, eller om den hanteras genom kvantitativ modellering. Dessa tabeller återges också i bilaga F.

Flera av processerna hanteras genom kvantitativ modellering, där varje modell, i allmänhet, omfattar flera interagerande processer som ofta förekommer i olika delar av förvarssystemet och därför beskrivs i olika processrapporter.

Modellerna bildar ett nätverk, där resultaten från en modell används som indata i en annan. Nätverket av modeller beskrivs grafiskt genom ett modell- och dataflödesschema (AMF, Assessment model flowchart, se bilaga G) och en tillhörande AMF-tabell som kopplar samman processerna i processtabellerna, modellerna i AMF-schemat och rapporteringen av modelleringen i denna huvudrapport. Ytterligare beskrivning av sammanställningen av processrapporterna och de resulterande processtabellerna, AMF-schemat och AMF-tabellen, ges i avsnitt 3.3 och bilaga G.

Såsom nämnts i avsnitt 2.3 påverkas förvarssystemet i händelse av tillväxt och tillbakadragande av inlandsis ovanför SFR i sådan grad att det inte kan beskrivas och analyseras i detalj. Därför utvärderas det fall då inlandsis utvecklas och utvärderingen av förvarssystemet därefter på ett förenklat sätt i SR-PSU.

2.4.5 Steg 5: Definition av säkerhetsfunktioner

Ett centralt inslag i metodiken är definitionen av säkerhetsfunktioner. Säkerhetsfunktionerna beskriver den långsiktiga funktionen av förvaret och dess komponenter och är ett hjälpmedel vid scenarioformulering.

Detta steg består i att identifiera och beskriva förvarssystemets säkerhetsfunktioner och hur dessa kan utvärderas med hjälp av ett antal säkerhetsfunktionsindikatorer som består av mätbara eller beräkningsbara egenskaper hos avfallet, de tekniska barriärerna och geosfären.

Som tidigare beskrivits (se avsnitt 2.1.2), finns det två övergripande säkerhetsprinciper för SFR – *Begränsad mängd långlivade radionuklider* och *Fördröjning av uttransport av radionuklider*. De övergripande säkerhetsprinciperna bryts ner och beskrivs i form av ett antal säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer i kapitel 5. Ett exempel är den bentonit som omger silon, vilken bidrar till fördröjning av uttransport av radionuklider genom att begränsa vattenflödet genom avfallet och därmed transporten av radionuklider från förvaret. Motsvarande säkerhetsfunktion är förmågan att begränsa advektiv transport och säkerhetsfunktionsindikatorn är bentonitens hydrauliska konduktivitet. Det faktum att en säkerhetsfunktion avviker från sin förväntade status betyder inte nödvändigtvis att förvaret inte uppfyller föreskrifternas krav, utan snarare att en mer djupgående analys av frågan och ytterligare data behövs för att utvärdera säkerheten.

2.4.6 Steg 6: Sammanställning av indata

I detta steg väljs alla data som ska användas för kvantifiering av förvarsutveckling samt för radionuklidtransport- och dosberäkningar i en strukturerad process.

Valet av data bestäms av de förhållanden som råder under den relevanta perioden, på samma sätt som de identifierade säkerhetsfunktionerna och deras livslängd med avseende på tillämpbarhet, så som redovisas i **Datarapporten** och Grolander (2013). Dessa rapporter beskriver hur data som är viktiga för den långsiktiga säkerhetsanalysen av SFR-förvaret väljs ut, motiveras och kvalificeras genom spårbara standardiserade rutiner.

Dessutom finns i denna säkerhetsanalys ytterligare en rapport, **Indatarapporten**, där de data som används i de olika analysaktiviteterna och som är kopplade till senare metodiksteg sammanställs.

2.4.7 Steg 7: Analys av referensutveckling

I detta steg utvärderas de externa förhållanden och interna processer som i tidigare steg bedömts vara av betydelse för utvecklingen av förvaret och dess omgivning. För detta ändamål har en referensutveckling definierats med en uppsättning av möjliga framtida utvecklingar av förvarssystemet i SFR baserat på sannolika processer och händelser relevanta för SFR:s långsiktiga säkerhet. Detta steg beskrivs i kapitel 6. Initialtillståndet (Steg 2) tillsammans med de externa förhållandena (Steg 3) och de interna processer (Steg 4) som sannolikt kan komma att påverka utvecklingen utgör underlag för referensutvecklingen.

Beskrivningen av referensutvecklingen av SFR och dess omgivning har delats in i tre delar. Den första delen är utvecklingen fram till omkring tusen år efter förslutning under vilken tid klimatet förväntas förbli tempererat och de tekniska barriärerna förväntas behålla sina egenskaper. Denna tidiga utveckling baseras på kvantitativa analyser och beskrivs detaljerat så som krävs i föreskriften (SSMFS 2008:37). Under återstående tid fram till omkring 100 000 år efter förslutning förväntas klimatet förändras, strandlinjen förflyttas avsevärt och de tekniska barriärerna brytas ned. Beskrivningen av utvecklingen för denna period har delats in i en del, som behandlar den inverkan på förvaret som processer och händelser som sannolikt kommer att inträffa under tempererade klimatförhållanden kan ha och en andra del, som behandlar den inverkan på förvaret som processer och händelser som sannolikt kommer att inträffa under periglaciala klimatförhållanden kan ha.

2.4.8 Steg 8: Val av scenarier

SSM:s föreskrifter SSMFS 2008:21 kräver att olika scenarier används för att beskriva framtida möjliga utvecklingar av förvaret och att det bland dessa ska finnas ett huvudscenario som tar hänsyn till de mest troliga förändringarna av förvaret och dess omgivning. De allmänna råden till SSMFS 2008:21 beskriver tre olika kategorier av scenarier:

- huvudscenario,
- mindre sannolika scenarier,
- ytterligare scenarier och restscenarier.

Urval och beskrivning av scenarier presenteras i kapitel 7. Beskrivningarna innehåller information om statusen hos säkerhetsfunktionsindikatorerna. Huvudscenariot är baserat på den troliga utvecklingen av yttre betingelser och realistiska, eller, där så är motiverat, konservativa antaganden om de inre betingelserna, så som det beskrivs i referensutvecklingen (Steg 7). Det är också baserat på det initialtillstånd som anges i kapitel 4 (Steg 2). Sammanfattningsvis kommer beskrivningen av huvudscenariot att utgöras av beskrivningar av yttre förhållanden, utvecklingarna av geosfären, förvaret och ytsystemet samt erforderliga data och det tillvägagångssätt som valts för radionuklidtransportmodellering.

Baserat på referensutvecklingen väljs ett antal mindre sannolika scenarier som kan vara av betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet. Scenarierna väljs ut genom att gå igenom tänkbara förlopp som leder till att en säkerhetsfunktion (redovisade i tabell 5-3) inte upprätthålls. Detta görs genom att bedöma osäkerheter i initialtillståndet, de interna processerna och de externa förhållandena för att avgöra om det finns en risk att säkerhetsfunktionens status avviker från den i huvudscenariot på ett sådant sätt att den antyder en lägre grad av säkerhet. På så vis identifieras ett antal alternativa utvecklingar av förvarssystemet som bedöms vara av betydelse för förvarets långsiktiga funktion. Urvalet och beskrivningarna av de mindre sannolika scenarierna finns i kapitel 7.

Uppsättningen restscenarier består av de scenarier som valts för att belysa betydelsen av enskilda barriärer och barriärfunktioner, exponering till följd av mänskliga handlingar (t ex intrång i förvaret), konsekvenserna avett ej förslutet förvar, och konsekvenserna av externa förhållanden inom det intervall som definieras av de SR-PSU-klimatfall som inte ingår i huvudscenariot. Restscenarierna analyseras oberoende av deras sannolikhet.

2.4.9 Steg 9: Analys av valda scenarier

Urval och beskrivning av beräkningsfall

För att bedöma radiologiska konsekvenser måste scenarierna utvärderas med hjälp av beräkningsfall som analyseras med matematiska modeller. Det sätt på vilket beräkningsfallen definieras och ställs upp beskrivs kortfattat i detta steg, se vidare kapitel 8.

Beräkningsfallen har delats in i grupper, vilka motsvarar de tre kategorierna av scenarier: huvudscenario, mindre sannolika scenarier och restscenarier, samt kombinationer av scenarier.

Radionuklidtransport- och dosberäkningar

Detta steg omfattar den kvantitativa beräkningen av radionuklidtransport från förvaret (närzonen) genom berget (geosfären/fjärrzonen) till ytsystemet (biosfären) och utvärdering av de doser som människor och biota kan ådra sig från exponering orsakad av radionuklider från förvaret, se kapitel 9 och **Radionuklidtransportrapporten**.

Indata till beräkningarna väljs ut i detta steg. En osäkerhetsanalys utförs för vissa indata som i den tidigare säkerhetsanalysen, SAR 08, bedömts vara av betydelse för resultaten. Denna osäkerhetsanalys ger ett intervall eller en fördelning av parametervärden som används i probabilistiska beräkningar.

Utvärdering mot riskkriteriet

Risken uppskattas för huvudscenariot och för de mindre sannolika scenarierna, se kapitel 10. Risken för ett scenario beräknas genom att multiplicera sannolikheten för scenariot med den beräknade doskonsekvensen. Den beräknade risken jämförs med SSM:s riskkriterium, se vidare Steg 10. Huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna ingår i summeringen av risken för förvaret.

I enlighet med myndigheternas krav väljs en uppsättning restscenarier, så som beskrivs i Steg 8. Enligt föreskrifter och allmänna råd görs inga sannolikhetsuppskattningar för dessa scenarier och de ingår inte heller i summeringen av risken för förvaret.

2.4.10 Steg 10: Slutsatser

Sammanfattande säkerhetsvärdering

Analysen av den långsiktiga säkerheten av SFR bygger på en samlad utvärdering av både kvantitativa och kvalitativa resultat. Beräknade doser och riskuppskattningar jämförs med fastställda kriterier i SSM:s föreskrifter. Den långsiktiga skyddsförmågan hos förvarets olika komponenter, inklusive avfallet och berget, utvärderas på grundval av resultaten från analysen av förvarets utveckling, se kapitel 11.

Framtida forskningsbehov och krav på drifts- och anläggningsutformning

Eftersom resultatet av säkerhetsanalysen är beroende av att förvarssystemets initialtillstånd analyseras och på förståelsen av de interna och externa processerna baseras diskussionen om tilltron till resultaten även på tilltron till beskrivningen av initialtillståndet och på förståelsen av de processer som verkar i systemet.

För att säkerhetsanalysen ska vara giltig måste driften av förvaret säkerställa att förvarssystemet vid förslutning kommer att motsvara det antagna initialtillståndet i säkerhetsanalysen. Detta uppnås genom att det formuleras krav på bland annat konstruktioner och avfall.

För att fördjupa förståelsen och minska osäkerheter kommer ytterligare forskning att behövas. För att minska osäkerheter i initialtillståndet för utbyggnaden och ofyllda delar av den befintliga anläggningen kan säkerhetsanalysen ställa krav på utförande och utformning. Krav kan även behöva formuleras gällande avfallets egenskaper.

2.5 Rapporthierarki i säkerhetsanalysen SR-PSU

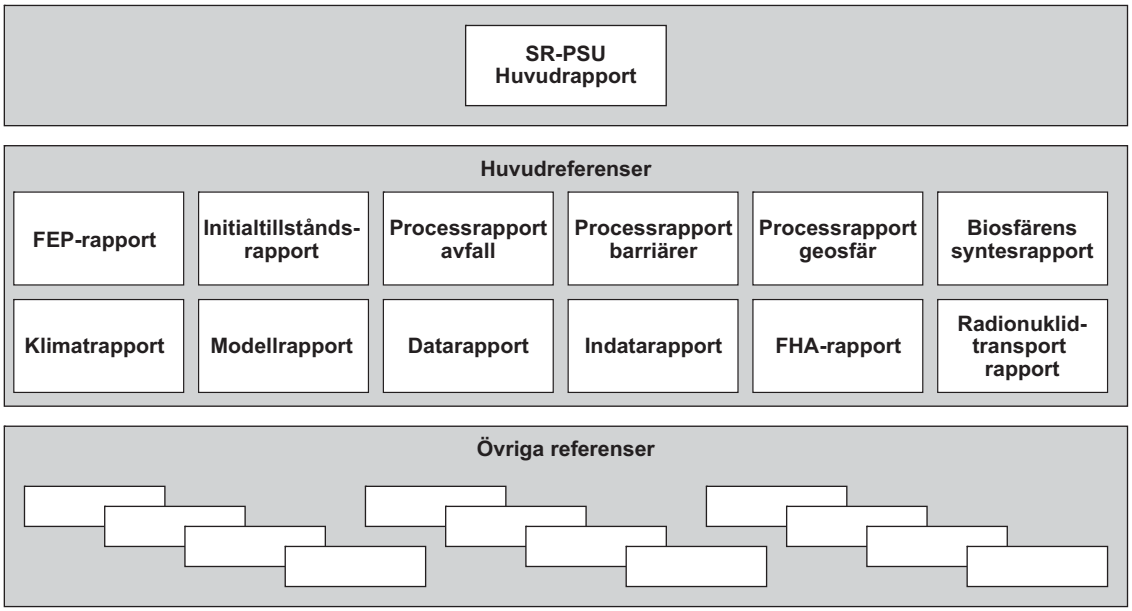
Metodiken återspeglas i huvudrapportens struktur. Flera av de steg som är centrala för slutsatserna och analyserna i denna huvudrapport beskrivs mer utförligt i särskilda rapporter. Tabell 2-1 presenterar dessa huvudreferenser samt förkortningar med vilka de identifieras i texten **(förkortade namn i fetstil)**. Denna huvudrapport är, tillsammans med de tolv huvudreferenserna, en del av ansökan för utbyggnad och fortsatta drift av SFR.

Det finns ytterligare ett stort antal referenser. Dessa omfattar dokument som skapats i SR-PSU, men även dokument framtagna utanför projektet, antingen av SKB eller motsvarande organisationer samt i den vetenskapliga litteraturen. Övriga publikationer och dokument hänvisas till på vanligt vis.

En schematisk illustration av säkerhetsanalysdokumentet visas i figur 2-5.

Visualisering av analysaktiviteter

Ett modell- och dataflödesschema (AMF) har använts för att schematiskt representera analysaktiviteter (modeller) och data som skickas mellan analysaktiviteterna. Flödesschemat (bilaga G) visar hur dessa aktiviteter är kopplade till varandra. Utöver modellerna i flödesschemat har ytterligare beräkningar utförts, såsom förbehandling av indata och efterbearbetning av resultaten.



Figur 2-5. *Rapporthierarkin för säkerhetsanalysen, inklusive huvudrapport, huvudreferenser och övriga referenser i den långsiktiga säkerhetsanalysen SR-PSU. Övriga referenser ger antingen stöd till huvudrapporten eller till någon av huvudreferenserna.*

Tabell 2-1. Huvudreferenser i SR-PSU. Alla dessa rapporter är tillgängliga via www.skb.se.

Förkortning som används vid hänvisning i denna rapport	Text i referensförteckningen	Kommentar om innehåll
Processrapport barriärer	**Processrapport barriärer**, **2014**. Engineered barrier process report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver den aktuella vetenskapliga förståelsen av de processer i de tekniska barriärerna som i FEP-behandlingen identifierats som potentiellt relevanta för förvarets långsiktiga säkerhet. I processrapporten ges anledningar till varför varje process hanteras på ett särskilt sätt i säkerhetsanalysen.
Biosfärens syntesrapport	**Biosfärens syntesrapport**, **2014**. Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver hanteringen av biosfären i säkerhetsanalysen. Rapporten sammanfattar platsbeskrivningen och landskapsutvecklingen, FEP-hanteringen, exponeringsvägsanalysen, radionuklidmodellen för biosfären, ingående parametrar och biosfärens beräkningsfall och beräkningsresultat.
Klimatrapport	**Klimatrapport**, **2014**. Climate and climate-related issues for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-13-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver den aktuella vetenskapliga förståelsen av de klimat- och klimatrelaterade processer som har identifierats i FEP-hanteringen som potentiellt relevanta för förvarets långsiktiga säkerhet. Rapporten beskriver även de klimatfall som analyseras i säkerhetsanalysen.
Datarapport	**Datarapport, 2014.** Data report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-10, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Kvalificerar data och beskriver hur data, inklusive osäkerheter, som används i säkerhetsanalysen är kvalitetssäkrade.
FEP-rapport	**FEP-rapport, 2014.** FEP report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver upprättandet av en katalog över egenskaper, händelser och processer (FEP) som potentiellt är av betydelse i bedömandet av förvarets långsiktiga funktion.
FHA-rapport	**FHA-rapport**, **2014**. Handling of future human actions in the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver radiologiska konsekvenser av framtida mänskliga handlingar (FHA) som analyseras separat från huvudscenariot.
Processrapport geosfär	**Processrapport geosfär**, **2014**. Geosphere process report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver den aktuella vetenskapliga förståelsen av processer i geosfären som identifierats i FEP-hanteringen som potentiellt relevanta för förvarets långsiktiga säkerhet. I processrapporten ges anledningarna till varför varje process hanteras på ett särskilt sätt i säkerhetsanalysen.
Initialtillståndsrapport	**Initialtillståndsrapport**, **2014**. Initial state report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver de förhållanden (tillstånd) som råder i SFR vid förslutning. Initialtillståndet baseras på verifierade och dokumenterade egenskaper hos förvaret och en bedömning av utvecklingen under tiden fram till förslutning.
Indatarapport	**Indatarapport**, **2014**. Input data report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver aktiviteterna som utförs inom Säkerhetsanalysen SR-PSU och de indata som används för att genomföra dessa aktiviteter.
Modellrapport	**Modellrapport**, **2014**. Model summary report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver de programvaror som används i analysen.
Radionuklidtransport-rapport	**Radionuklidtransportrapport**, **2014**. Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver de radionuklidtransportberäkningarna som genomfördes i syfte att demonstrera kravuppfyllelse med avseende på radiologisk risk.
Processrapport avfall	**Processrapport avfall, 2014.** Waste form and packaging process report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.	Beskriver den aktuella vetenskapliga förståelsen av de processer i avfallet och dess behållare som har identifierats i FEP-hanteringen som potentiellt relevanta för förvarets långsiktiga säkerhet. I processrapporten ges anledningarna till varför varje process hanteras på ett särskilt sätt i säkerhetsanalysen.

2.6 Osäkerheter

2.6.1 Föreskrifternas krav

De allmänna råden till SSMFS 2008:21 säger följande om osäkerheter:

- *Brist på kunskap och andra ovissheter i beräkningsförutsättningarna (antaganden, modeller, data) benämns i detta sammanhang* ***osäkerheter****. Dessa osäkerheter kan indelas i:*
- *scenarioosäkerhet: osäkerhet i yttre och inre betingelser med avseende på slag, grad och tidsföljd,*
- *systemosäkerhet: osäkerhet i fullständighet vid beskrivningen av det system av förhållanden, händelser och processer som används vid analysen av både enskilda barriärfunktioner och funktionen hos slutförvaret i sin helhet,*
- *modellosäkerhet: osäkerhet i de beräkningsmodeller som används i analysen,*
- *parameterosäkerhet: osäkerhet i de parametervärden (ingångsdata) som används vid beräkningarna,*
- *rumslig variation hos de parametrar som används för att beskriva bergets barriärfunktioner (främst vad gäller vattenströmning, mekaniska och kemiska förhållanden).*

Det finns ofta inga klara gränslinjer mellan de olika slagen av osäkerheter. Det viktiga är att osäkerheterna beskrivs och hanteras på ett konsistent och strukturerat sätt.

Utvärderingen av osäkerheter är en viktig del av säkerhetsanalysen. Detta innebär att osäkerheter bör diskuteras och beaktas ingående såväl vid val av beräkningsfall, beräkningsmodeller och parametervärden som vid bedömning av beräkningsresultat.

2.6.2 Hantering av osäkerheter i föreliggande analys

Det är viktigt att kunna stödja alla påståenden och antaganden i analysen med vetenskapliga och tekniska argument för att ge trovärdighet åt de beräknade resultaten. Att påvisa kunskap om och förståelse av slutförvarssystemet och dess utveckling är en viktig del av alla säkerhetsanalyser.

Initialtillståndet, tillsammans med de interna processerna och externa förhållanden, bestämmer den framtida utvecklingen av förvaret och dess omgivning. Osäkerheter i beskrivningarna och förståelsen av dessa faktorer kommer alltid att bestå. Därför är alla aspekter av den framtida utvecklingen av förvarssystemet och därmed säkerhetsanalysen, förenade med osäkerhet. Hur dessa osäkerheter hanteras är därför av central betydelse i alla säkerhetsanalyser.

Tilltro till beräkningsmodellernas resultat är viktig, eftersom bedömningen av de radiologiska konsekvenserna av förvaret är baserad på dessa resultat. De data som ligger till grund för en säkerhetsanalys är alltid förknippade med brister av olika slag. För att uttrycka det enkelt står vi inför uppgiften att visa att förvaret har utformats med tillräckliga marginaler för att vara säkert trots den ofullständiga kunskap som finns tillgänglig. Tilltro till resultaten beror på hur metodiskt eventuella osäkerheter och brister har kunnat hanteras.

Brister kan vara av kvalitativ eller kvantitativ natur. Kvalitativa brister rör till exempel frågor om fullständighet: Har alla processer som påverkar förvarets utveckling identifierats? Har alla typer av externa processer täckts in i valet av scenarier? Andra frågor är kvantitativa: Hur väl kan initialtillståndet bestämmas? Hur väl kan olika processer kvantifieras, till exempel betongdegradering eller grundvattenflöde? Dessa frågor är speciellt viktiga för analysen av radionuklidtransport, vilken har en direkt betydelse för analysen av förvarets säkerhet. Beräkningar av radionuklidtransport hanterar mängder av indata som kan vara förknippade med osäkerheter i varierande grad. Osäkerhetshantering innebär att redovisa de osäkerheter och brister som är förknippade med de data som ligger till grund för analysen och att hantera dem i genomförandet av analysen.

Hanteringen av osäkerheter i den nuvarande säkerhetsanalysen beskrivs nedan:

- Fullständighet i identifieringen av FEP och valet av scenarier; adresserar systemosäkerhet och scenarioosäkerhet.

- Konceptuell osäkerhet; adresserar osäkerhet med avseende på modellvariation och rumslig variation.
- Osäkerheter i indata för beräkningar av radionuklidtransport; adresserar parameterosäkerheter och rumslig variabilitet.

Fullständighet i identifiering av FEP och val av scenarier

Det är inte möjligt att garantera att alla viktiga egenskaper, händelser och processer har identifierats. Det är i stället nödvändigt att bedöma huruvida omfattningen av identifieringen är tillräcklig för säkerhetsanalysens behov.

Arbetet med att identifiera egenskaper, händelser och processer har utförts systematiskt genom en genomgång av SKB:s listor av FEP samt internationella listor av FEP för att så långt som möjligt, säkerställa att alla relevanta FEP beaktas. De insatser som ligger till grund för försöken att få en heltäckande identifiering och beskrivning av FEP beskrivs i kapitel 3.

Det är inte möjligt att garantera ett heltäckande urval av scenarier. För att så långt som möjligt säkerställa att alla relevanta scenarier har identifierats har de säkerhetsfunktioner som identifierats för SFR använts.

Den faktagranskning som har genomförts av experter inom området säkerhetsanalys är också ett viktigt led i strävan efter fullständighet.

Konceptuell osäkerhet och modellosäkerhet

Termen ”konceptuell osäkerhet” refererar till de osäkerheter som uppstår ur en bristande förståelse av en process, såväl som de osäkerheter som resulterar ur det faktum att en matematisk modell inte korrekt beskriver en process (för vilken det ändå kan finnas en god grundläggande förståelse).

Förståelsen av varje process som identifierats baseras på ett stort antal underlagsrapporter, i synnerhet på de olika **Processrapporterna**. Syftet är att beskriva alla processer så realistiskt som möjligt. Där realistiska antaganden inte kan underbyggas till följd av en bristfällig förståelse av processens inverkan görs antaganden så att konsekvenserna av processer som är ogynnsamma för förvarets funktion övervärderas och omvänt, så att konsekvenserna av gynnsamma processer försummas. Till exempel i BLA, där okonditionerat lågaktivt avfall deponeras, styrs nedbrytningen och omvandlingen av avfallet av flera komplexa processer och interaktioner. I stället för att försöka beskriva dessa processer i detalj, görs det förenklande antagandet att avfallet inte bidrar till fördröjning av uttransport av radionuklider.

Osäkerheter i indata för beräkningar av radionuklidtransport

För att belysa osäkerheter i indata, har probabilistiska beräkningar genomförts för hydrogeologi, radionuklidtransport och dos.

De data som används specifikt för beräkningar av radionuklidtransport och dos har hämtats från **Datarapporten** och (Grolander 2013). En sammanställning av alla data som används i analysen presenteras i **Indatarapporten**.

Dataurvalet följer följande principer:

- dataurvalet grundar sig i huvudsak på de olika analyserna av förvarets utveckling och på beskrivningen av initialtillståndet,
- val av data ska motiveras antingen direkt eller genom referenser till annan granskad litteratur,
- om samma parameter används i olika analyser, bör samma parametervärden normalt användas – om olika data används bör skälen till detta förklaras,
- dataosäkerheterna bör alltid diskuteras och kvantifieras, om möjligt,
- data med kvantifierade osäkerheter bör om möjligt användas för probabilistiska beräkningar – om det inte finns några kvantifierade osäkerheter bör realistiska data användas och, där det är befogat, pessimistiska uppskattningar.

2.7 Dokumentation och kvalitetssäkring

Den nuvarande säkerhetsanalysen har utförts i enlighet med SKB:s kvalitetsstyrningssystem.

Det aktuella dokumentet, dess huvudreferenser och ytterligare referenser publicerade av SKB har genomgått sakgranskning i enlighet med SKB:s instruktioner. De acceptanskriterier på vilka granskningen baseras ges i de granskningsplaner som tagits fram för projektet. Alla delar av granskningen är dokumenterade på ett spårbart sätt i enlighet med föreskrifternas krav.

För att säkerställa att säkerhetsanalysen uppfyller alla krav på långsiktig säkerhet i föreskrifter eller beslut från myndigheter har projektet arbetat med fyra dokument som definierar kraven. Dessa dokument listar kraven i föreskrifterna respektive besluten. Projektet har arbetat med dessa listor för att säkerställa att alla krav uppfylls och för att demonstrera kravuppfyllelsen för myndigheterna. Resultaten presenteras i bilagorna A till D.

Ett stort antal underlagsrapporter har tagits fram inom säkerhetsanalysprojektet. I de fall då SKB står som rapportens författare presenteras författare, för hela rapporten eller enskilda kapitel, i rapporten. Varje rapport skriven inom projektet har genomgått sakgranskning av experter. Kommentarer från dessa granskningar dokumenteras i SKB:s dokumenthanteringssystem.

Ett flertal styrdokument har tagits fram i enlighet med fastställda rutiner för projektledning och säkerhetsgranskning. Dessa styrdokument sammanfattas i tabell 2-2.

Tabell 2-2. Styrdokument för SR-PSU.

Objekt	Språk
Projektbeslut	Svenska
Projektplan	Svenska
Kvalitetsplan för SFR Utbyggnadsprojekt	Svenska
Dokumenthanteringsplan SFR Utbyggnadsprojekt	Svenska
Instruktion för kvalificering av ”gamla” referenser	Engelska
Kvalitetsplan för SR-PSU	Engelska
Instruktioner för framtagning av processbeskrivningar i SR-PSU	Engelska
Instruktioner för utveckling och hantering av SKB:s FEP-databas – Version SR-PSU	Engelska
Instruktion för modellrapport för SR-PSU	Engelska
Att leverera data för SR-PSU Datarapport	Engelska
Instruktion för användning av preliminära data i beräkningar eller modellering i SR-PSU	Engelska
Instruktion för kvalitetssäkring av modeller och data för SR-PSU-projektet	Engelska

3 Hantering av FEP

3.1 Inledning

Mycket av den metodik som beskrivs i kapitel 2 har att göra med hanteringen av egenskaper, händelser och processer (Features, Events, Processes, FEP) i de olika stegen i säkerhetsanalysen. Detta kapitel ger en mer detaljerad beskrivning av hur FEP hanteras genom hela analysen och av de olika verktyg som används för att säkerställa en systematisk och grundlig hantering.

Ett av huvudsyftena med FEP-hanteringen är att upprätta en katalog över de FEP som måste behandlas i säkerhetsanalysen.

3.2 Metodik för hantering av FEP

3.2.1 SKB:s FEP-databas

Ett viktigt och formellt verktyg för att säkerställa att alla relevanta faktorer har beaktats i säkerhetsanalysen är en databas över egenskaper, händelser och processer (FEP) som är av betydelse för den långsiktiga säkerheten i ett kärnavfallsförvar. I dag omfattar SKB:s FEP-databas såväl Kärnbränsleförvaret som SFR.

FEP-databasen bygger på resultatet av tidigare säkerhetsanalyser för Kärnbränsleförvaret – SR-Site, SR-Can och SR 97 – som beskrivs i FEP-rapporterna för SR-Site (SKB 2010a) och SR-Can (SKB 2006a), i Processrapporten för SR 97 (SKB 1999) samt i underlagsdokumentationen till de interaktionsmatriser som har utvecklats för ett slutförvar av KBS-3-typ (Pers et al. 1999). Hanteringen av FEP dokumenterades även i databasformat i tidigare studier för SFR. Strategin som användes för FEP-analyserna och FEP-databasens struktur, framtagen med hjälp av interaktionsmatriser, finns dokumenterade för de två senaste säkerhetsanalyserna, SAFE och SAR 08 (SKB 2001a, 2008c). Denna databas har ersatts och relevant information från den har överförts till den konsoliderade databas som används i den nuvarande analysen. Arbetet med uppdatering av SKB:s FEP-databas, så att den även omfattar SFR, beskrivs i **FEP-rapporten**. Arbetet har resulterat i en version av SKB:s FEP-databas som innehåller FEP-kataloger för SR-Can, SR-Site och SR-PSU. Databasen innehåller också alla projektrelaterade FEP i NEA:s internationella FEP-databas, version 1.2 (NEA 1999) och 2.1 (NEA 2006), inklusive klassificeringen av och egenskaperna hos dessa FEP. Projektrelaterade FEP är de FEP som identifieras inom olika organisationers säkerhetsanalysprojekt. En mer detaljerad beskrivning av SKB:s FEP-databas finns i **FEP-rapporten**.

På liknande sätt som för slutförvaret för använt kärnbränsle har processer av betydelse för den långsiktiga säkerheten i SFR för olika komponenter i systemet identifierats. Komponenterna i systemet utgörs av avfallsformen, avfallsbehållarna, barriärerna i förvarsutrymmena (1–2BMA, silo etc), geosfären och biosfären. En uppsättning variabler har definierats för varje komponent för att beskriva komponentens initialtillstånd och hur tillståndet förändras över tiden.

3.2.2 FEP-katalogen för SR-PSU

Upprättandet av FEP-katalogen för SR-PSU har genomförts i flera steg.

- Det första steget togs av FEP-koordinatorer, där utgångspunkten var FEP-katalogen från SR-Site tillsammans med tidigare FEP-arbete för SFR. Detta arbete ledde till en preliminär version av FEP-katalogen för SR-PSU.
- Därefter sorterades projektrelaterade FEP i NEA-databasen (version 2.1) till FEP i den preliminära FEP-katalogen. Detta ledde till några mindre uppdateringar i FEP-katalogen.
- Eftersom många av projekten i NEA-databasen har att göra med högaktivt avfall, gjordes även en genomgång av FEP från två projekt för låg- och medelaktivt avfall: Olkiluoto L/ILW i Finland och Rokkasho 3 i Japan (båda i opublicerade preliminära versioner). Genomgången ledde inte till några förändringar i FEP-katalogen.

Författarna till **Initialtillståndsrapporten**, **Biosfärens syntesrapport**, **Klimatrapporten** och **FHA-rapporten** (Framtida mänskliga handlingar), liksom de experter som ansvarar för dokumentationen i **Processrapporterna** [5], har därefter bidragit till att fastställa den slutgiltiga FEP-katalogen. De FEP-kategorier som ingår i SR-PSU-katalogen listas nedan.

- FEP för initialtillståndet.
- Interna processer i systemkomponenterna avfallsform, avfallsbehållare, barriärer i förvarsutrymmena (1–2BMA, silo etc) och geosfären.
- Variabler för systemkomponenterna avfallsform, avfallsbehållare, barriärer i förvarsutrymmena (1–2BMA, silo etc) och geosfären.
- FEP för biosfären.
- Externa FEP.
- Metodikrelaterade frågor.

Dessutom har två platsspecifika faktorer tagits med i SR-PSU-katalogen. Den ena faktorn gäller eventuell påverkan från uppförandet av ett närliggande slutförvar, Kärnbränsleförvaret, och den andra rör det närliggande kärnkraftverket med den likströmskabel för högspänning, Fenno-Skan, som går i havet mellan Sverige och Finland.

Nedan följer en en kort beskrivning av varje kategori.

FEP för initialtillståndet

Denna kategori beskriver de avvikelser från initialtillståndet som följer av oupptäckta missöden, sabotage, förvar som inte förslutits osv. Dessa avvikelser används som utgångspunkt för valet av de scenarier som beskrivs i kapitel 7. Det bör poängteras att det avsedda initialtillståndet med toleranser, initialtillståndet i referensfallet, är en av grundstenarna i huvudscenariot. Bakgrunden till initialtillståndet i referensfallet för de olika systemkomponenterna beskrivs i **Initialtillståndsrapporten**, i den platsbeskrivande modellen för SFR-området, SDM-PSU (SKB 2013e) och i **Biossfärens syntesrapport** samt sammanfattas i kapitel 4. Hanteringen av FEP för initialtillståndet beskrivs vidare i avsnitt 3.3.

FEP för interna processer

Dessa FEP är processer som är relevanta för den långsiktiga säkerheten för förvaret för var och en av systemkomponenterna avfallsform, avfallsbehållare, barriärer i förvarsutrymmena (1–2BMA, silo etc) och geosfären. FEP för biosfären hanteras som en egen kategori i FEP-katalogen, se nedan. Detaljerad dokumentation över alla interna processer finns i ett antal **Processrapporter**, se vidare avsnitt 3.4. Hanteringen av samtliga processer för avfallsform, behållare, barriärer i förvarsutrymmena, geosfären och biosfären sammanfattas i tabeller som återfinns i bilaga F. Varje systemkomponent omfattar typiskt omkring 20 processer.

Resultatet av sorteringen av projektrelaterade FEP i NEA:s FEP-databas som genomfördes inför SR-PSU användes för att kontrollera att inga relevanta processer saknades i uppsättningen av processer för dessa systemkomponenter. Denna kontroll finns dokumenterad i form av FEP-tabeller i **FEP-rapporten**.

Variabler

Dessa FEP är de variabler (egenskaper) som behövs för att beskriva utvecklingen av systemkomponenterna avfallsform, avfallsbehållare, barriärer i förvarsutrymmena (1–2BMA, silo etc) och geosfären över tiden. FEP för biosfären hanteras som en egen kategori i FEP-katalogen, se nedan.

Identifieringen av variabler har gjorts i samarbete mellan FEP-koordinatorer och experter med god kunskap om de processer i de olika systemkomponenterna som har potentiell betydelse för den långsiktiga säkerheten. Uppsättningarna av variabler togs fram i samband med dokumentationen av processerna. Anledningen till detta är att det måste säkerställas att de var lämpliga för att beskriva alla tänkbara förändringar av egenskaperna som kan uppstå som en följd av långsiktiga processer. Det finns typiskt omkring tio variabler för varje systemkomponent.

Hanteringen av hur processer och variabler påverkar varandra beskrivs i avsnitt 3.2.3.

[5] **Processrapporterna** innefattar **Processrapport för avfall**, **Processrapport för barriärer** och **Processrapport för geosfären**.

FEP för biosfären

FEP för biosfären behandlas separat i FEP-katalogen för SR-PSU. På samma sätt som för övriga systemkomponenter (se avsnitten om processer respektive variabler ovan) finns en FEP-post för varje process och en för varje variabel. Utöver detta representeras varje delkomponent (definition i nästa stycke) av en post i FEP-katalogen.

För SR-PSU innefattar **Biosfärens syntesrapporte** en beskrivning av ytsystemen och utvecklingen av landskapet i Forsmark, samt en beskrivning av, och resultat från, radionuklidtransportmodellen för biosfären, som alla är beroende av FEP. En systematisk beskrivning av FEP för biosfären och hur de hanteras ges kortfattat i **Biosfärens syntesrapport** medan fullständiga definitioner av FEP och en detaljerad beskrivning av hanteringen av FEP för biosfären i analysen ges i två underlagsrapporter (SKB 2013c, 2014a). Den första, generella FEP-rapporten för biosfären (SKB 2013c), innehåller definitioner av delkomponenter (t ex regolit, vatten och primärproducenter) och variabler (delkomponenternas egenskaper) samt allmänna beskrivningar av processer, som bedöms ha betydelse för förändring av delkomponenter över tiden och för transport och ackumulation av radionuklider mellan och inom delkomponenter. Platsspecifika aspekter av processerna beskrivs dock i de ekosystemsrapporter som tagits fram för SR-Site (Andersson 2010, Aquilonius 2010, Löfgren 2010). Den andra FEP-rapporten för biosfären (SKB 2014a) beskriver hur de FEP för biosfären som identifierats som viktiga för ett geologiskt förvar i Forsmark inkluderas i säkerhetsanalysen.

Externa FEP

Projektrelaterade FEP i NEA-databasen som definierats som externa FEP har delats in i samma kategorier som användes i SR-Site (och SR-Can):

- klimatrelaterade frågor,
- storskaliga geologiska processer och effekter,
- framtida mänskliga handlingar,
- övrigt.

Klimatrelaterade frågor och hur de hanteras beskrivs i detalj i **Klimatrapporten**. I rapporten ingår sju klimatrelaterade FEP. Varje projektrelaterad FEP i NEA-databasen (version 2.1) som har sorterats till dessa klimatrelaterade FEP finns dokumenterad i FEP-katalogen för SR-PSU. I SR-PSU har hanteringen av varje projektrelaterad FEP i NEA-databasen granskats och uppdaterats där så har ansetts nödvändigt. Hantering av klimatrelaterade FEP beskrivs vidare i avsnitt 3.5.1.

Storskaliga geologiska processer och hur de hanteras beskrivs i **Processrapporten för geosfären**. Liksom för klimatetrelaterade frågor, kontrollerades att relevanta aspekter av projektrelaterade FEP i NEA-databasen som har sorterats till FEP för storskaliga geologiska processer, omfattas av beskrivningarna i **Processrapporten för geosfären**. Resultatet av denna kontroll dokumenterades i FEP-katalogen för SR-PSU.

Framtida mänskliga handlingar och hur de hanteras i säkerhetsanalysen beskrivs i detalj i **FHA-rapporten**. De definitioner av FHA-FEP som användes för SR-Site har reviderats i SR-PSU, vilket resulterat i en finare indelning med totalt 17 FHA-FEP. Varje projektrelaterad FEP i NEA-databasen, som har sorterats till dessa FHA-FEP i SR-PSU, och deras hantering i SR-PSU har dokumenterats i FEP-katalogen för SR-PSU. Hanteringen av FHA-FEP beskrivs vidare i avsnitt 3.5.3.

Metodikrelaterade frågor

Ett antal relevanta frågor som rör grundläggande antaganden och metodiken som används för analysen, identifierades i NEA-databasen. De flesta av dessa är mycket allmänna men har förts in i FEP-katalogen för att göra den så heltäckande som möjligt. Som en följd av granskningen av projektrelaterade FEP i NEA-databasen, visade det sig att den FEP-katalog som användes för SR-Site, vad gäller metodikrelaterade frågor, även kan användas för SR-PSU.

3.2.3 Kopplingar

FEP är kopplade på flera olika sätt och på flera olika nivåer. Kopplingar mellan processer och variabler förekommer inom en systemkomponent och systemkomponenterna påverkar varandra på flera olika sätt. Nedan följer en beskrivning av olika typer av kopplingar och av de verktyg som används för att dokumentera och åskådliggöra dem.

Influenstabeller

Inom en systemkomponent påverkas varje process av en eller flera av de variabler som beskriver komponentens tillstånd. Processen påverkar i sin tur en eller flera av variablerna. Dessa kopplingar inom en systemkomponent beskrivs med hjälp av influenstabeller, en för varje process i **Processrapporterna**. Det görs en skillnad mellan den påverkan som existerar teoretiskt, men som är tillräckligt obetydlig för att uteslutas ur säkerhetsanalysen, och den påverkan som kräver ingående behandling. Hanteringen av den senare kategorin nämns uttryckligen när hanteringen av processen i fråga fastställs i **Processrapporterna**. Ett exempel på en influenstabell visas i tabell 3-2. Influenstabellerna återkopplas från **Processrapporterna** till FEP-katalogen.

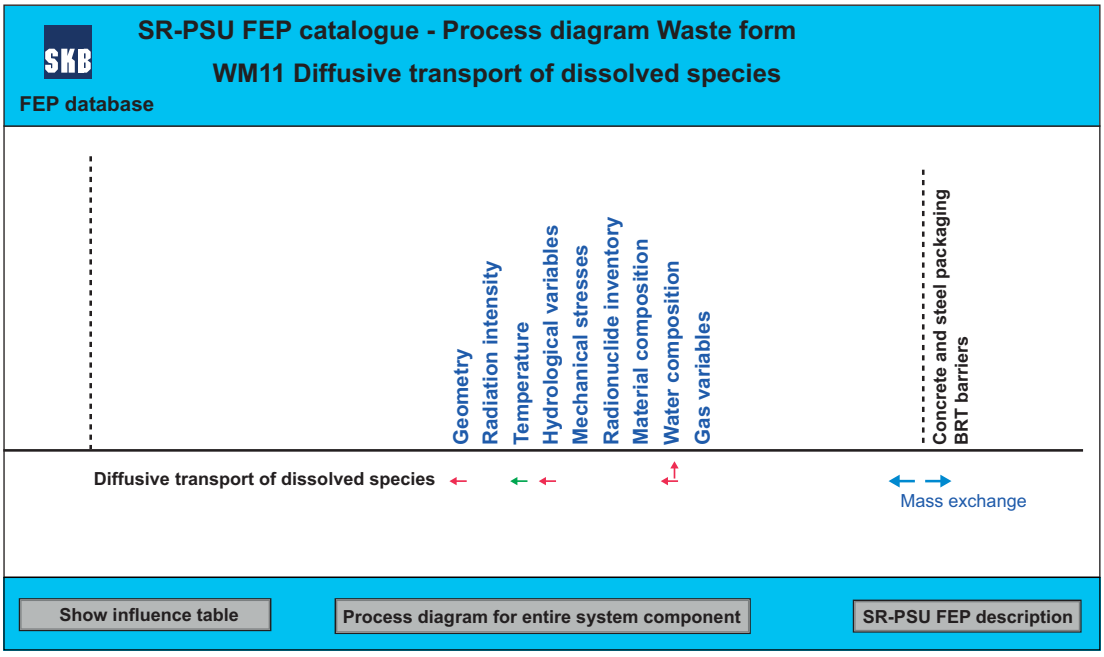
Kopplingar mellan olika systemkomponenter beskrivs i processbeskrivningarna i **Processrapporterna** under rubriken ”Randvillkor”, se vidare i avsnitt 3.4.1.

Processdiagram (Influensdiagram)

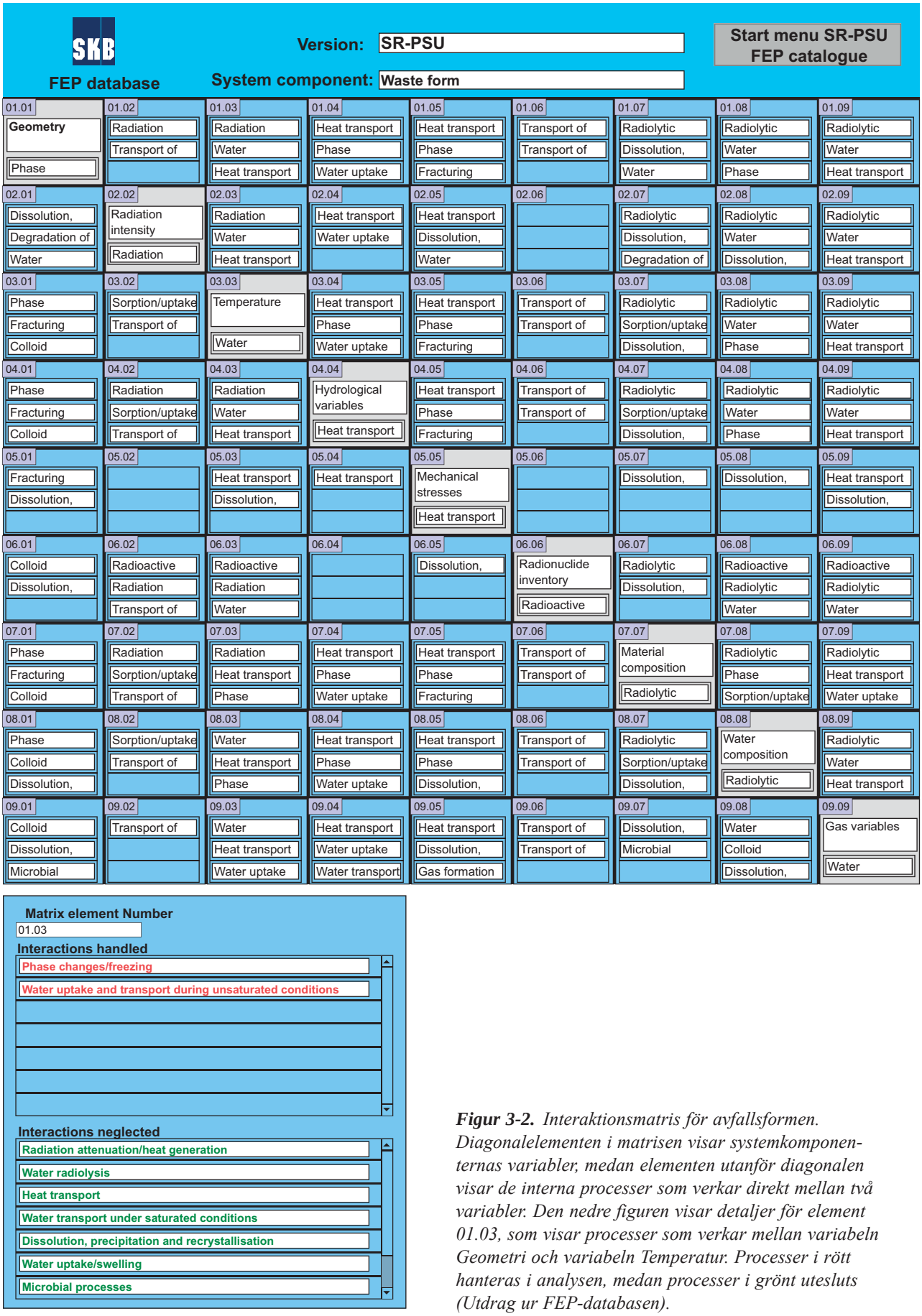
Ett processdiagram är en grafisk presentation baserad på influenstabellerna. I FEP-databasen skapas ett processdiagram för varje systemkomponent. Diagrammet utgörs av en tabell, där processerna visas i raderna och variablerna i kolumnerna, se exempel i figur 3-1. Influenser mellan processer och variabler visas med pilar i tabellen. Olika färger på pilarna visar om aktuell påverkan hanteras i analysen eller inte. Ett annat sätt att grafiskt illustrera dessa kopplingar är i form av en interaktionsmatris, se nedan.

Interaktionsmatriser

Interaktionsmatriser utgör ett alternativ till processdiagram för att illustrera kopplingar mellan variabler och processer. I FEP-databasen finns interaktionsmatriser för varje systemkomponent i förvaret, samt för geosfären och biosfären. Diagonalelementen i matrisen visar systemkomponenternas variabler, medan elementen utanför diagonalen visar de interna processer som verkar direkt mellan två variabler. Ett exempel på en interaktionsmatris visas i figur 3-2. Det är inte möjligt att visa hela matrisen med alla interagerande processer samtidigt. Därför visas en detalj från ett utvalt element i den nedre delen av figur 3-2. Denna mer detaljerade information visar även vilka processer som hanteras i analysen (röd text) och vilka som utesluts i analysen (grön text).



Figur 3-1. *Del av processdiagrammet för avfallsformen, som visar påverkan mellan processen Diffusiv transport av lösta ämnen och variablerna för avfallsformen. En pil uppåt visar att processen påverkar den aktuella variabeln, medan en pil åt vänster visar att variabeln påverkar processen. Röda pilar visar att aktuell påverkan hanteras i analysen, medan gröna pilar visar att påverkan föreligger men inte analyseras (Utdrag ur FEP-databasen).*



Figur 3-2. *Interaktionsmatris för avfallsformen. Diagonalelementen i matrisen visar systemkomponenternas variabler, medan elementen utanför diagonalen visar de interna processer som verkar direkt mellan två variabler. Den nedre figuren visar detaljer för element 01.03, som visar processer som verkar mellan variabeln Geometri och variabeln Temperatur. Processer i rött hanteras i analysen, medan processer i grönt utesluts (Utdrag ur FEP-databasen).*

Eftersom biosfären består av många delkomponenter (t ex regolit, vatten, primärproducenter), har en interaktionsmatris med delkomponenter som diagonalelement genererats utöver tidigare nämnda matris. Detta har gjorts för att belysa var i biosfären särskilda processer är viktiga för transport och ackumulation av radionuklider. Denna matris inkluderas även i FEP-databasen och beskrivs ingående i (SKB 2013c).

AMF, modell- och indatarapport

När utvecklingen av förvaret och dess omgivning utvärderas används ett antal kopplade eller interagerande modeller/analyser. Denna uppsättning modeller/analyser och beroenden mellan dem beskrivs med hjälp av ett modell- och dataflödesschema (Assessment Model Flowchart, AMF). AMF-schemat för SR-PSU beskrivs vidare i avsnitt 3.4.3. Modellerna i AMF-schemat beskrivs i **Modellrapporten**. **Indatarapporten**, som är strukturerad i enlighet med AMF-schemat, redovisar samtliga data som används i modellerna.

Hantering av kopplingar

Det finns ett stort antal möjliga kopplingar i systemet. Den övervägande majoriteten av dessa kopplingar ingår inte direkt i någon av de modeller som används för att kvantifiera systemets utveckling. Skäl för att utesluta kopplingar finns till exempel i **Processrapporter** där i) några processer – och därmed även tillhörande kopplingar – har bedömts ha försumbar påverkan och ii) inkluderandet eller uteslutandet av interna kopplingar förklaras i influenstabellerna, se avsnitt 3.4.1.

3.2.4 Sammanfattning av metodiken för hantering av FEP

Hanteringen av FEP i SR-PSU sammanfattas i figur 3-3.

3.3 FEP för initialtillståndet

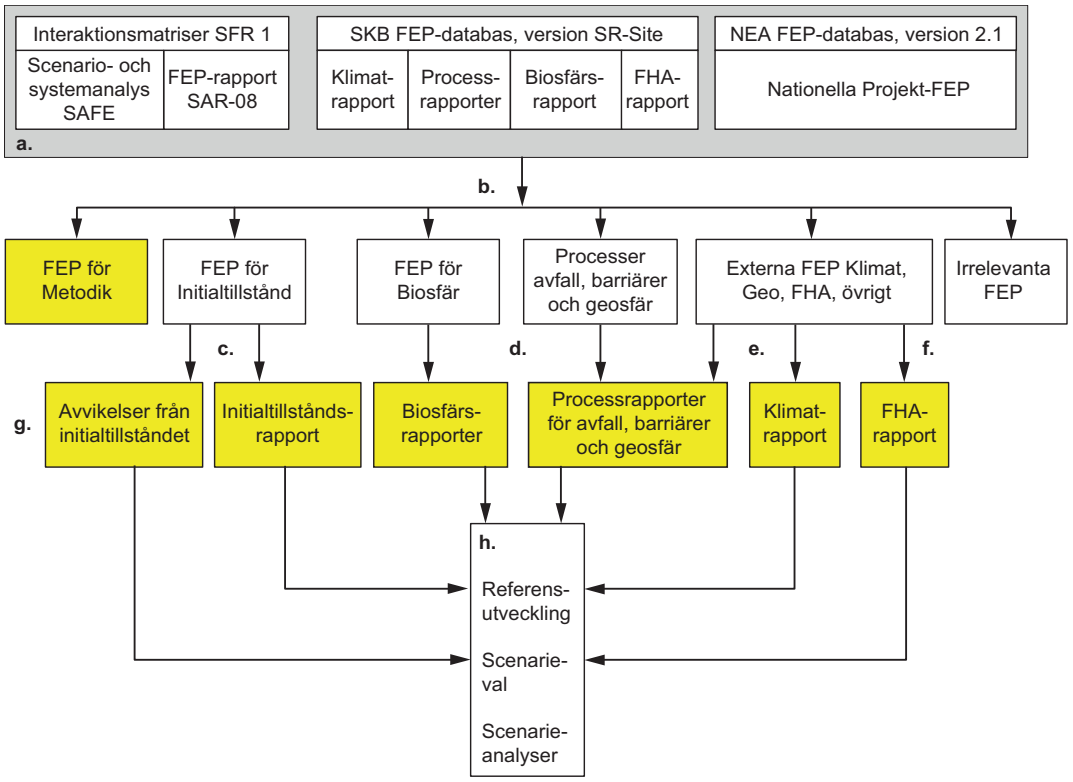
FEP för initialtillståndet i FEP-katalogen för SR-PSU är antingen relaterade till ett initialtillstånd som överensstämmer med specifikationen för utformningen eller med avvikelser från referensutformningen. De förra hanteras i kategorin variabler i FEP-katalogen för SR-PSU.

FEP för initialtillståndet som rör avvikelser från förväntat initialtillstånd sammanställs i tabell 3-1. En sådan mer allmän FEP rör allvarliga missöden som inte förväntas inträffa under driftskedet såsom eldsvåda, explosion, sabotage och omfattande översvämning eller andra händelser som äger rum före förslutning. Sådana händelser utesluts från valet av scenarier. Anledningen till detta är att i) sannolikheten för sådana händelser är låg och ii) om de inträffar ska de rapporteras till SSM, följderna av dem utvärderas och korrigerande åtgärder eller motåtgärder vidtas i enlighet därmed.

En annan FEP i FEP-katalogen för SR-PSU rör effekten av en stegvis drift. Ett exempel är 1BLA som kommer att vara fylld med avfall om cirka fem år. Denna stegvisa drift är planerad och förslutning kommer att genomföras samtidigt för hela förvaret. Därför behandlas inte detta som en avvikelse från initialtillståndet.

Övergivet, inte helt förslutet förvar är en annan FEP. Denna frågeställning förs över till valet av scenarier i kapitel 7.

En FEP rör avvikelser från utformningen, vilka orsakas av oupptäckta missöden under tillverkning, transport, deponering och drift av förvaret osv. Åtgärder för att undvika eller mildra följderna av sådana avvikelser under berguttag, tillverkning, hantering, deponering osv beskrivs i **Initialtillståndsrapporten**. I den utsträckning sådana missöden ändå kan inträffa, behandlas dessa frågeställningar i analyserna genom de osäkerhetsintervall som används. En sammanfattning av FEP för initialtillståndet i FEP-katalogen för SR-PSU och hur de hanteras i SR-PSU ges i tabell 3-1.



a. Utgångspunkten för FEP-hanteringen i SR-PSU är interaktionsmatriser från tidigare säkerhetsanalyser för SFR (inklusive tillhörande rapporter), FEP i SR-Site-versionen av SKB:s FEP-databas (inklusive FEP-katalogen från SR-Site och tillhörande SR-Site-rapporter) och projektrelaterade FEP i NEA:s FEP-databas, version 2.1.

b. FEP är uppdelade i tre huvudkategorier: i) initialtillstånd, ii) interna processer (inklusive biosfär) och iii) externa FEP. FEP kan också kategoriseras som irrelevanta eller som allmänt metodikrelaterade.

c. FEP för initialtillståndet kan antingen i) inkluderas i beskrivningen av initialtillståndet i SR-PSU eller ii) kategoriseras som avvikelser från initialtillståndet som ska hanteras vidare i valet av scenarier.

d. Processrelaterade FEP dokumenteras i Processrapporterna för SR-PSU. FEP för biosfären och hanteringen av dessa i analysen är kortfattat beskrivna i Biosfärens syntesrapport, medan fullständiga definitioner av FEP för biosfären redovisas i den generella FEP-rapporten för biosfären (SKB 2013c) och hanteringen av processerna beskrivs i SKB (2014b).

e. Hanteringen av externa FEP avseende klimat och långsiktiga klimatförändringar dokumenteras i Klimatrapporten. De få externa storskaliga FEP för geosfären behandlas i Processrapporten för geosfären.

f. Hanteringen av externa FEP avseende framtida mänskliga handlingar (FHA) beskrivs i FHA-rapporten.

g. De FEP som anges i de gula rutorna utgör FEP-katalogen för SR-PSU.

h. Initialtillståndet för referensfallet, alla långsiktiga processer och en extern utveckling för referensfallet används för att definiera en referensutveckling för förvarssystemet. Denna utveckling är en viktig grundsten i ett omfattande huvudscenario. En uppsättning ytterligare scenarier behandlar t ex avvikelser från initialtillståndet i referensfallet och den externa referensutvecklingen, samt situationer som inbegriper FHA.

Figur 3-3. *Hantering av FEP i SR-PSU.*

Tabell 3-1. FEP för initialtillståndet som rör avvikelser från förväntat initialtillstånd och hur de hanteras i SR-PSU.

FEP för initialtillståndet	Hantering i SR-PSU
ISGen01 Större missöden/olyckor/ sabotage	Utesluts. Sannolikheten för sådana händelser är låg. Om de inträffar kommer detta att vara känt före förslutning av förvaret. Förmildrande åtgärder och analyser av eventuella effekter på den långsiktiga säkerheten kan baseras på den specifika händelsen.
ISGen02 Effekter av stegvis drift	Uteslutet från explicita överväganden, eftersom dess konsekvenser är inkluderade i definitionen av initialtillståndet.
ISGen03 Ofullständig förslutning	Beaktas vid valet av scenarier, se kapitel 7.
ISGen04 Moniteringsaktiviteter	Utesluts. Moniteringsaktiviteter som skulle kunna störa förvarets säkerhetsfunktion kommer inte att tillåtas.
ISGen05 Utformningsavvikelser – Missöden	Täcks in av de dataosäkerhetsintervall som används.

3.4 Hantering av interna processer

En djupgående förståelse för och hantering av de processer som äger rum över tid i förvarssystemet är grundläggande för säkerhetsanalysen. De primära informationskällorna för detta är resultaten av årtionden av forsknings- och utvecklingsarbete, som utförts av SKB och andra organisationer. I ett vidare perspektiv bygger dessa resultat i sin tur på kunskap som har växt fram under en ännu längre tid av vetenskaplig och teknisk utveckling. Forsknings- och utvecklingsarbetet har lett till identifiering och förståelse av en rad processer, vilka äger rum i förvaret och dess omgivning, som är relevanta för den långsiktiga säkerheten. För säkerhetsanalysens ändamål sammanställs den relevanta kunskapen om interna processer i förvaret, geosfären och biosfären i **Processrapporterna** och **Biosfärens syntesrapport**. För varje process finns även instruktioner för hur den ska hanteras i säkerhetsanalysen. Det här kapitlet beskriver hur processer dokumenteras i processrapporterna i SR-PSU och principerna för hur de hanteras i säkerhetsanalysen med hänsyn tagen till relevanta osäkerheter. Formatet för dokumentation av processer i processrapporterna för SR-PSU beskrivs i avsnitt 3.4.1. En översikt av hanteringen av alla processer i SR-PSU ges i avsnitt 3.4.2 och bilaga F, baserat på materialet i **Processrapporterna** och **Biosfärens syntesrapport**. Modell- och dataflödesschemat (AMF:en) för SR-PSU, som visar modeller/analyser och kopplingar mellan dem, beskrivs i avsnitt 3.4.3.

3.4.1 Format för processdokumentation

Det finns **Processrapporter** för SR-PSU för att dokumentera alla interna processer som har befunnits vara relevanta för den långsiktiga säkerheten i SFR i avfallsformen, avfallsbehållarna, barriärerna i förvarsutrymmena (1–2BMA, silo etc) och geosfären. Processerna i biosfären är dokumenterade i **Biosfärens syntesrapport**. Dokumentationen av de externa klimatprocesserna beskrivs i avsnitt 3.5.1. Processbeskrivningarna för biosfären följer inte det format som används i processrapporterna för övriga systemkomponenter utan är på en mer generell nivå. Det primära skälet till detta är att biosfären består av många olika delkomponenter med ett stort antal interaktioner mellan dem. Mer omfattande processbeskrivningar för biosfären redovisas i separata rapporter som tagits fram för SR-Site (t ex Löfgren 2010, Andersson 2010, Aquilonius 2010, Bosson et al. 2010). Som ett komplement till **Biosfärens syntesrapport för SR-PSU**, har alla FEP för biosfären dokumenterats i en separat rapport med en tydlig beskrivning av hur de hanteras i säkerhetsanalysen och med hänvisning till underliggande biosfärsrapporter (SKB 2014a).

Syftet med **Processrapporterna** är att dokumentera vetenskaplig kunskap om processerna i den omfattning som krävs för att hantera dem på ett adekvat sätt i säkerhetsanalysen SR-PSU. Av denna anledning är inte dokumentationen helt uttömmande eller detaljerad ur ett vetenskapligt perspektiv, eftersom detta varken behövs för säkerhetsanalysens ändamål eller är möjligt att genomföra inom ramen för en analys. Ett annat syfte är att fastställa en strategi för att hantera varje process i säkerhetsanalysen och att demonstrera hur hänsyn tas till osäkerheter givet det valda hanteringssättet. I allmänhet ges alla argument, tillsammans med underlag som är relaterade till beslut och stödjande referenser, i processbeskrivningen under tillämpliga rubriker. Dessutom dokumenteras det i **Processrapporterna** vilken eller vilka experter som sammanställt den grundläggande informationen för varje process och vilken eller vilka experter som varit involverade i beslutet om hanteringen av den i säkerhetsanalysen. Alla dessa experter och granskare finns med i SR-PSU:s lista över experter, något som krävs enligt kvalitetssäkringsplanen för säkerhetsanalysen inom SR-PSU se tabell 2-2. Alla identifierade processer dokumenteras enligt en mall som redovisas nedan.

Översikt/allmän beskrivning

Under denna rubrik ges en allmän beskrivning av kunskapen om processerna. Avsnittet kan även innehålla text som direkt stödjer hur processen valts att hanteras i SR-PSU.

Beroenden mellan process och variabler

För varje process redovisas en influenstabell under denna rubrik, med dokumentation om hur processen påverkas av den redovisade uppsättningen fysikaliska variabler (se avsnitt 3.2.2) och hur processen påverkar variablerna. Dessutom visar tabellen hur varje typ av påverkan hanteras i SR-PSU. I samtliga fall där påverkan föreligger men inte hanteras i analysen ges en förklaring till detta i tabellen och/eller i processbeskrivningen. Ett exempel på en influenstabell visas i tabell 3-2.

Tabell 3-2. Influenstabell för processen ”diffusiv transport av lösta ämnen” i avfallsformen.

Variabel	Variabelns påverkan på processen		Processens påverkan på variabeln	
	Finns påverkan?	Hantering av påverkan	Finns påverkan?	Hantering av påverkan
Geometri	Ja. Diffusion är proportionell mot avfallsformens dimensioner och är påtagligt påverkad av heterogeniteter och porgeometri.	Inkluderad i transportmodellering.	Nej.	Inte relevant.
Strålningsintensitet	Nej.	Inte relevant.	Nej.	Inte relevant.
Temperatur	Ja. Påverkar diffusiviteten. Vid höga temperaturgradienter kan även Soret-effekter uppstå.	Beaktas inte på grund av de till stora delar isotermiska förhållandena i SFR.	Nej.	Inte relevant.
Hydrologiska variabler	Ja. Vattnets aggregationstillstånd har en direkt påverkan på omfattningen av diffusionen.	Förändringar i den effektiva diffusiviteten till följd av att vatten fryser kommer att ingå i transportmodelleringen.	Nej.	Inte relevant.
Mekaniska spänningar	Nej. Indirekt påverkar mekaniska spänningar porositet och porgeometri och därför indirekt den effektiva diffusiviteten av lösta ämnen.	Inte relevant.	Nej.	Inte relevant.
Radionuklidinventarium	Nej. Indirekt påverkas diffusionen av den lösta koncentrationen av radionuklider, som i sin tur påverkas av inventariet.	Inte relevant.	Nej. Indirekt främjar diffusion av lösta radionuklider ytterligare upplösning som påverkar utvecklingen av inventariet.	Inte relevant.
Materialsammansättning	Nej. Indirekt bestämmer materialsammansättningen porositeten och porgeometrin i den stabiliserade avfallsformen.	Inte relevant.	Nej.	Inte relevant.
Vattensammansättning	Ja. Bestämmer huvudsakligen diffusionen i avfallsformen.	Inkluderad i transportmodellerna.	Ja. Påverkar vattensammansättningen genom förflyttning av lösta kemiska ämnen, kolloider, partiklar och lösta gaser i stillastående system.	Inkluderad i transportmodellerna.
Gasvariabler	Nej. Indirekt påverkas diffusion av den lösta koncentrationen, som i sin tur påverkas av gasvariablerna i avfallsformen.	Inte relevant.	Nej. Indirekt kommer diffusion av lösta gaser att påverka vattenkoncentrationen, vilket i sin tur påverkar gassammansättningen.	Inte relevant.

Randvillkor

Här behandlas randvillkoren för varje process. De representerar gränserna för relevanta systemkomponenter. När det till exempel gäller avfallsbehållare, så utgörs gränserna av gränssnitten mellan avfallsform och avfallsbehållare och mellan avfallsbehållare och barriärer i förvarsutrymmena (1–2BMA, silo etc). De processer för vilka randvillkoren måste beskrivas är i allmänhet relaterade till transport av material eller energi över gränsytor. Interna randvillkor, till exempel gränsen mellan sprickor och bergmatrisen, beskrivs också här. Diskussionen om randvillkor för kemiska processer som äger rum i en komponent tillhör randvillkoren för de relevanta transportprocesser som äger rum i avfallsbehållarna, dvs advektion och diffusion.

Modellstudier/experimentella studier

Här sammanfattas modellstudier och experimentella studier om processen eller den föreslagna hanteringen. Här kan hänvisas till SKB:s platsundersökningar, platsbeskrivande modeller och säkerhetsanalyser (exempelvis SAFE, SAR 08 och SR-Site), men också arbeten utanför SKB och inom andra vetenskapliga områden.

Naturliga analogier/observationer i naturen

Om det är relevant, dokumenteras naturliga analogier och/eller observationer i naturen rörande processen, under denna rubrik.

Tidsperspektiv

Den tidsskala eller de tidsskalor under vilka processen sker dokumenteras här, om sådana tidsskalor kan definieras. De tidsskalor som är av intresse för säkerhetsanalysen beskrivs i avsnitt 2.4.

Hantering i säkerhetsanalysen SR-PSU

Hantering av processen i säkerhetsanalysen SR-PSU beskrivs under denna rubrik. Till största delen kan processen antingen:

- försummas baserat på informationen under de tidigare rubrikerna,
- försummas under förutsättning att ett speciellt villkor är uppfyllt,
- inkluderas på ett förenklat sätt, vilket beskrivs,
- inkluderas genom modellering.

Med hjälp av informationen under denna underrubrik knyts alla processer till en hanteringsmetod och lämpliga modeller utvecklas vid behov, se vidare i avsnitt 3.4.2.

Hantering av osäkerheter i SR-PSU

Givet det valda hanteringssättet för varje process i säkerhetsanalysen för SR-PSU, sammanfattas hanteringen av olika typer av osäkerheter kopplade till processen här.

Osäkerheter i mekanistisk förståelse: Osäkerheter i den allmänna förståelsen av processen behandlas baserat på tillgänglig dokumentation och med syfte att besvara frågan: Är de grundläggande vetenskapliga mekanismerna som styr processen inkluderade och förstår man dem i den grad som krävs för det valda hanteringssättet? Alternativa modeller används ibland för att åskådliggöra den här typen av osäkerhet.

Osäkerheter kopplade till modellförenkling: Den kvantitativa representationen av en process innehåller vanligtvis förenklingar. Detta kan vara en avgörande källa till osäkerhet i beskrivningen av systemets utveckling. För en specifik konceptuell modell används ibland alternativa modeller eller alternativa förenklingsstrategier för att åskådliggöra den här typen av osäkerhet.

Indata och dataosäkerheter: Den uppsättning indata som krävs för att kvantifiera processen för den föreslagna hanteringen dokumenteras. Den fortsatta hanteringen av betydelsefulla indata och osäkerheter i indata beskrivs i **Datarapporten** till vilken hänvisning görs om det är relevant.

Lämplighet hos referenser som ger stöd för hanteringen i SR-PSU

Under denna rubrik redovisas lämpligheten hos referenserna i ett kvalitetssäkringsperspektiv. Redogörelsen är begränsad till de referenser som ger direkt stöd för det valda hanteringssättet. Referenserna utvärderas i sakgranskningen av **Processrapporterna**, tillsammans med argumenten för och motiven till det valda hanteringssättet som beskrivs i de föregående underavsnitten i processbeskrivningen.

3.4.2 Sammanfattning av hantering av interna processer

För att sammanfatta processhanteringen i säkerhetsanalysen har en uppsättning tabeller tagits fram för de olika systemkomponenterna. Dessa tabeller visar hanteringen av processer, med utgångspunkt i den hantering som dokumenterats i **Processrapporterna** och rapporten som behandlar hanteringen av biosfärsprocesser (SKB 2014a). I tabellerna hänvisas antingen till en modell med vars hjälp processen kvantifieras, eller så ges en kort beskrivning i ord av hur processen ska hanteras. Dessa tabeller för avfallsformen, avfallsbehållarna, barriärerna i förvarsutrymmena (1–2BMA, silo etc), geosfären och biosfären presenteras i bilaga F.

3.4.3 Modell- och dataflödesschema, AMF-schema

För att ge en översikt över de olika analysaktiviteter och modeller som används vid utvärderingen av förvarsutveckling och radionuklidtransport, samt kopplingen mellan dem i form av dataflöden, har ett modell- och dataflödesschema tagits fram, ett så kallat AMF-schema (Assessment Model Flowchart), se bilaga G. Varje koppling mellan analysaktiviteterna har tilldelats ett nummer som pekar på ett kapitel i **Indatarapporten** där data beskrivs. Koderna som används beskrivs i **Modellrapporten**. I bilaga F återfinns en tabell med en sammanfattning av analysaktiviteterna som omfattar en beskrivning av vilka processer som ingår i de olika analysaktiviteterna, var analysaktiviteterna dokumenteras samt vilka kopplingar som levererar indata till analysaktiviteterna.

3.5 Hantering av externa förhållanden

De externa förhållandena vid förvarsplatsen kommer att förändras avsevärt under den tidsperiod som säkerhetsanalysen omfattar. Externa förhållanden, samt hurde förändras med tiden, beskrivs med hjälp av externa FEP. Dessa utgör en av huvudkategorierna i FEP-katalogen för SR-PSU, se avsnitt 3.2.2 och **FEP-rapporten**. Externa FEP delas upp i följande undergrupper:

1. Klimatrelaterade frågor.
2. Storstorskaliga geologiska processer och effekter.
3. Framtida mänskliga handlingar.
4. Övrigt (endast meteoritnedslag har identifierats i denna grupp).

Klimatförändringar och klimatrelaterade förändringar, såsom den pågående strandlinjeförskjutningen, är de viktigaste externa faktorerna som påverkar förvaret i ett tidsperspektiv som spänner från 10 000- till 100 000-tals år. De flesta långsiktiga processer som är relevanta för säkerheten och som sker i biosfären och geosfären påverkas av klimatförändringar och klimatrelaterade förändringar. Säkerhetsanalysen måste därför hantera alla tänkbara klimatrelaterade förändringar som möjligen kan påverka förvarets säkerhet. Klimatrelaterade frågor behandlas vidare i avsnitt 3.5.1.

De storskaliga geologiska processer som ingår i kategorin externa FEP är tektonisk landhöjning och jordskorpans rörelser. Dessa processer behandlas i avsnitt 3.5.2.

En annan grupp av externa FEP som kan påverka förvaret är framtida mänskliga handlingar (FHA). Dessa FHA-FEP omfattar möjliga handlingar som äger rum vid eller i närheten av förvarsplatsen och som kan påverka förvarets funktion, antingen direkt eller indirekt. Framtida mänskliga handlingar behandlas vidare i avsnitt 3.5.3.

Undergruppen ”övriga externa FEP” i FEP-katalogen innehåller endast FEP-posten ”meteoritnedslag”. Meteoritnedslag har uteslutits från vidare analys, eftersom sannolikheten är mycket låg för att en meteorit som är stor nog för att skada förvaret verkligen kommer att slå ner på jorden. Därmed är sannolikheten för att den skulle slå ner på förvarsplatsen också mycket låg. Vidare skulle ett sådant nedslag orsaka stora skador på den lokala och regionala biosfären, inklusive människor (Collins et al. 2005). Dessa direkta effekter av ett meteoritnedslag bedöms vara betydligt mer allvarliga än eventuella radiologiska konsekvenser.

3.5.1 Klimatrelaterade frågor

Jordens klimatsystem består av följande fyra huvuddelar: atmosfären, hydrosfären, kryosfären och litosfären. Biosfären växelverkar med klimatsystemet genom att påverka energi- och vattenbalansen mellan atmosfären och litosfären. De biogeokemiska elementcyklerna, såsom kolcykeln, växelverkar med klimatsystemet genom att bland annat påverka atmosfärens sammansättning. Dessutom påverkar ett stort antal atmosfäriska kemiska processer också sammansättningen av atmosfären. De huvudsakliga externa faktorerna som påverkar klimatsystemet är solen, vulkanutbrott, antropogena utsläpp av gaser och aerosoler och annan mänsklig påverkan.

Den framtida utvecklingen av jordens klimat kan inte förutsägas exakt. Det beror på otillräcklig kunskap om klimatsystemets komponenter och växelverkan mellan dem, men också på att systemet är kaotiskt. För att hantera osäkerheten i den framtida klimatutvecklingen under de kommande 100 000 åren har ett spann av framtida klimatutvecklingar definierats. Spannet representeras i säkerhetsanalysen SR-PSU av fyra olika klimatfall (se **Klimatrapporten**). Dessa fall har definierats baserat på kunskap om de klimatrelaterade processer som är av betydelse för den långsiktiga säkerheten av förvaret samt kunskap om tidigare och om möjlig framtida klimatutveckling.

Klimatrelaterade processer av betydelse för förvarets funktion och långsiktiga säkerhet

Globala klimatvariationer kan innebära förändringar av permafrostutbredning och inlandsisutbredning såväl som variationer i havsnivåerna, vilket påverkar förhållandena både vid och under markytan. De klimatrelaterade processer som är av betydelse för förvaret för låg- och medelaktivt avfall i Forsmark, och som därför analyseras i säkerhetsanalysen SR-PSU (se avsnitt 1.2 i **Klimatrapporten**), är följande.

- Permafrostutveckling; en tillräcklig sänkning av temperaturen i berggrunden kommer att orsaka frysning av betong- och bentonitbarriärer i SFR.
- Strandlinjeförskjutning; påverkar brunnsborrning i närheten av förvaret.
- Inlandsis; tillväxt av inlandsis ovanför förvaret orsakar höga hydrostatiska tryck och tryckgradienter, vilket påverkar förvarets konstruktioner.
- Nednötning av markytan; som ett resultat av den glaciala erosion som sker när inlandsisen drar sig tillbaka från området, ligger det radioaktiva avfallet närmare markytan.
- Långa perioder med grundvattenbildning från nederbörd i samband med global uppvärmning; utsötning av grundvattnet sker under långa perioder när markytan ovanför förvaret ligger ovanför havsnivån.

Framtida klimatutveckling

Som ett resultat av människans utsläpp av koldioxid till atmosfären samt de framtida variationerna i inkommande solstrålning (t ex Berger och Loutre 2002) är det mycket troligt att den nuvarande interglacialen (Holocen) blir betydligt längre än tidigare interglacialer. Under tidigare interglacialer, t ex Eem som startade för ca 130 000 år sedan, nådde koldioxidkoncentrationen i atmosfären ett maximum på ca 300 ppmv, varefter koncentrationen sjönk. Detta står i stark kontrast till dagens situation, där koldioxidkoncentrationen har ökat från ca 280 ppmv till närmare 400 ppmv på 160 år och väntas öka ytterligare till ett maximum som bestäms av mänskliga aktiviteter (t ex Solomon et al. 2009, IPCC 2013). Koldioxidkoncentrationen förväntas sedan sjunka mycket sakta till följd av de processer som avlägsnar koldioxid från atmosfären. Baserat på nuvarande kunskapsläge drar till exempel Archer et al. (2009) slutsatsen att effekterna av koldioxidutsläppen på jordens klimat kommer att vara tydliga under 10 000-tals, eller till och med 100 000-tals, år in i framtiden.

Hanteringen av osäkerheter i den långsiktiga utvecklingen

Tidpunkten för och omfattningen av framtida klimatförändringar är osäkra i de tidsperspektiv som hanteras i säkerhetsanalysen, se **Klimatrapporten**. På en tidsskala av 100 000 år är det inte möjligt att förutsäga en specifik framtida klimatutveckling med den tillförlitlighet som krävs för analysen av förvarets långsiktiga säkerhet. Dock kan det intervall inom vilket klimatet i Sverige skulle kunna variera under de kommande 100 000 åren förutsägas med tillräcklig tillförlitlighet. I stället för att fokusera på den mest sannolika framtida klimatutvecklingen är strategin i säkerhetsanalysarbetet att identifiera, beskriva och analysera detta variationsintervall, inklusive dess extremer. Inom dessa gränser är det möjligt att definiera ett antal karakteristiska klimattillstånd (se avsnitt 6.2 och **Klimatrapporten**). De klimattillstånd som är relevanta för Forsmark är:

- ett tempererat klimattillstånd,
- ett periglacialt klimattillstånd,
- ett glacialt klimattillstånd.

Syftet med att identifiera dessa klimattillstånd är att skapa ett ramverk för att analysera klimatrelaterade processer av betydelse för förvarets säkerhet. Klimattillståndets omfattning varierar både i tid och rum. Varaktigheten för varje klimattillstånd beror både på globala klimatförändringar och mer regionala och lokala faktorer.

Den övergripande strategin för hantering av klimat och klimatrelaterade processer i säkerhetsanalyser, dvs att definiera ett antal framtida klimatutvecklingar (klimatfall) som täcker in osäkerheten i den framtida klimatutvecklingen, är densamma i SR-PSU som i tidigare säkerhetsanalyser utförda av SKB (t ex SR-Site och SAR 08). Det spann som representeras av klimatfallen varierar mellan olika säkerhetsanalyser (se vidare Näslund et al. 2013) på grund av skillnader i avfallets egenskaper (radioaktivitetsnivå och halveringstider), vilka bestämmer den tidsperiod som ska täckas av säkerhetsanalysen, och skillnader i förvarskoncept (barriärmaterial och förvarsdjup). Radioaktiviteten hos avfallet i SFR avtar till låga nivåer inom de första 10 000 åren efter förslutning, vilket motiverar en total analysperiod om 100 000 år. Detta kan jämföras med säkerhetsanalysen för ett slutförvar för använt kärnbränsle (SR-Site) där analysperioden är en miljon år. Den kortare analysperioden för SFR, samt ett grundare förvarsdjup (ca 60–140 m för SFR jämfört med 450–470 m för Kärnbränsleförvaret), kräver mer fokus på klimatutvecklingen under de närmaste tiotusentals åren. Den tidigast möjliga tidpunkten för permafrosttillväxt och frysning av barriärkonstruktionerna i SFR är då av stor vikt. Denna fråga var inte relevant i säkerhetsanalysen för SR-Site. Där var i stället den relevanta frågan om nedfrysning i samband med permafrost kan nå ner till förvarsdjup någon gång under analysperioden om en miljon år (SKB 2011).

I tidigare säkerhetsanalyser för låg- och medelaktivt avfall (SAR 08) och för använt kärnbränsle (SR-Can, SR-Site) användes en rekonstruktion av den senaste glaciationscykeln, tillsammans med ett spann av andra klimatfall för att analysera den långsiktiga säkerheten. I nuvarande säkerhetsanalys har metodiken för att analysera säkerheten för SFR utvecklats vidare. Givet det grunda förvarsdjupet och barriärernas egenskaper har analysen fokuserats på att bestämma den potentiella tidpunkten för initiering av den första perioden med permafrost i Forsmarksområdet. Nuvarande kunskap av relevans för denna frågeställning har därför givits större vikt vid definitionen av de klimatfall som analyseras i SR-PSU. Det nuvarande kunskapsläget indikerar att på grund av mänskliga aktiviteter i kombination med små variationer i den inkommande solstrålningen kommer den globala klimatutvecklingen under de närmaste hundratusen åren inte att likna den senaste glaciationscykeln (**Klimatrapporten**). Klimatfallet som baseras på en rekonstruktion av den senaste glaciala cykeln ges därför mindre vikt i säkerhetsanalysen för SR-PSU. Sammanfattningsvis motiveras skillnaden i strategin för att definiera klimatfall av relevans för säkerhetsanalysen mellan den nuvarande SR-PSU och den tidigare säkerhetsanalysen för Kärnbränsleförvaret (SR-Site) i första hand av följande överväganden.

- Tidsperioden för säkerhetsanalysen är 100 000 år för låg- och medelaktivt avfall, vilket kan jämföras med 1 000 000 (1 miljon) år för använt kärnbränsle. Detta innebär att den nuvarande säkerhetsanalysen hanterar en *specifik* 100 000-årsperiod, under vilken effekterna av mänskliga aktiviteter väntas vara stor. I motsats till detta hanterar säkerhetsanalyser för slutförvar för använt kärnbränsle en *typisk* 100 000-årsperiod som representerar naturliga klimatvariationer som finns registrerade i geologiska arkiv under de senaste 700 000 åren.
- Vår vetenskapliga förståelse av effekterna av människans aktiviteter på den långsiktiga klimatutvecklingen har förbättrats under de senaste årtiondena. De kommande 100 000 åren väntas kännetecknas av en förlängd interglacial som varar i 50 000, eller till och med 100 000, år till följd av de höga koncentrationerna av koldioxid i atmosfären, i kombination med små variationer i inkommande solstrålning.

Hanteringen av klimatutvecklingen utvecklas vidare i kapitel 7, i samband med valet av scenarier. Hantering av klimatrelaterade FEP i SR-PSU sammanfattas i tabell 3-3.

Tabell 3-3. Klimatrelaterade FEP i SR-PSU och hantering av dem i analysen.

FEP-nummer	Namn	Ingår i scenario
Cli02	Klimatdrivning	Alla scenarier
Cli03	Klimatutveckling	Alla scenarier
Cli05	Permafrostutveckling	Accelererad nedbrytning av betong
Cli06	Inlandsisens dynamik och hydrologi	Glaciation och post-glaciala förhållanden (klimatutveckling baserad på upprepning av Weichsel).
Cli08	Glaciala isostatiska förändringar	Alla scenarier
Cli09	Strandlinjeförskjutning	Intrångsbrunnar Brunnar nedströms förvaret
Cli10	Denudation	Alla scenarier

Dokumentation

Klimatrelaterade tillstånd och processer som är relevanta för den långsiktiga säkerheten hos ett slutförvar för kortlivat radioaktivt avfall i Forsmark beskrivs i **Klimatrapporten**, en av huvudreferenserna för säkerhetsanalysen SR-PSU. Syftet med **Klimatrapporten** är att dokumentera det vetenskapliga kunskapsläget för de klimatrelaterade processer som är relevanta för den långsiktiga säkerheten hos ett slutförvar för kortlivat radioaktivt avfall, såväl som det vetenskapliga kunskapsläget om tidigare och framtida utveckling av det globala och regionala klimatet, i den omfattning som krävs för att behandla dem på ett lämpligt sätt i säkerhetsanalysen. **Klimatrapporten** sammanställer även resultat från de simuleringar av permafrost, strandlinjeförskjutning och inlandsisar som har använts för att konstruera de olika klimatutvecklingar som sedan används som en grund för fortsatta analyser. **Klimatrapporten** innehåller också en beskrivning av denudation, d v s vittring och erosion, som nöter på markytan. Rapporten innehåller fyra kapitel:

1. Introduktion.
2. Klimatrelaterade processer.
3. Tidigare och framtida klimatutveckling.
4. Klimatfall för säkerhetsanalysen SR-PSU.

Introduktionskapitlet ger en utförligare beskrivning av den metod som tillämpas för att hantera klimatet i säkerhetsanalysarbetet. Här identifieras klimatrelaterade processer som är av betydelse för den långsiktiga säkerheten hos ett slutförvar för låg- och medelaktivt avfall. Dessa processer beskrivs i kapitel 2 i den utsträckning som krävs för att behandla dem på ett lämpligt sätt i säkerhetsanalysen. Kapitel 2 beskriver även de simuleringar som gjorts för att rekonstruera dessa parametrar för den senaste glaciala cykeln. Kapitel 3 beskriver det vetenskapliga kunskapsläget för global och regional klimatutveckling under den senaste glaciala cykeln samt för de kommande 100 000 åren. Kapitel 4 beskriver den metod som använts för att definiera de framtida klimatutvecklingar (klimatfall) som analyseras i säkerhetsanalysen för SR-PSU. Dessutom beskrivs vart och ett av dessa klimatfall med avseende på den framtida utvecklingen av klimatet och klimatrelaterade processer i Forsmark under de kommande 100 000 åren.

Innehållet i **Klimatrapporten** har kontrollerats mot FEP-databaser som skapats inom ramen för andra organisationers säkerhetsanalyser (projektrelaterade FEP i NEA-databasen version 2.1), se FEP-rapporten. **Klimatrapporten** följer, så långt det är möjligt, mallen för dokumentation av processer som anses vara interna för förvarssystemet, se avsnitt 3.4.1. En rad komplexa klimatrelaterade frågor behandlas dock integrerat, snarare än genom en redovisning av enskilda processer. Sådana frågor är: i) utveckling av permafrost, ii) isostatiska förändringar och strandlinjeförskjutning, iii) inlandsisens dynamik samt iv) denudation. Varje klimatrelaterad fråga inbegriper en uppsättning processer som tillsammans resulterar i beskrivningen av ett system eller en egenskap. ”Inlandsisens dynamik” utgör till exempel resultatet av flera termiska, hydrologiska och mekaniska processer, men kan – med tanke på samspelet mellan isen och berggrunden – betraktas som en enhet.

3.5.2 Storskaliga geologiska processer och effekter

De storskaliga geologiska processer som ingår i kategorin externa FEP är ”Mekanisk utveckling” och ”Jordskalv” inklusive landhöjning (vertikal deformation) till följd av tektonisk aktivitet och rörelser i jordskorpan (dvs horisontell deformation).

Den storskaliga mekaniska utvecklingen av den baltiska skölden såväl som jordskalv beskrivs i SR-Site:s Processrapport för geosfären (SKB 2010b, avsnitt 4.1.2 respektive 4.1.3). Dessa beskrivningar gäller även för SFR. Orsakerna till mekaniska processer i geosfären kan vara ganska olika, från naturliga storskaliga processer, såsom tektoniska rörelser i bottenplattan, till snabba småskaliga händelser, såsom nedfall av stenblock i en tunnel. Mekaniska processer i berg äger rum i berggrunden till följd av förändringar i last eller till följd av förändringar i materialegenskaper. Oberoende av orsaksbeskaffenheten, kommer bergmassans respons att bestå av en förskjutning och kanske sprickbildning. Därmed kan storskaliga geologiska processer indirekt utlösas i beskrivningarna av inre processer och interaktioner i **Processrapporten för geosfären**.

3.5.3 Framtida mänskliga handlingar

Eftersom människans och samhällets utveckling i princip är omöjliga att förutsäga blir det en spekulation att försöka ange vilka mänskliga handlingar som kan påverka förhållandena på en förvarsplats. Säkerhetsanalysen omfattar endast handlingar med potentiell påverkan på förvarssystemets funktion och som genomförs utan kännedom om förvaret och/eller dess funktion och syfte, dvs oavsiktliga handlingar. Ett exempel på en framtida mänsklig handling vid förvarsplatsen som kan innebära direkt påverkan på förvarets funktion är borrning till förvarsdjup. Ett exempel på en framtida mänsklig handling vid eller i närheten av förvarsplatsen med potentiell indirekt påverkan på förvaret är gruvdrift i närheten av förvaret vilket skulle kunna påverka grundvattnet så att de hydrologiska förhållandena för förvaret ändras.

FHA-FEP omfattar inte beteende och vanor hos en framtida lokal eller regional befolkning som påverkar biosfären men inte har någon effekt på vare sig hydrogeologi eller hydrogeokemi. Ett exempel på sådana handlingar är hur odlingsbar mark brukas. Detta kan ha stor inverkan på exponeringsvägar för människor, men med avseende på förvarets funktion och säkerhet har markanvändningen försumbar påverkan och är således inte en FHA-FEP.

Som nämnts i avsnitt 3.2.2, har de FEP som är relaterade till SR-Site:s FHA reviderats. Metodiken har också utvecklats så att de tekniska aspekterna på FHA-FEP har starkare koppling till förvarets säkerhetsfunktioner och andra faktorer som är relevanta för den långsiktiga säkerheten. Totalt har 17 FHA-FEP identifierats (tabell 3-4). Dessa FEP har stämts av mot säkerhetsfunktionerna och andra faktorer som är relevanta för säkerheten. När de har identifierats som viktiga att beakta har de inkluderats i ett av de tre FHA-scenarier som analyserats i SR-PSU (tabell 3-4). Listan över FHA-FEP i SR-PSU har också kontrollerats mot FHA-FEP i övriga FEP-kataloger i FEP-databasen. Framtida mänskliga handlingar och hur de hanteras i säkerhetsanalysen beskrivs i detalj i **FHA-rapporten**.

Tabell 3-4. FHA-FEP i SR-PSU och hantering av dem i analysen.

FEP-nummer	Namn	Scenario	Kommentar
FHA01	Kunskapsläge	Alla scenarier.	Det antas att kännedom om förvaret upphör efter 300 år. Stöd för antaganden om kunskapsbevarande kommer att finnas tillgängligt i NEA:s pågående projekt Records, Knowledge and Memory (RK&M), (NEA 2011).
FHA02	Samhällsutveckling	Alla scenarier.	Starkt kopplad till kunskapsläget. Det antas att samhällsutvecklingen kan orsaka att kännedom om förvaret upphör/förloras.
FHA03	Teknologisk utveckling	Alla scenarier.	Starkt kopplad till samhällsutvecklingen. Det antas att nuvarande teknikнivå gäller för samtliga scenarier.
FHA04	Värmelagring	Borrning in i förvaret.	Ett värmelagringssystem skulle endast uppföras efter geologisk undersökning, eventuellt också borrning. Givet nuvarande teknik skulle detta resultera i upptäckt av radioaktiviteten och SFR. Därefter skulle ett intrång vara avsiktligt och inkräktare vara ansvariga för sina egna handlingar.
FHA05	Värmepumpsystem	Borrning in i förvaret.	Med nuvarande teknik förs inte vatten upp till ytan, men borrkax täcks in i borrningsscenariot.
FHA06	Geotermisk energi	Borrning in i förvaret.	Osannolikt, men undersökningsborrning kan komma att genomföras.
FHA07	Uppvärmning/kylningsanläggning	Inget scenario valt.	Skulle kräva annan teknik än den som finns i dag.
FHA08	Borrad brunn	Inget FHA-scenario för utvinning och användning av brunnsvatten. Effekter av borrning av brunnen inordnas under FHA11.	Avledning och användning av brunnsvatten ingår i mindre sannolika scenarier (avsnitt 7.6.7 och 7.6.8) och beaktas inte vidare här.
FHA09	Vattenverksamhet	Vattenverksamhet	Storskaliga aktiviteter beaktas.
FHA10	Förändrad markanvändning	Inget scenario valt.	Behandlas i biosfärsanalysen (se **Biosfärens syntesrapport**).
FHA11	Borrning	Borrning in i förvaret.	Ett nyckelfall för FHA.
FHA12	Underjordiska konstruktioner	Borrning in i förvaret. Underjordiska konstruktioner.	Omfattar undersökningsborrning direkt in i förvaret, men även effekter av gruvdrift och ett bergrum i närheten av förvaret.
FHA13	Stenbrott	Inget scenario valt.	Det är osannolikt att stenbrott, som har djup på upp till några tiotals meter, påverkar förvaret. Därtill beaktades berggrundens kvalitet vid lokaliseringen för att undvika att använda en plats som är lämplig för stenbrott. Gruvdrift beaktas i FHA 12.
FHA14	Deponi	Inget FHA-scenario valt.	Osannolikt att utsläpp vid en deponi skulle ha en påverkan på förvarsdjup. Inte desto mindre kan den övre gränsen för doskonsekvens av denna FEP uppskattas utifrån scenariot ”Förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret” och behöver därmed inte utvärderas vidare i FHA-analysen.
FHA15	Bombning, sprängning, explosioner och krascher.	Inget scenario valt.	På grund av det stora förvarsdjupet för SFR, anses det högst osannolikt att explosioner och krascher har någon inverkan på förvaret.
FHA16	Farligt avfallsförvar	Borrning in i förvaret.	Liknande argument som för värmelagring.
FHA17	Kontamination med kemiska ämnen eller förändrade kemiska förhållanden	Inget FHA-scenario valt.	Osannolikt att utsläpp av kemikaler skulle ha någon inverkan på förvarsdjup. Inte desto mindre kan den övre gränsen för doskonsekvensen av denna FEP uppskattas utifrån scenariot ”Förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret” och behöver därmed inte utvärderas vidare i FHA-analysen.

4 Initialtillstånd i förvaret och dess omgivning

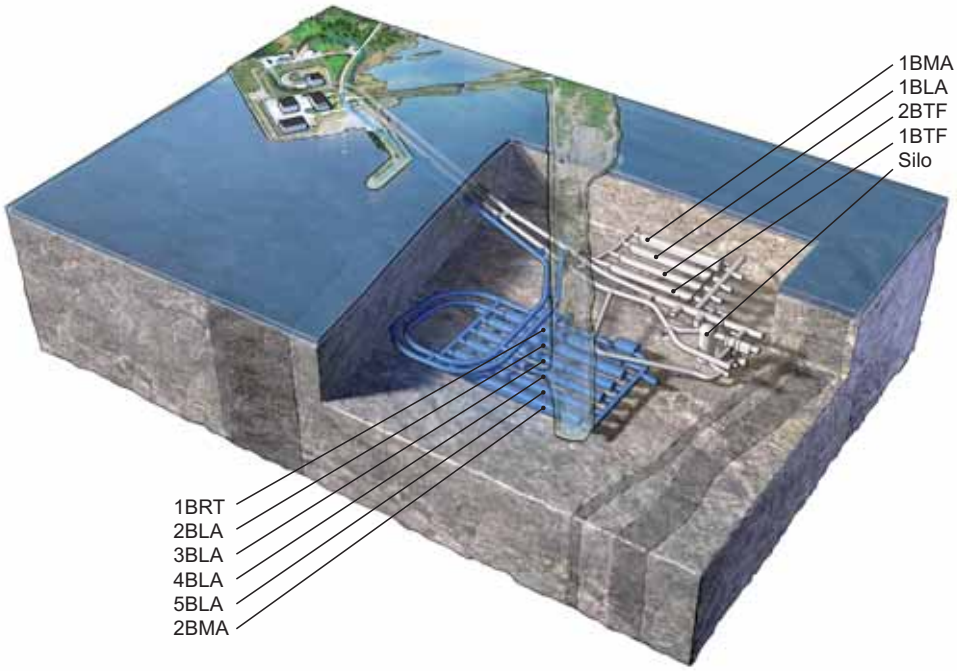
4.1 Inledning

I detta kapitel beskrivs initialtillståndet för förvaret och dess omgivning. Initialtillståndet är en av grundförutsättningarna för säkerhetsanalysen, steg 2 i den analysmetodik som beskrivs i kapitel 2. Initialtillståndet är utgångspunkten för analysen av förvarets säkerhet efter förslutning och det definierar det förväntade tillståndet direkt efter förslutning. Uppskattat år för förslutning är 2075. Beskrivningen av initialtillståndet är uppdelad i två huvuddelar: den första delen beskriver avfallet och förvaret (avsnitt 4.2 och 4.3) och den andra delen beskriver omgivningen (avsnitt 4.4–4.8).

En del av förvaret (SFR 1) är i drift, medan den planerade utbyggnaden (SFR 3) är i planeringsstadiet, se figur 4-1. Initialtillståndet för avfallet och förvaret baseras på realistiska eller pessimistiska antaganden om förhållandena vid förslutning. För SFR 1 är dessa antaganden, så långt som möjligt, baserade på verifierade och dokumenterade egenskaper hos deponerat avfall och installerade förvarsbarriärer. Utöver detta tas hänsyn till en prognos för ytterligare avfall och en bedömning av förändrade egenskaper fram till förslutning av förvaret. Initialtillståndet för SFR 3 baseras på referensutformningen för denna del (se avsnitt 4.3) och nuvarande prognos för framtida avfall som ska deponeras. Den information och de antaganden som ligger till grund för initialtillståndet i förvaret är sammanställda i **Initialtillståndsrapporten**, som innehåller allmänna beskrivningar tillsammans med värden för de variabler som används för att utvärdera förvarets säkerhet.

Förhållandena i förvarets omgivning vid förslutning antas likna dagens förhållanden. Initialtillståndet för omgivningen baseras till stor del på de platsundersökningar som genomförts på platsen för SFR och dokumenterats i den platsbeskrivande modellen, SDM-PSU (SKB 2013e), **Biosfärens syntesrapport** och **Klimatrapporten**. Beskrivningen av omgivningarna omfattar information om klimat, ytsystem, berggrund, hydrogeologi och grundvattenkemi.

Avvikelser från initialtillståndet kan förekomma genom oupptäckta missöden så som sabotage, oförslutet förvar etc. Dessa behandlas som FEP för initialtillståndet (se avsnitt 3.2) och används i valet av scenarier, som beskrivs i kapitel 7.



Figur 4-1. *Schematisk illustration av SFR. Den ljusgrå delen är det befintliga slutförvaret (SFR 1) och den blå delen är den planerade utbyggnaden (SFR 3). (Förvarsutrymmena i figuren är silo för medelaktivt avfall, 1–2BMA för medelaktivt avfall, 1–2 BTF för betongtankar med medelaktivt avfall med låga aktivitetsnivåer, 1–5BLA för lågaktivt avfall och BRT för reaktortankar).*

4.1.1 Uppföljning och tillsyn

SKB har ett ledningssystem som innefattar rutiner för bland annat projektledning och säkerhetsgranskning. Dessa rutiner har legat till grund för utformningen av de styrdokument eller kvalitetssäkringssystem som styrt arbetet med både SFR 1 och SFR 3. Ledningssystemet uppfyller kraven i ISO 9001:2008.

Kontroller genomförda under uppförande, besiktning och mätning av förhållandena i den befintliga anläggningen SFR 1 dokumenteras. Det befintliga kontrollprogrammet omfattar till exempel mätningar av grundvatteninflöde, analyser av grundvattenkemi och kontroller av fysikaliska förhållanden i förvarsutrymmena. Syftet med programmet är att undersöka förändringar i systemet, till exempel pågående förändringar som sättningar i silon, men även framtida påverkan av sprängning från uppförandet av SFR-utbyggnaden. Ett särskilt kontrollprogram har definierats för silon, som har det mest avancerade tekniska barriärsystemet.

Metoder för kontrollmätningar och inspektion av SFR 3 under dess uppförande (tunnlar och bergssalar) kommer att utvecklas och definieras under detaljprojekteringsskedet för utbyggnaden. Det planeras för ett särskilt kontrollprogram för 2BMA, på grund av dess nya utformning med oarmerade kassuner.

4.2 Avfall

Detta avsnitt, som beskriver avfall och avfallsbehållare, är en sammanfattning av den information som finns i **Initialtillståndsrapporten**.

4.2.1 Avfallets ursprung

Driftavfall

Det mesta av avfallet i SFR 1 kommer från driften av de svenska kärnkraftverken. Radioaktivt avfall bildas vid kärnklyvning i reaktorhärden, vilket ger upphov till fissionsprodukter såsom Cs-137 och I-131, samt neutroner. Neutronerna kan orsaka mer fission av uran i bränslet. Som en följd av neutronabsorption och omvandling av uran i bränslet bildas transuraner som till exempel plutonium och americium. Liksom fissionsprodukterna, bildas dessa transuraner i själva bränslet och kommer endast att kontaminera reaktorvattnet om det finns bränsleskador.

De största aktivitetsmängderna i reaktorvattnet härrör från aktivering av ämnen utanför själva bränslestavarna. Dessa ämnen förekommer lösta eller fint dispergerade i reaktorvattnet och kommer från korrosion av materialytor, men de kan även komma från ämnen på ytor nära eller inom härden som direkt aktiveras och sedan överförs till reaktorvattnet.

Reaktorvattnet i primärkretsen renas från radionuklider. Reaktorvattnet renas i reaktorns reningskretsar genom jonbytare som adsorberar radionuklider som förekommer som joner i reaktorvattnet. Jonbytarmassorna innehåller även (eller fungerar som) filter för att avlägsna ”crud”, dvs dispergerade partiklar bestående av oxider/hydroxider av konstruktionsmaterial.

Även om huvuddelen av de radionuklider som har lossnat från härden tas bort i reningssystemet, sprids en liten mängd till andra system. Relativt stora volymer av jonbytarmassor och mekaniska filter används i kokvattenreaktorer för rening av det vatten som kondenserar i kondensorn. Till följd av att små mängder radionuklider överförs från reaktorn till turbinerna blir detta vatten och dess filter svagt radioaktiva.

Ytterligare avfall bestående av jonbytarmassor, mekanisk filtermassa och fällningsslam uppkommer i vattenreningssystemet.

Vissa radionuklider frigörs från det använda kärnbränsle som förvaras i förvaringsbassänger på kärnkraftverken och i Clab (centralt mellanlager för använt kärnbränsle). Jonbytarmassor används i vattenreningssystemen även i dessa anläggningar.

Fast avfall bildas också vid kärntekniska anläggningar. En del av det fasta avfallet utgörs av komponenter i primärsystemet eller andra aktiva system, men huvuddelen består av material som har förts in på kontrollerat område, använts, kontaminerats och sedan kasserats.

Utöver avfallet från kärnkraftverken och Clink (central anläggning för mellanlagring och inkapsling av använt kärnbränsle), produceras driftavfall genom verksamheterna vid Studsvik Nuclear AB och AB SVAFO samt vid Ågestareaktorn. Radioaktivt avfall uppstår även inom annan industriell verksamhet, forskning och sjukvård.

Rivningsavfall

Stora mängder metallskrot och betong genereras vid avveckling och rivning av kärnkraftverk. Liksom driftavfallet består de största mängderna av låg- och medelaktivt avfall som allokeras till SFR. Material som varit nära eller inom reaktorhärden, såsom styrstavar och andra härdkomponenter, klassas som långlivade och allokeras till förvaret för långlivat låg- och medelaktivt avfall, SFL.

Kokvattenreaktorer (BWR) har en inre moderatortank och en yttre reaktortank. De yttre reaktortankarna har så låg aktivitet att de kan deponeras i SFR efter dekontaminering.

Aktiviteten i rivningsavfallet uppkommer till följd av både fission och aktivering. Bland det avfall som allokeras till SFR, innehåller i synnerhet reaktortankarna inducerad aktivitet.

Under avvecklingen kommer dekontaminering att användas för att möjliggöra friklassning av material. Dekontaminering genererar lösningar som renas med jonbytare som allokeras till SFR.

På samma sätt som under drift, bildas sekundäravfall under avvecklingen när material förs in på ett kontrollerat område, används, kontamineras och sedan kasseras.

4.2.2 Materialtyper

En stor del av radioaktiviteten i driftavfallet förekommer i form av avfall från olika vattenreningssystem. Detta avfall består av kornformig jonbytarmassa, pulverformig jonbytarmassa, filterhjälpmedel och fällningsslam. Jonbytarmassorna består av organiska polymerer med sura eller basiska grupper, vilket gör dem kapabla till katjon- eller anjonbyte.

En relativt stor andel av driftavfallet består av metaller, framför allt kolstål och rostfritt stål. Metallskrot uppkommer huvudsakligen vid underhållsrevisioner när utrustning kasseras, modifieras eller renoveras.

Den största volymen driftavfall utgörs av brännbart fast avfall. Till följd av förbränning vid Studsvik Nuclear AB:s anläggning(ar) eller lokal deponering i markförvar, är den resterande volymen för deponering i SFR jämförelsevis liten. Avfallet består huvudsakligen av cellulosa (papper, bomull och trä) och plast (bland annat PVC, polystyren, polyetylen och polypropylen). Aska från förbränning av denna typ av avfall deponeras också i SFR.

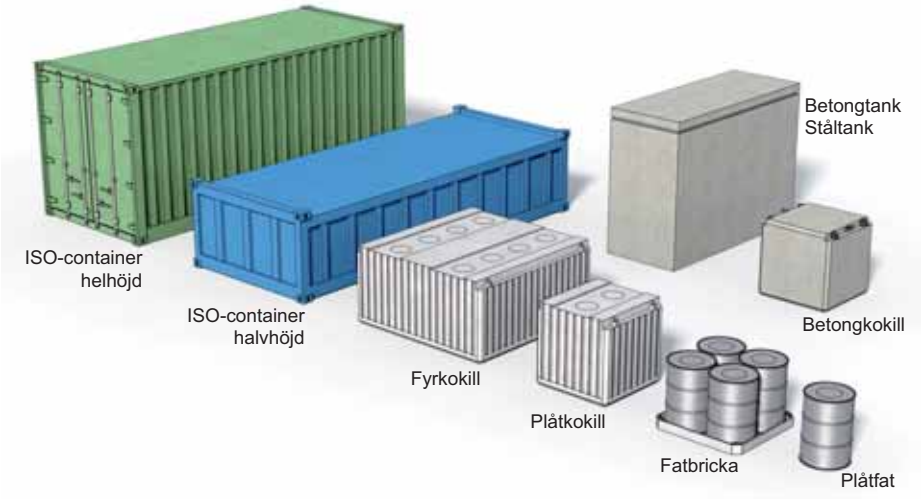
Utöver dessa material förekommer även driftavfall i form av mineralull, tegel och betong, samt mindre mängder av andra material.

Omhändertagande av radioaktivt material som inte kommer från kärnteknisk verksamhet samordnas av Studsvik Nuclear AB, vilka behandlar avfallet inför slutgiltig deponering. Exempel på sådant avfall är använda strålkällor, utrustning innehållande strålkällor, avfall från strålbehandlingsenheter, radioaktivt kontaminerat material samt radioaktiva kemikalier. Detta ger upphov till skrot i form av järn, rostfritt stål och aluminium, samt sopor i form av restprodukter som aska och sot från förbränning av brännbart avfall såsom kläder och trasor.

Rivningsavfallet består främst av metall och betong. Stora mängder betong kommer från de så kallade biologiska skärmarna som omger reaktortankarna. Utöver dessa material finns även andra metaller, sand från sandbäddarna i gasbehandlingssystemen, kontaminerad asfalt, jord och grus från tidigare verksamhet vid Studsvik Nuclear AB:s anläggning(ar) samt en del sekundärt avfall. Sekundärt avfall är avfall som uppstår i samband med avveckling och består bland annat av cellulosa, plast och metall.

4.2.3 Avfallsbehållare

Nästan allt avfall som kommer att deponeras i SFR är placerat i någon form av avfallsbehållare. Undantaget är större komponenter såsom reaktortankarna från BWR. De olika typer av avfallsbehållare som är i bruk eller kommer att tas i bruk i SFR 1 och SFR 3 visas i figur 4-2.



Figur 4-2. *Schematisk illustration av avfallsbehållare som används eller avses användas i SFR. Observera att ståltankar endast används för mellanlagring av långlivat radioaktivt avfall.*

ISO-container

ISO-containrar av stålplåt används för lågaktivt fast avfall från både drift och avveckling, vilket deponeras i BLA-salarna. Inuti containrarna packas avfallet i lådor, balar, fat eller direkt i containern. Containrarna görs av kolstål och består av 20-fots hel- och halvhöjdscontainrar och 10-fots hel- och halvhöjdscontainrar. En 20-fots helhöjdscontainer har ett yttermått av 6,1 m × 2,5 m × 2,6 m (L × B × H).

Fyrkokill

SKB planerar att använda fyrkokiller av stålplåt för medelaktivt rivningsavfall som ska deponeras i 2BMA. Avfallet i fyrkokiller består främst av betong och stål, men även sand. Avfallet kringgjuts med betong. Fyrkokillerna tillverkas av kolstål. En fyrkokill är fyra gånger så stor som en plåtkokill. Fyrkokillens yttermått är 2,4 m×2,4 m×1,2 m (L×B×H).

Plåtkokill

Plåtkokiller används huvudsakligen för cement- eller bitumeningjutet avfall (jonbytarmassor, filterhjälpmedel, indunstarkoncentrat) eller betongkringgjutet fast avfall som deponeras i silon och 1–2BMA. Plåtkokillerna tillverkas av kolstål. Plåtkokillernas yttermått är 1,2 m × 1,2 m × 1,2 m.

Plåtfat, fatbrickor

Plåtfat, som vanligen hanteras på fatbrickor, används huvudsakligen för cement- och bitumeningjutet avfall som deponeras i silon och 1BMA, liksom aska som deponeras i 1BTF. Dessutom används fat som inre emballage i containrar som deponeras i BLA-salarna. Faten är normalt tillverkade av kolstål, men vissa fat är tillverkade av rostfritt stål. Plåtfatens standarddimensioner är: diameter 0,6 m och höjd 0,9 m. En fatbricka gör att fyra fat kan hanteras samtidigt med yttermått på 1,2 m × 1,2 m × 0,9 m (L × B × H).

Betongtank

Betongtankar används för avvattnade lågaktiva jonbytarmassor, filterhjälpmedel och slam som deponeras i 1–2BTF. Betongtankarna är tillverkade av 15 cm tjock armerad betong. En betongtanks yttermått är 3,3 m × 1,3 m × 2,3 m (L × B × H).

Betongkokill

Betongkokiller används huvudsakligen för ingjutet avfall (jonbytarmassor, filterhjälpmedel, indunstarkoncentrat) eller betongkringgjutet fast avfall som deponeras i silon, 1–2BMA och 1BTF. Betongkokiller är tillverkade av armerad betong, normalt med en godstjocklek på 10 cm men ibland tjockare. Betongkokillens yttermått är 1,2 m × 1,2 m × 1,2 m.

4.2.4 Avfallsvolymer, materialmängder och radionuklidinventarium

Avfallsvolymer, materialmängder och radionuklidinventarium för förvarsutrymmena (bergssalar och silon) presenteras i detta avsnitt. Materialmängder är hämtade från **Initialtillståndsrapporten**. Materialmängder och radionuklidinventarium beräknas utifrån genomsnittet för varje avfallstyp för den nuvarande prognosen som anges i inventarierapporten (SKB 2013a och i SKBdoc 1481419 för Mo-93) samt antalet avfallskollin av respektive avfallstyp i förvarsutrymmena i **Initialtillståndsrapporten**. Säkerhetsanalysen visar på nödvändigheten av att begränsa mängderna cellulosa och aluminium/zink, se kapitel 11. Prognosen för dessa material är således för hög.

Avfallsvolymer i olika förvarsutrymmen

Hur avfallsvolymerna fördelas på olika förvarsutrymmen visas i figur 1-4. Avfallsvolymerna bygger på nuvarande prognos som anges i inventarierapporten (SKB 2013a) och antalet avfallskollin av respektive avfallstyp i förvarsutrymmena som anges i **Initialtillståndsrapporten**. Volymerna för sekundärt rivningsavfall (avfall som uppstår vid avveckling, huvudsakligen material som har förts in på kontrollerat område, använts, kontaminerats och kasserats) är mycket osäkra och visas därför separat i rött i figuren. Den avfallsvolym som allokeras till SFR 1 enligt nuvarande prognos är nästan 60 000 m^3 driftavfall och mindre än 200 m^3 rivningsavfall till silon. Den avfallsvolym som allokeras till SFR 3 är enligt nuvarande prognos nästan 100 000 m^3, varav cirka 80 procent är rivningsavfall, cirka 10 procent är driftavfall och mindre än 10 procent är sekundärt rivningsavfall.

Avfall i 1–2BMA

Förvarsutrymmena 1–2BMA är avsedda för medelaktivt avfall. Avfallet i 1BMA utgörs av driftavfall, som består av ungefär 75 volymsprocent cement- eller bitumeningjutet avfall (jonbytarmassor, filterhjälpmedel, indunstarkoncentrat, slam) och ungefär 25 volymsprocent betongkringgjutet avfall (sopor och skrot). Sopor och skrot inkluderar luftfilter, olja, blästersand, elkablar, samt vatten- och oljefilter. Avfallet i 2BMA utgörs huvudsakligen av rivningsavfall i form av metall och betong samt en mindre del driftavfall av samma typer som i 1BMA. Materialmängder i avfallsform och behållare samt korrosionsytor och void ges i tabell 4-1.

Tabell 4-1. Mängder av olika material (avfallsform och behållare) i 1–2BMA vid förslutning samt korrosionsytor och void (SKB 2013a, Initialtillståndsrapporten).

Material	Vikt [kg]		
	1BMA	2BMA	Totalt i 1–2BMA
Aluminium/zink	$7{,}13 \cdot 10^3$	$2{,}06 \cdot 10^4$ a)	$2{,}77 \cdot 10^4$ a)
Aska	0	$1{,}53 \cdot 10^5$	$1{,}53 \cdot 10^5$
Betong	$8{,}52 \cdot 10^6$	$1{,}73 \cdot 10^7$	$2{,}58 \cdot 10^7$
Bitumen	$1{,}93 \cdot 10^6$	0	$1{,}93 \cdot 10^6$
Cellulosa	$7{,}95 \cdot 10^4$	$7{,}06 \cdot 10^4$ a)	$1{,}50 \cdot 10^5$ a)
Cement	$4{,}39 \cdot 10^6$	$4{,}50 \cdot 10^5$	$4{,}84 \cdot 10^6$
Filterhjälpmedel	$8{,}34 \cdot 10^4$	$1{,}63 \cdot 10^2$	$8{,}35 \cdot 10^4$
Indunstarkoncentrat	$2{,}99 \cdot 10^5$	$1{,}34 \cdot 10^5$	$4{,}34 \cdot 10^5$
Jonbytarmassor	$2{,}08 \cdot 10^6$	$4{,}76 \cdot 10^4$	$2{,}13 \cdot 10^6$
Järn/stål	$2{,}65 \cdot 10^6$	$9{,}48 \cdot 10^6$	$1{,}21 \cdot 10^7$
Sand	0	$1{,}06 \cdot 10^5$	$1{,}06 \cdot 10^5$
Slam	$8{,}61 \cdot 10^4$	$1{,}73 \cdot 10^4$	$1{,}03 \cdot 10^5$
Övrigt oorganiskt	$2{,}88 \cdot 10^4$	$8{,}77 \cdot 10^4$	$1{,}16 \cdot 10^5$
Övrigt organiskt	$2{,}06 \cdot 10^5$	$1{,}49 \cdot 10^5$	$3{,}56 \cdot 10^5$
Aluminium/zink [m^2] a, b)	$1{,}01 \cdot 10^3$	$3{,}15 \cdot 10^3$	$4{,}16 \cdot 10^3$
Järn/stål [m^2] b)	$1{,}15 \cdot 10^5$	$4{,}38 \cdot 10^5$	$5{,}53 \cdot 10^5$
Void [m^3] c).	$1{,}83 \cdot 10^3$	$2{,}51 \cdot 10^3$	$4{,}33 \cdot 10^3$

a) Initial uppskattning utifrån prognos (SKB 2013a). Säkerhetsanalysen visar på nödvändigheten av att begränsa mängderna, se kapitel 11.
b) Korrosionsytan definieras som den yta som kan komma att utsättas för korrosion. Metallytor i kontakt med bitumen ingår inte i definitionen av korrosionsyta.
c) Void, vilken anges i m^3 i tabellen ovan, är tomrum inuti avfallsbehållare, dvs ovanför och mellan avfallet, men inte luftfyllda porer.

Avfall i 1–2BTF

Avfallet i 1–2BTF är huvudsakligen avvattnade jonbytarmassor. Aska och vissa cementingjutna jonbytarmassor deponeras också i 1BTF. Materialmängder i avfallsform och behållare samt korrosionsytor och void ges i tabell 4-2.

Tabell 4-2. Mängder av olika material (avfallsform och behållare) i 1–2BTF vid förslutning samt korrosionsytor och void (SKB 2013a, Initialtillståndsrapporten).

Material	Vikt [kg]		
	1BTF	2BTF	Totalt i 1–2BTF
Aluminium/zink	$5{,}28 \cdot 10^4$ a)	0	$5{,}28 \cdot 10^4$ a)
Aska	$5{,}19 \cdot 10^5$	0	$5{,}19 \cdot 10^5$
Betong	$6{,}52 \cdot 10^6$	$7{,}89 \cdot 10^6$	$1{,}44 \cdot 10^7$
Cellulosa	$1{,}07 \cdot 10^3$	0	$1{,}07 \cdot 10^3$
Cement	$2{,}37 \cdot 10^5$	0	$2{,}37 \cdot 10^5$
Filterhjälpmedel	$7{,}23 \cdot 10^4$	$1{,}32 \cdot 10^5$	$2{,}04 \cdot 10^5$
Jonbytarmassor	$4{,}39 \cdot 10^5$	$8{,}12 \cdot 10^5$	$1{,}25 \cdot 10^6$
Järn/stål	$1{,}32 \cdot 10^6$	$1{,}79 \cdot 10^6$	$3{,}11 \cdot 10^6$
Slam	$2{,}53 \cdot 10^4$	$4{,}37 \cdot 10^4$	$6{,}90 \cdot 10^4$
Övrigt organiskt	$4{,}77 \cdot 10^4$	$8{,}46 \cdot 10^4$	$1{,}32 \cdot 10^5$
Aluminium/zink [m^2] b)	$7{,}79 \cdot 10^3$ a)	0	$7{,}79 \cdot 10^3$ a)
Järn/stål [m^2] b)	$7{,}74 \cdot 10^4$	$3{,}94 \cdot 10^4$	$1{,}17 \cdot 10^5$
Void [m^3] c)	$5{,}23 \cdot 10^2$	$6{,}31 \cdot 10^2$	$1{,}15 \cdot 10^3$

a) initial uppskattning utifrån prognos (SKB 2013a). Säkerhetsanalysen visar på nödvändigheten av att begränsa mängderna, se kapitel 11.
b) Korrosionsytan definieras som den yta som kan komma att utsättas för korrosion. Metallytor i kontakt med bitumen ingår inte i definitionen av korrosionsyta.
c) Void, vilken anges i m^3 i tabellen ovan, är tomrum inuti avfallsbehållare, dvs ovanför och mellan avfallen, men inte luftfyllda porer.

Avfall i silo

Silon är avsedd för medelaktivt avfall. Avfallet utgörs av ungefär 85 volymsprocent cement- eller bitumeningjutet avfall (jonbytarmassor, filterhjälpmedel, slam) och ungefär 15 volymsprocent betongkringgjutet avfall (sopor och skrot). Materialmängder i avfallsform och behållare samt korrosionsytor och void ges i tabell 4-3.

Tabell 4-3. Mängder av olika material (avfallsform och behållare) i silon vid förslutning samt korrosionsytor och void (SKB 2013a, Initialtillståndsrapporten).

Material	Vikt [kg]
Aluminium/zink a)	$8{,}26 \cdot 10^3$
Betong	$1{,}17 \cdot 10^7$
Bitumen	$1{,}06 \cdot 10^6$
Cellulosa	$1{,}80 \cdot 10^4$
Cement	$1{,}22 \cdot 10^7$
Filterhjälpmedel	$1{,}01 \cdot 10^4$
Jonbytarmassor	$3{,}31 \cdot 10^6$
Järn/stål	$4{,}94 \cdot 10^6$
Slam	$3{,}53 \cdot 10^4$
Övrigt oorganiskt	$1{,}07 \cdot 10^6$
Övrigt organiskt	$5{,}31 \cdot 10^4$
Aluminium/zink [m^2] a, b)	$1{,}24 \cdot 10^3$
Järn/stål [m^2] b)	$2{,}21 \cdot 10^5$
Void [m^3] c)	$2{,}14 \cdot 10^3$

a) Initial uppskattning utifrån prognos (SKB 2013a). Säkerhetsanalysen visar på nödvändigheten av att begränsa mängderna, se kapitel 11.
b) Korrosionsytan definieras som den yta som kan komma att utsättas för korrosion. Metallytor i kontakt med bitumen ingår inte i definitionen av korrosionsyta.
c) Void, vilken anges i m^3 i tabellen ovan, är tomrum inuti avfallsbehållare, dvs ovanför och mellan avfallen, men inte luftfyllda porer.

Avfall i 1–5BLA

1-5BLA är avsedda för lågaktivt avfall. Driftavfall som huvudsakligen består av sopor och skrot, men även ungefär 5 volymsprocent cement- eller bitumeningjutet avfall (jonbytarmassor, indunstarkoncentrat och slam), deponeras i 1BLA. Avfallet i 2–5BLA inkluderar en mindre mängd driftavfall i form av sopor och skrot, medan större delen utgörs av rivningsavfall bestående av betong, metaller, sand, asfalt etc. Materialmängder i avfallsform och behållare samt korrosionsytor och void ges i tabell 4-4.

Tabell 4-4. Mängder av olika material (avfallsform och behållare) i 1–5BLA vid förslutning samt korrosionsytor och void (SKB 2013a, Initialtillståndsrapporten).

Material	Vikt [kg]		
	1BLA	2–5BLA	Totalt i 1–5BLA
Aluminium/zink a)	$6{,}30 \cdot 10^{4}$	$6{,}98 \cdot 10^{4}$	$1{,}33 \cdot 10^{5}$
Asfalt, grus, jord	0	$3{,}60 \cdot 10^{6}$	$3{,}60 \cdot 10^{6}$
Betong	$2{,}43 \cdot 10^{5}$	$1{,}79 \cdot 10^{7}$	$1{,}81 \cdot 10^{7}$
Bitumen	$1{,}18 \cdot 10^{5}$	0	$1{,}18 \cdot 10^{5}$
Cellulosa	$3{,}05 \cdot 10^{5}$	$3{,}61 \cdot 10^{5}$	$6{,}66 \cdot 10^{5}$
Cement	$7{,}50 \cdot 10^{4}$	0	$7{,}50 \cdot 10^{4}$
Indunstarkoncentrat	$2{,}70 \cdot 10^{2}$	0	$2{,}70 \cdot 10^{2}$
Jonbytarmassor	$9{,}74 \cdot 10^{4}$	0	$9{,}74 \cdot 10^{4}$
Järn/stål	$3{,}77 \cdot 10^{6}$	$3{,}52 \cdot 10^{7}$	$3{,}89 \cdot 10^{7}$
Sand	0	$5{,}26 \cdot 10^{6}$	$5{,}26 \cdot 10^{6}$
Slam	$7{,}25 \cdot 10^{2}$	0	$7{,}25 \cdot 10^{2}$
Övrigt oorganiskt	$1{,}84 \cdot 10^{5}$	$2{,}51 \cdot 10^{5}$	$4{,}35 \cdot 10^{5}$
Övrigt organiskt	$1{,}47 \cdot 10^{6}$	$2{,}03 \cdot 10^{6}$	$3{,}50 \cdot 10^{6}$
Aluminium/zink [m^2] a, b)	$9{,}33 \cdot 10^{3}$	$1{,}04 \cdot 10^{4}$	$1{,}98 \cdot 10^{4}$
Järn/stål [m^2] b)	$2{,}29 \cdot 10^{5}$	$1{,}84 \cdot 10^{6}$	$2{,}06 \cdot 10^{6}$
Void [m^3] c)	$4{,}50 \cdot 10^{3}$	$3{,}47 \cdot 10^{4}$	$3{,}92 \cdot 10^{4}$

a) Initial uppskattning utifrån prognos (SKB 2013a). Säkerhetsanalysen visar på nödvändigheten av att begränsa mängderna, se kapitel 11.
b) Korrosionsytan definieras som den yta som kan komma att utsättas för korrosion. Metallytor i kontakt med bitumen ingår inte i definitionen av korrosionsyta.
c) Void, vilken anges i m^3 i tabellen ovan, är tomrum inuti avfallsbehållare, dvs ovanför och mellan avfallen, men inte luftfyllda porer.

Avfall i BRT

Förvarsutrymmet BRT är avsett för reaktortankar (RPV) från kokvattenreaktorer (BWR). Materialmängder i reaktortankar samt korrosionsytor och tomrum (dvs reaktortankarnas inre volym) ges i tabell 4-5.

Tabell 4-5. Avfallsmaterialmängder i BRT vid förslutning samt korrosionsytor och tomrum (SKB 2013a, Initialtillståndsrapporten).

Material	Vikt [kg]
Järn/stål	$5{,}55 \cdot 10^{6}$
Järn/stål [m^2]	$7{,}24 \cdot 10^{3}$
Tomrum [m^3] *	$4{,}67 \cdot 10^{3}$

* Inre volym som kommer att fyllas med cementbaserat bruk, se avsnitt 4.3.7.

Radionuklidinventarium

Uppskattningen av radionuklidinventariet, som ges i tabell 4-6, är beräknad utifrån genomsnittligt radionuklidinventarium för varje avfallstyp (SKB 2013a, SKBdoc 1481419 (Mo-93)) samt antalet avfallskollin av varje avfallstyp i förvarsutrymmena så som anges i **Initialtillståndsrapporten**. Ett radionuklidinventarium, inklusive osäkerheter, har beräknats utifrån den bästa uppskattningen av inventariet och osäkerheter för olika avfall (SKBdoc 1427105), se tabell 4-7. Osäkerheterna innefattar osäkerheter i mätning, osäkerheter i korrelationsfaktorer och osäkerheter i andra metoder som används för att beräkna den bästa uppskattningen av inventariet. Osäkerheter i mängden avfall har inte tagits med. Ingen radioaktivitet har tilldelats rivningsavfallet från AB SVAFO och Studsvik Nuclear AB, på grund av avsaknad av information. De uppskattade osäkerheterna i radionuklidin-

ventariet tar inte hänsyn till detta. Andra osäkerheter som inte ingår är till exempel förändringar till följd av eventuellt högre utbränning eller förändrad bränslesammansättning i framtiden. De osäkerheter som inkluderats beskrivs vidare i inventarierapporten (SKB 2013a). En pågående studie behandlar osäkerheter för historiskt avfall som redan deponerats i 1BLA (avfallstyp S.14).

Tabell 4-6. Bästa uppskattning av radionuklidinventariet [Bq] år 2075 (Initialtillståndsrapporten).

Nuklid	1BMA	2BMA	1BTF	2BTF	Silo	1BLA	2–5BLA	BRT	Totalt
H-3	8,09E+08	3,31E+12	6,82E+07	1,07E+08	8,97E+09	2,00E+08	1,94E+11		3,52E+12
Be-10	2,21E+05	2,19E+04	1,37E+04	2,48E+04	9,89E+05	6,53E+02	1,26E+03		1,27E+06
C-14 org*	1,47E+11	3,96E+09	9,84E+09	6,07E+09	7,56E+11	7,91E+07	2,25E+08		9,23E+11
C-14 oorg*	1,90E+12	1,44E+10	1,89E+11	2,69E+11	2,72E+12	4,03E+09	9,27E+08		5,10E+12
C-14 ind*		5,09E+09					1,19E+09	1,02E+10	1,65E+10
Cl-36	3,34E+08	2,02E+08	1,44E+07	1,66E+07	8,94E+08	2,17E+07	4,60E+07	7,21E+06	1,54E+09
Ca-41		1,56E+10					3,91E+09		1,95E+10
Fe-55	5,35E+10	1,05E+11	8,33E+07	1,14E+08	2,73E+12	8,78E+06	4,45E+08	1,49E+10	2,91E+12
Co-60	4,08E+11	1,99E+12	1,67E+10	2,36E+10	1,29E+13	1,03E+09	2,59E+10	1,93E+11	1,55E+13
Ni-59	2,10E+12	9,50E+11	3,31E+10	3,83E+10	6,85E+12	3,99E+09	1,15E+10	1,60E+11	1,01E+13
Ni-63	1,47E+14	9,23E+13	2,04E+12	2,27E+12	5,48E+14	3,04E+11	1,12E+12	1,44E+13	8,07E+14
Se-79	2,10E+08	7,29E+06	1,57E+07	1,54E+07	1,05E+09	4,00E+05	5,94E+06		1,31E+09
Sr-90	5,49E+11	3,60E+11	3,48E+10	5,76E+10	3,61E+12	7,42E+08	2,40E+10	2,32E+10	4,66E+12
Zr-93	3,68E+08	1,06E+09	2,29E+07	4,14E+07	4,48E+09	1,09E+06	2,95E+07	1,84E+08	6,19E+09
Nb-93m	1,73E+10	1,31E+13	1,44E+09	2,35E+09	9,33E+12	7,68E+07	1,34E+11	1,06E+12	2,36E+13
Nb-94	3,67E+09	9,12E+10	2,53E+08	4,13E+08	8,67E+10	3,14E+07	9,81E+08	7,94E+09	1,91E+11
Mo-93	1,46E+09	4,52E+09	2,56E+08	2,36E+08	1,96E+10	1,01E+08	9,01E+07	3,00E+09	2,93E+10
Tc-99	6,22E+09	1,42E+09	2,30E+09	5,45E+08	5,00E+10	1,85E+09	4,98E+08	4,49E+08	6,32E+10
Pd-107	5,25E+07	2,55E+09	3,92E+06	3,86E+06	2,75E+08	1,00E+05	1,72E+06		2,89E+09
Ag-108m	1,95E+10	4,06E+10	1,51E+09	2,21E+09	2,30E+11	1,94E+08	1,53E+09	1,62E+09	2,97E+11
Cd-113m	7,98E+08	9,32E+07	7,67E+07	6,34E+07	9,58E+09	1,96E+06	6,13E+06		1,06E+10
In-115		3,13E+05							3,13E+05
Sn-126	2,62E+07	1,75E+07	1,96E+06	1,93E+06	2,05E+08	5,00E+04	7,93E+06	7,53E+05	2,62E+08
Sb-125	4,37E+07	2,62E+08	7,47E+06	1,04E+07	1,32E+11	4,74E+05	4,46E+06	1,34E+07	1,32E+11
I-129	1,46E+08	7,67E+06	2,27E+07	1,02E+07	9,84E+08	4,35E+05	1,94E+06		1,17E+09
Cs-134	1,45E+08	2,26E+08	7,10E+04	8,86E+04	2,20E+11	1,58E+04	1,39E+06		2,20E+11
Cs-135	8,41E+08	5,33E+07	1,03E+08	1,85E+07	4,47E+09	3,07E+06	1,75E+08		5,67E+09
Cs-137	8,15E+12	8,95E+11	7,12E+11	6,22E+11	5,97E+13	1,84E+10	4,95E+11		7,05E+13
Ba-133	4,89E+07	1,43E+08	4,03E+06	6,19E+06	6,16E+08	2,20E+05	1,26E+07		8,31E+08
Pm-147	3,71E+08	4,06E+08	3,84E+06	4,57E+06	3,59E+11	3,02E+05	1,19E+06	1,37E+06	3,60E+11
Sm-151	8,26E+10	3,55E+10	6,51E+09	6,13E+09	4,63E+11	1,68E+08	5,88E+09	3,42E+08	6,00E+11
Eu-152	9,47E+07	1,33E+11	6,19E+07	6,54E+06	8,64E+08	1,02E+08	1,73E+10	5,41E+05	1,52E+11
Eu-154	2,33E+10	6,83E+09	1,98E+09	1,80E+09	5,24E+11	4,01E+07	2,67E+08	9,27E+07	5,59E+11
Eu-155	1,02E+09	3,74E+08	4,96E+07	5,83E+07	9,96E+10	1,54E+06	1,16E+07	2,40E+06	1,01E+11
Ho-166m	1,41E+09	5,22E+08	8,79E+07	1,59E+08	6,83E+09	4,18E+06	9,03E+07	7,99E+03	9,10E+09
U-232	8,85E+04	1,46E+05	1,62E+04	6,73E+03	6,20E+05	2,34E+03	9,35E+03	6,86E+03	8,96E+05
U-234	6,66E+06	3,04E+06	9,86E+05	4,55E+05	3,58E+07	1,33E+05	4,38E+05		4,75E+07
U-235	3,00E+06	7,82E+04	1,84E+07	1,12E+05	1,42E+07	2,98E+08	3,23E+08	1,49E+01	6,57E+08
U-236	2,64E+06	6,00E+06	4,02E+05	3,55E+05	1,58E+07	3,99E+04	2,06E+05	3,92E+05	2,59E+07
U-238	5,95E+06	1,23E+06	8,55E+05	8,75E+05	3,28E+07	7,33E+08	1,77E+08		9,52E+08
Np-237	2,73E+07	7,68E+06	1,07E+06	1,98E+06	5,36E+08	6,75E+04	2,61E+05	4,70E+05	5,75E+08
Pu-238	7,52E+09	4,42E+10	2,09E+09	4,56E+08	7,29E+10	3,47E+08	1,52E+09	2,72E+09	1,32E+11
Pu-239	2,77E+09	6,78E+09	4,68E+08	1,89E+08	1,70E+10	6,60E+07	2,77E+08	4,16E+08	2,80E+10
Pu-240	3,87E+09	9,21E+09	5,20E+08	2,65E+08	2,39E+10	6,74E+07	2,95E+08	5,92E+08	3,87E+10
Pu-241	2,40E+10	1,66E+11	7,30E+09	2,42E+09	3,07E+11	1,29E+09	5,74E+09	9,05E+09	5,23E+11
Pu-242	2,00E+07	5,02E+07	2,96E+06	1,37E+06	1,23E+08	3,99E+05	1,71E+06	3,11E+06	2,03E+08
Am-241	2,91E+10	4,12E+10	6,14E+09	1,83E+09	2,32E+13	5,23E+08	1,94E+09	1,99E+09	2,32E+13
Am-242m	4,46E+07	1,83E+08	7,34E+06	3,21E+06	3,22E+08	1,02E+06	4,84E+06	1,32E+07	5,79E+08
Am-243	2,02E+08	6,62E+08	3,25E+07	1,78E+07	1,60E+09	4,00E+06	1,86E+07	4,14E+07	2,57E+09
Cm-243	1,85E+07	1,03E+08	3,82E+06	4,15E+05	1,89E+08	7,58E+05	3,40E+06	6,38E+06	3,25E+08
Cm-244	6,73E+08	1,07E+10	2,68E+08	2,84E+07	9,26E+09	5,39E+07	2,80E+08	6,76E+08	2,19E+10
Cm-245	1,99E+06	1,01E+07	2,95E+05	1,36E+05	1,49E+07	3,97E+04	2,18E+05	6,83E+05	2,84E+07
Cm-246	5,27E+05	3,34E+06	7,82E+04	3,60E+04	4,29E+06	1,05E+04	6,61E+04	2,24E+05	8,58E+06
Totalt	1,60E+14	1,14E+14	3,06E+12	3,30E+12	6,72E+14	3,39E+11	2,05E+12	1,59E+13	9,71E+14

* C-14 har delats in i organiskt, oorganiskt samt inducerad aktivitet.

Tabell 4-7. Högt radionuklidinventarium [Bq] år 2075 (beräknat utifrån den bästa uppskattningen av inventariet inklusive osäkerheter (95:e percentilen) (Initialtillståndsrapporten).

Nuklid	1BMA	2BMA	1BTF	2BTF	Silo	1BLA	2–5BLA	BRT	Totalt	Ratio**
H-3	4,06E+10	2,02E+13	3,41E+09	5,38E+09	4,57E+11	1,01E+10	5,43E+11		2,12E+13	6,04
Be-10	1,11E+07	9,85E+05	6,88E+05	1,24E+06	4,98E+07	3,42E+04	2,49E+04		6,38E+07	50,2
C-14 org*	2,01E+11	7,49E+09	1,35E+10	8,31E+09	1,04E+12	1,08E+08	1,21E+09		1,27E+12	1,38
C-14 oorg*	2,60E+12	2,63E+10	2,58E+11	3,67E+11	3,75E+12	5,51E+09	4,98E+09		7,01E+12	1,37
C-14 ind*		1,76E+10					6,41E+09	1,85E+10	4,26E+10	2,59
Cl-36	6,67E+08	8,00E+08	4,81E+07	4,06E+07	3,91E+09	2,88E+07	1,13E+08	1,31E+07	5,63E+09	3,66
Ca-41		6,07E+10					1,01E+10		7,08E+10	3,63
Fe-55	2,72E+11	4,65E+11	4,17E+08	5,71E+08	1,52E+13	5,05E+07	2,64E+09	2,72E+10	1,59E+13	5,48
Co-60	4,74E+11	3,74E+12	1,71E+10	2,41E+10	2,40E+13	2,01E+09	1,66E+11	3,51E+11	2,88E+13	1,85
Ni-59	6,30E+12	2,12E+12	1,03E+11	1,16E+11	2,09E+13	1,27E+10	6,62E+10	2,91E+11	2,99E+13	2,95
Ni-63	4,40E+14	2,02E+14	6,43E+12	6,88E+12	1,67E+15	9,57E+11	6,57E+12	2,62E+13	2,36E+15	2,93
Se-79	1,05E+10	3,77E+08	7,86E+08	7,71E+08	5,30E+10	2,06E+07	5,84E+07		6,55E+10	50,2
Sr-90	7,27E+11	8,68E+11	5,14E+10	1,29E+11	5,16E+12	2,92E+09	1,80E+11	4,23E+10	7,16E+12	1,54
Zr-93	1,84E+10	3,87E+09	1,15E+09	2,07E+09	1,00E+11	5,69E+07	2,09E+08	3,36E+08	1,26E+11	20,4
Nb-93m	3,46E+11	2,50E+13	2,88E+10	4,70E+10	4,00E+13	1,66E+09	8,69E+11	1,92E+12	6,81E+13	2,88
Nb-94	1,84E+10	1,80E+11	1,27E+09	2,07E+09	3,61E+11	1,95E+08	6,15E+09	1,45E+10	5,84E+11	3,05
Mo-93	2,00E+09	8,65E+09	3,50E+08	3,22E+08	4,23E+10	1,39E+08	3,09E+08	5,46E+09	5,95E+10	2,03
Tc-99	1,22E+10	5,01E+09	8,47E+09	7,54E+08	1,97E+11	6,66E+09	3,06E+09	8,19E+08	2,34E+11	3,71
Pd-107	2,10E+09	4,72E+09	1,57E+08	1,54E+08	1,07E+10	4,14E+06	1,39E+07		1,79E+10	6,19
Ag-108m	9,74E+11	1,73E+11	7,56E+10	1,11E+11	5,09E+12	9,85E+09	8,46E+09	2,96E+09	6,44E+12	21,7
Cd-113m	4,00E+10	4,15E+09	3,85E+09	3,17E+09	5,03E+11	1,04E+08	1,79E+08		5,55E+11	52,2
In-115		8,28E+05							8,28E+05	2,65
Sn-126	1,05E+09	7,45E+07	7,87E+07	7,72E+07	5,91E+09	2,07E+06	5,58E+07	1,37E+06	7,25E+09	27,7
Sb-125	4,61E+08	1,27E+09	7,47E+07	1,04E+08	1,54E+12	5,55E+06	3,03E+07	2,45E+07	1,54E+12	11,6
I-129	3,05E+08	4,50E+07	9,17E+07	1,40E+07	3,29E+09	1,38E+06	1,45E+07		3,76E+09	3,20
Cs-134	1,93E+08	3,30E+08	8,54E+04	1,06E+05	5,85E+11	4,05E+04	9,24E+06		5,86E+11	2,66
Cs-135	1,28E+09	3,22E+08	2,46E+08	2,53E+07	9,94E+09	6,38E+06	1,21E+09		1,30E+10	2,30
Cs-137	8,35E+12	4,58E+12	8,05E+11	6,31E+11	8,99E+13	3,14E+10	3,45E+12		1,08E+14	1,53
Ba-133	9,99E+07	5,30E+08	8,09E+06	1,24E+07	1,36E+09	5,90E+05	3,33E+07		2,05E+09	2,47
Pm-147	7,63E+08	8,59E+08	7,68E+06	9,14E+06	1,18E+12	9,08E+05	5,51E+06	2,49E+06	1,18E+12	3,28
Sm-151	1,66E+11	1,36E+11	1,33E+10	1,23E+10	1,03E+12	3,97E+08	1,58E+10	6,23E+08	1,38E+12	2,29
Eu-152	2,07E+08	4,78E+11	1,24E+08	1,31E+07	2,29E+09	2,22E+08	4,57E+10	9,86E+05	5,26E+11	3,47
Eu-154	4,71E+10	1,93E+10	4,04E+09	3,61E+09	1,48E+12	1,03E+08	8,01E+08	1,69E+08	1,55E+12	2,78
Eu-155	2,07E+09	9,72E+08	1,00E+08	1,17E+08	3,17E+11	4,45E+06	3,48E+07	4,37E+06	3,20E+11	3,17
Ho-166m	2,83E+09	2,11E+09	1,78E+08	3,21E+08	1,41E+10	1,04E+07	2,39E+08	1,46E+04	1,98E+10	2,17
U-232	1,99E+05	3,46E+05	3,28E+04	1,41E+04	1,57E+06	7,61E+03	3,66E+04	1,25E+04	2,22E+06	2,48
U-234	1,47E+07	9,73E+06	2,00E+06	9,57E+05	8,44E+07	4,29E+05	1,44E+06		1,14E+08	2,39
U-235	6,29E+06	2,32E+05	3,69E+07	2,33E+05	2,98E+07	7,21E+08	1,03E+09	2,71E+01	1,82E+09	2,77
U-236	5,75E+06	1,21E+07	8,22E+05	7,44E+05	4,13E+07	1,29E+05	9,61E+05	7,14E+05	6,25E+07	2,42
U-238	1,27E+07	3,92E+06	1,76E+06	1,83E+06	7,24E+07	1,55E+09	4,47E+08		2,09E+09	2,19
Np-237	5,73E+07	1,58E+07	2,19E+06	4,18E+06	1,61E+09	2,09E+05	1,06E+06	8,57E+05	1,69E+09	2,94
Pu-238	1,30E+10	9,11E+10	3,98E+09	6,41E+08	1,78E+11	1,12E+09	6,22E+09	4,95E+09	2,99E+11	2,27
Pu-239	4,10E+09	1,49E+10	8,52E+08	2,77E+08	3,53E+10	2,12E+08	1,10E+09	7,57E+08	5,75E+10	2,06
Pu-240	5,69E+09	1,97E+10	9,20E+08	3,87E+08	4,98E+10	2,15E+08	1,23E+09	1,08E+09	7,91E+10	2,04
Pu-241	5,95E+10	3,52E+11	1,48E+10	5,08E+09	7,88E+11	4,22E+09	2,36E+10	1,65E+10	1,26E+12	2,42
Pu-242	4,40E+07	1,03E+08	6,00E+06	2,87E+06	3,12E+08	1,29E+06	7,01E+06	5,66E+06	4,82E+08	2,38
Am-241	7,46E+10	1,98E+11	5,16E+10	6,10E+09	2,81E+14	6,08E+09	2,21E+10	3,62E+09	2,81E+14	12,1
Am-242m	9,91E+07	3,62E+08	1,49E+07	6,76E+06	8,38E+08	3,32E+06	2,07E+07	2,40E+07	1,37E+09	2,36
Am-243	2,97E+08	1,32E+09	5,67E+07	2,53E+07	3,21E+09	1,28E+07	8,02E+07	7,54E+07	5,07E+09	1,97
Cm-243	3,17E+07	2,12E+08	7,57E+06	7,98E+05	4,18E+08	2,46E+06	1,40E+07	1,16E+07	6,99E+08	2,15
Cm-244	1,48E+09	2,15E+10	5,21E+08	3,74E+07	2,64E+10	1,75E+08	1,26E+09	1,23E+09	5,26E+10	2,40
Cm-245	4,37E+06	2,00E+07	5,97E+05	2,86E+05	4,15E+07	1,28E+05	1,01E+06	1,24E+06	6,91E+07	2,44
Cm-246	1,16E+06	6,50E+06	1,59E+05	7,58E+04	1,23E+07	3,41E+04	3,27E+05	4,08E+05	2,10E+07	2,45
Totalt	4,61E+14	2,61E+14	7,90E+12	8,36E+12	2,17E+15	1,06E+12	1,20E+13	2,89E+13	2,95E+15	3,04

* C-14 har delats in i organiskt, oorganiskt samt inducerad aktivitet.
** I förhållande till den bästa uppskattningen av radionuklidinventariet som anges i tabell 4-6.

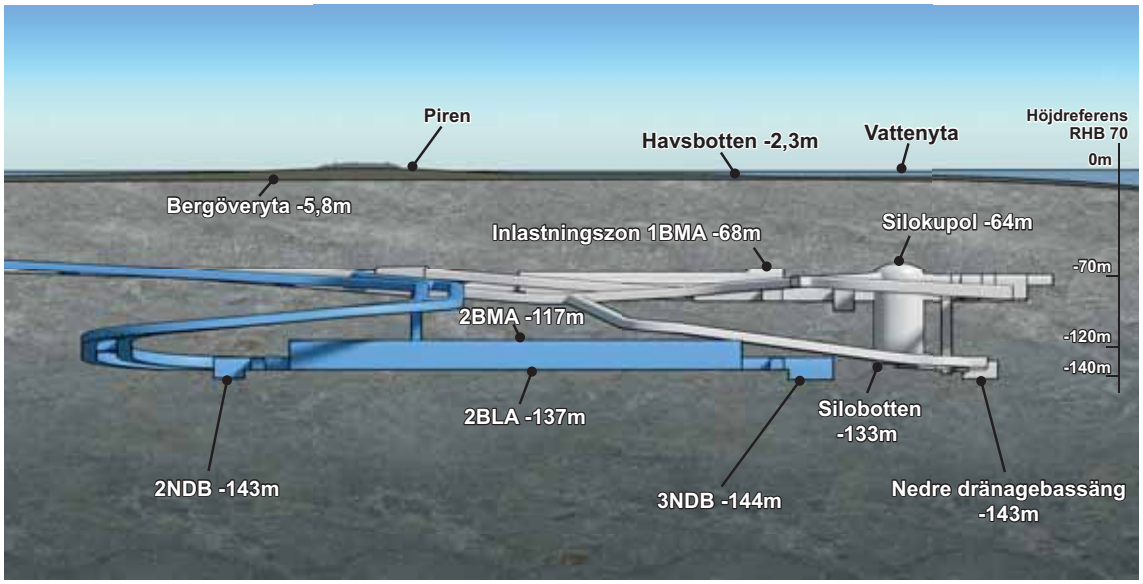
4.3 Förvar

SFR är utformat som en bergrumsanläggning under havet som nås via nedfartstunnlar från en anläggning vid markytan. SFR 1 omfattar en silo och fyra bergssalar för olika avfallskategorier. Bergssalarna ligger cirka 60 m under havsytan. Silons botten ligger dock betydligt djupare, cirka 130 m under havsytan. SFR 3 planeras innehålla sex bergssalar. Bergssalarna i den nya delen kommer att vara placerade cirka 120 m under havsytan, vilket innebär att de kommer att vara i nivå med silons botten, se figur 4-3. De fastställda nivåerna i figuren ges i RHB 70, som är det svenska geografiska höjdsystemet. I dag finns det två nedfartstunnlar och för att göra det möjligt att placera hela reaktortankar i förvaret, planeras en tredje nedfartstunnel.

SFR-anläggningen kommer att avvecklas när allt avfall deponerats. När beslutet om slutlig avställning har tagits, kommer avveckling av anläggningen att påbörjas och fortsätta till dess att förvaret förslutits. En noggrant utformad avvecklingsplan, med fokus på förslutningen, kommer att tas fram i god tid innan förslutningsarbetet påbörjas. Rivning och nedmontering av befintliga system kommer då att samordnas med genomförandet av förslutningen. Efter avveckling och förslutning är förvaret ett passivt system som kan lämnas utan att ytterligare åtgärder vidtas för att upprätthålla säkerheten. Anläggningarna ovan mark kommer att dekontamineras och användas för andra ändamål eller rivas.

Beskrivning av förvaret efter förslutning

Förslutningen innefattar installation av återfyllnadsmaterial och pluggar på utvalda platser i den underjordiska anläggningen. Det primära syftet är att minska vattenflödet genom avfallet och förhindra mänskligt intrång i förvaret. Pluggar kommer att installeras i nedfartstunnlar och schaktförbindelser. Alla tunnlar kommer att återfyllas med makadam[6]. Den övre delen av nedfartstunnlarna kommer att fyllas igen med stenblock och förslutas med betongpluggar. Slutligen kommer markytan att återställas för att smälta in i det omgivande landskapet. Dessutom kommer samtliga borrhål vid SFR att förslutas så att vattenflödet i omgivande berg inte påverkas av dessa.



Figur 4-3. *Vy över SFR med fastställda nivåer i RHB 70 (RHB 70 är det svenska geografiska höjdsystemet). Vyn är mot nordväst, ungefär vinkelrätt mot förvarsutrymmena. Observera att angivna höjder för den övre ytan av berget och havsbottnen är att betrakta som ungefärliga, då de är punktdata som varierar i planet ovanför SFR. Den grå delen är SFR 1 och den blå delen är SFR 3.*

[6] Makadam är bergkross siktat till fraktioner inom 2–65 mm. Makadam har inget eller mycket lite finkornigt material (kornstorlek < 2 mm). Fraktionen anges som intervall, till exempel är ”Makadam 16–32” bergkross som innehåller fraktionen 16–32 mm.

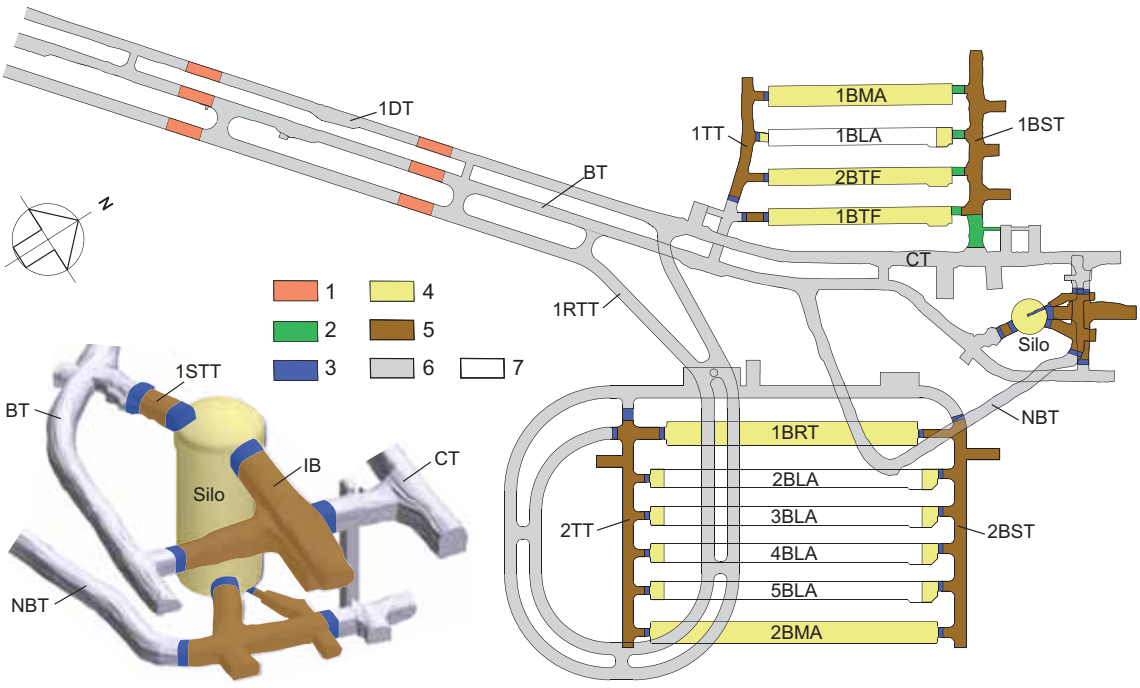
En sammanfattande beskrivning av varje förvarsutrymme efter förslutning samt pluggar och andra förslutningskomponenter ges i följande avsnitt. De planerade förslutningsåtgärderna beskrivs mer i detalj i Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612).

Det bör noteras att den långsiktiga säkerhetsanalysen för SFR (SR-PSU), bygger på den utformning av förvarsutbyggnaden som definierades i mars 2012, Layout 1.5. Att förbereda en ansökan om att få bygga och driva en kärnteknisk anläggning är dock en iterativ process som tar lång tid och förändringar av utbyggnadens utformning har gjorts under den tid det tagit att sammanställa den långsiktiga säkerhetsanalysen. Därför baseras alla delar av ansökan gällande SFR-utbyggnaden, förutom den långsiktiga säkerhetsanalysen, på en ändrad utformning, Layout 2.0. Det är därför viktigt att tydligt redovisa de viktigaste skillnaderna mellan de två utformningarna, vilka är:

- längd på BRT,
- höjd och bredd på 2BMA.

I beskrivningen som ges här är dock alla figurer enligt Layout 2.0, men dimensioner ges för båda layouterna där de skiljer sig åt.

En översiktlig bild av det förslutna förvaret visas i figur 4-4. Pluggsektionerna är hydrauliskt täta sektioner med bentonit som hålls på plats genom mekaniskt mothåll. Där så är möjligt med tanke på tunnlarnas geometri och bergets egenskaper, installeras betongpluggar som mekaniskt mothåll. Där detta inte är lämpligt, installeras i stället ett mekaniskt mothåll bestående av återfyllnads- och övergångsmaterial. Syftet med övergångsmaterialet är att förhindra transport av bentonit ut från den hydrauliskt täta sektionen, att ta upp belastningen från bentoniten då den sväller och överföra den till återfyllnadsmaterialet. Återfyllnadsmaterialet utgörs av makadam och övergångsmaterialet av 30/70 bentonit/bergskross. Ett mekaniskt mothåll av återfyllnads- och övergångsmaterial tillsammans med en tät sektion av bentonit benämns jorddammsplugg.



Figur 4-4. *Schematisk plan över SFR 1 och SFR 3, med en detaljerad bild av silon. Förklarning till numrering: 1) Pluggar i nedfartstunnlar 2) Övergångsmaterial 3) Mekanisk plugg av betong 4) Återfyllnadsmaterial av makadam 5) Hydrauliskt tät sektion av bentonit 6) Återfyllnadsmaterial i nedfartstunnlar och tunnelsystemets centralområde 7) Ej återfyllda utrymmen. Observera att figuren visar Layout 2.0; Layout 1.5 används i SR-PSU-modellering. Den enda skillnad som är relevant för denna figur är att BRT här är längre än i Layout 1.5. Förkortningarna i figuren hänvisas till i texten.*

4.3.1 1BMA, bergssal för medelaktivt avfall

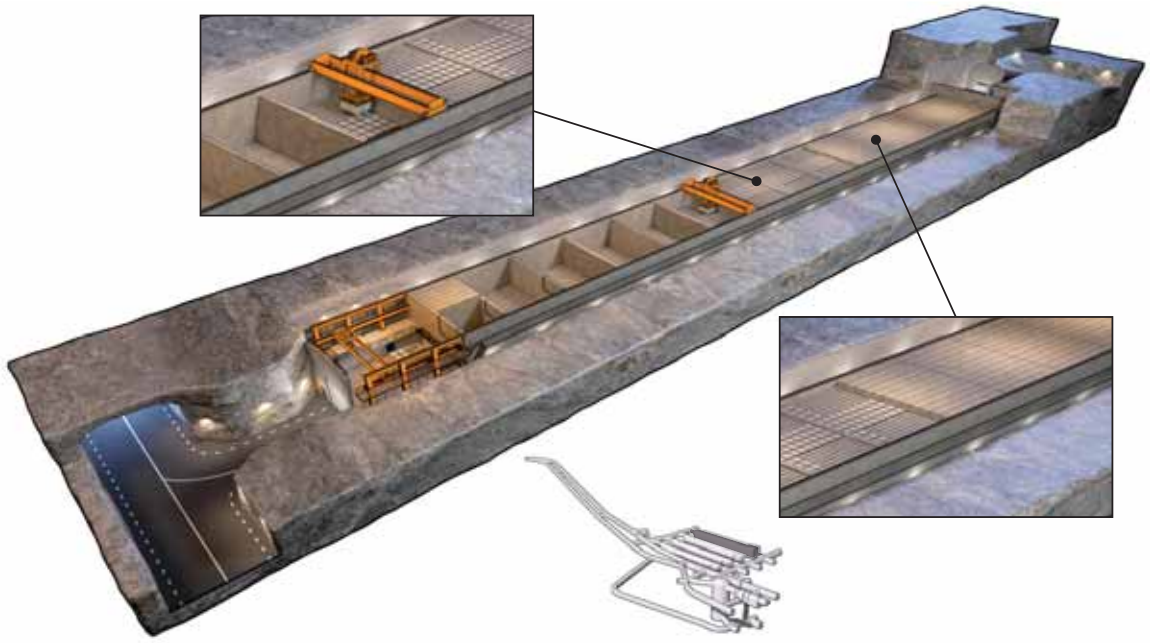
Bergssalen är cirka 20 m bred, 17 m hög och 160 m lång. Avfallet deponeras i en cirka 140 m lång armerad betongkonstruktion indelad i 13 stora fack och två mindre fack. De bärande delarna av betongkonstruktionen är gjutna på fast berg och golvet på en bas av krossat berg utjämnad med grus. Golv- och väggkonstruktioner utgörs av platsgjuten armerad betong. För att hålla formarna på plats under gjutningen användes genomgående formstag av stål. Väggarna och taket i bergssalen är täckta med sprutbetong.

I facken deponeras betong- och plåtkokiller såväl som plåtfat (på en fatbricka eller i en fatlåda) med hjälp av en fjärrstyrd travers som löper längs överkanten på betongkonstruktionens väggar, se figur 4-5. Avfallet deponeras som det anländer till SFR, kokillerna staplas i höjd om sex och faten i höjd om åtta. I takt med att facken fylls, försluts de temporärt med tjocka strålskyddande prefabricerade betongelement. Minst två rader betongkokiller installeras i varje fack för att stödja de prefabricerade betongelementen.

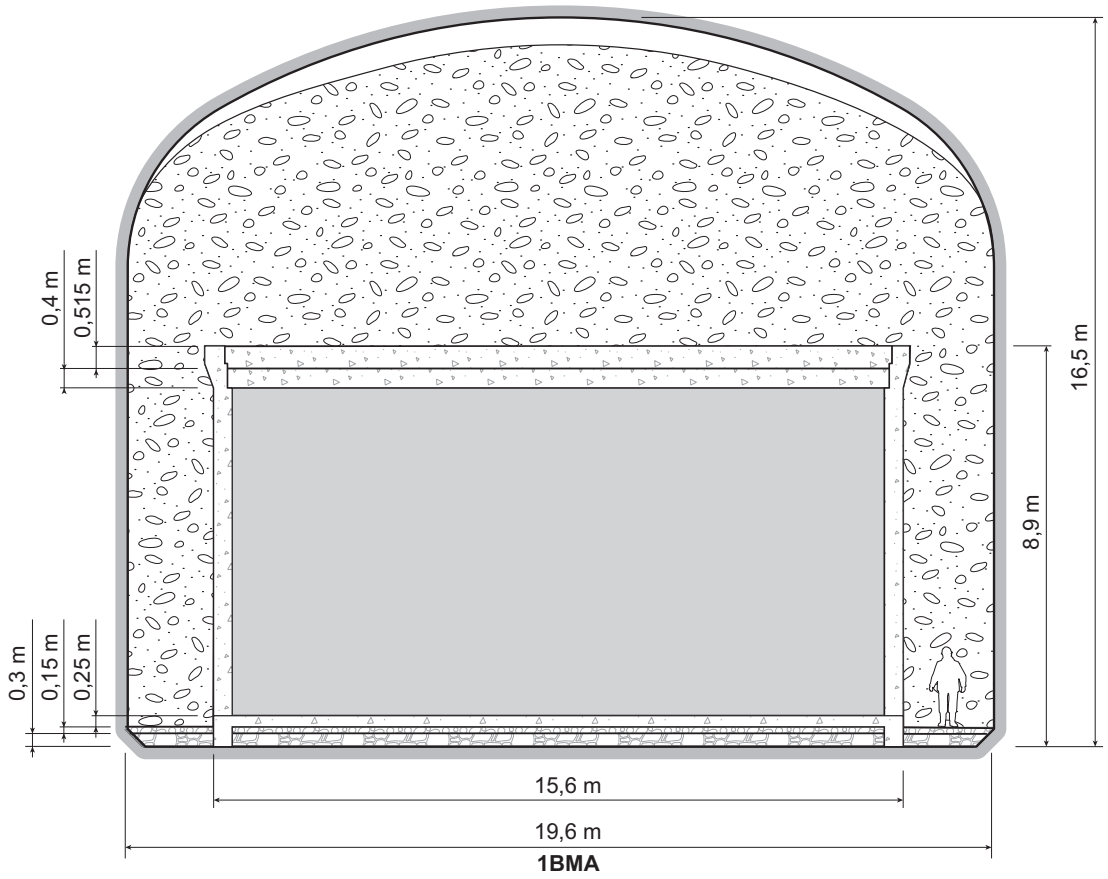
Beskrivning av bergssalen efter förslutning

Ett omfattande program för undersökning av betongkonstruktionen har genomförts som visar att omfattande reparationer och förstärkningsåtgärder behöver vidtas för att uppnå önskade hydrauliska och mekaniska egenskaper vid förslutning. Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612) beskriver de planerade åtgärderna för förslutning av 1BMA.

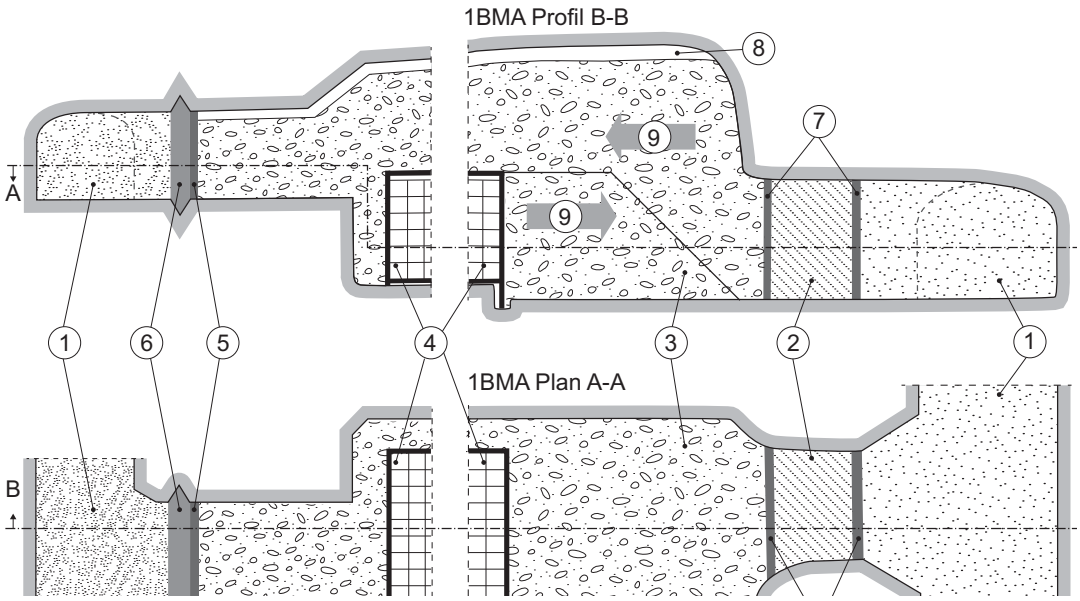
Inför förslutning och efter att driften har avslutats, kringgjuts avfallsbehållarna i facken med betong varefter ett armerat betonglock gjuts ovanpå de prefabricerade betongelementen. Installationer och utrustning i bergssalen avlägsnas och utrymmet mellan betongkonstruktionen och bergväggen återfylls med makadam, se figur 4-6. I slutet av avfallsutrymmet som ansluter till tvärtunneln (1TT) installeras en betongplugg som ett mekaniskt mothåll till bentoniten i tunneln. Det är inte möjligt att installera en betongplugg i anslutning till bergssalstunneln (1BST), utan här består i stället det mekaniska mothållet för bentoniten av en sektion med övergångsmaterial och återfyllnadsmaterial i bergssalen, se figur 4-4 och figur 4-7.



Figur 4-5. *Bergssal för medelaktivt avfall, 1BMA, i SFR 1 under driftskedet.*



Figur 4-6. *Schematisk tvärsektion för 1BMA efter förslutning.*



Figur 4-7. *Schematisk profil och plan för 1BMA efter förslutning. Förklaring till numrering: 1) Bentonit 2) Övergångsmaterial, exempelvis 30/70-blandning av bentonit och bergkross 3) Makadam 4) Kringgjutna avfallskollin 5) Mothållande vägg och gjutform 6) Mekanisk plugg av betong 7) Begränsande vägg av betong för övergångsmaterial 8) Öppen spalt mellan makadam och tunneltak 9) Arbetsriktning för återfyllning av bergssal.*

Tillstånd för systemkomponenterna

Det konditionerade avfallet omges av följande komponenter:

- Avfallsbehållare.
- Kringgjutningsbruk i facken.
- Betongkonstruktion, dvs. armerade fackväggar och botten, samt prefabricerade betongelement och gjutet betonglock.
- Återfyllnad av makadam.
- Mekaniska pluggar (se avsnitt 4.3.8).

Avfallsbehållarna i 1BMA är tillverkade av betong eller stålplåt. Behållare av stål kommer sannolikt att börja korrodera under driftskedet. Man kan inte utesluta att små sprickor, mer än 0,1 mm breda, kan komma att bildas i avfallsbehållare av betong under driftskedet eller även initialt. Armeringsjärn i betongkonstruktionen kommer att korrodera under driftskedet.

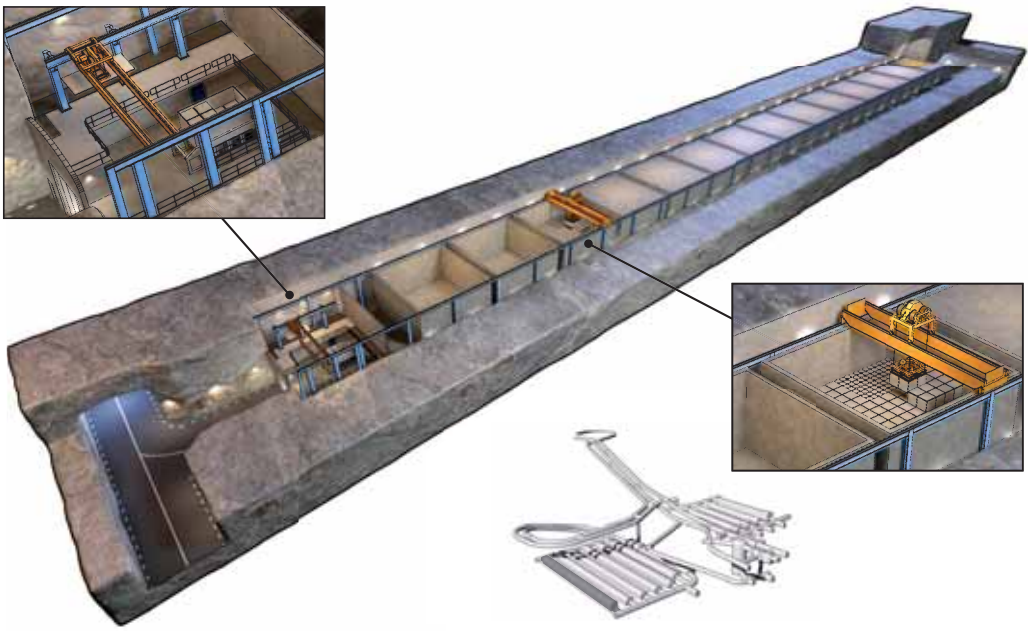
Andra komponenter som placeras före förslutning förväntas vara i det skick de var vid tidpunkten för deponering, dvs. endast mindre förändringar under driftskedet.

För att uppnå ett gott skick av betongkonstruktionen planeras åtgärder för att reparera den före förslutning (SKBdoc 1358612).

4.3.2 2BMA, bergssal för medelaktivt avfall

En cirka 20 m bred, 16 m hög (16,8 m i Layout 1.5) och 275 m lång bergssal för medelaktivt avfall planeras i SFR 3. Erfarenheter från 1BMA har tillvaratagits vid utformningen av 2BMA. 14 fristående oarmerade betongkassuner, med en botten på 16×16 m och en höjd på drygt 8 m, kommer att uppföras i bergssalen. Betongkassunerna kommer att vara gjutna på en bas av bergkross utjämnad med grus, medan väggar och tak kommer att vara täckta med sprutbetong.

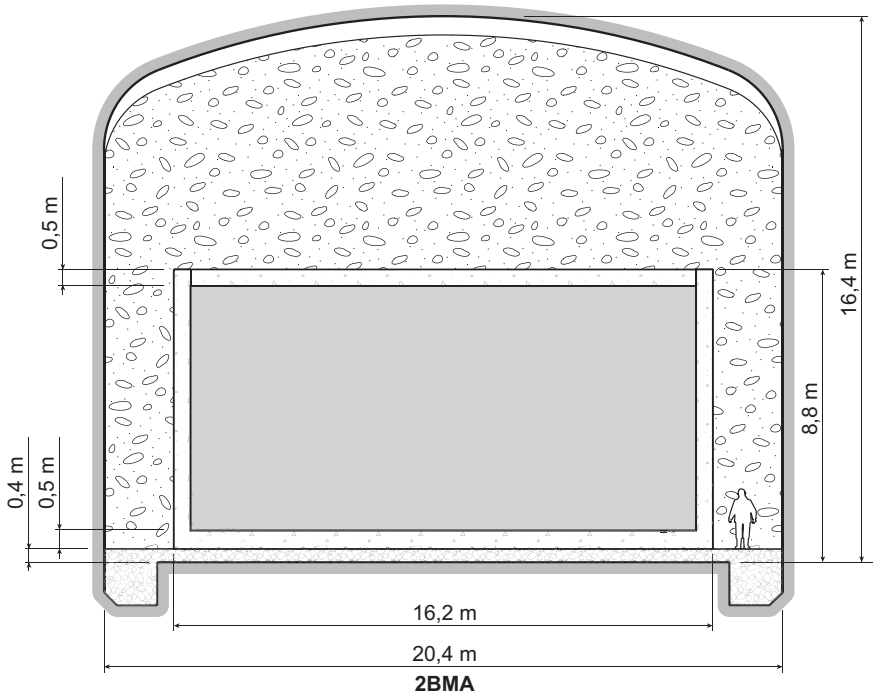
Avfallsbehållare i form av plåt- och betongkokiller kommer att deponeras i varje kassun med hjälp av en fjärrstyrd travers. Traversen installeras på ett fristående pelarsystem och vilar inte på kassunerna, se figur 4-8. Kringgjutning av avfallskollin kommer att ske kontinuerligt under drift. Storleken på kassunerna säkerställer ett tillräckligt avstånd mellan varje 4-kokillenhet för kringgjutningsbruket. Detta säkerställer även att kringgjutningsbruket kommer att bidra till kassunernas totala bärförmåga. Om nödvändigt kommer prefabricerade betongelement att placeras ovanpå kassunerna för att fungera som strålskydd under driftskedet.



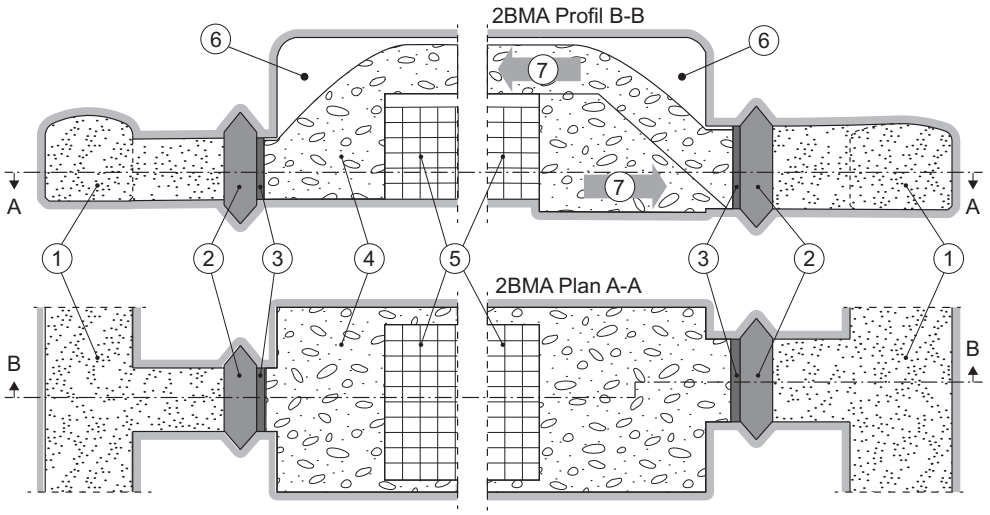
Figur 4-8. *Bergssal för medelaktivt avfall, 2BMA, i SFR 3 under driftskedet.*

Beskrivning av bergssalen efter förslutning

Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612) beskriver de planerade åtgärderna för förslutning av 2BMA. De prefabricerade betongelementen avlägsnas inför förslutningen och i stället gjuts ett oarmerat betonglock ovanpå det kringgjutna avfallet i kassunen. De gjutfogar som bildas mellan väggar och lock i kassunen till följd av krympning av betongen kommer att fungera som en transportväg för gas som kan bildas till följd av korrosion av metaller i avfallsbehållare. Installationer och utrustning i bergssalen avlägsnas och utrymmet mellan kassuner, såväl som mellan kassuner och bergväggen, återfylls med makadam, se figur 4-9. Bergssalens geometri är sådan att betongpluggar kan installeras vid båda ändarna av bergssalen som mekaniskt mothåll för bentoniten i anslutande tunnlar, se figur 4-10.



Figur 4-9. *Schematisk tvärsektion för 2BMA efter förslutning. Observera att figuren visar Layout 2.0; Layout 1.5 används i modelleringen i SR-PSU. Betongkonstruktionen har samma dimensioner i Layout 1.5, men bergssalens bredd är 19,8 m och höjden är 16,8 m.*



Figur 4-10. *Schematisk profil och plan för 2BMA efter förslutning. Förklaring till numreringen: 1) Bentonit 2) Mekaniska pluggar av betong 3) Mothållande vägg och gjutform 4) Makadam 5) Kringgjutna avfallskollin 6) Öppen spalt mellan makadam och tunneltak 7) Arbetsriktning för återfyllning av bergssal.*

Tillstånd för systemkomponenterna

Det konditionerade avfallet omges av följande komponenter:

- Avfallsbehållare.
- Kringgjutningsbruk i kassuner.
- Väggar och botten i kassuner i oarmerad betong.
- Lock på kassuner i oarmerad betong.
- Återfyllnad av makadam.
- Mekaniska pluggar (se avsnitt 4.3.8).

Avfallbehållare i 2BMA kringgjuts kontinuerligt under driftskedet. Detta innebär att avfallsbehållarnas skick inte kan kontrolleras i efterhand. Avfallsbehållare av stål kommer sannolikt att börja korrodera under driftskedet. Man kan inte utesluta att små sprickor, mer än 0,1 mm breda, kan komma att bildas i avfallsbehållare av betong under driftskedet eller även initialt.

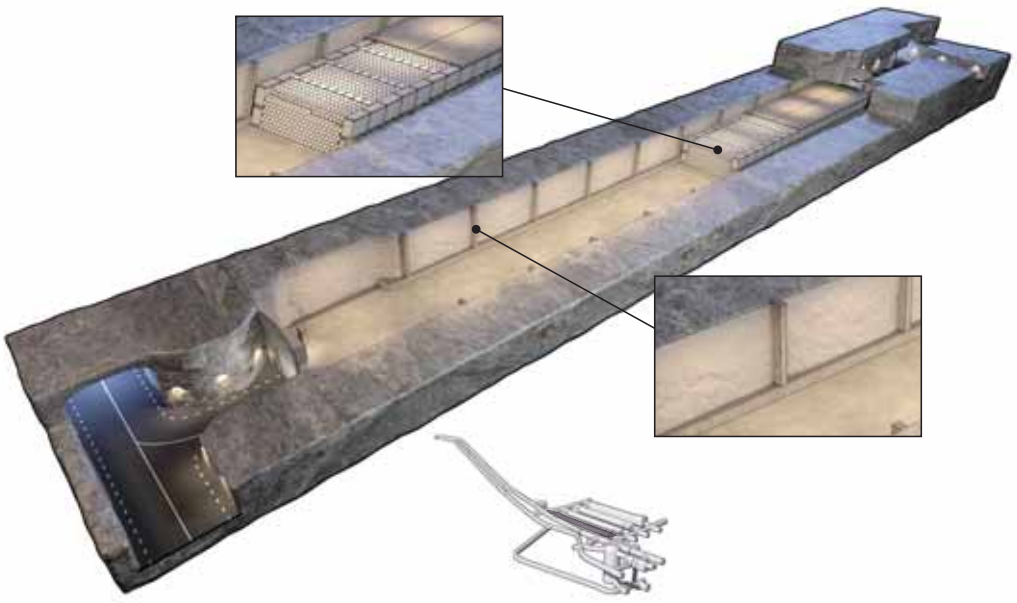
Andra komponenter förväntas vara i det skick de var i vid tidpunkten för deponering, dvs endast mindre förändringar sker under driftskedet.

4.3.3 1BTF och 2BTF, bergssalar för betongtankar

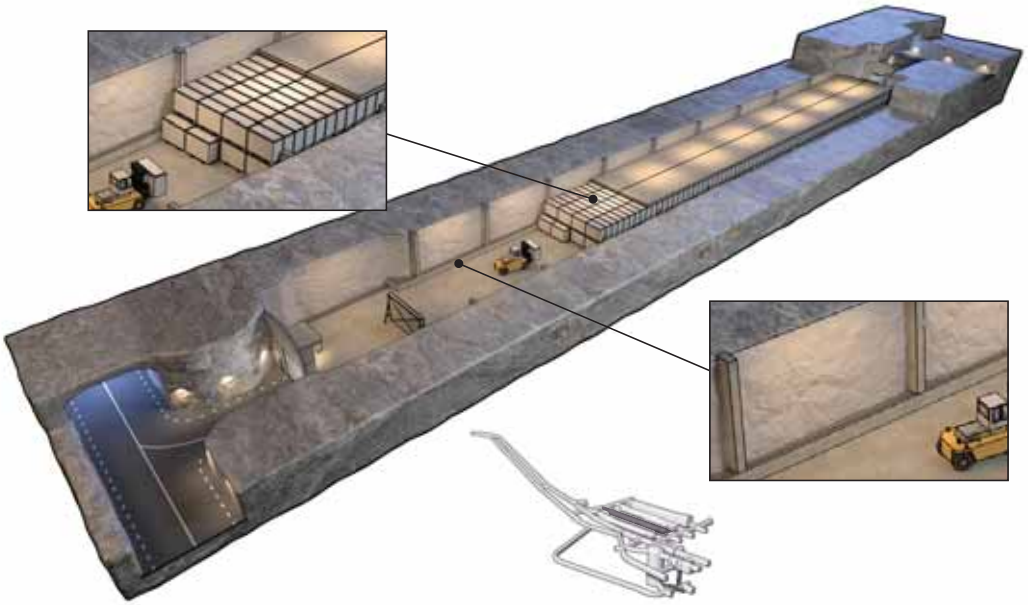
De två bergssalarna 1BTF och 2BTF är cirka 15 m breda, 9,5 m höga och 160 m långa. Bergssalarna är i första hand utformade för deponering av avvattnade jonbytarmassor i betongtankar. Bergssalarnas väggar och tak är täckta med sprutbetong. Betonggolven är gjutna på en dräneringsgrund och omges av en 1 m hög betongsarg längs med bergväggen. För att underlätta den planerade kringgjutningen av betongtankarna finns ett antal betongpelare på bottenplattan, se illustrationen längst ned i figur 4-11 och figur 4-12.

I 1BTF deponeras förutom betongtankar även fat med aska från förbränning vid Studsvik Nuclear AB samt udda typer av avfall såsom ett reaktortanklock. För att ge stöd för fat med aska i 1BTF, placeras betongtankar i tunnelns längdriktning och skiljeväggar byggs upp av betongkokiller med lågt aktivitetsinnehåll och låg ytdosrat, se illustrationen i övre delen av figur 4-11. Kringgjutning av askfat sker successivt under drift.

I 2BTF deponeras endast betongtankar. Tankarna placeras fyra i bredd och två i höjd, varefter prefabricerade betongelement placeras ovanpå som strålskydd, se figur 4-12.



Figur 4-11. *Bergssal för betongtankar, 1BTF, i SFR 1 under driftskedet. Den övre delen illustrerar inplacering av askfat.*



Figur 4-12. *Bergssal för betongtankar, 2BTF, i SFR 1 under driftskedet. Den övre delen illustrerar inplacering av betongtankar.*

Beskrivning av bergssalarna efter förslutning

Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612) beskriver de planerade åtgärderna för förslutning av 1BTF och 2BTF. Som ett första steg vid förslutning av bergssalarna återfylls utrymmet mellan betongtankar och bergvägg med kringgjutningsbruk. I 2BTF med enbart betongtankar, fylls utrymmena mellan betongtankarna med kringgjutningsbruk i nästa steg och ovanpå de prefabricerade betongelementen gjuts en betongplatta för att bära upp makadamvikten. I 1BTF är askfaten i den inre halvan av bergssalen redan kringgjutna och den yttre halvan med enbart betongtankar kringgjuts på samma sätt som i 2BTF. Slutligen fylls utrymmet ovanför kringgjutningsbruket och betongplattan med makadam upp till taket och bergssalarna pluggas på samma sätt som 1BMA, se avsnitt 4.2.2.

Figur 4-13 och figur 4-14 visar schematiska illustrationer av 1BTF och 2BTF efter förslutning. Syftet med den nya bergprofilen (10 i figur 4-14) är att öka kontaktytan mellan makadam och berg och därigenom öka det mekaniska stödet för övergångsmaterialet i pluggen.

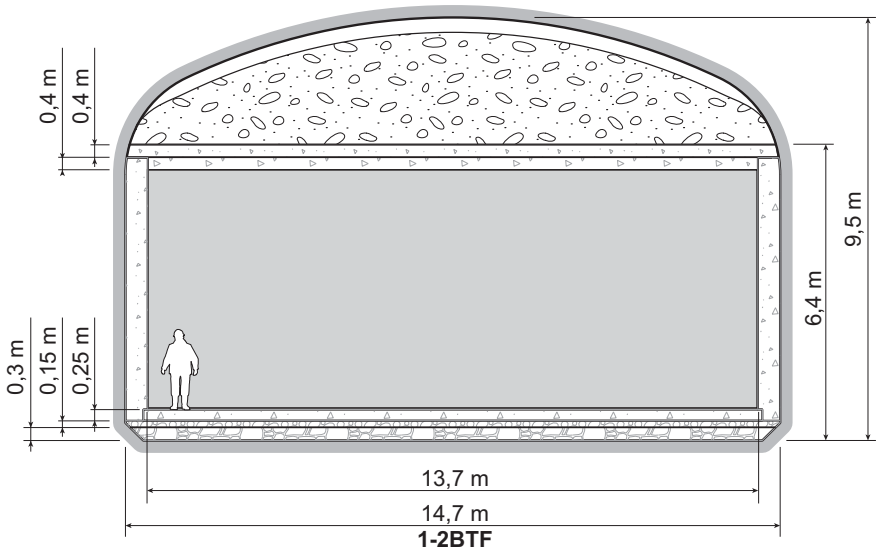
Tillstånd för systemkomponenter i 1BTF

Avfallet omges av följande komponenter:

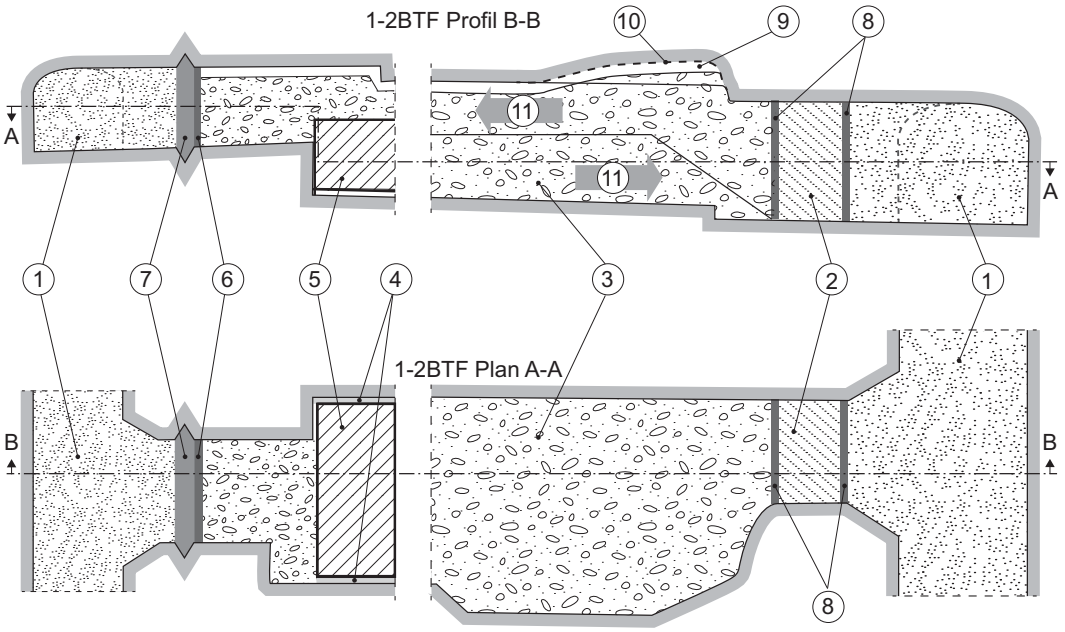
- Avfallsbehållare.
- Kokiller och betongtankar som används som stödväggar för fat.
- Kringgjutningsbruk (utrymme mellan avfallskollin och utrymme mellan betongtankar och bergvägg).
- Betonggolv.
- Prefabricerade betongelement och gjutet betonglock.
- Återfyllnad av makadam.
- Mekaniska pluggar (se avsnitt 4.3.8).

Avfallskollin (fat med aska) i 1BTF kringgjuts allteftersom de deponeras. Detta innebär att avfallkollinas skick inte kan kontrolleras i efterhand. Avfallsbehållare av stål kommer sannolikt att börja korrodera under driftskedet. Man kan inte utesluta att små sprickor kan komma att bildas i betongtankar och kokiller under driftskedet eller även initialt.

Andra komponenter förväntas vara i det skick de var i vid tidpunkten för deponering, dvs endast mindre förändringar under driftskedet.



Figur 4-13. *Schematisk tvärsektion för 1BTF och 2BTF efter förslutning.*



Figur 4-14. *Schematisk profil och plan för 1BTF och 2BTF efter förslutning. Förklaring till numrering: 1) Bentonit 2) Övergångsmaterial 3) Makadam 4) Betong mellan avfall och bergvägg 5) Kringgjutna avfallskollin 6) Mothållande vägg och gjutform 7) Mekanisk plugg av betong 8) Mothållande vägg av betong för övergångsmaterial 9) Öppen spalt mellan makadam och tunneltak 10) Ny bergprofil 11) Arbetsriktning för återfyllning av bergssal.*

Tillstånd för systemkomponenter i i 2BTF

Avfallet omges av följande komponenter:

- Avfallsbehållare (betongtank invändigt fodrad med butylgummi).
- Kringgjutningsbruk (utrymme mellan avfallskollin och utrymme mellan betongtankar och bergvägg).
- Betonggolv.
- Prefabricerade betongelement och gjutet betonglock.
- Återfyllnad av makadam.
- Mekaniska pluggar (se avsnitt 4.3.8).

Man kan inte utesluta att små sprickor kan komma att bildas i betongtankarna under driftskedet eller även initialt.

Andra komponenter förväntas vara i det skick de var i vid tidpunkten för deponering, dvs endast mindre förändringar under driftskedet.

4.3.4 Silo

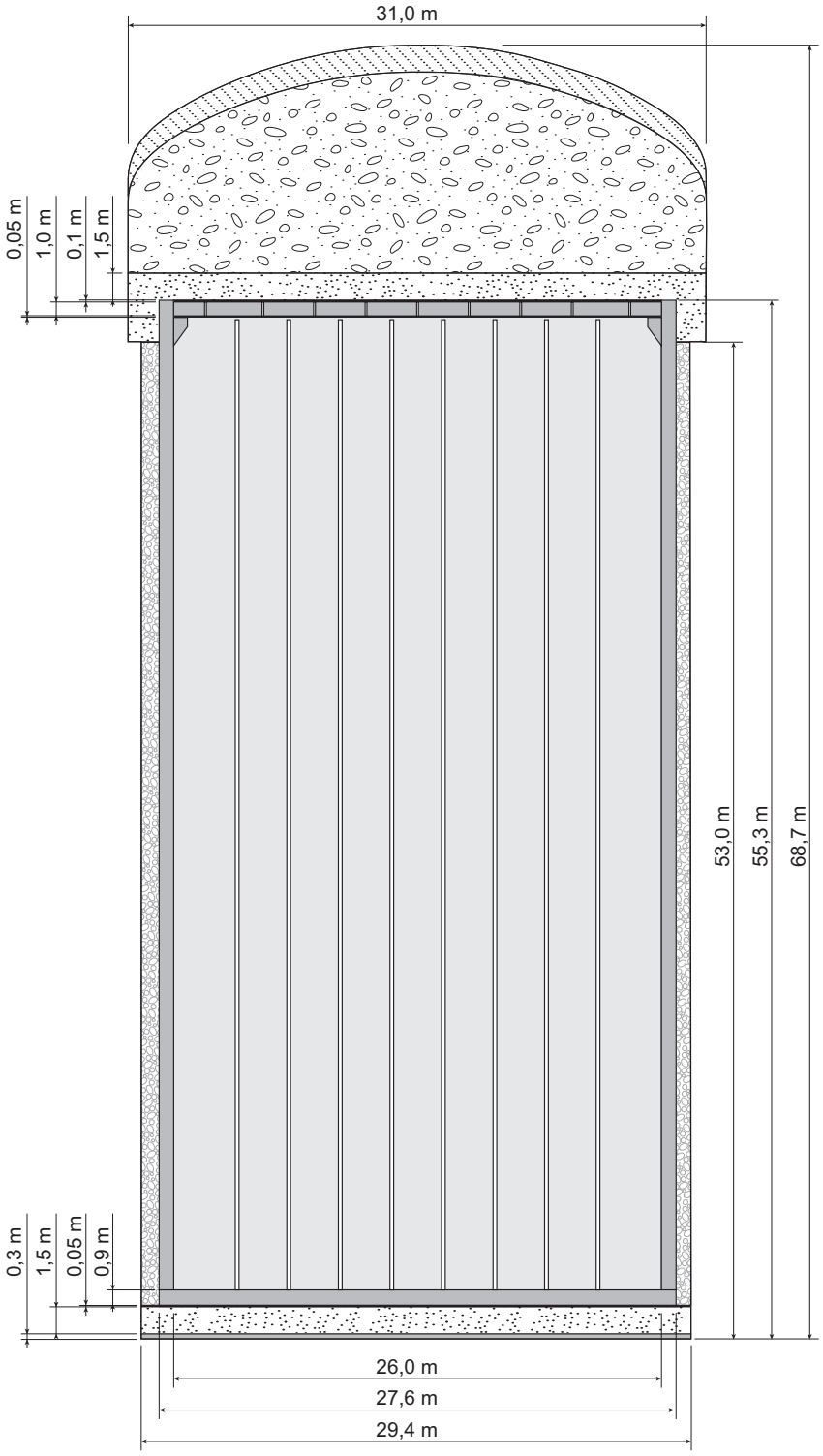
Silon är ett cylindriskt bergsutrymme i vilket en fristående betongcylinder har byggts. Silon är cirka 70 m hög med en diameter på cirka 30 m. Betongcylindern är tillverkad av platsgjuten betong. Betongbottnen är gjuten på en bädd av 90 procent sand och 10 procent bentonit. Betongcylindern är indelad i ett antal vertikala schakt. Spalten mellan betongcylindern och berget är fylld med bentonit. Bentoniten är en bentonit från Milos (Grekland) omvandlad från sin ursprungliga Ca-form till Na-form genom sodabehandling. Materialsammansättningen hos bentoniten ges i **Initialtillståndsrapporten**. Bergväggarna är täckta med sprutbetong och ett bergdränagesystem är installerat mellan bentoniten och berget.

Konditionerat medelaktivt avfall deponeras i silon i betong- och plåtkokiller samt i plåtfat (på en fatbricka eller i en fatlåda), se figur 4-15. Kringgjutning av avfallskollin i schakten sker successivt. Under drift förses varje schakt med ett strålskyddande lock som avlägsnas vid förslutning.

Beskrivning av utrymmet efter förslutning

Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612) beskriver de planerade åtgärderna för förslutning av silon. I ett första steg övergjuts schakten med cementbruk upp till den övre kanten av betongsilon. Detta ger en strålskärm på toppen av betongsilon, vilket underlättar arbetet med att förstärka och gjuta ett betonglock. Betonglocket gjuts på ett tunt lager av sand och förses med gasventilation i form av rör fyllda med sand som går igenom locket, se figur 4-16.

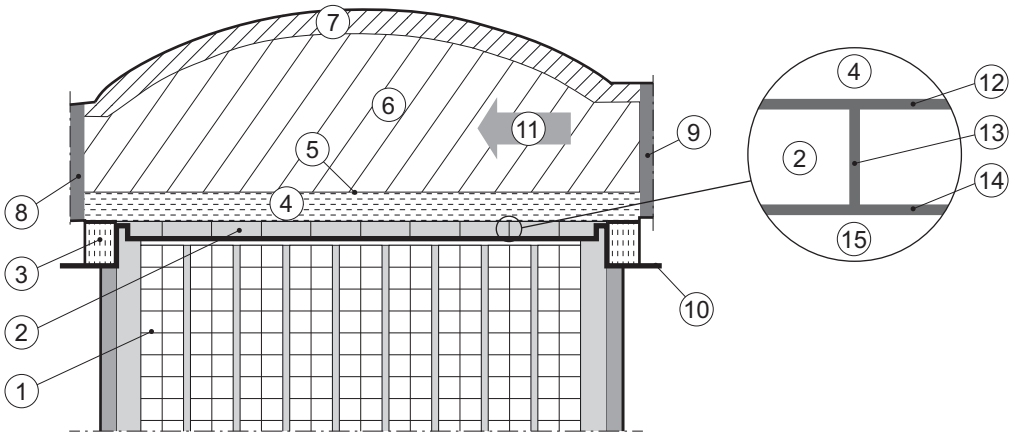
Figur 4-15. *Illustration av silon under driftskedet.*



Figur 4-16. *Schematiskt tvärsnitt för silon efter förslutning.*

Det övre bentonitlagret i spalten mellan berg och betongsilo kan ha påverkats under driftskedet och ersätts med ny bentonit. Silotoppen ovanför betonglocket återfylls med olika lager av återfyllnadsmaterial. De återfyllnadsmaterial som avses användas i silotoppen visas i figur 4-17. En blandning av sand och bentonit läggs ovanpå ett tunt lager av sand och skyddas av en tunn oarmerad betongplatta. Utrymmet ovanför den fylls med friktionsmaterial som exempelvis bergkross eller makadam och allra högst upp med cementstabiliserad sand.

Slutligen installeras en plugg i botten av silon och två högst upp för att försluta silon, se avsnitt 4.3.8.



Figur 4-17. *Schematiskt tvärsnitt för silotoppen efter förslutning. Förklaring till numrering: 1) Avfall 2) Armerad betongplatta med sandlager och gasavledningsrör 3) Kompakterad fyllning av 30/70 bentonit/sandblandning 4) Kompakterad fyllning av 10/90 bentonit/sandblandning 5) Oarmerad betongplatta 6) Kompakterad fyllaning av friktionsmaterial 7) Cementstabiliserad sand 8) Mothållande vägg av betong mot silotakstunneln (1STT) 9) Mothållande vägg av betong mot inlastningsbyggnad (IB) 10) Gräns mellan arbeten som är förknippade med kringgjutning och återfyllning 11) Arbetsriktning för återfyllning av material beskrivna i (6) och (7) 12) Sandlager 100 millimeter 13) Gasavledningsrör Ø 0,1 m 14) Sandlager 50 mm 15) Kringgjutningsbruk (genomsläppligt).*

Tillstånd för systemkomponenter

Det konditionerade avfallet omges av följande komponenter:

- Avfallsbehållare.
- Kringgjutningsbruk.
- Schaktväggar.
- Silons betongkonstruktion.
- Bentonit eller sand/bentonitbuffert.
- Återfyllnadsmaterial i silotoppen.
- Mekaniska pluggar (se avsnitt 4.3.8).

Avfallskollin i silon kringgjuts med betong allteftersom de deponerats. Detta innebär att avfallkollinas skick inte kan kontrolleras i efterhand. Avfallsbehållare av stål kommer sannolikt att börja korrodera under driftskedet. Man kan inte utesluta att små sprickor kan komma att bildas i betongkokiller under driftskedet eller även initialt.

Andra komponenter förväntas vara i det skick de var i vid tidpunkten för deponering, dvs endast mindre förändringar under driftskedet.

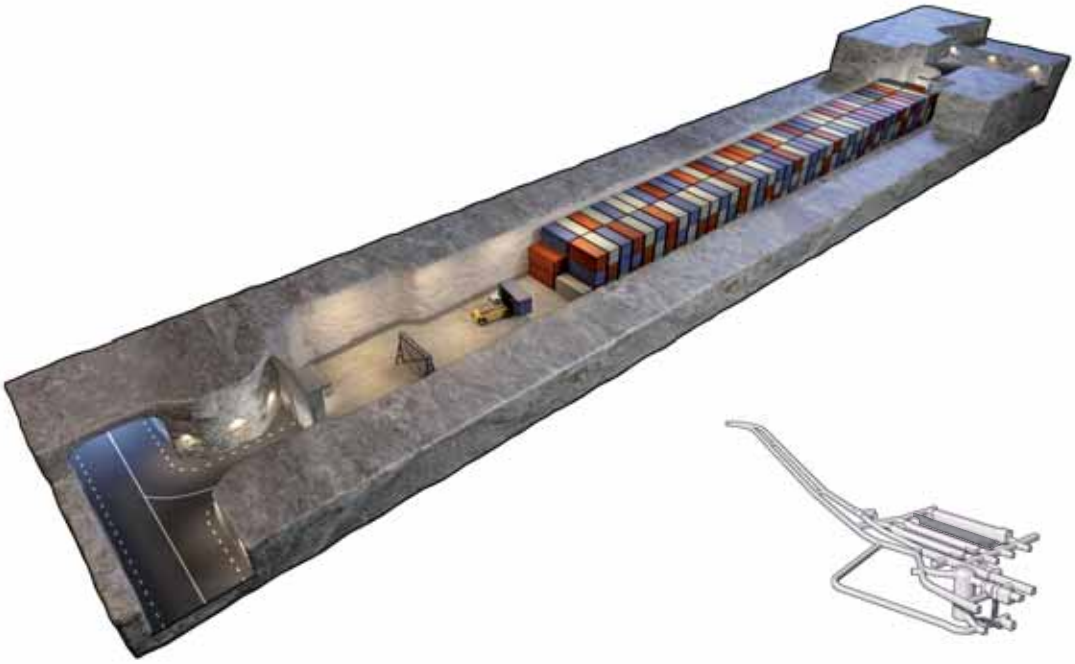
4.3.5 1BLA, bergssal för lågaktivt avfall

Avfall i ISO-containrar deponeras i bergsalen för lågaktivt avfall. Bergsalen är cirka 15 m bred, 13 m hög och 160 m lång. Containrarna hanteras med hjälp av gaffeltruck och staplas två i bredd och tre till sex i höjd, beroende på storlek, se figur 4-18. Bergssalen har ett betonggolv som är gjutet på en dräneringsgrund. Bergväggar och tak är täckta med sprutbetong.

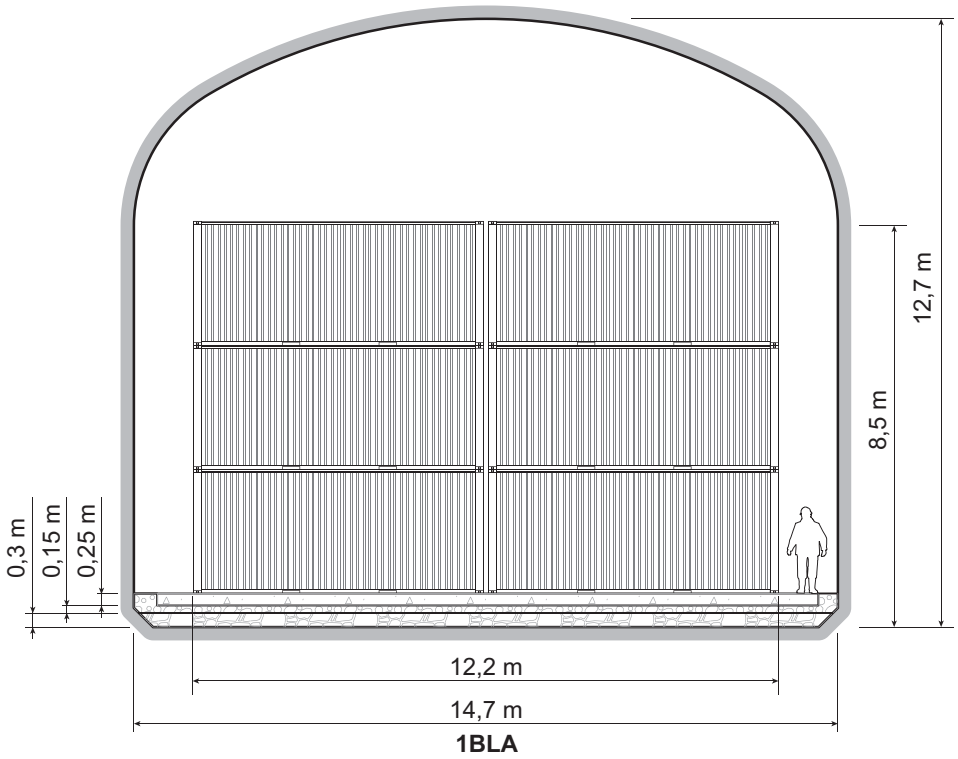
Beskrivning av bergssalen efter förslutning

Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612) beskriver de planerade åtgärderna för förslutning av 1BLA. En betongvägg installeras i änden mot tvärtunneln (1TT) och cirka 4 m återfylls med makadam, varefter en betongplugg gjuts. Ett mekaniskt mothåll bestående av återfyllnadsmaterial behövs

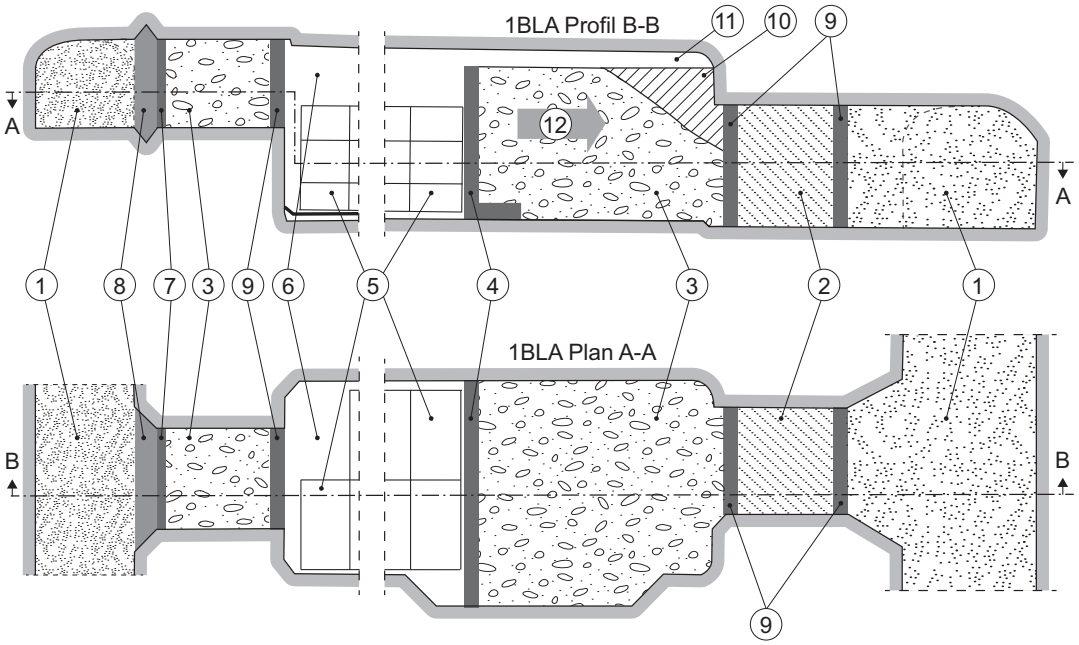
i änden mot bergssalstunneln (1BST) för att hålla övergångsmaterialet i jorddammspluggen på plats, se figur 4-4. Mothållet görs genom att återfylla 10 m av bergssalen med makadam mot en stödvägg och fylla utrymmet ovanför återfyllnadsmaterialet och ovanför nivån för den anslutande tunneln med betong. Utrymmet runtom och ovanför containrarna kommer inte att återfyllas, då återfyllnadsmaterialet används för att skydda betongskonstruktioner från nedfallande stenblock. Återfyllning kan även skada ISO-containrarna. Figur 4-19 och figur 4-20 visar schematiska illustrationer av 1BLA efter förslutning.



Figur 4-18. *Bergssal för lågaktivt avfall, 1BLA, i SFR 1 under driftskedet.*



Figur 4-19. *Schematiskt tvärsektion för 1BLA efter förslutning.*



Figur 4-20. *Schematisk profil och plan för 1BLA efter förslutning. Förklaring till numrering: 1) Bentonit 2) Övergångsmaterial 3) Makadam 4) Stödvägg 5) Avfall 6) Öppen bergssal 7) Mothållande vägg och gjutform 8) Mekaniska pluggar av betong 9) Mothållande vägg av betong för övergångsmaterial 10) Betong 11) Spalt vid tak 12) Arbetsriktning för återfyllning av bergsal.*

Tillstånd för systemkomponenter

Avfallet omges av följande komponenter:

- Avfallsbehållare (ISO-containrar).
- Betonggolv.
- Mekaniska pluggar (se avsnitt 4.3.8).

Avfallsbehållare av stål kommer att korrodera under förvarets driftskede.

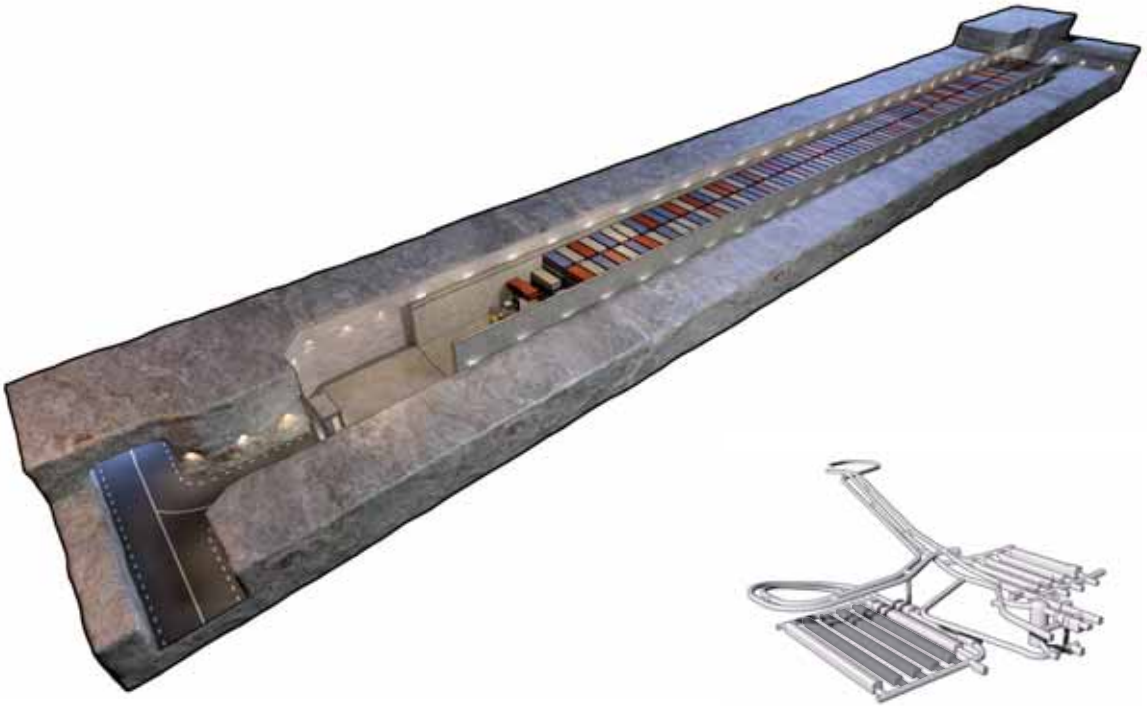
Andra komponenter som placeras före förslutning förväntas vara i det skick de var i vid tidpunkten för deponering, dvs endast mindre förändringar under driftskedet.

4.3.6 2–5BLA, bergssalar för lågaktivt avfall

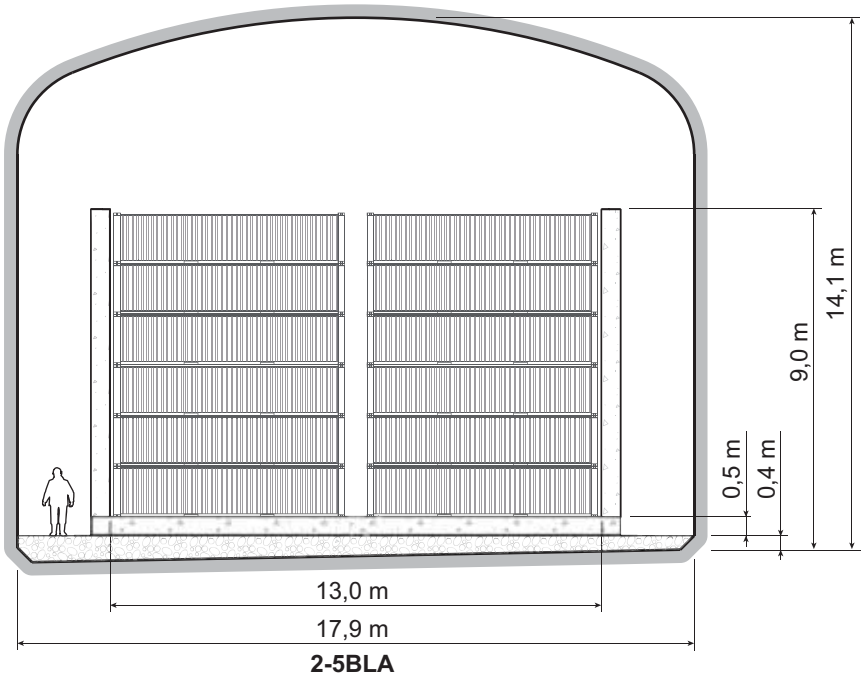
Fyra bergssalar för lågaktivt avfall kommer att byggas i SFR 3. Bergssalarna är cirka 18 m breda, 14 m höga och 275 m långa. Avfallet kommer att deponeras i ISO-containrar och staplas (förutsatt 20-fots halvhöjdscontainrar) två i bredd och sex i höjd innanför de längsgående väggarna. Väggarnas huvudsakliga funktion är att säkerställa containrarnas stabilitet och möjliggöra åtkomst ovanför containrarna, se figur 4-21. Bergssalen har ett betonggolv ovanpå en dräneringsgrund. Bergsväggar och tak kommer att täckas med sprutbetong.

Beskrivning av bergssalarna efter förslutning

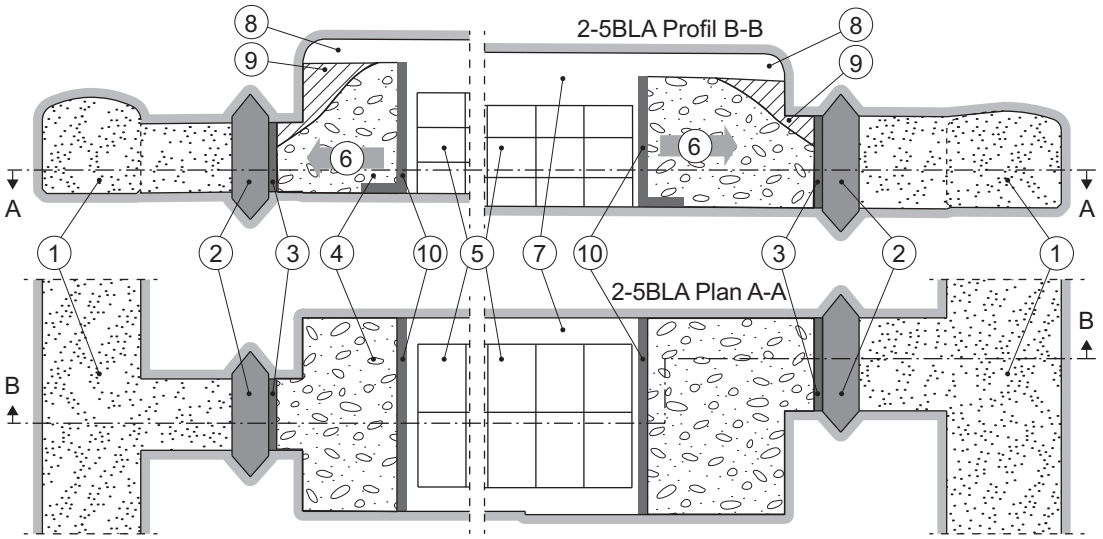
De planerade åtgärderna vid förslutning av 2–5BLA beskrivs i förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612). Betongpluggar kommer att installeras vid ändarna mot bergssalstunneln (2BST) och tvärtunneln (2TT), tillsammans med mekaniskt mothåll som stöd när betongpluggarna inte längre är intakta. Mothållet görs genom att återfylla 10 m av bergssalen med makadam mot en stödvägg samt fylla utrymmet ovanför återfyllnadsmaterialet och ovanför nivån för den anslutande tunneln med betong. Vid förslutning av förvaret, kommer utrymmet runtom och ovanför containrarna inte att återfyllas, eftersom återfyllning används för att skydda betongkonstruktioner från nedfallande stenblock. Återfyllning kan även skada ISO-containrarna. Figur 4-22 och figur 4-23 visar schematiska illustrationer av 2–5BLA efter förslutning.



Figur 4-21. *Bergssal för lågaktivt avfall, 2–5BLA, i SFR 3 under driftskedet.*



Figur 4-22. *Schematisk tvärsektion för 2–5BLA efter förslutning. Observera att figuren visar Layout 2.0; Layout 1.5 används i SR-PSU-modellering. Skillnaden är att betongväggarna är 0,5 m högre i Layout 1.5.*



Figur 4-23. *Schematisk profil och plan för 2–5BLA efter förslutning. Förklaring till numrering: 1) Bentonit 2) Mekanisk plugg av betong 3) Mothållande vägg och gjutform 4) Makadam 5) Avfall 6) Arbetsriktning för återfyllning av bergssal 7) Öppen bergssal 8) Spalt i tak 9) Betong 10) Stödmur.*

Tillstånd för systemkomponenter

Avfallet omges av följande komponenter:

- Avfallsbehållare(ISO-containrar).
- Betonggolv.
- Mekaniska pluggar (se avsnitt 4.3.8).

Avfallsbehållare av stål kommer sannolikt att börja korrodera under driftskedet.

Andra komponenter som placeras före förslutning förväntas vara i det skick de var i vid tidpunkten för deponering, dvs endast mindre förändringar under driftskedet.

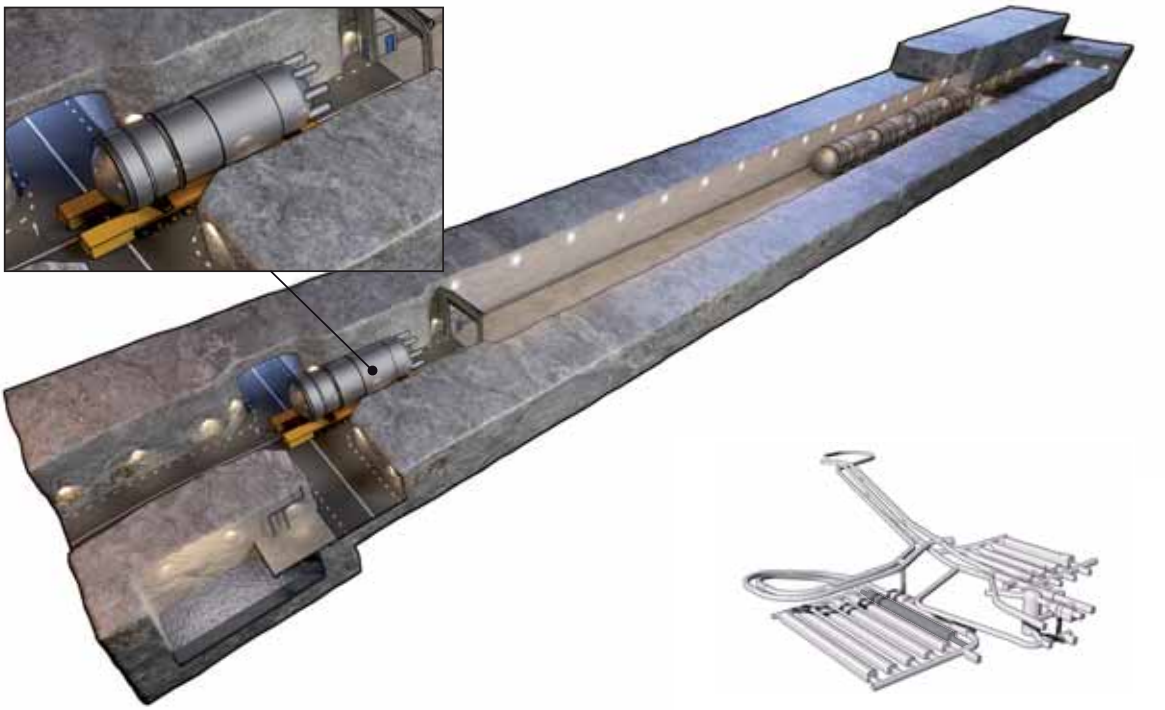
4.3.7 BRT, bergssal för reaktortankar

En bergssal för hela reaktortankar från kokvattenreaktorer (BWR) kommer att byggas i SFR 3. Totalt nio reaktortankar kommer att placeras i BRT. Bergssalen är cirka 15 m bred, 13 m hög och 240 m lång (210 m i Layout 1.5). Bergssalens väggar och tak kommer att täckas med sprutbetong och särskilda betongfundament kommer att installeras på betonggolvet för att hålla reaktortankarna på plats, se figur 4-24.

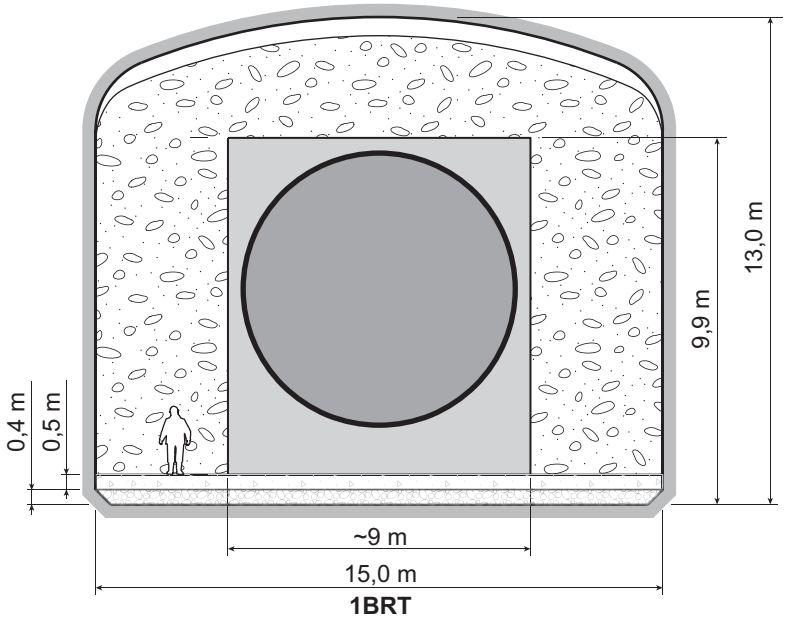
Beskrivning av bergssalen efter förslutning

De planerade åtgärderna vid förslutning av BRT beskrivs i förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612). Vid förslutning av bergssalen kommer reaktortankarna att kringgjutas med betong för att säkerställa en låg korrosionshastighet. Dessutom kommer varje enskild reaktortankfyllas med betong eller cementbaserat bruk för att både minska korrosionshastigheten och minimera risken för kollaps, samt för att hindra att tankarna flyter upp under kringgjutning och förhindra frigörelse av lös kontamination som finns kvar efter dekontaminering.

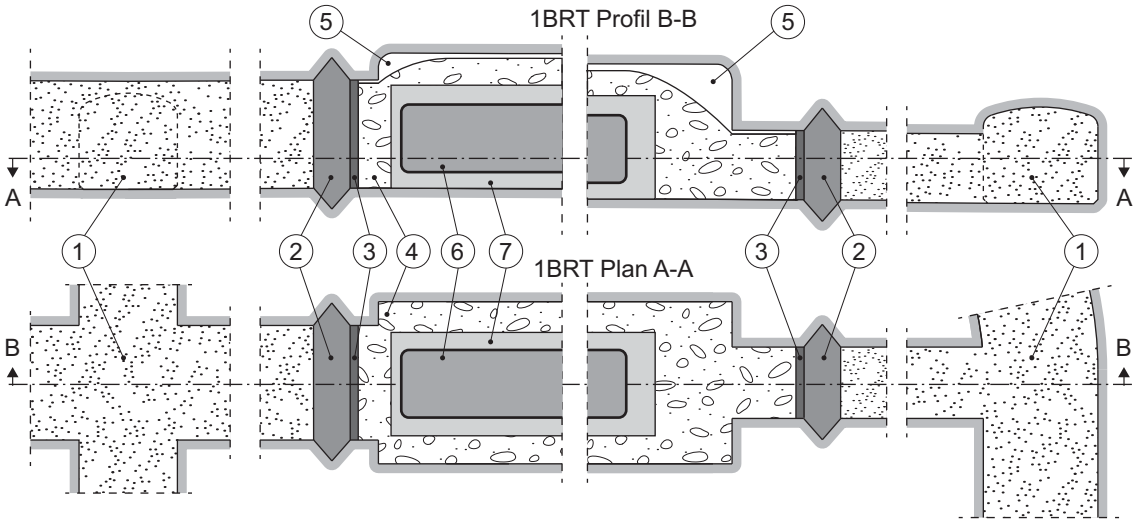
Utrymmet runt de kringgjutna reaktortankarna kommer att återfyllas med makadam och betongpluggar kommer att installeras i ändarna mot bergssalstunneln (2BST) och tvärtunneln (2TT), se figur 4-4. Figur 4-25 och figur 4-26 visar schematiska illustrationer av BRT efter förslutning.



Figur 4-24. *Bergssal för reaktortankar, BRT, i SFR 3 under driftskedet.*



Figur 4-25. *Schematiskt tvärsektion för BRT efter förslutning. Observera att figuren visar Layout 2.0; Layout 1.5 används i SR-PSU-modellering. Skillnaden är att höjden är 12.9 m i Layout 1.5.*



Figur 4-26. *Schematisk profil och plan för BRT efter förslutning. Förklaring till numrering: 1) Bentonit 2) Mekaniska pluggar av betong 3) Mothållande vägg och gjutform 4) Makadam 5) Spalt mellan makadam och tunneltak 6) Igjutna reaktortankar 7) Kringgjutningsbruk.*

Tillstånd för systemkomponenter

Reaktortankarna omges av följande komponenter:

- Igjutningsbruk.
- Kringgjutningsbruk.
- Betonggolv.
- Återfyllnad av makadam.
- Mekaniska pluggar (se avsnitt 4.3.8).

Man kan inte utesluta att reaktortankarna kan komma att korrodera under tiden fram till förslutning av förvaret.

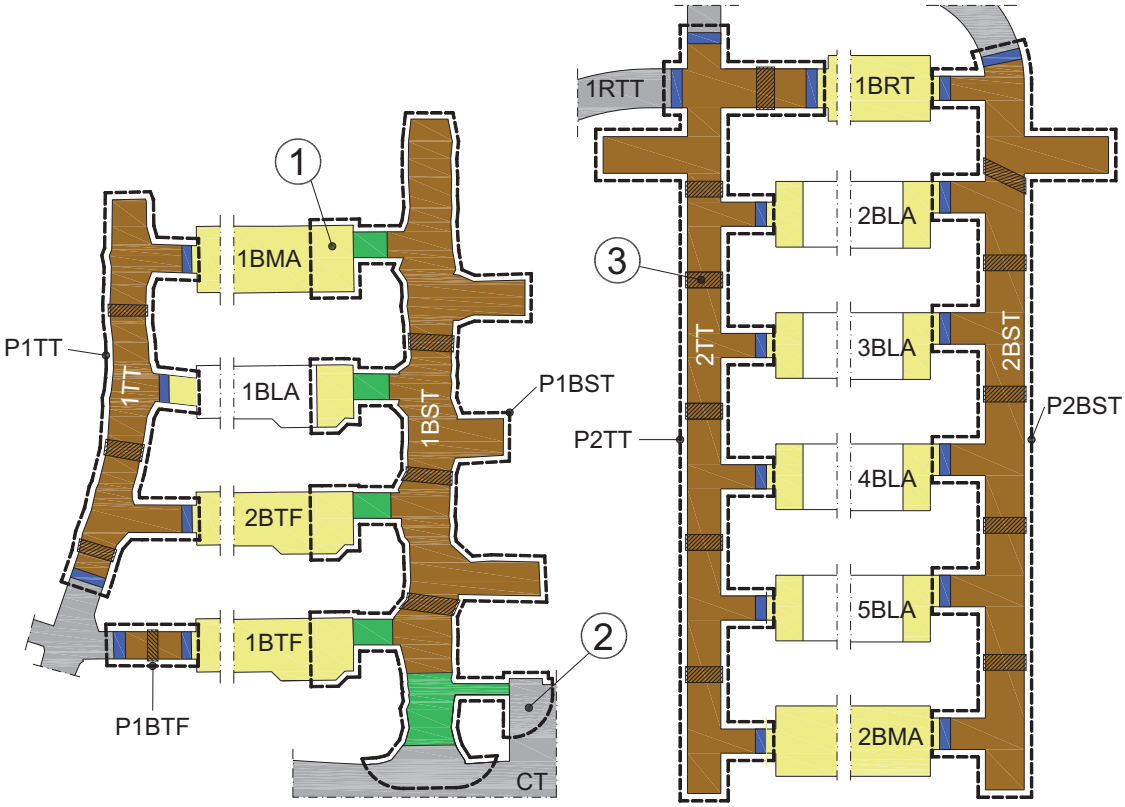
Andra komponenter förväntas vara i det skick de var i vid tidpunkten för deponering, dvs endast mindre förändringar under driftskedet.

4.3.8 Pluggar och andra förslutningskomponenter

Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612) beskriver de planerade åtgärderna för förslutning av SFR. En översiktlig bild av det förslutna förvaret visas i figur 4-4. Pluggar till bergssalar samt förslutning av tunnlar, tunnelsystem och borrhål beskrivs i det följande.

Pluggar till bergssalarna

Totalt fem pluggsektioner (P1TT, P1BTF, P1BST, P2TT och P2BST) kommer att installeras för att försegla bergssalarna i SFR 1 och SFR 3, se figur 4-27. Samtliga pluggar består av en hydrauliskt tät sektion och mekaniskt mothåll för att hålla den på plats. I de flesta positioner planeras betongpluggar för mekaniskt mothåll. I sektionerna intill bergssalstunneln 1BST, där geometrin och den lokala geologin gör det svårt att bygga betongpluggar, planeras ”jorddammspluggar”. ”Jorddammspluggar” kräver inte lokalt mekaniskt stöd från bergväggarna. Syftet med de bentonitfyllda sektionerna är att fungera som hydrauliska förslutningar, syftet med pluggarna är att fungera som mekaniskt mothåll för bentonitsektionerna.



Figur 4-27. *Pluggar i anslutning till bergssalarna är märkta med en streckad linje. Förklaring till numrering: 1) Gul färg inom gränsen för pluggsektioner visar de delar av återfyllnadsmaterialet i berget som är aktiva delar av jorddammspluggen, grön färg visar övergångsmaterial och brun färg visar hydrauliskt täta material, 2) Grå färg inom gränsen för plugg visar delar av återfyllnadsmaterialet i tunnelsystem som är verksamma delar av jorddammspluggen 3) Skrafferade områden indikerar var den skadade zonen bör avlägsnas med hjälp av skonsamma metoder.*

Pluggar till silon

Tre pluggsektioner: nedre siloplugg (NSP), övre siloplugg (ÖSP) och silotakplugg (STP) installeras för att försluta silon, se figur 4-28. En viktig faktor vid utformningen av pluggarna har varit att hitta lämpliga tunnelgeometrier för att kunna installera det mekaniska mothållet som håller de hydrauliskt täta sektionerna med bentonit på plats.

Förslutning av nedfartstunnlar och tunnelsystem

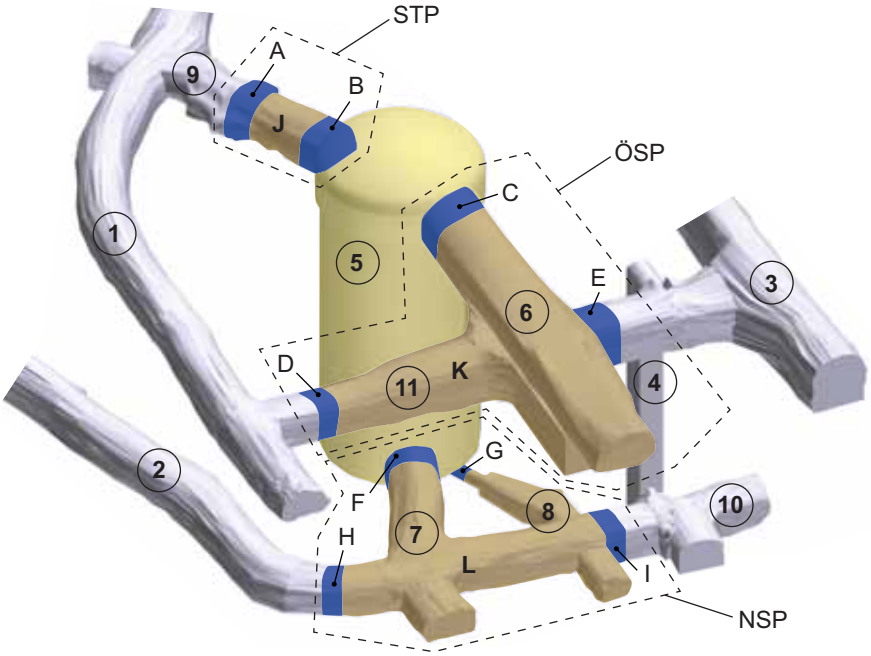
Pluggar av betong och bentonit, se figur 4-4 i avsnitt 4.2, kommer att installeras i nedfartstunnlar för att minimera vattenflödet längs med dessa tunnlar. Utformningen av pluggarna visas i figur 4-29. Den täta sektionen av bentonit är 10 m lång. Den återstående delen av nedfartstunnlarna och tunnelsystemet kommer att återfyllas med makadam. Anledningen till att välja makadam är att den ska utgöra ett mekaniskt stöd för pluggar och försvåra mänskligt intrång i förvaret. Dessutom planeras förslutning och igenpluggning av de vertikala schakt, som förbinder olika delar av förvaret.

Förslutning av borrhål

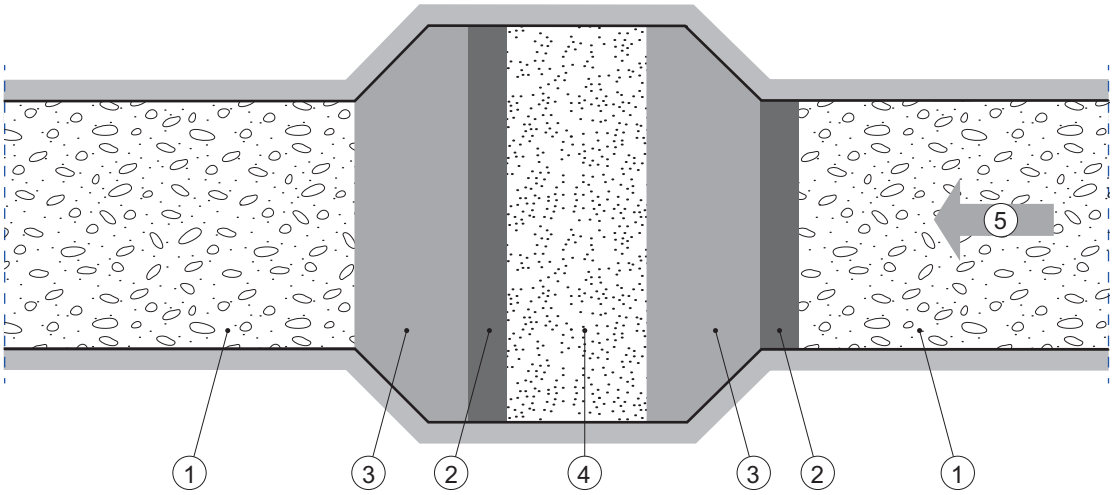
De borrhål som ingick i de preliminära undersökningarna och de som korsar eller ligger mycket nära den underjordiska anläggningen, har förslutits eller kommer att förslutas innan utbyggnaden av SFR 3 påbörjas. Resterande borrhål kommer att förslutas efter det att driften avslutats. Där berget har låg hydraulisk konduktivitet måste även borrhålsförslutningen ha låg hydraulisk konduktivitet. Där berget har hög hydraulisk konduktivitet (sprickor och deformationszoner), har krav endast definierats för mekanisk stabilitet. Kraftigt kompakterad bentonit används där täta förslutningar behövs och cementstabiliserade pluggar gjuts där borrhålen passerar genom sprickzoner.

Tillstånd för systemkomponenter

Pluggar och andra förslutningskomponenter installeras inför förslutningen och förväntas vara i gott skick vid förslutning.



Figur 4-28. *Illustration av försluten silo med tre pluggsektioner (NSP, ÖSP och STP). Blå färg visar betongpluggar (A, B, ... I) och brun färg visar hydrauliskt täta sektioner (J, K, l). Förklaring till numrering: 1) Byggtunnel, BT 2) Nedre byggtunnel, NBT 3) Central tunnel, CT, 4) Förbindelsesschakt 5) Silo 6) Inlastningsbyggnad, IB 7) Silobotten tunnel, 8) Dränagetunnel 9) Silotaktunnel, 1STT 10) Avslutande del av nedre byggtunnel 11) Silotunnel. Tunneldelar 1 2, 3, 4 och 10 hör till tunnelsystemet.*



Figur 4-29. *Schematisk referensutformning av pluggar i nedfartstunnlar. Förklaring till numrering: 1) Återfyllnad av makadam 2) Mothållande vägg 3) Betong 4) Bentonit 5) Arbetsriktning.*

4.4 Klimat

4.4.1 Temperatur och nederbörd

Initialtillståndet med avseende på temperatur och nederbörd i Forsmark är baserat på SMHI:s (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) normalperiod 1961–1990. Under denna period var årsmedeltemperaturen i Forsmarksområdet cirka 5,5 ºC (Johansson et al. 2005). Detta kan jämföras med årsmedeltemperaturen i Forsmarksområdet under perioden 2004–2010, som var cirka 7 °C (Werner et al. 2013, se avsnitt 4.5.2 nedan). Skillnaden mellan dessa värden kan bero på en ökning av årsmedeltemperaturen från 1961 och framåt, men även på det faktum att Werner et al. (2013) baserade beräkningen på data för endast 7 år.

Den årliga nederbörden i Forsmarksområdet under normalperioden 1961–1990 representeras av nederbörden vid stationerna Högmasten och Storskäret. Den årliga beräknade nederbörden för denna period är 568 mm och 549 mm för dessa två stationer (Johansson 2008). Detta kan jämföras med den årliga nederbörden i Forsmarksområdet under perioden 2004–2010, som var cirka 589 mm (Werner et al. 2013).

Som en följd av den ökade växthuseffekten, förväntas den årliga genomsnittliga temperaturen och nederbörden i Forsmark öka fram till tiden för förslutning (se **Klimatrapporten**). Med utgångspunkt från den senaste rapporten från FN:s internationella klimatpanel (IPCC), uppskattas denna ökning i temperatur och nederbörd till cirka 1–2 °C respektive cirka 10–20 procent från perioden 1986–2005 fram till tiden för förslutning (se **Klimatrapporten**). På grund av osäkerheten i storleken på dessa ökningar definieras emellertid initialtillståndet med hänvisning till normalperioden 1961–1990. Osäkerheten i storleken på den framtida ökningen i temperatur och nederbörd beaktas i de klimatfall som definierats för att beskriva spännvidden i den framtida klimatutvecklingen (se **Klimatrapporten**), som startar år 2000 och alltså inkluderar tiden fram till förslutning.

De rådande meteorologiska förhållandena i området påverkar vattenflöden och därmed vattenomsättning i Öregrundsgrepen, se vidare avsnitt 4.5.2.

4.4.2 Strandlinjeförskjutning

Förändringar av strandlinjens läge i Forsmarksområdet bestäms av de (i nuläget) motsatta bidragen från eustasi (dvs förändringar i havsnivån till följd av t ex förändringar i volym och fördelning av havsvatten i världens hav) och isostasi (dvs jordskorpans vertikala rörelse, vilken i Forsmark domineras av återhämtning efter den senaste glaciationen). SFR är beläget inom ett område med betydande isostatisk landhöjning, 8,4 mm per år, vilken dominerar strandlinjeförskjutningen i området i dag. Det eustatiska bidraget till strandlinjeförskjutningen förväntas öka under de kommande hundratals till tusentals åren, så att strandlinjeförskjutningen i Forsmarksområdet kommer att sakta ned eller till och med ändra riktning till transgression under det närmaste århundradet (se **Klimatrapporten**).

Vid förslutning antas strandlinjen vara i samma position som i dag. Den maximala skillnaden mellan denna antagna position och det verkliga läget kan uppskattas med hänvisning till en sammanställning av uppskattningar av strandlinjeförskjutning fram till år 2100 (se **Klimatrapporten**). Den vertikala komponenten i strandlinjeförskjutningen mellan år 2000 och 2100 väntas vara mellan cirka –0,8 m (förutsatt ett försumbart eustatiskt bidrag) och cirka +1,5 m (förutsatt ett maximalt eustatiskt bidrag).

4.5 Ytsystem

4.5.1 Topografi och regolit

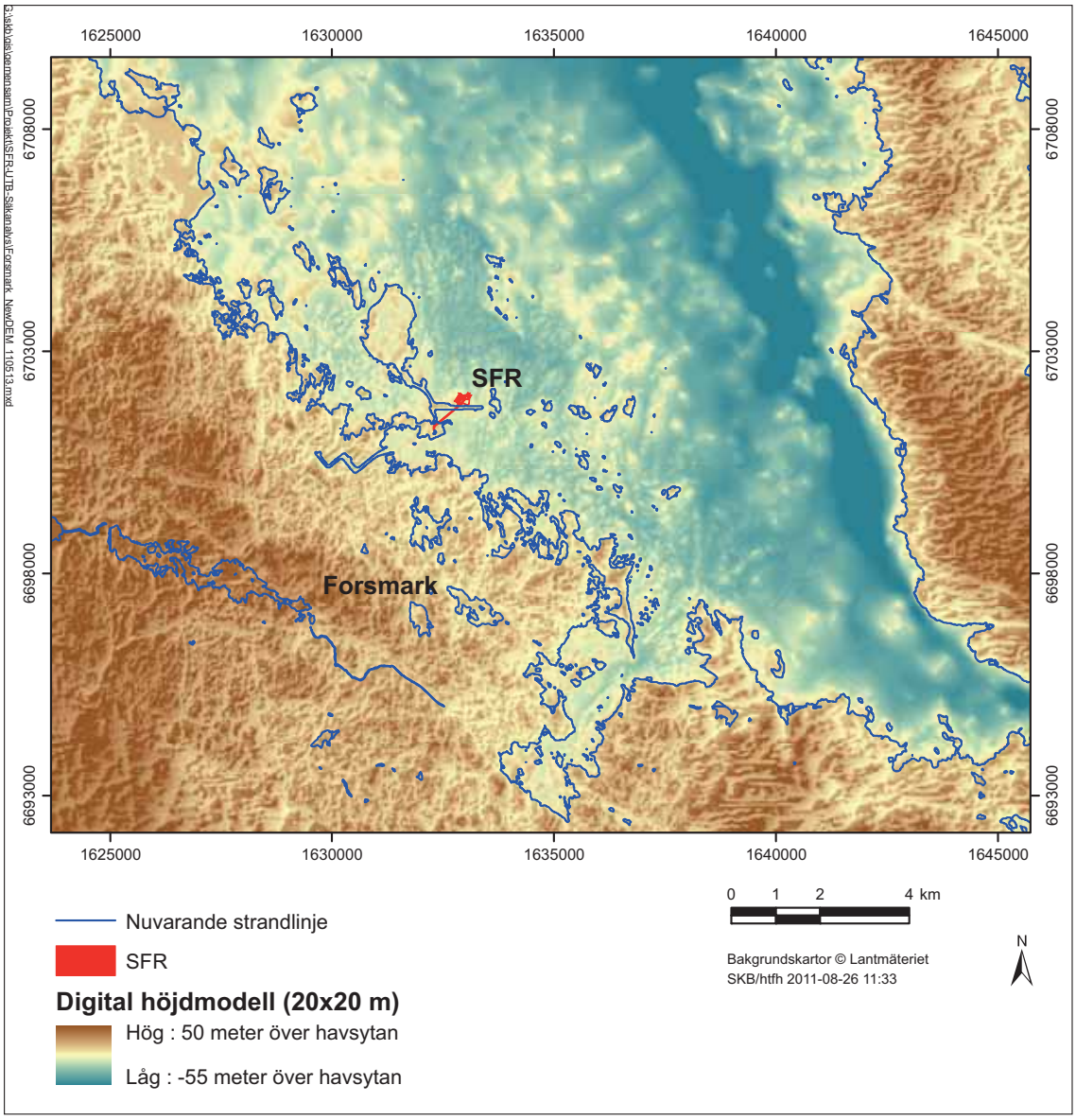
Topografin i Forsmarksområdet kännetecknas av låga nivåskillnader (figur 4-30). Nivåskillnaderna är mer uttalade väster och söder om Forsmarksområdet. Landskapet kännetecknas av bergets sprickzoner som är orienterade till största delen i riktningarna N–S och NV–SO.

I SR-PSU-projektet har en höjdmodell (DEM ”digital elevation model”), utvecklats för att beskriva Forsmarksområdets topografi (på land och under vatten) (figur 4-31). Den är en uppdatering av en tidigare utvecklad DEM-modell (Strömgren och Brydsten 2008). DEM, som har en upplösning på 20 m, är en central datakälla för platskarakterisering och används som indata till de flesta beskrivningar och modeller av ytsystemet. En detaljerad beskrivning av DEM ges i Strömgren och Brydsten (2013).

Figur 4-30. *Forsmarksområdet sett från sydost med det enda större odlingsbara markområdet, Storskäret, i förgrunden.*

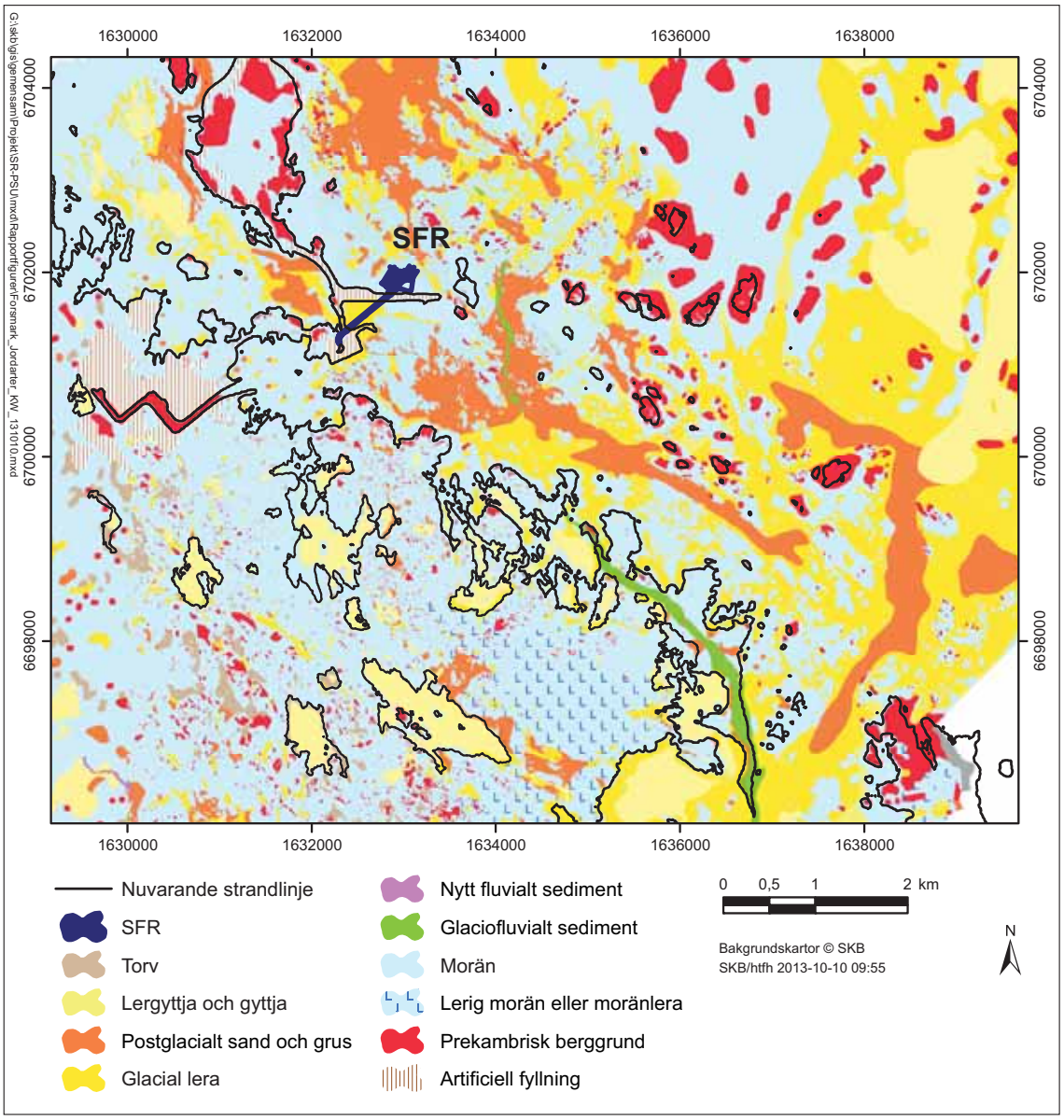
I terrestra delar av Forsmark är nivåskillnaderna vanligen mindre än 20 m. Framträdande topografiska kännetecken i landskapet är de relativt små glaciala landformerna, såsom åsar. Den högsta punkten i området är en förhöjning på 50 m i sydvästra delen. I havet löper en djup ränna (Gräsörännan) i riktning NNV–SSO i östra delen av viken utanför Forsmark och den lägsta punkten (–55 m) ligger i norra delen av denna ränna.

I Forsmarksområdet, liksom i andra delar av Sverige, bildades större delen av regoliten (lösa avlagringar ovanför berggrunden) under eller efter den avslutande fasen i den senaste glaciationen, vilken i Forsmark avslutades runt 8 800 f Kr. Majoriteten av regoliten bildades under kvartärperioden och benämns allmänt som kvartära avlagringar. Senare bildades de övre delarna av regoliten som kallas sediment i akvatiska system och jordmån i terrestra system. Regoliten påverkas av ett flertal processer såsom sedimentering, nedbrytning av organiskt material, bioturbation, erosion och i terrestra områden även av frysning och vittring. Data som beskriver regolitens egenskaper utgör ett viktigt underlag för modellering av hydrologi och transport av ämnen i biosfären och mellan geosfären och biosfären. Jordegenskaper är också starkt förknippade med klassificering av vegetationstyper och markanvändning i terrestra ekosystem.



Figur 4-31. *Höjdmodell (DEM, digital elevation model) över Forsmarksområdet, inklusive batymetri (bottennivå) för sjöar och kustnära hav (Strömgren och Brydsten 2013). Kartan visar nuvarande strandlinjer för sjöar, nuvarande strandlinje för havet samt placeringen av befintlig SFR 1.*

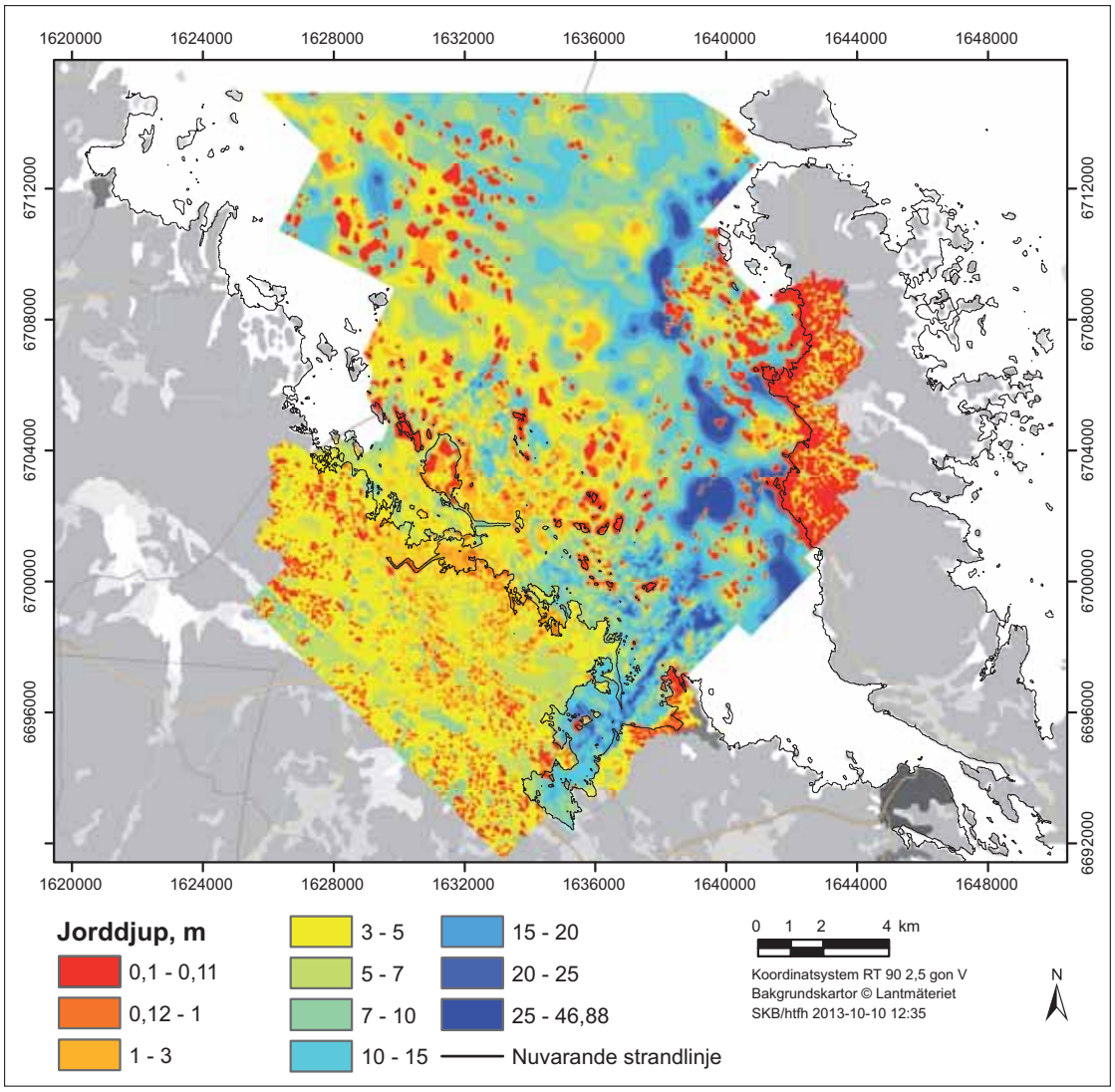
Fördelningen av regolit i Forsmark är typisk för områden som ligger under den högsta kustlinjen (figur 4-32). Morän är den dominerande ytnära regoliten i de högt belägna områdena och upptar cirka 65 procent av ytan i terrestra områden och 30 procent av havsbottnen utanför Forsmark. En glaciofluvial avlagring, Börstilåsen går i riktningarna N–S och NV–SO längs kusten och fortsätter på havsbottnen öster om SFR. Glaciallera förekommer huvudsakligen i sänkor på havsbottnen och under nuvarande sjöar. Postglacial sand täcker ofta den glaciala leran. Postglacial lergyttja, som är rik på organiskt material, återfinns främst och sedimenterar för närvarande i grunda vikar och på de djupaste delarna av havsbottnen. Gyttja utgörs huvudsakligen av organiskt material och sedimenteras för närvarande i sjöarna. Torv ackumuleras i kärr och längs sjöstränderna. Havsbottnen kring SFR domineras av morän och i de djupare belägna områdena av glaciallera täckt med sand. De ytligaste områdena och öarna har en stor andel blottlagt berg. Beskrivningarna av den rumsliga fördelningen av regoliten och deras egenskaper är baserade på primärdata som erhållits från omfattande karteringar, undersökningar i form av borrningar, provgropsgrävningar och geofysik, samt fysikaliska och kemiska laboratorieförsök (för ytterligare detaljer, se Sohlenius et al. (2013a), Hedenström och Sohlenius (2008) och Lundin et al. (2004)).



Figur 4-32. *Ytfördelning av regolit (på ett djup av 0,5 m) och områden med berghällar i Forsmarksområdet. Observera att sjöar och hav visas utan ytvatten.*

Till följd av att området höjts över strandlinjen relativ nyligen, har avlagringarna i Forsmarksområdet varit föremål för markbildande processer under en relativt kort tidsperiod jämfört med många andra delar av Sverige. Det mesta av regoliten kan därför karakteriseras som omogen och saknar distinkta markhorisonter (Lundin et al. 2004). Morän och glaciallera i Forsmark har höga halter av kalciumkarbonat ($CaCO_3$), vilken har sitt ursprung i paleozoisk kalksten på havsbottnen norr om Forsmarksområdet. De höga halterna av kalciumkarbonat i jorden har en stark påverkan på regolitens kemiska egenskaper.

En modell över regolitdjup och stratigrafi, som är en uppdatering av en tidigare utvecklad modell (Hedenström et al. 2008), har tagits fram för att tillgodose behovet av en geometrisk modell över tjocklek och ytfördelning av regoliten på landskapsnivå (figur 4-33). Modellen för regolitdjup (RDM ”regolith depth model”) bygger på den generella stratigrafin för Forsmarksområdet, vilken från ytan och nedåt består av torv, gyttja och lergyttja, postglacial sand/grus, glaciallera, glaciofluviala sediment och morän. En detaljerad beskrivning av RDM ges i Sohlenius et al. (2013a).



Figur 4-33. *Karta över regolitdjup, baserad på jorddjupsmodellen (RDM, regolith depth model) för Forsmark (Sohlenius et al. 2013a).*

Det totala regolitdjupet i RDM-området varierar mellan 0,1 och 47 m. Kustzonen och öarna (inklusive kustzonen vid Gräsö) kännetecknas av tunna regolitlager och klipphällar är vanligt förekommande (figur 4-33). I allmänhet är regoliten djupare i havet, med en genomsnittlig tjocklek av cirka 8 m, medan den genomsnittliga tjockleken i det terrestra området är cirka 4 m. Regolitens tjocklek på havsbottnen kring SFR är 1–4 m.

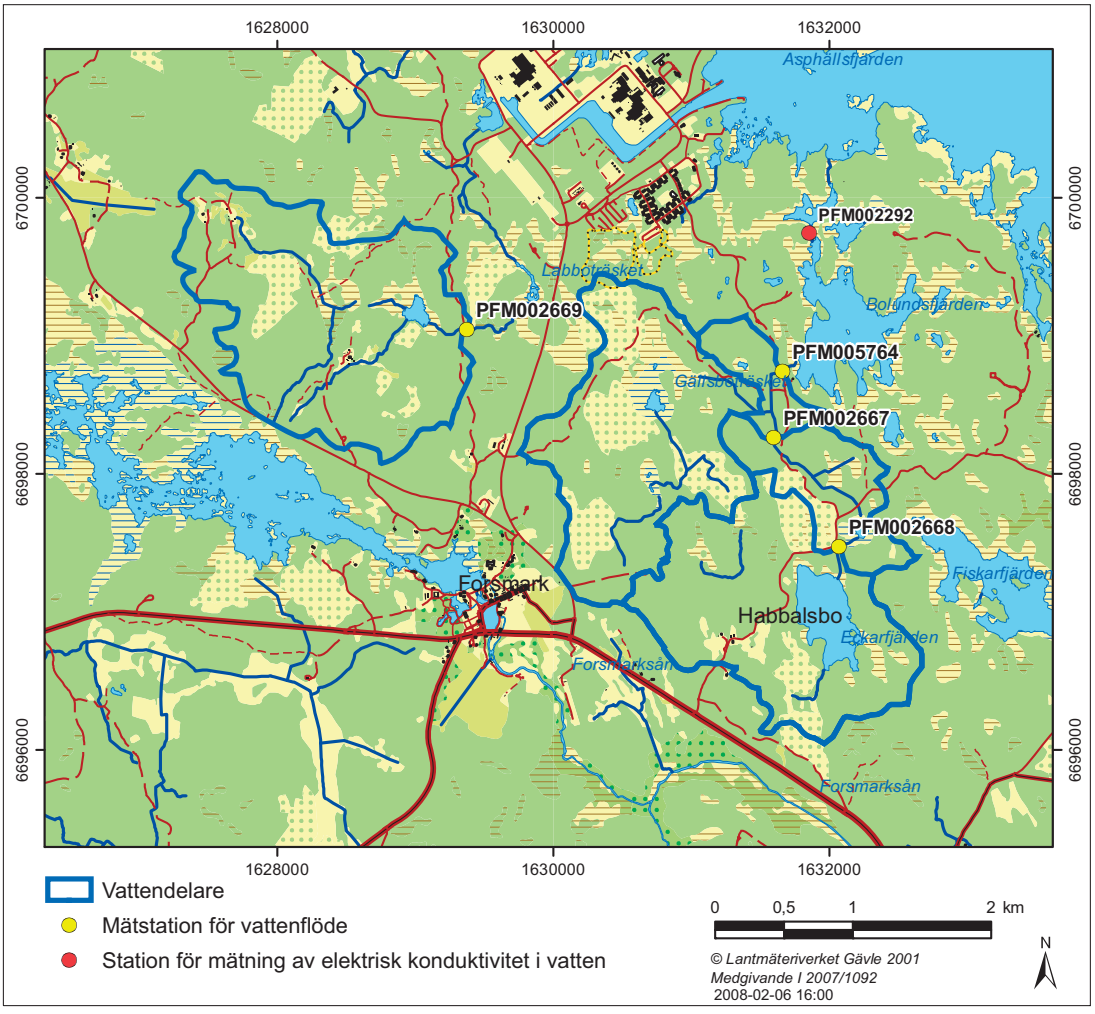
4.5.2 Meteorologi, hydrologi, ytnära hydrogeologi och vattenkemi

Som beskrivs i avsnitt 4.4.1, definieras initialtillståndet med avseende på lufttemperatur och nederbörd i Forsmark baserat på SMHI:s normalperiod 1961–1990. Den årliga genomsnittliga lufttemperaturen var cirka 5,5 °C och årlig nederbörd var cirka 560 mm under denna period (Johansson 2008, Werner et al. 2013). Vegetationsperioden (genomsnittlig lufttemperatur över +5 °C) varar ungefär från maj till september (data från 2004–2010, Werner et al. 2013). Den dominerande vindriktningen är från sydväst. Den beräknade genomsnittliga årliga potentiella avdunstningen var 509 mm (för perioden 2004–2010). Ungefär 25–30 procent av den årliga nederbörden faller i form av snö och perioden med snötäcke varar vanligen från slutet av november till början av april. Baserat på det meteorologiska och hydrologiska övervakningsprogrammet (inklusive data från omgivande SMHI-stationer), kan den långsiktiga vattenbalansen i Forsmarksområdet uppskattas enligt följande: nederbörd = 560 mm/år, faktisk avdunstning = 400–410 mm/år och avrinning = 150–160 mm/år (Werner et al. 2013).

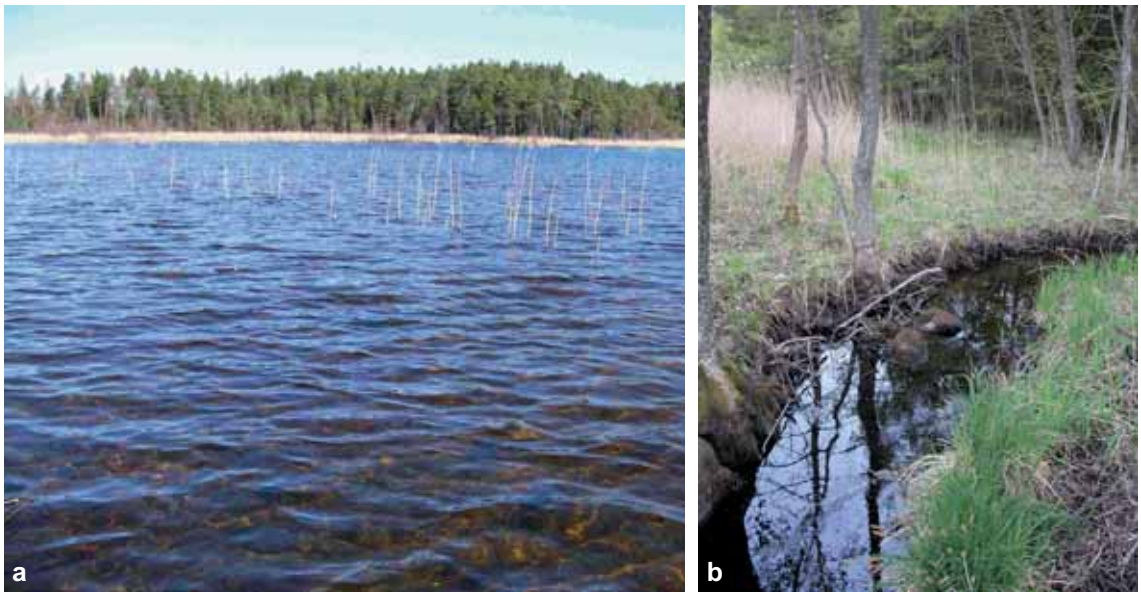
Totalt har 25 sjöcentrerade avrinningsområden och delavrinningsområden (storlek 0,03–8,67 km^2) avgränsats inom området (figur 4-34, Brunberg et al. 2004, Andersson 2010). Våtmarker är vanliga och täcker 10–20 procent av Forsmarksområdet (Löfgren 2010). De största sjöarna i området är Fiskarfjärden, Bolundsfjärden och Eckarfjärden (figur 4-35a). Även de största sjöarna i området är små och grunda (mindre än 1 km^2 och genomsnittligt djup är cirka 1 m). Inträngning av havsvatten förekommer tidvis i sjöar som ligger nära havet under perioder med mycket höga havsnivåer. Vattendragen i Forsmark är små och långa sträckor är torra under sommaren (figur 4-35b).

Under större delen av året är sjöarna mottagare av grundvatten, dvs utströmningsområden för grundvatten. Kraftig avdunstning under sommaren sänker dock grundvattennivåerna och en del sjöar kan periodvis skifta till att bli inströmningsområden. Till följd av den låga hydrauliska konduktiviteten i bottensedimenten, kan emellertid vattenflöden mellan sjöar och grundvattenmagasin antas vara relativt små.

Infiltrationskapaciteten i regoliten överstiger i allmänhet regn- och snösmältningsintensiteterna och grundvattenbildningen domineras av nederbörd och snösmältning (Johansson 2008). De moräner som dominerar området har horisontella hydrauliska konduktiviteter som minskar med djupet, från cirka 10^{-5} m/s nära markytan till cirka 10^{-6} och 10^{-7} m/s på djupet för grov- respektive finkorning morän (Johansson 2008). Dessutom finns det indikationer på att den hydrauliska konduktiviteten är högre i övergången mellan morän och berg än i moränen i sig. Moränen är anisotrop, dvs den horisontell hydraulisk konduktiviteten är större än den vertikala konduktiviteten (ca 30 gånger större).



Figur 4-34. *Översiktskarta över sjöar, vattendrag, mätstationer för vattenflöde och mätstationernas avrinningsområden. SKB:s meteorologiska station Högmasten är belägen nära kustlinjen söder om kylvattenkanalen för Forsmarks kärnkraftverk. Under 2012 etablerades en ny meteorologisk station (Labbomasten) vid borrplats 1 sydväst om PFM002292.*



Figur 4-35. *a) Eckarfjärden, en av de större sjöarna i Forsmarksområdet. Som andra sjöar i området är Eckarfjärden en grund kalkrik och näringsfattig sjö omgiven av vass. b) Det största vattendraget i Forsmark nära inloppet till Bolundsfjärden.*

Grundvattenytan i regoliten är i allmänhet belägen nära markytan (inom 1 m från denna) och följer markytans topografi. Således kan ytvattendelarna och grundvattendelarna i regoliten antas sammanfalla. Den småskaliga topografin resulterar i grunda, lokala grundvattenflödessystem i regoliten ovanför de mer storskaliga flödessystemen i berget. De grundvattennivåer som mätts upp i berget nära SFR-anläggningen ligger vid eller är lägre än den nuvarande havsnivån.

Det marina området i Forsmark utgörs av den öppna havsviken Öregrundsgrepen, med en bred och djup öppning mot norr och ett smalt och grunt sund i söder. Baserat på havsbatymetrin enligt DEM (Strömgren and Brydsten 2013), kan det marina området runt Forsmark delas upp i 38 bassänger. Salthaltsskiktningen i Öregrundsgrepen är i allmänhet svag. Den lokala sötvattenavrinningen ger en något lägre salthalt än i Bottniska viken (Aquilonius 2010). Flödesriktningen genom Öregrundsgrepen varierar med tiden, men på en årlig basis går nettoströmningen från norr till söder (Karlsson et al. 2010).

Vattenomsättningstiden (genomsnittlig uppehållstid i de 38 bassängerna) beräknas variera mellan 13 och 29 dygn (i genomsnitt 19 dygn, Werner et al. 2013). Vattenomsättningen är snabbare i de djupare områdena nära det öppna Bottenhavet, medan den är långsammare i de delvis isolerade grunda kustbassängerna.

De höga halterna av kalciumkarbonat i regoliten och den pågående höjningen av området över havsnivån påverkar kemin i ytvatten och ytliga grundvatten. Dessa vatten är i Forsmark i allmänhet något alkaliska (pH 7–8) och har högt innehåll av huvudkomponenter kopplade till marina och glaciala avlagringar som avsatts under den senaste nedisningen.

Kalciumkarbonat har haft en stark inverkan på utvecklingen av terrestra och limniska ekosystem på platsen. Exempelvis bidrar sekundär utfällning av kalciumkarbonat och medutfällning av fosfat till utvecklingen av de kalkrika och näringsfattiga sjöar som är karakteristiska för Forsmarksområdet (se avsnitt 4.5.4 och Andersson 2010). Den rika tillförseln av kalcium påverkar även jordbildningen och de terrestra ekosystemens utveckling och struktur (Löfgren 2010).

Fördelningen av olika ämnen i biotiska och abiotiska förråd, tillsammans med uppskattningar av elementflöden till och från förråden, ger en översiktlig bild av större källor och sänkor för olika element i landskapet (Tröjbom och Grolander 2010). Resultaten visar att den överlägset största andelen av flertalet element i både terrestra och limniska ekosystem återfinns i jordar och sediment.

De enda förråden i landskapet som inte är försumbara i jämförelse med den totala mängden i regoliten är de förråd av näringsämnen och essentiella spårämnen som återfinns i organismer i terrestra ekosystem. Förklaringen till detta mönster är den stora biomassan i terrestra ekosystem jämfört med limniska ekosystem.

Kunskapen om ytsystemets hydrogeokemi vid Forsmark bygger på omfattande platsundersökningar och modelleringar av limniska, marina och terrestra system inklusive ytvatten, porvatten och regolit (Sonesten 2005, Tröjbom och Söderbäck 2006, Tröjbom et al. 2007, Andersson 2010, Aquilonius 2010, Qvarfordt et al. 2010, Hedenström och Sohlenius 2008, Löfgren 2010, Sheppard et al. 2009, 2011, Tröjbom och Grolander 2010, Tröjbom och Nordén 2010, Löfgren 2011). Ett pågående långsiktigt hydrokemiskt övervakningsprogram, vilket inkluderar ytvatten och grundvatten från regolit och berg finns i Forsmark (SKB 2007). Kompletterande provtagningar och analyser av regolit och organismer har också genomförts för att modellera transporten av element med viktiga radioaktiva isotoper (Sheppard et al. 2011). Hur elementens rörlighet påverkas av de kemiska förhållandena i jordbruksmark och våtmarker har undersökts baserat på platsdata (Sohlenius et al. 2013b). Vidare har transport och upptag av radionuklider i kustnära ekosystem modellerats för att bestämma upptagsfaktorer för organismer givet den omgivande vattenkemin (Erichsen et al. 2013).

4.5.3 Marina ekosystem

Bräckta förhållanden (salthalt mellan sötvatten och saltvatten), grunt vatten, måttligt varierande batymetri, begränsad ljusinträngning och att vatten från djupet kommer upp till ytan längs kusten kännetecknar de marina ekosystemen i Forsmark. Tillsammans leder dessa faktorer till hög primärproduktion i de strandnära zonerna i en region med annars tämligen låg produktion (Aquilonius 2010). Primärproduktionen är lägre i djupare områden, där den främst är begränsad till den övre delen av vattenpelaren med goda ljusförhållanden. Få organismer är anpassade till bräckta förhållanden och den biologiska mångfalden i området är liten. Primärproducenterna utgörs främst av bottenlevande organismer såsom mikroalger, kärlväxter och bottenlevande makroalger. Faunan domineras av detrivorer (sniglar och musslor som lever på dött organiskt material) på såväl hårda som mjuka bottensubstrat. Fiskbeståndet domineras av den marina arten strömming (*Clupea harengus*) i den pelagiska zonen, medan limniska arter (särskilt abborre, *Perca fluviatilis*) dominerar i kustnära områden och vikar.

Både abiotiska och biotiska processer påverkar transport och ackumulation av element i marina ekosystem (figur 4-36). Modellering av kolbudgetar visar att det advektiva flödet (vattenomsättningen) ofta är den dominerande faktorn för transport och ackumulation av element och att biotiska flöden (dvs transport inom systemet) är av mindre betydelse. Detta gäller särskilt i öppna och icke kustnära bassänger.

Modellering av marina bassänger visar att hela det marina området i genomsnitt har positiv nettoekosystemsproduktion (NEP). I synnerhet grunda områden nära kustlinjen har en positiv NEP, medan områden längre från kusten har negativ NEP. En omfattande beskrivning av de marina ekosystemen (inklusive tillgången till primärdata, utvärderingar av data och marina modeller för Forsmarksområdet) ges i Aquilonius (2010).

4.5.4 Limniska ekosystem

Som tidigare nämnts är dagens sjöar i Forsmarksområdet små och grunda (figur 4-35a). De karakteriseras som näringsfattiga och kalkrika sjöar, med höga halter av kalcium och låga nivåer av näringsämnen (Andersson 2010). Denna sjötyp är vanlig längs Norra Upplandskusten men sällsynt i resten av Sverige (Brunberg et al. 2002, Hamrén och Collinder 2010).

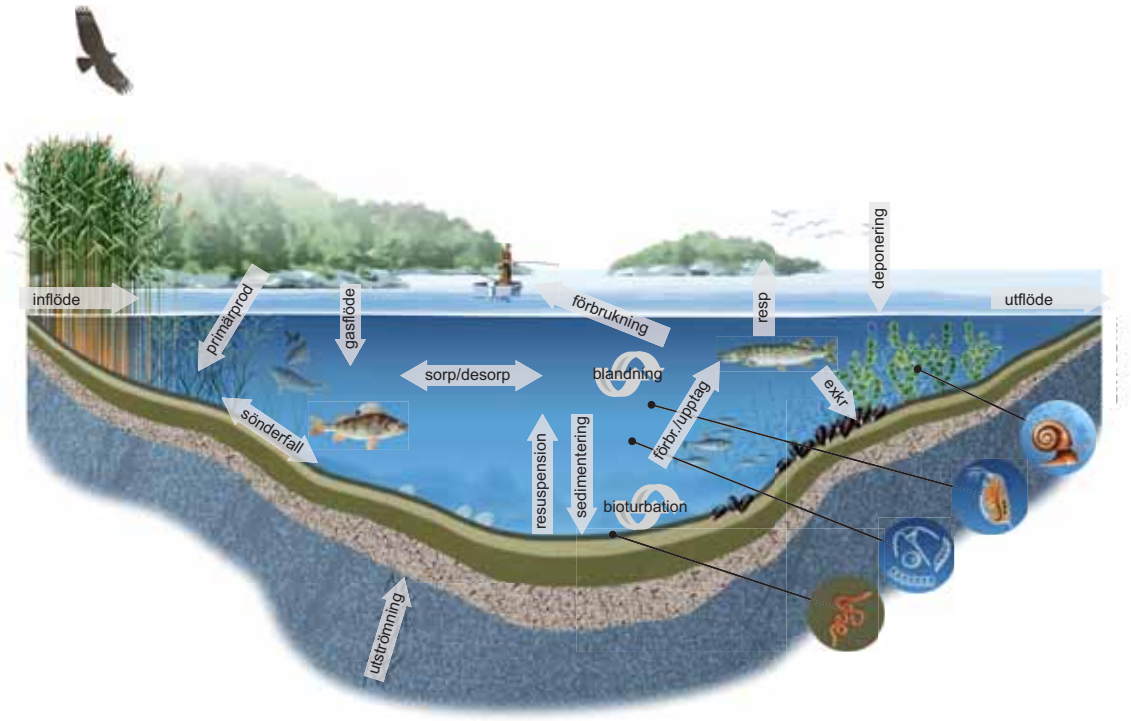
Grunda djup och måttlig färg på vattnet möjliggör fotosyntes på hela sjöbotten. Sjöbottnarna är täckta av täta bestånd av makroalger och ett tjockt skikt av mikrofytobentos (mikroskopiska alger och cyanobakterier). Dessa två typer av primärproducenter dominerar biomassan och primärproduktionen, vilket gör växtplanktons biomassa och produktion mindre viktiga.

Alla sjöar omges av vassbälten, vilka särskilt runt de mindre sjöarna är omfattande. Fiskbeståndet i Forsmarks sjöar domineras av abborre (*Perca fluviatilis*), mört (*Rutilus rutilus*), sutare (*Tinca tinca*) och ruda (*Carassius carassius*), av vilka de två sistnämnda arterna klarar de låga koncentrationer av syre som förekommer i många av sjöarna under vintern.

Som nämnts ovan, är vattendragen i Forsmarksområdet små och långa sträckor av dessa vattendrag är torra under sommaren. Vissa vattendrag nära kusten är dock vattenförande under större delen av året och kan fungera som vandringsleder för lekande fisk. Omfattande lekvandring har observerats mellan havet och sjön Bolundsfjärden. Vegetationen i vattendragen är ojämnt fördelad och varierar mellan 0 och 100 procents täckning av vattendragens bottnar, men med vissa längre sektioner med tät vegetation (75–100 procents täckning) (Andersson et al. 2011).

Både abiotiska och biotiska processer påverkar transport och ackumulation av element i sjöarnas ekosystem (figur 4-36). Modellering av kolomsättningen i sjöarnas ekosystem visar att, i motsats till förhållandet i de flesta svenska sjöar, överskrider primärproduktionen respirationen i många sjöar i Forsmarksområdet (Andersson 2010). I några av de större sjöarna i området (exempelvis Bolundsfjärden och Eckarfjärden), omfattar primärproduktionen stora kolmängder jämfört med de mängder som transporteras från det omgivande avrinningsområdet. Följaktligen finns det en stor potential för att oorganiskt kol som tillförs sjöarna kommer att inkorporeras i den akvatiska näringskedjan genom primärproducenter. En stor del av det primärproducerade kolet cirkulerar inom den mikrobiella näringskedjan och återförs till abiotiska förråd eller fastläggs i sediment.

I de större sjöarna sker en relativt stor ackumulationen i sediment, vilket kan utgöra en permanent sänka för radionuklider och andra ämnen. I mindre sjöar är de kolmängder som är involverade i primärproduktion små, jämfört med de mängder som transporteras från det omgivande avrinningsområdet. Enligt ekosystemsmodelleringen fungerar dessa sjösystem som genomströmningsområden. Ämnens kemiska egenskaper, i kombination med sjöns storlek och dess läge i avrinningsområdet, avgör vad som händer med de ämnen som kommer in i ett sjösystem. En omfattande beskrivning av de limniska ekosystemen (inklusive tillgången till primärdata, utvärderingar av data och limniska modeller för Forsmarksområdet) ges i Andersson (2010).



Figur 4-36. *Konceptuell modell över viktiga flöden som påverkar transport och ackumulation av element i akvatiska (dvs limniska och marina) ekosystem. De akvatiska ekosystemen och viktiga processer och flöden i dessa beskrivs vidare i de limniska och marina ekosystemsrapporterna (Andersson 2010, Aquilonius 2010).*

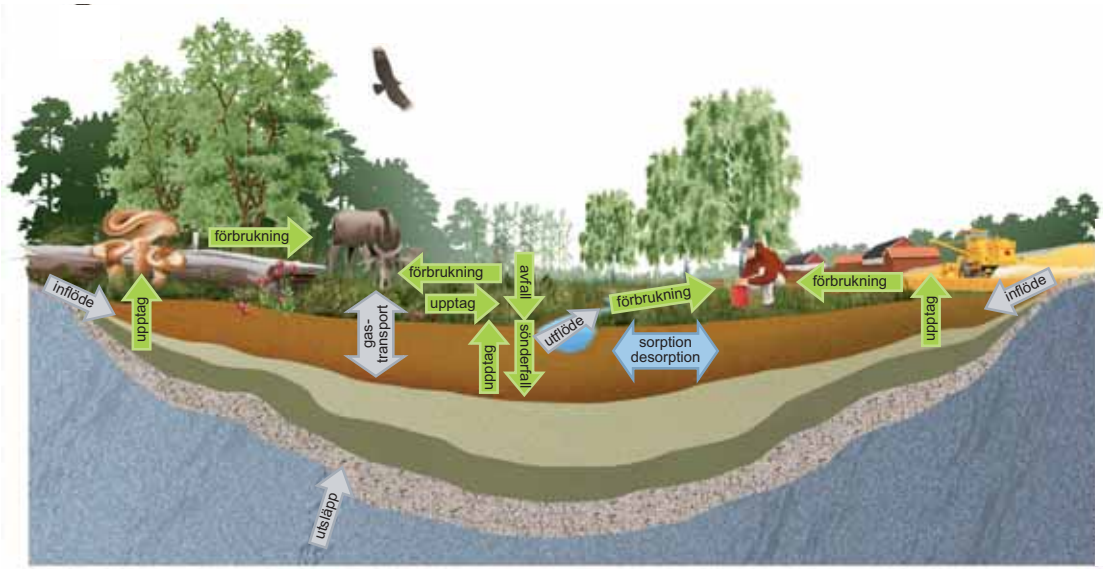
4.5.5 Terrestra ekosystem

Landvegetationen påverkas starkt av topografi, regolitens egenskaper och människans markanvändning. Ungefär tre fjärdedelar av landytan i Forsmark är täckt av skogar, som domineras av tall (*Pinus sylvestris*) och gran (*Picea abies*) (Löfgren 2010). Till följd av kalkrik regolit, kännetecknas fältskiktet av örter, bredbladiga gräs och många orkidéarter. Området har en lång historia av skogsbruk, med en hög andel yngre och äldre hyggen i olika stadier. Som nämnts tidigare är våtmarker vanliga. De flesta våtmarkerna är öppna kärr, medan en mindre andel är trädbevuxna med framför allt barrträd. Till följd av den höga kalkhalten i regoliten, utgörs våtmarkerna av så kallade rikkärr. Jordbruksmark (odlingsbar mark och gräsbevuxna områden) täcker endast en mindre del av landytan i Forsmark.

De vanligaste större däggdjursarterna i Forsmarksområdet är rådjur (*Capreolus capreolus*) och älg (*Alces alces*). Totalt har 96 fågelarter hittats i Forsmarksområdet. De vanligaste fågelarterna i Forsmark är, som i resten av Sverige, bofink (*Fringilla coelebs*) och lövsångare (*Phylloscopus trochilus*) (Löfgren 2010). Det kan konstateras att Forsmark är ett mycket värdefullt område ur naturvårdssynpunkt. De högsta naturvärdena är förknippade med våtmarker och skogar med rödlistade och/eller skyddade arter (Hamrén and Collinder 2010). Två sådana sällsynta arter är gulyxne (*Liparis loeselii*) och gölgroda (*Rana lessonae*), som båda har en begränsad nationell utbredning och återfinns i detta område.

Modellering av koldynamik för två barrskogar (dvs den dominerande vegetationstypen i Forsmark) och en skogsbevuxen våtmark visar att det största kolflödet i terrestra ekosystem är upptaget av kol genom primärproducenter och att vegetationen på alla de undersökta ställena fungerar som en kolsänka (Löfgren 2010). Denna nettoprimärproduktion sätter en övre gräns för det möjliga upptaget av olika ämnen i biomassan, vilket i sin tur begränsar omfattningen av hur ämnen propageras vidare upp i näringskedjan. Så småningom når biomassan jordlagret som förna och upptagna ämnen frigörs. Balansen mellan förnaproduktion och heterotrof respiration bestämmer i vilken grad organiskt material (och inkorporerade ämnen) kan ackumuleras i jorden.

Dynamisk vegetationsmodellering visar att andra typer av vegetation (exempelvis lövträd, ängar och åkermark) också är kolsänkor, med undantag för kalhyggen, vilka fungerar som kolkällor. Figur 4-37 visar en sammanställning av viktiga processer för ett myrekosystem. En omfattande beskrivning av de terrestra ekosystemen (inklusive tillgång till primärdata, utvärderingar av data och terrestra modeller för Forsmarksområdet) ges i Löfgren (2010).



Figur 4-37. *Konceptuell modell av viktiga flöden som påverkar transport och ackumulation av ämnen i ett våtmarksekosystem och åkermark på en dränerad del av en myr (Löfgren 2010). Gröna pilar är flöden som styrs av organismer (inklusive dricksvatten), grå pilar är vatten- och gasflöden, den blå pilen representerar sorptionsprocesser. Myren föregås av ett marint stadium och i flertalet fall även av ett sjöstadium, under vilka gyttja/lera och postglacial lera deponeras innan torv bildas. De terrestra ekosystemen och viktiga processer och flöden i dessa beskrivs vidare i den terrestra ekosystemsrapporten (Löfgren 2010).*

4.5.6 Brunnar och hantering av vattenresurser

Alla offentliga vattentäkter i Östhammars kommun baseras på grundvatten (Werner et al. 2010). Den offentliga vattentäkt som ligger närmast SFR finns vid Börstilåsen, som är belägen flera kilometer sydost om SFR. Enligt den kommunala översiktsplanen, som ska ersättas av en ny plan 2015, finns det inget behov av framtida offentliga vattentäkter i områden nära SFR.

För närvarande får omkring 30 procent av invånarna i Östhammar sitt dricksvatten från enskilda brunnar. Ägarna av Forsmarks kärnkraftverk har tidigare borrat ett antal borrhål i berget för att prospektera efter vatten, men dessa borrhål används inte längre. I dag finns ett antal enskilda brunnar (som grävts i regoliten eller borrats i berget) i landområden längs kusten. Analyser av brunnsvattnet visar att vattenkvaliteten varierar från tjänlig till otjänlig. Vissa brunnar används inte som dricksvattentillgångar, utan används istället för andra ändamål, som till exempel bevattning av trädgårdsland.

Enligt en analys av regional brunnsdensitet (både grävda och borrade brunnar), varierar nuvarande brunnsdensitet mellan cirka 0,2 och 2 brunnar per km^2, beroende på det analyserade områdets storlek och läge (Kautsky 2001). Brunnsdensiteten varierar mellan 0,2–0,9 brunnar per km^2 i olika delområden inom ett område nära SFR (storlek 400 km^2) och 0,5–2 brunnar per km^2 i olika delområden inom norra Uppland (storlek 3 300 km^2).

Enligt en analys av data från Brunnsarkivet (© Sveriges geologiska undersökning, SGU) över mer än 5 000 enskilda brunnar som borrats i berget i norra Uppland (jämför Gentzschein et al. 2007), är ett typiskt brunnsdjup i berget cirka 60 m. Baserat på hydrauliska tester i borrhål vid SFR-anläggningen, uppskattas medianvärdet för den hydrauliska konduktiviteten i djupintervallet 0–100 m till cirka $1{,}5 \cdot 10^{-7}$ m/s. För ett brunnsdjup i berget på 60 m, är motsvarande maximala brunnskapacitet cirka 1 900 L/h.

Nuvarande vattenhantering i Forsmark omfattar grundvattenavledning från SFR, en kylvattenkanal från havet till Forsmarks kärnkraftverk, användningen av sjön Bruksdammen som vattenresurs samt ett dräneringssystem vid kärnkraftverket. Det finns inga diknings-, sjösänknings- eller dräneringsaktiviteter registrerade i offentliga register. Det finns emellertid grunda diken i skogarna (för dräneringsändamål) och utloppet från sjön Eckarfjärden har tidigare sänkts för att sänka sjönivån. En del naturliga mindre källor har observerats i området, men inga källor finns registrerade i offentliga register.

4.5.7 Befolkning och markanvändning

Det finns fritidshus men inte permanentboenden inom 20 km^2 runt SFR (Miliander et al. 2004). Markanvändningen har tidigare dominerats av kommersiellt skogsbruk och virkesuttaget har varit det enda betydande uttaget av biomassa från området av människor. Det enda jordbruk som nu är i drift finns vid Storskäret. Det är inriktat på köttproduktion och boskapen betar utomhus under vegetationsperioden.

Forsmarks kärnkraftverk är en stor industriell verksamhet i ett i övrigt relativt ostört område. Den dominerande fritidsaktiviteten i området är jakt. Forsmark används endast sporadiskt för fritidsaktiviteter till följd av den lilla lokala befolkningsmängden, områdets relativa otillgänglighet och de relativt stora avstånden till storstadsområden.

4.6 Berggrund

Geologi och bergmekanik i Forsmarksområdet beskrivs i detalj i den platsbeskrivande modellen för SFR-området, SDM-PSU (SKB 2013e). De rådande förhållanden sammanfattas i följande avsnitt.

4.6.1 Berggrundstemperatur

Vid initialtillståndet kommer temperaturen i förvaret och i berget på förvarsnivå att vara liknande den nuvarande berggrundstemperaturen, dvs cirka 5–7 °C (Sundberg et al. 2009, Väisäsvaara 2009). Som beskrivs i avsnitt 4.5.1 förväntas lufttemperaturen öka med omkring 1–2 °C fram till tiden för förslutning av förvaret. På grund av osäkerheten gällande lufttemperaturökningens storlek, är dock initialtillståndet definierat med hänvisning till normalperioden 1961–1990.

4.6.2 Bergarter och bergdomäner

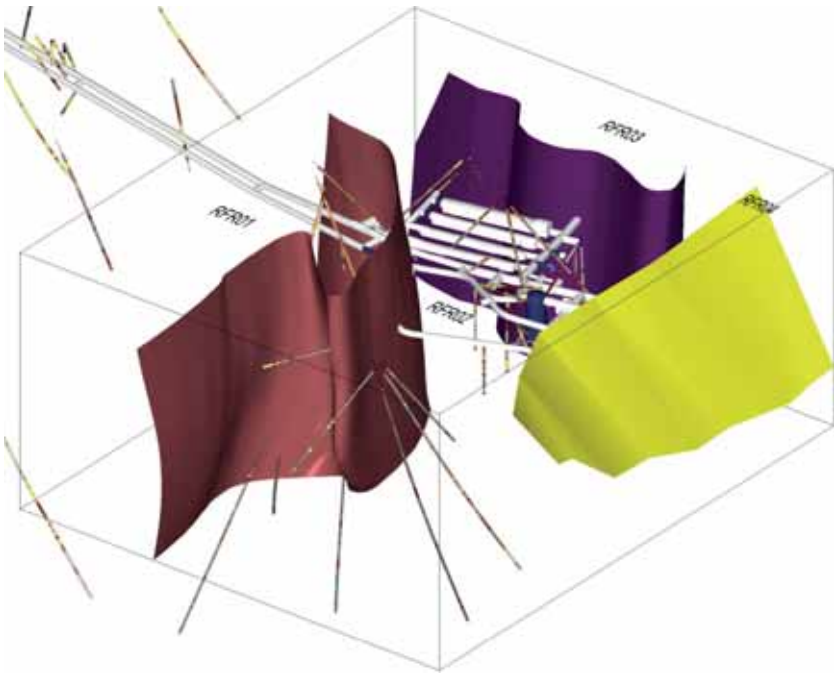
Området vid SFR har delats in i fyra domäner (RFR01–RFR04) med likartade förhållanden vad gäller bergarter. Domän RFR01 domineras av pegmatit till pegmatitisk granit (SKB bergartskod 101061). Domän RFR02 har en mycket mer heterogen sammansättning än RFR01. En del av domänen består lokalt av fin- till medelkornig metagranit-granodiorit (101057), som är svår att skilja från den vanligare bergarten i denna domän, felsiskt till intermediärt metavulkaniskt berg (103076). Domänen innehåller även 24 procent pegmatit och pegmatitisk granit. Både SFR 1 och SFR 3 ligger till största delen i domän RFR02, medan nedfartstunnlarna ligger i RFR01, se figur 4-38.

Det finns inga data från borrkärnor eller tunnlar för domän RFR03, men tolkningen av magnetiska mätningar indikerar att domänen består av oxiderat berg i deformationszoner och bergvolymer som domineras av pegmatit. Data saknas även för RFR04, men bedömningen är att bergartens sammansättning liknar den i RFR02. Bergartssammansättningen i RFR03 och RFR04 är osäker, men på grund av det perifera läget för dessa domäner är osäkerheten inte betydelsefull.

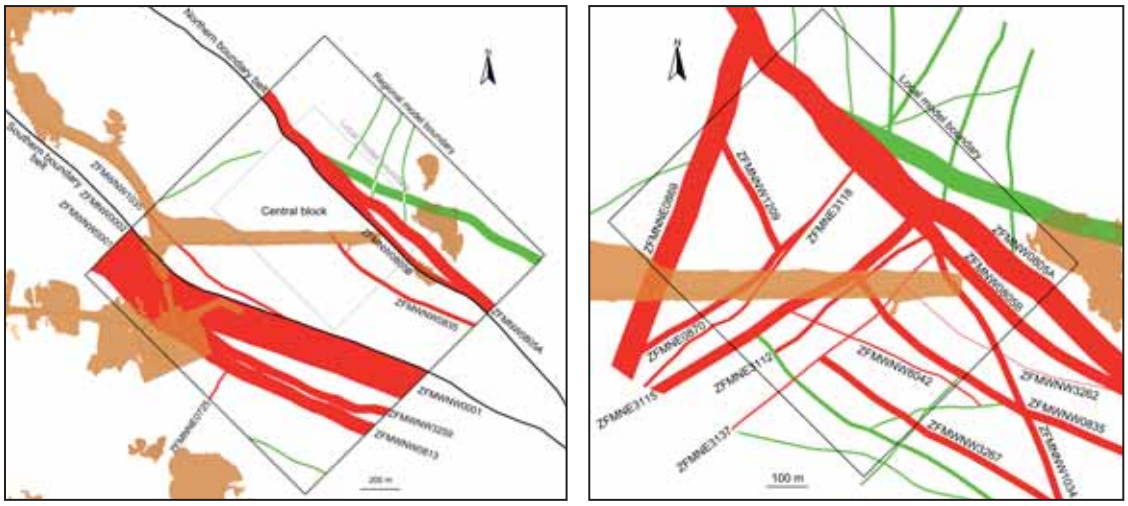
4.6.3 Deformationszoner och subhorisontella ytliga strukturer

En modell har tagits fram som visar de tolkade deformationszonerna i området, baserat på tillgänglig information (se figur 4-39 och figur 4-40). Deformationszonerna är uppdelade i olika grupper av zoner, nämligen:

1) Vertikala till brant stupande zoner med en VNV till NV strykning. Sex zoner i centralblocket hör till denna grupp och en del av dem förväntas korsa den planerade bergvolymen för SFR 3.
2) Vertikala till brant stupande zoner med NNO till ONO strykning. Dessa zoner är kortare jämfört med zoner i grupp 1. Gruppen består av sammanlagt sju zoner, varav en ligger inom centralblocket.
3) Vertikala till brant stupande zoner med NS till NNV strykning. Dessa slutar vid zoner som tillhör de föregående två grupperna. Denna grupp omfattar två zoner som korsar centralblocket.
4) Måttliga till svagt stupande (≤ 45°) zoner. Gruppen består av sammanlagt tre zoner, varav en ligger inom centralblocket (se figur 4-42).

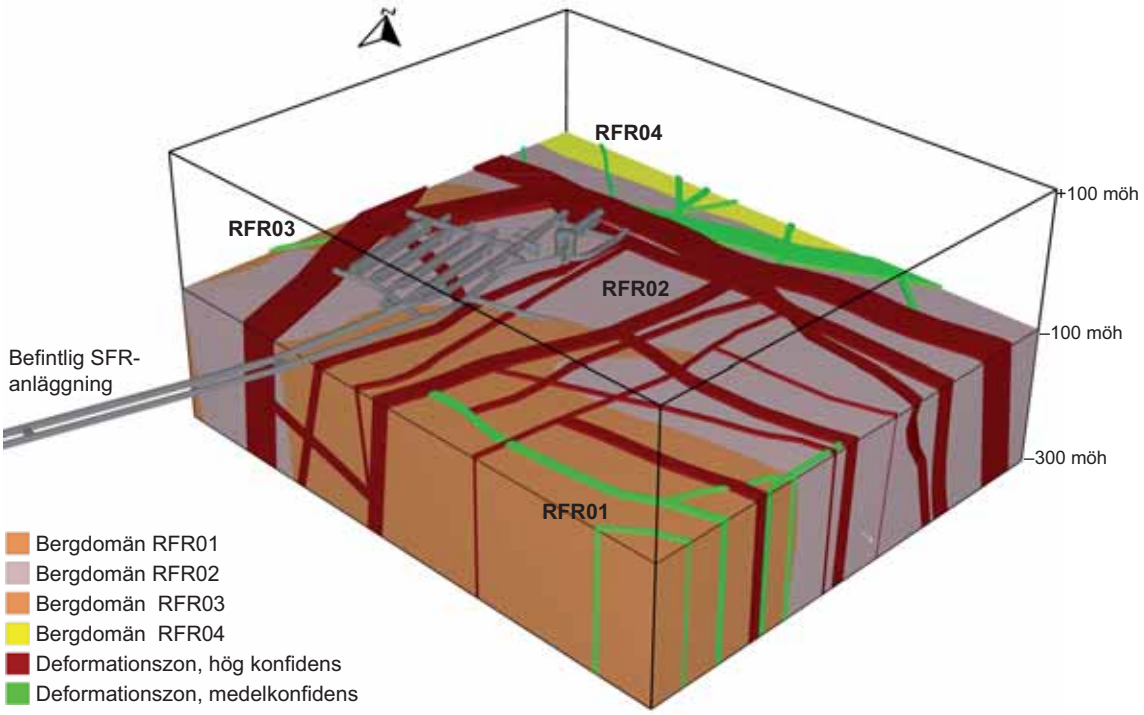


Figur 4-38. *3D-vy över SFR 1 mot väst. De färgade områdena visar gränsytorna mellan de olika bergdomänerna. Området för SFR 3 ligger till största delen i domän RFR02, på den sida som är mot betraktaren (SKB 2013e).*



a) Regionalt modellområde, spårlängder ≥ 1 000 m **b) Lokalt modellområde, spårlängder ≥ 300 m**

Figur 4-39. *Skärningspunkt för deformationszoner med bergsytan. a) Regionalt modellområde. De stora regionala zonerna ZFMWNW0001 och ZFMNW0805A utgör, tillsammans med sina förgreningar, avgränsningen av det centrala tektoniska blocket i vilket både SFR 1 och SFR 3 ligger. Färgerna indikerar modellens tillförlitlighet med hänsyn till förekomsten av zonerna: hög = rött, medel = grönt. Det bruna området indikerar vad som för närvarande är torrt land. b) Lokalt modellområde (SKB 2013e).*



Figur 4-40. *Bergdomäner och deformationszoner i SFR:s lokala modell, version 1.0 betraktad snett nedåt mot norr. Blockets läge visas i figur 4-39 (SKB 2013e, figur 5-2).*

Förutom dessa deformationszoner förekommer subhorisontella ytstrukturer som är mer vattenförande (se även avsnitt 4.7.1). Dessa strukturer har observerats framför allt i ytligt berg och har troligen bildats genom avlastning och de är sammankopplade i olika grad med andra horisontella sprickor och med deformationszonerna.

Den mest betydande återstående osäkerheten i SFR:s geologi gäller förekomsten av samt storleken och egenskaperna hos subhorisontella strukturer i berggrunden närmast markytan (SKB 2013e).

Den kombinerade modellen med både deformationszoner och bergdomäner, som indikerar bergartssammansättning, visas i en 3D-vy i figur 4-40. Denna figur visar också SFR 1:s läge. SFR 3 kommer att ligga i nivå med de djupaste delarna av SFR 1, i centralblocket sydost om SFR 1 (se figur 4-1 och 4-3).

4.6.4 Bergmekaniska förhållanden

De mekaniska egenskaperna hos intakt berg i de bergarter som förekommer i området kan beskrivas med hjälp av bergmekaniska parametrar. En uppskattning av det förväntade intervallet för tre vanliga parametrar (enaxlig tryckhållfasthet, draghållfasthet och Youngs elasticitetsmodul) ges i tabell 4-8. Det bör noteras att bergarterna kan vara klassade som R5 (mycket starka) till R6 (extremt starka) enligt ISRM Strength Classification (Brown 1981).

När det gäller bedömning av mekaniska egenskaper har subhorisontella ytliga sprickor (0–50 m) beskrivits i en egen kategori, eftersom deras egenskaper förväntas skilja sig från dem i andra sprickor (stupning och djup). Tabell 4-9 ger ungefärliga värden för mekaniska parametrar för enskilda sprickor.

Ett vanligt sätt att karakterisera en bergmassas egenskaper är att uppskatta hållfastheten med en Mohr-Coulomb-materialmodell och deformationsegenskaper med elastiska parametrar. Tabell 4-10 ger typiska värden för dessa bergmekaniska parametrar för bergmassan i SFR, både i bergdomänerna, dvs i det ”normalt” uppspruckna berget, och i deformationszonerna. Egenskaperna i deformationszonerna förväntas skilja sig mellan kärnan och de yttre delarna (övergångszon mot den mindre påverkade bergmassan), även om många av de mindre zonerna inte förväntas ha någon uttalad kärna.

Tabell 4-8. Bergmekaniska parametrar hos intakt berg i SFR-området (SKB 2013e, tabell 6-3). (Anges i form av en trunkerad normalfördelning: genomsnitt/standardavvikelse och min-max).

Parameter	101057 – Granit till granodiorit	101061 – Pegmatit, pegmatitisk granit	111058 – Fin- till medelkornig granit	103076 – Felsiskt till intermediärt metavulkaniskt berg	102017 – Amfibolit
Enaxlig tryckhållfasthet (MPa)	226/50 126–326	183/45 90–270	280/45 210–350	139/45 100–200	142/45 60–230
Indirekt draghållfasthet (Brazilian test) (MPa)	13/2 10–18	12/3 8–16	16/2 12–20	9/2 5–13	9/2 5–13
Youngs elasticitetsmodul (GPa)	75/3 69–81	74/4 66–82	74/2.5 70–79	99/3 93–105	81/4 73–89

Tabell 4-9. Förväntade mekaniska egenskaper hos enskilda sprickor i SFR-området (SKB 2013e, Tabell 6-6).

Parameter	Subhorisontella (lutning 0–20°) sprickor med ett djup z = 0–50 m, σ_n’ = effektiv normalspänning	Övriga sprickor med ett djup z = 0–150 m och subhorisontella sprickor där z > 50 m, σ_n’ = effektiv normalspänning
Normal styvhet, K_n [MPa/mm]	$K_n = 10 \times \sigma_n$’	$K_n = 10 \times \sigma_n$’
Skjuvstyvhet, K_s [MPa/mm]	$K = K_n / 3$	$K = K_n / 20$
Friktionsvinkel, φ_1 [°] för normalspänning i intervallet 0–0,5 MPa	66°	48°
Friktionsvinkel, φ_2 [°] för normalspänning i intervallet 0,5–1,5 MPa	32°	35°
Skenbar kohesion för normalspänning i intervallet 0,5–1,5 MPa	0,4	0,4
Dilatans	15°	15°

Tabell 4-10. Typiska värden för hållfasthet och deformationsegenskaper i bergdomäner och deformationszoner. Mohr-Coulomb-materialmodellen har förutsatts. Data för djup på 20–150 m (SKB 2013e, tabeller 6-8 och 6-9).

	Friktionsvinkel, M-C (0–5 MPa).	Kohesion, M-C (0–5 MPa)	Deformationsmodul för bergmassan, Em	Poissons tal
Bergdomän	50–60°	13 MPa	50 GPa	0,34
Yttre del av deformationszon	51°	2 MPa	13 GPa	0,35
Deformationszonens kärna	37°	2 MPa	2,6 GPa	0,45

Eftersom inga direkta mätningar av bergspänningen har gjorts i området där SFR 3 planeras ligga, är det svårt att med säkerhet uppskatta bergspänningen. Vidare kan en större variation i bergspänningar förväntas i det mest ytligt belägna berget. Den uppskattning som har gjorts (tabell 4-11), baserad på mätningar i SFR-området, måste därför betraktas som osäker. Spänningsnivåerna kommer dock med all sannolikhet att vara relativt låga på förvarsnivån och förväntas inte vara en viktig faktor för byggbarheten eller säkerheten. Huvudspänningens dominerande orientering bedöms vara relativt väl känd.

I anslutning till de utsprängda tunnlarna och avfallsutrymmena kan spänningarna komma att omfördelas så att de skiljer sig något från den *lokala* spänning som anges här. Det förväntas uppstå en skadad zon (Excavation damaged zone, EDZ) utanför tunnelväggarna till följd av sprängningen. Sprickfrekvensen i den skadade zonen är något högre än i det omgivande berget. Omfattningen av den skadade zonen förväntas vara mycket begränsad, i storleksordningen < 0,3 m från sprängda ytor.

Tabell 4-11. Bergspänningar med djupberoende i SFR-området från bergytan ner till ett djup av 250 m (z är djup i meter) (SKB 2013e, tabell 6-11).

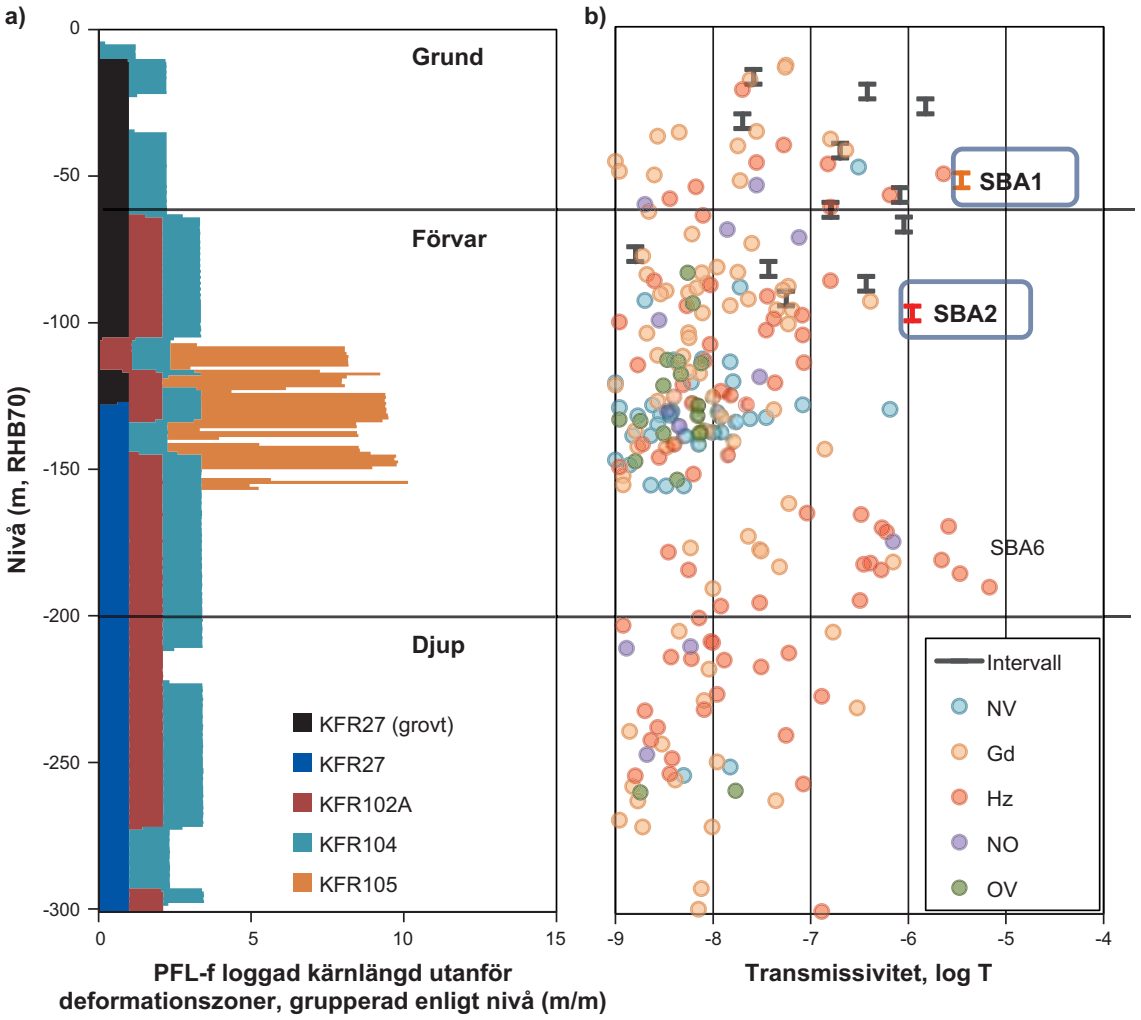
Alla bergdomäner	Större horisontalspänning	Mindre horisontalspänning	Vertikal spänning
Magnitud (MPa)	$\sigma_H = 5+0,07z$	$\sigma_n = 0,07z$	$\sigma_v = 0,065z$
Orientering (trend från norr)	142°	52°	Vertikal

4.7 Hydrogeologi

4.7.1 Hydraulisk konduktivitet i berget

Berget vid SFR är ett sprucket kristallint berg. Grundvattenflödet sker i sammanbundna öppna sprickor. Bergets hydrauliska konduktivitet beror på de geometriska och hydrauliska egenskaperna hos dessa sprickor.

Totalt 12 borrhål har borrats inför SFR 3 och sprickkartering och hydrauliska tester har utförts i borrhålen. En utförlig beskrivning av undersökningarna och analysen av sprickornas geometriska och hydrauliska egenskaper ges i den platsbeskrivande modellen för SFR-området, SDM-PSU (SKB 2013e). Där ges en redovisning av frekvensen av vattenförande (transmissiva) sprickor i deformationszoner och i bergmassan mellan dem. En av observationerna i SDM-PSU är att de mest vattenförande sprickorna ner till 200 m djup har påträffats i bergmassan mellan modellerade deformationszoner. En annan observation är att flacka sprickor är de mest vattenförande, även inne i de brant stupande deformationszonerna. Bland de brant stupande sprickgrupperna är det den NV-SO gruppen som är den mest vattenförande. I det område som planeras för SFR 3 är frekvensen av vattenförande flacka sprickor lägre i intervallet 100–150 m än det är ovanför eller under detta djupintervall, se figur 4-41.

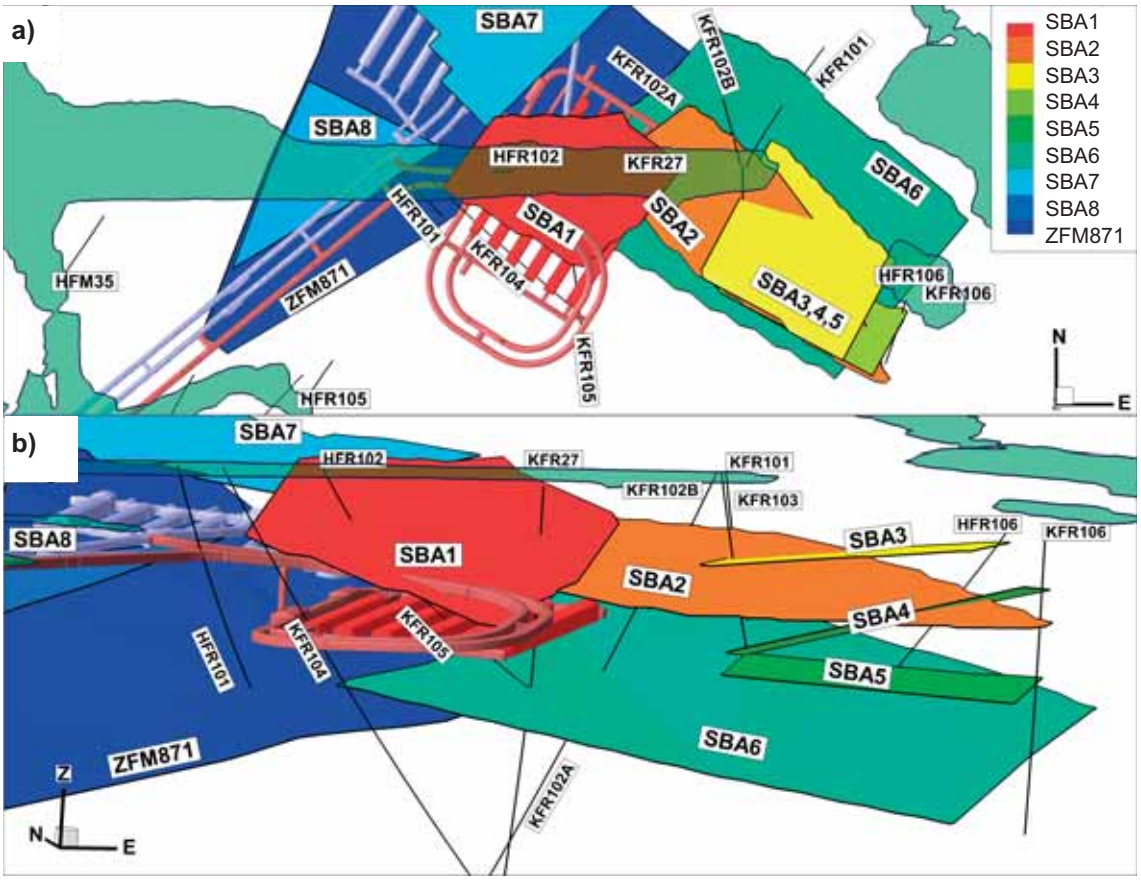


Figur 4-41. *a) Borrhålstäckning (total borrhålslängd) i området närmast SFR 3 och b) PFL-f och PSS transmissivitetsdata (i intervall) utanför deformationszonerna uppdelade i sprickgrupper (NV, Gd = flacka (Gently dipping), Hz = Horisontella (Horizontal), NO och OV). SBA står för Shallow Bedrock Aquifer (för förklaring, se text). Djupintervallet 100–150 m innehåller färre högtransmissiva sprickor än intervallet 50–100 m.*

Det finns tre subhorisontella ytstrukturer i figur 4-41, så kallade SBA-strukturer: SBA1, SBA2 och SBA6. I SDM-PSU har totalt åtta SBA-strukturer, SBA1-SBA8, modellerats, se figur 4-42. Förkortningen SBA står för Shallow Bedrock Aquifer och användes i SDM-PSU för att beskriva det faktum att det finns sektioner med förhöjd frekvens av flacka sprickor i bergmassan mellan de geologiskt modellerade brant stupande deformationszonerna. SBA-strukturerna är sammankopplade med brant stupande sprickor till ett uthålligt spricknätverk (se Öhman et al. 2012, Appendix H). Förutom lokala data över nätverksstrukturernas permeabilitet, har hydrauliska responser mellan borrhål också använts vid modelleringen av SBA-strukturer.

4.7.2 Grundvatteninflöde

Den totala mängden inläckande grundvatten som kontinuerligt pumpas ut ur SFR 1 har moniterats sedan januari 1988 då anläggningen togs i drift. Från initialt 720 L/min har grundvatteninflödet efter cirka 25 år minskat till cirka 250 L/min (förutom för den öppna delen av nedfartstunnlarna). Den mängd vatten som lämnar anläggningen med ventilationsluften är inte uppmätt, men är betydligt lägre.



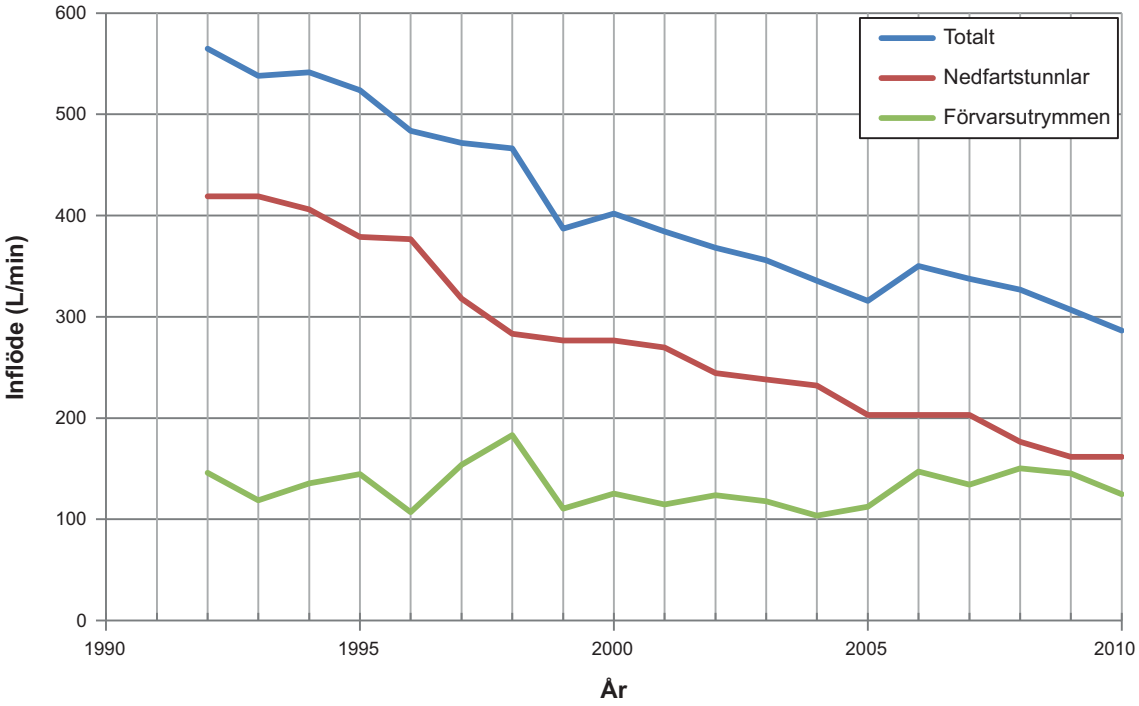
Figur 4-42. *Visualisering av åtta SBA-strukturer och den flacka deformationszonen ZFM871 (tidigare benämnd zon H2) samt SFR 1 (blått) och SFR 3 (rött): a) vy från ovan och b) vy mot nordost. De relevanta borrhålen betecknas med sina KFR- och HFR-nummer: KFR = kärnborrhål; HFR = hammarborrhål.*

Figur 4-43 visar en sammanställning av uppmätta länshållningsflöden mellan 1992 och 2010, uppdelade på nedfartstunnlar och avfallsutrymmen. Sammanställningen visar att inflödet till avfallsutrymmena har varit mer eller mindre konstant sedan 1992, medan inflödet till nedfartstunnlarna har minskat kontinuerligt. Det minskade inflödet tyder på att den hydrauliska förbindelsen med havet ovanför SFR 1 är begränsad och att systemet av vattenförande flacka sprickor i berget töms. Denna tolkning stöds av den observationen att grundvattennivåerna i berget närmast SFR också sjunker kontinuerligt.

4.8 Grundvattenkemi

De hydrokemiska förhållandena i berggrunden beskrivs i den platsbeskrivande modellen för SFR-området, SDM-PSU (SKB 2013e) och i Nilsson et al. (2011). En sammanfattande beskrivning av vattenkemin i berggrundens grundvatten följer i detta avsnitt, medan ytnära grundvatten (i jordlagret) behandlas i avsnitt 4.5.2.

Den hydrokemiska provtagning som utförts inom ramen för platsundersökningarna för SDM-PSU har resulterat i data från totalt femton borrhålssektioner i fem kärnborrhål och tre hammarborrhål. Dessutom innehåller databasen SICADA data från två hammarborrhål från platsundersökningen i Forsmark för slutförvaret för använt kärnbränsle (Laaksoharju et al. 2008) samt från totalt 45 borrhålssektioner i 18 äldre kärnborrhål borrade från de befintliga tunnlarna i SFR 1 (Nilsson et al. 2011).



Figur 4-43. *Inflöde till SFR 1. Den röda kurvan (nedfartstunnlar) och den gröna kurvan (förvarsutrymmen) utgör delar av det totala inflödet (blå kurva).*

4.8.1 Nuvarande grundvattensammansättning och dess ursprung

SFR:s grundvatten uppvisar vissa karakteristiska egenskaper. Kloridhaltsintervallet är begränsat (1 500 till 5 500 mg/l Cl^-) jämfört med Forsmark (50 till 16 000 mg/l Cl^-). Detta, trots att $\delta^{18}O$-värdena (som är en indikator på vattnets ursprung) uppvisar liknande variation (–15,5 till –7,5 ‰ V-SMOW), se figur 4-44. Dessutom uppvisar marina indikatorer, såsom Mg^{2+}/Cl^-, K^+/Cl^- och Br^-/Cl^- förhållandena på relativt stora variationer, särskilt med hänsyn till det begränsade salthaltsintervallet. Detta tyder på förekomst av grundvatten med olika ursprung.

Från uppmätta Eh-värden – och i enlighet med redoxkemin för järn, mangan, svavel och uran kan det konstateras att svagt reducerande förhållanden (−140 till −190 mV) råder generellt i de undersökta grundvattnen, även i unga grundvatten med en betydande andel av vatten från Östersjön (Nilsson et al 2011). Den redoxbuffrande förmågan består av sprickfyllnadsjärn(II)-mineraler som täcker de konduktiva sprickorna och som i SFR huvudsakligen består av klorit, lermineral och pyrit (Sandström och Tullborg 2011).

Av stor betydelse för förståelsen av den nuvarande grundvattenkemin i SFR är utvecklingen av dagens Östersjöområde under Weichsel och Holocen (Westman et al. 1999, SKB 2008b). Innan nedträngningen av smältvatten från den senaste isavsmältningen antas äldre meteoriskt vatten från både tempererade och kalla klimathändelser funnits där. Dessa vatten blandades sedan med glacialt smältvatten under avsmältningen när berggrunden befann sig under högt tryck, vilket ledde till ett större antal vattenförande sprickor och också ökade konduktiviteten i större sprickor och sprickzoner. Detta underlättade transport nedåt av utspätt smältvatten. Under det efterföljande Littorinastadiet trängde bräckt havsvatten med högre densitet in i några av deformationszonerna och sprickorna som tidigare infiltrerats av smältvatten och blandades med eller förflyttade sötvattnet av glacial och meteorisk karaktär. Andra spricksystem täpptes igen, till följd av ändrade tryckförhållanden. Därför finns fortfarande inneslutna icke-marina grundvatten med en betydande glacial komponent kvar i den mindre uppspruckna berggrunden. Tabell 4-12 sammanfattar de olika ursprungen till grundvattnet och deras ungefärliga uppehållstider. Tabellen visar också Östersjövatten som, troligen, är en modern komponent som har trängt in på grund av avsänkningen som orsakats av SFR 1.

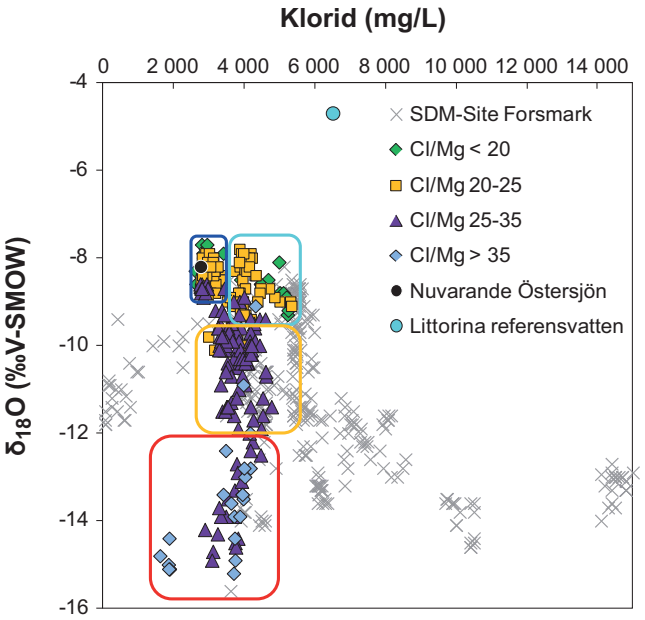
Tabell 4-12. Ursprung och ungefärliga uppehållstider för grundvatten (SKB 2013e, modifierat utifrån tabell 8-2).

Ursprung	Ungefärliga uppehållstider
Östersjövatten	Modernt vatten från de senaste 50 åren, baserat på tritium.
Vatten från Littorinahavet	Littorinahavets maximala utbredning inträffade för mellan 6 500 och 5 000 år sedan.
Glacialt smältvatten	Troligtvis från den senaste nedisningen för ca 11 000 år sedan.
Bräckt icke-marint vatten	Äldre än den senaste isavsmältningen (> 15 000 år sedan).
Djupt liggande saltvatten	Äldre än den senaste nedisningen med komponenter som sannolikt är betydligt äldre (hundratusentals år). Detta vatten identifieras inte i nuvarande SFR-prover, men antas finnas på djup under 700 m, baserat på erfarenheter från Forsmark.

Grundvattentyper som identifierats i SFR 1

Fyra olika typer av grundvatten har definierats för Holocens paleoklimatologiska historia (Westman Et al 1999); grundvatten från Östersjön, grundvatten från Littorinahavet med en glacial komponent, bräckt-glacialt grundvatten och blandat-bräckt grundvatten (övergångstyp). Dessa grundvattentyper återspeglar grundvattnets huvudsakliga ursprung, men även förändringar (omblandning och reaktioner) som inträffat efter inträdet i berggrunden. Indelningen i dessa typiska grundvattentyper har gjorts baserat på de kemiska variablerna klorid, magnesium och $\delta^{18}O$. Dessa variabler kan användas som indikatorer för vattnets ursprung. Magnesium och $\delta^{18}O$ varierar beroende på om vattnet har marint eller glacialt ursprung, medan variationen i salthalt är relativt liten mellan dessa vatten.

Ett diagram över $\delta^{18}O$ gentemot kloridkoncentrationen med kategorisering enligt Cl/Mg-viktförhållandet, där inramade områden visar på olika typer av grundvatten, visas i figur 4-44. Grundvattentypernas sammansättning, samt reaktioner och processer som har påverkat deras kemi, redovisas i tabell 4-13.



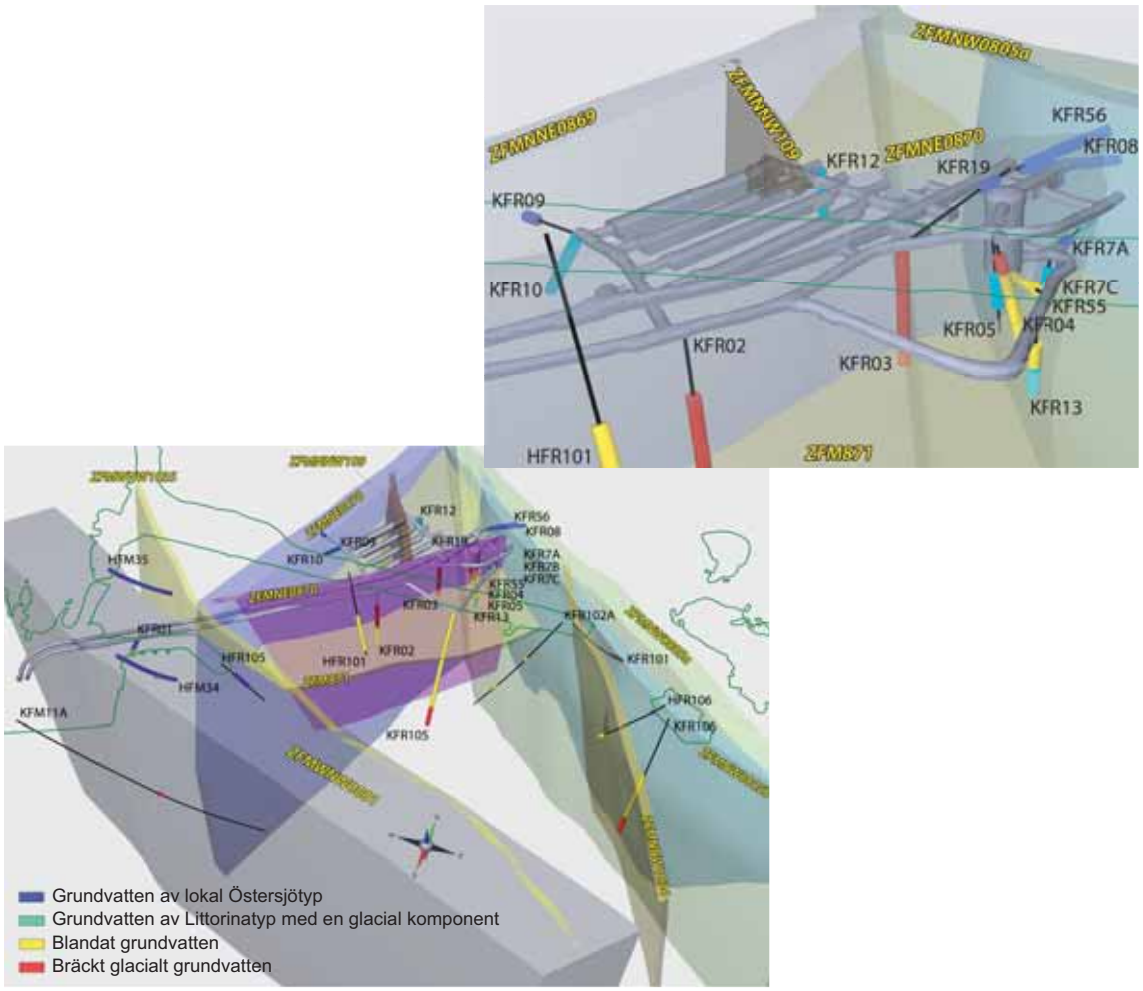
Figur 4-44. *Diagram över $\delta^{18}O$ ‰ (V-SMOW) gentemot kloridkoncentrationen. SFR-data är från perioden 1986–2010. Figuren visar grundvattenproverna kategoriserade enligt Cl/Mg-viktförhållandet, de inramade områdena visar på olika typer av grundvatten (se tabell 4-13). Det pågår en kontinuerlig blandning mellan grundvatten av Östersjötyp och grundvatten från Littorinahavet med en glacial komponent, gränsen har satts vid en kloridkoncentration på 3 500 mg/l.*

Tabell 4-13. Grundvattentyper i SFR – sammansättning, reaktioner/processer samt ursprung (SKB 2013e, modifierat utifrån tabell 8-1).

Grundvattentyp	Sammansättning/karakteristik	Dominerande reaktioner och processer	Ursprung
Lokalt från Östersjön	Klorid 2 500–3 500 mg/l $\delta^{18}O$ −9 till −7,5 ‰ V-SMOW Na-(Ca)-(Mg)-Cl-SO_4 typ Cl/Mg-viktförhållande < 27	Jonbyte och mikrobiologiska reaktioner i berggrunden har resulterat i minskade halter av Mg^{2+}, K^+, Na^+ och SO_4^{2-} samt anrikning av Ca^{2+} och HCO_3^- jämfört med Östersjövatten.	Det är oklart om Östersjövattnet överhuvudtaget var närvarande i deformationszonerna före konstruktionen av tunnlarna i SFR. Det är mer sannolikt en modern komponent som har införts till följd av avsänkningen som orsakats av tunnlarna.
Littorinahavet med en glacial komponent	Klorid 3 500–6 000 mg/l $\delta^{18}O$ –9,5 till 7,5 ‰ V-SMOW Na-Ca-(Mg)-Cl-SO_4-typ Cl/Mg-viktförhållande < 27	Na/Ca-förhållandet är lägre än det marina förhållandet. Dessa förändringar har orsakats av jonbyte, men även av utspädning med glacialt smältvatten.	Jämfört med det ursprungliga vattnet från Littorinahavet, har det varit utspätt (lägre Cl^- och $\delta^{18}O$-värden) med glacialt smältvatten.
Bräckt-glacial	Klorid 1 500–5 000 mg/l $\delta^{18}O$ < −12,0 ‰ V-SMOW Na-Ca-Cl-typ Cl/Mg-viktförhållande > 32	En gammal blandning av olika, främst icke-marina, grundvatten.	Detta är den äldsta typen av grundvatten och mängderna post-glaciala komponenter är mycket små. Det är en blandning av huvudsakligen glacialt smältvatten (senaste isavsmältningen eller äldre) och bräckt icke-marint vatten (pre-glacialt). Det innehåller troligtvis även komponenter av äldre meteoriskt vatten från tiden före senaste isavsmältningen.
Blandad-bräckt (övergångstyp)	Klorid 2 500–6 000 mg/l $\delta^{18}O$ −12,0 till −9,5 ‰ V-SMOW Na-Ca-(Mg)-Cl-(SO_4)-typ	Naturlig eller artificiell blandning av de tre olika typerna av grundvatten ovan.	Betydande blandning av de bräckt-glaciala och de två bräckta marina grundvattentyperna (huvudsakligen från Littorinahavet) har lett till detta grundvatten av övergångstyp. Det är mer vanligt under de senaste två decennierna, enligt data från långa tidsserier vilka tyder på aktiv blandning till följd av närvaron av förvaret.

Figur 4-45 visar en 3D-presentation av SFR, borrhålen, grundvattentyperna och deformationszonerna. SFR:s hydrostrukturella egenskaper avgör fördelningen och graden av blandning av olika typer av grundvatten. Grundvattentypen från Littorinahavet har huvudsakligen observerats längs de vertikala deformationszonenar med hög hydraulisk konduktivitet, med propagering av grundvattentypen från Östersjön som expanderar nedåt i princip i samma zoner. Den äldsta grundvattentypen vid SFR (bräckt-glacial) finns i berggrund med låg konduktivitet som ligger ovanför och under subhorisontella/horisontella, starkt vattenförande strukturer/zoner. Processer av blandning, vilka resulterar i den så kallade blandat-bräckta (övergångs-)typen av grundvatten, förekommer huvudsakligen längs, och i närheten av, dessa vattenförande strukturer, till exempel i och nära den horisontella zonen ZFM871 (tidigare zon H2).

Under den period då det glaciala smältvattnet trängde nedåt, var berggrunden under högt tryck, vilket betyder att det fanns både fler och större sprickor, vilket underlättade transport av vatten nedåt. Sprickorna slöts när trycket minskade, vilket resulterade i dessa relativt djupt liggande zoner där det glaciala smältvattnet har blandats med bräckt icke-marint vatten, vilket fått vatten med låga kloridhalter att bildas.



Figur 4-45. *3D-presentation, vy från ovan och från sydost, av fördelningen av grundvattentyper i förhållande till de större zonerna i den regionala modellvolymen. SFR-borrhålen är förstorade i den övre figuren. Den gröna konturen vid ytan avgränsar strandlinjen med piren och den lilla holmen.*

4.8.2 Grundvattentyper i området för SFR 3

Färre data finns att tillgå från området för SFR 3 än från området för SFR 1 och data från den centrala delen av SFR 3 saknas helt. I allmänhet kännetecknas majoriteten av de djupare sektionerna i de undersökta borrhålen av olika proportioner av glacialt smältvatten (bräckt-glacial grundvattentyp), medan grundvattentypen blandad-bräckt (övergångstyp) är mest framträdande på grundare nivåer (se figur 4-45; KFR105). Det kan noteras att inga vatten från Littorinahavet och endast ett fåtal vatten av Östersjötyp har påträffats i de undersökta borrhålssektionerna.

4.8.3 Förändringar i vattensammansättningen orsakade av avsänkningen i SFR

I allmänhet sker blandning huvudsakligen i och i närheten av deformationszonerna – mellan grundvatten av Littorina-typ respektive Östersjö-typ, samt mellan grundvatten av bräckt-glacial typ respektive Littorina-typ, där de senare utgör grundvatten av den blandat-bräckta (övergångs-)typen. Fördelningen av olika typer av grundvatten visar att de större deformationszonerna har fungerat som flödesvägar för grundvatten under långa geologiska perioder och fortfarande fungerar som effektiva transportvägar, medan mindre vattenförande sprickor i berggrunden mellan dessa zoner i större utsträckning bibehåller gamla, mer isolerade grundvatten.

Mätningsserier i borrhål och tunnelsystem visar att kloridhalten minskade mellan åren 1986 och 2000, följt av en nästan stabil period fram till 2010 (SKB 2013e). Detta var förväntat, eftersom de största förändringarna avseende grundvattentryck och inflöden till borrhålen och tunnelsystemet

inträffade strax efter uppförandet. Under uppförande och drift av SFR 3, kan i princip samma mönster i grundvattenkemin förväntas som i SFR 1, med ökande förekomster av grundvatten av Östersjötyp och av blandad övergångstyp. Inget grundvatten från Littorinahavet har dock påträffats, vilket tyder på en brist på effektiva flödesvägar, varför nedträngning av modernt Östersjövatten troligen kommer att vara mindre uttalad i SFR 3 jämfört med det befintliga SFR. Detta kan innebära att förändringar kommer att ske långsammare i SFR 3.

De observerade förändringarna i SFR 1 tyder emellertid på att framtida påverkan av SFR 3 på grundvattenkemin kan komma att ske inom ett relativt kort tidsperspektiv. Ett fåtal positiva Eh-värden har mätts upp, huvudsakligen under år 2000. Det är möjligt att de kan kopplas till förekomsten av amorfa Fe (III) oxyhydroxider (Gimeno et al. 2011), men det är mer troligt att de är en följd av påverkan från ett öppet förvar (och/eller att den tid som krävs för att göra adekvata redoxmätningar inte avsattes). Nyare och upprepade mätningar visar reducerande förhållanden. Dessutom utvärderades i en kompletterande studie (Sandström et al. 2014), mineraler som tolkats som Fe (III) oxyhydroxider och befunnits vara järnrika skiktade lermineraler, uranmineraler, hematitfärgad adular och albit, eller till och med rostfärgat metalliskt järn från borrningsprocessen.

Även om det inte har bevisats, är det mycket möjligt att grundvattnets flödesväg från fastlandet Forsmark kan komma att tillföra ytligt grundvatten. Potentiellt skulle detta grundvatten kunna bidra till en blandning mellan grundvatten av meteoriskt ursprung och vatten med ursprung från Littorinahavet. Sammansättningen av denna blandning kan dock för närvarande inte urskiljas från blandningen av Östersjövatten och vatten från Littorinahavet.

4.8.4 Vattensammansättning i initialtillståndet

Sammansättningen av inträngande bräckt salthaltigt grundvatten ges i Auqué et al. (2013), se tabell 4-14. Sammansättningen baseras på viktade värden för alla typer av grundvatten som förekommer i SFR med breda intervall. Redoxvärdet (Eh) bygger på modellerade värden och på de uppmätta värden som redovisas i avsnitt 4.8.1. Det är troligt att Eh kommer att förbli som dagens värde, eller till och med minska, eftersom det lösta syret i grundvattnet snabbt kommer att förbrukas när tunnlarna fylls med vatten.

När förvaret är fyllt med vatten kommer reaktioner att ske med betongen i konstruktionerna i SFR. pH i porvattnet i betongen är omkring 13 och när förvaret har mättats med vatten kommer hydroxidjoner från betongens porvatten att bidra till en ökning av pH i vattnet i förvaret. Under provtagningsperioden 1986 till 2010 kan en svag ökning av grundvattnets pH observeras, men spännvidden i uppmätta värden är stort.

Tabell 4-14. Sammansättning av inträngande bräckt/salthaltigt vatten och variationsintervall för de aktuella parametrarna under det tempererade klimattillståndet när förvaret ligger under havsytan. Koncentrationer i mg/l (Auqué et al. 2013, tabell 4.1 och 4.2). Data från en tidigare säkerhetsanalys visas för jämförelse.

	Sammansättning	Variationsintervall Prov från SFR ner till –200 m	Tidigare säkerhetsanalys SFR 1 (Höglund 2001)
pH	7,3	6,6–8,0	7,3 (6,5–7,8)
Eh	–225	–100 till –350	Red. (–100 till –400)
Cl	3 500	2 590–5 380	5 000 (3 000–6 000)
SO_4^{2-}	350	74–557,2	500 (20–600)
HCO_3^-	90	40–157	100 (40–110)
Na	1 500	850–1 920	2 500 (1 000–2 600)
K	20	3,8–60	20 (6–30)
Ca	600	87–1220	430 (200–1600)
Mg	150	79–290	270 (100–300)
SiO_2	11	2,6–17,2	5,66

Osäkerheter

En stor mängd data över grundvattnets sammansättning finns tillgänglig, vilket minimerar risken för fel i enskilda punkter, och vad gäller osäkerheter i tid finns det tillräckligt med data för att se trender. Den rumsliga fördelningen är däremot ojämn, eftersom det finns många provtagningspunkter i SFR 1, medan det finns färre i området för SFR 3 och inga alls i den centrala delen av SFR 3. Förutsägbarheten vad gäller den förväntade sammansättningen av grundvattnet är dock god och det är inte troligt att några extrema vattensammansättningar andra än de som redan påträffats kommer att upptäckas under byggskedet.

De ostörda hydrokemiska förhållanden som rådde innan SFR 1 byggdes är inte kända, eftersom det inte finns några grundvattenkemiska data tillgängliga från den tiden, vilket bidrar till osäkerheten.

Platsspecifika aspekter på grundvattnet avseende porvatten, mikrober och gaser har inte undersökts vid platsundersökningarna för SDM-PSU (SKB 2013e). SFR-data över organiskt material (DOC, TOC) är också relativt få. Vissa tolkningar och kunskap från Forsmark, SDM-site Forsmark (Laaksoharju et al. 2008, SKB 2008b) anses vara tillämpliga och relevanta även för SFR.

5 Säkerhetsfunktioner

Säkerhetsfunktioner beskriver förvarets långsiktiga funktion och dess komponenter och är ett hjälpmedel i formuleringen av scenarier. I detta kapitel redovisas hur val och beskrivning av säkerhetsfunktionerna har gjorts baserat på de övergripande långsiktiga säkerhetsprinciper som beskrivs i avsnitt 2.1.2.

Säkerhetsanalysen (se avsnitt 2.3) är beroende av kunskap om den framtida utvecklingen och beskrivs för följande tre områden: 1) Initialtillstånd, 2) Interna processer och 3) Externa förhållanden. Från dessa kunskapsområden kan en uppsättning säkerhetsfunktioner definieras och de beskriver hur olika förvarskomponenter bidrar till den långsiktiga säkerheten.

För att utvärdera hur en säkerhetsfunktion påverkar förvarets långsiktiga säkerhet, ska varje säkerhetsfunktion knytas till en eller flera mätbara eller beräkningsbara storheter, så kallade säkerhetsfunktionsindikatorer.

Användandet av säkerhetsfunktioner och indikatorer är ett hjälpmedel i utvärderingen av säkerheten, men är inte tillräckligt för att visa att en acceptabel säkerhetsnivå har uppnåtts. Säkerheten är heller inte nödvändigtvis äventyrad om en säkerhetsfunktion ej upprätthålls; detta är snarare ett tecken på att mer djupgående analyser behövs för att utvärdera säkerheten. Kvantitativa beräkningar krävs för att visa att riskkriteriet uppfylls, oberoende av om ingen, en eller flera säkerhetsfunktioner ej upprätthålls.

SFR:s långsiktiga säkerhet baseras på att aktiviteten hos långlivade radionuklider som deponeras i förvaret begränsas och genom att man säkerställer att transporten av radionuklider från avfallet genom de tekniska barriärerna och genom förvarets omgivning fördröjs. Säkerhetsprinciperna för SFR formuleras därför som *Begränsad mängd långlivade radionuklider* och *Fördröjning av uttransport av radionuklider* (se avsnitt 2.1.2). Mängden långlivade radionuklider i avfallet begränsas genom att man endast tillåter deponering av vissa typer av avfall. En långsam uttransport av radionuklider åstadkoms genom att man säkerställer ett lågt vattenflöde genom avfallet och de tekniska barriärerna, genom avfallsutrymmena och genom förvaret, samt genom att man fördröjer radionuklidtransport i förhållande till detta vattenflöde. Denna fördröjning uppnås i huvudsak genom att säkerställa effektiv sorption.

I enlighet med den tillämpliga metodiken (se avsnitt 2.4), bryts säkerhetsprinciperna ner i säkerhetsfunktioner för avfall och förvarskomponenter. Aspekter som måste övervägas enligt **Initialtillståndsrapporten** har också beaktats vid valet av säkerhetsfunktioner.

Säkerhetsfunktionerna och säkerhetsfunktionsindikatorerna används för att definiera och beskriva huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna som analyseras för att utvärdera förvarets radiologiska säkerhet, se kapitel 7.

Säkerhetsfunktioner användes i den tidigare säkerhetsanalysen för SFR, SAR-08 (SKB 2008a). Erfarenheterna från SAR-08 när det gäller lämpligheten i att använda en metodik som är baserad på säkerhetsfunktioner var goda, vilket även bekräftades av SSM i deras granskning av säkerhetsanalysen (SSM 2009).

”SKB baserar SAR-08 på säkerhetsfunktioner liknande de som användes i SR-Can. SSM anser att detta är en lämplig metodik eftersom den skapar tydlighet kring funktionskrav för olika komponenter och gör det lättare att fokusera analysen på säkerhetskritiska frågor”.

Andra granskningskommentarer från SSM antyder dock att valet och motiveringen av säkerhetsfunktioner och tillhörande indikatorer kan förbättras. Detta har beaktats i denna analys.

Säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer används också i andra tillämpningar som exempelvis lokaliseringsprocessen; detta behandlas kortfattat i avsnitt 5.6.

5.1 Säkerhetsfunktioner som grund för scenariebeskrivning

Den framtida utvecklingen av förvaret och dess omgivning är av central betydelse för en analys av förvarets långsiktiga säkerhet. Grunden för beskrivningen av denna utveckling är den referensutveckling som presenteras i kapitel 6. Osäkerheter i den framtida utvecklingen som är av betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet hanteras med hjälp av alternativa scenarier. De mindre sannolika scenarierna definieras genom antagandet att en av säkerhetsfunktionerna förändras i förhållande till huvudscenariot (som baseras på referensutvecklingen) på sådant sätt att det skulle kunna påverka säkerheten. Scenariebeskrivningen innefattar orsaken (utvärdering av osäkerhet i initialtillståndet, interna processer och/eller externa förhållanden), den tidsperiod detta inträffar, samt vilka parametervärden som ändras (avvikelse från huvudscenariot).

Förvarskomponenternas egenskaper förändras i allmänhet inte i diskreta steg utan förändras kontinuerligt. Det finns ingen tydlig skillnad mellan acceptabel och bristande funktion för de enskilda barriärerna. Då huvudsyftet med säkerhetsfunktionsindikatorerna är att vägleda val och framtagande av scenarier har inga kriterier för säkerhetsfunktionsindikatorerna definierats i denna analys. Scenarieval har gjorts genom att man jämfört tillståndet hos säkerhetsfunktionsindikatorerna med vad som har antagits i huvudscenariot och att alternativa scenarier genereras genom att säkerhetsfunktionsindikatorernas status avviker från dess status i huvudscenariot.

5.2 Metod för val av säkerhetsfunktioner

Säkerhetsprinciperna *Begränsad mängd långlivade radionuklider* och *Fördröjning av uttransport av radionuklider* kan brytas ner ytterligare i generella säkerhetsfunktioner för förvaret, se tabell 5-1.

Aspekter som måste beaktas i enlighet med **Initialtillståndsrapporten** används även i valet av säkerhetsfunktioner, se avsnitt 5.2.1.

Identifieringen av säkerhetsfunktioner för säkerhetsanalysen baseras på egenskaperna hos förvarets delkomponenter utifrån ett långsiktigt säkerhetsperspektiv. Avsnitt 5.3 och 5.4 beskriver hur detta går till.

De valda säkerhetsfunktionerna och de tillhörande säkerhetsfunktionsindikatorerna sammanfattas i slutet av varje avsnitt. Tabell 5-3 sammanfattar samtliga utvalda säkerhetsfunktioner och tillhörande säkerhetsfunktionsindikatorer.

5.2.1 Förvarskomponenter och deras funktioner

Att ha tydliga kvalitetsrutiner för uppförande av barriärer och andra komponenter i förvarssystemet, samt stringenta acceptanskriterier för avfallet och tillhörande typbeskrivningar för avfall, minskar osäkerheterna i förvarets initialtillstånd. Initialtillståndet betraktas som utgångspunkten för analysen av säkerheten efter förslutning. **Initialtillståndsrapporten** presenterar en beskrivning av förvaret vid förslutning, strukturerad i enlighet med behov av analys av den långsiktiga säkerheten. Rapporten länkar samman typbeskrivning av avfall, förvarsutformning och kvalitetssystem som har tagits fram för att säkerställa startpunkten för analysen efter förslutning. **Initialtillståndsrapporten** presenterar de olika komponenterna i förvaret och deras funktioner, se tabell 5-2.

Vissa av dessa komponenters funktion säkerställs med hjälp av olika kvalitetsrutiner. Det är därför inte nödvändigt att definiera säkerhetsfunktioner för att analysera komponentens betydelse för förvarets långsiktiga funktion och formuleringen av scenarier för alla aspekter i **Initialtillståndsrapporten**.

Tabell 5-1. Säkerhetsprinciper uppdelade i generella säkerhetsfunktioner.

Säkerhetsprincip	Delas upp i generella säkerhetsfunktioner
Begränsad mängd långlivade radionuklider	Begränsad radioaktivitet
Fördröjning av uttransport av radionuklider	Lågt vattenflöde
	God retention
	Undvik brunnar i förvarets direkta närhet

Tabell 5-2. Potentiella aspekter som beaktas i den långsiktiga säkerhetsanalysen för de olika komponenterna i vissa eller alla förvarsutrymmen (från Initialtillståndsrapporten).

Komponent	Aspekt
Avfallsform	Radioaktivitet Begränsad advektiv transport Mekanisk stabilitet Begränsad upplösning Sorption Gynnsam vattenkemi
Avfallsbehållare	Begränsad advektiv transport Mekanisk stabilitet Sorption Gynnsam vattenkemi
Kringgjutning av avfallsbehållare	Begränsad advektiv transport Mekanisk stabilitet Sorption Gynnsam vattenkemi
Betongkonstruktioner	Begränsad advektiv transport Mekanisk stabilitet Sorption Gynnsam vattenkemi
Sprutbetong	Mekanisk stabilitet (under driftskedet, tillsammans med bergbult) Sorption Gynnsam vattenkemi
Bentonit och sand/bentonit	Mekanisk stabilitet Begränsad advektiv transport Sorption
Återfyllnadsmaterial i förvarsutrymmen (bergkross/ makadam)	Mekanisk stabilitet Sorption
Pluggar och andra förslutningskomponenter (undersökningsborrhål)	Begränsad advektiv transport i förvaret Sorption

Interna processer av betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet presenteras i de processrapporter som tagits fram inom SR-PSU (**Processrapport avfall, Processrapport barriärer, Processrapport geosfär)**. De processer som bedömts vara av betydelse baseras på en systematisk analys av egenskaper, händelser och processer (en FEP-analys: **FEP-rapporten**). Bland de processer som presenteras i processrapporterna, identifieras de processer som är viktiga för att fastställa betydelsen av förvarskomponenter för förvarets långsiktiga funktion och som hjälper till i formuleringen av scenarier. Bara för att en process är viktig för analysen betyder detta dock inte att en motsvarande säkerhetsfunktion måste definieras. Säkerhetsfunktionerna har definierats för att *belysa betydelsen av förvarskomponenter för förvarets långsiktiga funktion* och för att *hjälpa till i formuleringen av scenarier*. Ett exempel är radioaktivt sönderfall, som måste beaktas vid analys av förvarets långsiktiga säkerhet och som inkluderas i de konsekvensberäkningar som utförs. Dock bedöms osäkerheten i sönderfallskonstanten av kritiska radionuklider vara liten jämfört med andra osäkerheter (exempelvis radionuklidinventariet) och det är därför som inga scenarier studeras gällande betydelsen av osäkerheter i sönderfallskonstanter.

5.3 Begränsad mängd långlivade radionuklider

Den övergripande säkerhetsprincipen *Begränsad mängd långlivade radionuklider* innebär att det radioaktiva innehållet i det avfall som deponeras i SFR ska vara specificerat och begränsat inom fördefinierade gränser. Säkerhetsprincipen tar hänsyn till det generella SKB-uppdraget och ses därför i ett större perspektiv, som inkluderar andra anläggningars roll i avfallshanteringsprogrammet.

5.3.1 Allokering av avfall till förvaret samt fördelning inom förvaret

Avfall allokeras till SFR och fördelas inom SFR i enlighet med vissa kriterier, som beskrivs i deponeringsstrategin (SKBdoc 1434623). I den befintliga anläggningen regleras aktiviteten i förvaret och i olika förvarsutrymmen genom ett strålskyddsvillkor som utfärdats av den tidigare myndigheten (SSI 2003).

Det avfall som bedöms lämpligt att deponera i SFR presenteras i en inventarierapport (SKB 2013a). Inventarierapporten är baserad på data över redan deponerat driftavfall och uppskattningar av framtida drift- och rivningsavfall. Referensinventariet baseras på den *bästa uppskattningen*, vilken kan vara förknippad med de osäkerheter som presenteras i inventarierapporten. Avvikelser från referensinventariet i förvarsutrymmena kan inverka på förvarets långsiktiga säkerhet.

Valda säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer

Utifrån säkerhetsprincipen *Begränsad mängd långlivade radionuklider i förvaret* definieras säkerhetsfunktionen *Begränsad radioaktivitet* för att tydliggöra betydelsen av det nuklidspecifika inventariet för förvarets långsiktiga säkerhet. En relevant säkerhetsfunktionsindikator är:

- Aktiviteten av varje radionuklid i de olika förvarsutrymmena
  - 1BMA
  - 2BMA
  - 1BTF
  - 2BTF
  - Silo
  - 1BLA
  - 2–5BLA
  - BRT

5.4 Fördröjning av uttransport av radionuklider

Den övergripande säkerhetsprincipen *Fördröjning av uttransport av radionuklider* gäller för avfall, tekniska barriärer i förvarsutrymmena, pluggar samt det omgivande berget. Fördröjning uppnås huvudsakligen genom att begränsa advektiv transport och säkerställa effektiv sorption.

Inom ramen för den slutförvaringsstrategi som diskuteras i avsnitt 5.3.1 är acceptanskriterier för avfallet grundläggande och de specifika egenskaperna hos avfallskollin väljs för att minimera radionuklidutsläpp. Därför är följande diskussion i första hand inriktad på krav på avfallet och avfallsbehållarna, innan det tekniska systemet, geosfären och biosfären tas i beaktande.

5.4.1 Avfallets och behållarnas funktion

I **Initialtillståndsrapporten** behandlas avfallet och avfallsbehållarna separat. När säkerhetsfunktionen beaktas, slås avfall och avfallsbehållare ihop och beskrivs som avfallskollin. De potentiella aspekterna kopplade till avfallskollinas förmåga att fördröja uttransporten av radionuklider är, enligt tabell 5-2:

- Begränsa advektiv transport.
- Säkerställa mekanisk stabilitet.
- Förbättra retention genom att
  - begränsa upplösning,
  - maximera sorption.
- Säkerställa en gynnsam vattenkemi.

Dessa egenskaper styr frigörelse av radionuklider från avfallskollin och ut i omkringliggande barriärer.

Begränsa advektiv transport. För avfallskollin med låg hydraulisk konduktivitet kommer deras hydrauliska motstånd, i kombination med den omgivande barriärens hydrauliska motstånd, att begränsa vattenflödet. Det begränsade vattenflödet genom avfallskollina kommer i sin tur att säkerställa en långsam frigörelse av radionuklider från dem. För BLA-salarna finns inga krav gällande de hydrauliska egenskaperna hos avfallskollina. Säkerhetsanalysen tar inte hänsyn till det hydrauliska motstånd som kan relateras till avfallskollin i BLA. Den advektiva transporten i BLA begränsas sålunda av flödesmotståndet i omgivande barriärer.

Mekanisk stabilitet. Avfallskollinas mekaniska stabilitet beaktas i acceptanskriterier och typbeskrivningar för avfallet, vilket beskrivs ytterligare i **Initialtillståndsrapporten**.

Begränsa upplösning. För vissa ämnen kan lösligheten begränsa den maximala koncentrationen av ämnet i porvattnet. Detta gäller särskilt om ämnet har koncentrerats i porvattnet efter nedbrytning av avfallskollin efter förslutning. Exempel på radionuklider vars koncentration kan komma att löslighetsbegränsas är C-14, Ni-59 och Ni-63 (se **Processrapport avfall**). Löslighetsbegränsningar tas dock inte i beaktande i föreliggande säkerhetsanalys och ingen säkerhetsfunktion har definierats. Att utesluta löslighetsbegränsning är ett pessimistiskt tillvägagångssätt; effekten av det har undersökts separat.

Den inducerade aktivitet som finns i reaktortankarna i förvaret frigörs genom korrosion. Utsläppshastigheten begränsas av korrosionshastigheten vilken är beroende av vattnets kemi (se nedan). Detta beaktas i säkerhetsanalysen.

Sorption. Många radionuklider sorberar till fast material i avfallskollina, där sorptionsförmågan varierar beroende på det fasta materialet och porvattenkemin. Sorptionen begränsar koncentrationerna av lösta radionuklider i porvattnet (se **Processrapport avfall)**. Låga koncentrationer av radionuklider upplösta i porvattnet bidrar till långsam frigörelse ur avfallet, oavsett om transporten är diffusiv eller advektiv. I princip kan radionuklider sorbera inte bara till betong, cement eller bitumen i avfallsformen, utan också till jonbytarmassor, aska, korrosionsprodukter etc, såväl som till avfallsbehållaren. Sorptionsegenskaper hos avfall som ska deponeras i silon, BMA och BTF avgörs av hur avfallet är konditionerat. Säkerhetsanalysen tar dock endast hänsyn till sorption på cementbaserade material i avfallskollina. För avfallskollin i BLA förekommer endast små mängder av cementbaserade material.

Sorption sker alltid på fasta ytor. Cement har en relativt hög porositet och flera av de fasta faser som cement består av är amorfa och har en stor specifik yta som främjar sorption. Med tiden omvandlas de flesta av de fasta faserna i cement långsamt till mer kristallina ämnen och en minskning av sorptionsförmågan kan förväntas. Så länge de cementbaserade materialen inte förändras signifikant (kemiskt) kommer pH i porvattnet att vara högre än 10,5, vilket gynnar sorption av många radionuklider. Detta beskrivs i detalj i **Processrapport avfall**.

Gynnsam vattenkemi. Sorption och upplösning är starkt beroende av porvattnets sammansättning (se **Processrapport avfall**). De viktigaste parametrarna är:

- pH,
- redoxpotential,
- koncentrationer av komplexbildare.

Så länge ingen signifikant kemisk förändring har skett hos de cementbaserade materialen kommer pH i porvattnet att vara högt. Detta säkerställer i regel gynnsamma sorptionsförhållanden för viktiga katjoner. Anjoner antas sorbera dåligt till cementbaserade material i hela pH-intervallet som är relevant för analysen.

Redoxpotentialen är en viktig parameter för sorption. För ett förvar som SFR kan sägas att en låg redoxpotential leder till fördröjd uttransport av betydelsefulla radionuklider.

Avfallet innehåller också en viss mängd komplexbildare (till exempel EDTA, NTA och citronsyra) och dessutom kan nedbrytning av organiskt material i avfallet (särskilt cellulosa) ge upphov till komplexbildare. Dessa ämnen kan påverka sorption genom komplexbildning med vissa radionuklider i lösning och minska graden av sorption av radionuklider till följd av denna förändring i kemisk form. I löst form kan komplexbildare tänkas konkurrera med radionuklider om sorption på fasta ytor. Dessutom kan komplexbildare binda radionuklider som annars är lösningsbegränsade. Därför måste halten komplexbildare hållas låg.

Korrosion av reaktortankar begränsas genom ett högt pH och en låg redoxpotential.

Valda säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer

Utifrån säkerhetsprincipen *Fördröjning av uttransport av radionuklider,* definieras säkerhetsfunktionen *god retention* i avfallskollina för att tydliggöra avfallskollinas inverkan på förvarets långsiktiga säkerhet. De viktigaste bidragen till säkerhetsfunktionen kommer från sorption och begränsat utsläpp. De relevanta säkerhetsfunktionsindikatorerna är:

- pH i avfallskollina,
- redoxpotentialen i avfallskollina,
- koncentrationerna av komplexbildande ämnen i avfallskollina,
- den tillgängliga sorptionsytan i avfallskollina.

För BRT definieras även följande säkerhetsfunktionsindikator:

- korrosionshastighet.

5.4.2 De tekniska barriärernas funktion i förvarsutrymmena

I **Initialtillståndsrapporten** presenteras de tekniska barriärerna (betongkonstruktionerna och bentoniten i silon), kringgjutningsbruk och sprutbetong separat medan de presenteras tillsammans i följande text. Följande aspekter hos de tekniska barriärerna som är möjliga att ta i beaktande i säkerhetsanalysen, presenteras i tabell 5-2.

Begränsad advektiv transport. Vattenflödet genom förvarsutrymmena och genom avfallskollina ska begränsas. Två olika tillvägagångssätt används för att uppnå detta. 1) Den hydrauliska kontrasten mellan den genomsläppliga makadamåterfyllnaden som omger betongkonstruktionerna och de mindre genomsläppliga betongkonstruktionerna som omsluter avfallskollina avleder vattenflödet från betongkonstruktionerna till de mer genomsläppliga kringliggande materialen (det vill säga en hydraulisk bur). 2) Bentonitbufferten som omger silon har en låg hydraulisk konduktivitet och kommer att begränsa vattenflödet genom silon. Det finns emellertid en liten möjlighet att gas som bildas inuti silon kommer att skapa ett övertryck som kan bryta mot denna princip och driva ut vatten.

Den hydrauliska kontrasten är av betydelse för 1–2BMA och 1–2BTF, medan den hydrauliska konduktiviteten är av betydelse för silon.

Mekanisk stabilitet. Förvarets mekaniska stabilitet beaktas vid utformningen av förvaret och redovisas i **Initialtillståndsrapporten**. Brist på mekanisk stabilitet leder ofta till att sprickor bildas, vilket i sin tur påverkar den hydrauliska konduktiviteten. Ingen specifik säkerhetsfunktion för långsiktig säkerhet är direkt kopplad till mekanisk stabilitet.

Sorption. Uttransport av radionuklider som frigörs från avfallskollin begränsas av sorption i kringgjutningsbruket runt avfallskollina, betongkonstruktionerna samt makadam utanför betongkonstruktionerna. Dessutom kommer uttransport av radionuklider som frigörs till de anslutande tunnlarna att begränsas genom sorption på materialen i pluggarna.

Den största kvarhållande förmågan för radionukliderna finns i cementbaserade material (betongväggar, kringgjutningsbruket etc) som har stor specifik yta som främjar sorption. Det bör dock noteras att säkerhetsanalysen även tar hänsyn till retention i andra material i förvaret i radionuklidtransportberäkningarna (såsom sorption på bentonit). Eftersom mängden cementbaserade material är begränsad i 1BLA och 2–5BLA, tillgodoräknas ingen sorption i dessa bergssalar.

Gynnsam vattenkemi. Sorption är starkt beroende av porvattnets sammansättning (se till exempel **Processrapport tekniska barriärer**). De viktigaste parametrarna är:

- pH,
- redoxpotential,
- koncentrationer av komplexbildare.

Så länge ingen signifikant kemisk förändring har skett hos de cementbaserade materialen kommer pH i porerna att vara högre än 10,5. Detta säkerställer vanligtvis gynnsamma sorptionsförhållanden för viktiga katjoner. Anjoner antas sorbera dåligt till cementbaserade material i hela pH-intervallet som är relevant för analysen.

Redoxpotentialen är en viktig parameter för sorption. För ett förvar som SFR kan sägas att en låg redoxpotential leder till fördröjd uttransport av betydelsefulla radionuklider.

Avfallen innehåller komplexbildare (till exempel EDTA, NTA och citronsyra) och dessutom kan nedbrytning av organiskt material i avfallet (särskilt cellulosa) ge upphov till komplexbildare. Komplexbildarna påverkar sorptionen i barriärerna.

Valda säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer

Utifrån säkerhetsprincipen *Fördröjning av uttransport av radionuklider* har två säkerhetsfunktioner definierats. Den första är *lågt flöde i förvarsutrymmen* för att tydliggöra barriärernas hydrauliska inverkan på förvarets långsiktiga säkerhet. De relevanta säkerhetsfunktionsindikatorerna är:

- hydraulisk kontrast (1–2BMA, 1–2BTF),
- hydraulisk konduktivitet för bentonit (silon),
- gastryck (silon).

Den andra säkerhetsfunktionen är *god retention* i betongbarriärer. Det viktigaste bidraget till denna säkerhetsfunktion är sorption. De relevanta säkerhetsfunktionsindikatorerna är:

- pH i betongbarriärer (1–2BMA, 1–2BTF, silo, BRT),
- redoxpotential i betongbarriärer (1–2BMA, 1–2BTF, silo, BRT),
- koncentrationer av komplexbildare i betongbarriärer (1–2BMA, 1–2BTF, silo),
- tillgänglig specifik yta för sorption i betongbarriärer (1–2BMA, 1–2BTF, silo, BRT).

5.4.3 Pluggars och andra förslutningskomponenters funktion

Aspekter av pluggar och andra förslutningskomponenter, som det är möjligt att ta hänsyn till i säkerhetsanalysen, presenteras i tabell 5-2. Pluggar ska placeras på strategiska punkter i tunnelsystemet som en del av förvarets förslutning. Dessa pluggar kommer att bestå av både betong- och bentonitkomponenter. Deras huvudsakliga funktion är att begränsa vattenflödet i förvarsutrymmena, men pluggarna innehåller även material till vilket radionuklider kan sorbera. Även om betongen har en hydraulisk funktion är den underordnad bentonitens hydrauliska funktion. Processer som kan förändra bentonitens hydrauliska funktion beskrivs i **Processrapport barriärer**.

Valda säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer

Utifrån säkerhetsprincipen *Fördröjning av uttransport av radionuklider,* definieras säkerhetsfunktionen *lågt flöde i förvarsutrymmen* för att tydliggöra pluggarnas hydrauliska inverkan på förvarets långsiktiga säkerhet. En relevant säkerhetsfunktionsindikator är:

- hydraulisk konduktivitet hos bentonit.

5.4.4 Geosfärens funktion

Geosfären har flera funktioner ur ett långsiktigt tidsperspektiv.

Lågt vattenflöde till förvarsutrymmen. Ett lågt vattenflöde från berggrunden, genom förvarsutrymmena och tillbaka ut i berggrunden är en förutsättning för långsam uttransport av radionuklider från SFR. Detta gäller i första hand radionuklider som har låg retention. Lågt vattenflöde till förvarsutrymmena är även en förutsättning för långsam intransport av reaktiva ämnen såsom oxidanter.

Jämfört med det omgivande berget är förvarsutrymmena genomsläppliga, även när förvarsutrymmena återfylls med makadam. Det flöde som kan uppstå i förvarsutrymmena begränsas därför av flödet i den omgivande berggrunden. Undantaget är för silon, där den omgivande bentoniten har en lägre hydraulisk konduktivitet än det omgivande berget. Flödet genom geosfären begränsas i sin tur av den hydrauliska gradienten och den hydrauliska konduktiviteten.

Platsen för SFR valdes delvis på grund av den låga hydrauliska gradienten i geosfären. I dag, när SFR ligger under hav, är den generella gradienten mycket låg. Gradientens riktning och storlek förändras dock på grund av strandlinjeförskjutningen. Efter ungefär 1 000–2 000 år, när markytan ovanför förvaret förväntas vara ovanför havsnivån, förväntas den hydrauliska gradienten i geosfären vara betydligt högre. Avvikelser från den generella gradienten förväntas då styras mer av den lokala, snarare än den regionala, topografin.

Flödet genom de olika förvarsutrymmena, med undantag för silon, är starkt kopplat till den hydrauliska konduktivitet som bestäms av transmissiviteten hos sprickorna i berget, konnektiviteten i spricknätverket, samt hur detta nätverk är sammankopplat i förvarsområdet. Dessa storheter kan till exempel ändras vid ett jordskalv (se **Processrapport geosfär)**.

Gynnsam vattenkemi. Sorption av många ämnen, såsom Tc, Pu, U, Np och Se, är känslig för redoxförhållandena i förvaret. Sorption av dessa ämnen under oxiderande förhållanden kan skilja sig väsentligt från sorption under reducerande förhållanden. Redoxförhållandena i förvaret bestäms av sammansättningen av inflödande grundvatten och korrosion av material förvaret.

Valda säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer

Utifrån säkerhetsprincipen *Fördröjning av uttransport av radionuklider,* definieras två säkerhetsfunktioner. Den första är *lågt flöde i berggrunden*, som har valts för att tydliggöra funktionen hos geosfären som en flödesbarriär. De relevanta säkerhetsfunktionsindikatorerna är:

- hydraulisk gradient,
- hydraulisk konduktivitet i berggrunden.

Den andra säkerhetsfunktionen är *god retention*, som styrs av reducerande förhållanden på förvarsdjup. De relevanta säkerhetsfunktionsindikatorerna är:

- redoxpotential.

5.4.5 Ytsystemet

En viktig säkerhetsaspekt gällande SFR är dess placering under Östersjön. Markytan ovanför förvaret kommer att vara täckt av havet under de första 1 000–2 000 åren, vilket diskuteras i avsnitt 5.4.4. Utöver de fördelaktiga hydrauliska egenskaperna i berget, innebär förvarets placering under havsytan även att människor förhindras att placera brunnar ovan eller nedströms förvaret.

På grund av strandlinjeförskjutning, kommer markytan ovanför förvaret att förändras över tid vilket den långsiktiga säkerhetsanalysen tar hänsyn till.

Brunnar. Brunnar som är avsedda för dricksvatten eller för bevattning kan ha stor påverkan på transporten av radionuklider i ytsystemet. Brunnarnas användning och placering påverkar därför riskbidraget, vilket beaktas i den långsiktiga säkerhetsanalysen.

Placeringen av förvaret i förhållande till strandlinjen anses vara av avgörande betydelse för möjligheten till brunnar i själva förvarsområdet eller omedelbart nedströms förvaret.

Valda säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer

Utifrån säkerhetsprincipen *Fördröjning av uttransport av radionuklider* definieras säkerhetsfunktionen *Undvik brunnar i förvarets direkta närhet*. De relevanta säkerhetsfunktionsindikatorerna är:

- intrångsbrunnar,
- brunnar nedströms förvaret.

5.5 Definierade säkerhetsfunktioner för analysen

De säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer som har definierats i detta kapitel sammanfattas i tabell 5-3.

Följande definitioner används:

- En säkerhetsfunktion är en funktion en förvarskomponent har för förvarets säkerhet.
- En säkerhetsfunktionsindikator är en mätbar eller beräkningsbar egenskap hos en förvarskomponent som används för att indikera i vilken utsträckning en säkerhetsfunktion upprätthålls.

Data för säkerhetsfunktionsindikatorer i huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna diskuteras i kapitel 7.

Tabell 5-3. Säkerhetsfunktioner och säkerhetsfunktionsindikatorer som definierats för SR-PSU.

Säkerhetsfunktion	Säkerhetsfunktionsindikator	Komponent
Säkerhetsprincip: Begränsad mängd långlivade radionuklider		
Begränsad radioaktivitet	Aktiviteten av varje radionuklid i de olika förvarsutrymmena	Avfall i 1BMA, 2BMA, 1BTF, 2BTF, silo, 1BLA, 2–5BLA och BRT.
Säkerhetsprincip: Fördröjning av uttransport av radionuklider		
Lågt flöde i förvarsutrymmen	Hydraulisk kontrast	1–2BMA, 1–2BTF
	Hydraulisk konduktivitet	Bentonit i silo och pluggar
	Gastryck	Silo
Lågt flöde i berggrunden	Hydraulisk gradient	Geosfär
	Hydraulisk konduktivitet	Geosfär
God retention	pH	Cementbaserade material i avfallskollin Betongbarriärer i 1–2BMA, 1–2BTF, silo och BRT
	Redoxpotential	Cementbaserade material i avfallskollin Betongbarriärer i 1–2BMA, 1–2BTF, silo och BRT Geosfär
	Koncentration av komplexbildare	Cementbaserade material i avfallskollin Betongbarriärer i 1–2BMA, 1–2BTF och silo
	Tillgänglig sorptionsyta	Cementbaserade material i avfallskollin Betongbarriärer i 1–2BMA, 1–2BTF, silo och BRT
	Korrosionshastighet	Reaktortankar i BRT
Undvik brunnar i förvarets direkta närhet	Intrångsbrunnar	Ytekosystemet
	Brunnar nedströms förvaret	Ytekosystemet

5.6 Ytterligare användning av säkerhetsfunktioner

Säkerhetsfunktionerna och säkerhetsfunktionsindikatorerna används i urvalet och beskrivningen av huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna. Emellertid kan de också användas för andra ändamål, exempelvis för lokalisering, som hjälpmedel för att definiera utformningskrav, som indata till den fortsatta teknikutvecklingen, eller för att utarbeta acceptanskriterier för avfallet.

Som en del av ansökan om att bygga ut SFR har en lokaliseringsutredning genomförts där den valda platsen har jämförts med alternativa platser (SKB 2013b). I studien användes säkerhetsfunktioner för att utvärdera den valda platsen jämfört med alternativa platser, se tabell 5-4.

Tabell 5-4. Säkerhetsfunktioner som utvärderas för lokalisering.

Säkerhetsfunktion	Säkerhetsfunktionsindikator	Metod för att uppnå säkerhetsfunktion
Lågt flöde i förvarsdelar	Låg seismisk aktivitet	Lokalisering (plats i landet)
	Låg risk för permafrost	Förvarsutformning (djup, plats i landet)
Lågt flöde i berggrunden	Låg seismisk aktivitet och ej förläggning i regionala deformationszoner	Lokalisering (plats i landet)
	Låg hydraulisk gradient i berggrunden	Lokalisering (djup, plats i landet)
	Låg hydraulisk konduktivitet i berggrunden	Lokalisering (djup, plats i landet)
Undvika oavsiktligt intrång	Låg risk för brunnsborrning	Förvarsutformning (djup, plats i landet)
	Låg malmpotential	Lokalisering (plats i landet)

6 Referensutveckling

6.1 Inledning

I detta kapitel beskrivs referensutvecklingen, vilken här definieras som en uppsättning av sannolika framtida utvecklingar av förvarssystemet SFR. Uppsättningen av framtida utvecklingar baseras på sannolika händelser och processer som är relevanta för SFR:s långsiktiga säkerhet. Syftet med referensutvecklingen är att ge en förståelse för förvarssystemets övergripande framtida utveckling, inklusive de osäkerheter som är av betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet. Initialtillståndet (se kapitel 4), tillsammans med de interna processer och externa förhållanden som sannolikt kommer att påverka utvecklingen, tjänar som underlag för referensutvecklingen. De externa förhållandena bestäms av en uppsättning klimatfall som definieras i **Klimatrapporten**, se avsnitt 6.2, vilka representerar en spännvidd av möjliga utvecklingar av klimatet och klimatrelaterade processer vid Forsmark. Tre klimatfall som representerar förlängda interglaciala förhållanden vid Forsmark (**Klimatrapporten**) ingår i referensutvecklingen och dessa omfattar perioder med tempererade och periglaciala klimatförhållanden. Uppsättningen av framtida klimatutvecklingar som analyserats inom den nuvarande säkerhetsanalysen omfattar även en upprepning av de rekonstruerade förhållandena för de senaste 120 000 åren, inklusive perioder med glaciala klimatförhållanden (*Klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel*; se **Klimatrapporten** avsnitt 4.4). Detta klimatfall ges mindre fokus i SR-PSU än i tidigare säkerhetsanalyser för låg- och medelaktivt avfall (SAR-08) och för använt kärnbränsle (SR-Can, SR-Site). Motiven till denna skillnad finns sammanfattade i avsnitt 3.5.1, för en fullständig diskussion se **Klimatrapporten**.

Beskrivningen av referensutvecklingen av SFR och dess omgivning har delats in i tre delar. Utvecklingen för perioden till omkring 1 000 år efter förslutning, under vilken klimatet förväntas förbli tempererat och de tekniska barriärerna förväntas behålla sina egenskaper, beskrivs mer utförligt i avsnitt 6.3. Denna tidiga utveckling beskrivs i detalj och är baserad på kvantitativa analyser, enligt kraven i SSMFS 2008:37. Under den återstående tiden fram till omkring 100 000 år efter förslutning förväntas klimatet förändras, strandlinjen kommer att förflyttas avsevärt och de tekniska barriärerna kommer att degradera. Beskrivningen av utvecklingen för denna period har delats in i en del som behandlar inverkan på förvaret av processer som sannolikt kommer att inträffa under tempererade klimatförhållanden (avsnitt 6.4) och en del som behandlar inverkan på förvaret av processer som sannolikt kommer att inträffa under periglaciala klimatförhållanden (avsnitt 6.5). För varje tidsskede redovisas förvarssystemets utveckling i följande ordning:

- Ytsystemens utveckling.
- Termisk utveckling.
- Mekanisk utveckling.
- Hydrogeologisk utveckling.
- Närzonens hydrologiska utveckling.
- Geokemisk utveckling.
- Avfallsdomänens kemiska utveckling.
- De tekniska barriärernas utveckling.

Beskrivningen av referensutvecklingen är omfattande och detaljerad. För att få en översiktlig bild av referensutvecklingen är det möjligt att enbart läsa sammanfattningen, se avsnitt 6.6. I det här avsnittet sammanfattas tillståndet för förvarssystemet och dess omgivning dels 1 000 år efter förslutning och dels vid slutet av analysperioden. Systemets tillstånd vid tidpunkten då periglaciala klimatförhållanden inträffar för första gången i de två olika klimatfallen sammanfattas också i detta avsnitt.

Referensutvecklingen är ett viktigt underlag för att definiera huvudscenariot och mindre sannolika scenarier, som beskrivs i kapitel 7. Radionuklidtransport är inte en del av referensutvecklingen utan radionuklidtransport och dospåverkan analyseras i kapitel 8–9.

6.2 Externa förhållanden

Klimat och klimatrelaterade processer, såsom strandlinjeförskjutning, är viktiga indata för att karaktärisera förvarets utveckling. Då klimatet inte är förutsägbart på en tidsskala av 100 000 år måste *en uppsättning* framtida klimatutvecklingar beaktas i säkerhetsanalysen för att täcka upp för osäkerheten i den framtida klimatutvecklingen. Denna uppsättning bestäms utifrån vetenskaplig kunskap om den tidigare, nuvarande och möjliga framtida klimatutvecklingar, samt kunskap om processer av betydelse för funktionen av det förvarskoncept som analyseras.

I SAR-08 och i SR-Site, ingick två alternativa framtida klimatutvecklingar i referensutvecklingen: en upprepning av rekonstruerade förhållanden för de senaste 120 000 åren och en utveckling som påverkas av antropogena växthusgasutsläpp. Aktuell kunskap om klimatsystemet tyder på att klimatutvecklingen under de kommande 100 000 åren kommer att skilja sig från tidigare klimatvariationer. Det är mycket troligt att antropogena utsläpp av CO_2 till atmosfären, tillsammans med de framtida naturliga variationerna i solinstrålning, kommer att resultera i att den nuvarande interglacialen (Holocen) blir betydligt längre än tidigare interglacialer. Med utgångspunkt från det nuvarande kunskapsläget, baseras referensutvecklingen i föreliggande säkerhetsanalys på antagandet att antropogena växthusgasutsläpp i kombination med små variationer i solinstrålning resulterar i en lång period med tempererade förhållanden i Forsmark. Tre framtida utvecklingar av klimatet och klimatrelaterade processer, som representerar låga, medelhöga och höga antropogena utsläpp av växthusgaser (**Klimatrapporten**), ingår i referensutvecklingen.

- *Klimatfallet med global uppvärmning*, representerar en rimlig framtida klimatutveckling under antagande om medelhöga växthusgasutsläpp (**Klimatrapporten** avsnitt 4.1).
- *Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*, representerar låga antropogena utsläpp och en relativt snabb minskning av koncentrationen av CO_2 i atmosfären (**Klimatrapporten** avsnitt 4.2).
- *Klimatfallet med förlängd global uppvärmning* representerar höga antropogena utsläpp och en långsam minskning av koncentrationen av CO_2 i atmosfären (**Klimatrapporten** avsnitt 4.3).

Utvecklingen av klimat och klimatrelaterade processer i klimatfallen representeras som klimatstyrda processtillstånd (se **Klimatrapporten** avsnitt 1.3.2). De identifierade klimattillstånden för Forsmark, en plats vid Östersjöns kust, benämns som följer:

- Tempererat klimattillstånd.
- Periglacialt klimattillstånd.
- Glacialt klimattillstånd.

Det *tempererade klimattillståndet* definieras som områden utan permafrost eller förekomst av inlandsis. Det domineras av ett tempererat Östersjökustklimat i bred mening, med kalla vintrar och antingen kalla eller varma somrar. Nederbörd kan falla när som helst på året. Nederbörden faller antingen som regn eller snö. Det tempererade klimattillståndet har det varmaste klimatet av de tre klimattillstånden. Inom det tempererade klimattillståndet kan en plats ibland även vara täckt av hav. Klimat dominerade av global uppvärmning till följd av förhöjda koncentrationer av växthusgaser i atmosfären ingår i det tempererade klimattillståndet.

Det *periglaciala klimattillståndet* definieras strikt som områden som innehåller permafrost. Vidare är det periglaciala klimattillståndet ett kallt område utan inlandsis. I detta klimattillstånd, förekommer permafrosten antingen i sporadisk (mindre än 50 procents rumslig utbredning), diskontinuerlig (mellan 50 och 90 procents utbredning) eller kontinuerlig form (mer än 90 procents utbredning). Även om områden med periglacialt klimattillstånd mestadels har ett klimat som gynnar permafrosttillväxt så är detta inte alltid fallet. Till exempel kan klimatet vid slutet av en period med periglacialt klimattillstånd vara relativt varmt och varken skapa eller ens gynna förekomsten av permafrost. I stället kan permafrosten vara avtagande. Dock definieras området som tillhörande det periglaciala klimattillståndet, oavsett rådande temperatur vid markytan, så länge permafrost förekommer. Detta sätt att definiera klimattillstånd används eftersom förekomsten av permafrost är mer betydelsefull för förvarets funktion än den faktiska temperaturen vid markytan. I allmänhet har det periglaciala klimattillståndet ett kallare klimat än det tempererade klimattillståndet och ett varmare klimat än det glaciala klimattillståndet. Nederbörden kan falla antingen som snö eller regn. Inom det periglaciala klimattillståndet kan en plats ibland även vara täckt av hav.

Det *glaciala klimattillståndet* definieras som områden som täcks av glaciärer eller inlandsisar. Inom det glaciala klimattillståndet kan subglacial permafrost i vissa fall förekomma under glaciärer eller inlandsisar. I enlighet med definitionen av det periglaciala klimattillståndet har områden med glacialt klimat inte nödvändigtvis vid alla tidpunkter ett klimat som gynnar förekomsten av inlandsisar. I allmänhet har dock det glaciala klimattillståndet det kallaste klimatet av de tre klimattillstånden. Nederbörd faller normalt som snö i detta klimattillstånd.

Referensutvecklingen i SR-PSU består av perioder med tempererat och periglacialt klimattillstånd. Det glaciala klimattillståndet diskuteras inte vidare i detta kapitel eftersom det inte ingår i referensutvecklingen. Uppsättningen av framtida klimatutvecklingar som analyseras inom den nuvarande säkerhetsanalysen omfattar en upprepning av rekonstruerade förhållanden för de senaste 120 000 åren, vilken inkluderar perioder av glacialt klimattillstånd (*Klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel*; se **Klimatrapporten** avsnitt 4.4). Som beskrivs i avsnitt 3.5.1 ges detta klimatfall mindre fokus i SR-PSU än i tidigare säkerhetsanalyser för låg- och medelaktivt avfall (SAR-08) och för använt kärnbränsle (SR-Can, SR-Site). Motiveringen till denna skillnad finns sammanfattad i avsnitt 3.5.1, för en fullständig diskussion se **Klimatrapporten**.

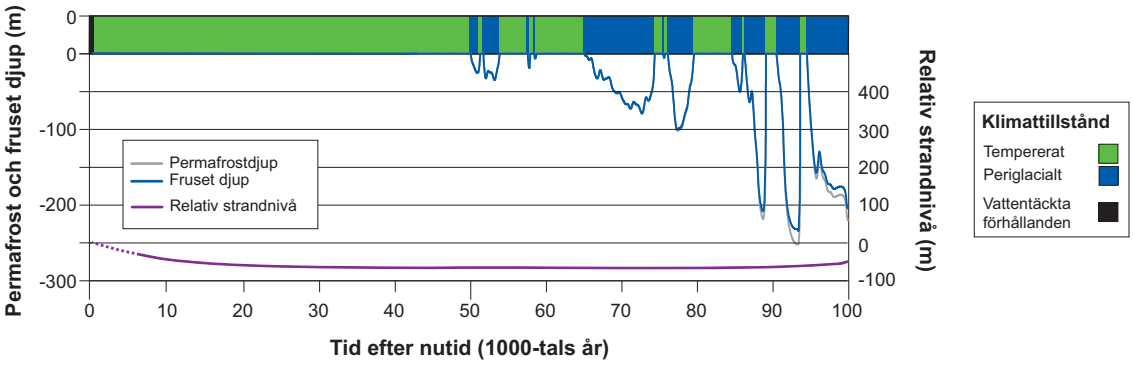
6.2.1 Tidsutveckling

Utvecklingen av klimat och klimatrelaterade processer i de tre klimatfall som ingår i definitionen av referensutvecklingen beskrivs nedan. Initialtillståndet med avseende på temperatur och nederbörd i Forsmark definieras i avsnitt 4.4.1.

För att tydliggöra osäkerheten i den framtida utvecklingen av klimat och klimatrelaterade processer i Forsmark, ges tiden i förhållande till nutid (exempelvis tusen år efter nutid) för klimatfallen i SR-PSU. Denna referensram används i figurerna 6-1, 6-2 och 6-3 vilka återges från **Klimatrapporten**. För att underlätta en jämförelse med andra underavsnitt i denna rapport ges tiden i år e Kr i texten, där 0 år efter nutid motsvarar 2000 e Kr.

Klimatfallet med global uppvärmning

Utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark för *klimatfallet med global uppvärmning* visas i figur 6-1. Detta klimatfall beskriver en situation med måttliga kolutsläpp (CO_2 och CH_4) under det pågående och kommande århundradet, såsom definierats av Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2013), följt av en långsam minskning av koncentrationen av CO_2 i atmosfären så att starten för nästa istid, det vill säga tillväxten av inlandsisar på norra halvklotet, börjar omkring 52 000 e Kr. Tidpunkten för starten av nästa istid i det här klimatfallet har valts så att den representerar resultaten av de modelleringsstudier som beskrivs i kapitel 3 av **Klimatrapporten**.



Figur 6-1. *Utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark som en tidsserie av klimattillstånd och vattentäckta perioder för klimatfallet med global uppvärmning. Motsvarande utveckling av djup hos permafrost och ständigt frusen mark, liksom den relativa strandnivån, visas i det nedersta diagrammet. Tiden ges i förhållande till nutid, där 0 år motsvarar 2000 e Kr. Figuren är identisk med figur 4-3 i* ***Klimatrapporten****.*

Under perioden från 52 000 år till 102 000 år e Kr antas den globala temperaturen gradvis avta med återkommande tillväxt av inlandsis på norra halvklotet. Till följd av intern klimatdynamik väntas betydande klimatvariationer uppträda utöver på den gradvisa avkylningen, i likhet med variationerna under tidigare glaciationscykler. Dessa variationer är inte förutsägbara, men ett realistiskt mönster för variationerna har definierats med utgångspunkt från den rekonstruerade glaciationscykeln Weichsel som beskrivs i kapitel 3 av **Klimatrapporten**. Perioden från 52 000 år e Kr inleds med periglaciala klimatförhållanden under 1 300 år, följt av en serie tempererade och periglaciala perioder med en varaktighet som sträcker sig från några århundraden till nästan 10 000 år.

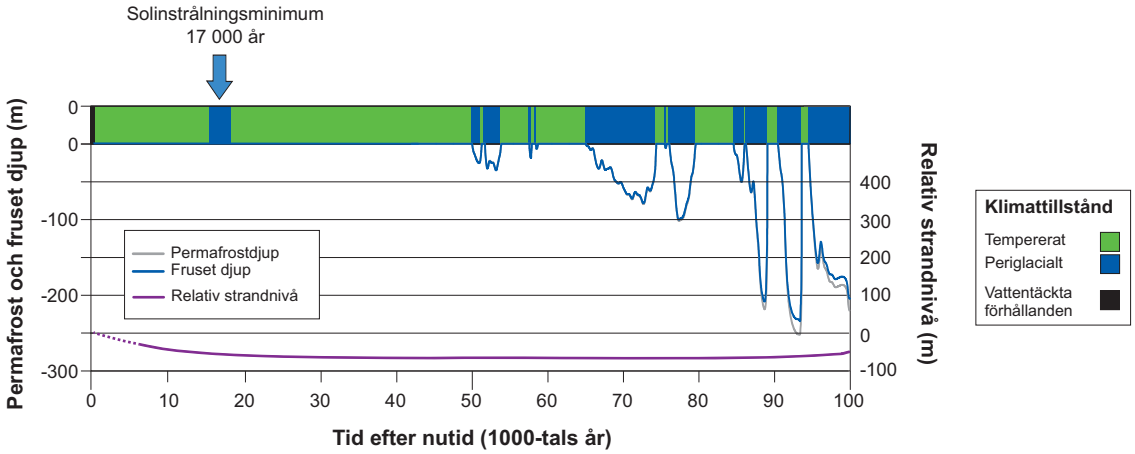
Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat

Utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark för *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* beskrivs i figur 6-2.

Effekterna på jordens klimat av kolutsläpp (CO_2 och CH_4) till atmosfären förväntas kvarstå 10 000-tals, eller möjligen 100 000-tals år in i framtiden (Archer et al. 2009). Osäkerhetsintervallet som förknippas med mängden antropogena och naturliga kolutsläpp till atmosfären, den globala kolcykeln samt klimatsystemets reaktion på kolutsläppen, representeras i SR-PSU av de tre klimatfallen som ingår i referensutvecklingen. Låga utsläpp av växthusgaser, en snabbare sänkning av atmosfärens CO_2 koncentration, och måttlig påverkan av växthusgasutsläppen på klimatet representeras av *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*. Detta fall representerar därför låga antropogena kolutsläpp och en relativt snabb minskning av CO_2-koncentrationen i atmosfären.

Klimat med tidigt periglacialt klimat är definierat som en variant av *klimatfallet med global uppvärmning*, med en snabbare minskning av CO_2-koncentrationen i atmosfären. Detta resulterar i klimatförhållanden som är tillräckligt kalla för att permafrost ska kunna utvecklas i Forsmark, under den första perioden med ett minimum i sommarsolinstrålning på höga nordliga latituder runt 17 500 till 20 500 e Kr. Efter denna period antas Forsmarks klimat återgå till det tempererade klimattillståndet. Liksom i *klimatfallet med global uppvärmning* förutsätts CO_2-koncentrationen i atmosfären minska ytterligare så att starten av nästa istid, det vill säga tillväxten av inlandsisar på norra halvklotet, börjar omkring 52 000 e Kr.

Efter 52 000 e Kr är *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* identiskt med *klimatfallet med global uppvärmning*. Det innebär att vid 52 000 e Kr börjar en period av periglaciala klimatförhållanden som följs av en succession av tempererade och periglaciala klimatperioder med varaktigheter från några århundraden till nästan 10 000 år.



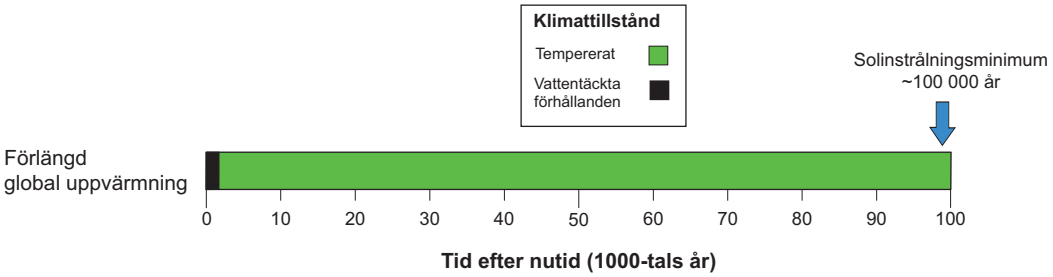
Figur 6-2. *Utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark som en tidsserie av klimattillstånd och vattentäckta perioder för det klimatfallet tidigt periglacialt klimat. Motsvarande utveckling av djup hos permafrost och ständigt frusen mark, liksom den relativa strandnivån, visas i det nedersta diagrammet. Notera att utvecklingen av djup hos permafrost och ständigt frusen mark inte visas för perioden 0 till 50 000 år. Permafrost och ständigt frusen mark kan emellertid inte uteslutas till ett djup av cirka 150 m för den periglaciala perioden från 15 500 till 18 500 år (se avsnitt 6.2.3). Tiden ges i förhållande till nutid, där 0 år motsvarar 2000 e Kr. Figuren är identisk med figur 4-5 i* ***Klimatrapporten****.*

Klimatfallet med förlängd global uppvärmning

Utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark i *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* beskrivs i figur 6-3. Detta klimatfall beskriver en situation med höga kolutsläpp under det pågående och kommande århundradet, såsom definierats av Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2013), följt av en långsam minskning av CO_2-koncentrationen i atmosfären så att starten för nästa istid, det vill säga tillväxten av inlandsisar på norra halvklotet, börjar omkring 102 000 e Kr. Klimatfallet har definierats så att det representerar resultaten av de modelleringsstudier för starten av nästa istid som beskrivs i kapitel 3 av **Klimatrapporten**. Där dras slutsatsen att starten av nästa istid inte kan väntas förrän omkring 100 000 år efter i dag om CO_2-koncentrationen i atmosfären håller sig högt över den förindustriella koncentrationen.

6.2.2 Strandlinjeförskjutning

En av de viktigaste processerna av betydelse för förvarets säkerhet i det tempererade klimattillståndet är strandlinjeförskjutningen. SFR täcks i dag av Östersjön. Ovanför SFR 1 är det största vattendjupet 7,2 m och ovanför det planerade SFR 3 är det 5,3 m (layout L2). Förvarets läge i förhållande till strandlinjen kommer att variera med tiden på grund av en kombination av eustasi (förändringar av medelvattenstånd) och isostasi (vertikala rörelser hos jordskorpan till följd av glaciation och deglaciation). Vid slutet av den senaste isavsmältningen omkring 8800 f Kr var detta område täckt av cirka 150 m djupt vatten av glacialt ursprung och den närmaste kustlinjen låg omkring 100 km väster om Forsmark (Söderbäck 2008, kapitel 3). Därefter har den isostatiska återhämtningen pågått kontinuerligt med en långsamt avtagande hastighet. Hastigheten antas minska ytterligare och bli obetydlig omkring 30 000 år e Kr. För närvarande uppgår den glaciala isostatiska återhämtningen (GIA) till cirka 8 mm/år (interpolerat till Forsmark från Lidberg et al. (2010), se vidare i **Klimatrapporten** avsnitt 2.2.3). GIA kompenseras delvis av havsytans höjning i dag, vilket resulterar i en landhöjning om cirka 6 mm/år i dag. Som beskrivs i avsnitt 3.3 av **Klimatrapporten**, förväntas de beräknade framtida havsnivåhöjningarna till följd av termisk expansion och issmältning att vara långsamma och sträcka sig över tusentals år. *Klimatfallet med global uppvärmning* har definierats baserat på GIA-modellering av ett framtida varmt klimat i vilket en fullständig avsmältning av den grönländska inlandsisen under de kommande 1 000 åren antogs. Till följd av gravitationseffekter kommer den globala genomsnittliga havsnivåhöjningen på totalt 7 m inte att resultera i en lokal havsnivåhöjning i området kring Forsmark (**Klimatrapporten**). Användningen av denna strandlinjeutveckling i *klimatfallet med global uppvärmning* är därför likvärdig med antagandet att det framtida eustatiska bidraget till strandlinjeförskjutningen inte överstiger det nuvarande eustatiska bidraget. Detta antagande har gjorts för att täcka in hela osäkerheten som förknippas med framtida havsnivåförändringar. *Klimatfallet med global uppvärmning* representerar det minsta uppskattade eustatiska bidraget, medan *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* representerar det största uppskattade eustatiska bidraget med ett totalt eustatiskt bidrag om cirka 10 m under nästa millennium (**Klimatrapporten** avsnitten 4.1.3 och 4.3.3). Det eustatiska bidraget överskrider det isostatiska bidraget under denna inledande period vilket leder till en cirka 1 200 år längre inledande period där ytan ovanför SFR är täckt av vatten, jämfört med *klimatfallet med global uppvärmning*. De två fallen representerar således den kortaste perioden av vattentäckta förhållanden direkt ovanför SFR i *klimatfallet med global uppvärmning* i motsats till den längsta perioden av vattentäckta förhållanden direkt ovanför SFR i k*limatfallet med förlängd global uppvärmning*. Utvecklingen av den relativa strandnivån i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* är identisk med den i *klimatfallet med global uppvärmning*.



Figur 6-3. *Utveckling av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark som en tidsserie av klimattillstånd och vattentäckta perioder i klimatfallet med förlängd global uppvärmning. Tiden ges i förhållande till nutid, där 0 år motsvarar 2000 e Kr. Figuren är identisk med figur 4-7 i* ***Klimatrapporten****.*

I klimatfallen med *global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat*, är tiden som krävs för att 100 % av ytan ovanför SFR 1 och SFR 3 ska ha blivit land cirka 1 200 år (se **Klimatrapporten** avsnitt 2.2.4). Större delen av ytan ovanför förvaret har blivit land redan efter 1 000 år. Därför antas det att det tar cirka 1 000 år för 100 procent av ytan ovanför SFR 1 och SFR 3 att bli land i varianterna av referensutvecklingen med global uppvärmning och med tidigt periglacialt klimat. För *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* är tiden som krävs för att 100 procent av ytan ovanför SFR 1 och SFR 3 ska bli till land summan av en inledande period av cirka 1 200 år utan tillbakadragande av strandlinjen följt av en tillbakadragning av strandlinjen liknande den i klimatfallen med *global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat*. Följaktligen kan det antas att det tar cirka 2 200 år för 100 procent av ytan ovanför SFR 1 och SFR 3 att bli till land i *klimatfallet förlängd global uppvärmning*.

6.2.3 Förutsättningar för permafrost i Forsmark

Det maximala isotermdjupet, under perioder med periglacialt klimattillstånd i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* och *klimatfallet med global uppvärmning*, har tagits fram baserat på en studie om förutsättningarna för kalla klimatförhållanden och permafrost i Forsmark under de kommande 60 000 åren (Brandefelt et al. 2013). Vid tidpunkten för den första förekomsten av periglaciala klimatförhållanden i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*, omkring 17 500 e Kr, är det maximala djupet för 0 °C-isotermen cirka 150 m (det vill säga under SFR 3). Det är dock inte troligt att temperaturer i berggrunden på –3 °C eller lägre, som är relevanta för en analys av frysning av förvarskonstruktionerna i betong, skulle inträffa på SFR-djup under denna period (se **Klimatrapporten** avsnitt 4.2.4).

Vid tidpunkten för den första förekomsten av periglaciala klimatförhållanden i *klimatfallet med global uppvärmning*, omkring 52 000 e Kr, kan temperaturer i berggrunden på SFR-djup på –3 °C eller lägre inte uteslutas (se **Klimatrapporten** avsnitt 4.2.4).

6.3 De första tusen åren efter förslutning

Efter förslutning kommer de tekniska konstruktionerna långsamt att bli mättade med vatten. Med tanke på den långa period som säkerhetsanalysen täcker, antas mättnadsprocessen vara omedelbart fullbordad från och med förslutningen och vattentäckta förhållanden kan antas råda. Klimatet förväntas förbli tempererat under de första 1 000 åren efter förslutning och de tekniska barriärerna förväntas behålla sina egenskaper.

Landhöjningen, som beror på en kombination av isostasi och eustasi (beskrivs i avsnitt 6.2.3.), resulterar i en tillbakadragning av strandlinjen vid Forsmark. Strandlinjens tillbakadragning har stor påverkan på flera processer och händelser. Både i varianten av referensutvecklingen med global uppvärmning och varianten med tidigt periglacialt klimat kommer markytan ovanför förvaret att successivt stiga över havsytan under de första 1 000 åren efter förslutning. Vid slutet av analysperioden kommer hela området ovanför förvaret att vara beläget ovan strandlinjen. I varianten av referensutvecklingen med förlängd global uppvärmning antas en inledande period av cirka 1 200 år då strandlinjen inte drar sig tillbaka. Därefter kommer markytan ovanför förvaret successivt att stiga över havsytan och efter ytterligare tusen år (cirka 2 200 år efter förslutning) kommer hela området ovanför förvaret att vara beläget ovan strandlinjen.

Den tidiga utvecklingen av förvaret beskrivs i detalj och är baserad på kvantitativa analyser, enligt kraven i SSMFS 2008:37.

6.3.1 Ytsystemens utveckling

Landskapets långsiktiga utveckling i Forsmarksområdet beror huvudsakligen på två av varandra delvis oberoende faktorer: klimatvariationer och strandlinjens förskjutning (se avsnitt 6.2). Dessa två faktorer i kombination påverkar i hög grad ett flertal processer, vilka i sin tur avgör utvecklingen för ekosystem och framtida förhållanden av betydelse för radionuklidtransport, exponering, resulterande doser och risk. Exempel på sådana processer är erosion och sedimentation, grundvattenbildning och utströmning, jordmånsbildning, primärproduktion och nedbrytning av organiskt

material. Dessa processer diskuteras i förhållande till utvecklingen av landskapet mer utförligt i **Biosfärens syntesrapport**. Enligt resultaten från den hydrogeologiska modelleringen (Odén et al. 2014) kommer utströmningen av djupt grundvatten nästan uteslutande att ske i lågpunkter i landskapet, det vill säga i sjöar, våtmarker och vattendrag och i kustnära havsområden. Det innebär att den nuvarande beskrivningen av landskapets utveckling fokuserar på dessa områden eftersom det är där potentiellt utsläppta radionuklider skulle kunna ackumuleras.

Den pågående strandlinjeförskjutningen kommer kontinuerligt att frilägga nya områden av havsbotten ovan vattenytan. Därmed kommer nya sediment att utsättas för vågerosion och resuspenderade finkorniga partiklar kommer att transporteras bort från området ut i Bottenhavet. Eller åter sedimentera på havsbotten inom de delar av det undersökta området med de största vattendjupen (Brydsten och Strömgren 2010, **Biosfärens syntesrapport**). Följaktligen kan omfördelningen av sediment ha stor betydelse för transport och ackumulation av radionuklider som potentiellt skulle kunna komma från förvaret.

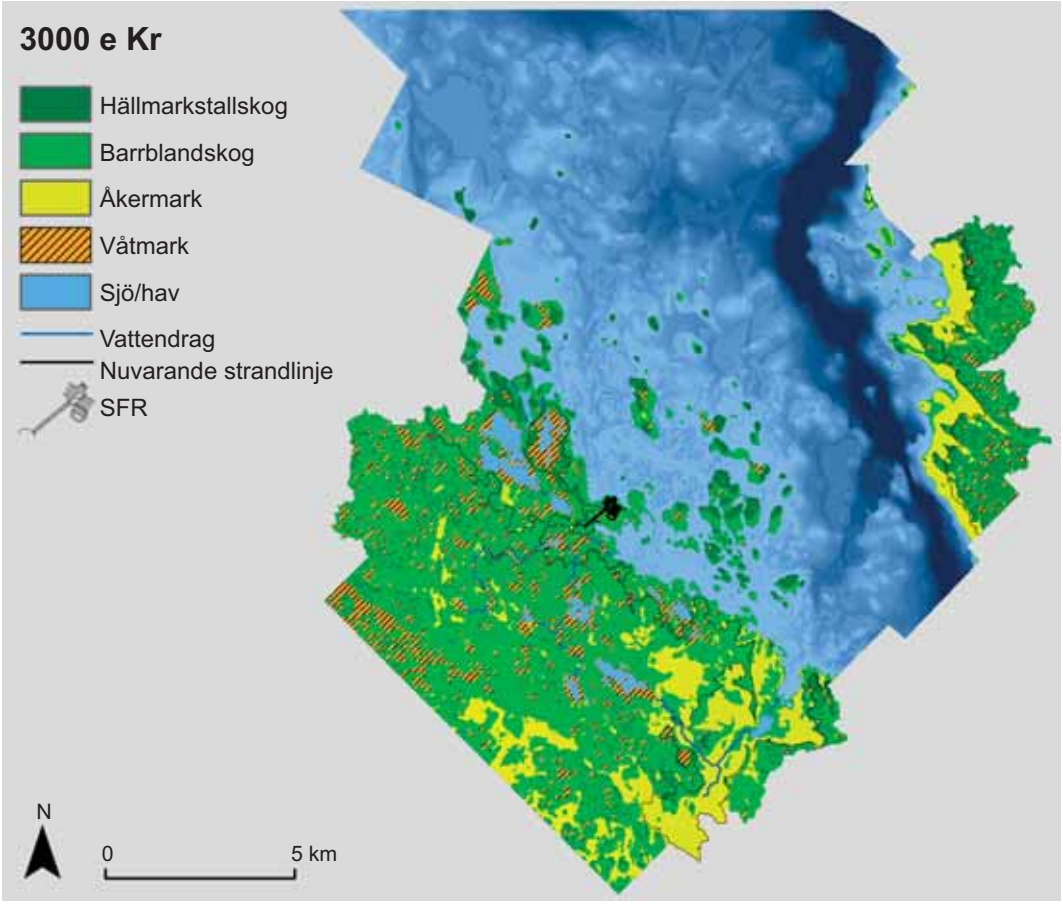
När nya områden av det som i dag är havsbotten höjer sig över havsnivån börjar kalkrika avlagringar att vittra. Det innebär att den kalkrika regolitens stora påverkan på de terrestra och limniska ekosystemen kommer att minska med tiden, men ekosystemen kommer att påverkas av Ca^{2+} under de första 1 000 åren, exempelvis resulterande i oligotrofa kalkrika sjöar (se Andersson 2010).

Strandlinjeförskjutningen kommer också att leda till en kontinuerlig och förutsägbar förändring av den abiotiska miljön när det gäller exempelvis vattendjup och tillgång på näringsämnen. Det är därför lämpligt att beskriva viktiga ekosystemtypers ursprung och succession i förhållande till strandlinjeförskjutningen. Ett exempel på detta är när en havsvik isoleras och bildar en sjö som sedan utvecklas och omvandlas till en våtmark. När sjön åldras ackumulera sediment och organiskt material till följd av sedimentation och vegetationstillväxt och så småningom kommer alla sjöar att omvandlas till våtmarker. Sedimentationshastigheten i sjöar beror på sjöns volym (Brydsten 2004), medan koloniseringen av strandnära växter kräver grunt vatten (< 2 m). Således beror igenväxningshastigheten huvudsakligen på sjöns djup, dess area och dess volym (Brydsten och Strömgren 2010, **Biosfärens Syntesrapport**). Myrar kan också utvecklas på nybildad mark utan ett föregående sjöstadium (Kellner 2003).

För det område i Forsmark som modellerats tar det lång tid innan effekterna av strandlinjeförskjutningen propagerar från en ände av området till den andra. Till exempel visar modelleringen av landskapets utveckling att det tar ungefär 3 000 år för strandlinjeförskjutningen att förändra området från helt vattentäckt, strax innan den första holmen höjde sig ur havet (1000 f Kr), till den nuvarande fördelningen av land- och havsområden. Det kommer att ta ungefär 9 000 år till innan den sista havsviken har omvandlats till en sjö (omkring 11 000 e Kr). Baserat på en nästan konstant strandnivåförändring på 6 mm/år beräknas den vertikala komponenten av strandlinjens förskjutning vara cirka 6 m under de kommande tusen åren. Den resulterande strandlinjeförskjutningen innebär en horisontell förflyttning av strandlinjen till en plats ovanför SFR-förvaret år 3000 e Kr (se figur 6-4). I denna process kommer delar av det som i dag är havsbotten att bli land och vissa av havsvikarna kommer att isoleras och omvandlas till sjöar. Den pågående förflyttningen av strandlinjen orsakar ett övergångsmönster där kustvegetationen ersätts av skogsvegetation. Vilka vegetationstyper som dominerar under denna övergång avgörs i huvudsak av sammansättningen hos regoliten.

De nyisolerade sjöarna kommer periodvis att påverkas av översvämningar av bräckt vatten från Bottenhavet under perioder med höga havsnivåer på samma sätt som kan observeras i nutida lågt belägna sjöar i området (Johansson 2008). Alla nutida sjöar i Forsmarksområdet är små och grunda. Detta betyder att stora delar av sjöarna kommer att omvandlas till våtmarker under de kommande 1 000 åren (Brydsten och Strömgren 2010, **Biosfärens syntesrapport**). Till exempel förväntas två av de mindre sjöarna, Puttan och Norra Bassängen, nästan helt omvandlas till våtmarker medan en mindre del av den större sjön Bolundsfjärden kommer att förbli öppet vatten år 3000 e Kr (se bilaga H för en karta över Forsmarksområdet i dag).

Den konstgjorda, djupa inloppskanalen för kylvatten till kärnkraftverket som ligger väster om förvaret, kommer att bli isolerad från havet omkring år 2500 e Kr (Lindborg 2010). Om den lämnas orörd efter avvecklingen av kärnkraftverket kommer den troligen att förbli en sjö långt efter det att de inledande 1 000 åren är till ända. Relativt stora sjöar belägna väst och nordväst om SFR-förvaret kommer att bli isolerade från havet under den senare delen av perioden (se figur 6-4).



Figur 6-4. *Modellerad fördelning av vegetation och markanvändning i Forsmark vid 3000 e Kr för klimatfallet med global uppvärmning. Alla områden med förutsättningar för odling är representerade på kartan som jordbruksmark, se* ***Biosfärens syntesrapport*** *för detaljer om modelleringen av landskapsutvecklingen. Den nuvarande strandlinjen är markerad som en svart linje och mörkare toner av blått representerar djupare hav.*

Allt eftersom havet nära kusten blir grundare kommer vågexponerade havsbottnar att eroderas. I vissa skyddade områden belägna i en framväxande, tätare skärgård kommer ackumulation att ske under en kort period (Brydsten 2009). Vattenomsättningen i Öregrundsgrepen förväntas vara i stort sett densamma som i dag (Karlsson et al. 2010). Salthalten i Bottenhavet förväntas minska något till omkring 4,8 promille under de inledande 1 000 åren (Gustafsson 2004).

Potentialen för ett hållbart utnyttjande av födotillgångarna i området under de kommande 1 000 åren förväntas inte skilja sig mycket från dagens situation. Endast mindre arealer av den nybildade marken kommer att ha potential för odling på grund av att stenrika sediment har avsatts i de före detta havs- och sjöområdena, men även på grund av svårighet att dränera de låglänta nya områdena (Lindborg 2010).

Människornas potentiella tillgång till vatten förväntas vara i stort sett oförändrad under denna period. I framtiden skulle den djupa kanalen söder om förvaret kunna fungera som en sötvattenreservoar när salthalten minskar. Även vattendraget genom Bolundsfjärden skulle eventuellt kunna användas som en sötvattenstäkt. Nya brunnar kan borras i berggrunden eller grävas i regoliten i det område som i dag är land, medan den nybildade marken kommer att vara för ung för brunnar om nuvarande praxis bibehålls (Kautsky 2001). Framtida vattentillgång och potentiella brunnsplatser i området diskuteras i Werner et al. (2013). För odlingsområden antas det att brunnar finns i områden 1 m eller mer ovanför havsytan (Werner et al. 2013). Området ovanför förvaret kommer inte att vara lämpligt för jordbruksändamål till följd av den geologiska sammansättningen av regoliten (Sohlenius et al. 2013b) och för sådana områden tyder data från nationella brunnsdatabasen (SGU 2011) på att brunnar inte borras så nära strandlinjen.

Beskrivningen ovan, vilken inkluderar landhöjning och en utveckling som leder till nya landområden utanför den nuvarande strandlinjen under de första tusen åren, betraktas som tillämpbar på både *klimatfallet med global uppvärmning* och *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* (**Klimatrapporten**).
I *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* kan det i stället förekomma en inledande period med stigande havsnivåer och transgression. Dock är osäkerheterna rörande storleken på havsnivåhöjningen stora. Den isostatiska återhämtningen kommer så småningom att motverka denna inledande höjning av havsnivån och vid slutet av perioden, det vill säga vid 3000 e Kr, förväntas kustlinjens läge i *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* vara ungefär detsamma som i dag.

6.3.2 Termisk utveckling

Förvarets temperatur kommer att styras nästan uteslutande av utbytet av värme med det omgivande berget och grundvattnet. Värmetransporten kan huvudsakligen förväntas ske genom värmeledning som styrs av materialens värmeledningsförmåga och värmekapacitet.

Förvarets inverkan på temperaturen är försumbar eftersom det inte finns några betydande värmegenererande processer i SFR.

Under de första 1 000 åren efter förslutning förväntas inga förändringar i klimat som kan leda till frysning av förvaret.

6.3.3 Mekanisk utveckling

Mekaniska processer är följden av förändrade randvillkor, såsom på- och avlastning av markytan i samband med glaciationscykler eller snabb spänningsomlagring som kan förekomma under sprängning vid en utgrävning. De mest betydande förändringarna av de mekaniska förhållandena i bergmassan kring SFR sker vid uttaget av berg (se **Processrapporten för geosfären** avsnitt 4.1) och dessa diskuteras inte vidare i referensutvecklingen.

Mekaniska processer/deformeringar av berget skulle kunna påverka dess hydrauliska konduktivitet indirekt genom förändringar i sprick- och porgeometri. De spänningar som behövs för att detta ska inträffa är huvudsakligen relaterade till glaciation (stora belastningar) där ett ökat portryck och propagering av sprickor kan förändra den hydrauliska konduktiviteten genom förändringar i spricknätverket. Under analysperioden är det inte sannolikt att detta kommer att inträffa och sannolikheten är av försumbar betydelse jämfört med de övergripande osäkerheter som är förknippade med spricknätverksmodelleringen (**Processrapporten för geosfären** avsnitt 4.2 och kapitel 3).

SFR-installationer och konstruktioner, såsom bergförstärkning, avfallsfack i betong, bentonit, återfyllnadsmaterial och pluggar, kommer att vara i direkt eller indirekt mekanisk kontakt med bergets väggar. Belastning från konstruktioner, till exempel från betongpluggar till följd av svälltryck från bentonitåterfyllnaden, kommer att ge upphov till mekaniska processer i det intakta berget och de befintliga sprickorna nära dessa platser. Under den inledande perioden med tempererat klimat kommer det att pågå en nedbrytning av förstärkningarna. Denna nedbrytning kommer i begränsad utsträckning att förändra spänningsspridningen lokalt runt de armerade bergrummen.

En numerisk studie av BMA- och BLA-salarnas långsiktiga stabilitet har genomförts av Mas Ivars et al. (2014). Denna studie hade två mål: Att analysera om det finns en risk för uppluckring av berget upp till ytan och om det finns en risk för instabilitet i pelarna mellan valven. I modellerna med rigida block där block tilläts falla in i salen avslutades stenrasprocessen efter att det tomma utrymmet fylldes med block. Höjden på den uppluckrade bergmassan nådde i detta skede upp till 34 m ovanför taket och över denna nivå bildas en stabil valvbåge och i inget av de analyserade fallen fortsätter raset upp till havsbottnen. Detta innebär att det inte bör finnas någon risk för att en direkt koppling mellan förvarsutrymmena och havsbotten kommer att utvecklas. De numeriska analyserna förutsäger även att pelaren mellan BMA- och BLA-salarna är stabil.

En del av bergväggen kan efter en lång tid lossna och falla in på återfyllnaden av bentonit i silon. Detta skulle kunna leda till bildandet av ett öppet hålrum i bergväggen, under förhållanden då bentoniten inte längre är kapabel att hålla bergsstycket på plats (på grund av minskat svälltryck). Nedfall

av bergsblock kan också leda till en minskning i bentonitens kompression vilket därmed innebär ett uttunnande av diffusionsbarriären. Konsekvenserna av en sådan händelse har undersökts med både analytiska och numeriska modelleringar (Börgesson et al. 2014). Resultat från elementberäkningar av infallande stenblock där bentoniten inte uppfyller svälltryckskraven (Börgesson et al. 2014) visar att det kan uppkomma betydande förskjutningar. Emellertid visar beräkningarna också en självläkning av bentoniten med efterföljande ökning av svälltrycket vilket resulterar i en stabil situation med en ännu betydande tjocklek på bentonitbarriären.

Jordskalv kan påverka bergets och förvarets stabilitet. Den seismiska aktiviteten i den fennoskandiska skölden är för närvarande mycket låg. Dock kan stora jordskalv inom kontinentalplattan inte uteslutas i ett tidsperspektiv på 100 000 år, vilket framgår av händelserna i New Madrid (USA), Ungava (Kanada), West Australia och på andra ställen (till exempel Gangopadhyay och Talwani 2003). Eftersom det inte är möjligt att förutsäga när framtida jordskalv kommer att inträffa och deras magnitud behandlas jordskalv i ett separat scenario. Bakgrund, statistik och jordskalvens inverkan behandlas i beskrivningen av detta scenario i avsnitt 7.6.5.

6.3.4 Hydrogeologisk utveckling

I kristallint sprucket berg sker grundvattenflödet huvudsakligen i sammanbundna sprickor. Grundvattenflödet samt retentionsprocesserna i berget avgör hastigheten med vilken radionukliderna kan transporteras bort från förvaret och var de strömmar ut. På grund av grundvattenflödets betydelse för transporten av radionuklider är ett lågt flöde i berggrunden en av de säkerhetsfunktioner som definieras i kapitel 5. Baserat på resultat från platsundersökningen har en hydrogeologisk modell för platsen tagits fram (SKB 2013e). Denna modell har använts för att analysera grundvattenflödet genom förvaret och hur partiklar som släpps ut från förvaret transporteras genom berget (partikelspårning). Utströmningsområdena för det grundvatten som har passerat genom förvarsutrymmena, det vill säga utsläppslägena för partiklar som identifierats med hjälp av partikelspårning, förändras med tiden och bestäms främst genom de kombinerade effekterna av den glaciala isostatiska återhämtningen och förändringar i havsnivån. Vilka leder till förändringar i strandlinjen och till bildningen och/eller igenväxningen av sjöar och åar.

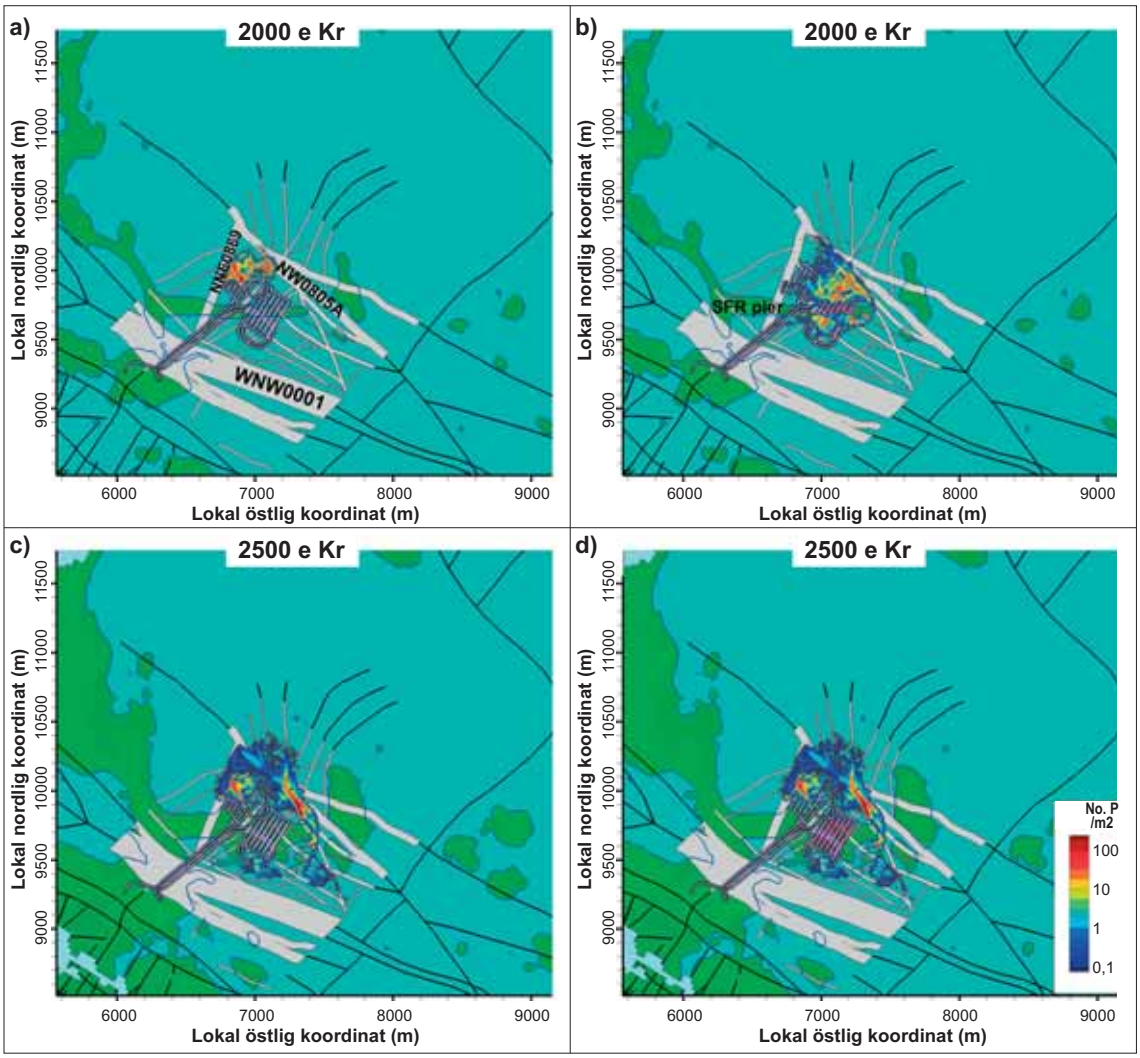
Den hydrogeologiska modellen omfattar ett regionalt område vars yttre gränser har valts ut baserat på naturliga hydrauliska randvillkor (framtida grundvattendelare) och med hänsyn till strandlinjeförskjutning. Resultaten från den hydrogeologiska modellen används som randvillkor i närzonsmodellen. Närzonsmodellen (diskuteras ytterligare i avsnitt 6.3.5) innefattar en detaljerad beskrivning av förvaret och den omgivande bergmassan och sprickzonerna. Denna modell inkluderar även de olika konstruktionerna i förvarsutrymmena.

Det hydrogeologiska systemets långsiktiga utveckling beror på två huvudsakliga faktorer: klimatvariationer och strandlinjeförskjutning(se avsnitt 6.2). Strandlinjeförskjutning kommer att förändra randvillkoren för grundvattenflödet då området ovanför förvaret börjar i ett vattentäckt läge och utvecklas mot ett terrestert läge.

Vattentäckta förhållanden

Under de första 1 000 åren efter förslutning är strandlinjeförskjutningen den huvudsakliga faktorn som påverkar förändring av grundvattenflödet. När ett område omvandlas från hav, eller sjö, till torrt land kommer grundvattenflödet att förändras då den hydrauliska gradienten ökar. Områden som tidigare varit förknippade med utströmning kan då omvandlas till inströmningsområden. Dagens situation i Sverige med en årlig nederbörd som överskrider den årliga avdunstningen antas vara giltig för denna period. Därmed är bildandet av djupt grundvatten alltid stort nog för att grundvattennivån ungefär ska följa topografin (**Processrapporten för geosfären** kapitel 3).

Utströmningsområdena för det grundvatten som har passerat genom förvarsutrymmena kommer att vara på havsbottnen under denna period (Odén et al. 2014). Den hydrogeologiska modelleringen visar att strandlinjeförskjutningen gradvis förflyttar utströmningsområdena längre bort från förvaret mot deformationszonerna nord-nordost (ZFMNNE0869) och nordväst (ZFMNW0805A) om förvaret, se figur 6-5. (Zonerna betecknas utan ZFM-prefixet i figurerna).

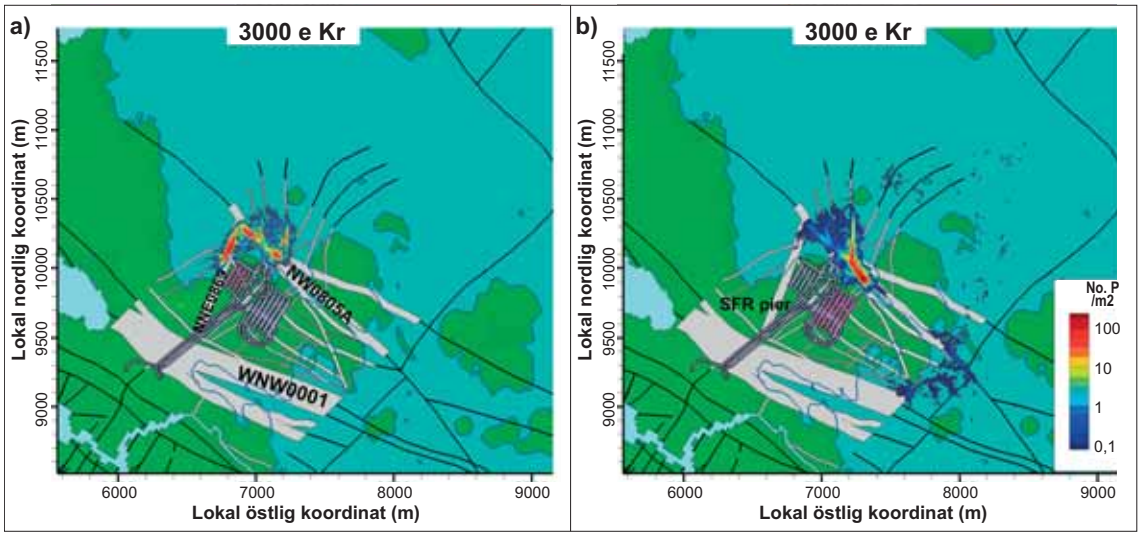


Figur 6-5. *Utsläppslägen (färgade efter partikeltäthet, längst ned till höger) för partiklar som börjar i SFR 1 (rosa nyans, vänster) och i SFR 3 (rosa nyans, höger), tidsutsnitten 2000 och 2500 e Kr. De svarta linjerna representerar deformationszoner. De vita områdena representerar också deformationszoner, men zoner närmare SFR-förvaret där det vita områdets bredd indikerar zonens tjocklek vid markytan.*

Flödesförhållandena förändras, till följd av strandlinjeförskjutningen, från att vara huvudsakligen riktade uppåt under periodens början till att vara mer horisontella vid slutet (Odén et al. 2014). Utsläppslägenas densitet (dvs partiklar/ytenhet) är starkt korrelerad till deformationszoner. Den dominerande flödesvägen från SFR 1 mynnar ut i ZFMNNW1209 (deformationszonen, som kallas Zon 6 i SAR-08, skär genom bergssalarna i SFR 1) under tidsutsnitten 2000 och 2500 e Kr. I de tidiga skedena har SFR 3 utsläppslägen både norr om och söder om SFR-piren. Allteftersom den horisontella komponenten i flödet successivt ökar, drivs utsläppslägena norrut, mot ZFMNW0805A, se figur 6-5.

Kustförhållanden

Omkring 1 000 år efter förslutning kommer kustförhållanden att dominera området ovanför förvaret, se figur 6-6. Grundvattenflödet är nu nästan parallellt med den topografiska gradienten (Odén et al. 2014). Utströmningsområdet befinner sig fortfarande på havsbotten och utsläppslägenas densitet är starkt korrelerad till deformationszonerna. Det dominerande utströmningsområdet för flödesvägar från SFR 1 är nord-nordost och nordväst om förvaret (ZFMNNE0869 och ZFMNW0805A). SFR 3 har utsläppslägen både norr om och söder om SFR -piren, men utströmningsområdena är nu mer koncentrerade till ZFMNW0805A, se figur 6-6.



Figur 6-6. *Utsläppslägen (färgade efter partikeltäthet, längst ned till höger) för partiklar som börjar i SFR 1 (rosa nyans, vänster) och i SFR 3 (rosa nyans, höger), tidsutsnitt 3000 e Kr. De svarta linjerna representerar deformationszoner. De vita områdena representerar också deformationszoner, men zoner närmare SFR-förvaret där det vita områdets bredd indikerar zonens tjocklek vid markytan.*

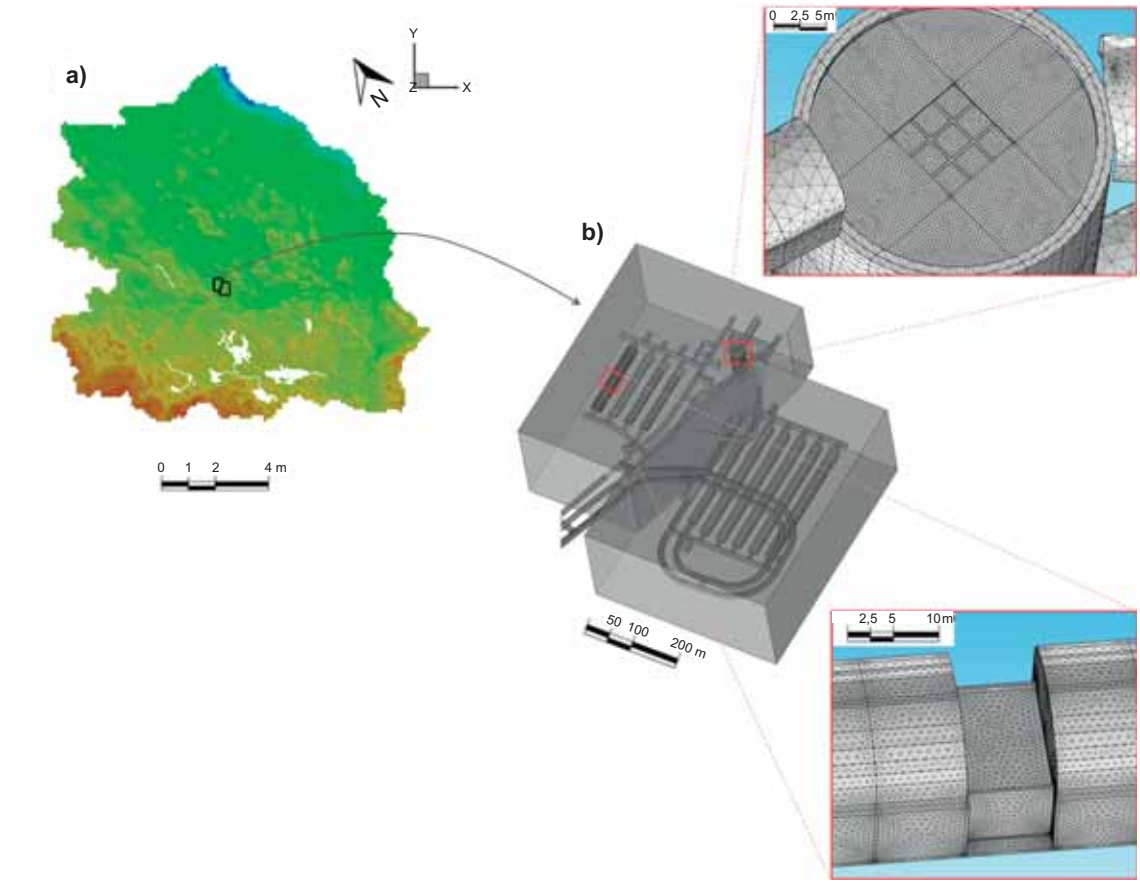
6.3.5 Närzonens hydrologiska utveckling

SFR är beläget i ett område med en begränsad hydraulisk gradient och begränsad spricktransmissivitet. Platsen för förvaret har delvis valts ut för sin förmåga att säkerställa låga vattenflöden genom förvarsutrymmena. Betong och bentonit är huvudsakliga materialen som används för flödesbarriärerna i SFR och förvarsutrymmena har utformats så att de till olika grad begränsar vattenflödet. Huvuddelen av aktiviteten i SFR kommer att finnas i silon som har en kombination av bentonit och betongbarriärer. Det medelaktiva avfallet i 1BMA och 2BMA placeras i betongfack där konstruktionens väggar, golv och lock begränsar flödet genom avfallet. Dessa förvarsutrymmen kommer vid förslutning att återfyllas med makadam eller motsvarande material med hög genomsläpplighet för vatten. Resultatet blir en hydraulisk kontrast mellan betongkonstruktionen och återfyllnadsmaterialet samt mellan återfyllnadsmaterialet och berget. Vatten som kommer in i förvarsutrymmena kommer då företrädesvis flöda genom återfyllnadsmaterialet, vilket minskar vattenflödet genom betongbarriärerna. I 1BTF och 2BTF utgör de kringgjutna betongtankarna en flödesbarriär. Ett återfyllnadsmaterial med hög genomsläpplighet för vatten kommer att installeras ovanpå betongkonstruktionerna. BRT kommer att innehålla reaktortankar som kommer att fyllas med betong eller cementbaserat bruk och därefter kringgjutas. Makadam eller motsvarande material kommer att användas för att återfylla salen, vilket kommer avleda grundvattenflödet. BLA-salarna innehåller lågaktivt avfall i ISO-containrar och har inga interna konstruktioner som begränsar vattenflödet. Det berg som omger förvaret kommer dock att begränsa flödet. Förutom de flödesbarriärer som installeras i förvarsutrymmena kommer tunnelavsnitten mellan bergsalarna att förslutas med bentonit för att vidare begränsa vattenflödet (se avsnitt 4.2.8).

Resultat från regionala hydrogeologiska simuleringar har visat att SFR 3 har en liten effekt på grundvattenflödet genom SFR 1 (Öhman et al. 2014). De hydrologiska närzonsmodellerna av SFR 1 och SFR 3 omfattar förvarsutrymmen och det tunnelsystem som förbinder dem (se figur 6-7). Modeller och resultat från simuleringarna presenteras i detalj i modelleringsrapporterna (Abarca et al. 2013, 2014).

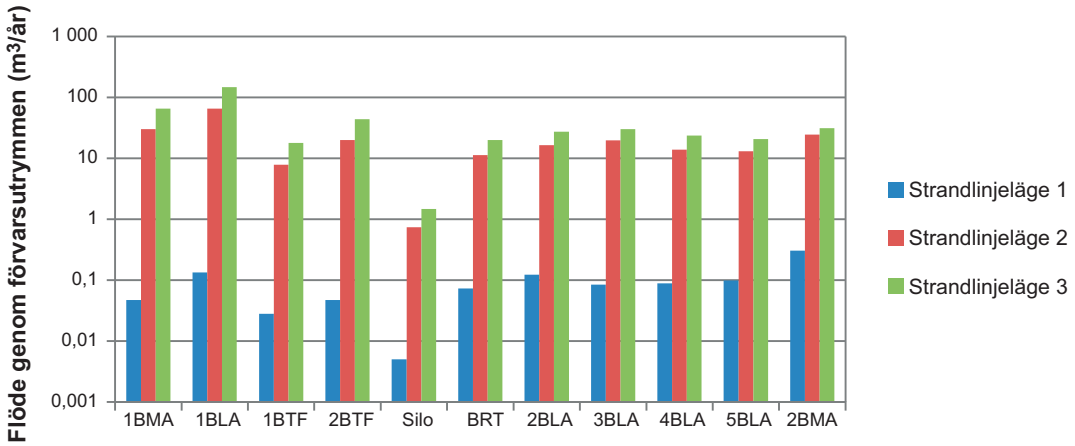
Initialtillståndet för förvarsutrymmena och tunnelsystemet beskrivs vidare i kapitel 4.

Utvecklingen av den regionala hydrogeologin, vilken tillhandahåller randvillkoren för modelleringen av den hydrologiska utvecklingen i närzonen beskrivs i avsnitt 6.3.4.



Figur 6-7. *Den regionala hydrogeologiska modellen (a) ger randvillkor till närzonsmodeller (b) av SFR 1 och SFR 3. Närzonsmodellerna beskriver i detalj konstruktionerna i olika förvarsutrymmen.*

Figur 6-8 sammanfattar de totala flödena (m^3/år) genom förvarsutrymmena som beräknats av närzonsmodellerna för SFR 1 och SFR 3. Resultaten visar att under de första 1 000 åren efter förslutning ökar flödena genom salarna med ungefär två storleksordningar. Detta beror på den ökande tryckgradient som uppkommer då landhöjningen får strandlinjen att dra sig tillbaka. Vid förslutning ligger SFR under Östersjön (strandlinjeläge 1) och efter 1 000 år ligger strandlinjen ovan förvaret (strandlinjeläge 2). Landhöjningen är den viktigaste process som påverkar flödet genom förvaret under denna tidsperiod.



Figur 6-8. *Flödet (m^3/år) i förvarsutrymmena i SFR 1 och SFR 3 som en funktion av förvarets läge i förhållande till strandlinjen.*

Inverkan av betongdegradering

Under de första 1 000 åren efter förslutning börjar degraderingsprocesser påverka de hydrauliska egenskaperna hos betongkonstruktioner i förvaret (se avsnitt 6.3.8). Den resulterande inverkan på grundvattenflödet genom förvaret är emellertid liten i jämförelse med den ökning av flödet som beror av landhöjningen (Abarca et al. 2013). Avsnitt 6.4.5 beskriver effekten av mer långtgående betongdegradering på grundvattenflödet i förvarets närzon.

Inverkan av bentonitdegradering

De hydrauliska egenskaperna hos bentonitbarriärerna i förvaret förväntas inte förändras under de första 1 000 åren efter förslutning. Avsnitt 6.4.5 beskriver effekten av bentonitdegradering på grundvattenflödet i förvarets närzon.

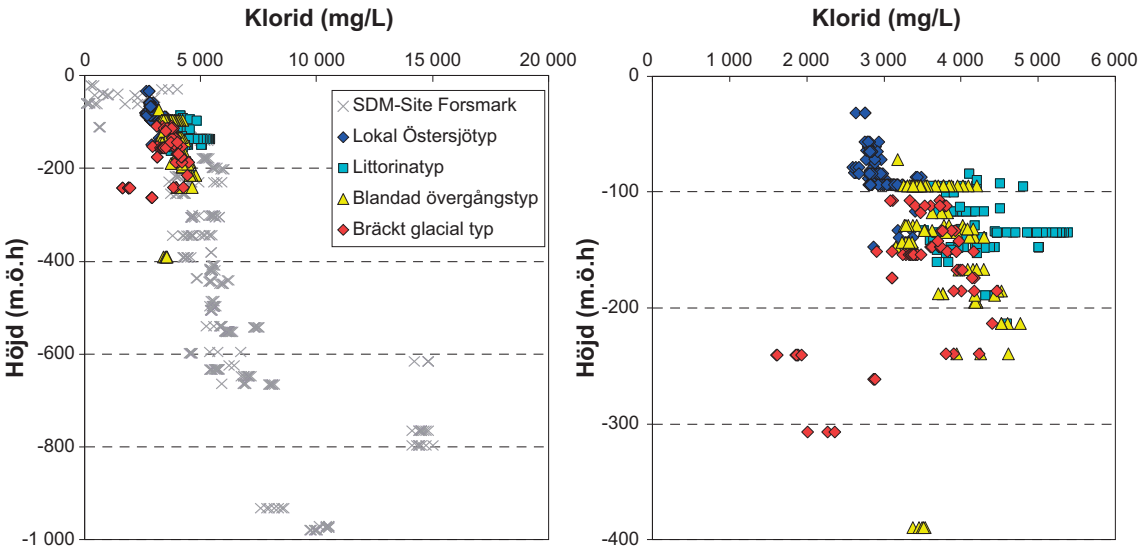
6.3.6 Geokemisk utveckling

Den geokemiska utvecklingen är starkt relaterad till både klimatförändringar och strandlinjens utveckling (se avsnitt 6.2) samt till den hydrogeologiska utvecklingen (se avsnitt 6.3.5), där det kemiska utbytet mellan grundvatten och berg samt storleken på grundvattenflödet är av stor betydelse. Den isostatiska återhämtningen kommer att resultera i ändrade flödesvägar och flödesförhållanden (se avsnitt 6.3.4), vilka i sin tur kan komma att påverka de geokemiska processerna genom förändringar i vattnets transporthastigheter, kontakttid och tillgänglig aktiv sprickyta längs flödesvägarna.

En rad processer i geosfären kommer att påverka den geokemiska utvecklingen och följaktligen de framtida förhållanden som är av betydelse för radionuklidtransport, som i sin tur påverkar de beräknade doserna och riskerna. Exempel på sådana processer är den termiska gradienten i berget, erosion och sedimentation i sprickor, grundvattenbildning och utströmning (grundvattenflöde), kemiska processer som är relaterade till radionuklidtransport och koncentrationer av lösta ämnen (advektion, diffusion, sorption, upplösning och utfällning av sprickmineraler, löst organiskt material, transport av kolloider och mikrobiell aktivitet) och radionuklidtransport i berget. Dessa processer diskuteras i förhållande till olika klimathändelser och deras betydelse för säkerhetsanalysen i **Processrapporten för geosfären**.

Tidigare utveckling av berggrundens hydrogeokemi påverkar grundvattnets nuvarande och framtida sammansättning. Östersjön har utvecklats till nuvarande sammansättning och utbredning under Weichsel- och Holocenperioderna (Westman et al. 1999, SKB 2008a). Innan nedträngningen av smältvatten från den senaste isavsmältningen fanns i berggrunden bräckt grundvatten. Som saknade typisk marin signatur, men som uppvisade komponenter av äldre meteoriskt vatten från både tempererade och kalla klimathändelser. Detta vatten blandades sedan med glacialt smältvatten under Weichselglaciationen till följd av det höga hydrostatiska vattentrycket i berget. Under sådana förhållanden är det möjligt att ett större antal sprickor blir konduktiva eller att konduktiviteten i befintliga sprickor och sprickzoner ökar. Detta kan vara en förklaring till det nedåtriktade flödet av utspätt smältvatten från tidigare glaciationer, vilket fortfarande kan följas i området.

Under det efterföljande Littorinastadiet kom bräckt havsvatten med högre densitet än det utspädda glaciala smältvattnet in i en del av deformationszonerna och sprickorna, där smältvatten redan trängt in sedan tidigare. Det bräckta vattnet blandade sig med eller tryckte ut det befintliga söta grundvattnet. Andra spricksystem var antagligen slutna vid den tiden till följd av en förändrad trycksituation, vilket därför har lett till att icke-marint bräckt grundvatten med en betydande glacial komponent fortfarande finns kvar i mindre uppspruckna delar av berggrunden. Grundvattnen i SFR representerar ett relativt begränsat intervall av salthalter (1 500 till 5 500 mg Cl^- per liter), se figur 6-9. Dock uppvisar $\delta^{18}O$-värdena, som är en indikator på klimatförhållandena vid grundvattenbildningen, på en variation (–15,5 till –7,5 promille V-SMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water)) som liknar den som rapporterats från platsundersökningarna för slutförvaret för använt kärnbränsle (Laaksoharju et al. 2008, betecknas SDM-Site Forsmark). Låga $\delta^{18}O$-värden, mindre än –13 promille V-SMOW, tolkas i Forsmarksområdet som att vattnet har en signifikant andel glacialt smältvatten.



Figur 6-9. *Fördelningen av Cl^- med djupet i SFR-området och SDM-Site Forsmark (till vänster) och endast SFR (till höger) (från Nilsson et al. 2011). Proverna är färgkodade enligt de olika typer av grundvatten som definierats för SFR:s platsbeskrivning av Nilsson et al. (2011).*

Marina indikatorer visar också relativt stora variationer i SFR, med tanke på det begränsade salthaltintervallet. Hydrogeokemiska observationer tillsammans med paleoklimatiska överväganden har använts för att klassificera grundvattnen i fyra huvudsakliga typer, vilka var och en har mycket olika uppehållstider i berggrunden. Grundvattentyperna är: 1) grundvatten från Östersjön, 2) grundvatten från Littorinahavet med en glacial komponent, 3) bräckt-glacialt grundvatten och 4) blandat-bräckt grundvatten (övergångstyp).

Fördelningen av de olika grundvattentyperna visar att de större deformationszonerna måste ha fungerat som viktiga flödesvägar för grundvatten under långa tidsperioder, medan enstaka sprickor i berget mellan zonerna generellt innehåller äldre och mer isolerade grundvatten. På grund av den hydrauliska situationen vid nuvarande SFR, har blandat-bräckt grundvatten blivit mer och mer vanligt efter bygge och drift av SFR. (Nilsson et al. 2011). De brant stupande strukturerna har accentuerat nedträngning av nutida Östersjövatten.

Efter den inledande perioden (kapitel 4) när förvarsutrymmen, närliggande berg, återfyllnadsmaterial och avfallskollin har blivit mättade med grundvatten styrs omfattningen och riktningen av den advektiva transporten av potentiellt lösta ämnen från förvaret av det lokala grundvattenflödesfältet. Flödet påverkar även vilka koncentrationer av lösta ämnen som kommer att uppstå.

Den valda referenssammansättningen av inträngande bräckt grundvatten för de första 1 000 åren (av det inledande tempererade klimattillståndet), när förvaret är täckt av Östersjön, redovisas i tabell 6-1. Där ges också intervallen för de parametrar som är av störst betydelse för förvaret. Referenssammansättningen är i huvudsak baserad på den datasammanställning som gjordes för den platsbeskrivande modellen för utbyggnaden av SFR (Gimeno et al. 2011, Nilsson et al. 2011, Auqué et al. 2013), där platsdata för grundvattnet ner till ett djup av 200 m används.

En långsammare utspädning av det nuvarande bräckta grundvattnet kan bli resultatet av en blandning med, eller diffusion av, saltare relikt grundvatten i berget som sker över tid. Det mest utspädda bräckta grundvattnet av Östersjö-typ finns på grunda djup ner till 100 meter (Nilsson et al. 2011). När markytan ovanför SFR ligger ovanför havsnivån kan mänsklig aktivitet som exempelvis borrning komma att påverka grundvattnets sammansättning genom att kortsluta grundvatten med olika vattenkemi. Emellertid förväntas inte dessa aktiviteter att ske inom tidsramen av 1 000 år efter förslutning (se avsnitt 6.3.6). Sådana inducerade förändringar i grundvattnets sammansättning skulle då främst påverka sprickmineraler och skulle inte påverka bergmatrisens mineral i någon betydande omfattning.

Tabell 6-1. Förväntad sammansättning av inträngande bräckt grundvatten under de första 1 000 åren med tempererat klimat(baserat på Gimeno et al. (2011), Nilsson et al. (2011), Auqué et al. (2013)).

	Sammansättning	Intervall
pH	7,3	6,6–8,0
Eh (mV)	–225	–100 till –350
Cl^- (mg/L)	3 500	2 590–5 380
SO_4^{2-} (mg/L)	350	74–557,2
HCO_3^- (mg/L)	90	40–157
Na^+ (mg/L)	1 500	850–1 920
K^+ (mg/L)	20	3,8–60
Ca^{2+} (mg/L)	600	87–1 220
Mg^{2+} (mg/L)	150	79–290
SiO_2 (mg/L)	11	2,6–17,2

I anslutning till eller nedströms förvaret, där förhållanden med högt pH orsakade av lakningen av betong sker, se avsnitt 6.3.8, antas sprickornas geometri vara opåverkad av kemiska processer som upplösning och utfällning (av sprickmineraler) och de kommer därmed inte att signifikant förändra flödesvägarna eller den hydrauliska konduktiviteten (**Processrapporten för geosfären** avsnitt 5.6).

Emellertid kan de inducerade förändringarna i grundvattnets pH, jonstyrka och så småningom ändrade redoxförhållanden komma att påverka sammansättningen av grundvattnet i förvarets närhet (se avsnitt 6.3.7, Vattensammansättning). Detta kan dessutom påverka stabiliteten hos t ex kolloider. Eftersom koncentrationen av radionuklider anses vara obetydlig, är dock effekterna av kolloidal transport inte av någon betydelse för förvarets säkerhet (**Processrapporten för geosfären** avsnitt 5.9.7).

6.3.7 Avfallets kemiska utveckling

I detta avsnitt diskuteras händelser och processer av betydelse för avfallets utveckling. I avsnitt 6.3.7, 6.4.7 och 6.5.7 definieras avfallet som material, radionuklider, inggjutning, kringgjutning av avfallet (avfallsformen), avfallsbehållare och eventuellt kringgjutningsbruk runt avfallsbehållarna. Det är svårt att beskriva avfallet utan att nämna och i viss mån beskriva de tekniska barriärerna av betong eftersom processer som sker i avfallet även påverkas av dessa och vice versa. Därför beskrivs även i viss mån den kemiska utvecklingen i de tekniska barriärerna i detta avsnitt. Avsnittet beskriver referensutvecklingen för avfallsform, avfallsmatris och avfallsbehållare, vattensammansättning, speciering av radionuklider, metallkorrosion, organiska komplexbildare, mikrobiologi, gasbildning och gastransport.

Avfallets utveckling är beroende av de tekniska barriärernas livslängd i förvaret, eftersom de påverkas av kemiska reaktioner som sker när barriärerna kommer i kontakt med grundvattnet och avfallet. Barriärernas kemiska utveckling är också av betydelse för sorption och därmed för uttransporten av radionuklider och andra ämnen. Gasbildning kan ge upphov till sprickbildning i barriärerna och snabbare uttransport av radionuklider. Lakning och bildning av olika faser kan orsaka förändringar i porositet och sprickbildning, vilket i sin tur påverkar radionuklidtransport (advektion och diffusion) genom barriärerna. Vidare kommer en förändring i sammansättningen av barriärerna även att påverka sorptionsförmågan. Olika radionuklider kommer att påverkas på olika sätt av den kemiska miljön i dess närhet. Det grundvatten som når förvaret under denna period förväntas vara bräckt till salt, sammansättningen ges i avsnitt 6.3.6. Högt pH och höga Ca^{2+}-halter i cementporvattnet minskar koncentrationen av vissa komplexbildare, såsom oxalat och ISA till följd av utfällning av Ca^{2+}-salter. Vissa radionuklider är redoxkänsliga, med varierande retentionsbeteende beroende på redoxtillstånd. Hög jonstyrka försvagar sorption för vissa radionuklider. Komplexbildning, med organiska ligander som bildar lösliga komplex med radionuklider, kan också reducera sorption.

Avfallsform och avfallsbehållare

Avfallet i SFR är placerat i behållare av stål eller betong, i många fall är avfallet inuti behållarna ingjutet i cement eller bitumen eller kringgjutet med betong.

Stålbehållare

På grund av korrosion betraktas stålbehållare inte som en barriär för transport av vatten, gas eller radionuklider. De korrosionsprodukter som bildas under driftskedet, Fe_xO_y (järnoxider) och möjligen $Fe(OH)_x$ (järnhydroxider), kan vara goda sorbenter för radionuklider som finns i vattnet i form av katjoner. Metalljoner med egenskaper liknande järnjoner kan också samutfällas med korrosionsprodukterna. I säkerhetsanalysen har korrosionsprodukter från järn och stål inte betraktas som en sorptionsbarriär, även om det finns experimentella och konceptuella belägg som visar att Fe_xO_y och $Fe(OH)_x$ sorberar och samutfäller många ämnen. Å andra sidan ger järn- och stålkorrosion upphov till reducerande förhållanden i förvaret, vilket tas i beaktande.

Betongbehållare och cementmatriser

Beräkningar avseende lakning av betong visar att betongbehållare och cementmatriser inte kommer att utsättas för någon betydande urlakning av cementmineral under de första 1 000 åren (Höglund 2001, Gaucher et al. 2005, Cronstrand 2007, 2014). Däremot kan det inte uteslutas att lokal mineralomvandling vid ytan av behållare kan ske, se avsnitt 6.3.8.

Korrosion av armeringsjärn och den resulterande volymsökningen skulle kunna ge upphov till små sprickor i betong närmast armeringsjärnen. Detta förväntas inte vara av betydelse för betongbehållarnas egenskaper som sorptionsbarriär för radionuklider. Men möjligheten kan inte uteslutas att viss sprickbildning i cementmatriser kan förekomma till följd av metallkorrosion i avfallet och den volymökning som orsakas av korrosionsprodukter.

Andra processer som så småningom (men knappast under de första 1 000 åren) skulle kunna leda till sprickbildning i betongbehållare och cementmatriser är karbonatisering och ettringitbildning. Ettringitbildning sker när SO_4^{2-} från indunstarkoncentrat och nedbrutna jonbytarmassor reagerar med cementmineraler. En fullständig nedbrytning av jonbytarmassor skulle kunna leda till sådan omfattande ettringitbildning att betongbehållaren kommer att spricka. De kemiska förhållandena i SFR gynnar dock inte nedbrytning av jonbytarmassor. Dessutom är förhållandena i avfallskollina inte särskilt gynnsamma för mikrobiell aktivitet.

Avfallsmatriser av bitumen

Bitumen är ett kolloidalt material främst bestående av högmolekylära alifatiska och aromatiska kolväten. Bitumen används för att solidifiera låg- och medelaktivt avfall (Pettersson och Elert 2001). Jonbytarmassor, i viss utsträckning blandade med indunstarkoncentrat (salter), solidifieras i bitumen innan de placeras i avfallsbehållare. Det bitumeningjutna avfallet är allokerat till silon, 1BMA och 1BLA. I bitumeningjutningsprocessen blandas avfall med varm bitumen, vilket resulterar i en bitumenmatris med en homogen fördelning av avfallet. Även om ren bitumen är ett hydrofobiskt material kan vatten transporteras in i en bitumenmatris innehållande jonbytarmassor och/eller salter. Dessutom kan bitumenmatrisens egenskaper i ett avfallspaket där bitumen är blandat med jonbytarmassor och indunstarkoncentrat förändras med tiden. Processer som kan leda till sådana förändringar är radiolys, kemisk nedbrytning, biologisk nedbrytning, vattenupptag, svällning och åldring.

Beroende på avfallets egenskaper kan drivkraften för vattenupptag beskrivas som en gradient i kemisk potential (Sercombe et al. 2006), vattenaktivitet eller vattenkoncentration (Brodersen 1999). De olika beskrivningarna ger dock liknande resultat. Det bitumeningjutna avfallet som deponeras i SFR består främst av jonbytarmassor och relativt små mängder av indunstarkoncentrat (Pettersson och Elert 2001). I fallet med indunstarkoncentrat är avfallets kemiska sammansättning, främst dess löslighet, viktig. Salter med relativt hög löslighet, såsom $NaNO_3$ och Na_2SO_4 kan skapa låg kemisk potential, medan mer olösliga salter, såsom $BaSO_4$ eller slam, är relativt inerta. Vad gäller jonbytarmassor är situationen mer komplicerad och beror på vilken typ av massa som används (katjon- eller anjon-bytare, pulver- eller kornform, grad av tvärbindning), hur länge massan har torkats och massans förbehandling till exempel med värme (Petterson och Elert 2001).

När jonbytarmassor och indunstarkoncentrat tar upp vatten expanderar de (sväller). Den teoretiska graden av svällning beror på typen av avfall. Graden av svällning kommer att bero på bitumens mekaniska egenskaper, andelen avfall och avfallsformens homogenitet.

Olika strategier tillämpas för att förhindra negativ påverkan från svällande bitumeningjutet avfall på flödesbarriärer av betong.

- I 1BMA måste kringgjutning utföras på ett sådant sätt att det finns tillräckligt med expansionsutrymme.
- I 2BMA kommer inget bitumingjutet avfall att deponeras.
- I silon placeras expansionskassetter mellan fat av bitumeningjutet avfall från Barsebäcks kärnkraftverk. Bitumeningjutet avfall från Forsmarks kärnkraftverk har mellan 5 och 10 procent fritt expansionsutrymme inuti kokillerna för att rymma svällningen. Det finns sannolikt inte tillräckligt med utrymme för att rymma all volymexpansion. Enligt von Schenck och Bultmark (2014) skulle silons inre konstruktion kunna påverkas i framtiden, som en följd av svällande bitumeningjutet avfall. Enligt deras resultat blir de yttre siloväggarna inte påverkade av denna process.

Den huvudsakliga degraderingen av bitumenmatriser som kommer att leda till utsläpp av radionuklider förväntas orsakas av vattenupptag och svällning. Tidspannet för vattenupptag och hur detta påverkar matrisen är dock mycket osäker. En indikation på hur effektiv en bitumenmatris är som barriär för radionuklidtransport kan erhållas från lakningsexperiment. Extrapolering av resultat från lakningsexperiment, som utförts under perioder som är korta ur ett förvarsperspektiv, tyder på att det skulle kunna ta flera tusen år innan alla radionuklider har lakats ur bitumenmatrisen i ett 200-liters plåtfat (Pettersson och Elert 2001). En mer rimlig tidsskala för frigörelsen av radionuklider är, enligt Pettersson och Elert (2001), flera hundra upp till tusen år. I SR-PSU antas det att radionuklider kommer att frigöras från bitumenmatrisen inom 100 år efter förvarets förslutning.

Jonbytarmassor och filterhjälpmedel.

Det mest förekommande organiska materialet i SFR är olika former av jonbytarmassor som används vid dekontaminering av processvatten. Jonbytarmassor återfinns i alla förvarsutrymmen, även om huvuddelen återfinns i 1BMA och silon. Jonbytarmassor är ingjutna i cement eller bitumen och inneslutna i stålkokiller, betongkokiller eller plåtfat. I BTF-salarna skiljer sig situationen från de övriga förvarsutrymmena i det att jonbytarmassor förvaras okonditionerade, men avvattnade, i betongtankar.

Jonbytarmassor skulle kunna brytas ner genom kemiska, radiolytiska och mikrobiella processer. Nedbrytningen av jonbytarmassor kan i sin tur påverka SFR-förvarets funktion.

Jonbytarmassor består av polystyrenkedjor med aminer som aktiva grupper i anjonbytare och sulfongrupper i katjonbytare (Allard och Persson 1985). Katjonbytare kan även bestå av karboxylatgrupper, svagare än sulfongrupper, med en polyakrylatstomme (Allard et al. 2002). Det har visats att jonbytarmassor är kemiskt inerta under de kemiska förhållandena som förväntas råda i SFR (Bradbury och Van Loon 1997, Van Loon och Hummel 1999a, b), så inga organiska nedbrytningsprodukter förväntas eller anses relevanta från deras kemiska nedbrytning. Under de förhållanden som råder i SFR förväntas ingen nedbrytning av jonbytarmassor som innehåller karboxylater eftersom man visat att den funktionella gruppen inte bryts ned och därför anses vara stabil (Allard et al. 2002). Jonbytarmassor som innehåller karboxylater som den funktionella gruppen tros brytas ned, om någon nedbrytning sker, via dekarboxylering och inte genom splittring av den polymera strukturen (Allard et al. 2002). Savage et al. (2000) noterade att experimentell data visar att jonbytarmassor bör vara stabila vid de låga temperaturer och stråldoser som kommer att råda i SFR 1.

Radiolytisk nedbrytning av jonbytarmassor skulle kunna avspjälka funktionella grupper med vätgasutveckling som följd. Bland de vanligaste typerna av jonbytarmassor som används i svenska kärnreaktorer är katjonbytare med en sulfonsyra som funktionell grupp och anjonbytare med tertiära aminer som funktionell grupp. Under bestrålning av jonbytarmassor av sulfonsyratyp bildas SO_4^{2-} (vilka kan påverka integriteten hos förvarets betongkonstruktioner). Bestrålning av anjonbytarmassor med tertiära aminer som funktionell grupp kommer att bilda en blandning av trimetylamin, dimetylamin, metylamin, ammoniak och kväve. Strålningsfältet i SFR är så lågt att denna process inte anses påverka jonbytarmassornas stabilitet.

Styrenstommen hos de jonbytarmassor som deponeras i SFR är nedbrytbar under aeroba betingelser av olika typer av bakterier (Omori et al. 1974, 1975, Sielicki et al. 1978, Shirai och Hisatsuka 1979, Grbić-Galić et al. 1990). Den har också visat sig brytas ned av ett anaerobiskt konsortium av

mikroorganismer (Grbić-Galić et al. 1990). Det är osäkert om mikrobiell nedbrytning kommer att inträffa under de förhållanden som förväntas råda i SFR. SKB ser inte den processen som ett viktigt nedbrytningsförlopp, eftersom höga pH förväntas undertrycka mikrobiell tillväxt.

Dario et al. (2004) rapporterade att ett filterhjälpmedel (akrylnitrilpolymerer) bröts ned (15 procent) på mindre än två månader. Å andra sidan uppmättes enbart begränsad nedbrytning av jonbytarmassorna (metakrylpolymerer) efter två månader under de betingelser som experimentet utfördes vid.

Indunstarkoncentrat

Vissa avfallstyper, till exempel de bitumeningjutna jonbytarmassorna i 1BMA, kan innehålla indunstarkoncentrat dessa koncentrat kan innehålla en stor mängd mycket lösliga salter. Na_2SO_4 kan frigöras från salterna och eventuellt påverka närliggande cementavfallsmatriser och betongbehållare i förvaret genom bildandet av det expanderande mineralet ettringit.

I avfallsfacken i 1BMA där avfallstypen F.17 deponeras kan förhöjda halter av SO_4^{2-} uppkomma lokalt vilket skulle kunna leda till ettringitbildning i betongbarriärerna. För en vidare diskussion, se avsnitt 6.3.8.

Tabell 6-2 visar sammansättningen av avfallet i 1BMA-facken där avfallstypen F.17 deponeras. C_3AH_6, i kolumn 4 i tabell 6-3, är reaktiva cementmineraler som har förmågan att reagera med det SO_4^{2-} som frigörs från indunstarkoncentrat och bilda ettringit. Kolumn 8 visar den totala mängden indunstarkoncentrat i facken uppskattat enligt förväntat antal F.17-avfallskollin och den genomsnittliga mängden indunstarkoncentrat per avfallskolli (SKB 2013a).

Tabell 6-2. Inventarium av cement och indunstarkoncentrat i de avfallsfack som innehåller avfallstypen F.17 i 1BMA (Initialtillståndsrapporten).

1 Reservoar Nr	2 Betong [kg]	3 Cement [kg]	4 C_3AH_6 [mol]	5 Monosulfat [mol]	6 Sulfatkapacitet [mol]	7 F.17	8 Koncentrat [kg]	9 Sulfatavfall [mol]	10 Kapacitet/ Avfall
3	$2{,}65\cdot10^5$	$2{,}02\cdot10^5$	$1{,}28\cdot10^4$	$5{,}14\cdot10^4$	$1{,}41\cdot10^5$	144	17 280	$1{,}96\cdot10^4$	718 %
6	$2{,}65\cdot10^5$	$2{,}05\cdot10^5$	$1{,}30\cdot10^4$	$5{,}20\cdot10^4$	$1{,}43\cdot10^5$	259	31 080	$3{,}53\cdot10^4$	404 %
10	$6{,}47\cdot10^5$	$2{,}51\cdot10^5$	$1{,}92\cdot10^4$	$7{,}68\cdot10^4$	$2{,}11\cdot10^5$	211	25 320	$2{,}88\cdot10^4$	734 %
11	$3{,}92\cdot10^5$	$1{,}62\cdot10^5$	$1{,}21\cdot10^4$	$4{,}85\cdot10^4$	$1{,}33\cdot10^5$	211	25 320	$2{,}88\cdot10^4$	463 %
12	$3{,}95\cdot10^5$	$1{,}62\cdot10^5$	$1{,}21\cdot10^4$	$4{,}87\cdot10^4$	$1{,}34\cdot10^5$	211	25 320	$2{,}88\cdot10^4$	465 %
13	$3{,}93\cdot10^5$	$1{,}61\cdot10^5$	$1{,}21\cdot10^4$	$4{,}84\cdot10^4$	$1{,}33\cdot10^5$	212	25 440	$2{,}89\cdot10^4$	460 %
14	$4{,}21\cdot10^4$	$2{,}86\cdot10^4$	$1{,}86\cdot10^3$	$7{,}46\cdot10^3$	$2{,}05\cdot10^4$	53	6 360	$7{,}23\cdot10^3$	283 %
15	$4{,}21\cdot10^4$	$2{,}86\cdot10^4$	$1{,}86\cdot10^3$	$7{,}46\cdot10^3$	$2{,}05\cdot10^4$	53	6 360	$7{,}23\cdot10^3$	283 %

Tabell 6-3. Korrosionshastigheter för kolstål, rostfritt stål och för Al och Zn. Data hämtad från Datarapporten.

Förhållanden i förvaret	Korrosionshastighet för kolstål (µm/år)	Korrosionshastighet för rostfritt stål (µm/år)	Korrosionshastighet för Al och Zn (µm/år)
Alkaliska aeroba förhållanden	0,1	0,02	
Alkaliska anaeroba förhållanden	0,05	0,01	1 000
Icke-alkaliska, nästan neutralt pH, aeroba förhållanden	60	0,3	
Icke-alkaliska, nästan neutralt pH, anaeroba förhållanden	2,8	0,2	

Sopor och metallskrot

Stora mängder metaller kommer att finnas i SFR, främst kolstål, rostfritt stål, (Al) aluminium och (Zn) zink. Kolstål och rostfritt stål kommer från olika typer av metallskrot, behållare och armering i betongbehållare och betongkonstruktioner.

Ett antal parametrar kommer att påverka korrosionshastigheten, i synnerhet metallurgiska och miljömässiga faktorer. Den inledande perioden av aerob korrosion kommer att följas av en period där syret har förbrukats och förvaret är syrefritt. Anaerob korrosion kommer då att ske. Från uppskattningar av tillgängliga metaller och initialt syre inneslutet i förvaret, antas det att allt tillgängligt syre kommer att ha förbrukats inom fem år efter förvarets förslutning, beroende på avfallstypen (Duro et al. 2012).

Korrosion av metaller i förvaret kommer att leda till förändringar i metallbehållarnas, armeringens och metallavfallets (antingen okonditionerat eller kringgjutet i betong) egenskaper. Anaerob korrosion kommer att producera vätgas, vilket kan leda till volymförändringar allteftersom trycket ökar.

Sulfatreducerande bakterier bildar sulfid som kan ha en korrosiv effekt på metaller. Under särskilda omständigheter, med lokala vattenflöden i närheten av metallytor och i närvaro av organiska ämnen från förvaret, kan viss gropfrätning ske, men sådan sulfidrelaterad korrosion leder inte till mer gasproduktion än allmän korrosion.

Korrosion av metallavfall kommer också att styra frigörelsen av inducerad aktivitet, till exempel i BWR-reaktortankarna i SFR 3. En enhetlig genomsnittlig korrosionshastighet har valts för att representera processen i SFR-förvaret, se tabell 6-3.

Korrosionen av Al och Zn kommer att vara snabb och all sådan metall antas ha korroderat inom ett fåtal år efter att förvaret blir vattenmättat, se avsnittet ”Gasbildning” nedan.

Vattensammansättning

Cementporvatten

Det tillrinnande grundvattnet har ett pH på 6,6–8,0 och innehåller signifikanta mängder av CO_3^{2-}, SO_4^{2-}, Ca^{2+} och Mg^{2+}, se tabell 6-1. När det blandar sig med cementen i närzonen antas cementporvattnet anta referenssammansättningen enligt tabell 6-4.

Tabell 6-4. Cementporvattenkomponenter (mg/L).

	Färskt cementporvatten [a)]	Urlakat cementporvatten [b)]
SO_4^{2-}	3,84	1,92
Cl^-	2,13	71
Na^+	644	69
K^+	3 237	3,9
Ca^{2+}	36	800
Si som SiO_2(aq)	22,4	0,084
Al_{tot}	1,08	0,054
OH^-	1,938	612
pH	> 13	12,5
Jonstyrka (M)	0,12	0,061

[a)] Lagerblad och Trägård 1994.
[b)] Engkvist et al. 1996.

Betongbarriärernas kemiska utveckling över tid beskrivs vidare i avsnitt 6.3.8. Cementets viktigaste effekter på radionuklidspecieringen i vattenlösning är att det bidrar till det höga pH och ökningen av jonstyrkan. Så snart förvaret återmättats uppstår dessa förhållanden genom lakning av alkalimetallhydroxider och senare från lakning av $Ca(OH)_2$ (portlandit). Cementbarriärer i SFR är tillverkade av Degerhamn anläggningscement. Färskt porvatten från Degerhamn anläggningscement har ett pH-värde runt 13, med en jonstyrka på cirka 0,1 M dominerad av K^+-, Na^+- och OH^--joner (Lagerblad och Trägårdh 1994) (tabell 6-4), medan pH är 12,5 under portlanditfasen och jonstyrkan är cirka 0,06 M, dominerad av Ca^{2+}- och OH^--joner (Engkvist et al. 1996). När portlanditen har lakats ur kommer inkongruent upplösning av kalciumsilikathydratfaser att inträffa, vilket resulterar i en gradvis sänkning av pH till cirka 10 (SKB 2008a).

Eh-värdet för betongbarriärens porvatten förväntas bli reducerande en kort tid efter förslutningen då syret som fanns under den aeroba fasen förbrukas genom mikrobiell respiration och järnkorrosion (Duro et al. 2012).

Lakvatten från avfall/avfallsbehållare

I fallet med cementingjutet avfall, förväntas lakvattnet domineras av de lösliga ämnena i cementen och pH kommer att påverkas av avfallet samt den mängd cement som finns närvarande, se tabell 6-5.

Tabell 6-5. Sammanfattning av pH-utvecklingen för olika förvarsutrymmen. Grå skuggning indikerar att inga ytterligare ändringar förväntas under 100 000 år (Cronstrand 2014). Årtal refererar till e Kr.

	År e Kr								
pH	1BMA – cement		1BMA – bitumen		1BLA	1BTF Askfat-delen	2BTF	Silo	
	Avfall	Väggar	Avfall	Väggar				Avfall	Väggar
13,0	2 000	2 000	2 000	2 000		2 000	2 000	2 000	2 000
12,5	7 000	6 000	7 000	8 000	2 000	3 000	7 000	26 000	34 000
12,0		22 000		22 000	8 000				
11,5		58 000		50 000	9 000				
10,5					9 200				
9,0					11 000				
7,5					21 000				

Transport av lösta ämnen

Transporten av lösta ämnen från avfall och avfallskollin kommer även att påverka specieringen i vattenlösningen. Tillströmning av Cl^-, SO_4^{2-} och CO_3^{2-} samt organiska komplexbildare är viktig för degradering av betongbarriärerna. Dock kommer dessa processers inverkan på barriären att minimeras i de fall där avfallet är konditionerat i cement/betong eftersom ämnena kommer att reagera med den ingjutnings/kringgjutningscementen och inte med cementen i förvarets väggar.

Frigörelse av radionuklider och de salter som finns i bitumeningjutet avfall kommer att vara beroende av tillgången på vatten. Radionukliders och saltkomponenters diffusivitet är mycket låg i intakt bitumen. Vattentillgång kommer därför endast att vara möjlig genom porer och sprickor i avfallsmatrisen.

Kolloider

Mängden kolloider i de tekniska barriärerna i silon, BMA-, BTF- och BRT-salarna antas vara försumbart liten. Detta stöds av Swanton et al. (2010), då betongbarriärer och betongbehållare kommer att tillföra Ca^{2+} vilket förhindrar kolloidbildning. Dessutom är det inträngande grundvattnets Ca^{2+}-innehåll relativt högt, vilket också skulle förhindra omfattande kolloidbildning i BLA-salarna, där det inte finns några betongbarriärer (SKB 2001b). Bildning av bentonitkolloider diskuteras ytterligare i avsnitt 6.3.8.

Bitumenkolloider

Från diskussionen i Bruno et al. (2013), samt belägg från försök och naturliga system, dras slutsatsen att bitumenkolloider sannolikt kommer att bildas och skulle vara stabila och talrika i cementbaserade miljöer. Dock förväntas omfattningen av radionukliders vidhäftning på bitumenkolloider vara låg (Bruno et al. 2013), därför bedöms deras eventuella bidrag till radionuklidtransport i SFR vara begränsad och beaktas därför inte i radionuklidtransportberäkningarna inom SR-PSU.

Redox

Utvecklingen av redoxförhållandena i SFR är av stor betydelse för säkerhetsanalysen. Redoxförhållandena påverkar specieringen av redoxkänsliga grundämnen såsom Se, Tc, Np och Pu, en förändring i oxidationstillstånd påverkar deras sorptionsegenskaper. En analys av utvecklingen av redoxförhållandena i SFR 1 har därför genomförts. Analysen baseras på utvärderingen av redoxförhållanden och den reducerande kapaciteten i 12 olika avfallstyper, som valts ut som representativa för de flesta avfallstyper som finns eller som det finns planer på att deponera i SFR 1. Redoxförhållandena i SFR 3 antas vara desamma som i SFR 1 till följd av förekomsten av cement och järn. Olika geokemiska reaktioner som är av vikt för redoxutvecklingen i systemet har beaktats i modellen.

Resultaten visar att korrosion av stål som finns i förvaret kan hålla systemet under reducerande förhållanden under en lång tid. I det första steget efter att förvaret förslutits orsakar mikrobiell oxidation av organiskt material en snabb utarmning av syre i systemet. Därefter råder reducerande förhållanden i systemet och vätgas alstras genom anoxisk korrosion av stål. Redoxpotentialen i förvarsutrymmena övergår från oxiderande (på grund av det initiala syreinnehållet) till starkt reducerande inom fem år efter förvarets förslutning. Redoxpotentialen som uppkommer genom anoxisk korrosion av stål och vätgasproduktion är ungefär –0,75 V vid pH 12,5. Om det antas att systemet reagerar på Fe(III)/magnetitsystemet och med hänsyn till utvecklingen av pH till följd av degradering av cementbarriärer, skulle redoxpotentialen vara omkring –0,7 V (Duro et al. 2012).

Speciering av radionuklider

De huvudsakliga faktorerna som påverkar specieringen av radionuklider är pH, Eh-värdet och koncentrationen och typen av olika kemikalier i systemet, inklusive förekomsten av komplexbildare. pH är fundamentalt eftersom det definierar balansen mellan protoner och hydroxyljoner i lösningen. Under de alkaliska förhållanden som råder i de flesta av förvarsutrymmena ökar både deprotonering och komplexbildning med hydroxylligander förekomsten av anjoniska species. Eh-värdet är av kritisk betydelse för redoxkänsliga ämnen och det låga Eh-värdet i SFR (Duro et al. 2012) främjar dessutom reducerade oxideringstillstånd. Ett viktigt exempel på ett redoxkänsligt ämne i avfallet är järn, som korroderar från Fe(0) till Fe(II) och/eller Fe(III), beroende på Eh- och pH-förhållanden. Teknetium är ett annat viktigt exempel och kan reduceras från Tc(VII), som TcO_4^-, till $Tc(IV)O_2$. Oxidationstillståndet påverkar därför ämnets speciering och löslighet, såväl som dess reaktioner med andra ämnen. Termodynamisk modellering krävs för att förklara alla de olika interaktioner som äger rum i ett komplext system som SFR-förvaret. Specieringen påverkas av pH, Eh-värdet, de lösta jonerna och förekomsten av komplexbildare är viktig eftersom den styr a) den totala lösligheten av varje förekommande grundämne med avseende på kemisk utfällning i lösningen, b) interaktionerna mellan ämnet och tillgängliga sorptionsplatser och c) ämnenas möjlighet att transporteras av grundvattenflödet.

Givet de modellerade redoxförhållandena inom SFR-förvaret tyder den termodynamiska modelleringen på att exempelvis Se, Tc, Np och Pu förekommer i sina lägre oxidationstillstånd som Se(-II), Tc(IV), Np(IV), Pu(III) och Pu(IV) (Duro et al. 2012). Speciering i vattenlösning kommer att påverka mängden, sammansättningen, volymen, trycket och graden av gasmättnad, då mättnadsgränsen för löst gas påverkas av pH och speciering i vattenlösning. Ett exempel på detta är lösligheten av CO_2 i vatten, vilken ökar vid högre pH eftersom OH^--jonerna förskjuter karbonatbalansen mot CO_3^{2-}.

Metallkorrosion

Den initialt snabba korrosionen (under oxiderande förhållanden) av Al och Zn kommer att dominera korrosionsprocesserna kort efter att förvaret förslutits. När denna korrosion har skett, är järnkorrosionen den dominerande korrosionsprocessen under den efterföljande perioden. Redoxförhållandena i alla förvarsutrymmen kommer att vara reducerande och korrosionshastigheterna bedöms vara 0,05 och 0,01 µm/år för kolstål respektive rostfritt stål.

Organiska komplexbildare

Huvuddelen av det organiska materialet i SFR, såsom jonbytarmassor, cellulosa och rengöringsmedel, kommer från kärntekniska anläggningar och i mindre omfattning från konstruktionerna i förvaret, som exempelvis betongtillsatsmedel. En begränsad mängd av det organiska materialet kommer från forskning, industri och sjukvård. De organiska ämnena kan vara viktiga på grund av sin förmåga att komplexbilda radionuklider eller till följd av nedbrytningsprocesser som kan leda till bildandet av nya organiska komplexbildande ligander som ursprungligen inte förekommer i förvaret.

Många av de organiska ämnena i avfallet kan komma att brytas ner genom en kombination av kemiska, fysikaliska, radiolytiska och mikrobiella processer. Följaktligen kan nedbrytningen av organiskt material ha en betydande inverkan på SFR-förvarets funktion.

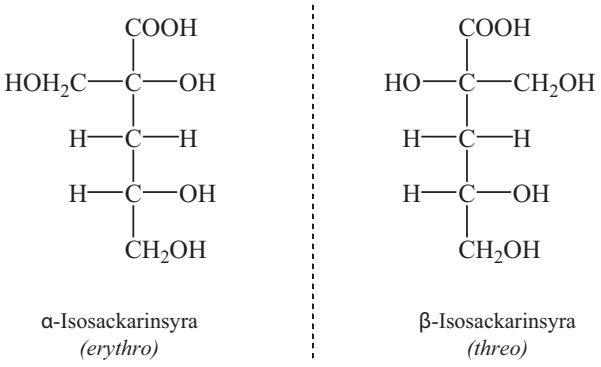
Rengöringsmedel

Kemikalier som används vid dekontaminering och rengöring omfattar: DTPA (dietylentriaminpentaättikssyra), EDTA (etylendiamintetraättikssyra), NTA (nitrilotriättikssyra), glukonat, citronsyra och oxalsyra. Multidentata kelat såsom DTPA, EDTA och NTA har vittspridda tillämpningar inom den kärntekniska industrin för dekontaminering av reaktorer och utrustning (Ayres 1971). Aminopolykarboxylsyror, föreningar som innehåller flera karboxylatgrupper bundna till en eller flera kväveatomer, är speciellt användbara på grund av sin förmåga att bilda stabila, vattenlösliga komplex med ett brett spektrum av metalljoner. Som rapporteras av Means och Alexander (1981) verkar det som att komplexeringsstyrkan hos ett metallkelatkomplex starkt beror på den komplexbildande ligandens laddning. Komplexen är svagast för ättiksyra, som inte är ett kelat eftersom den endast har en karboxylatgrupp. För en given metall minskar i allmänhet komplexens stabilitet i storleksordningen DTPA > EDTA > NTA > citronsyra > oxalsyra > ättiksyra. NTA:s struktur är mer gynnsam för bildandet av stabila komplex med katjoner än citrat, på grund av tillgängligheten på elektronparet från N-atomen i kelatbildningsprocessen. På så vis är NTA en tetradentatligand, även om den enbart har tre joniserbara funktionella grupper. Av samma skäl är EDTA en hexadentatligand och DTPA en oktodentat.

Kemisk nedbrytning av ovan nämnda organiska ligander förväntas inte vara betydande. Tuffare kemiska förhållanden än de som förekommer i förvaret kan vara nödvändiga (Keith-Roach 2008). Inte desto mindre kan de organiska ämnena själva vara relevanta på grund av sin egen kapacitet för komplexbildning med radionuklider (Hummel et al. 2005).

Cellulosa

Under de förhållanden som råder i de flesta av förvarsutrymmena, det vill säga högt pH och en Ca^{2+}-rik miljö, kommer cellulosa att degraderas till lågmolekylära organiska föreningar. Av de syror som bildas under degraderingen av cellulosa är 3-deoxy-2-C-hydroxymetyl-D-erytro-pentaansyra (α-ISA) och 3-deoxy- 2-C-hydroxymetyl-D-treo-pentansyra (β-ISA) de mest förekommande (se figur 6-10). En större andel av ISA bildas i närvaro av Ca^{2+} än i närvaro av natriumjoner (Machell och Richards 1960).



Figur 6-10. *Fischer-projektion av de två diastereomererna av isosackarinsyra.*

Analyser har bekräftat närvaro av både ISA-isomererna i lakvatten från degraderingen av cellulosa i närvaro av Ordinary Portland Cement (OPC)/masugnsslagg och NIREX referensåterfyllnadsmaterial (NRVB), tillsammans med ett antal andra produkter (Greenfield et al. 1993, 1994). Förutom ISA har även olika karboxylsyror och hydrokarboxylsyror identifierats i andra studier under alkalisk degradering (Glaus et al. 1999, Pavasars 1999, Bourbon och Toulhoat 1996).

Bland cellulosans degraderingsprodukter har ISA identifierats som en central komponent och ett av de organiska ämnena med störst inverkan på speciering och radionuklidmobilitet i SFR. Övriga ämnen representerar bara en liten procentandel av den totala mängden lösta organiska ämnen, dock skulle de alla kunna vara syror med betydande komplexbildande förmåga.

Degraderingshastigheten under alkaliska betingelser är en av de faktorer som avgör koncentrationen av cellulosa-härledda komplexbildare såsom ISA löst i vattnet (Chambers et al. 2002, Askarieh et al. 2000). Nyligen genomfördes experiment rörande degraderingen av cellulosa (Glaus och Van Loon 2008) under alkaliska och aeroba förhållanden vid rumstemperatur under en tidsperiod av 12 år. Med de nya data och den modell som presenteras i Glaus och Van Loon (2008) minskar osäkerhetsintervallet för en fullständig degradering av cellulosa under SFR-förhållanden till en bästa skattning av 1 000 till 5 000 år. Beräkningar baserade på cellulosainventariet i SFR tyder på att all cellulosa kommer degraderas inom ungefär 5 000 år efter återmättnaden av förvaret (Keith-Roach et al. 2014).

Cementtillsatser

Cementtillsatser används i små mängder (cirka 1 procent) i olika cementtyper. Vattenreducerande medel (WRA) omfattar lignosulfonater och sulfonerade naftalener, formaldehyd och hydrokarboxyl-(HC)syror. Dessa tillsatsmedel dispergerar cementpartiklar till följd av deras dipolära laddning och representerar 0–0,1 procent vikt av betongblandningen. De tillsatsmedel som används i konstruktionsbetong i SFR1 är Sika plastiment BV-40 (flyttillsatsmedel) och Sika retarder (cementhydreringsretarder); mängden flyttillsatsmedel varierar mellan 0,05–0,5 procent av cementvikten beroende på betongreceptet. Vanligtvis adderas 0,2 procent retarder till cementvikten. Sika plastiment BV-40 består av en blandning av lignosulfonater. Lignosulfonater har visats inte signifikant minska sorptionen av Ni^{2+}, Eu^{3+} och Th^{4+} vid de koncentrationer som används i betongen i SFR (Glaus och Van Loon 2004).

Påverkan på sorption

Liksom beskrivet ovan, kan avfallet och i vissa fall cement/betong, medföra en rad olika lösliga organiska ämnen i porvattnet. Beroende på deras koncentrationer kan dessa ämnen ha en betydande effekt på sorptionen.

Koncentrationerna av olika komplexbildande ämnen som finns i SFR-avfallet presenteras i tabell 3-7 och tabell 3-9 i Keith-Roach et al. (2014).

De olika processerna av betydelse för dessa organiska ämnens påverkan på sorptionen av radionuklider diskuteras i **Processrapporten för avfall**. Komplexbildning av organiska ämnen med radionuklider är viktigt, men det är också Ca^{2+} konkurrens om de organiska liganderna, liksom de organiska ämnenas egna sorptionsbeteenden.

Med tanke på dessa olika interaktioner är det svårt att definiera reduktionsfaktorer för radionuklidsorptionen, eftersom dessa faktorer inte bara skulle bero på koncentrationen av organiska ämnen, men även på Ca^{2+}-koncentrationen (för en definition av sorptionreduktionsfaktorer se **Datarapporten**). Således bedöms den potentiella påverkan av organiska komplexbildande ligander genom att definiera en lägsta koncentration under vilka inga effekter förväntas. De nolleffektskoncentrationer och reduktionsfaktorer som redovisas i tabell 6-6 är i vissa fall baserade på analogier och approximationer eftersom fullständiga datauppsättningar för alla relevanta radionuklider och komplexbildare saknas.

Den lösta koncentration av komplexbildande ämnen som finns i avfallet för tidpunkten vid förslutning har beräknats av Keith-Roach et al. (2014). När det gäller organiska komplexbildare som deponeras i SFR är påverkan på sorptionen störst under de första 1 000 åren. Allteftersom tiden går kommer dessa komplexbildare att transporteras bort, vilket sänker koncentrationen i avfallsdomänen och dess eventuella inverkan på sorptionen.

Tabell 6-6. Nolleffektkoncentrationer och sorptionsreduceringsfaktorer, för organiska komplexbildare som överskrider dessa koncentrationer. Radionuklider är grupperade i grupper med samma sorptionspåverkan, när så är möjligt. De radionuklider där information bara gäller genom analogi anges med kursiv stil, [org] står för vilket som helst av ämnena som anges ovan. Ett realistiskt (bästa skattning) värde ges för alla radionuklider. Reduktionsfaktorer gäller för alla sorptionsvärden (det vill säga bästa skattning och övre/nedre gränser). Reduktionsfaktorer refererar till varje 10-faldig ökning av [org] ovan den angivna nivån, koncentrationer som är högre än 10 mM beaktas inte.

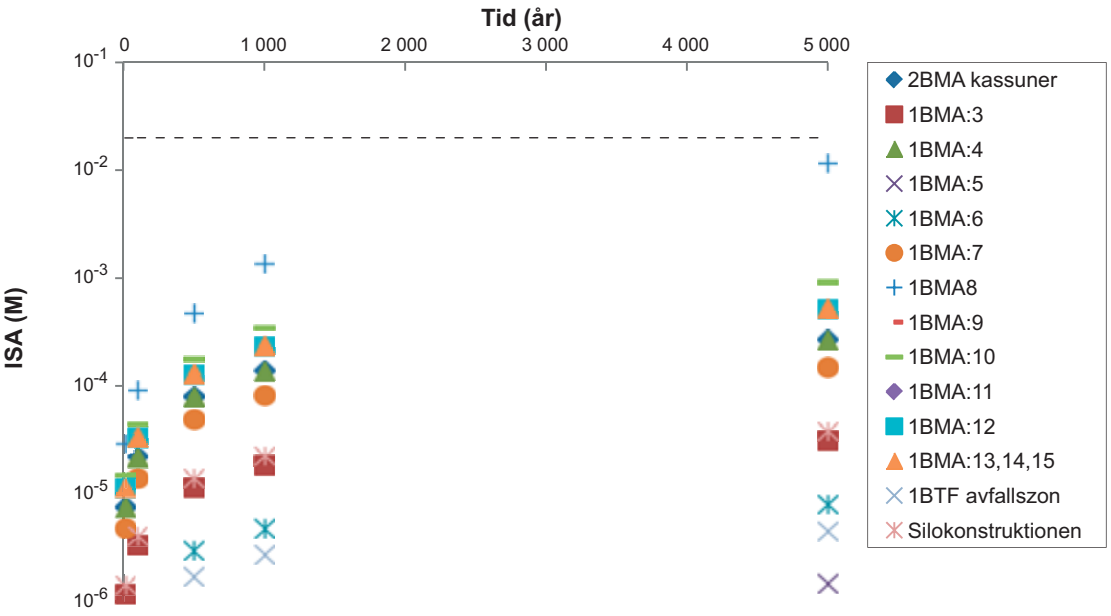
Radionuklid (oxidationstal)	Nolleffektkoncentration och kommentarer	Reduktionsfaktor
Ag(I)	[EDTA, NTA] > [Ca^{2+}] ingen påverkan förväntas för andra organiska material	– –
^{14}C, CO_3^{2-}-föreningar	Isotoputbyte, inga effekter förväntas	1
^{14}C, CH_4 organiska syror,	inte relevant. K_d = 0 antas	1
Ca (radioaktiva isotoper)	inga effekter förväntas	1
Cd(II)	inga effekter förväntas för [org] < 10 mM	10
Cl(–I), I(–I)	Inga effekter förväntas	1
Cs(I)	inga effekter förväntas	1
Ac(III), Eu(III), *Am(III), Cm(III), Ho(III), Pu(III), Sm(III)*	inga effekter förväntas för [org] < 1 mM	10
Mo(VI), Se(VI), Tc(VII)	inga effekter förväntas (se text)	1
Nb(V)	ingen reduktion av sorptionen vid [org] < 0,1 mM	10
Ni(II), *Co(II)*	isotoputbyte, inga effekter förväntas	1 (10)
Pb(II), *Pd(II)*	ingen reduktion av sorptionen vid [org] < 0,02 mM	100
Th(IV), *Np(IV), Pu(IV), U(IV), Pa(IV), Tc(IV), Zr(IV), Sn(IV)*	ingen reduktion av sorptionen vid [org] < 0,1 mM	100
Np(V), Pu(V) Pa (V)	inga effekter förväntas för [org] < 1 mM ingen reduktion av sorptionen vid [org] < 0,1 mM	10 100
Se(–II)	inte relevant. K_d = 0 antas	–
Se(IV), *Po(IV)*	ingen reduktion av sorptionen vid [org] < 0,1 mM	10
Sr(II), *Ba(II), Ra(II)*	ingen reduktion av sorptionen vid [org] < 10 mM	10
U(VI), Pu(VI).	ingen reduktion av sorptionen vid [org] < 0,5 mM	10

Cellulosadegraderingsprodukter (ISA)

Situationen är något annorlunda för ISA, eftersom den bildas genom alkalisk degradering av cellulosa, vilket innebär att koncentrationen kommer att öka allteftersom degraderingen fortgår. ISA har även visat sig sorbera på cement (Van Loon och Glaus 1998), vilket minskar vattenkoncentrationen men fördröjer borttransporten av ISA så påverkan på sorptionen sträcker sig över en längre tid än i fallet med ej sorberande komplexbildare. Utvecklingen av ISA-koncentrationen i 1BMA visas i figur 6-11. Med de beräknade koncentrationerna av ISA, och med helt nedbruten cellulosa, kommer sorptionen av vissa radionuklider att påverkas. Enligt Keith-Roach et al. (2014) når koncentrationen av ISA sådana värden att sorptionen påverkas innan all cellulosa har brutits ned. Följaktligen inkluderas sorptionsreduktion i radionuklidtransportberäkningen även före komplett nedbrytning av cellulosa, se figur 6-11.

Mikrobiologi

Biologiska processer kan ske från –20 °C upp till över 113 °C, där i allmänhet alla livsprocesser avstannar. Liv är också möjligt inom breda pH-intervall, från pH 1 upp till över pH 12 (Pedersen et al. 2004, Yumoto 2007, Brazelton et al. 2013). Med antagandet att det inte kommer att finnas några mikromiljöer förväntas pH i det vatten som är i kontakt med avfallet följa cementdegraderingen, det vill säga ett initialt pH på 13,3, vilket minskar snabbt till 12,5 i förvarsutrymmen som innehåller cement. Den mikrobiella tillväxten kommer att öka under mättnadsfasen på grund av tillförseln av energi (exempelvis H_2, som är den huvudsakliga energikällan för sulfatreducerande bakterier) och andra lösta näringsämnen, men kommer att sakta ner när mättnad uppnås och inströmningen upphör. Enligt modelleringen som utförts av Cronstrand (2014) kommer hyperalkaliska förhållanden att råda när mättnad uppnås och dessa förhållanden kommer att pågå under lång tid. Under den perioden förväntas de mikrobiella aktiviteterna sakta ner avsevärt.



Figur 6-11. *Utvecklingen av ISA-koncentrationer i 1BMA-fack (benämns 1BMA:X), 2BMA-kassuner, silon och 1BTF över tid. Notera att sorption av ISA till tillgänglig hydratiserad cement har beaktats (Keith-Roach et al. 2014).*

Allteftersom pH i SFR minskar med tiden ökar de mikrobiella processernas inverkan och kan resultera i en ytterligare minskning av pH till följd av syrabildande aktiviteter såsom fermentering. Det har visats av, bland andra, Small et al. (2008) att mikronischer har stor möjlighet att utvecklas i en sådan heterogen miljö som SFR, även om hyperalkaliska förhållanden kommer att dominera i alla förvarsutrymmen. En viktig mekanism är den sannolika bildningen av mikrobiella biofilmer på avfallets yta och på ytor inuti behållarna.

Mängden organiskt kol, näringsämnen och elektronacceptorer i vattnet som interagerar med avfallet påverkar den mikrobiella aktiviteten. Tillgången på elektronacceptorer, såsom O_2, NO_3^-, Fe(III), SO_4^{2-} och CO_2 är av stor vikt. SFR är rikt på näringsämnen och energikällor, och dessa komponenter kommer inte att vara begränsande för mikrobiell aktivitet i sig. Storleken, riktningen och fördelningen av vattenflödet i olika förvarsutrymmen kommer att påverka transporten av mikrober, och än viktigare, transporten av elektronacceptorer till, och nedbrytningsprodukter från, mikrober belägna i avfallsformen i SFR. Det mest gynnsamma läget för mikrober, med avseende på tillgänglig energi, är inuti containrarna i BLA, där det finns en stor mängd organiskt avfall. Begränsad tillgång på elektronacceptorer och ansamling av toxiska nedbrytningsprodukter kan dock reducera mångfalden, men inte nödvändigtvis aktiviteten hos kvarvarande organismer som kan föröka sig inuti avfallskollin. Bitumen kan brytas ned av mikrober och är därför ett möjligt substrat för mikrobiell aktivitet, men bara i mindre omfattning i BLA där det dominerande substratet är cellulosa. Tillväxten av mikrober kommer huvudsakligen att ske på bitumenytor inuti avfallsbehållare vilket kommer att generera stora mängder av mikrober lokalt. Tillgången på elektronacceptorer kommer att kontrollera mikrobiella processer inuti avfallsbehållarna.

Mikrobiell tillväxt är möjlig i avfall som har ingjutits i cement (Gorbunova och Barinov 2012) och på betongkonstruktioner. Denna mångfald och aktivitet kan vara betydande om ett advektivt flöde förser mikroberna med elektronacceptorer, för bort nedbrytningsprodukter och lakar ur cementen. Effekten kan vara mindre betydande under stillastående hydrauliska förhållanden. Mikrobiella biofilmer kan bildas på ytor av bitumeningjutet avfall. Denna tillväxt kan vara betydande om det finns ett advektivt flöde som förser mikroberna med elektronacceptorer och för bort nedbrytningsprodukter. Bitumen kommer långsamt att brytas ned om förhållandena är anaeroba; tillgången på syre är då ett viktigt randvillkor. Nedbrytningstakten är mycket högre under aeroba förhållanden.

Avfall som inte har konditionerats har den största potentialen för mikrobiell nedbrytning. Det organiska kolinnehållet i detta avfall är mycket högt och pH kommer att vara mindre alkaliskt än i cementingjutet avfall. Mikrobernas och avfallskomponenternas höga grad av mobilitet inuti behål-

larna tyder på att gasproduktion kan bli betydande där. Mikrobiell tillväxt är möjlig på utsidan av betongbehållare. pH-gradienterna kommer att kontrollera mikrobiell tillväxt; gränsen är inte välkänd.

Mikrobiell korrosion är en väletablerad process och gropfrätning av sulfatreducerande bakterier skulle snabbt kunna korrodera hål i stålbehållare. Tillväxt och korrosion kan vara betydande om det finns ett advektivt flöde som stöder mikrober lokalt med SO_4^{2-} och organiska substrat. Mikrobiell tillväxt är även möjlig i återfyllnadsmaterialet och kan vara betydande i närvaro av ett advektivt flöde. Effekten kommer emellertid att vara lägre under stillastående hydrauliska förhållanden.

De viktigaste randvillkoren är tillgången på vatten och högt pH i förvaret när det är fyllt med vatten, eftersom det mesta av avfallet är antingen konditionerat i betong/cement eller åtminstone i nära kontakt med det. Systemet är således buffrat med $Ca(OH)_2$, vilket upprätthåller högt pH. Det har visats att mikroorganismer skulle kunna växa och vara metaboliskt aktiva under aeroba samt anaeroba alkaliska förhållanden, det vill säga vid pH 10–11 (Pedersen et al. 2004) och även vid högre pH (Yumoto 2007, Brazelton et al. 2013). Eftersom tillväxten är långsam kommer antalet mikrober att vara lågt och den metaboliska aktiviteten kommer också att vara låg.

Gasbildning

Gas kan bildas i förvaret genom korrosion av metaller i avfallet, avfallsbehållarna och armeringsjärn i betongkonstruktionerna, liksom av mikrobiell nedbrytning av organiskt material i avfallet. Strålningen från det radioaktiva avfallet kan också generera gas genom radiolys av vatten.

Stora mängder gas kan potentiellt bildas i ett förvar för låg- och medelaktivt avfall. För att gasen ska kunna komma ut i det omgivande berget måste gasförande kanaler finnas i förvaret. En möjlig konsekvens av tryckuppbyggnaden som krävs för att skapa dessa kanaler är sprickbildning i förvarets barriärer och uttransport av kontaminerat vatten.

När förvaret försluts och dränagepumpning upphör, kommer det lägre trycket i förvaret att tillåta ett inflöde av grundvatten. Total mättnad av silon tar cirka 25 år, medan andra förvarsutrymmen mättas på bara ett fåtal år (Holmén och Stigsson 2001). Återstående atmosfäriskt syre och löst syre i vattnet i förvaret kommer att förbrukas av aerob korrosion av metaller eller någon annan syrekrävande process såsom mikrobiell nedbrytning av organiskt material. Aeroba förhållanden förväntas därför bara råda under en kort tid (Duro et al. 2012). Anaeroba förhållanden kommer först att utvecklas lokalt och sedan gradvis spridas tills de råder i hela förvaret.

Gasbildning till följd av korrosion

När syret i förvaret har förbrukats kan vätgas bildas i samband med anaerob korrosion av metaller, vilket är den process som förväntas bidra med den största mängden gas. En förutsättning för vätgasgenererande korrosion är tillförseln av vatten. Detta är vanligtvis inte en begränsande faktor i ett underjordiskt förvar och även det initiala vatteninnehållet i avfallet och de tekniska barriärerna är ofta tillräckligt för att generera gas. Teoretiskt sett behövs ungefär 1 liter vatten för att generera 1 Nm^3 (N står för normal, 0 °C och 101,325 kPa) av vätgas. En annan faktor som påverkar korrosionen är vattenkemin – främst pH, Eh-värdet och koncentrationen av lösta salter (Duro et al. 2012). Temperatur och strålningsnivå kan vara av betydelse för förvar med högaktivt avfall, men är av mindre betydelse i slutförvar för låg- och medelaktivt avfall. Det har också visats att de höga tryck som behövs för att vätgastrycket ska signifikant hämma korrosionshastigheten överskrider de tryck som behövs för att gasen ska läcka ut genom de omgivande barriärerna (Moreno et al. 2001).

Gasbildning till följd av mikrobiell aktivitet

Mikrobiella processer kommer att utnyttja vätgas från korrosionsprocesser i SFR. Vätgas kommer därmed att ha en kraftig inverkan på omfattningen och hastigheten av de mikrobiella processerna i SFR när pH har sjunkit tillräckligt för att medge obegränsad respiration för mikroberna. Många mikrobiella processer genererar gaser, såsom CO_2, N_2, N_2O (lustgas) och CH_4. Betydande tryckuppbyggnad kan förekomma som en följd av mikrobiella processer. Dock förbrukas gaser också genom mikrobiella processer, såsom reduktionen av CO_2 genom att $4H_2$ ger 1 mol CH_4 från 5 mol gas (ekvation 6-1).

Mikrobiell nedbrytning av organiskt material under förhållanden som förväntas råda i SFR 1 efter förslutning har undersökts av Pedersen (2001). Försök som citeras däri tyder på att gasbildningshastigheten initialt är snabb, men sedan minskar efter den inledande fasen. Enligt Pedersen (2001) är miljön i SFR 1 inte optimal för mikrobiell nedbrytning, men till och med ett pH så högt som 12 är inte ett hinder för mikrobiell aktivitet. Gasbildning till följd av mikrobiell aktivitet i SFR 1 skulle kunna begränsas genom tillgången på oxidanter och näringsämnen och borttransporten av reaktionsprodukter. En möjlig positiv aspekt som skulle kunna begränsa den totala gasbildningen i förvaret är att många mikroorganismer kan utnyttja vätgas som en energikälla och därigenom minska mängden vätgas som bildas genom korrosion. Denna process, som betraktas som gynnsam, har inte tagits med i analysen. Dock har cellulosadegraderingshastigheter som motsvarar en fullständig nedbrytning på mindre än 200 år antagits i beräkningarna av gasbildning. Detta motsvarar en nedbrytningshastighet på 0,2 mol/(kg år) och en gasbildningshastighet på cirka 2 l/(kg år), om man antar att 50 procent av gaserna inte reagerar med förvarets material (Moreno et al. 2001).

De få försök som gjorts på mikrobiell nedbrytning av bitumen, jonbytarmassor och plast tyder på att processerna är mycket långsamma. I beräkningarna har det antagits att 0,002 mol/(kg år) bryts ned, vilket motsvarar en nedbrytning av alla material efter 15 000 år och en gasbildningshastighet på 0,02 l/(kg år), om man antar att 50 procent av gaserna inte reagerar med förvarets material (Moreno et al. 2001).

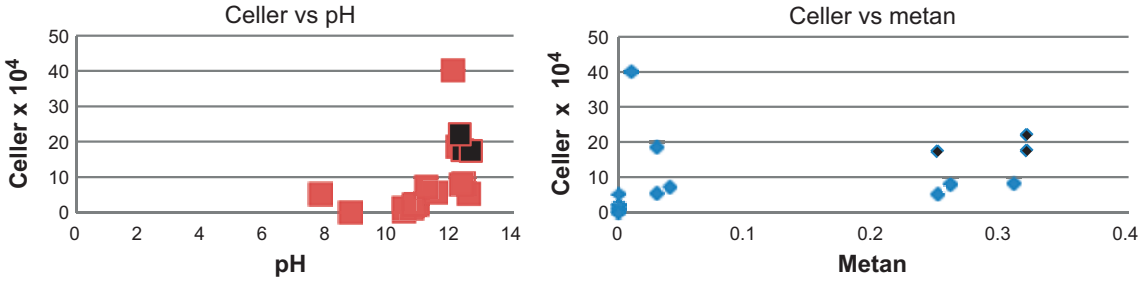
Metanbildning

Metanogener återfinns i nästan alla anaeroba miljöer. De kan respirera i miljöer med pH varierande från 4 till 10, även om deras optimala pH i allmänhet ligger mellan 6 och 8 (exempelvis Ferry 1993).

Aktiviteten av mikrober under anaeroba förhållanden kan så småningom leda till signifikant bildning av gaser som CH_4, CO_2 och H_2. Dock kommer autotrofisk metanbildning också att förbruka gas enligt reaktionen nedan:

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O \qquad \text{(Ekvation 6-1).}$$

C-14 kan frigöras som $^{14}CH_4$ och $^{14}CO_2$, men till följd av karbonatisiering av närliggande cement kommer en stor mängd CO_2 förbrukas och radioaktivt $^{14}CO_2$, som kommer att frigöras till stor del genom nedbrytning av ^{14}C-märkta organiska ämnen i avfallet, kommer att immobiliseras, vilket förhindrar eller åtminstone begränsar bildningen av $^{14}CH_4$ genom metanbildning. Den potentiella metanbildningen börjar sannolikt inte förrän pH har sjunkit under hyperalkaliska nivåer (Ferry 1993). Därför kan en sänkning av pH, tack vare syraproduktion genom fermentering av förekommande syntropiska bakterier, aktivera metanproduktion. Emellertid observerades i en nyligen genomförd studie av Brazelton et al. (2013) ökade cellmängder över ett pH på 12 (figur 6-12), vilket skulle kunna säga emot den allmänna uppfattningen att mikrobiell tillväxt minskar med ökat pH. Detta öppnar för möjligheten av mikrobiellt framställda metaboliter som även skulle kunna innefatta metanproduktion under hyperalkaliska förhållanden.



Figur 6-12. *De punkter som är ifyllda med svart är desamma i båda figurerna och visar att vissa bakterier kan producera metan vid pH > 12. Metankoncentrationer uttrycks i mg/L. Data tagen från tabell 1 i Brazelton et al. (2013).*

Gasbildning till följd av radiolys

Strålningen från det radioaktiva avfallet i SFR 1 kan påverka material och leda till bildning av gas och specier som kan påverka vattenkemin. Materialen i avfallet och den omedelbara omgivningen kommer att utsättas för den största mängden strålning. G-värden, vilka uttrycker antalet molekyler som bildas på grund av bestrålning, används för att beräkna gasbildning till följd av radiolys. G-värden har bestämts experimentellt för olika material och typer av strålning. Effekten av bestrålning är proportionell mot den absorberade dosen och beroende på materialets sammansättning och vatteninnehåll. Oorganiska material är ofta mer stabila än organiska. G-värden för vatten har antagits i de förenklade beräkningarna av gasbildning till följd av radiolys. Det har också antagits att all energi absorberas i det vatten som finns i jonbytarmassorna, konditioneringsmaterialen och de kringliggande materialen. Radiolys av vatten genererar vätgas och syrgas. Dock är strålningsfältet i SFR-förvaret relativt lågt och den mängd gas som förväntas bildas i avfallet är försumbar i jämförelse med gasbildningen genom metallkorrosion (Moreno et al. 2001).

Beräknade gasmängder

Gasbildningshastigheter i silon beräknas separat för omgivande barriärer, avfallsbehållare, armeringsjärn i avfallsbehållare och avfall. ”Avfallsbehållare” omfattar behållare av metall, förutom armeringsjärn i betongbehållare som redovisas separat. Kategorin ”avfall” innefattar stål samt aluminium (Al) i avfallet. ”Omgivande barriärer” omfattar gas som bildas genom armeringskorrosion i betongkonstruktionerna.

Under de första 2,5 åren kommer aluminiumkorrosionen i avfallet att dominera gasbildningen i silon (Moreno och Neretnieks 2013). Situationen är ungefär densamma i 1BMA (Moreno och Neretnieks 2013). I bergssalarna 2BTF och BLA är gasbildningen mycket lägre på grund av avsaknaden av gasgenererande material.

Gasbildningens inverkan

Gasbildningen kommer att trycka ut kontaminerat vatten i bentoniten eller återfyllnadsmaterialet runt betongkonstruktionen och slutligen in i sprickor i berget som omger förvarsutrymmena. Mängden vatten som trycks ut beror på det ökade trycket i förvarsutrymmena på grund av gasbildning. Gasen kan inte transporteras vidare om den inte når ett tryck som är tillräckligt högt för att övervinna kapillärkraften i mediet som omger avfallet. Detta kan vara bentoniten som omger silon eller små sprickor i de olika betongkonstruktionernas betongväggar. I de flesta fall antas det att trycket som byggs upp är i storleksordningen 1,5 till 5 m vattenpelare. Möjligheten kan inte uteslutas att kontaminerat vatten kan tryckas ut från förvaret till följd av gastryckuppbyggnad. Vattentransport skulle kunna inträffa inom de första åren till följd av aluminiums snabba korrosion. Om detta händer kommer det uttryckta vattnet att innehålla mycket begränsade mängder av radionuklider, påverkan kommer att vara begränsad. 2BMA kommer att uppföras på ett sådant sätt att bildad gas kommer att kunna transporteras ut från avfallet utan att trycka ut något kontaminerat porvatten.

Gastransport

Gaser som alstras av ovanstående processer kommer att lösas upp i vattnet i enlighet med jämviktslösligheten (Henrys lag). Gaser lösta i vatten kan transporteras i avfallsformen till avfallets yttre delar genom advektion eller diffusion. Om gasens löslighet överskrids kan bubblor bildas. Bildandet av en differentierad gasfas kan resultera i ett två-fas flöde. Denna process, med gas som uppstår genom avfallskorrosion, kan driva ut vatten från systemet och leda till omättade förhållanden.

Gastransport genom avfallformens porösa material kommer att följa samma lagar som gastransport genom återfyllnadsmaterialet och förvarets tekniska barriärer.

Transport av gas kan bara påverka betongkonstruktionernas stabilitet om gastrycket överskrider det lokala hydrostatiska trycket. Gasbildningshastigheten, som är direkt relaterad till korrosionshastigheten och de organiska ämnenas nedbrytningshastighet, har en inverkan på den hastighet med vilken gastrycket ökar. Uppkomsten av en gasfas kan underlätta transporten av gasformiga radionuklider.

6.3.8 De tekniska barriärernas utveckling

Flera interna och externa processer har betydelse för de tekniska barriärernas långsiktiga säkerhet i förvaret. Klimatvariationer och strandlinjeförskjutning, som beskrivs i avsnitt 6.2, har en inverkan på grundvattenflödet vilket i sin tur har en inverkan på barriärerna. Låga marktemperaturer kan medföra att permafrost utvecklas vilket om denna når tillräckligt djupt kan orsaka frysning av det vatten som finns inneslutet i de tekniska barriärerna. Barriärernas beständighet påverkas även av interaktionen med grundvattnet och i grundvattnet naturligt förekommande lösta ämnen eller ämnen som bildats genom nedbrytning av avfallet (se även avsnitt 6.3.7). Av dessa bedöms den lakning av portlandit och CSH-gel som orsakas av kontakt med grundvattnet vara den process som har störst inverkan på barriärernas utveckling. Slutligen kan barriärerna även påverkas av tryck från avfallet och dess behållare orsakat av exempelvis svällande avfall.

Bentonitbarriärer

Bentonit består huvudsakligen av montmorillonit, ett lermineral med plastiska egenskaper och en hög kapacitet för jonbyten. Som barriär i ett slutförvar är en av de viktigaste egenskaperna hos bentoniten dess svällförmåga. Den ger materialet låg hydraulisk konduktivitet och gör också att leran kan självläka om sprickor, kanaler eller andra former av tomrum skulle uppstå.

Montmorillonitomvandling

Under normala grundvattenförhållanden (se tabell 6-1), kan montmorillonit anses vara stabil under den tidsperiod som omfattas av analysen av förvarets långsiktiga säkerhet.

Eftersom bentoniten placeras mellan betongkomponenter och bergväggen kommer det grundvatten med vilken bentoniten kommer att interagera att vara betydligt mer alkaliskt samt ha ett högre innehåll av Ca^{2+}, Na^{+} och K^{+} än det opåverkade grundvattnet. Trots att sammansättningen av det omvandlade grundvattnet kan anses var känd liksom de processer som styr omvandlingen av montmorillonit finns det i dag fortfarande stora osäkerheter avseende reaktionsvägarna och slutprodukterna samt reaktionernas omfattning och omvandlingsreaktionens kinetik. En betydande grad av denna osäkerhet kommer från den kinetiska styrningen av processen.

Cement–lera interaktioner undersöktes av Smellie (1998) och i EU-projektet ECOCLAY-II (EC 2005). Baserat på resultaten av detta projekt, bedöms en förenklad men rimligt realistisk bild av omvandlingsprocessen i alkaliska lösningar innefatta processerna upplösning av montmorillonit under frigörelse av Al, Si, Mg och Na-joner följt av utfällning av en rad Si_xO_y (silikater) och aluminatsilikater (se Gaucher et al. 2005).

Ytterligare lösta ämnen tillförs av den alkaliska lösningen själv. Beroende på betongens degraderingstillstånd skulle lösningar som lakas ur de cementbaserade silokomponenterna främst tillföra Na, K eller Ca-joner.

Med hänsyn till resultaten från ECOCLAY-II, sammanfattar Gaucher et al. (2005) de omvandlingar som kommer att ske när montmorillonit utsätts för alkaliska lösningar (med låga halter av kalium) som följer:

montmorillonit
↓
beidellit (ett lermineral av smektittypen)
↓
saponit (också ett 2:1 lermineral)
klorit (klinoklor)
↓
zeoliter (hydratiserade aluminatsilikater såsom analcim, chabasit, mordenit och phillipsit)
↓
gismondin (hydratiserat aluminatsilikat, också en zeolit)
gyrolite (silikat utan aluminium)

I beaktande av de redan nämnda osäkerheterna bör ovan beskrivna reaktionssekvens ses som en av flera möjliga. Om det alkaliska vattnet är rik på K^+ kan illit bildas, möjligen följt av bildandet av phillipsit (exempelvis Savage 2011).

I jämförelse med den ursprungliga montmorilloniten har de sekundära faserna enligt ovanstående sammanfattning en hög molvolym men saknar bentonitens svällande egenskaper. Detta innebär att omvandlingen av montmorillonit antingen kan leda till att den tillgängliga porositeten minskar eller helt fylls ut alternativt till en minskning eller fullständig förlust av svälltrycket. Beroende på i vilken grad de omnämnda omvandlingarna äger rum kan en förlust av barriärfunktioner inte uteslutas. Modelleringen av Gaucher et al. (2005) tyder på en nästan fullständig omvandling av montmorilloniten på lång sikt, medan andra studier (t.ex Cronstrand 2007, Fernández et al. 2009) visar på en betydligt mindre effekt.

Cementering

Processen ”cementering” har stor inverkan på bentonitbarriärens hydrauliska, svällande och reologiska egenskaper och är direkt knuten till processerna ”omvandling av föroreningar”, ”upplösning/utfällning” och ”montmorillonitomvandling”. Cementering orsakas i första hand av (åter-)utfällning av gips/anhydrit, kalcit samt en rad silikatmineral i bentonitporerna. De lösta komponenterna kan tillföras från grundvattnet eller kan härröra från upplösningen av montmorillonit och accessoriska mineraler.

De huvudsakliga effekterna av cementering innefattar ökningar i den hydrauliska konduktiviteten, reduceringar av svällförmågan och minskningar i plasticiteten. Bentonitens fördelaktiga egenskaper är resultatet av en montmorillonit/vatten-interaktion; det vill säga bildandet av en lergel. Detta förklarar varför bentonit med en hög porositet (omkring 40 procent) fortfarande har en mycket låg hydraulisk konduktivitet. Effekten av utfällning av andra mineraler i bentonitporerna kan ses som en utspädning av lergelen med jämförelsevis stora och rigida fasta ämnen.

Bentonitkolloidbildning

I ett begränsat utrymme, såsom utanför silons betongvägg leder bentonitens vattenupptag till att ett svälltryck utvecklas i bentoniten. I det fallet att öppningar förekommer i de omslutande väggarna (exempelvis sprickor) kan lokal svällning av bentoniten fortskrida i dessa tills dess att termodynamisk jämvikt uppnås. Denna fria svällning kan leda till separering av enskilda lerpartiklar, vilket kan resultera i en spridning av leran och till att leran transporteras bort med grundvattnet som enskilda kolloider.

Montmorillonitens spridningsbeteende beror starkt på valensen och koncentration av jonerna i porutrymmet. Spridning (bildning av en lersol) från aggregerad lera (lergel) är främst relevant i närvaro av utspätt grundvatten och särskilt vid låga koncentrationer av tvåvärda katjoner i grundvattnet (Ca^{2+}, Mg^{2+}).

Under de första tusen åren efter förslutning förutsägs Ca^{2+}-koncentrationerna vid gränsytan mellan bentonit och sprutbetong vara tillräckligt höga för att undvika lerspridning som bildar en lersol (Birgersson et al. 2010, 2011, Gaucher et al. 2005).

Mobilitet av kolloider

Stabila kolloider i 1BMA kan transporteras med grundvattnet som transporteras genom sprickor och porer i barriärerna. Omfattningen av transporten och filtrering av kolloider beror både på flödeshastigheten och de fysiska egenskaperna hos flödesvägen och kolloiderna. De huvudsakliga mekanismerna för filtrering är ” (por) filtrering”, när kolloider är alltför stora för att passera sprickvidden, och ”sorption”, när kolloider fäster vid fasta ytor genom till exempel elektrostatiska, van der Waals, fysikaliska eller hydrofobiska interaktioner. En annan relevant process är ”mognad”, en ökning i porens ytsträvhet genom kolloidavlagring vilken ökar sannolikheten för ytterligare kolloidavlagring. Sorptionsprocessen beror huvudsakligen på lösnings- och ytkemi, medan andra transportmekanismer beror på kolloidernas storlek och densitet samt porstruktur och flödeshastighet. Kolloidfiltrering kan ske antingen genom mekaniska eller elektrostatiska processer (exempelvis Swanton et al. 2010).

För de flesta kolloider är transporten genom kompakterad bentonit försumbar till följd av den låga hydrauliska konduktiviteten och de små porstorlekarna. Under normala omständigheter förväntas inget advektivt flöde och den diffusiva transporten av de flesta kolloider är normalt inte relevant.

Det är i detta läge svårt avgöra vilka egenskaper av relevans för frigörelse och filtrering av kolloider som den sand/bentonit-blandning (90/10) som placerats under betongsilon och vilken även kommer att placeras ovanpå silon vid förslutning har. Den sand som kommer att utgöra det översta skiktet vid återfyllning ovanför silon förväntas dock inte utgöra ett effektivt filter, på grund av den stora porstorleken och jämförelsevis begränsade reaktivitet hos återfyllnadsmaterialet.

Montmorillonit–järn-interaktion

Flera delar av förvaret innehåller stora mängder av Fe(0), vilket inte är termodynamiskt stabilt under förvarsförhållandena. Den anaeroba korrosionen som förväntas ske efter förslutningen av förvaret kommer att producera Fe(II), som då kan reagera med de tillgängliga barriärmaterialen såväl som med komponenter lösta i porvattnet. Fe-bentonit-interaktion är en komplex process som ännu inte är väl förstådd.

Ett viktigt beaktande för silon är att det järn och stål som förekommer är inneslutet i betong och/eller cementbaserat kringgjutningsbruk. Detta innebär att korroderande järn i första hand kommer att vara i kontakt med cement och effekten på bentoniten kommer att bero på överföringen av löst Fe(II) genom cementmatrisen. Det kan förväntas att denna överföring kommer att vara tillräckligt liten för att göra processen icke signifikant i jämförelse med interaktionen mellan bentoniten och det alkaliska porvattnet från cementbruk och betong.

Kanalbildning och erosion i bentoniten som omger betongsilon

Efter förslutning kommer dräneringen av vatten från bergytorna att fylla upp dräneringssystemet. Vatten kan komma in i den omättade bentonitfyllningen antingen från några punkter i dräneringssystemet eller genom vissa sprickor i bergytan som inte täcks in av dräneringssystemet. Eftersom det inte finns något svälltryck som kan motstå vattentrycket kan vatten tränga in i bentoniten snabbare än vad bentoniten klarar av, vilket kan leda till att vattenfyllda kanaler bildas i bentoniten. Dessa kanaler kommer att tränga in i bentoniten och till slut mynna ut i silons toppåterfyllnadsmaterial. Vattentransporten i en kanal kommer att erodera bentoniten som sen följer vattnets flöde i kanalen och ut i toppåterfyllnadsmaterial. Erosionen kommer att fortsätta tills de öppna delarna i silon som är tillgängliga för vatten är fyllda med vatten och vattnets jämviktstryck med stillastående vatten uppnås i silon och det omgivande berget. Då kan erosionskanalerna självläka.

Kanalbildning betraktas som en hydraulisk process med vattentransport genom en kanal eller ett rör som upprätthålls så länge portrycket är lika med, eller överstiger, svälltrycket i den omkringliggande bentoniten. Flödeshastigheten är relaterad till den hydrauliska gradienten och kanalens radie.

När dräneringen av berget runt silon är avslutad och silon försluten kommer vattentrycket att öka tills det antingen når det hydrostatiska vattentrycket på den plats som är lika med silons djup (64–133 m u h) eller till dess att vattnet tränger igenom bentonitbarriärerna. Eftersom bentonitbarriären i silon har ett alltför lågt svälltryck för att kunna stå emot vattentrycket vid silons djup (0,64–1,33 MPa) kommer det sannolikt att uppstå kanalbildning i bentoniten med efterföljande bentoniterosion. Ett alternativ är att kanalbildning inte inträffar till följd av ventilbildning i bentoniten, vilket innebär att bentoniten lokalt skulle kunna tätas och detta kan i stället leda till att det bildas slutna vattenfickor (se även Börgesson et al. 2014).

Båda processerna leder till en lokal förlust av bentonit och att en öppen kanal eller ett hålrum bildas. Frågan är då hur väl detta hålrum försluts av den svällande bentoniten. Det är möjligt att bentoniterosionen kommer att fortsätta till dess att silon är vattenfylld eller tryckgradienten har flyttats från berg/bentonit-gränsytan in i bentonitbarriären. Det värsta fallet är om erosionen skapar en öppen halvsfär runt inflödespunkten. En finit elementberäkning av självläkningen av ett sfäriskt hålrum med en radie på 0,5 m, godtyckligt bestämt av bentonitens tjocklek, har gjorts (Börgesson et al. 2014). Även om resultaten inte kan användas reservationslöst så antyder de att bentoniten är relativt opåverkad nära betongsilon, vilket innebär att förslutningsfunktionen fortfarande fungerar för en halv meter av bentonitfyllningen.

Baserat på studien i Börgesson et al. (2014) bedöms det som osannolikt att kanalbildning och erosion kommer att ha en betydande inverkan på bentonitbarriärens prestanda.

Mekaniska processer i silons bentonit

Bentonitbarriären runt silon installerades direkt efter att silon konstruerades. Eftersom silon hålls öppen under de första cirka 50 åren av drift är bergväggen som omger silon försedd med dränage vilket förhindrar vatten från att komma in i bentoniten. Efter förslutning vattenfylls förvaret och leran suger upp vatten.

När bentoniten suger upp vatten kommer den att börja svälla och vid fullständig vattenmättnad kan ett svälltryck på omkring 100 kPa förväntas. Med tiden kommer ett jonutbyte i leran mellan natrium och Ca^{2+} att omvandla den ursprungliga Na-bentoniten till en Ca-bentonit. Denna typ av jonbyte kan leda till en minskning av svälltrycket på upp till en faktor fem vid den relevanta torrdensiteten (cirka 1 000 kg/m^3) (Börgesson et al. 2014), en process som skulle kunna orsaka en sättning i bentoniten.

Inverkan av gas på silons bentonitbarriär

Det finns flera processer som genererar gas i SFR. Den huvudsakliga källan är korrosion av metallkomponenter, i synnerhet armeringsjärn i betongen och olika behållare, men även nedbrytningen av organiskt material och radiolys bidrar (se avsnitt 6.3.7).

Bentonit är känd för att ha relativt högt transportmotstånd i allmänhet och för gas i synnerhet. Förutom avledningsrören är silon i SFR tänkt att vara fullständigt inbäddad i bentonit och sand/bentonit-blandningar. Om avledningsrören är funktionella, finns det ingen anledning att anta att något betydande gastryck kommer att bildas inuti silon.

Enligt slutsatsen från en relativt stor uppsättning tester av gasmigration på bentonit och montmorillonit (Birgersson och Karnland 2014), är den generella bilden att diffusion är den enda massöverföringsmekanismen för gas när gastrycket är lägre än trycket i bentoniten. När gastrycket överskrider bentonitens tryck, å andra sidan, är mekanisk interaktion mellan de två faserna oundviklig. Den mekaniska interaktionen kan yttra sig som gasgenombrottshändelser, eller möjligen som en konsolidering av lerfasen (med endast diffusiv överföring i bentoniten).

Under förhållanden där gastrycket överstiger bentonitens tryck har det visats att mekanisk interaktion mellan gasfasen och bentoniten oundvikligen kommer att förekomma (Karnland och Birgersson 2014). Dessutom har gasen när sådana interaktioner uppstår visats företrädesvis följa flödesvägar i gränsytorna mellan bentoniten och andra material. Ett sannolikt scenario är därför att gasen kommer att föras vidare till botten av silon, där den kommer att läcka ut genom bentonit/sand-blandningen. Eftersom denna blandning innehåller 90 procent sand, kommer den rimligtvis innehålla bentonit/sand-gränsytor på porskalan i sådan omfattning att gas kan läcka ut där på ett kontrollerat sätt.

Betongbarriärer

Betong består av hydratiserade cementklinkermineraler blandade med olika fyllnads- och ballastmaterial såsom sand och grus. I en majoritet av betongkonstruktionerna förekommer även armeringsjärn. I vissa konstruktioner finns formastag ingjutna i betongen, vilka använts under uppförandet.

Transport av radionuklider sker i huvudsak i vattenfasen genom sprickor och betongens porstruktur. Eftersom betong har hög specifik yta som ger sorptionskapacitet begränsas radionuklidernas mobilitet genom sorption.

De viktigaste processerna som kan påverka betongbarriärernas funktion är:

- Vidgning av befintliga sprickor, vilket ger upphov till ett ökat och mer lokaliserat vattenflöde.
- Bildning av nya sprickor och spricknätverk som skulle kunna öka den hydrauliska konduktiviteten i barriären och, beroende på nätverksstrukturen, skapa ett mer lokaliserat flöde.
- Förlust av cementmineraler som kommer att förändra cementets och porvattnets sammansättning och transportegenskaper.
- Igensättning av sprickor genom utfällning av mineralfaser, till exempel kalcit.

Detta avsnitt inleds med en allmän beskrivning av betongbarriärerna följt av en beskrivning av de processer som bedöms vara mest betydelsefulla för betongbarriärernas långsiktiga funktion. Dessutom presenteras en beskrivning av betongbarriärernas utveckling baserad på de processer som sannolikt kommer att påverka betongbarriärerna i förvarsutrymmena (1BMA, 2BMA samt 1BTF, 2BTF och silon) under de första 1 000 åren efter förslutning.

Allmän beskrivning av betongbarriärerna

Sammansättningen av de hydratiserade cementmineralerna i betongen som en följd av den inledande härdningen av betongen har beräknats och redovisas i tabell 6-7. De huvudsakliga sammanhållande faserna av hydratiserad cement är kalciumsilikathydrater (CSH) och portlandit ($Ca(OH)_2$).

Tabell 6-7. Sammansättningen av den hydratiserade cement som används i SFR (Höglund 2014).

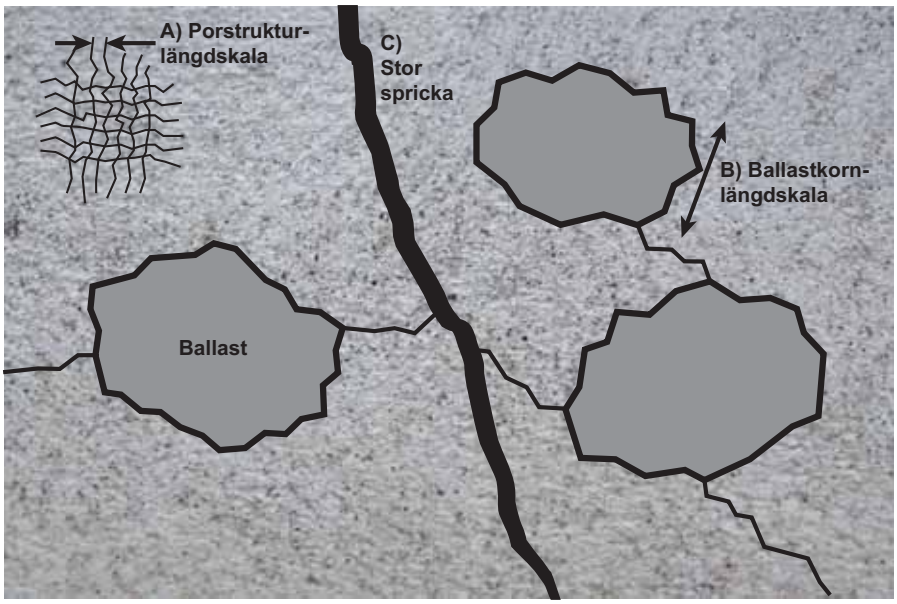
Hydrat	Mängd kmol/m³ betong	Fiktiv koncentration kmol/m³ porvatten
C_3FH_6	0,1008	1,020
C_3Ah_6	0,02397	0,2424
Monosulfat	0,09613	0,9722
Ettringit	0	0
CSH-gel (Ca/Si = 1,8)	1,225	12,39
Portlandit	1,036	10,48
Brucit	0,06079	0,6149
KOH	0,04607	0,4660
NaOH	0,007903	0,07993
$CaCO_3$	0,06295	0,6367
Porositet	0,099 m^3/m^3 betong	

Betongbarriärerna kommer initialt att ha en total porositet på cirka 10 procent. Porstrukturen utgörs av sammanhängande och osammanhängande porer, se porstruktur A i figur 6-13. De sammanhängande porerna påverkar betongens transportegenskaper såsom dess hydrauliska konduktivitet och diffusivitet. Betongkonstruktionerna kommer också att innehålla några sprickor orsakade av volymförändringar såsom krympning under cementpastans hydratisering, förändringar i luftfuktighet och temperatur under drift samt vattenmättnad efter förvarets förslutning, se spricka C i figur 6-13.

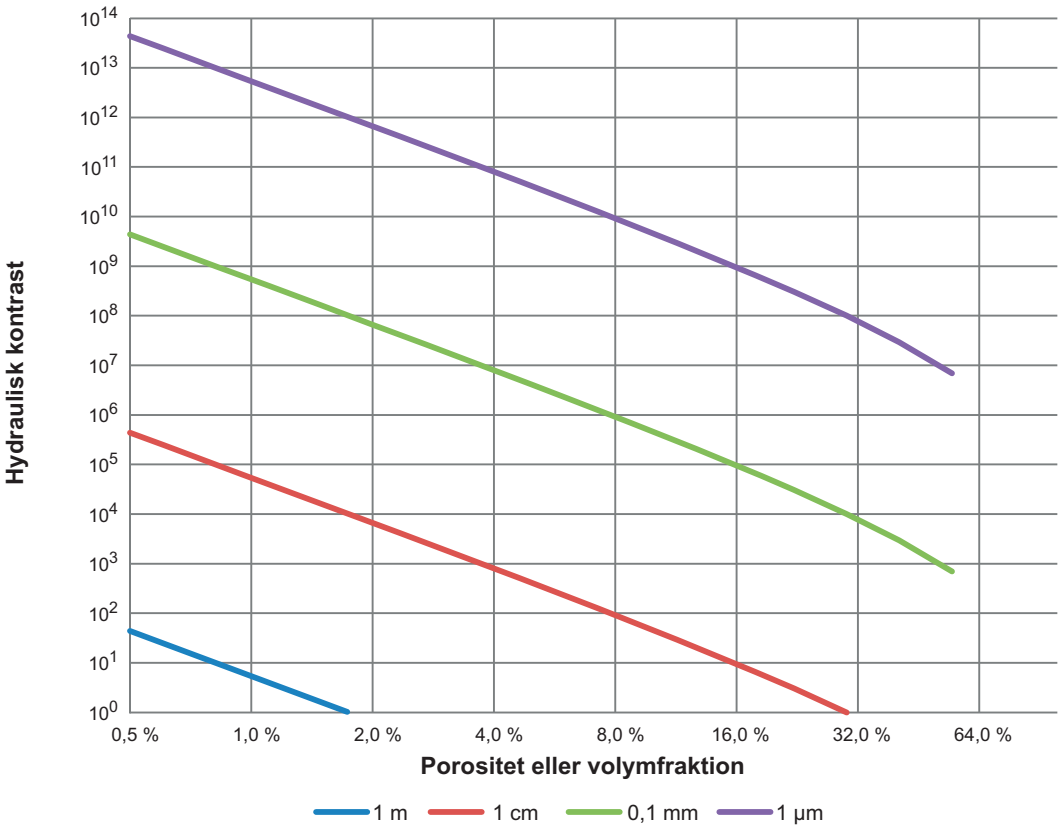
Nya spricknätverk kan bildas till följd av ett flertal olika processer, där de viktigaste diskuteras i detta avsnitt. Aperturen hos den största genomgående sprickan är en kritisk parameter, eftersom den hydrauliska konduktiviteten för ett spricknätverk ökar med kuben av sprickaperturen (Höglund 2014). Den genomsnittliga porstorleken eller sprickaperturen i ett spricknätverk bestäms av antalet sprickor som nätverkets volym fördelas mellan. För ett spricknätverk med hög sprickdensitet är den genomsnittliga sprickaperturen liten, eftersom spricknätverkets volym är fördelad över ett stort antal sprickor. Det genomsnittliga avståndet mellan porer eller sprickor i ett spricknätverk definierar por- eller spricknätverkets omfattning, se figur 6-13.

För BMA-salarna beräknas vattenflödet genom avfallet av den hydrauliska kontrasten, det vill säga kvoten mellan betongbarriärens och återfyllnadsmaterialets hydrauliska konduktivitet. Denna kontrast kan uppskattas med hjälp av Kozeny–Carmanekvationen för återfyllnadsmaterialet och barriären (Neretnieks och Moreno 2013, Höglund 2014), se figur 6-14. Kozeny–Carmanekvationen relaterar den hydrauliska konduktiviteten hos ett poröst eller sprucket material till materialets porositet (Bear 1988). Den innehåller även en faktor som beror på den genomsnittliga partikelstorleken eller det genomsnittliga sprickavståndet.

Initialt kan sprickor upp till en bredd av 0,1 mm förekomma i betongkonstruktionerna i BMA (**Initialtillståndsrapporten)**.



Figur 6-13. *Sprickor i betong, A) Porstruktur i mikrometerskala som bildats under härdning av cementpastan. B) Sprickor i cement/ballastgränsytan i millimeter- till centimeterskala. C) Sprickor till följd av andra processer som krympning eller externa krafter, centimeter- till meterskala.*



Figur 6-14. *Den hydrauliska kontrasten mellan barriär och återfyllnadsmaterial som en funktion av barriärens porositet för spricknätverk med sprickavstånd på 1 m, 1 cm, 0,1 mm och 1 µm. Återfyllnadsmaterialet antas ha en kornstorlek av 1 cm och 30 procent porositet.*

Lakning av betong

Med tiden kommer betongens transportegenskaper att förändras på grund av ett antal kemiska processer. Interaktion mellan betong och grundvatten leder först till att de lättlösliga alkalihydroxiderna lakas ur cementpastan. Detta följs av att $Ca(OH)_2$ (portlandit), som är en viktig beståndsdel i cementpastan i betongen, börjar upplösas och lakas ur. Slutligen, när portlanditen har lakats ur börjar en inkongruent upplösning av kalciumsilikathydraterna (CSH). Upplösningen av CSH är en inkongruent upplösning av en fast lösning som vanligtvis representeras av en uppsättning jämviktsfaser CSH_X, där X är kvoten Ca^{2+} till Si_xO_y. Urlakningsprocessen leder till en gradvis sänkning av pH i betongens porvatten. En mer fullständig beskrivning ges i Höglund (2014) och i avsnitt 6.4.8 (Degradering av betong).

Kemiska interaktioner med grundvatten och ämnen som lakats ur avfallet

Ämnen lösta i grundvattnet, såsom SO_4^{2-} , HCO_3^- och Cl^- kommer att reagera med mineralerna i cementet, vilket ger upphov till utfällning av sekundära faser (Höglund 2001, 2014, Gaucher et al. 2005, Cronstrand 2007, 2014). Dessutom kan exponering för förhöjda halter av lösta ämnen som frigjorts från avfallet ge upphov till upplösning – utfällning. Viktiga upplösning- och utfällningsprocesser innefattar: Bildning av ettringit från monosulfat efter ökad sulfatexponering, bildning av Friedelsalt som en följd av ökad Cl^--koncentration; eller utfällning av taumasit som en följd av ökad exponering för CO_2 /CO_3^{2-}(aq) och SO_4^{2-}.

Sprickbildning till följd av tryck från avfallet

Allteftersom avfallsdomänen blir mättad med vatten kommer flera processer som skulle kunna ge ett tryck på barriärerna att starta såsom korrosion av metalliskt avfall och gasproduktion, se avsnitt 6.3.7.

För att den gas som bildas i avfallskollina och betongkonstruktionerna i förvaret ska kunna läcka ut måste gasförande passager bildas i barriärerna. Gastransporten och mängden förträngt vatten från silon och bergssalarna bestäms av barriärernas utformning och barriärmaterialens egenskaper. I material med en fin porstruktur, som exempelvis betong, är kapillärkrafterna av betydelse för trycket som behöver byggas upp för att trycka ut gas. Vatten kommer att drivas ut från betongen tills ett nätverk av tomma porer för transport av gas har bildats. När gasförande passager har bildats i barriären strömmar gas ut så länge tryckskillnaden överstiger kapillärtrycket. När trycket minskar under tröskelvärdet för genombrott kommer porerna att återmättas tills ett tillräckligt högt tryck har byggts upp för att åter bilda en transportväg. I avfallsbehållare av betong och betongkonstruktioner är ett antal små sprickor tillräckligt för att all gas ska kunna läcka ut. I det fallet att de tillgängliga tranportvägarna inte är tillräckliga för att transportera ut den bildade gasen i en tillräcklig omfattning kan ytterligare sprickbildning i barriärerna ske.

Tryck på barriärerna kan även orsakas av exempelvis svällande jonbytarmassa eller genom att de korrosionsprodukter som bildas vid metallkorrosion ansamlas kring de ursprungliga metallkomponenterna och där utövar ett internt tryck.

I 1BMA och 2BMA hanteras detta genom att kringgjutning av avfallsfacken i 1BMA och 2BMA utförs på ett sådant sätt att det finns tillräcklig hålrumsvolym för att förhindra potentiellt svällande avfall från att utöva alltför högt tryck på omgivande barriärer.

I silon hanteras detta genom att den bitumeningjutna jonbytarmassan deponeras i några av de centralt belägna schakten. En utredning kring effekterna av detta visar att trots att svälltrycket kan orsaka skador i de inre delarna av silon genom att krossa kringgjutningsbruket och orsaka sprickbildning i schaktets väggar kommer de yttre väggarna inte att påverkas (von Schenck och Bultmark 2014).

Slutligen innehåller betongtankarna i BTF i sig tillräckligt stor hålrumsvolym för att förhindra att trycket från potentiellt svällande avfall orsakar skador på tankarnas väggar.

Korrosion av armering och övriga stålkomponenter

Initialt är armeringsjärn och andra i betongkonstruktionerna ingjutna stålkomponenter såsom formstag från gjutningen passiverade av betongens höga pH. Med tiden kan inträngningen av Cl^- och CO_3^{2-} , i kombination med grundvattnets urlakning av de alkaliska komponenterna, depassivera

stålytorna så att korrosion inleds. Även om kloridinträngningen fördröjs av bildandet av kloridinnehållande mineral, till exempel Friedelsalt, kan depassivering inte uteslutas efter att Fridels salt har bildats (Höglund 2014). Som ett resultat av korrosionsprocesserna kommer ett lager av korrosionsprodukter att bildas på metallytan. Dessa korrosionsprodukter kommer huvudsakligen att utgöras av Fe_xO_y och $Fe(OH)_x$. Då korrosionsprodukternas molvolym är större än järnets volym kommer en gradvis volymutvidgning i gränsytan mellan betong och metall att ske med mekaniska spänningar i betongen som omger armeringsjärnet som följd. Om dessa spänningar överskrider betongens draghållfasthet kommer sprickor att bildas i betongen (Höglund 2014). Om korrosionsprocessen tillåts fortskrida kommer den fortsatta ackumuleringen av korrosionsprodukter att leda till en ökande sprickbredd och i slutändan till att spjälkning av betongens täckskikt. För genomgående stålkomponenter såsom formstag kan korrosion orsaka sprickor som tränger genom barriären snarare än spjälkning av täckskiktet. Om korrosionsprodukterna i stället löses upp i vattnet och transporteras bort från källan kommer ett hålrum att bildas i det utrymme som tidigare innehöll det korroderande materialet.

För att undvika de negativa effekterna av armeringskorrosion och korrosion av formstag kommer betongkassunerna i 2BMA att utformas utan armering och gjutprocessen utföras på ett sådant sätt att användandet av formstag kan undvikas. De åtgärder som kommer att vidtas för att undvika att korrosion av formstag orsakar genomgående sprickor eller kanaler i 1BMA beskrivs i Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612).

Betongtankarna i BTF innehåller olika metallkomponenter ingjutna i betongväggarna. En del sprickbildning kan inträffa i närheten av metallkomponenterna under de första 1 000 åren efter förslutning.

Kloridintrånget i silon kommer sannolikt att vara lågt, men det kan inte uteslutas att kloridkoncentrationen mot slutet av tidsperioden i fråga kommer att vara högre än gränsvärdet vid vilket korrosion kan inledas i de yttre delarna av silons väggar.

Inträngning av ämnen lösta i grundvattnet samt lösta ämnen från avfallet

Efter förslutning kommer betongbarriärerna att bli mättade med grundvatten. Lösta ämnen kommer att börja diffundera in i betongkonstruktionen och leda till bildandet av sekundära mineraler primärt i de yttre delarna av konstruktionen. Vissa sekundära mineral, till exempel ettringit, har förmågan att binda stora mängder vatten som kristallvatten, vilket medför att detta mineral har en stor potential för expansion vid vattenupptag. Om inte tillräcklig porvolym finns tillgänglig för mineralets expansion kan denna process leda till sprickbildning och mekanisk degradering av betongen (Höglund 2014). Under de första 1 000 åren kommer ettringit att bildas i ett tunt skikt på de yttre delarna av betongbarriärerna (Höglund 2014).

Vissa avfallsformer i 1BMA innehåller signifikanta mängder av lösliga salter. För vissa avfallsfack kommer detta att innebära att bildandet av nya mineral kommer att ske med högre hastighet i betongen och cementen i avfallet jämfört med i de delar av betongbarriärer som exponeras mot grundvatten.

Det huvudsakliga sulfatinventariet i 1BMA härstammar från indunstarkoncentrat och mängden ettringit som kan bildas inne i avfallsfacken begränsas av den mängd SO_4^{2-} som kan frigöras från avfallet. Avfallsfacken i 1BMA som innehåller indunstarkoncentrat innehåller även en tillräcklig mängd cement för att den största andelen av det SO_4^{2-} som frigörs från indunstarkoncentratet ska bilda ettringit inom avfallsformen och/eller kringgjutningsbruket, se tabell 6-2. Viss lokal påverkan av själva betongbarriären kan dock inte helt uteslutas.

Under de första 1 000 åren efter förslutning kan små mängder ettringit bildas i betongbarriärerna nära sulfatinnehållande avfall.

Lokal betongdegradering

Efter förslutning och återmättnad av förvarsutrymmena kommer grundvattnet och i detta lösta ämnen att reagera med cementmineralerna. De processer som sker i anslutning till sprickor och andra lokala försvagningar är desamma som gäller generellt för degradering av betong i denna typ av miljö och upprepas inte här. Vid studier av lokal betongdegradering antas vatten flöda enbart i sprickan, medan diffusion är den dominerande transportmekanismen i betongen mellan sprickorna.

Effekten av lokala lakningsprocesser är att en portlanditutarmad zon kommer att bildas i angränsning till exempelvis en spricka, genom vilken ett visst vattenflöde passerar. Denna zon kommer att utvecklas både i sprickans längd men även i en riktning i huvudsak vinkelrätt mot sprickans utsträckning, se figur 6-15, vilket kommer att leda till att en kilformad upplösningsfront kommer att fortplanta sig genom betongbarriären (Höglund 2014). Den portlanditutarmade zonen kan ha en högre porositet och skulle kunna vara mer genomsläpplig för vatten än intakt betong.

När den portlanditutarmade zonen har sträckt sig längs med hela sprickans längd kommer vatten som är omättat med avseende på portlandit att börja transporteras in genom betongväggen.

De hydrauliska egenskaperna hos en spricka förväntas inte förändras förrän dess att den portlanditutarmade zonen har trängt igenom hela sprickan, alltså motsvarande hela betongbarriärens tjocklek. För 1BMA och 2BMA där sprickorna i betongbarriären har aperturer mindre än 0,1 mm är vattnets flödeshastighet i sprickorna tillräckligt låg för att säkerställa att detta inte kommer att inträffa under de första 20 000 åren efter förslutning (Höglund 2014).

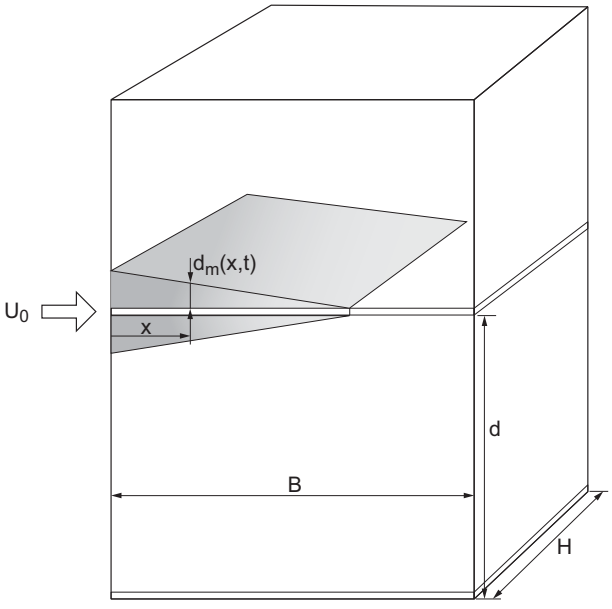
Ett tunt skikt av portlanditutarmad betong kommer att bildas även längs med betongbarriärernas yta på grund av portlandituppösning. Bildning av ett sådant skikt med högre porositet på barriärytan kommer inte att påverka barriärens hydrauliska egenskaper under de första 1 000 åren efter förslutning.

För betongtankarna i BTF anses den lokala degraderingen till följd av portlanditlakning i sprickor inte orsaka några betydande förändringar i tankarnas hydrauliska egenskaper under de första tusen åren.

Det vatten som tränger in i sprickorna kommer att innehålla flera lösta ämnen som kan bilda sekundära mineral. Detta kan leda till förslutning av sprickor eller till att det bildas sekundära mineral i betongen i närheten av sprickan. De positiva effekterna av dessa processer beaktas dock inte i säkerhetsanalysen.

Återfyllnadsmaterial

Vid förslutning, kommer tomrummen utanför betongbarriärerna i 1BMA och 2BMA att återfyllas med makadam, alltså bergkross med inga eller mycket små mängder finkornigt material. Beroende på vilken kvalitet på återfyllnadsmaterial som väljs kan det finnas skillnader i känsligheten för kemisk interaktion med betongbarriärerna och grundvattnet/det omgivande berget. Om man antar att återfyllnadsmaterialet kommer att likna det aggregat som används för betongen, som består av Baskarpsand och är i huvudsak ren kvarts med ett lågt innehåll av reaktivt kiseldioxid, är en skadlig reaktion med betongbarriärens alkaliska porvatten osannolikt.



Figur 6-15. *Kilformad portlanditutarmad zon som bildats vid en barriärpenetrerande spricka.*

Även om återfyllnadsmaterialet i sig kan vara motståndskraftigt mot kemiska interaktioner med betongens porvatten, åtminstone i ett kortare tidsperspektiv, kan återfyllnadsmaterialet utgöra en blandningspunkt mellan lakvatten från betongbarriären och det omgivande grundvattnet, se avsnitt 6.3.6.

Radionuklider och joner lösta i vatten som transporteras genom återfyllnadsmaterialet kan bindas till denna.

I grus som erhållits från (ny) krossat kristallint berg är de huvudsakliga (primära eller bergformande) mineralen som tillhandahåller ytor för sorption vanligtvis glimmer. Vid en jämförelse har de andra viktiga primära mineralen i typiskt kristallint berg (kvarts och fältspater) betydligt mindre specifik yta och/eller lägre koncentration av relevanta ytnära platser per massenhet. Glimmers betydelse, och i synnerhet biotit som innehåller stora mängder av strukturell Fe(II), har bekräftats experimentellt för sorptionen av olika radionuklider på färskt granitiskt berg och vittrade sprickytor, exempelvis Kienzler et al. (2009) och Koskinen et al. (1988). I väsentligt förändrade eller vittrade material kan leror, järn(hydr)oxider och andra fyllnadsmineraler bli mer betydelsefulla. Generaliseringar avseende sådana materials sorptionsegenskaper är svåra att göra eftersom de i mycket hög grad kan bero på den specifika förändrings- eller vittringshistorien.

I fallet med ett återfyllnadsmaterial bestående av sand/makadam (se avsnitt 4.3), kan det antas att mineralogin domineras av kvarts. Kvartsytor i kontakt med vatten har SiOH-grupper som kan binda lösta ämnen genom ytkomplexbildning/ligandutbyte på grund av kvarts SiOH-gruppers sura karaktär (Stumm och Morgan 1996), vilket gör fördröjning av radionuklider möjlig i återfyllnadsmaterialet.

Transport av lösta ämnen

Vad som händer med det lösta CO_3^{2-} och Ca^{2+} som finns i grundvattnet när det interagerar med betongmiljöer med högt pH, kommer att bestämmas genom utfällning och upplösningreaktioner av kalcit eller mer komplicerade mineralfaser. Dessutom kan tillförsel av SO_4^{2-} och Cl^- påverka betongkonstruktionen.

K^+ och OH^--koncentrationer är mycket högre i cementporvattnet än i grundvattnet, vilket genererar en diffusionsgradient. Hydroxidinträngning kommer att öka porvattnets pH.

6.4 Perioder med tempererat klimattillstånd mer än tusen år efter förslutning

Det tempererade klimattillståndet definieras som områden utan permafrost eller förekomst av inlandsisar (**Klimatrapporten** avsnitt 1.3.2). I bredare mening domineras området av ett tempererat Östersjökustklimat, med kalla vintrar och antingen kalla eller varma somrar. Det innefattar perioder av olika grader av global uppvärmning och även perioder med vattentäckta förhållanden. Enligt referensklimatfallen (se avsnitt 6.2) kommer tempererade förhållanden att råda i Forsmark åtminstone till cirka 52 000 e Kr. Det enda undantaget är en relativt kort period av periglacialt klimat mellan 17 500 e Kr och 20 500 e Kr i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*.

Strandlinjeförskjutning kommer att få mindre inverkan på förvarssystemets utveckling ju längre bort från förvaret som strandlinjen ligger.

Beskrivningen av förvarsutvecklingen under perioder med tempererat klimat mer än 1 000 år efter förslutning följer kontinuerligt det som beskrivits i avsnitt 6.3. Följande beskrivning är således en fortsättning av föregående avsnitt och bakgrunden till de olika delarna upprepas inte här.

6.4.1 Ytsystemens utveckling

Presentationen av utvecklingen av ytsystemen under perioder med tempererat klimat mer än 1 000 år efter förslutning har delats in i två tidsperioder:

- Perioden från år 3000 e Kr till 12 000 e Kr.
- Den återstående delen av analysperioden.

Vid cirka 12 000 e Kr har successionen gjort alla sjöar som kan komma att ta emot radionuklider med ursprung från förvaret (så kallade ”biosfärsobjekt” i bilaga H, se även **Biosfärens syntesrapport**) blivit till terrestra områden (våtmarker, skogar eller jordbruksmark). Det stämmer även överens med den tidpunkt då de geohydrologiska vattenflödena har nått ett stabilt tillstånd och är därför den senaste tidpunkt som undersökts i de geohydrologiska analyser som använts för att generera utflöden för biosfärsmodelleringen och vattenflöden för beräkning av radionuklidtransport och dos (Odén et al. 2014, Werner et al. 2013). Dessutom är det här även den ungefärliga tidpunkt då havet försvinner från modellområdet (se figur 6-16 och figur 6-17), vilket innebär en övergång från en landskapsutveckling påverkad av både strandlinjeförskjutning och klimatförändringar till en utveckling som enbart påverkas av klimatet.

Notera att en liknande uppdelning av analysperioden beaktades även i tidigare säkerhetsanalyser, exempelvis SAR-08 och SR-Site (SKB 2008a, 2011), men att motivet är något annorlunda i föreliggande analys. Den 10 000 år långa tidsperioden var i tidigare analyser relevant eftersom den markerade början av ett kallare klimat med permafrost i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* som då betraktades som ”klimatbasfallet” i säkerhetsanalysernas huvudscenario. Detta skiljer sig från de olika klimatfall baserade på global uppvärmning som beaktas i den nuvarande säkerhetsanalysen, där den första förekomsten av periglacialt klimat kommer senare (även i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*).

Som diskuteras i Lindborg (2010) och i **Biosfärens syntesrapport** och illustreras nedan är den mänskliga markanvändningen en annan faktor som kan ha stor inverkan på landskapets utveckling. Enligt diskussionen i avsnitt 6.2 kommer de olika klimatscenarierna att ha olika effekter på strandlinjeförskjutningen till följd av ökade havsnivåer i *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* jämfört med *klimatfallet med global uppvärmning*. Nedan ligger fokus på att beskriva *klimatfallet med global uppvärmning*, vilket är basfallet, men också på att åskådliggöra effekterna av förlängd global uppvärmning.

Den modellerade landskapsutveckling som beskrivs nedan bör betraktas som ett exempel på en möjlig framtid. Osäkerheterna i beskrivningen av landskapets utveckling är i huvudsak desamma för samtliga tre delar av analysperioden (de första tusen åren, 3000–12 000 e Kr och 12 000–100 000 e Kr) och även desamma som i den tidigare säkerhetsanalysen SR-Site (SKB 2011). Denna beskrivning bedöms huvudsakligen vara förknippad med följande tre osäkerheter:

- Landskapets utformning, exempelvis läge och storlek på framtida sjöar och vattendrag, samt regolitens djup och stratigrafi.
- Tidpunkten för olika händelser, exempelvis havsregression samt isolering och igenväxning av sjöar.
- Sammansättningen av och egenskaperna hos människor, växter och djur som bebor det framtida landskapet.

Osäkerheter kring utvecklingen av landskapets utformning i Forsmark hanteras inte explicit i modelleringen. Den modellerade landskapsutvecklingen ska betraktas som ett exempel på en möjlig framtid, baserat på en grundlig förståelse av nuvarande geometrier och på en förväntad strandlinjeförskjutning. Topografin förväntas inte variera i någon betydande omfattning under perioden och de huvudsakliga osäkerheterna i det framtida landskapets utformning är förknippade med lägena för de trösklar som avgör var framtida sjöar kommer att bildas i landskapet. Ytterligare platsdata har samlats in sedan de tidigare säkerhetsanalyserna och nya digitala höjd- och modeller har tagits fram (Strömgren och Brydsten 2013, **Biosfärens syntesrapport**), vilket ger en högre tilltro till trösklarna för framtida sjöar av intresse för den nuvarande säkerhetsanalysen.

I säkerhetsanalysen identifieras och beskrivs lågt liggande områden som potentiellt kommer att påverkas av utströmmande grundvatten från SFR över tid. Från den primära utsläppsplatsen i biosfären, ett så kallat biosfärsobjekt, kan radionuklider transporteras till biosfärsobjekt som ligger nedströms (se kapitel 8). Alla biosfärsobjekt som ingår i denna analys, kommer att gå igenom en succession, antingen genom att vara en del av det öppna havet, via ett havsviksstadium, till en våtmarksfas och möjligen vidare till jordbruksmark. Eller från öppet hav till havsvik till en sjö som så småningom med tiden omvandlas till en våtmark och möjligen jordbruksmark. I beräkningsfallet med förlängd global uppvärmning utvärderas effekterna av alternativa tidpunkter för strandlinjens förskjutning. Biosfärsobjekten innefattar också variation, både i storlek och i tidpunkt och hastighet för händelsernas utveckling, vilket innebär att en mängd olika förhållanden täcks in i analysen.

Osäkerheter som är förknippade med regolitens djup och utveckling, sjöarnas igenväxning, den framtida ythydrologin och egenskaperna hos de arter och samhällen som kan komma att finnas i det framtida landskapet hanteras antingen som parameterosäkerheter eller i systematiska studier av alternativa scenarier vid modelleringen av radionuklidtransport och ackumulation i ytsystemet. Naturliga variationer i biomassa och primärproduktion i tempererade akvatiska och våtmarksekosystem liknande de som observeras i Forsmark i dag, eller förväntas utvecklas i området, har använts för att karaktärisera osäkerheter i egenskaperna hos de växt- eller djurpopulationer som kan komma att finnas i det framtida landskapet.

Perioden från år 3000 e Kr till 12 000 e Kr

Under denna period antas den pågående strandlinjeförskjutningen att fortsätta, men med gradvis avtagande hastighet (**Biosfärens syntesrapport**, se även avsnitt 6.2). Inledningsvis kommer strandlinjen att förflyttas horisontellt ungefär 1 km per tusen år. Detta kommer i hög grad att påverka landskapet, i synnerhet under den första delen av perioden, och det kommer att leda till en situation där SFR är placerat i en inlandsmiljö, snarare än i en kustmiljö (se figur 6-16). Sundet vid Öregrund, som ligger söder om det modellerade området, förväntas ha avsnörts omkring 3000 e Kr, varvid Öregrundsgrepen omvandlas till en stängd vik. Detta kommer att påverka vattencirkulationen och i takt med att viken blir allt smalare kommer vattenomsättningen att begränsas ytterligare.

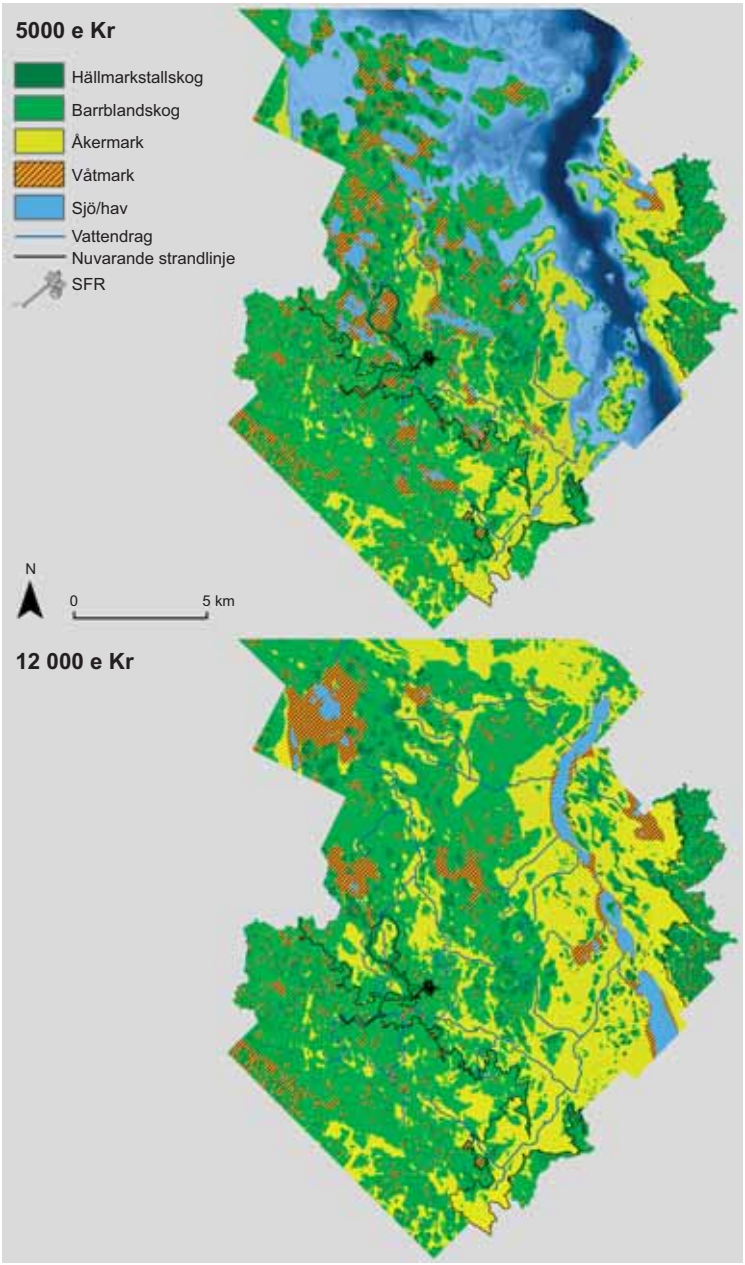
Under perioden från 3000 till 5000 e Kr förväntas en skärgård utvecklas öster om förvaret. Omkring 5000 e Kr kommer många sund i denna skärgård att ha avsnörts och ett antal sjöar att ha isolerats från havet. Runt 5000 e Kr kommer kustlinjen att ha förflyttats cirka 5 km från SFR-förvaret. Ett nätverk av vattendrag som sammanbinder de nya sjöarna utvecklas i de nya landområdena. Dessa vattendrag är små, men vattendrag som dränerar delar av området kommer att förenas med ett större vattendrag i sydöst vid omkring 5000 e Kr. Detta stora vattendrag består av det kombinerade flödet från Forsmarksån och Olandsån, vilka dränerar en stor del av norra Uppland.

Under perioden från 3000 e Kr till 12 000 e Kr krymper Öregrundsgrepen gradvis så att den bildar en smal vik längs med Gräsö, som vid 12 000 e Kr har blivit en grupp av sjöar; vid denna tidpunkt har havet lämnat modellområdet (figur 6-16). Ett stort antal sjöar kommer att isoleras från havet under den här perioden. De flesta av de nya sjöarna är små och grunda och förväntas växa igen och omvandlas till myrar inom en period av 2 000 till 6 000 år (Brydsten och Strömgren 2010, **Biosfärens syntesrapport**). Som visas i figur 6-16, kommer nästan alla sjöar i området att ha växt igen och endast några inledningsvis relativt stora och djupa sjöar nära Gräsö förväntas finnas kvar 12 000 e Kr.

Omkring 6000 e Kr förväntas salthalten i de marina bassängerna ha minskat till 3–4 promille, vilket betyder att ett ekosystem liknande det i norra Kvarken i dag, med färre marina arter och fler sötvattenarter, kommer att utvecklas. Enligt Brydsten (2009) kan sedimentackumulation ske både på bottnar belägna på större vattendjup och på grunda bottnar som ligger skyddade från vågexponering inomskärs. Erosion sker i huvudsak på grunda bottnar som exponeras för vågor. Transportbottnar återfinns överallt mellan dessa båda ytterligheter, det vill säga på måttliga djup med måttlig vågexponering.

När nya områden av det som i dag är havsbotten höjer sig över havsnivån börjar den kalkrika regoliten att vittra. Det mesta av den lättvittrande kalciten i de övre avlagringarna kommer att lösas upp och spolas ut inom en period av några tusen år (Tröjbom och Grolander 2010). Detta betyder att den stora påverkan av kalciumrika avlagringar på de terrestra och limniska ekosystemen kommer att minska med tiden. Till exempel kommer de oligotrofa kalkrika sjöar som är kännetecknande för kustområdet i Forsmark sannolikt att omvandlas till mer dystrofa (lågt pH, brunvatten) förhållanden inom några tusen år efter att de isolerats från havet (se Andersson 2010).

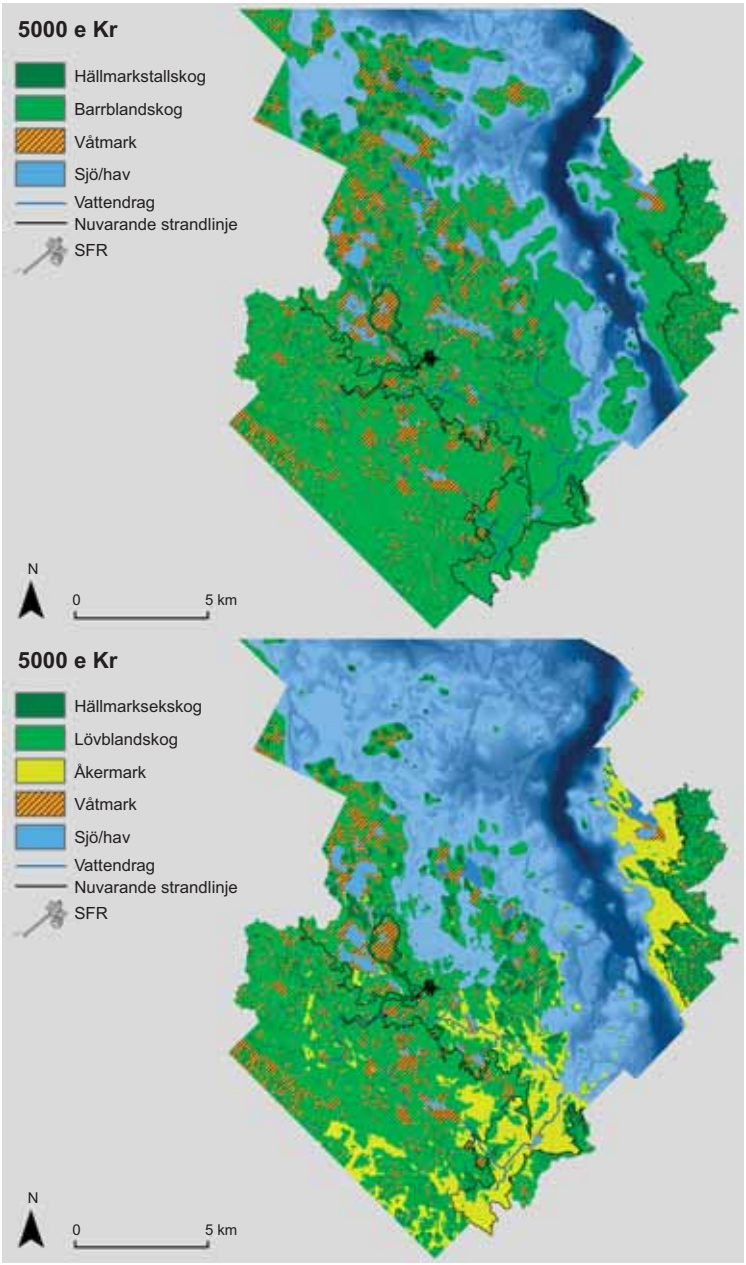
Stora delar av den nybildade marken kommer att vara olämplig för jordbruk till följd av block- och stenrika avlagringar (se Lindborg 2010), men det finns stora områden i centrala Öregrundsgrepen med finkornigt sediment som kan brukas (som visas av de gula områdena i figur 6-16). Även mindre områden med organiska jordar avsatta i tidigare sjöar och myrar skulle kunna brukas men förmodligen kommer dessa jordar att kunna nyttjas hållbart enbart under begränsade perioder. Eftersom kompaktering och oxidation av det organiska materialet kommer att sänka markytan och leda till dräneringsproblem (se Lindborg 2010).



Figur 6-16. *Modellerad fördelning av vegetation och markanvändning i Forsmark vid 5000 e Kr och 12 000 e Kr för klimatfallet med global uppvärmning. Alla områden som potentiellt kan uppodlas är presenterade på kartan som jordbruksmark, se* ***Biosfärens syntesrapport*** *för detaljer om modelleringen av landskapsutvecklingen. Den nuvarande strandlinjen är markerad med en svart linje och mörkare toner av blått representerar djupare hav.*

Produktionen av potentiell föda i jordbruksområden är flera hundra gånger högre än i akvatiska eller terrestra områden som inte är uppodlade (Andersson 2010, Aquilonius 2010, Löfgren 2010). Detta innebär att den potentiella livsmedelsproduktionen i hela det modellerade området förväntas öka under denna period. Tillgången på sötvatten för mänsklig användning förväntas öka gradvis. Nytt grundvatten, som skulle kunna utnyttjas som dricksvatten, kommer att finnas tillgängligt när kustlinjen flyttas österut. Bland de redan befintliga geologiska formationerna kan Börstilåsen ge grundvatten av drickbar kvalitet.

Som diskuterats ovan är klimatvariationer och strandlinjeförskjutning viktiga faktorer som påverkar landskapsutvecklingen, vilken emellertid också påverkas av mänskligt nyttjande av landskapet. I modelleringen av landskapsutvecklingen studeras effekterna av dessa faktorer genom att en uppsättning av landskapsutvecklingsvarianter baserat på olika antaganden om klimatet, markanvändningen och relaterade processer har upprättats. Figur 6-17 visar två exempel på resultat för 5000 e Kr vilket visar på olika varianter som kan jämföras med varandra och med den övre kartan i figur 6-16.



Figur 6-17. *Den modellerade fördelningen av vegetation och markanvändning i Forsmark vid 5000 e Kr för två landskapsutvecklingsvarianter resulterande från klimatfallet med global uppvärmning med antagandet att landskapet inte påverkas av människor (överst). Och från fallet med förlängd global uppvärmning under antagandet att markanvändningen liknar den i dag (underst); se* ***Biosfärens syntesrapport*** *för detaljer om modelleringen av landskapsutvecklingen och de antaganden som ligger till grund för de olika varianterna. Den nuvarande strandlinjen är markerad med en svart linje och mörkare toner av blått representerar djupare hav.*

En detaljerad redovisning av modelleringen, inklusive de antaganden som är förknippade med varianterna, ges i **Biosfärens syntesrapport**.

Den övre kartan i figur 6-17 visar ett landskap som inte påverkats av människor där de mest uppenbara skillnaderna jämfört med den som finns i figur 6-16 är avsaknaden av odlingsbar mark. Den nedre kartan i figur 6-17 visar resultaten för modellering baserad på *klimatfallet med förlängd global uppvärmning*. Detta klimatfall innebär större effekter av människans aktiviteter på klimatet än de andra klimatfallen som inbegriper global uppvärmning, vilket leder till olika antaganden som ligger till grund för modelleringen av landskapsutvecklingen. Som framgår vid jämförelse mellan resultaten från *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* i figur 6-17 och de globala uppvärmningsresultaten från 5000 e Kr i figur 6-16, rör dessa skillnader i antaganden både

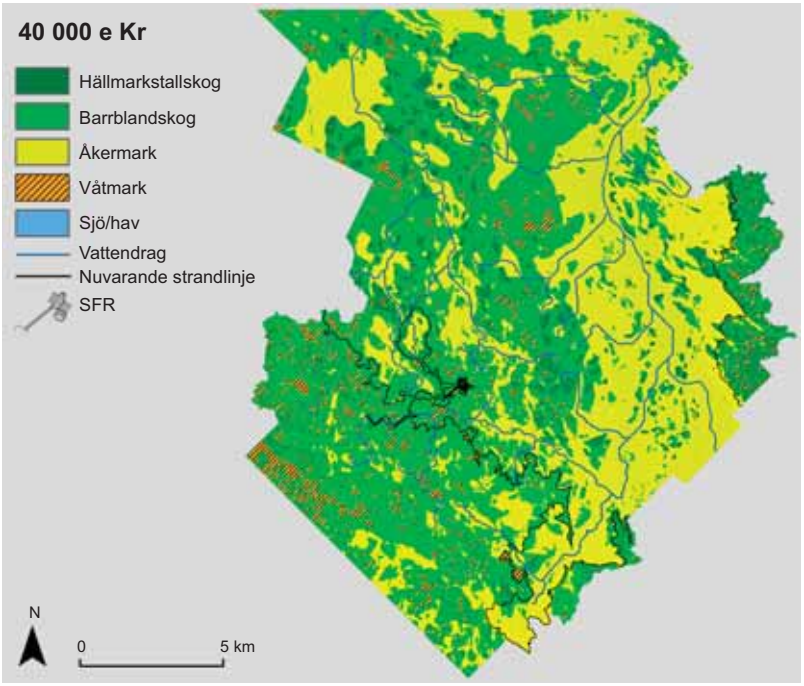
strandlinjeförskjutningen och den framtida växtligheten. I synnerhet är *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* baserat på en tusenårig fördröjning av strandlinjeförskjutningen, vilket resulterar i en större havsyta vid år 5000 e Kr. Några skillnader i typerna av växtlighet ses också, med tall och barrblandskog utbytt mot ek respektive lövblandskog.

Den återstående delen av analysperioden

I *klimatfallet med global uppvärmning* varar det tempererade klimattillståndet under 69 procent av analysperioden, medan motsvarande del är 66 procent för *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* som omfattar en period med ytterligare 3 000 år med periglacialt tillstånd (**Klimatrapporten**). *Klimatfallet med förlängd global uppvärmning* förutsätter att uppkomsten av ett kallare klimat fördröjs, vilket innebär att hela den 100 000 år långa perioden kännetecknas av tempererat klimat. För klimatfallen med *global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat* beräknas den andra halvan av analysperioden bestå av växlande perioder med tempererat och periglacialt klimat (se avsnitt 6.2).

Under framtida perioder med tempererade förhållanden förväntas Forsmark uppvisa biosfärsförhållanden liknande de senare delarna av de första 10 000 åren av den tempererade perioden, det vill säga landskapet kommer att bestå av terrestra ekosystem, huvudsakligen skogar och myrar med få eller inga sjöar och utan hav. Delar av området, särskilt de med finkornigt sediment i de mellersta delarna av Öregrundsgrepen (se figur 6-16), kan eventuellt användas för långsiktigt jordbruk (se **Biosfärens syntesrapport**). Mindre områden med huvudsakligen organiska jordar kan också komma att brukas under begränsade perioder. Högt liggande områden med tunna jordlager kommer att vara beväxta med tallskog. Dessutom förväntas mönstret för utströmning av djupt grundvatten, liksom de förhållanden som bestämmer transport och ackumulation av radionuklider i landskapet, att likna de som råder under den senare delen av den inledande tempererade perioden (Odén et al. 2014).

Figur 6-18 visar ett exempel på ett modellerat landskap representerande år 40 000 e Kr, vilket är den sista tidpunkten som beaktas i modelleringen av landskapsutvecklingen. Som synes har utvecklingen omvandlat sjöarna till terrestra områden, inklusive de djupare havsvikarna/sjöarna som ligger i anslutning till dagens Gräsö (figur 6-16). Dessa områden är till största delen utmarkerade som jordbruksmark i figur 6-18, vilket i viss utsträckning är en följd av det faktum att figuren visar resultat för en modellvariant där all uppodlingsbar mark antas användas som jordbruksmark.



Figur 6-18. *Modellerad fördelning av vegetation och markanvändning i Forsmark vid 40 000 e Kr för klimatfallet med global uppvärmning. Alla områden som potentiellt kan uppodlas presenteras på kartan som jordbruksmark, se* ***Biosfärens syntesrapport*** *för detaljer om landskapsutvecklingsmodellen. Den nuvarande strandlinjen är markerad med en svart linje.*

6.4.2 Termisk utveckling

Se avsnitt 6.3.2.

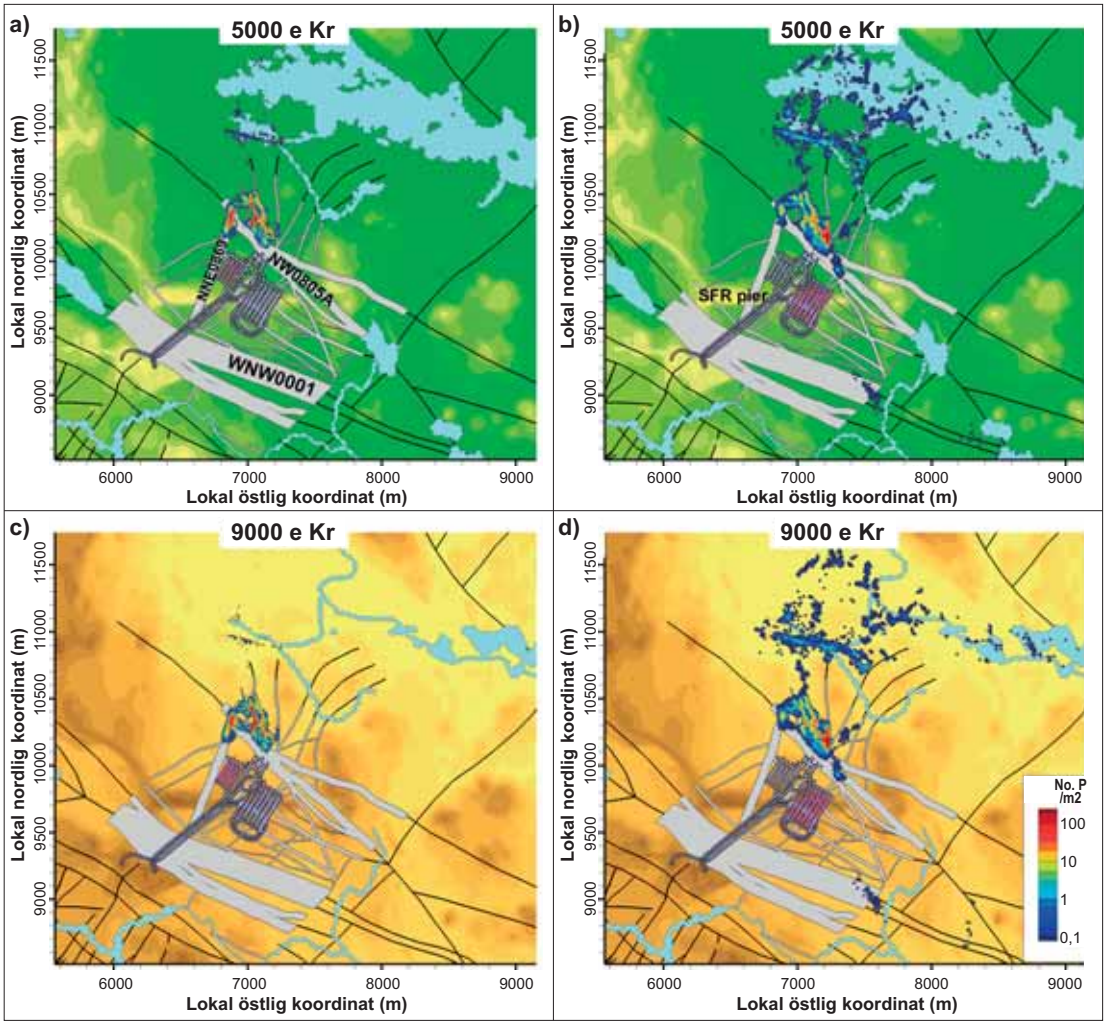
6.4.3 Mekanisk utveckling

Se avsnitt 6.3.3.

6.4.4 Hydrogeologisk utveckling

Terrestra förhållanden

När strandlinjen är långt bort från förvaret blir effekten av strandlinjen som huvudsakligt utströmningsområde för grundvattenflödet försumbar. Terrestra förhållanden med nästan stationära flöden antas från omkring 5000 e Kr och situationen vid 9000 e Kr kan antas representera alla framtida temperade klimattillstånd i analysperioden (Odén et al. 2014). En sänka i topografin nära ZFMNNE0869 och ZFMNW0805A, se figur 6-19 utströmningsområde från SFR 1. Under de tidiga skedena har SFR 3 utsläppslägen både norr om och söder om SFR-piren. Allteftersom den horisontella komponenten i grundvattenflödet successivt ökar drivs utsläppslägena norrut mot samma sänka i topografin som utgör utströmningsområde för SFR 1. På grund av dess djupare placering kommer dock ett litet antal partiklar från SFR 3 att strömma ut i sjöar och vattendrag längre bort från förvaret, se figur 6-19.



Figur 6-19. *Utsläppslägen (färgade efter partikeltäthet, längst ned till höger) för partiklar som börjar i förvarsutrymme SFR 1 (rosa nyans, vänster) och i förvarsutrymme SFR 3 (rosa nyans, höger), tidsutsnitten 5000 och 9000 e Kr. De svarta linjerna representerar deformationszoner. De vita områdena representerar också deformationszoner, men zoner närmare SFR-förvaret där det vita områdets bredd anger zonens tjocklek vid markytan.*

Framtida mänskliga handlingar kan ha inverkan på grundvattenflödessystemet. Grundvattenupptag från ett borrhål kan förändra flödesfältet i närheten av borrhålet och lokalt sänka grundvattenytan. Om det borrats i en större konduktiv deformationszon, vilket vanligtvis eftersträvas för att kunna ta upp så mycket vatten som möjligt, kan påverkan sträcka sig även längre bort från borrhålet. Om förvaret ligger inom påverkanszonen av ett borrhål (med hänsyn till effekterna av korsade sprickzoner), kan flödet genom förvaret påverkas av upptaget. Förvarsutrymmen, tunnlar och schakt kommer sannolikt att ha liknande men större inverkan på grundvattenflödet än vattenupptag från borrhål. Aktiviteter som kan påverka grundvattenflödet diskuteras vidare i kapitel 7 och i **FHA-rapporten**.

6.4.5 Närzonens hydrologiska utveckling

Övergången från strandlinjeförhållanden till den terrestra förhållanden ökar flödet genom förvaret med ungefär 50–100 procent (se figur 6-8). När terrestra förhållanden (strandlinjeläge 3) råder ovanför förvaret antas grundvattenflödet nå stationära förhållanden.

Inverkan av betongdegradering

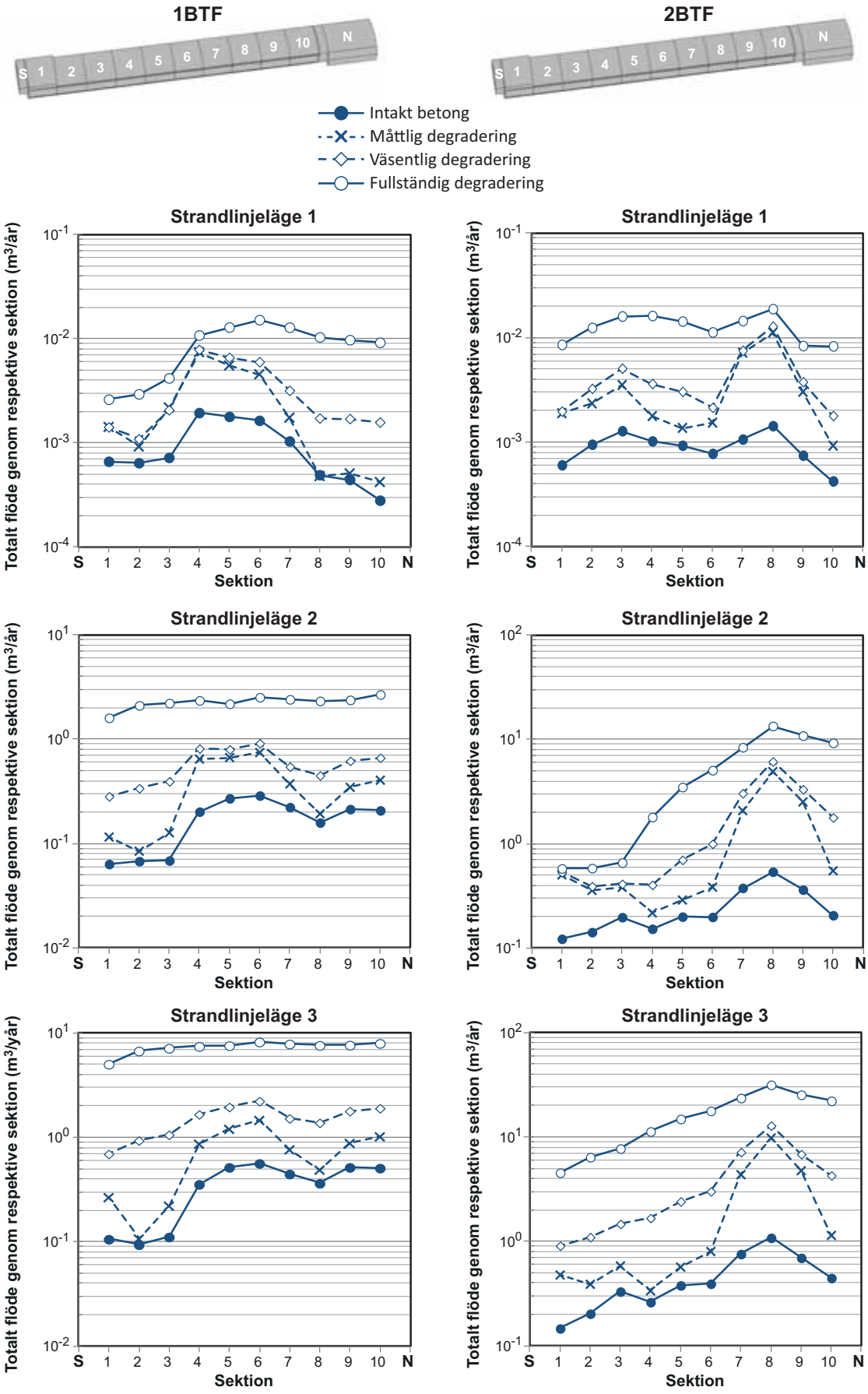
Inverkan av betongendegradering på vattenflödet genom förvaret har studerats genom att ansätta en ökad hydraulisk konduktivitet till de betongmaterial som används i förvarsutrymmena. Betongens initialtillstånd och ett helt degraderat tillstånd har satts som gränser för denna parameterundersökning (Abarca et al. 2013). I sitt fullständigt degraderade tillstånd antas betongen inte längre utgöra en flödesbarriär.

BLA-salarna har inga betongbarriärer och påverkas därför inte av betongdegradering. Även flöden genom avfallet i silon är mer eller mindre opåverkat av betongdegradering. Detta beror på att silon även skyddas av flödesbarriärer av bentonit.

Allteftersom betongdegraderingen fortgår ökar andelen av vattenflödet genom avfallet jämfört med det totala flödet genom salarna. I förvarsutrymmena 1BTF och 2BTF ökar flödet genom avfallet med ungefär en storleksordning om man jämför initialtillståndet till ett tillstånd där betongen inte längre begränsar flödet. Degraderingen påverkar också den längsgående fördelningen av flödet genom förvarsutrymmena. Vid initialtillståndet finns en tydlig korrelation mellan det lokala flödet genom avfallet och bergets deformationszoner (Abarca et al. 2013). Vid måttlig betongdegradering är den längsgående fördelningen av flödet detsamma, men med ett ökat flöde i de avsnitt som påverkas av sprickzoner. Ju mer betongen bryts ner, desto större kommer flödet genom avfallet att vara. Flödesprofilerna har mindre struktur, vilket visar på ett mer jämnt fördelat flöde genom förvarsutrymmenas olika delar (se figur 6-20).

BRT- och BTF-salarna representeras på ett liknande sätt i närzonsmodellerna (se Abarca et al. 2013). Detta medför att flöden genom avfallsdomänen som en funktion av betongdegradering är jämförbar. Dock bidrar än advektiv transport till nettoutsläppet av radionuklider från förvarsutrymmena. BTF-salarna innehåller i stor utsträckning avvattnade jonbytarmassor inneslutna i betongtankar. När tankarna inte längre hindrar flöde kan radionuklider transporteras med det genomträngande vattnet. Sorption på betongen kommer emellertid hålla kvar radionuklider i förvarsutrymmet även då betongen degraderat. Avfallet i BRT består av reaktortankar i stål, med inducerad aktivitet i metallen. Frigörandet av radionuklider beror därför även på korrosionshastigheten, vilken minimeras till följd av det höga pH som upprätthålls av betongen i förvaret. Ovanstående visar på att även om två salar har en liknande beteende med avseende på vattenflöde, så kan den faktiska utsläppshastigheten för radionuklider skilja sig på grund av de olika avfallsformerna.

I 1BMA och 2BMA leds vatten bort från betongbarriärer och avfall med hjälp av ett återfyllnadsmaterial med hög genomsläpplighet för vatten. I 1BMA deponeras avfallet i fack inom en och samma betongkonstruktion. Återfyllnadsmaterial installeras runt om betongkonstruktionen. I 2BMA är betongkassunerna fristående från varandra och åtskiljs av återfyllnadsmaterial. Modelleringsresultaten visar att denna utformning är effektiv (Abarca et al. 2014) och begränsar flöden genom avfallet till storleksordningen liter per år eller lägre. Med så låga flöden genom avfallet som referenspunkt kommer alla förändringar i barriärernas funktion att ha relativt stor inverkan på flödet. Dock kan det absoluta flödet genom avfallet fortfarande vara lågt. En ökning med en storleksordning av betongens hydrauliska konduktivitet ger en ökning av flödet genom avfallet på ungefär en storleksordning. För väsentligt degraderade betongbarriärer bidrar den hydrauliska kontrasten fortfarande till att avleda 80 procent eller mer av flödet genom återfyllnadsmaterialet.



Figur 6-20. *Totalt flöde (m³/år) i olika sektioner av 1BTF (till vänster) och 2BTF (till höger) för de tre strandlinjepositionerna.*

Degradering av hydrauliskt täta sektioner av bentonit

För att begränsa vattenflödet genom förvarsutrymmen kommer tunnlar närmast förvarsutrymmena att tätas med bentonitsektioner. Dessa sektioner stöds av mekaniska pluggar. Bentonitens hydrauliska egenskaper kan förändras till följd av olika processer (detta beskrivs vidare i **Processrapport tekniska barriärer**). Degradering av stödjande mekaniska pluggar kan tillåta bentonitsektionen att svälla, vilket minskar det inre svälltrycket och ökar den hydrauliska konduktiviteten. Bentonitens förslutningsförmåga påverkas även av vattenflödet som kan föra bort material (erosion) och skapa kanaler i leran (kanalbildning). Kemiska processer kan dessutom orsaka omvandling av montmorillonit, vilket minskar bentonitens svällförmåga.

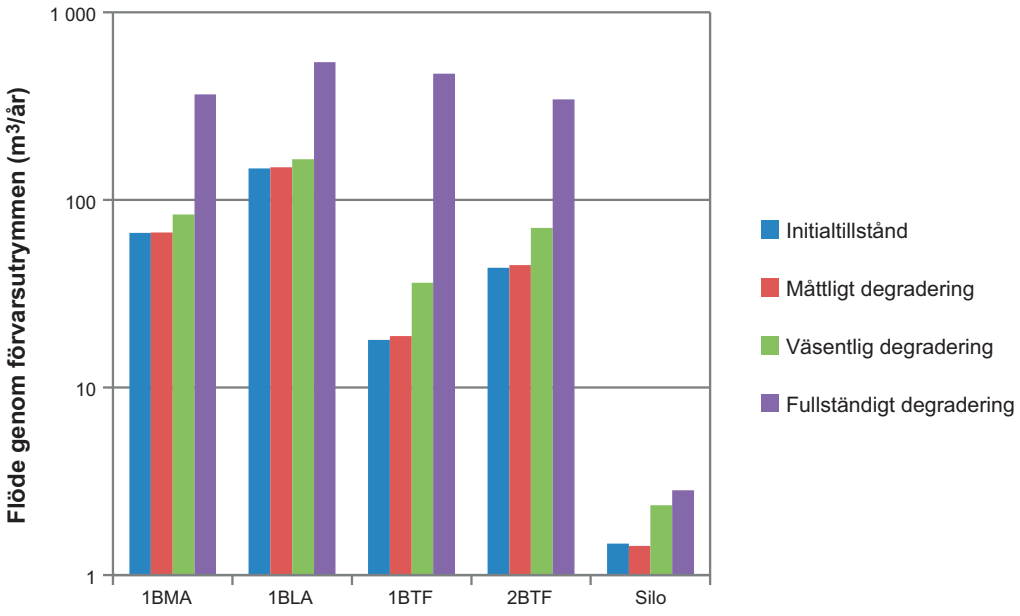
Den inverkan som degradering av bentonit kan ha på vattenflödet genom förvaret har studerats genom att ansätta en ökad hydraulisk konduktivitet för förvarets bentonitsektioner. Bentonitens initialtillstånd och ett helt degraderat tillstånd antogs som gränser för denna parameterundersökning (Abarca et al. 2013). I det fullständigt degraderade tillståndet antas det att bentoniten inte längre utgör en flödesbarriär.

Beräknade flöden genom förvarsutrymmen i SFR 1 presenteras i figur 6-21.

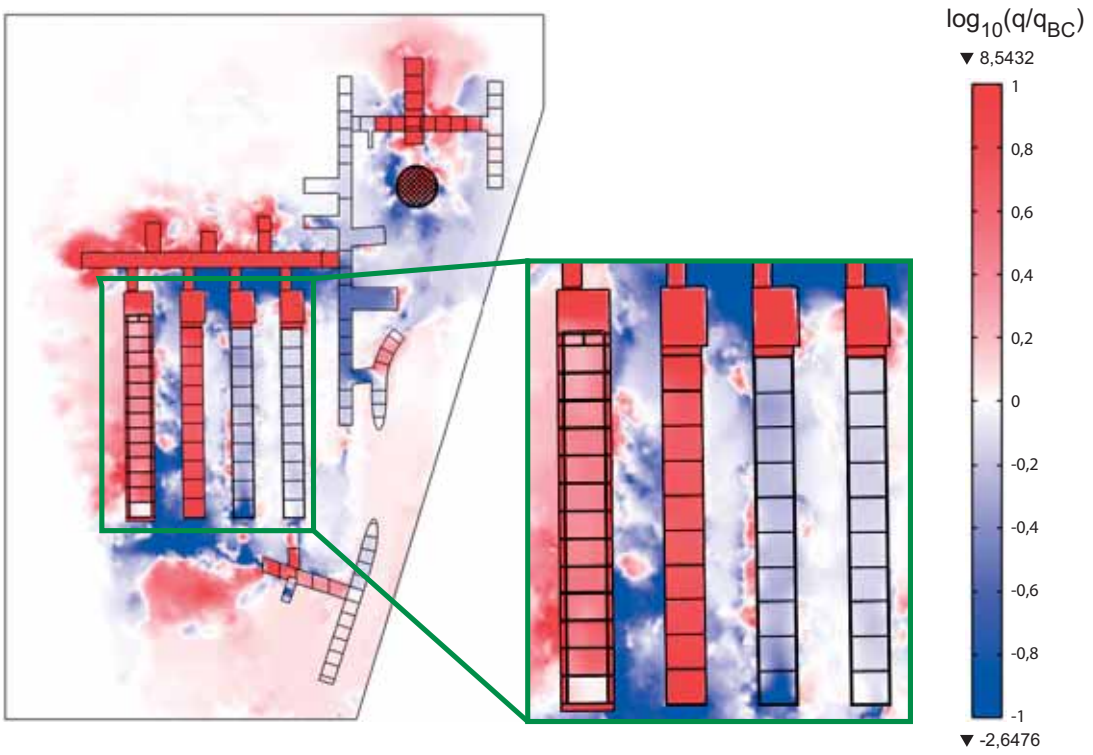
Måttligt degraderad bentonit har liten inverkan på grundvattenflödet genom förvarsutrymmena. Den viktigaste effekten av en väsentligt degraderad bentonit är en fördubbling av flödet genom 1BTF. När bentoniten är fullständigt degraderad ökar flödet genom de flesta förvarsutrymmena. Störst påverkan observerades för 1BMA- och BTF-salarna där grundvattenflöden ökade med upp till en storleksordning.

När bentonitsektionerna är intakta når vattnet förvarsutrymmena i SFR 1 huvudsakligen genom deformationszoner i berget. Dessa zoner kopplar samman förvarsutrymmena och fördelar flödet mellan dem. När bentoniten degraderas omfördelas vattenflödet och grundvattnet går i huvudsak längs nedfartstunnlarna och återfyllnadsmaterialet i förvarsutrymmena. Samtidigt minskar flödet i sprickzonerna som skär förvarsutrymmena. Omfördelningen av vattenflödet illustreras i figur 6-22, som visar ökande flöden i hela 1BLA och det porösa återfyllnadsmaterialet i 1BMA. I BTF-salarna sker en flödesökning främst i lastningsområdena, medan flödena genom avfallet minskar något.

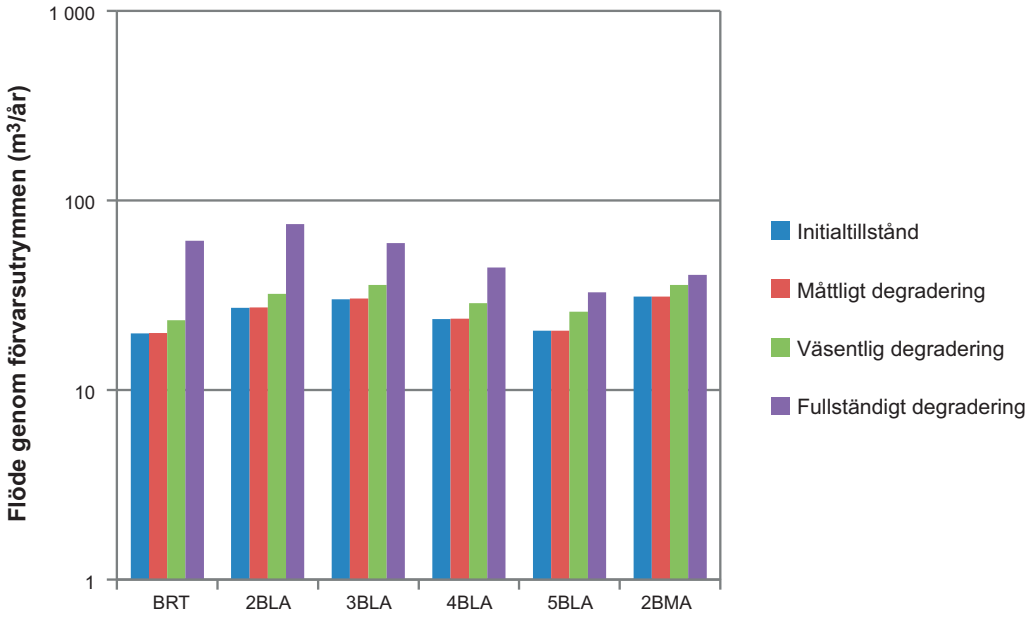
De beräknade flödena genom förvarsutrymmena i SFR 3 presenteras i figur 6-23. Påverkan på vattenflödet genom förvarsutrymmena är måttlig, även med fullständigt degraderade bentonitsektioner. I allmänhet är effekten mindre än den som observerats för SFR 1. Skillnaden i flöde mellan fullständigt degraderade och intakta bentonitsektioner (initialtillståndet) minskar med avståndet från nedfartsrampen. Förvarsutrymmet BRT, närmast nedfartsrampen, visar en trefaldig ökning i flöde för fallet med fullständigt degraderade bentonitsektioner i jämförelse med initialtillståndet.



Figur 6-21. *Flöde (m^3/år) genom förvarsutrymmena i SFR 1 som funktion av bentonitdegradering.*



Figur 6-22. *Färgskalan anger logaritmen av kvoten av Darcyhastigheten för två fall; flödesresultat för intakta sektioner av bentonit och för fullständigt degraderade sektioner av bentonit. Resultaten visas för ett horisontellt tvärsnitt på 82,5 m djup. Värden som är större än noll indikerar ett högre flöde i fallet med fullständigt degraderad bentonit.*



Figur 6-23. *Flöde (m^3/år) genom förvarsutrymmena i SFR 3 som funktion av bentonitdegradering.*

6.4.6 Geokemisk utveckling

Det bräckta grundvattnet i berggrunden som omger SFR kan börja förändras och bli mer och mer utspätt med tiden, eftersom strandlinjen flyttar längre österut. Under denna period kommer grundvattnets sammansättning att påverkas av inflöde av meteoriskt vatten i den översta delen av berg-

grunden vilket främjar upplösningen av exempelvis pyrit och utfällning av Fe(oxy)hydroxider. Vidare kommer landhöjning över havsnivån att påverka grundvattnets flödesmönster genom dynamiska förändringar av de hydrauliska egenskaperna och förändringar i grundvattenflödets riktning. Från att ha varit ett utströmningsområde kommer nu området att uppvisa en situation med mera horisontellt grundvattenflöde (avsnitt 6.4.4).

Omfattningen och inriktningen av transporten av lösta ämnen genom advektion kommer således att förändras i förhållande till det rådande grundvattenflödesfältet (**Radionuklidtransportrapporten**). Lösta ämnen kommer att ha ett diffusionsutbyte med stillastående vatten i den sammanbundna porvolymen i berget. Detta kan komma att vara av betydelse för fördröjningen av radionuklider (**Processrapporten för geosfären**), men kommer sannolikt att vara av större betydelse för utvecklingen av grundvattnets sammansättning på lång sikt.

Under perioder med tempererat klimat kommer upplösningen/utfällningen av sprickmineraler att påverka grundvattnets sammansättning och fungera som en buffert mot försurning och förändringar av redoxförhållandena. Grundvattnet, som initialt liknar dagens bräckta marina grundvatten, kommer att bli successivt mer och mer utspätt, speciellt under de tempererade klimatperioder som sträcker sig över drygt 40 000 år, se tabell 6-8).

Tabell 6-8. Det ytliga grundvattnets förväntade sammansättning i SFR-området under både tempererade och periglaciala perioder när förvaret inte är täckt av hav (baserat på platsdata från ytliga grundvatten (0–100 m u h) i terrestra områden). Tabell modifierad från Auqué et al. (2013).

	Referenssammansättning	Intervall	Intervall
	För tidsperioden fram till ungefär 40 000 år		För perioden som sträcker sig bortom 40 000 år
pH	7,4	6,6–8,3	6,6–8,3
Eh (mV)	–210	–135 till –300	–135 till –300
Cl^- (mg/L)	190	16–503	5–357
SO_4^{2-} (mg/L)	50	25–163	17–110
HCO_3^- (mg/L)	300	300–500	120–324
Na^+ (mg/L)	180	65–400	38–250
K^+ (mg/L)	5	5–15	2–5,3
Ca^{2+} (mg/L)	50	24–105	7–48
Mg^{2+} (mg/L)	12	7–24	2–13
SiO_2 (mg/L)	12	2–21	12–31

6.4.7 Avfallets kemiska utveckling

Under längre tidsperioder, mer än tusen år efter förslutning, är den kemiska utvecklingen av betydelse för frigörelsen av radionuklider och andra ämnen, särskilt med hänsyn till sorption. Utgångspunkten för den kemiska utvecklingen under längre tidsperioder av tempererade förhållanden är den utveckling som har ägt rum under de första tusen åren. Följande beskrivning är således en fortsättning av avsnitt 6.3.7. Bakgrunden till de analyser som beskrivs i föregående avsnitt upprepas inte här.

Bland de externa förändringar som har betydelse för den kemiska utvecklingen är det faktum att grundvattnet efter omkring 1 000 år förväntas vara sötvatten, se avsnitt 6.4.6. Vattenflödets förändrade riktning och storlek på grund av landhöjningen har också betydelse för många processer.

Baserat på de beräkningar som genomförts rörande cementlakning i avfallsdomänen, förväntas inte betongkokiller och ingjutning/kringgjutning utsättas för betydande urlakning av sina cementkomponenter under perioden fram till 12 000 e Kr (slutet av den simulerade undersökningsperioden) (Höglund 2001) och för silon upp till 100 000 e Kr (Gaucher et al. 2005). Däremot kan det inte uteslutas att lokala mineralomvandlingar vid betongbehållarnas yta kan ske, se Cronstrand (2014, avsnitt 6.4.8), pH i olika avfallstyper visar ingen variation eftersom det avgörs av portlanditjämvikten.

Vattnets sammansättning

Grundvatten

Landhöjningen har pågått så länge att det grundvatten som flödar in i förvaret kommer att vara sötvatten under hela analysperioden. För detaljer rörande grundvattnets sammansättning, se avsnitt 6.4.6 och tabell 6-8.

Cementporvatten

Enligt Cronstrand (2014) kommer pH ligga kvar på omkring 12,5, vilket motsvarar buffrande av portlanditupplösning i allt avfall, förutom för 1BLA, i SFR 1 under åtminstone 100 000 år, se tabell 6-5. I 1BLA kommer pH gradvis minska på grund av avsaknaden av betongkonstruktioner och slutligen nå samma pH som det inträngande grundvattnet efter ca 19 000 år. I betongväggarna som omger avfallet i 1BMA kommer pH successivt att minska och nå ett värde på 11,5 efter 48 000 år i fack med bituminiserat avfall och 56 000 år i fack med cementingjutet avfall. Den modellering som utförts av Cronstrand (2014) använder ett mycket förenklat tillvägagångssätt med en omrörd tank för de undersökta områdena, silovägg, avfall, 1BMA-vägg, bitumeningjutet avfall i 1BMA, cementingjutet avfall i 1BMA, 2BTF, 1BTF och 1BLA. Modellen tar också i beräkning den inverkan på pH som avfallet har, det vill säga joner från jonbytarmassorna som potentiellt skulle kunna påverka pH beaktas. I modellen har sprutbetongen som omger bergsalarna räknats som ett OH^- bidragande material.

Det betonas att metoden är ett ungefärligt och överskådligt angreppssätt som använts enbart för att bestämma den globala genomsnittliga pH-utvecklingen. Betydande lokala avvikelser förväntas till följd av avfallets inhomogena egenskaper, begränsningar i flödesvägar osv. Ändå, trots de osäkerheter som är förknippade med varje uppsättning indata, visar resultaten en betydande stabilitet med avseende på indatavariation så länge portlandit och CSH stabiliserar pH.

Avfallslakvatten

I fallet med cementingjutet avfall förväntas lakvattnet domineras av de lösta ämnena i cementen och pH kommer att påverkas av avfallet samt mängden cement som finns närvarande, se tabell 6-5.

Transport av lösta ämnen

Frigörelsen av radionuklider och de salter som finns i bitumingjutet avfall kommer att vara beroende av tillgången på vatten. I SR-PSU antas att alla radionuklider kommer att ha frigjorts från bitumenmatrisen inom den tidigare tidsperioden. Därför anses radionuklider inte hållas kvar i bitumenmatrisen under denna period.

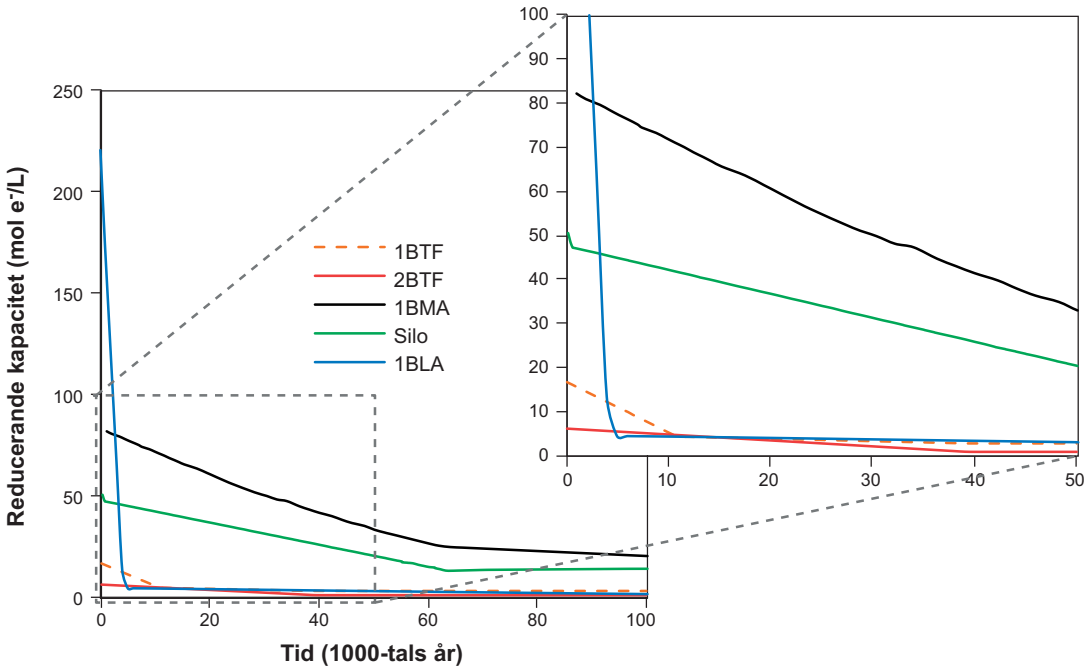
Kolloider

Se vattensammansättningen för de inledande tusen åren.

Redox

Reducerande förhållanden antas råda i alla barriärer och under hela analysperioden i alla förvarsutrymmen, se föregående period ”Redox”. Den tid som krävs för korrosion av allt stål som finns i förvarsutrymmena varierar från 5 000 år i 1BLA till mer än 60 000 år i 1BMA och silon, beroende på stålets mängd och ytarea. Efter fullständig korrosion av stål kommer systemet fortfarande ha en starkt reducerande kapacitet till följd av den magnetit som tidigare bildades som en korrosionsprodukt, se figur 6-24. Så länge det finns RDC (reducerande kapacitet) kvar i systemet kommer redoxpotentialen att vara låg. Mängden elektroner, vilket är hur systemets reducerande förmåga representeras, ger en överblick av den mängd oxidanter som systemet kan buffra som anges nedan:

- 1BLA: 56,25 mol syre/L avfall.
- Silo: 12,5 mol syre/L avfall.
- 1BMA: 20 mol syre/L avfall.
- 1BTF: 4,5 mol syre/L avfall.
- 2BTF: 1,5 mol syre/L avfall.



Figur 6-24. *Tidsutveckling av förvarets reducerande kapacitet (mol e^-/L) som beräknats för vart och ett av förvarsutrymmena, 1 och 2BTF, 1BMA, silon och 1BLA.*

Radionuklidspeciering

Allteftersom pH minskar kommer specieringen av vissa radionuklider att ändras. Detta återspeglas i förändrade K_d-faktorer för de påverkade grundämnena (se **Datarapporten**). Reducerande förhållanden i förvaret består under hela analysperioden och specieringen av de redoxkänsliga radionukliderna förändras inte till följd av detta.

Metallkorrosion

Den initialt snabba korrosionen av Al och Zn har ägt rum och järnkorrosion är den dominerande korrosionsprocessen under perioden. Redoxförhållandena i alla förvarsutrymmen är fortfarande reducerande och korrosionshastigheten är fortfarande 0,05 och 0,01 µm/år för stål respektive rostfritt stål.

Organiska komplexbildare och sorption

Under perioden som följer efter de första 1 000 åren efter förslutning, blir sorptionseffekter till följd av komplexbildning med organiska material som finns i avfallet vid förslutning mindre viktiga. Detta är på grund av transporten av sådana ämnen ut ur systemet. Nedbrytning av cellulosa fortsätter och all cellulosa förväntas vara nedbruten ungefär 5 000 år efter förslutning, se tabell 6-9. Den inverkan som förekomsten av ISA har på sorptionen (K_d-värden) tas med i beräkningen under hela perioden med de sorptionsreducerande faktorer som redovisas i tabell 6-6. Komplexbildningen blir också mindre viktig eftersom nästan alla radionuklider har sönderfallit och C-14, Tc-99 och Ni-59 är de enda kvarvarande dominerande radionukliderna. Dessa radionuklider bildar inte starka komplex med organiska material.

Mikrobiologi

Eftersom systemets pH till stor del styr den mikrobiella aktiviteten kommer inte omfattande mikrobiell aktivitet att äga rum förrän pH har sjunkit till optimalt pH för mikrobiell aktivitet. Dock kommer pH i förvaret fortfarande att vara ogynnsamt för mikrobiell aktivitet under denna period. Den tidsskala eller de tidsskalor i vilka mikrobiella processer förekommer är relaterade till mängden tillgängliga näringsämnen och energikällor i systemet. När det gäller BLA-salarna, kan möjligheten inte uteslutas att mikrobiell aktivitet kommer att vara omfattande efter ca 19 000 år när pH har sjunkit till grundvattennivåer.

Tabell 6-9. ISA-koncentrationer efter 5 000 år av cellulosanedbrytning (sorptionen av ISA på tillgänglig hydratiserad cement beaktas (Keith-Roach et al. 2014)).

	ISA-koncentration (M).
1BMA	
Fack	
1	0
2	0
3	$3{,}1 \cdot 10^{-5}$
4	$2{,}7 \cdot 10^{-4}$
5	$1{,}5 \cdot 10^{-6}$
6	$8{,}0 \cdot 10^{-6}$
7	$1{,}5 \cdot 10^{-4}$
8	$1{,}2 \cdot 10^{-2}$
9	$4{,}6 \cdot 10^{-4}$
10	$9{,}2 \cdot 10^{-4}$
11	$5{,}2 \cdot 10^{-4}$
12	$5{,}2 \cdot 10^{-4}$
13	$5{,}3 \cdot 10^{-4}$
14	$5{,}1 \cdot 10^{-4}$
15	$5{,}1 \cdot 10^{-4}$
Totalt i 1BMA-konstruktionen	$2{,}9 \cdot 10^{-4}$
1BMA inkl. makadam och sprutbetong	$2{,}7 \cdot 10^{-4}$
2BMA	
2BMA per kassun (avfall deponeras i 8,4 kassuner)	$2{,}6 \cdot 10^{-4}$
Silon	
Inom ytterväggarna i silokonstruktionen	$4{,}5 \cdot 10^{-5}$
Silokonstruktionen	$3{,}8 \cdot 10^{-5}$
Hela förvarsutrymmet	$3{,}8 \cdot 10^{-5}$
1BTF	
Avfallet	$4{,}7 \cdot 10^{-6}$
Hela bergssalen	$4{,}5 \cdot 10^{-6}$
2BTF	
Avfallet	0
Hela bergssalen	0

Gasbildning

Gasbildning till följd av korrosion

För tiden efter 1 000 år förväntas allt Al och Zn ha korroderat. Anaerob järnkorrosion kommer att vara den dominerande gasbildande processen under denna period.

Gasbildning till följd av mikrobiell aktivitet

Mikrobiell aktivitet kommer att öka då pH minskar. Dock kommer pH i förvaret fortfarande att vara ogynnsamt för mikrobiell aktivitet under denna period. Undantaget är 1BLA, där pH kommer att vara detsamma som i grundvattnet efter ca 19 000 år.

Gasbildning till följd av radiolys

Gaser som bildas genom radiolys av vatten och andra material är försumbara även under denna period.

Beräknade gasmängder

Efter att allt Al och Zn har korroderat, är gasvolymerna som genereras betydligt lägre. För perioden efter de första 1 000 åren domineras gasbildningen av antingen nedbrytning av organiskt material och/eller stålkorrosion. Gasvolymerna (Nm^3/år) varierar mellan 10 och 275 Nm^3/år mellan de olika förvarsutrymmena i SFR 1 (Moreno och Neretnieks 2013).

Gastransport

Gastransporten genom avfallsmatrisernas porösa material kommer att fortsätta enligt beskrivningen i avsnittet om gasbildning i avsnitt 6.3.7.

6.4.8 De tekniska barriärernas utveckling

Bentonitbarriärer

Montmorillonit omvandlas gradvis i kontakt med vatten med högt pH. Efter 10 000 år har en tredjedel av den totala mängden montmorillonit i bentoniten lösts upp och efter 100 000 år kvarstår bara en liten del. Kalciumsilikatmineraler, zeoliter och nya leror kommer att bildas i bentoniten vid gränsytorna mot betongsilon och sprutbetongen på bergets väggar och tak. Dessa mineraler har något olika egenskaper jämfört med den ursprungliga montmorilloniten, såsom sämre svällegenskaper och högre molvolym (Gaucher et al. 2005). Man kan inte utesluta möjligheten att omvandlingens omfattning är så stor att bentonitbarriären förlorar sin svällförmåga under denna period, något som skulle kunna medföra en högre risk för sprickbildning och högre hydraulisk konduktivitet. De förändringar i porositet och mineralsammansättning som kan orsakas av omvandlingsprocesserna förväntas inte leda till högre diffusionskoefficienter än för opåverkade barriärer. När det gäller sorptionen är de värden som används baserade på förekomsten av en tillräcklig andel av bentonit för alla tidsskalor och de mineral som sannolikt bildas, såsom zeoliter med i allmänhet hög sorption av katjoner, bedöms ha minst lika goda sorptionsegenskaper som de ursprungliga mineralen. De värden som väljs för de opåverkade bentonitbarriärerna antas därför försiktigtvis vara representativa för hela analysperioden.

Bentonitkolloidbildning

Även för den längsta tidsramen som beaktas i analysen av förvarets säkerhet efter förslutning (upp till 100 000 år) förväntas tillräckligt höga Ca^{2+}-koncentrationer i gränsytan mellan bentonit och sprutbetong för att undvika spridning av leran och bildandet av en kolloidal (Gaucher et al. 2005). Denna process bedöms därför inte ha någon betydande inverkan för den utformning som används i silon. Baserat på dessa resultat beaktar säkerhetsanalysen inte den möjliga inverkan på bentoniten som förändringar i grundvattnets sammansättning skulle kunna ha. Detta skulle exempelvis kunna orsakas av ökad tillrinning av meteoriskt vatten under långa perioder, såsom i klimatfallen med *global uppvärmning* och *förlängd global uppvärmning* (**Klimatrapporten** avsnitt 4.1 och 4.3).

Degradering av cement i betongväggen

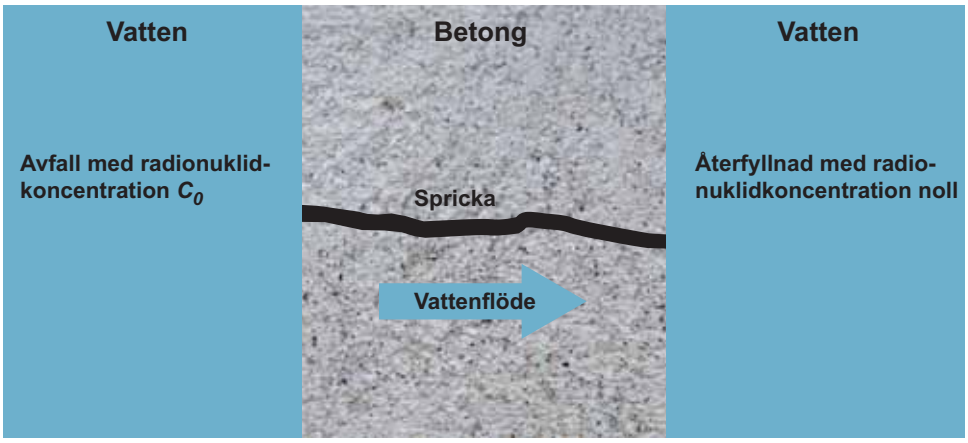
Inga större förändringar i siloväggens volym förväntas under de första 100 000 åren eller mer efter förslutning (Gaucher et al. 2005). Bentonitexpansion/intrång i silons väggar kan därför bortses från.

Betongbarriärer

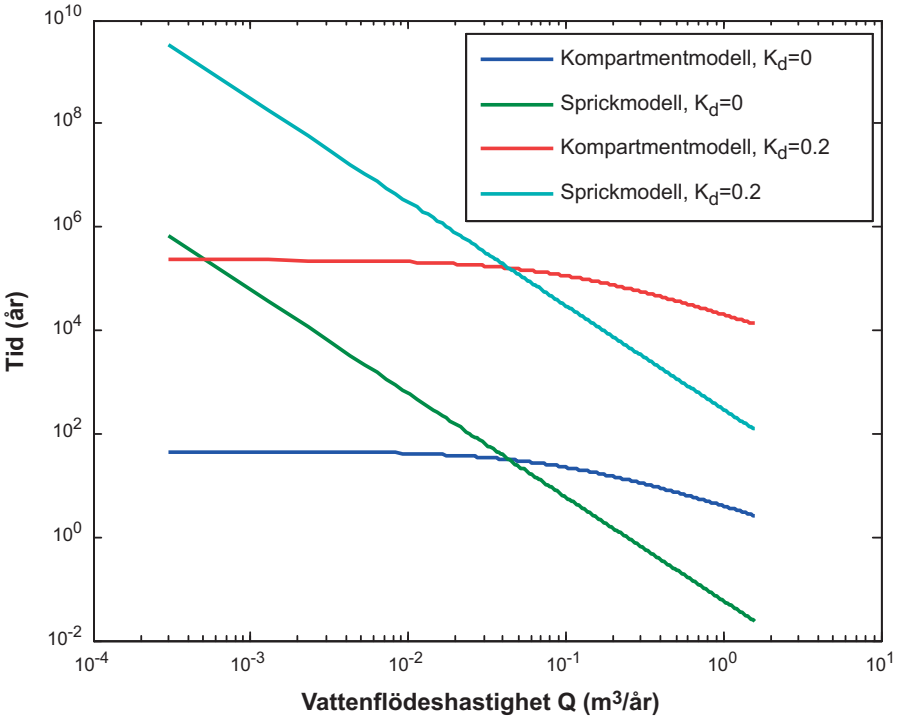
Lokal betongdegradering

Förekomsten av sprickor resulterar i ett lokalt flöde som ökar koncentrationsgradienten, vilket i sin tur kan påskynda upplösningen och den efterföljande diffusiva transporten av lösta cementmineral. I takt med att den portlanditutarmade zonen i närheten av sprickan breder ut sig, skulle zonen så småningom kunna fortplanta sig genom hela betongbarriären. Detta kan leda till en ökad hydraulisk konduktivitet i sprickan, vilket kan betraktas som en effektiv breddning av sprickan och kan resultera i ett mer lokalt flöde genom betongbarriären, se även avsnitt 6.3.8.

En sorberande nuklid med en inledande koncentration av c_o, som leds in i en spricka där sprickadvektionen anses vara den viktigaste transportmekanismen genom barriären, kommer efter en viss fördröjning att komma ut vid utloppet, se figur 6-25. Koncentrationen av radionuklider i utloppet från sprickan har beräknats av Neretnieks och Moreno (2013) och den tid det tar att uppnå halva koncentrationen för stabila förhållanden visas i figur 6-26.



Figur 6-25. *Vattenförande spricka genom en betongbarriär.*



Figur 6-26. *Tidsfördröjningen som en funktion av flödet genom en spricka och en kompartment för olika K_d-värden. Den tid det tar att uppnå halva koncentrationen för stabila förhållanden på utloppssidan beräknas med hjälp av två olika modeller. De egenskaper som antas för betongväggen i beräkningarna hämtas från* ***Datarapporten****. Geometrin som undersöks är en 2BMA-betongvägg, se* ***Initialtillståndsrapporten****, med en spricka per meter.*

I fallet med radionuklidtransport genom en porös barriär kan fördröjningen av radionuklidutsläppet till följd av sorption beräknas med hjälp av en kompartmentmodell (**Radionuklidtransportrapporten**) och den tid det tar att uppnå halva koncentrationen för stabila förhållanden i utloppet av sprickan visas också i figur 6-26.

En jämförelse mellan den tid det tar att uppnå halva koncentrationen för stabila förhållanden i utloppet från sprickmodellen och kompartmentmodellen kan användas för att uppskatta när kompartmentmodellen överskattar den sorptionsrelaterade fördröjningen (**Radionuklidtransportrapporten**). En sådan jämförelse är även användbar för att bedöma när sprickor kommer att ha en påverkan på den tillgängliga sorptionsytan. De två olika modellerna jämförs i figur 6-26.

Vid ett tillräckligt lågt flöde, $Q < 4 \cdot 10^{-2}$ [m^3/år] genom en 2BMA kassun, kommer förekomsten av sprickor inte att påverka betongväggens förmåga att sorbera radionuklider. Flödena genom samtliga betongbarriärer är tillräckligt låga för effektiv sorption så länge flödesbarriärerna inte bryts ner helt och flödet blir koncentrerat till ett fåtal stora sprickor.

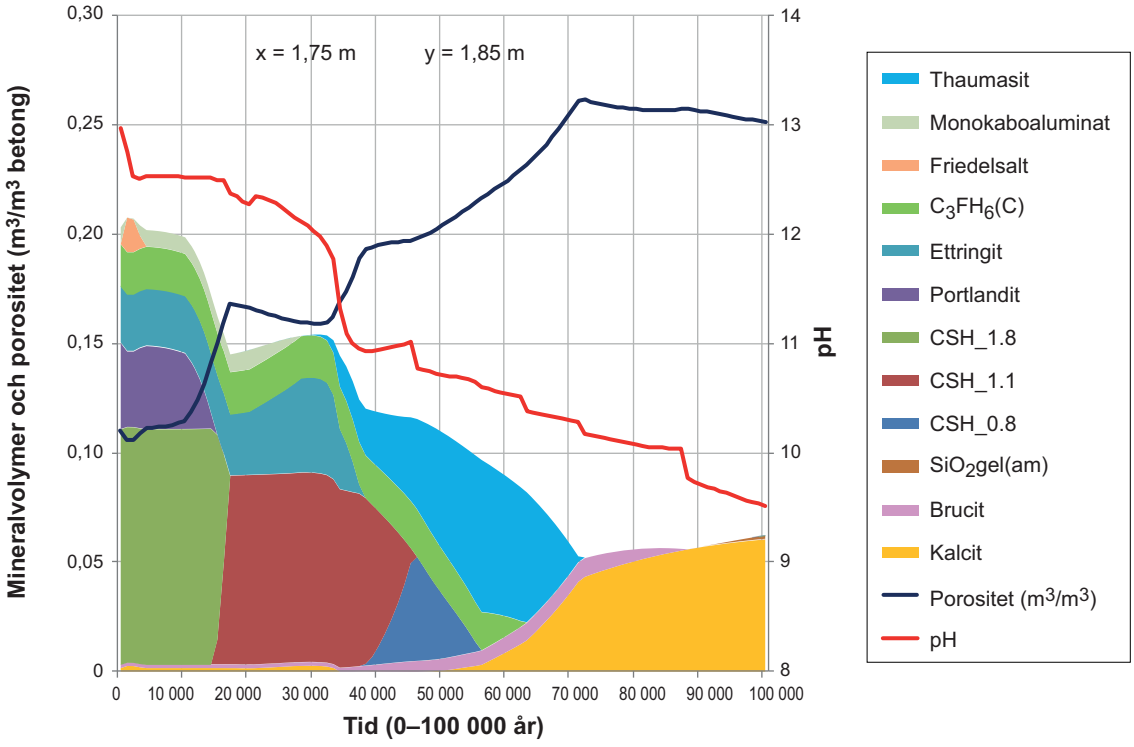
Degradering av betong

Utvecklingen av mineralsammansättning, pH och porositet i mitten av betongbarriären på inflödessidan av 2BMA-konstruktionen vilken kan ses som ett representativt exempel för betongbarriärerna i 1BMA och 2BMA visas i figur 6-27 (Höglund 2014).

Vilket framgår av figur 6-27 förändras både porositet och pH som en följd av förändringar i mineralsammansättning, något som kan förklaras av att mineralen har olika molvolym och sammansättning.

Förändringen i betongens porositet är av betydelse då detta påverkar både dess hydrauliska konduktivitet och den effektiva diffusiviteten. Resultaten tyder på att en inledande betongporositet på 11 procent skulle öka marginellt till omkring 11,5 procent omkring 10 000 år efter förslutning. En liten minskning i porositet sker som svar på en tidig reaktion mellan Cl^- i grundvattnet och monokarboaluminat i betongen. Detta leder till utfällning av Friedelsalt, en process som börjar efter cirka 300 år och är avslutad vid 700 år efter förslutning. Reaktionen förbrukar även en viss mängd portlandit i betongen. Från 2 300 till 3 300 år efter förslutning sönderfaller Friedelsalt och monokarboaluminat och portlandit återbildas. Det finns ingen betydande förändring i mängden ettringit under de första 10 000 åren och således är risken för sprickor som bildas på grund av ettringitbildning låg. Betydande förändringar i mängden ettringit och taumasit vilket skulle kunna orsaka sprickbildning förekommer först under perioden från 20 000 år upp till cirka 70 000 år.

Efter 10 000 år orsakar uppkomsten av betydande portlanditurlakning en stadig höjning av porositeten till cirka 14 procent vid 15 000 år, då portlanditen är utarmad. Porositeten fortsätter att öka till 17 procent efter 19 000 år som en följd av inkongruent lakning av CSH_1.8 som omvandlas till CSH_1.1.



Figur 6-27. *Förändring i mineralvolymer och porositet över tid i mitten av de mest nedbrutna betongväggarna i 2BMA. Tiden ges i förhållande till nutid, där 0 motsvarar 2000 e Kr (Höglund 2014).*

Mellan 19 000 år och 31 000 år sänker omvandlingen av monokarboaluminat till ettringit på nytt porositeten till cirka 16 procent. Efter 31 000 år har ettringiten och CSH_1.1 destabiliserat och omvandlats till taumasit respektive CSH_0.8. Ettringiten utarmas efter 38 000 år och CSH_0.8 försvinner efter 56 000 år. Porositeten ökar under denna period till cirka 21 procent och når ett högsta värde på cirka 26 procent efter 72 000 år, varefter den långsamt minskar till omkring 25 procent vid 100 000 år. Taumasiten ökar successivt från 31 000 år till 56 000 år då en nedgång tar vid. Taumasiten är helt utarmad efter 72 000 år. Den järnsubstituerade hydrogranatfasen C_3FH_6 förblir passiv tills 38 000 år då en liten mängd utfällning tar sin början för att nå ett maximum vid 46 000 år, följt av upplösning och utarmning efter 63 000 år. Från 32 000 år kommer en ökad utfällning av brucit observeras. Ett maximum i brucitmängden uppträder vid 70 000 år, efter vilken upplösning tar vid vilket så småningom leder till utarmning av bruciten efter 88 000 år. Efter 48 000 år börjar kalcit fällas ut, en process som fortfarande kommer att pågå vid 100 000 år. En liten bildning av amorf silika SiO_2-gel(am) noteras från 91 000 år och framåt.

Betydande förändringar i mängden ettringit och taumasit visar att det finns en risk för sprickbildning, men detta förekommer enbart efter 20 000 år upp till cirka 70 000 år och anses därför vara en långsiktig effekt.

Beräkningar (Gaucher et al. 2005, Cronstrand 2007) visar att portlanditen har lakats ut fullständigt från ytan av silons väggar och kalciumsilikathydraterna har omvandlats efter 100 000 år. Endast det första steget i omvandlingen har skett i den innersta delen av siloväggarna, det vill säga portlanditen har lakats ut, men CSH_1.8 finns kvar. I mitten har ett andra steg i omvandling skett (CSH_1.1 har ersatt CSH_1.8), och ytterst har det tredje steget i omvandlingen också ägt rum (CSH_0.8, även kallat tobermorit, har ersatt CSH_1.1) (Gaucher et al. 2005). Så länge urlakningen inte har gått längre än till dessa kalciumsilikathydrater kan silons väggar betraktas som ett betongmaterial vad det gäller material och sorptionsegenskaper.

Ett högre vattenflöde genom betongtankarna förväntas i BTF-salarna än genom betongkokillerna i 1BMA, se avsnitt 6.4.5. Det högre vattenflödet innebär en snabbare betongdegradering. Efter 1 000 år förväntas en omfattande kemisk degradering av BTF-tankarna, vilket innebär en stor förändring i deras porositet och hydrauliska konduktivitet. Enligt de hydrogeologiska beräkningarna förväntas vattenflödet genom avfallet i BTF-salarna öka med en storleksordning jämfört med situationen då betongen har kvar samma hydrauliska konduktivitet som under de första tusen åren.

Vattnets sammansättning i betongbarriärerna

Vattnets sammansättning i betongens porvatten på inflödessidan av betongbarriärerna bestäms av interaktionen mellan grundvatten och betong. Den successiva utvecklingen av vattensammansättningen har utvärderats (Höglund 2014) och pH-utvecklingen visas i figur 6-27.

Vattnets sammansättning i betongens porvatten på utflödessidan av betongbarriärerna påverkas starkt av interaktionen mellan vattnet och avfallet, se avsnitt 6.4.7. Utvecklingen av pH på utflödessidan av barriärerna skiljer sig från pH-utvecklingen på inflödessidan av barriärerna, vilket förklarar varför pH-utvecklingen som redovisas i tabell 6-5 skiljer sig från pH-utvecklingen i figur 6-27.

6.5 Perioder med periglacialt klimattillstånd mer än tusen år efter förslutning

Under perioder med periglacialt klimattillstånd förekommer permafrost vid markytan ovanför SFR. Permafrost kan vara sammanhängande eller osammanhängande med ofrusna områden (talikar). Perioder med periglaciala förhållanden, vilka kännetecknas av tundravegetation och permafrost, motsvarar 31 procent och 34 procent av analysperioden för *klimatfallet med global uppvärmning* respektive *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*. Det periglaciala tillståndet inträffar ofta under relativt korta perioder som avbryts av andra klimattillstånd (det tempererade, i det här fallet). Den längsta oavbrutna perioden med periglaciala förhållanden börjar omkring 67 000 e Kr och pågår under cirka 10 000 år.

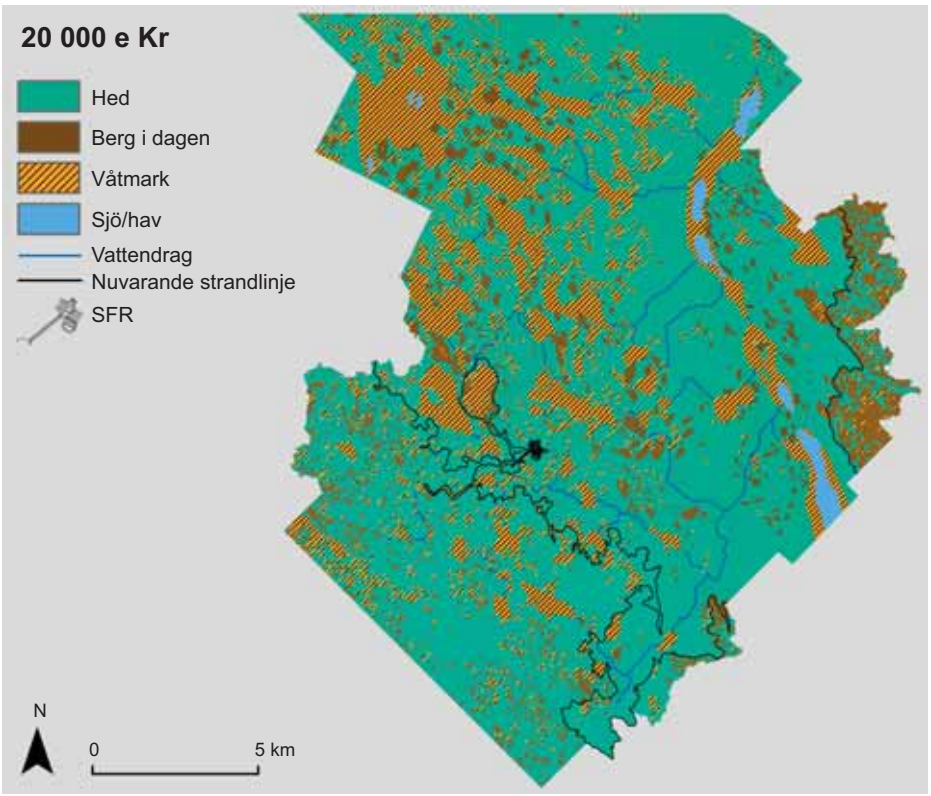
Det maximala djupet för 0 °C och –3 °C isotermerna under perioder med periglacialt klimattillstånd i klimatfallen med *tidigt periglacialt klimat* och *global uppvärmning*, togs fram baserat på en studie av potentialen för kalla klimatförhållanden och permafrost i Forsmark under de kommande 60 000 åren (Brandefelt et al. 2013), vilket beskrivs i avsnitt 6.2.3. Vid tidpunkten för den första uppkomsten av periglaciala klimatförhållanden i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* omkring 17 500 e Kr, är det maximala djupet för 0 °C-isotermen cirka 150 m (det vill säga djupare än SFR 3). Det är dock inte troligt att temperaturer på –3 °C eller lägre skulle inträffa i berggrunden på förvarsdjup under denna period (se **Klimatrapporten** avsnitt 4.2.4). Vid tidpunkten för den första uppkomsten av periglaciala klimatförhållanden i *klimatfallet med global uppvärmning*, omkring år 52 000 e Kr, kan temperaturer på –3 °C eller lägre i berggrunden inte uteslutas (se **Klimatrapporten** avsnitt 4.2.4).

6.5.1 Ytsystemens utveckling

När det gäller klimatfall som inbegriper sekvenser av klimattillstånd i hela det modellerade Forsmarksområdet bör det noteras att förändringen från ett klimattillstånd till ett annat är en mjuk övergång, se **Klimatrapporten**. Dessutom tar det tid för omgivningen och dess dominerande processer att anpassa sig även till en abrupt klimatförändring (Lindborg 2010).

Figur 6-28 visar ett modellerat periglacialt landskap i Forsmark som representerar år 20 000 e Kr, vilket sammanfaller med den tidiga periglaciala perioden. Landskapet kännetecknas av andra typer av vegetation än de som förekommer under tempererade förhållanden. Dock är sjöarnas och våtmarkernas lägen, som styrs av topografin, desamma.

Vegetationsperioden under det periglaciala tillståndet är kort. Detta hindrar inte att primärproduktionen kan vara hög i vissa miljöer, exempelvis i grunda sjöar (Andersson 2010). Landvegetationen består av halvgräs, örter och busksnår. På mer öppna och torra platser dominerar lavar, medan våta platser domineras av mossor. Nederbörden kommer sannolikt att vara lägre än under tempererade förhållanden, på grund av den låga avdunstningen som transporterar vatten till atmosfären (Kjellström et al. 2009).



Figur 6-28. *Modellerad fördelning av vegetation och markanvändning i Forsmark vid 20 000 e Kr för klimatfallet med tidigt periglacialt klimat. Notera att vegetationstyperna skiljer sig från de befintliga under tempererade förhållanden och att det inte är möjligt att bedriva jordbruk, se* ***Biosfärens syntesrapport*** *för detaljer om modellering av landskapsutvecklingen. Den nuvarande strandlinjen är markerad med en svart linje.*

Den låga avdunstningen innebär att våta platser är vanliga, eftersom överskottsvattnet inte kan infiltrera marken (Bosson et al. 2010, French 2007). Detta kan leda till stora våtmarker jämfört med ett tempererat klimat, men å andra sidan är torvbildningshastigheten lägre, delvis på grund av att den terrestra växtproduktionen är låg.

Talikar är ofrusna markpartier som ofta förekommer under sjöar eller älvar i permafrostregioner (se Hartikainen et al. 2010). Genombrytande talikar, som är ofrusna genom hela permafrostlagret, är de enda punkterna i det periglaciala landskapet där potentiellt utsläppta radionuklider från förvaret kan transporteras upp till biosfären. Med tanke på att mänskliga bosättningar och markanvändning ofta är belägna vid sjöar och vattendrag kan talikar potentiellt vara platser där människor exponeras för radionuklider under perioder med periglaciala förhållanden (se avsnitt 6.5.4). Däremot kräver den generellt låga produktionen i permafrostregionen att ett större område behöver nyttjas för att tillföra de resurser som även ett mindre samhälle behöver. Detta innebär att radionuklidutströmningen genom en talik kan påverka en jämförelsevis liten del av den föda som intas av befolkningen i området kring taliken.

6.5.2 Termisk utveckling

Förvarets termiska utveckling styrs av temperaturen i det omgivande berget och grundvattnet, vilken i sin tur styrs av klimatet. Under perioder med periglaciala förhållanden kan marktemperaturen vara tillräckligt låg så att hela förvaret fryser. Att 0 °C isotermen når förvarsdjup kan inte uteslutas under den första möjliga uppkomsten av permafrost mellan 17 500 e Kr och 20 500 e Kr i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*. Att –3 °C isotermen eller lägre når förvarsdjupet kan inte uteslutas under förekomsten av permafrost runt 52 000 e Kr i både *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* och *klimatfallet med global uppvärmning*.

6.5.3 Mekanisk utveckling

Under perioder med periglacialt klimattillstånd förväntas en lägre marktemperatur och permafrostförhållanden. Denna temperaturförändring och grundvattnets frysningsprocess kommer att leda till mekaniska processer, inklusive deformering av intakt berg, spricköppning och bildning av nya sprickor (**Processrapporten för geosfären** avsnitt 2.2 och kapitel 4). Den ytnära lufttemperaturens utveckling och den tillhörande geosfärtemperaturen under periglaciala perioder, i klimatfallen med *global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat*, som ingår i referensutvecklingen i SR-PSU, beskrivs i **Klimatrapporten** (kapitel 4).

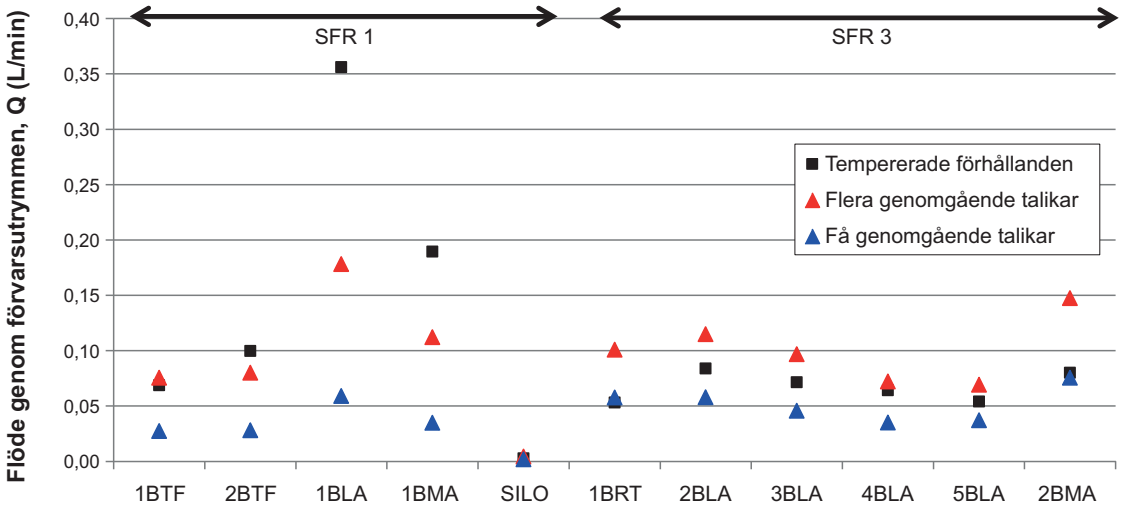
6.5.4 Hydrogeologisk utveckling

Under perioder med permafrost är den huvudsakliga påverkan på grundvattenflödet den kontinuerligt frusna markens utsträckning. Frusen mark kan vara mer eller mindre ogenomsläpplig, och förekomsten av permafrost och det periodvis frusna aktiva lagret begränsar infiltrationen av meteoriskt vatten och därigenom grundvattenbildningen. Förekomsten av frusen mark kommer även att geografiskt förändra in- och utströmningsområden samt ge djupare grundvattenflöde. I närheten av talikar, finns en ökad risk för större hydrauliska gradienter.

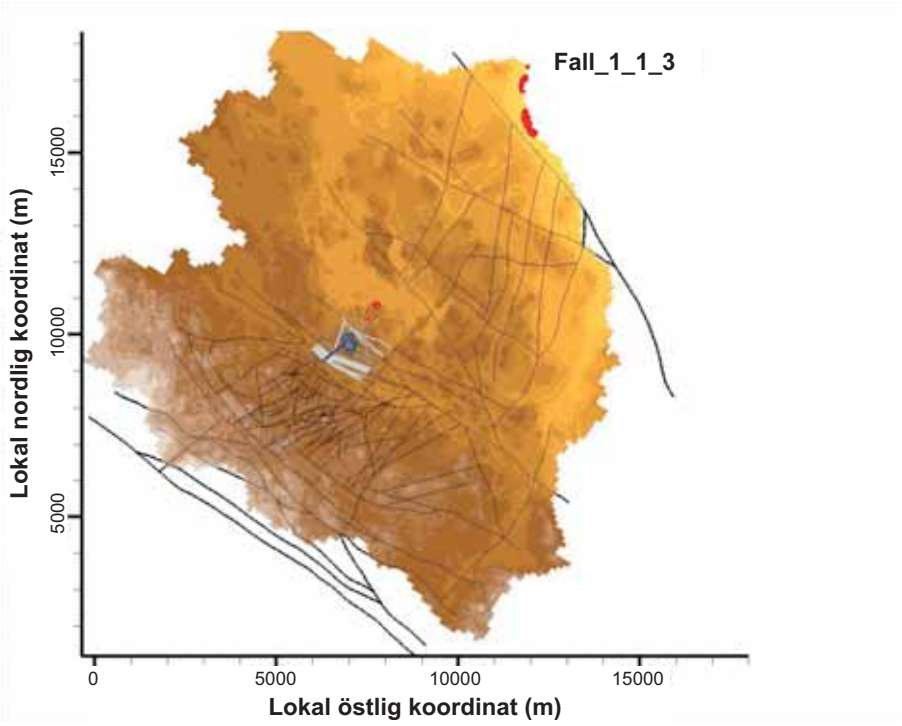
Under periglaciala klimatförhållanden förutsäger de mest relevanta scenarierna för SFR-området signifikant lägre vattenflöden genom förvarsutrymmena, längre flödesvägar, längre transporttider samt högre flödesrelaterade transportmotståndsvärden jämfört med motsvarande värden som är aktuella under tempererade förhållanden. Dock beror dessa resultat på lägen för och antalet talikar inom den modellerade flödesdomänen. Följaktligen kan en del av förvarsutrymmena lokalt erhålla små ökningar i flöden under periglaciala förhållanden jämfört med tempererade förhållanden. Figur 6-29 illustrerar effekten av ytlig permafrost på beräknade vattenflöden genom ett förvarsutrymme för de olika landskapsbeskrivningar som har undersökts (se Odén et al. 2014). De lägsta flödena återfinns i en landskapsvariant med få öppna talikar. Det är också värt att notera att med många öppna talikar som ligger nära eller ovanför SFR ökar flödet genom en del av förvarsutrymmena jämfört med tempererade förhållanden. Detta gäller speciellt för SFR 3 vid många talikar som då konsekvent visar på ökade flöden genom alla förvarsutrymmen.

Utsläppslägena är huvudsakligen belägna inom modelldomänens avgränsningar (se figur 5-3 i Odén et al. (2014)) och i själva verket huvudsakligen inom sjötalikar i domänen. I figur 6-30 strömmar mer än 99 procent av partiklarna ut i de två sjötalikarna i nordost, medan några få partiklar strömmar ut genom permafrostlagret. Med andra ord, permafrosten har låg genomsläpplighet (berggrundens genomsläpplighet reduceras med upp till fem storleksordningar), men permafrosten är inte tät i modelleringen. Det bör också noteras att deformationszonerna styr utsläppslägena i permafrosten.

Under den tidigaste periglaciala perioden, i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*, är permafrosten grund, men det går inte att utesluta att den kan nå förvarsdjup. I de delar av geosfären som fryser minskar den hydrauliska konduktiviteten och inget signifikant grundvattenflöde kommer att ske i de frusna delarna. Eftersom radionuklidtransport från förvaret sker med grundvattnet inträffar inget utsläpp till biosfären under perioder med kontinuerlig permafrost.



Figur 6-29. *Medianvärden av flödena genom de olika förvarsutrymmena i SFR 1 och SFR 3.*



Figur 6-30. *Illustration av utsläppslägena för SFR 1 och SFR 3 (röda punkter) för ytlig permafrost (ovanför SFR 1) och den mest begränsade förekomsten av öppna talikar.*

6.5.5 Närzonens hydrologiska utveckling

Permafrostens inverkan på vattenflödet genom förvaret har simulerats med en frostfront belägen ovanför förvaret, på ett djup av 59 m. Flödets genomsnittliga minskning genom förvarsutrymmena är ungefär 80 procent jämfört med basfallet. Detta korrelerar med minskningen i bergets genomsnittliga permeabilitet runt den frusna fronten. Om permafrost når förvarsutrymmena och deras konstruktioner kommer vattenflödet genom avfallet att upphöra.

Frysning av vattenmättad betong kan orsaka genomgående sprickor som luckrar upp betongen. Detta orsakar strukturell degradering av betongen så att den inte kan förväntas vara en effektiv flödesbarriär efter att ha tinat, se avsnitt 6.5.8.

Inverkan av betongbarriärdegradering

Se avsnitt 6.4.5.

Degradering i förslutna hydrauliska bentonitsektioner

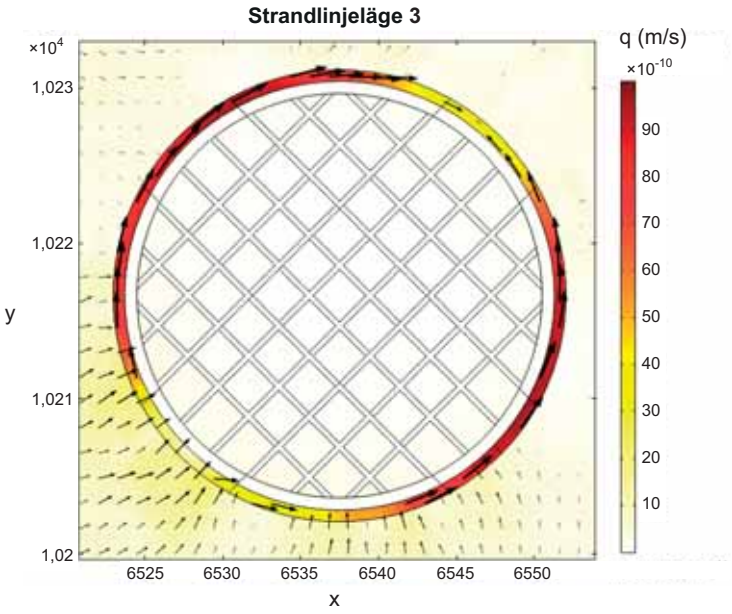
Se avsnitt 6.4.5.

Islinsbildning

Långvariga periglaciala förhållanden kan leda till att islinser bildas i silons bentonit i sådan omfattning att det leder till högre hydraulisk konduktivitet för bentoniten. Islinsbildningen diskuteras mer utförligt i avsnitt 6.5.8.

För att utvärdera islinsers inverkan på det lokala siloflödet sattes ett beräkningsfall upp inom modelleringen av närzonens hydrologi. I modellen simulerades den påverkade bentonitbarriären genom att placera en ring av material med hög genomsläpplighet runt silons betongkonstruktion (se Abarca et al. 2013). De hydrauliska egenskaperna hos betongen antogs vara opåverkade. Resultaten visar på en flödesökning av en storleksordning i den påverkade delen, medan flödesökningen i resten av silon är måttlig. Figur 6-31 visar hastighetsfältet i ett plan som skär den volym som påverkas av islinsen. Vatten tränger in och cirkulerar i den skadade bentonitsektionen. Silons betongkonstruktion begränsar den mängd vatten som kan tränga in till avfallet.

Ett fall som analyserar effekten av både nedbrutna betong- och bentonitbarriärer har också utvärderats (Abarca et al. 2013).



Figur 6-31. *Darcyhastighetsfördelningen (m/s) och vektorer i ett tvärsnitt av silon som korsar den av islinsen nedbrutna ringen (z = –105 m).*

6.5.6 Geokemisk utveckling

I allmänhet kommer vattenflöde och transport av lösta ämnen till och från SFR att upphöra eller minska väsentligt under en period av periglaciala förhållanden, förutom i närvaro av talikar (avsnitt 6.5.4). Advektiv transport av lösta ämnen begränsas av det låga grundvattenflödet under denna period. Om vattnet i sprickorna är fruset förväntas inget utbyte mellan sprickans grundvatten och bergmatrisen genom diffusion.

Baserat på den i dagsläget tillgängliga hydrogeokemiska information, förväntas grundvattnet som förekommer kring förvaret under perioder av ett periglacialt klimat att likna det vatten som förväntas under perioden med tempererat klimat under terrestra förhållanden, när förvaret inte är täckt av hav (se vald grundvattensammansättning i tabell 6-8). Utfrysning av olika ämnen lösta i grundvattnet kan öka den flytande fasens salthalt. Även om detta kommer att ske vid någon tidpunkt under denna period, så förväntas inte den sammanlagda effekten av en sådan process ha någon större inverkan på salthaltsfördelningen i grundvattnet. Istället förväntar man sig en generell spädning orsakad av infiltrerande meteoriskt vatten vid den tiden. Andra processer, till exempel blandning (med äldre grundvattentyper), kan fortfarande vara viktiga för den rumsliga fördelningen av grundvattnets sammansättning. För den långsiktiga utvecklingen av grundvattnets sammansättning behöver dock de geokemiska processerna i de reaktiva transportmodellerna beaktas ytterligare.

Eftersom tidpunkten för ett framtida periglacialt klimat är osäker föreslås två grupper av grundvattensammansättningar, en för en periglacial period inom de närmaste 40 000 åren och en annan för en motsvarande period i en mer avlägsen framtid (tabell 6-8).

6.5.7 Avfallets kemiska utveckling

Under tidsperioder av periglaciala förhållanden är vattnet i förvaret fruset och alla kemiska processer (inklusive radionuklidtransport) kommer att gå mycket långsamt, förutsatt en kontinuerlig permafrost utan talikar. Under perioder då vatten återigen blir flytande fortsätter processerna. Som beskrivs i avsnitt 6.5.8 kan betongen frysa om marktemperaturen vid förvarsdjupet sjunker under –3 °C, vilket påverkar förvarets strukturella integritet. Dock anses sorptionfördelningskoefficienterna (K_d) mellan vatten och cement vara opåverkade av betongens strukturella förändringar som inträffar efter permafrost. Följaktligen tas fortfarande hänsyn till sorptionen av radionuklider efter en period med permafrost.

Vattnets sammansättning

Grundvatten

Under periglaciala förhållanden förväntas inga stora förändringar i grundvattnets salthalt; sött grundvatten förväntas, se avsnitt 6.5.6.

Cementporvatten

pH-nivån i cementbarriärens porvatten beror på när i tiden permafrosten inträffar. Under perioder med permafrost på förvarsdjup kommer allt vatten att vara i sitt fasta tillstånd.

Avfallslakvatten

I cementingjutet och betongkringgjutet avfall förväntas lakvattnet domineras av lösliga ämnen från cementen och pH kommer att påverkas av avfallet samt mängden cement som finns närvarande, se tabell 6-5.

Flöden av lösta ämnen

Det kommer inte att finnas några flöden av vatten när vattnet är i fast form.

Kolloider

Kolloider är inte mobila när vatten finns närvarande i fast form.

Redox

Redoxförhållandena kommer inte att förändras under permafrost. Alla relevanta processer som påverkar redoxförhållandena för avfallsdomänen kommer att upphöra under sådana förhållanden.

Speciering av radionuklider

Specieringen av radionuklider förväntas inte förändras under perioder med permafrost.

Metallkorrosion

För att korrosion ska ske måste flytande vatten finnas. Under perioder med permafrost på förvarsdjup kommer vattnet att vara i fast form, så ingen eller mycket långsam korrosion kommer att ske.

Organiska komplexbildare och sorption

Under perioder med permafrost på förvarsdjup kommer vattnet att vara i fast form och således kommer den kemiska jämvikten inte att påverkas. De radionuklider som redan har bildat komplex med organiska komplexbildare förväntas fortfarande existera som metall-organiska komplex. Ingen ny komplexbildning mellan radionuklider och organiska komplexbildare beaktas. De radionuklider som redan sorberat till cementbaserade material kommer att förbli så. För perioder efter permafrosten kommer sorption fortfarande att äga rum på cementmaterialen.

6.5.8 De tekniska barriärernas utveckling

Bentonitbarriärer

Islinsbildning

I delvis frusen bentonit kommer icke fruset vatten att transporteras mot de redan frusna partierna och där bidra till att en lins av ren is byggs upp. Processen, vilken avstannar när det inte längre finns tillgång till icke fruset vatten, kan leda till en ökad spänning och förskjutning av material i anslutning till linsen. Eventuell islinsbildning i den bentonit som omger silon kommer troligen att fördelas i flera linser. Islinsbildning diskuteras också i avsnitt 6.5.5. Med nuvarande kunskap (Birgersson och Andersson 2014) kan det inte uteslutas att tjällyftning kommer att ske i bentoniten. Detta skulle kunna ske uteslutande under perioder med permafrost på förvarsdjup.

Konsekvenser av eventuell islinsbildning

Om bentoniten i silon komprimeras med 1 m, motsvarande ungefär 2 procent av dess totala höjd, utan att vatten förloras, så kan detta leda till att ett relativt högt tryck byggs upp. Det har dock visats att inga skadliga tryck kommer att kunna orsakas av islinsbildning i silon (Birgersson och Andersson 2014).

Förmågan hos den bentonit som omger silon att självläka efter upptining är beroende av hur islinserna fördelar sig i materialet. Då den detaljerade dynamiken för islinsbildning i kompakterad bentonit ännu inte är fullständigt klarlagd måste detta betraktas som en öppen fråga. Konsekvenserna av en oförsluten islins diskuteras i avsnitt 6.5.5.

Frysning av inneslutet vatten

Om en permafrostfront passerar förvaret kan en situation uppstå där alla dräneringsvägar till bentonitkomponenter i olika delar av förvaret (silo, tunnelpluggar och återfyllnadsmaterial) blockeras på grund av isfyllda sprickor i berget. Om temperaturen i detta fall fortsätter att sjunka kommer mer vatten i sin tur att omvandlas till is i bentoniten, vilken innehåller avsevärda mängder ofruset vatten även vid temperaturer under –10 °C eller lägre. Så kallade frostvittringstrycktoppar kan då uppstå. En uppskattning av det maximala värdet för sådana toppar baserat på enkla elastiska mekaniska resonemang har genomförts. Analysen visade tydligt att trycktoppar i ett intervall av några hundra kPa inte kan uteslutas (Birgersson och Andersson 2014).

Betongbarriärer

Frysning av betong

Om temperaturen på förvarsdjup sjunker under –3 °C kan betongen frysa (Thorsell 2013). I betong med porer helt fyllda med vatten kan inre frysning orsaka genomgående makrosprickor som luckrar upp betongen. Uppluckring av detta slag orsakar så allvarlig strukturell degradering av betongen att den inte kan förväntas vara intakt efter frysning och tining. Materialet sönderfaller till en sådan grad att dess funktion som diffusionsbarriär förloras, men det fungerar fortfarande som en sorptionsbarriär och, i begränsad omfattning, som en advektiv barriär.

6.6 Sammanfattning av referensutvecklingen

Denna sammanfattning ger ögonblicksbilder av det tillstånd som råder i förvaret och dess omgivning vid tusen år efter förslutning, vid tidpunkten för de tidiga periglaciala förhållandena runt 17 500 e Kr, vid tidpunkten för periglaciala förhållanden runt 52 000 e Kr och vid slutet av analysperioden. Syftet är att ge en sammanfattande beskrivning av de olika aspekter av referensutvecklingen och hur detaljerna som ingår i kapitlet passar in i helheten.

6.6.1 Tusen år efter förslutning

Två viktiga faktorer för referensutvecklingen av förvaret och dess omgivning är klimatvariationer och strandlinjeförskjutning. Tusen år efter förslutning kommer klimatet fortfarande att vara tempererat och likna dagens klimat. Med landhöjning om 6 mm/år kommer strandlinjen efter tusen år att vara belägen ovanför SFR. Vissa av havsvikarna har isolerats och omvandlats till sjöar. Kustvegetation dominerar men den kommer succesivt att ersättas av skogsvegetation. Endast mindre arealer av de nybildade landområdena kommer att ha potential för odling på grund av de stenrika sedimenten i det före detta havet. Födotillgången och vattentillgången för människor i området kommer att likna dagens situation.

Förändringar i grundvattenflöde och kemiska sammansättning påverkar transporten av eventuellt frigjorda radionuklider. Grundvattnet har gradvis blivit mer utspätt och till följd av ökat inflöde av meteoriskt vatten förändras grundvattensammansättningen från en sammansättning påverkad av Östersjön mot en mer sötvattenliknande sammansättning. Grundvattenflödet vid denna tidpunkt är nästan parallellt med den topografiska gradienten. Den hydrauliska gradienten ökar, vilket ger högre flödeshastigheter genom förvaret. Betongdegraderingens effekter på flödet genom avfallet är små och de förslutna hydrauliska bentonitsektionerna, som installerades vid förslutning för att begränsa flödet genom förvaret, kommer fortfarande att vara intakta. Utströmningsområdena för det grundvatten som har passerat genom förvarsutrymmena kommer att vara på havsbottnen (Odén et al. 2014) och utsläppslägenas densitet är starkt korrelerad till utgående deformationszoner.

De tekniska barriärernas kemiska utveckling påverkar både barriärernas beständighet, sorptionen och frigörelse av radionuklider. Redoxpotentialen i förvarsutrymmena övergår från oxiderande (på grund av det ursprungliga syreinnehållet) till starkt reducerande inom cirka fem år efter förvarets förslutning. Korrosion av stål kommer att hålla systemet under reducerande förhållanden under analysperioden. Metallkorrosion och mikrobiella processer kommer även att generera gas. Det går inte att utesluta att kontaminerat vatten kan drivas ut från förvaret till följd av ett ökande gastryck. Vattenutdrivning skulle kunna inträffa inom de första åren till följd av den snabba aluminiumkorrosionen. Om detta skulle hända kommer vattnet som drivits ut att innehålla mycket begränsade mängder av radionuklider så påverkan kommer att vara begränsad. Lakning från cement förväntas bidra till ett högt pH, initialt över 13, i de förvarsutrymmen där sorptionen har betydelse. Initialt kommer halten av lösta komplexbildare att styras av förekomsten av komplexbildare som deponerats i avfallet från början, men mängden kommer att minska allteftersom de transporteras bort. Med tiden kommer ISA-koncentrationerna att öka på grund av den alkaliska nedbrytningen av cellulosa. ISA-koncentrationerna förväntas nå nivåer som har en inverkan på sorption i vissa utrymmen i 1BMA efter omkring tusen år. De beräknade nivåerna för NTA överskrider de nivåer där sorptionen påverkas (både i 1BMA och i silon) (Keith-Roach et al. 2014).

Det bitumeningjutna avfall som deponeras i SFR består främst av jonbytarmassor och relativt små mängder indunstarkoncentrat. Bitumenmatrisens vattenupptag och svällning antas leda till dess nedbrytning och till radionuklidutsläpp någon gång under de första 100 till 1 000 åren efter förslutning (Pettersson och Elert 2001).

Betongbarriärernas degradering påverkar radionuklidtransporten. Nya spricknätverk i betongbarriärerna bildas på grund av volymförändringar, förändringar i luftfuktighet och temperatur under drift och vattenmättnad efter förvarets förslutning. Volymökningen till följd av korrosion av armeringsjärn kan ge upphov till små sprickor i betongen närmast armeringsjärnet, vilka sedan gradvis vidgas. Gasproduktionen till följd av metallkorrosion, skulle kunna orsaka ett tryck på barriärerna. I betongkonstruktioner är ett antal små sprickor tillräckligt för att släppa ut all gas som bildas. Interaktion mellan betong och grundvatten leder primärt till urlakning av mycket lösliga alkalihydroxider följt av lakning av portlandit. Zoner som utarmats på portlandit kan uppstå längs med sprickor, men anses inte orsaka några betydande förändringar i barriärernas hydrauliska egenskaper under de första tusen åren. Ettringit kommer att bildas i ett tunt skikt på betongbarriärerna nära avfall som innehåller SO_4^{2-}. Ettringitbildning kan lokalt leda till sprickbildning och mekanisk degradering av betongen (Höglund 2014).

6.6.2 Vid tiden för eventuella tidiga periglaciala förhållanden runt 17 500 e Kr

Referensutvecklingen baseras på tre alternativa klimatutvecklingar: *klimatfallet med global uppvärmning*, *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* och *klimatfallet med förlängd global uppvärmning*. *Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* beskriver en utveckling där en tidig (omkring 17 500 till 20 500 e Kr) förekomst av kalla klimatförhållanden beaktas. Klimatförhållandena vid denna tidpunkt är tillräckligt kalla för permafrostutveckling i Forsmark. Marktemperaturer på –3 °C eller lägre på förvarsdjup, som är relevanta för frysning av betongkonstruktionen, är dock inte troliga.

Referensutvecklingen är densamma i båda fallen tills den första förekomsten av kallt klimat. Övergången från ett tempererat klimattillstånd till ett periglacialt klimattillstånd beskrivs nedan i termer av förhållandena före övergången (tempererat klimattillstånd) och efter övergången (periglacialt klimattillstånd).

Vid tidpunkten för övergången till ett periglacialt klimattillstånd är strandlinjen långt bort från förvaret och landskapet utgörs av terrestra ekosystem, huvudsakligen skogar och myrar. Ett antal sjöar har isolerats från havet, fyllts igen och omvandlats till myrar. Större områden i den tidigare centrala Öregrundsgrepen, som har finkornigt sediment, kan uppodlas och tidigare sjöar och myrar kan också komma att odlas. Även tillgången på sötvatten för mänsklig användning förväntas öka gradvis. När temperaturerna sjunker och klimatet förändras till ett periglacialt klimattillstånd blir vegetationsperioden kort och landvegetationen övergår i halvgräs, örter och busksnår. Detta hindrar inte att primärproduktionen kan vara hög i vissa miljöer, exempelvis i grunda sjöar (Andersson 2010). Talikar, som är ofrusna genom hela permafrostlagret, är de enda punkter i det periglaciala landskapet där radionuklider, som potentiellt släppts ut från förvaret, kan transporteras upp till biosfären. Med tanke på att mänskliga bosättningar och markanvändning ofta är belägna nära sjöar och vattendrag kan människor potentiellt utsättas för radionuklider vid talikar under perioder med periglaciala förhållanden.

Under det tempererade klimattillståndet innan övergången till ett periglacialt klimattillstånd är grundvattenflödet huvudsakligen stationärt och parallellt med topografin. Utsläppspunkterna för partiklar från SFR 1 och SFR 3 drivs mot samma fördjupning i topografi, se figur 6-19. På grund av SFR 3:s djupare placering kommer ett litet antal partiklar från SFR 3 att strömma ut i sjöar och vattendrag längre bort. När temperaturen sjunker till en punkt där geosfären fryser, upphör eller minskar vattenflödet och transporten av lösta ämnen till och från SFR väsentligt. Följaktligen begränsas den advektiva transporten. Om vattnet i sprickorna är fruset förväntas heller inget utbyte mellan vattnet i sprickorna och bergmatrisen genom diffusion. De mest relevanta scenarierna för SFR-området under perioder med periglaciala klimatförhållanden innebär betydligt lägre totalflöden genom förvarsutrymmena, längre utsläppsvägar och transporttider och högre värden på flödesrelaterade transportmotstånd jämfört med de värden som är aktuella under tempererade förhållanden. Dock beror resultaten på antalet talikar och deras omfattning i flödesdomänen. De flesta utsläppspunkterna återfinns i sjötalikarna och mer än 99 procent av partiklarna strömmar ut i talikarna i nordost, se figur 6-12. Simuleringar av flödet genom förvaret under permafrost visar att flödet reduceras med ungefär 80 procent.

De kemiska förhållanden som beskrivits för de första 1 000 åren efter förslutning (sammanfattade i avsnitt 6.6.1) är tillämpbara också vid denna tidpunkt. Grundvattnet kan betraktas som sött, reducerande förhållanden kommer att råda i förvaret och pH kommer att vara cirka 12,5 i förvarsutrymmen, förutom 1BLA. I 1BLA kommer pH gradvis att sjunka på grund av avsaknaden av betong och vid den här tidpunkten har det nått samma pH som det inträngande grundvattnet. För 2-5BLA antas pH-utvecklingen följa utvecklingen i 1BLA. Det kan inte uteslutas att den mikrobiella aktiviteten kan vara stor i BLA-salarna när pH har sjunkit till samma nivåer som för grundvattnet. Vid denna tidpunkt förväntas all cellulosa vara nedbruten. Om vattnet i förvaret är fruset kommer alla kemiska processer och transportprocesser att ske mycket långsamt men processerna kommer att återupptas när vattnet åter blir flytande.

Montmorilloniten omvandlas gradvis i kontakt med vatten med högt pH och vid denna tidpunkt har mer än en tredjedel av den totala mängden montmorillonit i bentoniten omvandlats till andra mineral. Montmorilloniten ersätts av kalciumsilikatmineraler, zeoliter och nya leror. Dessa mineraler har andra egenskaper jämfört med den ursprungliga montmorilloniten, så som sämre svällegenskaper och högre molvolym. Man kan inte utesluta möjligheten att omvandlingens omfattning är så stor att bentonitbarriären förlorar sin svällförmåga med tiden, vilket skulle kunna innebära en högre risk för sprickbildning och högre hydraulisk konduktivitet. När det gäller sorptionen så baseras den på förekomsten av en tillräckligt stor andel bentonit under alla tidsperioder och på den bildade zeoliten. Zeloiten har i allmänhet hög sorption av katjoner och bör vara en lika god eller bättre sorbent än de ursprungliga mineralerna. Om permafrost når förvaret kan en islins bildas i silons bentonit. Bentoniten kommer successivt att trängas undan allteftersom linsen växer. Efter upptining, när islinsen smälter och bentoniten sväller, förväntas bentonitens tätande egenskaper lokalt vara försämrade. Simuleringar visar en flödesökning på en storleksordning i den försämrade volymen, men silokonstruktionen kommer att begränsa mängden vatten som kan tränga in till avfallet eftersom betongbarriärerna inte förväntas vara nedbrutna under denna tidiga period med permafrost. En annan möjlig process i bentoniten vid permafrost är frysning av inneslutet vatten som kan leda till en väsentlig tryckökning.

Sprickbildning i betongbehållare, ingjutningscement och kringgjutningsbetong kan förekomma till följd av processer såsom karbonatisering och ettringitbildning i porer när SO_4^{2-} från nedbrutna jonbytarmassor reagerar med cementmineraler. En fullständig nedbrytning av jonbytarmassorna skulle kunna leda till en sådan omfattande ettringitbildning att betongbehållare går sönder. De kemiska förhållandena i SFR gynnar dock inte nedbrytningen av jonbytarmassor.

Portlandit i betongbarriärerna lakas ur vilket håller pH i porvattnet högt. Även om nedbrytningen av betongen pågår och porositeten varierar under den aktuella perioden så kan betongbarriärerna fortfarande betraktas som betongmaterial. Allteftersom den portlanditutarmade zonen på sprickytor i betongen ökar i utbredning, kommer zonen så småningom att kunna sträcka sig genom hela betongbarriären. Detta kan leda till ökad hydraulisk konduktivitet i sprickan vilket kan betraktas som en effektiv sprickvidgning och resulterar i ett mer lokalt flöde genom betongbarriären. Vid denna tidpunkt är huvuddelen av betongen i de mest exponerade betongkonstruktionerna utarmad på portlandit och en inkongruent lakning av kalciumsilikathydratfaser har påbörjats. I *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* förväntas temperaturen på förvarsdjup inte vara tillräckligt låg för att betongen ska frysa (–3 °C).

6.6.3 Vid tiden för periglaciala förhållanden runt 52 000 e Kr

I både klimatfallet med *global uppvärmning* och med *tidigt periglacialt klimat* inträffar en periglacial period vid cirka 52 000 e Kr. Skillnaden från den tidiga periglaciala period som kortfattat beskrivits i avsnitt 6.6.2 är att marktemperaturer under –3 °C på förvarsdjup inte kan uteslutas. Dessa temperaturer leder till frysning av betong, vilket i sin tur kommer att resultera i genomträngande makrosprickor som luckrar upp betongen. Uppluckring av detta slag ger upphov till så allvarlig strukturell degradering av betongen att den inte kan förväntas vara intakt efter frysning och tining. Materialet kommer inte längre att begränsa det advektiva flödet även om det fortsätter att fungera som en sorptionsbarriär.

6.6.4 Vid slutet av analysperioden

Vid slutet av analysperioden har en rad perioder med tempererat och periglacialt klimat passerat. Biosfärs- och geosfärsegenskaperna liknar dem som råder vid tidpunkten för de tidiga periglaciala klimatförhållandena (avsnitt 6.6.2). Grundvattnet har successivt blivit mer och mer utspätt. Allt stål som fanns i förvarsutrymmena bör vara förbrukat men systemet kommer fortfarande ha en hög reducerande kapacitet till följd av den magnetit som tidigare bildades som en stålkorrosionsprodukt. pH i avfallet bestäms av portlanditjämvikten och ligger fortfarande på omkring 12,5, förutom för 1BLA och betongväggarna i 1BMA. I 1BLA är pH samma som i det inträngande grundvattnet och pH i 1BMA väggarna 11,5. Utvecklingen av pH i figur 6-27 visar pH vid specifika punkter i en 2BMA-betongbarriär det skiljer sig således från den pH-utveckling som visas i tabell 6-5, där avfallet och betongväggar finns representerad som en omrörd tank i pH-beräkningarna. Endast en liten del av montmorilloniten i bentonitbarriärerna finns kvar. Frysning och tining har helt brutit ned betongbarriärerna.

7 Val av scenarier

7.1 Inledning

I det här kapitlet beskrivs de scenarier som används i analysen av den långsiktiga säkerheten för SFR och hur dessa scenarier har valts. Förvarets långsiktiga säkerhet utvärderas med hjälp av beräkningar av radionuklidtransport med radiologisk risk som den huvudsakliga slutpunkten. SSM:s föreskrifter SSMFS 2008:21 kräver att olika scenarier används för att beskriva framtida möjliga utvecklingar av förvaret och att det bland dessa ska finnas ett huvudscenario som tar hänsyn till de mest troliga förändringarna i förvaret och dess omgivning. De allmänna råden till SSMFS 2008:21 beskriver tre olika kategorier av scenarier:

- huvudscenariot,
- mindre sannolika scenarier,
- andra scenarier och restscenarier.

Huvudscenariot är baserat på den troliga utvecklingen av yttre betingelser och realistiska, eller där så är motiverat, konservativa antaganden om de inre betingelserna, så som det beskrivs i referensutvecklingen (se kapitel 6). Det är också baserat på det initialtillstånd som beskrivs i kapitel 4. Sammanfattningsvis kommer beskrivningen av huvudscenariot att utgöras av beskrivningar av yttre förhållanden, utvecklingen av geosfären, förvaret och ytsystemet samt erforderliga data och det tillvägagångssätt som valts för radionuklidtransportmodellering. Huvudscenariot kompletteras med ett antal mindre sannolika scenarier och restscenarier vilket beskrivs i avsnitt 7.3.

De beräkningsfall för radionuklidtransport som har identifierats för att analysera scenarierna beskrivs i kapitel 8. De radiologiska konsekvenserna av olika scenarier presenteras och diskuteras i kapitel 9 och 10.

7.2 Föreskrifternas krav – val av scenarier

SSM:s föreskrifter SSMFS 2008:21 kräver att olika scenarier används för att beskriva framtida möjliga utvecklingar av förvaret och att det bland dessa ska finnas ett huvudscenario som tar hänsyn till de mest troliga förändringarna i förvaret och dess omgivning.

De allmänna råden till SSMFS 2008:37 definierar ett scenario som:

”en beskrivning av slutförvarets möjliga utveckling givet ett initialtillstånd, och förhållandena i omgivningen och deras utveckling”

De allmänna råden till SSMFS 2008:21 beskriver ett scenario i säkerhetsanalysen som utgörande *”en beskrivning av hur en given kombination av yttre och inre betingelser inverkar på slutförvarets funktion”*

Beträffande valet av scenarier säger de allmänna råden till SSMFS 2008:37 följande:

”Bedömningen av ett slutförvars skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser bör baseras på en uppsättning scenarier som tillsammans illustrerar de viktigaste förloppen av betydelse för utvecklingen av slutförvarets egenskaper, dess omgivning och biosfären.

Hantering av klimatutvecklingen

Med hänsyn till de stora osäkerheter som är förknippade med antaganden om klimatutvecklingen i en avlägsen framtid och för att underlätta tolkningen av den risk som ska beräknas, bör riskanalysen förenklas till att omfatta några möjliga framtida klimatutvecklingar.

Till varje klimatutveckling bör kopplas en realistisk uppsättning biosfärsförhållanden. De olika klimatutvecklingarna bör väljas så att de tillsammans belyser de mest betydelsefulla och rimligt förutsägbara sekvenserna av framtida klimattillstånd och deras påverkan på slutförvarets skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser.”

De allmänna råden till SSMFS 2008:21 beskriver tre typer av scenarier: huvudscenariot, mindre sannolika scenarier och restscenarier.

För dessa kategorier anger de allmänna råden till SSMFS 2008:21 följande:

Huvudscenariot *bör grunda sig på den troliga utvecklingen av yttre betingelser och realistiska eller där så är motiverat, konservativa antaganden om de inre betingelserna. Det bör omfatta framtida yttre händelser som har stor sannolikhet att inträffa eller som inte kan visas ha låg sannolikhet att inträffa under den tid som säkerhetsanalysen avser. Det bör vidare bygga på i största möjliga utsträckning trovärdiga antaganden om inre betingelser, inklusive underbyggda antaganden om förekomst av tillverkningsfel och andra ofullkomligheter, och som medger en analys av slutförvarets barriärfunktioner (det är t ex inte tillräckligt att alltid utgå från täta avfallsbehållare under lång tid, även om detta skulle kunna visas vara det mest sannolika fallet). Huvudscenariot bör användas som utgångspunkt för en analys av hur osäkerheter inverkar (se nedan), vilket innebär att även analysen av huvudscenariot inrymmer ett antal beräkningsfall.*

Mindre sannolika scenarier *bör tas fram för utvärdering av scenarieosäkerhet (se även nedan). Hit hör varianter av huvudscenariot med alternativa händelse och tidsförlopp samt scenarier som beaktar effekter av framtida mänsklig verksamhet såsom skador som tillfogas barriärerna. (Skador på människor som gör intrång i slutförvar belyses i restscenarier, se nedan). Vid analys av mindre sannolika scenarier bör ingå analys av sådana osäkerheter som inte utvärderas inom ramen för huvudscenariot.*

Restscenarier *bör omfatta händelseförlopp och förhållanden som väljs och studeras oberoende av sannolikheter bl a för att belysa betydelsen av enskilda barriärer och barriärfunktioner. Till restscenarierna bör även höra fall för att belysa skador på människor som gör intrång i slutförvar liksom fall för att belysa konsekvenserna av ett ej förslutet slutförvar som lämnats utan övervakning."*

De allmänna råden till SSMFS 2008:37 anger:

"Ett antal scenarier för framtida oavsiktlig mänsklig påverkan på slutförvaret bör redovisas. Scenarierna bör omfatta ett fall av direkt intrång i samband med borrning i förvaret, och några exempel på andra aktiviteter som indirekt försämrar slutförvarets skyddsförmåga, t ex genom att förändra de hydrologiska eller grundvattenkemiska förhållandena i slutförvaret eller dess omgivning. Urvalet av intrångsscenarier bör baseras på dagens levnadsvanor och tekniska förutsättningar och ta hänsyn till slutförvarets egenskaper.

Konsekvenserna för det störda slutförvarets skyddsförmåga bör illustreras med beräkningar av stråldoser för individer i den mest exponerade gruppen, och redovisas separat utanför riskanalysen för det ostörda slutförvaret. Resultaten bör användas för att belysa tänkbara motåtgärder och ge ett underlag för tillämpning av bästa möjliga teknik"

De allmänna råden till SSMFS 2008:37 nämner även att vad gäller:

"särskilda scenarier": "... en analys av ett tänkt bortfall, under de första tusen åren efter förslutning, av någon eller några barriärfunktioner av central betydelse för skyddsförmågan redovisas separat utanför riskanalysen. Syftet med en sådan analys bör vara att tydliggöra hur de olika barriärerna bidrar till slutförvarets skyddsförmåga"

7.3 Metod för val av scenarier

7.3.1 Huvudscenariot

Huvudscenariot är baserat på initialtillståndet och de processer som visat sig vara av betydelse för förvarets långsiktiga utveckling och säkerhet så som det beskrivs i kapitel 6. Referensutvecklingen, som presenteras i kapitel 6, definieras som en rad möjliga framtida utvecklingar av förvarssystemet, medan huvudscenariot är mer specifikt till för att göra det möjligt att utvärdera den radiologiska risken. Huvudscenariot består av två varianter, baserade på *klimatfallet med global uppvärmning* och *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* i referensutvecklingen (se kapitel 6). Huvudscenariot beskrivs i avsnitt 7.4.

7.3.2 Mindre sannolika scenarier

Mindre sannolika scenarier som är relevanta för att bedöma förvarets långsiktiga säkerhet tas fram genom att beakta de säkerhetsfunktioner som presenteras i tabell 5-3.

Scenarierna väljs ut genom att gå igenom tänkbara förlopp som leder till att en säkerhetsfunktion inte upprätthålls. Detta görs genom att bedöma osäkerhetena i inititaltillståndet, de interna processerna och de externa förhållandena för att avgöra om det finns en risk att säkerhetsfunktionens status avviker från huvudscenariot på ett sådant sätt att en lägre grad av säkerhet indikeras. På så vis identifieras ett antal alternativa utvecklingar av förvarssystemet som bedöms vara av betydelse för förvarets långsiktiga funktion. Sannolikheten för de olika scenarierna bedöms baserat på den scenariegenererande osäkerheten i initialtillstånd, interna processer och/eller externa förhållanden. Val av mindre sannolika scenarier sker i avsnitt 7.5 och beskrivs i avsnitt 7.6.

7.3.3 Restscenarier

Ett antal restscenarier definieras också. Dessa består av scenarier som valts för att illustrera:

- Betydelsen av enskilda barriärer och barriärfunktioner.
- Exponering till följd av mänskliga handlingar (t ex intrång i förvaret) och konsekvenserna av ett ej förslutet förvar.
- Konsekvenser av externa förhållanden inom den uppsättning klimatfall i SR-PSU som inte ingår i huvudscenariot.

Restscenarierna analyseras oberoende av deras sannolikhet. Restscenarierna beskrivs i avsnitt 7.7.

7.3.4 Kombinationer av scenarier

För att valet av scenarier ska bli heltäckande måste kombinationer av scenarier och varianter beaktas. Detta görs när samtliga scenarier har valts ut. Antalet möjliga kombinationer är stort, även om man tar hänsyn att inte alla scenarier är möjliga att kombineras. Därför måste ett praktiskt tillvägagångssätt för att hantera detta tillämpas. Utvärderingen av kombinationer av scenarier beskrivs i avsnitt 7.8.

7.4 Huvudscenariot

Huvudscenariot definieras utifrån referensutvecklingens varianter *global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat*, som beskrivs i avsnitt 7.3.1. Beskrivningen av huvudscenariot nedan inleds med en beskrivning av externa förhållanden, det vill säga klimatutveckling och strandlinjeförskjutning. Detta följs av beskrivningar av utvecklingen av geosfären, förvaret och ytsystemet, inklusive beskrivningar av de tillvägagångssätt som valts för radionuklidtransportmodellering och de data som behövs i modelleringen. Exponering av människor och andra organismer än människa i huvudscenariot beskrivs också. Slutligen redovisas antaganden rörande status för säkerhetsfunktionerna i huvudscenariot.

7.4.1 Externa förhållanden

Baserat på referensutvecklingen, består huvudscenariot av en klimatutveckling med förlängda interglaciala förhållanden, som beskrivs i avsnitt 6.2. Två varianter av huvudscenariot definieras baserat på två av de klimatfall som ingår i referensutvecklingen:

- Klimatfallet med global uppvärmning.
- Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat.

Klimatfallet med förlängd global uppvärmning, som förekommer i referensutvecklingen, ingår inte i huvudscenariot. Detta klimatfall är inkluderat i uppsättningen av framtida klimatutvecklingar i SR-PSU för att analysera den möjliga inverkan på förvarets säkerhet av grundvattenbildning

av nederbörd under långa tidsperioder som påverkar grundvattnets geokemi (**Klimatrapporten** avsnitt 1.2). Eftersom inga sådana negativa effekter har identifierats i referensutvecklingen, och i synnerhet eftersom dispersion av bentonitlera under långa perioder av grundvattenbildning av nederbörd har bedömts vara oproblematisk för SFR (se avsnitt 6.3.8 och 6.4.8), ingår inte denna utveckling i huvudscenariot.

Klimatfallet med global uppvärmning bygger på antagandet att kombinationen av antropogena växthusgasutsläpp och kända framtida variationer i inkommande solstrålning, kommer att resultera i ett varmare klimat och en förlängd interglacial period, se avsnitt 6.2. *Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* beskriver en snabbare minskning i antropogen påverkan på det globala klimatet och därför en tidigare initiering av kalla klimatförhållanden i Forsmark, se avsnitt 6.2. I klimatfallen representeras de klimatrelaterade förhållandena i Forsmark av en serie så kallade klimattillstånd, som beskrivs i avsnitt 6.2. Utvecklingen av klimat och klimatrelaterade frågor i de två varianterna av huvudscenariot beskrivs i följande avsnitt.

Huvudscenariots variant med global uppvärmning

Utvecklingen av klimat och klimatrelaterade förhållanden i Forsmark i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* definieras av utvecklingen i *klimatfallet med global uppvärmning*, som visas i figur 7-1. *Klimatfallet med global uppvärmning* beskriver en situation som kombinerar framtida låg amplitud i variationerna i solinstrålning med måttliga kolutsläpp under nuvarande och nästa sekel, följt av en långsam minskning av CO_2-koncentrationen i atmosfären. Den första uppkomsten av det periglaciala klimattillståndet sker år 52 000 e Kr. Vid denna tidpunkt kan det inte, med pessimistiska antaganden, uteslutas att berggrundens temperatur på förvarsdjup kan sjunka till –3 °C eller lägre, det vill säga den temperatur som är relevant för frysning av betongkonstruktioner (se avsnitt 6.5.8). Detta klimatfall utgör därför en utveckling som initialt domineras av måttlig global uppvärmning, följt av en period som domineras av kalla klimatförhållanden.

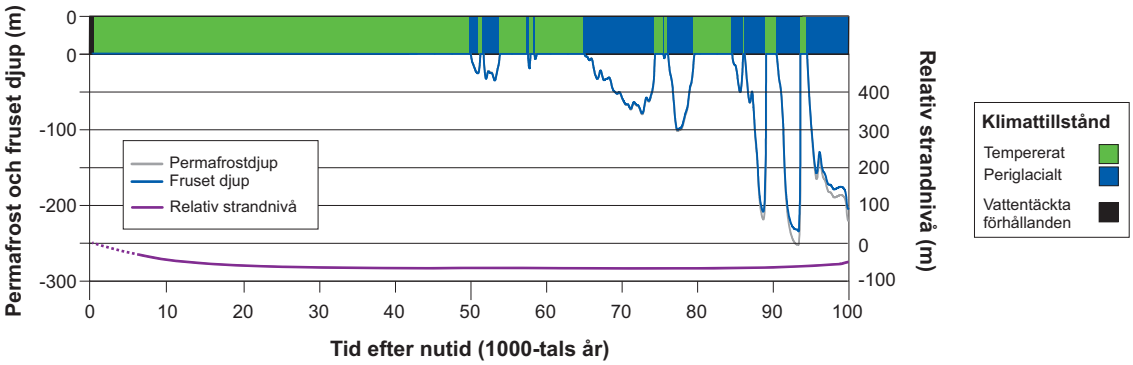
Huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat

Utvecklingen av klimat och klimatrelaterade förhållandena i Forsmark i huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* definieras av utvecklingen i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*, som visas i figur 7-2. Utvecklingen liknar den i *varianten med global uppvärmning*, men med en snabbare minskning av atmosfärens CO_2-koncentration som resulterar i en period med periglaciala förhållanden med permafrost i Forsmark under perioden med lägst solinstrålning runt 17 500 till 20 500 e Kr. Under denna period, kan frusen mark inte uteslutas på förvarsdjup (60 till 140 m), se avsnitt 6.2.3. Det är emellertid mycket osannolikt att temperaturen i berggrunden på förvarsdjup under denna period med periglacialt klimattillstånd skulle minska till –3 °C eller lägre, det vill säga den temperatur som är relevant för frysning av förvarets betongkonstruktioner (se avsnitt 6.5.8). Efter denna period återgår Forsmarks klimat till det tempererade klimattillståndet och successionen av klimattillstånd är identisk med den i *klimatfallet med global uppvärmning*.

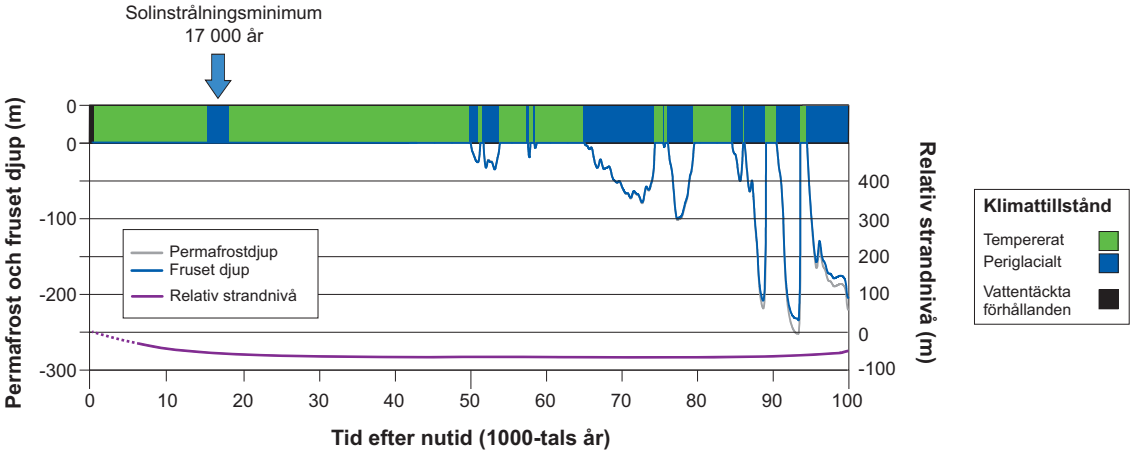
Strandlinjeförskjutning

Strandlinjeförskjutning påverkar grundvattenflöden och retentionstider i berget, som i sin tur styr hastigheten med vilken radionuklider transporteras från förvaret till utströmningsplatser i ytsystemen. SFR ligger för närvarande under Östersjön, täckt av 60–120 m berggrund. Förvarets läge i förhållande till den framtida strandlinjen kommer att variera över tid på grund av isostatiska och eustatiska (havsnivå) variationer. För närvarande är den resulterande strandnivåförändringen i Forsmark att landet höjer sig från havet med ca 6 mm/år (se avsnitt 6.2.2).

Strandnivåns utveckling är identisk i de två varianterna av huvudscenariot (se figur 7-1 och figur 7-2). Varaktigheten av övergången från nutidsförhållanden till terrestra förhållanden ovanför SFR är cirka tusen år, se avsnitt 6.2.2. Precis som i förfluten tid resulterar den framtida strandnivåutvecklingen i en dynamisk utveckling av landskapet, med bildning av nya landområden som påverkar geokemiska och hydrologiska förhållanden, vilket i sin tur påverkar transportegenskaper och transporthastigheter.



Figur 7-1. *Utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark som en tidsserie av klimattillstånd och vattentäckta perioder i huvudscenariots variant med global uppvärmning. Tiden ges i förhållande till nutid, där 0 år motsvarar år 2000 e Kr. Figuren är identisk med figur 6-1.*



Figur 7-2. *Utvecklingen av klimat och klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark som en tidsserie av klimattillstånd och vattentäckta perioder i huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat. Motsvarande utveckling av permafrost och frusen mark, liksom den relativa strandnivån visas i det nedersta diagrammet. Notera att utvecklingen av permafrost och frusen mark inte visas för perioden 0 till 50 000 år. Permafrost och frusen mark kan emellertid inte uteslutas på ett djup av cirka 150 m för den periglaciala perioden från 15 500 till 18 500 år (se avsnitt 6.2.3). Tiden ges i förhållande till nutid, där 0 år motsvarar år 2000 e Kr. Figuren är identisk med figur 6-2.*

Radionuklidtransportmodellering

Successionen av klimattillstånd i de två varianterna av huvudscenariot som presenteras i figur 7-1 och figur 7-2, liksom strandlinjens läge, används i modelleringsaktiviteter, såsom uppskattningen av hydrogeologiska vattenflöden (avsnitt 7.4.2) och simulering av utvecklingen av ekosystem (avsnitt 7.4.5), vilka används som indata till beräkningarna av radionuklidtransport.

7.4.2 Geosfär

Följden av strandlinjeförskjutning är att den hydrauliska gradienten i området ökar och flödesriktningen går från att vara uppåtriktad till att vara mer horisontell och parallell med den topografiska gradienten. Efter att marken över förvaret har stigit ovanför havsnivån, blir grundvattenflödet mindre påverkat av landskapets utveckling och förväntas nå ett stationärt tillstånd. Konstanta flödeshastigheter i förvarsområdet kan förväntas från omkring 5000 e Kr och så länge tempererade förhållanden råder. Vattenflödena genom förvarsutrymmena förändras med tiden motsvarande förändringen av grundvattenflödet i berggrunden, se figur 7-7.

Under periglaciala förhållanden begränsas advektiv transport till följd av den låga permeabiliteten i frusen mark. Talikar i det för övrigt frusna landskapet kan dock förekomma under sjöar, vattendrag och myrar. Alla sjöar i Forsmarksområdet förväntas ha vuxit igen och omvandlats till myrar vid tidpunkten för uppkomst av periglaciala förhållanden i huvudscenariot. Talikar kan bildas i dessa myrar under perioder av ytlig permafrost. Permafrosten förväntas vara djupare under de senare perioderna med periglaciala förhållanden efter 52 000 e Kr. Detta till följd av kallare klimatförhållanden än under den första perioden av periglaciala förhållanden i huvudscenariot, cirka 17 500 e Kr till 20 500 e Kr (se avsnitt 6.2.3). Den första perioden av periglaciala förhållanden i huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* är vald för att utvärdera potentiella doser till människor och andra organismer under en period av icke-kontinuerlig permafrost med talikar. Radionuklidinventariet är större i denna period än under återstående perioder med periglaciala förhållanden i huvudscenariot. För senare perioder med periglaciala förhållanden förutsätts kontinuerlig permafrost utan talikar.

Utströmningslägen, det vill säga där grundvatten från förvaret kan nå biosfären, bestäms genom modellering av grundvattnet som passerar genom förvarsutrymmena. Utströmningsområdena är starkt korrelerade till deformationszonernas läge. När strandlinjen förflyttar sig förändras utströmningsområdena tillsammans med längder och gångtider för flödesvägarna från förvaret (figur 7-3). Emellertid sker utströmningen till största delen i ett och samma utströmningsområde, ett litet område i direkt anslutning nedströms förvaret. Förändringarna i flödesrelaterade transportmotstånd, flödesvägens gångtid och längd vid olika framtida tidpunkter visas i figur 7-4, figur 7-5 och figur 7-6.

De geokemiska förhållandena är starkt kopplade till de hydrologiska förhållandena, eftersom vattenflöde är av stor betydelse för grundvattnets sammansättning. Grundvattnet är initialt bräckt/salt (tabell 4-14 och 6-1), men blir allt mer utspätt när strandlinjen har passerat utströmningsområdet. När området över förvaret ligger ovanför havsnivån förväntas nederbördsvatten infiltrera till grundvattnet. Den förväntade grundvattensammansättningen under periglaciala förhållanden skiljer sig endast obetydligt från den förväntade sammansättningen under tempererade förhållanden, alltså är de två grundvattensammansättningar som anges i tabell 6-8 (för klimattillstånd som varar kortare och längre perioder än 40 000 år) giltiga för både tempererade och periglaciala tillstånd. I huvudscenariot kommer reducerande förhållanden i geosfären att råda under hela analysperioden.

De mekaniska förhållandena i berggrunden runt SFR förväntas inte ändras markant under analysperioden. Bergspänningarna kommer bara att ändras i liten omfattning, men inte på ett sådant sätt att förvarsförhållandena förändras (se avsnitt 6.3.3 och 6.4.3). Det finns en möjlighet att ett jordskalv tillräckligt stort för att leda till skador uppstår under analysperioden, men sannolikheten för detta är låg. Således hanteras ett sådant jordskalv i ett mindre sannolikt scenario, se avsnitt 7.6.5.

Radionuklidtransportmodellering

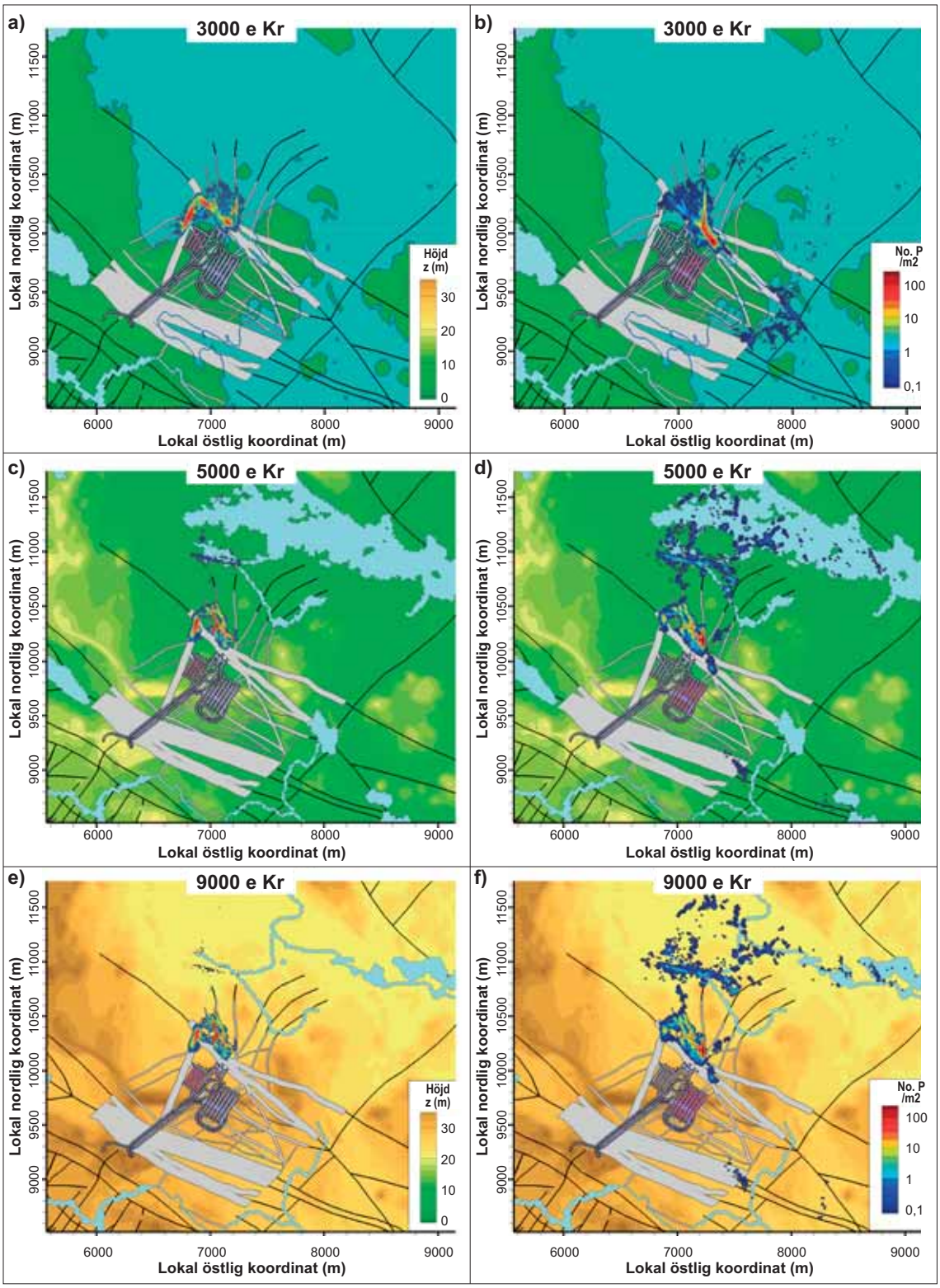
De viktigaste processerna relaterade till radionuklidtransport i geosfären är radioaktivt sönderfall och inväxt, advektion, dispersion, matrisdiffusion och sorption (**Processrapporten för geosfären** kapitel 6). Modellering av dessa processer beskrivs kortfattat nedan.

Radioaktivt sönderfall och inväxt: radioaktivt sönderfall och inväxt inkluderades i modelleringen med sönderfalls- och inväxthastigheter proportionella mot inventariet av aktuell radionuklid respektive dess modernuklid parametriserade med sönderfallskonstanter och förgreningsförhållanden.

Advektion: advektion i geosfären drivs av grundvattenflödet genom sprickor i berget.

Dispersion: dispersion längs med flödesvägar till följd av hastighetsvariationer modellerades med hjälp av en dispersionsterm parametriserad med Péclets dimensionslösa tal som beskriver förhållandet mellan advektiv och dispersiv transport.

Sorption: sorption i bergmatrisen är av betydelse för radionuklidtransport. Sorption i bergmatrisen modellerades under antagande om linjär jämvikt, baserad på grundämnesspecifika K_d-värden.



Figur 7-3. *Utströmningsområden från SFR 1 (rosaskuggat; vänster) och från SFR 3 (rosaskuggat; höger) illustrerade av partikeltäthet vid ytan. Baserat på 1 000 000 partiklar som släppts ut vid förvarsdjup. De svarta linjerna representerar deformationszoner. De vita områdena representerar också deformationszoner, men zoner närmare SFR-förvaret där bredden på ett vitt område visar zonens tjocklek på markytan. Motsvarar figurerna 6-6 och 6-19.*

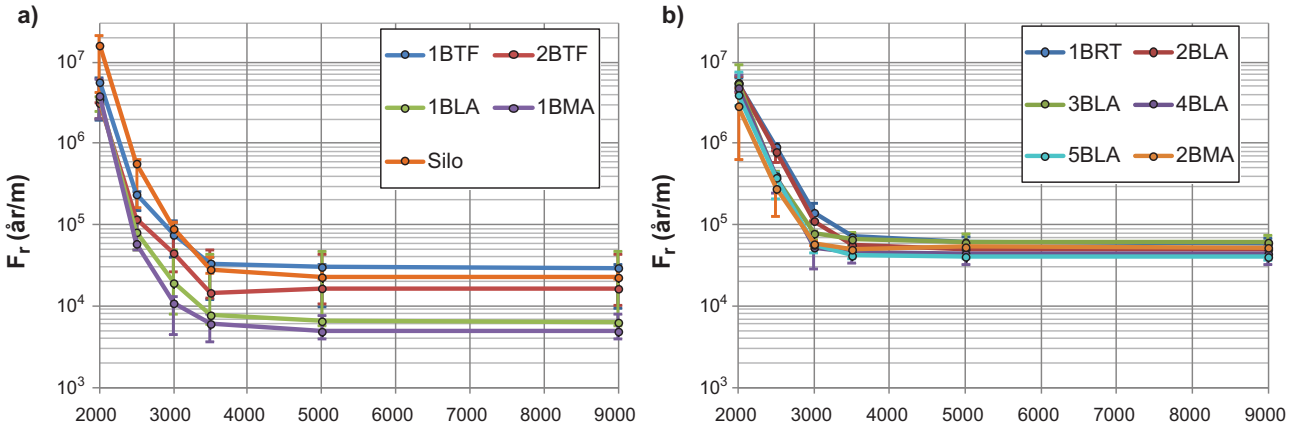
Matrisdiffusion: matrisdiffusion är den process genom vilken lösta ämnen kommer in i och lämnar bergmatrisporositeten under inverkan av en drivkraft från en koncentrationsgradient. Den beskrivs som en slumpvandring i vilken lösta ämnen rör sig från ett område med hög koncentration till ett område med låg koncentration (det vill säga Fick-diffusion). Den effektiva diffusiviteten av ett löst ämne i bergmatrisen approximeras som produkten av den geometriska formationsfaktorn och diffusiviteten av det lösta ämnet i vatten vid oändlig utspädning.

Data

Radionuklider i grundvattnet transporteras i geosfären genom advektion, medan retentionen av radionukliderna styrs av matrisdiffusion och sorption i bergmatrisen.

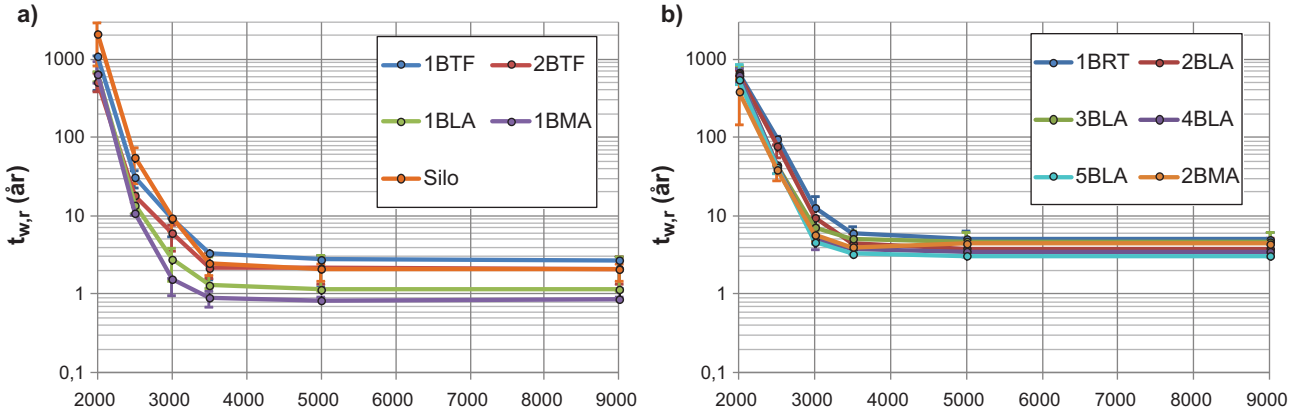
Medianvärden från regionala hydrogeologiska beräkningar för tre bergmodeller (olika parameteruppsättning för berggrunden) av flödesrelaterat transportmotstånd, gångtid och längd på flödesvägen vid olika tidpunkter visas i figur 7-4 till figur 7-6. Dessa fall valdes ut, baserat på de beräknade vattenflödena genom förvarsutrymmena, för att vara representativa bergmodeller för lågt flöde, måttligt flöde (bergmodell 1) och högt flöde (bergmodell 11) under tempererade förhållanden (Odén et al. 2014). Resultaten av bergmodellen med måttligt flöde valdes ut för att användas i beräkningar av radionuklidtransport under perioder med tempererade förhållanden i huvudscenariot. Effekten av högt flöde i berggrunden analyseras i ett mindre sannolikt scenario, se avsnitt 7.6.2. Resultaten, som används i de probabilistiska beräkningarna av radionuklidtransport, utgjordes av advektiva gångtider och flödesrelaterade transportmotstånds[7]värden, parvis utvalda från samma realisering/flödesväg. Dessa indatapar är tillgängliga för år 2000 e Kr, år 2500 e Kr, år 3000 e Kr, år 3500 e Kr, år 5000 e Kr och år 9000 e Kr och redovisas i **Indatarapporten**, avsnitt AMF nummer 11.

För perioder med periglaciala förhållanden identifierades tre huvudsakliga hydrogeologiska beräkningar bland mängden genomförda varianter som återfinns i Odén et al. (2014). Dessa omfattar ett fall med diskontinuerlig, ytlig permafrost och talikar, ett fall med ytlig permafrost men endast större vattensamlingar och sjöar ofrusna och ett fall med permafrost på SFR 1-djup (cirka 60 m) och endast större sjöar ofrusna. Den första av dessa beräkningar ger liknande resultat, vad gäller vattenflöde, som bergmodell 1 för år 9000 e Kr som beskrivs ovan (Odén et al. 2014). Därför användes flödesrelaterade parametrar för tempererade förhållanden år 9000 e Kr för att modellera den första periglaciala perioden i huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* (det vill säga mellan 17 500 e Kr och 20 500 e Kr), när permafrosten antas vara diskontinuerlig och ytlig. Under denna periglaciala period riktades dock flödet om till de talikplatser som simuleras i fallet med icke-kontinuerlig, ytlig permafrost. Under de periglaciala perioderna i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* (se figur 7-1) förutsattes ett ständigt fruset landskap över hela modelldomänen och således ingen möjlighet för transport från förvarsdjup till ytan inom de analyserade områdena.

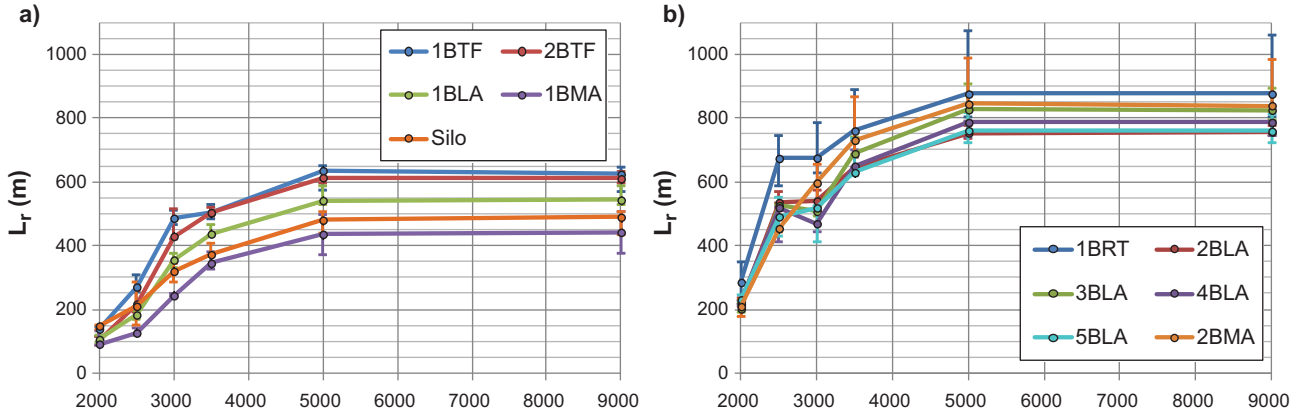


Figur 7-4. *Medianvärden av flödesrelaterade transportmotstånd (F_r) för olika förvarsutrymmen som en funktion av tid (som ges i år e Kr på x-axeln): a) i SFR 1 och b) i SFR 3. Staplarna visar skillnaden mellan de tre bergmodeller som valts ut för att vara representativa för låga, måttliga och höga flöden (Odén et al. 2014).*

[7] Det flödesrelaterade transportmotståndet, F, används för att beräkna den flödesvätta yta som krävs i indata, a_w genom att dividera det med den advektiva gångtiden, t_w ($a_w = F/t_w$).



Figur 7-5. *Medianvärden av advektiva gångtider ($t_{w,r}$) för olika förvarsutrymmen som en funktion av tid (som ges i år e Kr på x-axeln): a) i SFR 1 och b) i SFR 3. Staplarna visar skillnaden mellan de tre bergmodeller som valts ut för att vara representativa för låga, måttliga och höga flöden (Odén et al. 2014).*



Figur 7-6. *Medianvärden av transportvägens längd (L_r) för olika förvarsutrymmen som en funktion av tid (som ges i år e Kr på x-axeln): a) i SFR 1 och b) i SFR 3. Staplarna visar skillnaden mellan de tre bergmodeller som valts ut för att vara representativa för låga, måttliga och höga flöden (Odén et al. 2014).*

Fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, för bergmatrisen presenteras som log-normala fördelningar i tabell 8-7 i **Datarapporten** för olika grundvattensammansättningar. Tre grundvattensammansättningar valdes ut som representativa för huvudscenariot: tempererat bräckt/salt, tempererat/periglacialt och sent tempererat/periglacialt. Generellt valdes det lägsta K_d-värdet (pessimistiskt) för varje ämne för beräkningarna av radionuklidtransport under hela analysperioden, förutom för vissa radionuklider som är känsliga för redox samt pH. För de ämnen som är känsliga för pH, valdes de K_d-värden som gäller för miljöer med pH lägre än 10 (detta gäller Np(IV), Pu(III/IV), Sn(IV) och U(IV)). För de ämnen där K_d-värdena skiljer sig åt beroende på deras oxidationstillstånd, används K_d-värden för reducerande förhållanden (exempelvis Np(IV) och Tc(IV)), eftersom reducerande förhållanden förväntas råda i huvudscenariot. K_d-värdet för Po sattes till detsamma som för Pb.

Effektiva diffusiviteter, D_e, för alla radionuklider i bergmatrisen beskrevs genom en log-normalfördelning med ett geometriskt medelvärde på $3{,}2 \cdot 10^{-14}$ m^2/s. Péclets tal sattes till 10, porositeten till 0,0018, densiteten till 2 700 kg/m^3 och inträngningsdjupet i bergmatrisen (halva avståndet mellan sprickor) till 1,4 m.

7.4.3 Förvar

De kemiska förhållandena i förvaret påverkas av vattenflödet genom förvaret, vilket i sin tur påverkas av strandlinjeförskjutningen och permafrostens utveckling. Flera interna processer påverkar förvarets utveckling vilket leder till successiv degradering av barriärerna. Referensutvecklingar för

hydrologiska förhållanden, avfall samt tekniska barriärer beskrivs i detalj i avsnitt 6.3.5, 6.3.7, 6.3.8, 6.4.5, 6.4.7, 6.4.8, 6.5.5, 6.5.7 och 6.5.8. Här ges en kort beskrivning av förvarets utveckling i huvudscenariot, uppdelad i hydrologiska förhållanden och avfallskollin och tekniska barriärer.

Hydrologiska förhållanden

Strandlinjeförskjutningen och permafrostutvecklingen har stor påverkan på vattenflödet i förvaret. Storlek, riktning och fördelning av vattenflödet mellan olika delar av förvarsutrymmena är också beroende på de hydrauliska egenskaperna för respektive komponent. Vattenflödet påverkar betongdegradering och transport av radionuklider och andra ämnen.

Flödet i förvaret följer samma utveckling som beskrivits för geosfären. När strandlinjen passerar ovan förvaret, ändrar flödet successivt riktning från vertikalt uppåtriktat till horisontellt. Den hydrauliska gradienten ökar, vilket medför ökade flödeshastigheter genom förvaret, se figur 7-7. När landförhållanden utvecklats ovanför förvaret stabiliseras flödets riktning och hydrauliska gradient. Dessa antas sedan vara konstanta så länge tempererade förhållanden råder.

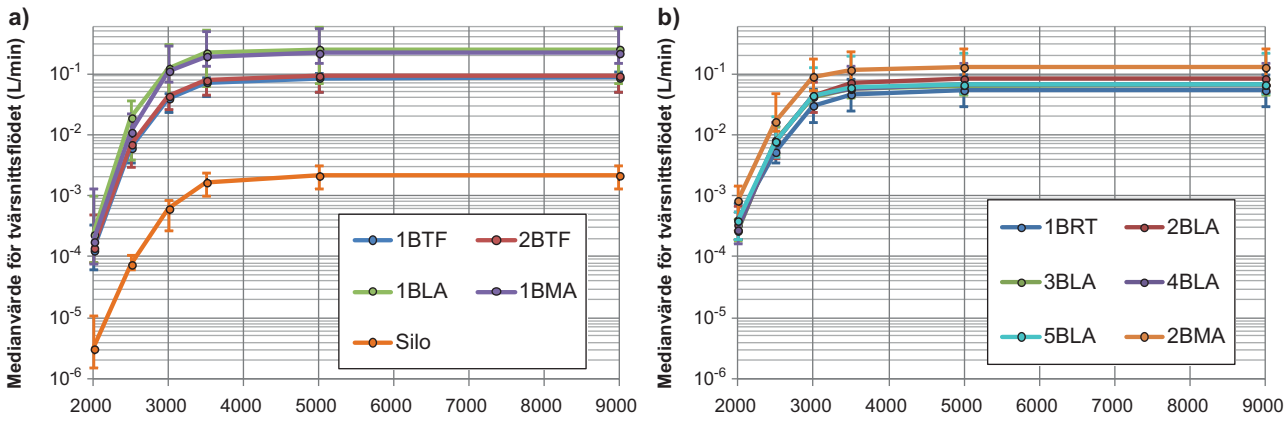
Degradering påverkar de hydrauliska egenskaperna hos materialen i förvarsutrymmena och därmed fördelningen av vattenflöden. Som beskrivs i avsnitt 6.3.5, 6.4.5 och 6.5.5, har detta tagits hänsyn till i flera beräkningsfall av förvarets närzonshydrologi (Abarca et al. 2013, 2014), se vidare dataavsnittet nedan. Materialen i förvaret beskrivs i modelleringen som homogena porösa medier, där sprickor och andra defekter inkluderas indirekt genom valet av hydraulisk konduktivitet. Randvillkoren för de beräkningar som är representativa för huvudscenariot extraherades från bergmodellen med måttligt flöde som valdes för huvudscenariot (avsnitt 7.4.2).

Avfallskollin och tekniska barriärer

Hållbarheten för avfallskollin och tekniska barriärer i förvaret påverkas av externa förhållanden och interna processer som beskrivs i avsnitt 6.3.7, 6.3.8, 6.4.7, 6.4.8, 6.5.7 och 6.5.8. Här ges en förenklad beskrivning av utvecklingen av avfallskollin och tekniska barriärer och hur den implementeras i huvudscenariot för att hantera radionuklidtransport i närzonen.

Degradering av cementbaserade material

Degradering av cementbaserade material i avfallskollin och tekniska barriärer, som ett resultat av externa förhållanden och interna processer, kan delas in i två huvudkategorier: fysisk/mekanisk degradering och kemisk degradering.



Figur 7-7. *Medianvärden av vattenflöden genom olika förvarsutrymmen som en funktion av tiden (som ges i år e Kr på x-axeln): a) i SFR 1 och b) i SFR 3. Punkterna visar medianvärden för alla 17 berggrundsfall, medan staplarna visar variabiliteten (Odén et al. 2014).*

Den fysiska/mekaniska degraderingen av cementbaserade material omfattar sprickbildning och andra förändringar i porstrukturen, som orsakas av till exempel degradering av armering, gasbildning, utlakning och bildning av nya faser. Frysning är en annan process som kan leda till sprickbildning i cementbaserade material. Dock innebär klimatförhållandena i båda varianterna av huvudscenariot att frysning av betong (berggrundstemperatur mindre än –3 °C) inte kommer att äga rum förrän år 52 000 e Kr, se avsnitt 7.4.1. Dock kommer fysisk/mekanisk degradering att ske i sådan omfattning innan år 52 000 e Kr att den exakta tidpunkten för frysning är av mindre betydelse. De fysiska förändringarna påverkar radionuklidtransporten huvudsakligen till följd av förändringar i hydraulisk konduktivitet, porositet och diffusivitet. Utvecklingen av betongdegradering utvärderas i Höglund (2014) och förenklas för att användas i beräkningarna av radionuklidtransport, se vidare i avsnittet Data nedan.

Den kemiska degraderingen av cementbaserade material påverkar radionuklidtransport huvudsakligen genom att förändra deras förmåga att sorbera radionuklider. Sorption av olika radionuklider påverkas på olika sätt av den kemiska miljön. Komplexbildning med organiska ligander, till exempel ISA, som bildar lösliga komplex med radionukliderna, minskar många radionukliders sorptionsförmåga. Högt pH dämpar mikrobiell aktivitet och därmed görs bedömningen att mikroorganismer inte bidrar till förändrade förhållanden i förvaret. Flera av radionukliderna är redoxkänsliga, med varierande retention beroende på redoxtillstånd. Reducerande förhållanden kommer dock att råda i förvaret i huvudscenariot (avsnitt 6.3.7, 6.4.7 och 6.5.7), så detta övervägande är av begränsad betydelse. Den kemiska degraderingen av betong kan delas in i fyra steg som beskrivs i **Datarapporten** (avsnitt 7.4): degraderingstillstånd I (upplösning av natrium- och kaliumhydroxider pH > 12,5), degraderingstillstånd II (upplösning av portlandit pH ≈ 12,5), degraderingstillstånd IIIa (inkongruent upplösning av CSH-faser, förekomst av Ca-aluminater pH ≈ 12) och degraderingstillstånd IIIb (inkongruent upplösning av CSH-faser, avsaknad av Ca-aluminater pH ≈ 10,5). Varaktigheten för dessa skeden är olika för olika förvarsutrymmen, se vidare avsnittet Data nedan. Utvecklingen av degraderingstillstånden baseras på beräkningar av pH-utvecklingen, som beskrivs i avsnitt 6.4.7 och avsnittet Data nedan. Kemisk degradering är mycket långsammare än fysisk/mekanisk degradering, vilket innebär att även om betongen har förlorat sin hydrauliska barriärfunktion kommer den att utgöra en sorptionsbarriär under en lång tidsperiod.

Radionuklidtransportmodellering

Radionuklider i porvattnet transporteras genom diffusion och advektion. Sorptionen på fasta ytor fördröjer transporten av radionuklider. De viktigaste processerna som påverkar radionuklidtransport i närzonen är radioaktivt sönderfall och inväxt, advektion, diffusion, dispersion, sorption, löslighetsbegränsningar, speciering och korrosion. En detaljerad beskrivning av dessa processer återfinns i **Processrapporten för avfall** och **Processrapporten för barriärer**. En kort beskrivning av hanteringen av processer i huvudscenariot följer nedan, medan en mer detaljerad beskrivning av hanteringen i modelleringen återfinns i **Radionuklidtransportrapporten**.

Radioaktivt sönderfall och inväxt: dessa processer ingår i modelleringen genom att parametriseras med nuklidspecifika sönderfallskonstanter och förgreningsförhållanden.

Advektion: advektion ingår explicit i radionuklidtransportmodelleringen. Utdata från de modellerna över förvarets närzonshydrologi ger vattenflöden mellan kontrollvolymer som representeras av kompartment (eller grupper av kompartment) i radionuklidtransportmodellen. Dessa vattenflöden förs vidare som indata till radionuklidtransportmodellen och används tillsammans med volymer och sorptionsdata för förvarsutrymmen för att beräkna retention och advektiv transport av radionuklider. När vattenflöden beräknas för olika degraderingstillstånd, tar modelleringen indirekt hänsyn till den förväntade degraderingen av barriärerna över tid. För förvarsutrymmen i 1–2BMA modelleras den möjliga framtida uppkomsten av större sprickor explicit genom en advektiv överföring direkt genom barriärerna, utan att hänsyn tas till sorption i barriärerna (beskrivs utförligare i Appendix D i **Radionuklidtransportrapporten**).

Diffusion: diffusion är explicit inkluderat i modelleringen. Beräkningarna tar hänsyn till materialspecifika, effektiva diffusiviteter såväl som porositeter och kompartmentgeometrier (transportlängder och tvärsnittsareor) hos avfallskollin och barriärer. De effektiva diffusiviteterna ökas över tid för att beskriva en successiv degradering av barriärerna. Diffusionsmotståndet försummas för bitumeningjutet avfall (ett pessimistiskt antagande). Inget diffusionsmotstånd beaktas för betongkonstruktionen i BRT. Denna konstruktion modelleras som en omrörd tank.

Dispersion: dispersion hanteras inte explicit i modelleringen. Den grova rumsupplösningen för kompartmentstrukturen introducerar en dispersiv effekt med avseende på radionuklidtransport i systemet. Denna numeriska dispersion kan antas vara större än den verkliga fysiska dispersionen och därmed betraktas denna behandling som ett pessimistiskt förhållningssätt, se vidare **Radionuklidtransportrapporten**.

Sorption: sorption (på en immobil fast fas) har en fördröjande effekt på både advektiv och diffusiv transport av radionuklider. Sorption ingår explicit i radionuklidtransportmodelleringen med antagande om linjär sorption, baserat på grundämnesspecifika K_d-värden.

Löslighetsbegränsning: löslighetsbegränsning av grundämnen beaktas inte i huvudscenariot (ett pessimistiskt angreppssätt). Effekten av löslighetsbegränsning har dock undersökts i specifika stödjande beräkningar, se **Radionuklidtransportrapporten**.

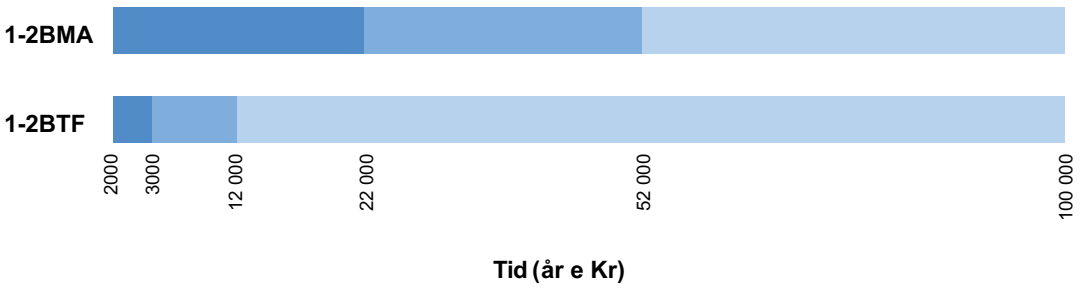
Speciering: speciering av radionuklider beaktas genom användning av specifikt bestämda (tidsberoende) fördelningskoefficienter för sorption (K_d-värden).

Korrosion: reaktortankarna i BRT innehåller radionuklider som genererats av neutronaktivering av stål under driften av reaktorn. Reaktortankarna är också kontaminerade på ytan av radionuklider som finns i reaktorvattnet. Det antas att den del av radionukliderna som kommer från neutronaktivering frigörs när stålet korroderar. Reaktortankarnas långsamma korrosionshastighet kommer att begränsa radionuklidutsläpp. Processen har modellerats med en hastighet för radionuklidutsläpp baserad på korrosionshastigheten för stål under förvarsförhållanden (det vill säga radionukliderna frigörs när stålet korroderar och utan beaktande av retention i korrosionsprodukterna).

Data

Radionuklidinventariet i huvudscenariot är den bästa uppskattningen, presenterad i tabell 4-6. Radionuklidinventariet för respektive avfallstyp ges i inventarierapporten (SKB 2013a) och i SKBdoc 1481419 för Mo-93 och antalet avfallskollin av respektive avfallstyp i de olika förvarsutrymmena ges i **Initialtillståndsrapporten**. För NHB används endast data från inventarierapporten (SKB 2013a). Geometrin för förvaret beskrivs i **Initialtillståndsrapporten** och implementeringen i modellerna beskrivs i **Radionuklidtransportrapporten**.

Datarapporten (tabell 10-4) redovisar hydrauliska konduktiviteter som en funktion av tid för degradering av cementbaserade material. Resultaten från beräkningar för förvarets närzonshydrologi är framtagna för olika kombinationer av hydrauliska konduktiviteter och strandlinjepositioner (Abarca et al. 2013, 2014), se avsnitt 6.3.5 och 6.4.5. Resultaten från beräkningsfall som är representativa för utvecklingen av de hydrauliska konduktiviteterna har valts som indata till beräkningarna av radionuklidtransport. Detta innebär att vattenflöden för respektive förvarsutrymme erhålls från särskilda beräkningsfall beroende på både strandlinjens läge och degraderingen av barriärerna. Med tiden, när barriärerna antas degradera, ändras flödena från att representera initialtillståndsvärden till värden för måttligt, väsentligt och fullständigt degraderade barriärer, se figur 7-8. Detta beskrivs i kapitel 4 i **Radionuklidtransportrapporten**.



Figur 7-8. *Illustration av utvecklingen av den hydrauliska konduktiviteten hos betong i huvudscenariot där de tre färgerna representerar degradering från måttligt via väsentligt till fullständigt degraderad betong. I början förekommer en kort period med initialtillståndsvärden som inte visas i figuren, detaljer ges i* ***Radionuklidtransportrapporten****. Endast de förvarsutrymmen där betongen utgör en viktig flödesbarriär visas.*

Sorption modelleras genom användning av fördelningskoefficienter, K_d-värden, i radionuklidtransportmodellen. Reducerande förhållanden kommer att råda i förvaret i huvudscenariot och K_d-värden för följande oxidationstillstånd har valts ut för att vara representiva: NP(IV), Pa(IV), Pu(III/IV), Se(-II), Tc(IV) och U(IV). Specieringsstudier för vissa avfallstyper tyder på att Pu kommer att finnas som Pu(III) i avfallet (Duro et al. 2012), medan specieringsstudier för icke-glacialt vatten i berggrunden tyder på att både Pu(III) och Pu(IV) kan förekomma (Crawford 2013). Det lägre av K_d-värdena för Pu(III) och Pu(IV) har valts. Alla K_d-värden har representerats av sannolikhetsfördelningar.

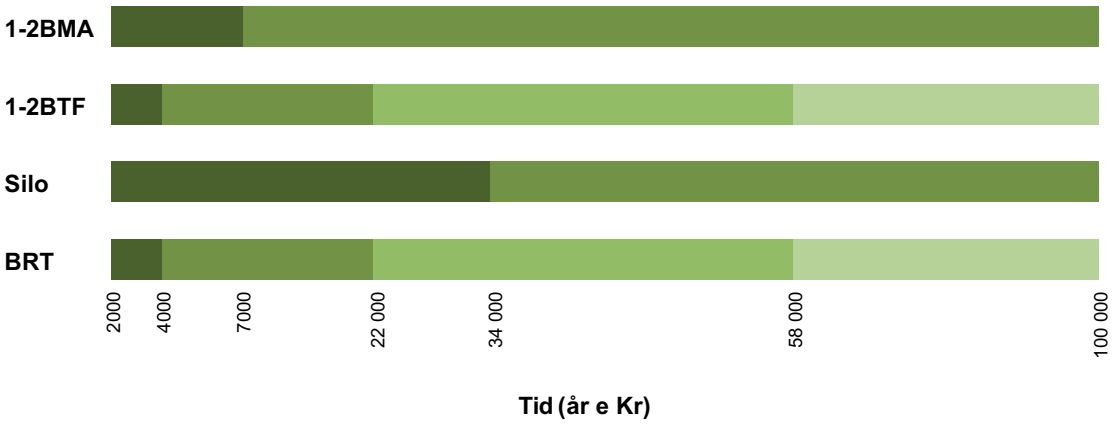
Fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, för cementbaserade material har beräknats utifrån följande.

1. K_d-värden för hydratiserad cementpasta för de degraderingstillstånd som ges i tabell 7-7 till tabell 7-10 i **Datarapporten**. Utvecklingen av kemiska degraderingstillstånd är olika för alla rumsliga positioner i förvarsutrymmena. Dock användes en förenklad utveckling i beräkningarna av radionuklidtransport. Denna förenklade utveckling av kemiska degraderingstillstånd för förvarsutrymmen visas i figur 7-9.
2. Innehållet av hydratiserad cementpasta i de typer av cementbaserat material som ges i tabell 7-12 i **Datarapporten**.
3. Reduktionsfaktorer till följd av inverkan av komplexbildare. Koncentrationsberoende reduktionsfaktorer anges i tabell 7-11a till tabell 7-11c i **Datarapporten**. Koncentrationerna av komplexbildare ges i en särskild rapport (Keith-Roach et al. 2014). De resulterande reduktionsfaktorerna beskrivs i **Indata rapporten** (avsnitt AMF nummer 75).

Fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, för bentonit har valts för att vara representativa för både salthaltigt och ej salthaltigt grundvatten, det vill säga att de är representativa för hela analysperioden i båda varianterna av huvudscenariot. Värdena ges i tabell 7-6 i **Datarapporten**.

Fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, för makadam/bergkross ges i tabell 8-7 **Datarapporten**. K_d-värden för pH som är större än 10 har valts ut. Detta är ett pessimistiskt val, eftersom dessa K_d-värden är lika med eller lägre än de för grundvattnets pH. Fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, för blandningar av sand och bentonit har erhållits med hjälp av ett viktat medelvärde från de K_d-värden som valts ut för makadam/bergkross och bentonit och viktförhållandena för de två materialen. Detta enkla tillvägagångssätt har tillämpats på grund av den begränsade mängd experimentella data som finns att tillgå för sorption på blandningar av sand och bentonit.

Effektiva diffusiviteter, porositeter och densiteter ges i **Radionuklidtransportrapporten**.



Figur 7-9. *Illustration av utvecklingen av de fyra kemiska betongdegraderingstillstånden för förvarsutrymmen i huvudscenariot. Initialt befinner sig alla cementbaserade material i det kemiska degraderingstillståndet I (upplösning av natrium och kaliumhydroxider och pH är högre än 12,5). Därefter följer degraderingstillstånd II (upplösning av portlandit pH ≈ 12,5), degraderingstillstånd IIIa (inkongruent upplösning av CSH-faser, förekomst av Ca-aluminater pH ≈ 12) och degraderingstillstånd IIIb (inkongruent upplösning av CSH-faser, avsaknad av Ca-aluminater pH ≈10.5). Endast 1–2BTF och BRT uppvisar hela utvecklingen under analysperioden på 100 000 år.*

De korrosionshastigheter som använts för att beskriva utsläppet av radionuklider från reaktortankarna har gjorts pH-beroende (se figur 7-9). Korrosionshastigheter för kolstål under olika förhållanden ges i tabell 5-3 i **Datarapporten**. Detta resulterar i en korrosionshastighet på 0,05 µm/år fram till 22 000 e Kr och 2,8 µm/år därefter.

7.4.4 Ytsystem

Utvecklingen av ekosystem i huvudscenariot följer referensutvecklingen av ytsystemen som beskrivs i avsnitt 6.3.1, 6.4.1 och 6.5.1. Strandlinjeförskjutningen fortsätter med en långsamt minskande hastighet och nya områden av havsbotten höjs ovanför vågbasen. Som en konsekvens sker en övergång från marina ekosystem till sjöekosystem till våtmarksekosystem. Ibland utvecklas våtmarker utan ett mellanliggande sjöstadium. När en plats ligger tillräckligt högt ovanför strandlinjen för att förhindra saltvattenintrång kan den dikas och användas som odlingsmark. Den antagna utvecklingen i huvudscenariot är att ett potentiellt radionuklidutsläpp initialt kommer att begränsas till marina bassänger, men att allt eftersom land höjer sig kommer utsläppet att riktas mot våtmarks- eller sjöekosystem (avsnitt 7.4.2 och figur 7-3). Det potentiella utsläppet till ett primärt utströmningsområde antas fördelas till andra områden; till intilliggande havsbassänger eller till nedströms liggande sjöar och våtmarker via ytvattenflöden (avsnitt 8.2.3).

I början av analysperioden har strandlinjeförskjutning en stor inverkan på utvecklingen av ekosystemen. På längre sikt, när strandlinjen har passerat förvarsområdet och sjöarna vuxit igen, blir klimatvariationer allt viktigare (se avsnitt 6.4.1). Under framtida perioder med periglacialt klimat och tillhörande permafrostförhållanden kan ofrusna områden i det för övrigt frusna landskapet, så kallade talikar, förekomma under sjöar och våtmarker. Eftersom vattenflöden i frusen mark är försumbara, kan radionuklidtransport från förvaret till ytan endast förekomma i talikar (avsnitt 6.5.4). De hydrologiska flödena i ekosystem förändras under periglaciala förhållanden jämfört med tempererade förhållanden. Därför används modellerade hydrologiska flöden i talikar (Werner et al. 2013) i radionuklidtransportmodellering av den första periglaciala perioden av huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat*, det vill säga mellan år 17 500 e Kr och 20 500 e Kr.

Exponering av människor och andra organismer beskrivs i avsnitt 7.4.5.

Radionuklidtransportmodellering

Transport av radionuklider i ytsystemet simuleras i radionuklidtransportmodellen. Radionuklider når ekosystemen via grundvattenflöde till utströmningsområden (biosfärsobjekt). Transporten av radionuklider i ekosystem är främst kopplad till massflöden av vatten, men även till flöden av gas och fast materia, övergångar mellan organisk och oorganisk form samt diffusion i porvattnet i jorden. Transporten av radionuklider i ytsystemet beror på landskapsutvecklingen, egenskaper i utströmningsområdena och klimatet. Beräkningarna av radionuklidtransport i ekosystem beskrivs vidare i avsnitt 8.2.3.

Data

Landskapsutvecklingen är viktig för transport av radionuklider. Avsnitt 6.4.1 illustrerar hur landskapet förändras i huvudscenariot, baserat på strandlinjeförskjutning och successionen av ekosystem med en ökande andel våtmarker och potential för jordbruk. I modelleringen av radionuklidtransport i ekosystem (som beskrivs i kapitel 8) används en mängd olika data. Fördelningen av olika ekosystem i utströmningsområden (biosfärsobjekt) över tid är viktiga indata. Andra viktiga indata är vattenflöden, regolitens fördelning, djup och egenskaper, sorption (K_d); ekosystemspecifika parametrar (till exempel produktion, nedbrytning, mineralisering av organiskt material och gasavgång av kol) och upptag av biota (representerat av koncentrationsfaktorer, CR-värden). Parametrar som används för beräkning av transport av radionuklider i ekosystem sammanfattas i **Biosfärens syntesrapport** och beskrivs i detalj i Grolander (2013).

7.4.5 Exponering av människor och andra organismer

Radionuklidkoncentrationer i jord, vatten, luft och organismer används för att beräkna den effektiva dosen till människor och dosraten till andra organismer (kapitel 8 och 9). Dosen till människor används i riskanalysen (se kapitel 10). Doser till människor och andra organismer orsakas av extern

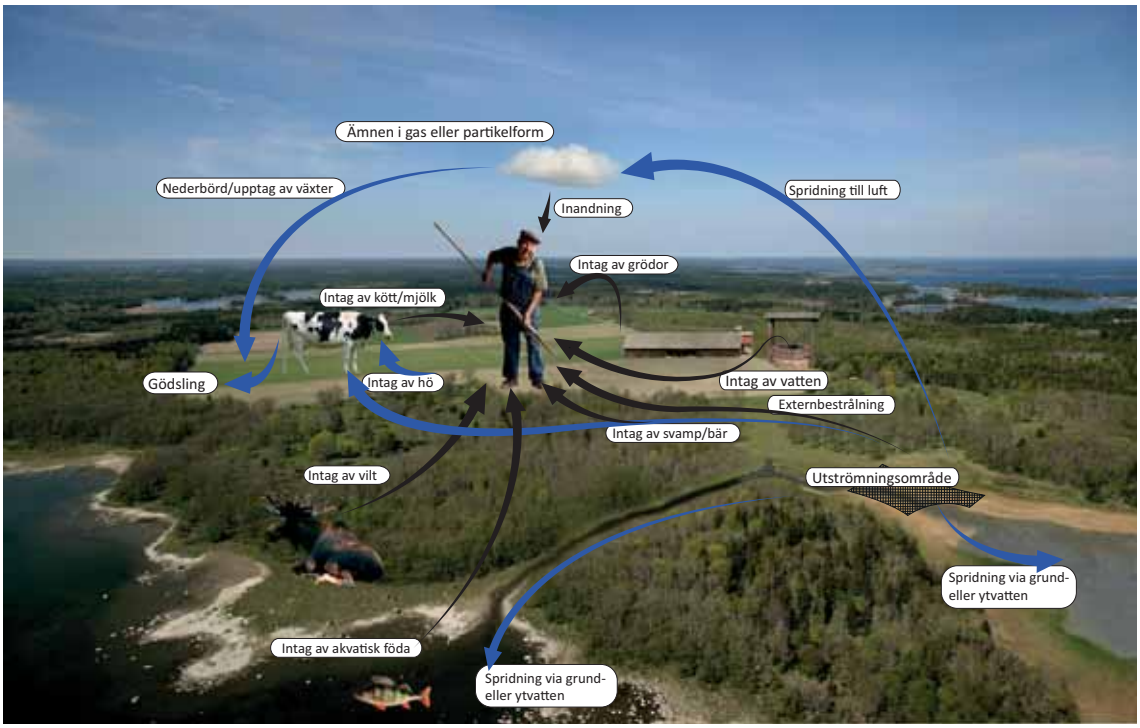
exponering (strålning från mark, luft och vatten), inandning av radionuklider och intag av radionuklider via föda och vatten. Koncentrationen av radionuklider över tid beräknas för olika delar av ytsystemet med hjälp av en radionuklidtransportmodell. Modellen beskriver transport från förvaret (närzonen), genom berget (geosfären/fjärrzonen) och i ytsystemet (biosfären). Till följd av utvecklingen av förvaret, geosfären, ytsystemet och klimatet (se kapitel 6 och avsnitten 7.4.1–7.4.4), kommer koncentrationerna av radionuklider i olika miljömedier i ytsystemet att förändras över tid.

Exponering av människor

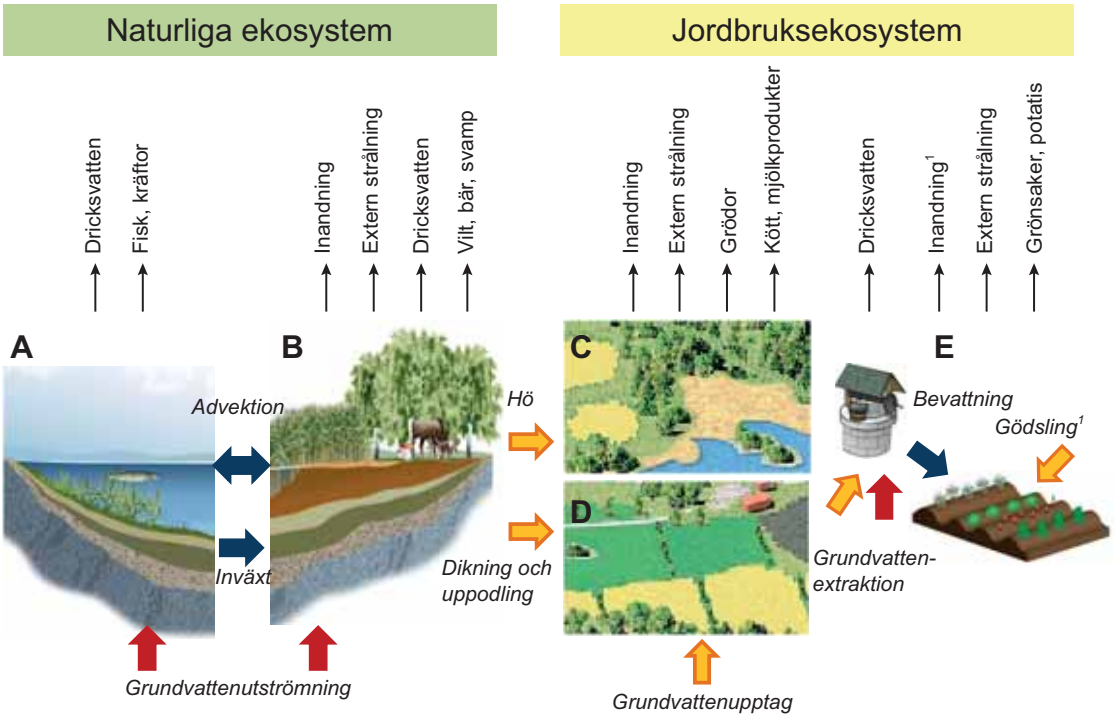
Utöver radionuklidkoncentrationerna beror dosen till människor på levnadsvanor, markanvändning och kost.

Människor kan nyttja mark på många olika sätt, men de högsta doserna förväntas om människor spenderar all sin tid i de landområden som har de högsta radionuklidkoncentrationerna och dricker vatten och äter föda med ursprung från dessa områden (figur 7-10). Fyra olika varianter av markanvändning har definierats för att täcka in en rad möjliga framtida exponeringsvägar. En analys av exponeringsvägar resulterade i att totalt 17 exponeringsvägar identifierades som relevanta att inkludera i säkerhetsanalysen och innefattas i en (eller flera) av de fyra olika varianterna av markanvändning (**Biosfärens syntesrapport**). De exponerade grupperna kan ses som övre begränsande fall för exponering och avspeglar markanvändning och vanor som är rimliga och hållbara givet landskapet i Forsmark och mänskliga fysiologiska krav. Figur 7-11 visar de huvudsakliga exponeringsvägarna som ingår i dosberäkningarna för de fyra varianterna av markanvändning. Varianterna beskrivs kortfattat nedan. En detaljerad beskrivning av exponeringsvägsanalysen och varianterna av markanvändnings ges i **Biosfärens syntesrapport** och i SKB (2014).

Jägare och samlare – Ett samhälle av jägare och samlare vistas i och samlar föda från naturen utan nämnvärd påverkan på ekosystemen. De huvudsakliga exponeringsvägarna kommer från förtäring av den insamlade maten (fisk, vilt, bär och svamp) och från dricksvatten (från nyttjandet av sjöar eller vattendrag). Ett typiskt samhälle av jägare och samlare antas vara uppbyggt av upp till 30 personer som söker föda på ett cirka 200 km^2 stort område.



Figur 7-10. *Potentiella exponeringsvägar för människor.*



Figur 7-11. *Exponeringsvägar som ingår i dosberäkningarna för exponerade grupper som använder naturtillgångar och/eller lever i ett biosfärsobjekt. Jägare och samlare använder opåverkade ekosystem: akvatiska ekosystem (A) och myrekosystem (B). De andra tre exponerade grupperna representerar olika användningar av odlingsbar mark, nämligen inägo- utmarksjordbruk (C), dikning och odling på myrar (D) och småskalig odling i en kökträdgård (E). Pilar i fetstil representerar inflöde av radionuklider från berget (röda), från opåverkade ekosystem eller djupa regolitlager (orange) eller överföring av radionuklider via vatten i biosfären (blå). De tunna pilarna (överst) representerar exponeringskällor. 1 = exponeringsvägarna inandning och gödsling inkluderar radionuklider från förbränning av biobränsle.*

Inägo- utmarksjordbrukare – Självförsörjande jordbruk, i vilket odlingen av grödor på inägorna är beroende av näringsämnen från slåtter på våtmarker (utmarker), dvs våtmarker som kan innehålla radionuklider från förvaret nyttjas som utmarker. De huvudsakliga exponeringsvägarna är från förtäring av kött från djur som utfodrats med hö från våtmarkerna, från grödor som gödslats med spillning från dessa djur, och från dricksvatten från antingen en grävd brunn eller från ytvattnet i biosfärsobjektet. Ett hållbart samhälle av inägo- utmarksjordbrukare antas bestå av 10 personer. För denna grupp skulle ett våtmarksområde på 0,1 km^2 krävas för att tillgodose behovet av vinterfoder till en boskapshjord som motsvarar behovet av gödsel för odlingen på inägorna.

Jordbrukare på dikad myr – Självförsörjande jordbruk, i vilket våtmarker dikas och brukas för odling av både grödor och foder. De huvudsakliga exponeringsvägarna är från grödor som odlats på mark där radionuklider har ackumulerats under en lång period och från dricksvatten från antingen en brunn (grävd eller borrad) eller ytvatten i biosfärsobjektet. Ett hållbart samhälle av jordbrukare på dikade myrar antas bestå av 10 personer. För denna grupp krävs ett våtmarksområde på 0,06 km^2 för att den ska vara självförsörjande via jordbruk av grödor.

Hushåll med kökträdgård – Ett hushåll som är självförsörjande med avseende på grönsaker och rotfrukter via småskalig trädgårdsodling. De huvudsakliga exponeringsvägarna är förtäring av grönsaker och rotfrukter som bevattnats med vatten som innehåller radionuklider och konsumption av dricksvatten från antingen en brunn (grävd eller borrad) eller från ytvatten. Exponering från förbränning av biomassa (ved eller torv) beaktas också för denna grupp. Ett hushåll med kökträdgård antas bestå av fem personer och ett trädgårdsland på 140 m^2 är tillräckligt för att försörja familjen med grönsaker och rotfrukter.

Ett samhälle av jägare och samlare använder opåverkade ekosystem, medan de andra tre grupperna brukar marken aktivt. Under marina och periglaciala perioder kan ingen mark odlas upp och exponering kan endsat ske via nyttjande av opåverkade ekosystem. När strandlinjen har passerat området

ökar möjligheten att använda en del av området nedströms förvaret för jordbruk. När risken för saltvattenintrång minskar kan dricksvattenbrunnar borras och våtmarker kan dikas och användas för jordbruk. Detta uppskattas kunna ske tidigast när marken är minst 1 m ovanför havsnivån. Endast en mindre andel av de områden som tidigt kommer upp över havsnivån kommer passa för odling på grund av den blockrika regoliten i de tidigare havs- och sjöområdena (Lindborg 2010). I exempelvis de mellersta delarna av Öregrundsgrepen finns det däremot stora områden som huvudsakligen består av lera och sand och som därför kan vara lämpliga för jordbruk (se figur 6-18). I det mindre området norr om förvaret, som är av särskilt intresse i huvudscenariot (på grund av utströmning från förvaret, se figur 7-3), finns mindre områden där jordbruk kan vara möjligt.

Exponering av andra organismer än människa

Vad gäller exponering av växter och djur, är det en utmaning att begränsa antalet organismtyper som ingår i analysen. Detta diskuteras ingående i Jaeschke et al. (2013), där en omfattande jämförelse görs mellan arter som har identifierats som representativa för Forsmarksregionen och de referensorganismer som har identifierats i ERICA-projektet för att representera organismtyper som förväntas utsättas för den högsta exponeringen i olika ekosystem (Beresford et al. 2008). Som beskrivs i Saetre et al. (2013), var konceptet med referensorganismer tillämpligt i de flesta fall och endast ett fåtal ändringar och utökningar har gjorts i denna analys för att täcka in viktiga platsspecifika frågeställningar. Till exempel har en liten bottenlevande primärproducent lagts till för att representera de mikrofytobentos som finns i ett tjockt lager i sedimenten i många av sjöarna i Forsmarksområdet (Andersson 2010). Två platsspecifika fåglar och ett däggdjur som utnyttjar både akvatiska och terrestra miljöer har också lagts till för att inkludera kombinationen av exponeringar från flera ekosystemtyper.

De ekosystemtyper som ingår i analysen av exponering av andra organismer än människa är hav, sjö/vattendrag och myr. Jordbruksekosystem har inte ansetts relevanta i analysen. Även om våtmarker kan dikas och uppodlas förväntas dessa jordar bara vara produktiva (och således ge en stabil livsmiljö) i 100 år eller mindre (Lindborg 2010). Arter som är förknippade med dessa områden skulle antingen ha invandrat från intilliggande landområden och följaktligen vara en del av större och mer stabila biologiska populationer eller vara införda av människor (grödor eller boskap). Dessa populationer manipuleras också aktivt av människor. Uteslutningen av boskap/husdjur och grödor från analysen av exponering av andra organismer än människa ligger i linje med ICRP:s uppfattning (ICRP 2008) att skyddet av människor troligtvis är tillräckligt även för att skydda sådana intesivt brukade miljöer.

Totalt har 41 organismtyper tagits med i analysen av exponering av andra organismer än människa, se tabell 7-1 (13 limniska, 11 marina, 14 terrestra, 2 marina och terrestra och 1 limnisk och terrester, de senare två typerna utnyttjar alltså två ekosystem). Som rekommenderat av bland andra Jaeschke et al. (2013) , används platsdata för att beskriva radionuklidupptag i organismer (genom så kallade koncentrationskvoter, CR-värden, se Grolander 2013).

Tabell 7-1. Organismtyper som ingår i analysen av exponering av andra organismer än människa i SR-PSU (se Biosfärens syntesrapport).

Terrestra ekosystem	Marina ekosystem	Limniska ekosystem	Marina och terrestra ekosystem	Limniska och terrestra ekosystem
Lavar och mossor	Växtplankton	Växtplankton	Europeisk utter	Svarttärna
Gräs och örter	Makroalger	Mikrofytobentos	Roskarl	
Buskar	Kärlväxt	Kärlväxt		
Träd	Djurplankton	Djurplankton		
Ryggradslösa djur i jord	Havsborstmask	Insektslarver		
Ryggradslösa detritusätande djur	Bentisk mollusk	Mussla		
Flygande insekter	Kräftdjur	Snäckor		
Snäckor	Bentisk fisk	Kräftdjur		
Amfibie	Pelagisk fisk	Bentisk fisk		
Reptil	(Vadar)fågel	Pelagisk fisk		
Fågel	Däggdjur	Amfibie		
Fågelägg		Fågel		
Däggdjur (små)		Däggdjur		
Däggdjur (stora)				

7.4.6 Säkerhetsfunktioner i huvudscenariot

Säkerhetsfunktioner (som beskrivs i detalj i kapitel 5) används för att välja mindre sannolika scenarier genom en genomgång av förlopp som leder till att säkerhetsfunktioner inte upprätthålls, det vill säga att de avviker från statusen i huvudscenariot. Nedan följer de antaganden rörande status hos säkerhetsfunktionerna som görs i huvudscenariot. Statusen hos säkerhetsfunktionerna i huvudscenariot baseras på initialtillståndet som specificeras i kapitel 4 och referensutvecklingen som beskrivs i kapitel 6. Medan referensutvecklingen, som presenteras i kapitel 6, definieras som en mängd möjliga framtida utvecklingar av förvarssystemet SFR, är huvudscenariot mer specifikt för att möjliggöra utvärdering av den radiologiska risken. Det bredare intervall av förhållanden som tas upp i referensutvecklingen, men inte i huvudscenariot, utvärderas i mindre sannolika scenarier.

Begränsad radioaktivitet

Säkerhetsfunktionen *begränsad radioaktivitet* analyseras med hjälp av säkerhetsfunktionsindikatorn *aktiviteten av varje radionuklid i de olika förvarsutrymmena*. Mängden aktivitet i avfallet begränsas genom att enbart vissa typer av avfall accepteras i SFR och att mängden aktivitet i de olika förvarsutrymmena regleras. För huvudscenariot etableras denna säkerhetsfunktion initialt och aktiviteten är som anges i tabell 4-6.

Lågt flöde i berggrunden

Säkerhetsfunktionen *lågt flöde i berggrunden* analyseras med hjälp av säkerhetsfunktionsindikatorerna *hydraulisk konduktivitet* och *hydraulisk gradient* i berggrunden.

Hydraulisk konduktivitet – Den hydrauliska konduktiviteten i berggrunden påverkas av mekaniska och kemiska processer. Dessa förhållanden förväntas inte ändras markant under analysperioden, se avsnitt 6.3.3 och 6.3.6. Därför antas den hydrauliska konduktiviteten i berggrunden som omger SFR vara konstant under hela analysperioden. Den hydrauliska konduktiviteten i huvudscenariot baseras på platsundersökningarna i avsnitt 4.7.1 och beskrivs explicit i berggrundsfallet med måttligt flöde i avsnitt 7.4.2.

Hydraulisk gradient – Den hydrauliska gradienten i det omgivande berget ökar markant under de första 3 000 åren efter förslutning på grund av att området ovanför förvaret övergår från marina förhållanden, till att strandlinjen passerar området, till terrestra förhållanden (se avsnitt 6.3.4 och 6.4.4). När landförhållanden har bildats ovanför förvaret stabiliseras flödesriktningen och den hydrauliska gradienten, och de antas vara konstanta under återstoden av analysperioden, se avsnitt 7.4.2.

Lågt flöde i förvarsutrymmen

Säkerhetsfunktionen *lågt flöde i förvarsutrymmen* analyseras med hjälp av säkerhetsfunktionsindikatorerna *hydraulisk kontrast, hydraulisk konduktivitet* och *gastryck*. Effekten på flödet genom avfallet varierar mellan de olika förvarsutrymmena. Generellt är effekten av den förändrade hydrauliska gradienten i berget under de första 1 000 åren viktigare för flödet genom avfallet än inverkan av betongdegradering (hydraulisk kontrast).

Hydraulisk kontrast – Den hydrauliska kontrasten mellan betongkonstruktionerna och återfyllnadsmaterial upprätthålls av betongkonstruktionerna, som utgör flödesbarriärer i 1–2BMA och 1–2BTF. Denna egenskap påverkas av degraderingsprocesser i betongen. Utlakning av portlandit är en av de centrala processerna som tillsammans med mekanisk degradering och frysning förväntas leda till en förändring i hydrauliska egenskaper efter förslutning av förvaret med ökat vattenflöde genom förvarsutrymmena som följd (avsnitt 6.3.5 och 6.4.5).

I 1-2BMA fortsätter den hydrauliska kontrasten mellan måttligt degraderad betong och bergssalarnas återfyllnadsmaterial att vara stor. Efter 20 000 år, när betongdegraderingen förväntas vara mer omfattande, bidrar den hydrauliska kontrasten fortfarande till att avleda flödet i förvarsutrymmet genom återfyllnadsmaterial (se avsnitt 6.4.5). Avfallssektionerna innehåller en tillräcklig mängd cement för att all sulfat som frigjorts från avfallet ska kunna bilda ettringit inom avfallssektionen (avsnitt 6.3.8). Men med tiden skulle betongbarriärer i närheten av sulfatinnehållande avfall kunna påverkas lokalt. Kringgjutning i avfallsfacken i 1BMA och kassunerna i 2BMA kommer att göras så att tillräckligt

tomvolym återstår för att förhindra potentiellt svällande avfall från att utöva ett för stort tryck på omgivande barriärer (avsnitt 2.3.3, 6.3.7 och 6.3.8). Den hydrauliska kontrasten minskar med tiden på grund av förändringen av betongens hydrauliska konduktivitet, som visas i figur 7-8.

Eftersom avfallet i BTF och BRT inte är helt inneslutet i betongkonstruktioner, utan i kringgjutningsbruk av betong, och utöver det inte omges helt av återfyllnadsmaterial med hög hydraulisk konduktivitet, är den hydrauliska kontrasten i BTF och BRT mindre än i 1-2BMA. Omfattande utlakning av portlandit och kemisk degradering av betongtankarna i BTF förväntas, vilket resulterar i en betydande förändring i deras porositet och hydrauliska konduktivitet, med en minskning av den hydrauliska kontrasten som följd. Korrosionen av armeringsjärn och andra stålkomponenter förväntas endast leda till en del mindre sprickbildning under de första 1 000 åren efter förslutning (avsnitt 6.3.8). Processen förväntas inte leda till några betydande förändringar under de första 1 000 åren, men när korrosion och kemisk degradering av betongtankarna i BTF fortsätter kommer den att bidra till reduktion av den hydrauliska kontrasten. Betongtankarna i BTF innehåller tillräcklig tomvolym för att förhindra potentiellt svällande avfall från att utöva ett för stort tryck på betongtankarnas väggar (avsnitt 6.3.8). Den hydrauliska kontrasten minskar med tiden på grund av förändringen av den hydrauliska konduktiviteten hos betongen, som visas i figur 7-8.

Periglaciala förhållanden kan påverka den hydrauliska kontrasten genom frysning av betongbarriärerna. Frysning av SFR kommer alltid att ske i en ungefärligt vertikal termisk gradient, med en temperatur som ökar med djupet. För många förhållanden kommer frysning därför inte att leda till ökade tryck eftersom vatten kan drivas ut nedåt. Men, eftersom fryspunktssänkningen kommer att vara olika i olika delar av förvaret, kommer situationer också att uppstå där ”infångat” vatten fryser och orsakar destruktiva tryck och spänningar. Den första tidpunkten då temperaturen i berggrunden blir –3 °C eller lägre, vilket krävs för att betongkonstruktionerna ska frysa, inträffar 52 000 e Kr i båda varianterna av huvudscenariot (avsnitt 7.4.1). Betongdegradering kommer dock att ske i sådan omfattning före 52 000 e Kr att effekten av frysning av betong är av mindre betydelse för den hydrauliska kontrasten.

Hydraulisk konduktivitet – Säkerhetsfunktionsindikatorn *hydraulisk konduktivitet* är relevant för bentoniten i silon och pluggarna. En av de centrala egenskaperna hos bentonit med hänsyn till dess användning som barriär är dess svällförmåga som svarar för den låga hydrauliska konduktiviteten. Det höga pH:t i vattnet kommer successivt att omvandla montmorillonit, vilket resulterar i minskad svällförmåga hos bentoniten. I huvudscenariot upprätthålls emellertid säkerhetsfunktionen under hela analysperioden (se avsnitt 6.3.8). Den nedre delen av siloväggen har en hydraulisk konduktivitet på $9 \cdot 10^{-12}$ m/s och den övre delen på cirka $9 \cdot 10^{-11}$ m/s. Den hydrauliska konduktiviteten för bentoniten i pluggarna är $1 \cdot 10^{-12}$ m/s.

Gastryck – Säkerhetsfunktionsindikatorn *gastryck* är bara vald för silon. Endast ett litet gastryck krävs för att gas ska transporteras genom betongkollin, porös betong och betongkonstruktioner i silon. För att gasen ska ta sig ut genom gasavledningsrören och sand/bentonitbarriären i den övre delen, måste ett gastryck byggas upp som motsvarar öppningstrycket i sand/bentonitbarriären. De kemiska reaktioner som förväntas ske i sand/bentonitbarriären kommer sannolikt inte att leda till någon betydande förändring av öppningstrycket i sand/bentonitbarriären. I huvudscenariot upprätthålls säkerhetsfunktionen under hela analysperioden (se avsnitt 6.3.8).

God retention

Säkerhetsfunktionen *god retention* analyseras med hjälp av säkerhetsfunktionsindikatorerna *pH, redoxpotential, koncentration av komplexbildare, tillgänglig sorptionsyta* och *korrosionshastighet*. Fördröjning av radionuklidtransport är kopplad till sorption, där sorption av radionuklider på betong sänker koncentrationen i porvattnet. Tillgänglig sorptionsyta på betong och pH i porvattnet påverkar sorptionen.

pH – Under det initiala stadiet styr natruim- och kaliumhydroxider pH till över 12,5. Därefter bestäms pH av upplösningen av portlandit som påverkas av vattenflödet i de cementbaserade materialen. Genomsnittligt pH i 1–2BMA och silon förväntas variera mellan hyperalkaliskt ($pH > 13$) och alkaliskt ($pH \approx 12{,}5$) under hela analysperioden, se figur 7-9. I 1–2BTF kommer pH:t i avfallsdomänen också att vara högt med ett pH på cirka 12,5 (se avsnitt 6.4.7), men det genomsnittliga pH-värdet i 1–2BTF förväntas minska enligt degraderingstillstånden för betong.

Detta resulterar i ett pH på cirka 12 mellan 22 000 e Kr och 58 000 e Kr, och ett pH på cirka 10 därefter (figur 7-9). I 1BLA minskar pH-värdet och kommer att nå typiska värden för grundvatten efter cirka 19 000 år.

Redoxpotential – Starkt reducerande förhållanden etableras snabbt i alla förvarsutrymmen efter förslutning och återmättnad av förvarsutrymmena (se avsnitt 6.3.7). Korrosion av järn kommer att ge en reducerande miljö i alla avfall. Den reducerande förmågan hos avfallen förväntas inte utarmas inom analysperioden på 100 000 år. Korrosionen av järn och bildningen av järnkorrosionsprodukter kommer att upphöra under perioder med permafrost på förvarsdjup.

Koncentration av komplexbildare – Initialt kommer koncentrationerna av komplexbildande ämnen i vattnet att styras av förekomsten av komplexbildare som deponerats i avfallet. Därefter, under de hyperalkaliska (pH > 13) till alkaliska (pH ≈ 12,5) förhållanden som råder i de flesta av förvarsutrymmena, kommer cellulosa att brytas ned till ISA. Denna reaktion sker relativt snabbt initialt och sedan med en allt långsammare hastighet när det hastighetsbestämmande steget i degraderingsprocessen förändras. För vissa av facken i 1BMA överskrids kritiska nivåer för både ISA och NTA (nitrilotriättiksyra) som anges i tabell 3-7 och tabell 3-9 i Keith-Roach et al. (2014) och i tabell 6-6 i denna rapport. Den beräknade koncentrationen av NTA överskrider den kritiska nivån även i silon. Studier av organiska cementtillsatser av SKB och Paul Scherrer Institute (PSI), har lett till slutsatsen att cementtillsatser endast kommer att ha en mindre inverkan jämfört med andra komplexbildare. För 2BMA tillåter inte de preliminära acceptanskriterierna för avfall (SKBdoc 1368638) cellulosamängder som är så stora att sorptionen påverkas på grund av ISA-bildning. Detta motsvarar, med nuvarande kunskap om degraderingshastigheter och inverkan av sorption på aktinider, omkring 2 600 kg cellulosa/kassun. Degradering av cellulosa till ISA och mobilisering av radionuklider till följd av ISA-komplexbildning kommer inte att ske under perioder med permafrost på förvarsdjup.

Tillgänglig sorptionsyta – Betong har en stor specifik yta som främjar sorption. Degradering av betongen kommer att påverka den tillgängliga sorptionsytan. Flödena genom samtliga betongbarriärer är tillräckligt låga för effektiv sorption så länge flödesbarriärerna inte degraderar helt med resultat att flödet koncentreras till ett fåtal stora sprickor. Den tillgängliga ytarean förändras inte under perioder med permafrost. När vattnet smälter igen förändras den tillgänglig ytarean på grund av sprickbildning i betongen.

Korrosionshastighet – I BRT utgör reaktortankarna själva en barriär mot radionuklidutsläpp. Utsläppet av neutroninducerad radioaktivitet i stålet kontrolleras av korrosionshastigheten. Korrosionshastigheten styrs av pH och redoxförhållanden. När allt vatten är fruset sker ingen korrosion och radionuklidtransport eftersom flytande vatten krävs för dessa processer. De data som används för korrosion ges i avsnitt 7.4.3.

Undvika brunnar i förvarets direkta närhet

Säkerhetsfunktionen *undvika brunnar i förvarets direkta närhet* analyseras med hjälp av säkerhetsfunktionsindikatorerna *intrångsbrunnar* och *brunnar nedströms förvaret*.

Brunnar ingår i huvudscenariot för de exponerade populationerna relaterade till jordbruk (se avsnitt 7.4.5). Brunnarna i huvudscenariot är belägna i anslutning till jordbruksmark inom de områden där radionuklider från förvaret kan nå ekosystemen (biosfärsobjekt, se bilaga H). Dessa områden ligger en bit bort från förvaret och det är rimligt att människor som bosätter sig i området kommer att ha sin vattenresurs nära hemmet. Därmed antas brunnar inte vara belägna i direkt anslutning till förvaret i huvudscenariot.

Brunnar borras inte så snart landet har höjt sig. En minsta höjd över havsnivån behövs för att man ska kunna borra utan att riskera nedträngning av havsvatten i brunnarna. För odlingsområden antas att brunnar finns i områden som ligger 1 m eller mer ovanför havsytan (Werner et al. 2013). Området ovanför förvaret och i direkt anslutning nedströms om förvaret (där radionuklidkoncentrationerna i grundvattnet vid förvarsdjup kan förväntas vara högre än längre bort) kommer inte att vara lämpliga för jordbruksändamål till följd av den geologiska sammansättningen av avlagringar (Sohlenius et al. 2013a). Data från den nationella brunnsdatabasen (SGU 2011) visar att för områden som inte är lämpliga för jordbruk borras inte brunnar så nära strandlinjen.

7.5 Val av mindre sannolika scenarier

Mindre sannolika scenarier, av betydelse för en bedömning av förvarets långsiktiga säkerhet, tas fram genom beaktande av de säkerhetsfunktioner som presenteras i tabell 5-3 och identifierade FEP (se kapitel 3). Scenarier väljs ut genom en genomgång av tänkbara förlopp som leder till att en säkerhetsfunktion inte upprätthålls, det vill säga genom en undersökning av osäkerheterna i initialtillstånd, interna processer och externa förhållanden som kan leda till en avvikelse från säkerhetsfunktionens status i huvudscenariot, på ett sådant sätt att en lägre grad av säkerhet uppnås.

7.5.1 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen begränsad radioaktivitet inte upprätthålls

De osäkerheter som är av betydelse för statusen på säkerhetsfunktionen *begränsad radioaktivitet* har identifierats på det sätt som beskrivs i början av avsnitt 7.5. Säkerhetsfunktionen *begränsad radioaktivitet* analyseras med hjälp av säkerhetsfunktionsindikatorn *aktiviteten av varje radionuklid i de olika förvarsutrymmena* (se avsnitt 5.3).

Initialtillstånd

- Radionuklidinventarium

Det inventarium som används i huvudscenariot (som anges i tabell 4-6) är baserat på uppskattningar av framtida drift- och rivningsavfall. Deponeringsstrategi och rutiner, tillsammans med typbeskrivningar, säkerställer att acceptanskriterierna för avfall uppfylls. Det är inte rimligt att anta att avfall, av någon anledning, placeras i fel förvarsutrymme. Avvikelser i radionuklidinventarium bedöms endast vara möjliga till följd av dataosäkerheter i det redan deponerade och framför allt i det framtida avfallet. Dessa osäkerheter bedöms vara av sådan betydelse att ett *scenario med högt inventarium* väljs ut, se avsnitt 7.6.1.

Interna processer och externa förhållanden

Ingen intern process eller externt förhållande har identifierats som skulle kunna orsaka att radionuklidinventariet avviker från inventariet i huvudscenariot.

7.5.2 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen lågt flöde i berggrunden inte upprätthålls

De osäkerheter som är av betydelse för statusen på säkerhetsfunktionen *lågt flöde i berggrunden* har identifierats på det sätt som beskrivs i början av avsnitt 7.5. Säkerhetsfunktionen *lågt flöde i berggrunden* utvärderas med hjälp av säkerhetsfunktionsindikatorerna: *hydraulisk konduktivitet* och *hydraulisk gradient* i berggrunden (se avsnitt 5.4).

Initialtillstånd

- Hydraulisk konduktivitet
- Hydraulisk gradient

Det finns osäkerheter i de data som används för att beskriva berget i den hydrogeologiska flödesmodellen som inte ingår i huvudscenariot. Heterogeniteten hos de deformationszoner som skär igenom förvarsutrymmena och den konceptuella osäkerheten när deformationszonerna parametriseras (lokal konditionering av uppmätta transmissivitetsvärden i borrhål och djuptrend i deformationszonstransmissiviteten) innebär osäkerheter i den hydrogeologiska modellen, vilket leder till bergmodeller med högre vattenflöde genom förvarsutrymmena än i huvudscenariot. Dessa osäkerheter bedöms vara av sådan betydelse att ett *scenario med högt flöde i berggrunden* väljs för att studera effekterna av osäkerheterna, se avsnitt 7.6.2.

Interna processer

Per definition avser denna säkerhetsfunktion den interna processen grundvattenflöde. Inga andra interna processer har identifierats som påverkar grundvattenflödet i sådan omfattning att det kommer att ha större påverkan än osäkerheterna i spricknätverksmodellerna. Degradering av injekterings-

medel i berget är teoretiskt en viktig process. Emellertid har inverkan av injekteringsmedel, utifrån pessimistiska antaganden, försummats i den hydrogeologiska modellen genom att hänsyn inte tagits till dess flödesbegränsande förmåga.

Externa förhållanden

- Strandlinjeförskjutning
- Periglaciala förhållanden
- Jordskalv
- Inlandsisdynamik

Osäkerheter i strandlinjeförskjutningen till följd av osäkerheter i det eustasi (havsnivå) ingår i *klimatfallet med förlängd global uppvärmning*, se avsnitt 6.2.2. Dessa osäkerheter förväntas inte resultera i avvikelser från säkerhetsfunktionens status i huvudscenariot på ett sådant sätt att en lägre grad av säkerhet uppnås. Därför behandlas denna framtida utveckling i ett restscenario, *scenariot med förlängd global uppvärmning*, se avsnitt 7.7.5. Osäkerheter i tidpunkten för den första uppkomsten av periglaciala förhållanden ingår i huvudscenariot, medan inlandsisdynamik och skadliga jordskalv inte gör det. Under 100 000 år kan varken glaciala förhållanden eller jordskalv som leder till skada uteslutas. Ett jordskalv kan leda till ökat flöde i berggrunden. Därför har ett *scenario med jordskalv* valts för att studera inverkan av jordskalv, se avsnitt 7.6.5.

Inlandsisdynamik kommer inte bara att leda till att grundvattenflöde förändras utan även till avsevärda förändringar i förvaret och dess omgivningar. Effekten av inlandsisdynamik behandlas i ett restscenario, *scenariot med glaciala och postglaciala förhållanden*, se avsnitt 7.7.8.

7.5.3 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen lågt flöde i förvarsutrymmen inte upprätthålls

De osäkerheter som är av betydelse för statusen på säkerhetsfunktionen *lågt flöde i förvarsutrymmen* har identifierats på det sätt som beskrivs i början av avsnitt 7.5. Säkerhetsfunktionen *lågt flöde i förvarsutrymmen* utvärderas med hjälp av säkerhetsindikatorerna: *hydraulisk kontrast* (1–2BMA, 1–2BTF), *hydraulisk konduktivitet* (silo) och *gastryck* (silo) (se avsnitt 5.4).

Initialtillstånd

- Hydraulisk konduktivitet för betong och makadam/bergkross (hydraulisk kontrast)
- Hydraulisk konduktivitet för bentonit
- Gastryck

Osäkerheter i initiala hydrauliska konduktiviteter och gastryck bedöms vara sekundära i förhållande till förändringen av konduktiviteter och gastryck till följd av påverkan från interna processer och externa förhållanden.

Interna processer

- Degradering av betong
- Degradering av bentonit
- Gasbildning
- Vattenflöde/vattentransport

Degradering av betong orsakas av flera interagerande processer som beskrivs i avsnitt 6.3.8, 6.4.8 och 6.5.8. Mer omfattande och snabbare fysisk degradering leder till ökad sprickbildning och därmed ökad hydraulisk konduktivitet i betongkonstruktionerna. *Scenariot med accelererad betongdegradering* uppstår ur osäkerheter i främst hastigheten i betongens degraderingsprocesser, se avsnitt 7.6.3.

Osäkerheter om konsekvenserna av degraderingsprocesser i bentoniten, till exempel montmorillonitomvandling på grund av interaktioner med cementbaserade material (avsnitt 6.3.8) och konsekvenserna av frysning av bentonit (avsnitt 6.5.8) kan vara större än vad som antas i huvudscenariot. *Scenariot med bentonitdegradering* väljs främst för att man ska studera osäkerheter i konsekvenserna av frysning, men kan även ses som indikativt för konsekvenserna av osäkerheter i andra bentonitdegraderingsprocesser. Frysning av bentonit hanteras vidare i avsnittet Externa förhållanden nedan.

Gasbildning inuti silon har utretts och bedömts vara godtagbart låg för att gasen ska kunna ta sig ut genom avledningsrören utan att något skadligt tryck byggs upp (se avsnitt 6.3.8). Konsekvenserna av att anta att tryck byggs upp har utvärderats som små (Moreno och Neretnieks 2013). Därför har inget scenario för att utvärdera effekterna av osäkerheter gällande gastryck i silon valts ut.

Grundvattenflödet i berggrunden har en direkt påverkan på flödet i förvarsutrymmena, detta behandlas via *scenariot med högt flöde i berggrunden* i avsnitt 7.6.2, där vattenflödet i både berggrunden och förvarsutrymmena är högre än i huvudscenariot. Kombinationen av ökat vattenflöde och degraderingsprocesser behandlas i avsnitt 7.8.

Externa förhållanden

Långvariga periglaciala förhållanden kan leda till bildning av islinser. I kombination med osäkerheter om de tätande egenskaperna hos bentoniten kan bildningen av islinser leda till att den hydrauliska konduktiviteten hos bentoniten ökar (avsnitt 6.5.5). *Scenariot med bentonitdegradering* har valts för att studera osäkerheter om konsekvenserna av långvariga periglaciala förhållanden, se avsnitt 7.6.4.

Klimatförhållandena i båda varianterna av huvudscenariot (*globala uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat*) tyder på att frysning av betongen inte kommer att äga rum förrän 52 000 e Kr, se avsnitt 7.4.1. Fysisk/mekanisk degradering kommer dock att ske i en sådan omfattning före 52 000 e Kr att den exakta tiden för frysning är av mindre betydelse.

Konsekvenserna av ett jordskalv kan leda till ökat flöde i förvarsutrymmena. Därför har *scenariot med jordskalv* valts för att man ska studera inverkan av jordskalv, se avsnitt 7.6.5.

Inlandsisdynamik kommer att leda till förändringar i grundvattenflödet, men även till avsevärda förändringar av förvaret och dess omgivning, vilket påverkar flödet i förvarsutrymmena. Effekten av inlandsisdynamik behandlas i ett restscenario, *scenariot med glaciala och postglaciala förhållanden*, se avsnitt 7.7.8.

7.5.4 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen god retention inte upprätthålls

De osäkerheter som är av betydelse för statusen på säkerhetsfunktionen *god retention* har identifierats på det sätt som beskrivs i början av avsnitt 7.5. Status på säkerhetsfunktionen *god retention* utvärderas med hjälp av säkerhetsindikatorerna *pH, redoxpotential, koncentration av komplexbildare, tillgänglig sorptionsyta* och *korrosionshastighet* (se avsnitt 5.4).

Initialtillstånd

- pH
- Redoxpotential
- Tillgänglig yta
- Korrosionshastighet
- Mängder av komplexbildare och cellulosa

Osäkerheter i initialtillståndet med avseende på pH, redoxpotential, tillgänglig sorptionsyta och korrosionshastighet bedöms ha mindre betydelse, medan osäkerheter i mängder av komplexbildare och cellulosa är av betydelse. Två huvudsakliga faktorer har identifierats som bidragande till osäkerheter om komplexbildare: i) mängd vatten som finns tillgänglig för upplösning av föreningar ii) mängder komplexbildare och cellulosa som deponeras i SFR (Keith-Roach et al. 2014). *Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare* har valts för att studera effekterna av större mängder av komplexbildare och cellulosa än i huvudscenariot, se avsnitt 7.6.5.

Kolloider som skulle kunna påverka retentionen av radionuklider bedöms förekomma i försumbara koncentrationer i porvattnet till följd av dess höga jonstyrka. *Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare* bedöms också täcka in osäkerheter i denna faktor.

Interna processer

- Degradering av betong (pH, tillgänglig yta, korrosionshastighet)
- Metallkorrosion (redoxpotential)
- Degraderingshastighet för cellulosa (koncentration av komplexbildare)

Den kemiska degraderingens inverkan på betongens sorptionsförmåga bedöms vara tillräckligt pessimistiskt behandlad i huvudscenariot varför inga ytterligare scenarier har valts. En övre gräns för inverkan på sorptionen på betong ges av restscenariot *förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret*.

Utvärderingen av påverkan från metallkorrosion på redoxförhållandena i förvaret har visat att risken för oxiderande förhållanden kan uteslutas (se avsnitt 6.3.7). Dock studeras effekten av oxiderande förhållanden i förvaret i restscenariot med *förändrade redoxförhållanden i SFR 1*, se avsnitt 7.7.4.

Degraderingshastigheten för cellulosa skulle möjligen kunna införa en osäkerhet, men detta kommer inte att påverka den totala koncentrationen, eftersom ISA effektivt kvarhålls i förvaret genom sorption. I stället påverkas tidpunkten vid vilken den maximala koncentrationen kommer att uppnås. Osäkerheter med avseende på långsiktig degradering av cellulosa inför en osäkerhet, eftersom det är nödvändigt att extrapolera data från kortsiktiga experiment. Detta skulle kunna leda till en överskattning av den mängd ISA som produceras vid cellulosadegradering om reaktionshastigheten minskar till sådana nivåer att cellulosan inte kommer att vara helt degraderad under analysperioden. Det pessimistiska antagande som gjorts avseende snabb degradering innebär att huvudscenariot kan betraktas som en övre gräns för degraderingsprocessen och därför är det inte meningsfullt att välja några ytterligare scenarier.

Externa förhållanden

Olika grundvattensammansättningar, som en följd av varierande externa förhållanden, har beaktats i referensutvecklingen/huvudscenariot och genom detta har effekterna av varierande externa förhållanden indirekt inkluderats i parametrarna för inre förhållanden.

Den nedträngning av syresatt vatten som förekommer under postglaciala förhållanden kan påverka redoxtillståndet för redoxkänsliga radionuklider om den redoxbuffrande förmågan utarmas av det nedträngande syret. Att ta hänsyn till den minskade sorption som förväntas under glaciala förhållanden skulle leda till ett högre utsläpp av radionuklider till Östersjön under tillståndet med högt flöde när en isfront passerar ovanför förvaret. Det är pessimistiskt att bortse från denna effekt eftersom de högsta doserna inträffar i senare stadier när utsläpp sker till terrestra områden och då reducerande förhållanden kan förväntas vara återetablerade.

7.5.5 Osäkerheter som leder till att säkerhetsfunktionen undvika brunnar i förvarets direkta närhet inte upprätthålls

De osäkerheter som är av betydelse för statusen på säkerhetsfunktionen *undvika brunnar i förvarets direkta närhet* har identifierats på det sätt som beskrivs i början av avsnitt 7.5. Säkerhetsfunktionen *undvika brunnar förvarets direkta närhet till förvaret* utvärderas med hjälp av säkerhetsindikatorerna: *intrångsbrunnar* och *brunnar nedströms förvaret* (se avsnitt 5.4).

Förvarets placering under Östersjön innebär att sannolikheten för intrångsbrunnar eller brunnar nedströms förvaret är mycket låga, speciellt under de första 1 000 åren när markytan ovanför förvaret successivt höjs ovanför havsnivån. I fallet med borrning för dricksvatten, är det möjligt att tiden är ännu längre, vilket har visat sig vara fallet för brunnar i Forsmarksområdet, varav de flesta har borrats 1 000 år eller mer efter att strandlinjen har passerat (Kautsky 2001). Det är även möjligt att borra under vatten, vilket görs rutinmässigt vid oljefyndigheter, men de geologiska undersökningar som utförts före lokaliseringen av SFR visar inte på några geologiska förhållanden som är lämpliga för oljeprospektering.

Under de första 1 000 åren efter förslutning, antas säkerhetsfunktionen *undvika brunnar i förvarets direkta närhet* vara intakt. Under de antaganden som görs i GIA-simuleringen för *klimatfallen global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat*, är tidsperioden fram till dess att 75 procent av området som täcker förvaret är beläget över havsnivån 600 år, och tidsperioden för en fullständig övergång till terrestra förhållanden ovanför förvaret (SFR 1 och SFR 3) är cirka 1 200 år. Brunnar borras dock inte så snart landet har höjt sig. I stället behövs en minsta höjd över havsnivån för att man ska kunna borra och förhindra nedträngning av havsvatten i brunnarna. För odlingsområden antas att brunnar återfinns i områden 1 m eller mer ovanför havsytan (m ö h) (Werner et al. 2013). Området ovanför förvaret kommer inte att vara lämpligt för jordbruksändamål till följd av den geologiska sammansättningen av avlagringarna (Sohlenius et al. 2013a) och för sådana områden visar data från den nationella brunnsdatabasen (SGU 2011) att brunnar inte borras så nära kustlinjen. Eftersom framtida mänskliga vanor inte kan förutsägas med säkerhet, tas ingen hänsyn till de begränsningar som skulle kunna uppstå av att man beaktar den nuvarande placeringen av brunnar, och brunnar antas vara möjliga när landet har höjt sig till 1 m ö h eller mer. Således studeras mer extrema varianter av brunnar än brunnarna i huvudscenariot i två mindre sannolika scenarier som valts ut för att studera inverkan av brunnar i direkt anslutning till förvaret; *scenariot med brunnar nedströms förvaret* (se avsnitt 7.6.7) och *scenariot med intrångsbrunnar* (se avsnitt 7.6.8).

7.6 Beskrivning av mindre sannolika scenarier

Detta avsnitt beskrivs de mindre sannolika scenarier som valts ut i föregående avsnitt. Baserat på den scenariegenererande osäkerheten avseende initialtillstånd, interna processer och externa förhållanden, utvärderas sannolikheten för scenarierna. Tabell 7-2 sammanfattar de mindre sannolika scenarierna och de säkerhetsfunktioner som avviker från de i huvudscenariot.

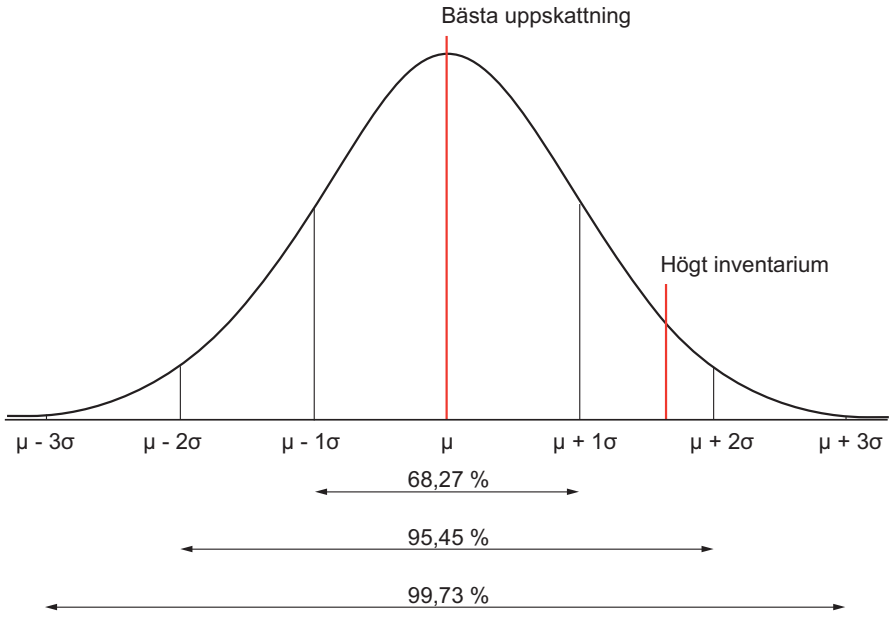
Tabell 7-2. Säkerhetsfunktioner och utvalda mindre sannolika scenarier.

Säkerhetsfunktion					Scenario
Begränsad radioaktivitet	**Lågt flöde i berggrunden**	**Lågt flöde i förvars-utrymmen**	**God retention**	**Undvik brunnar i förvarets direkta närhet**	
×					Högt inventarium (7.6.1)
	×				Högt flöde i berggrunden (7.6.2)
		×			Accelererad betongdegradering (7.6.3)
		×			Bentonitdegradering (7.6.4)
	×	×			Jordskalv (7.6.5)
			×		Höga koncentrationer av komplexbildare (7.6.6)
				×	Brunnar nedströms förvaret (7.6.7)
				×	Intrångsbrunnar (7.6.8)

7.6.1 Scenariot med högt inventarium

Scenariot med högt inventarium väljs till följd av osäkerheter i det initiala inventariet (osäkerheter i mätning, osäkerheter i korrelationsfaktorer och osäkerheter i andra metoder som används för att beräkna den bästa uppskattning av det inventarium som används i huvudscenariot) som avviker från statusen för säkerhetsfunktionen *begränsad radioaktivitet* i huvudscenariot.

Säkerhetsfunktionen *begränsad radioaktivitet* avser aktiviteten av varje radionuklid i olika förvarsutrymme. I huvudscenariot är inventariet baserat på den bästa uppskattning av inventariet som redovisas i inventarierapporten (SKB 2013a) och i SKBdoc 1481419 för Mo-93. För NHB används endast data från inventarierapporten (SKB 2013a). I rapporten ges också osäkerhetsuppskattningar. Baserat på den bästa uppskattningen av inventariet och tillhörande osäkerheter har ett alternativt inventarium, som motsvarar 95:e percentilen av fördelningen för varje nuklid, härletts. Figur 7-12 visar de två inventarierna i förhållande till normalfördelningen.



Konfidensintervall	99,73 %	99 %	95,45 %	95 %	90 %	80 %	68,27 %
Antal ± σ's	3,00	2,58	2,00	1,96	1,645	1,28	1,00

Figur 7-12. *Illustration av de två inventarierna "bästa uppskattning" och "högt inventarium". X-axeln visar antalet standardavvikelser från medelvärdet. Figuren visar en normalfördelning, men andra fördelningar är möjliga.*

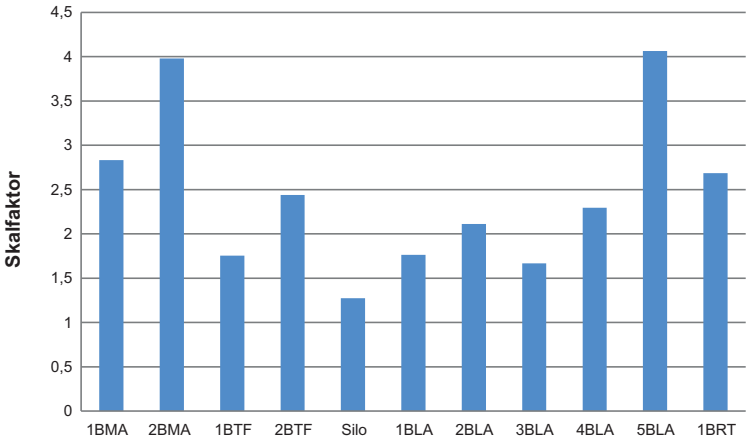
Radionuklidinventariet i *scenariot med högt inventarium* baseras på den bästa uppskattningen men inkluderar de osäkerheter som presenteras i tabell 4-7. Den 95:e percentilens värden för varje radionuklid i de olika förvarsutrymmena används för att belysa inverkan av ett högre inventarium. Sannolikheten för att hela inventariet är högre än 95:e percentilen är då mycket mindre än 5 procent eftersom vissa nuklider kan vara högre än 95:e percentilen och andra lägre. Inventariet skulle också kunna öka för vissa avfallstyper, men inte för andra. Å andra sidan ger endast mycket få nuklider signifikanta bidrag till den totala dosen, vilket minskar betydelsen av denna effekt. Inte desto mindre, innebär användningen av 95:e percentilen för varje radionuklid i de olika förvarsutrymmena en mycket pessimistisk hållning och sannolikheten för detta scenario antas vara betydligt lägre än 5 procent.

7.6.2 Scenariot med högt flöde i berggrunden

Scenariot med högt flöde i berggrunden bygger på antagandet att säkerhetsfunktionen *lågt flöde i berggrunden* avviker från huvudscenariot till följd av osäkerheter i de data som används för att beskriva berget i den hydrogeologiska flödesmodellen.

Grundvattenflödet i berggrunden för huvudscenariot beskrivs i avsnitt 7.4.2. På grund av strandlinjens förändrade läge kommer randvillkoren att förändras och således även vattenflödet genom förvaret. Som beskrivs i avsnitt 7.4.1, sker detta huvudsakligen under de första 3 000 åren.
I den regionala hydrogeologiska modelleringen (Odén et al. 2014), har 17 bergmodeller inkluderats med olika parametriseringar av deformationszoner och spricknätverk. För huvudscenariot valdes bergmodellen som representerar måttligt flöde i berggrunden (bergmodell 1) genom samtliga förvarsutrymmen. I *scenariot med högt flöde i berggrunden* används hydrogeologiska data för bergmodellen med högt flöde (bergmodell 11) för beräkningarna av radionuklidtransport i geosfären (dessa data visas i figur 7-4 till figur 7-6).

I *scenariot med högt flöde i berggrunden* erhölls detaljerade vattenflöden inne i förvarsutrymmena genom skalning av vattenflödena i huvudscenariot. Skalfaktorn för respektive förvarsutrymme är den maximala kvoten mellan vattenflöden i alla bergmodeller och vattenflöden i fallet med måttligt flöde som används i huvudscenariot (för alla tidpunkter ≥ år 2500 e Kr), se figur 7-13. Detta innebär att vissa av dessa skalfaktorer kom från andra fall än bergmodell 11. Detta val av indata gjordes för att inte underskatta utsläpp från något av förvarsutrymmena, även om det är en ofysikalisk uppsättning indata.



Figur 7-13. *Skalfaktorer för närzonsflöden för de olika förvarsutrymmena. Skalfaktorn för de olika förvarsutrymmena är den maximala kvoten mellan vattenflödet i alla berggrundsfall och vattenflödet i fallet med måttligt flöde som används i huvudscenariot (för alla tidpunkter ≥ år 2500 e Kr).*

Alla andra data var samma som i huvudscenariot. Ingen accelererad kemisk degradering av betongbarriärerna förutsätts i detta scenario, eftersom den bedöms vara tillräckligt pessimistiskt behandlad i huvudscenariot och därmed uppstår inga förändringar av fördelningskoefficienterna för sorption. Kombinationen av ökat vattenflöde och degraderingsprocesser behandlas i avsnitt 7.8.

Användningen av maximala kvoter innebär att flödena för samtliga förvarsutrymmen inte kommer från samma bergmodell, och därmed är det totala aggregerade vattenflödet genom förvarsutrymmena högre än vad som beräknats i någon av bergmodellerna och i den meningen är det ofysikaliskt. Den maximala kvoten valdes från 85 beräknade vattenflöden för respektive förvarsutrymme (17 bergmodeller och fem tidpunkter för tider ≥ 2500 e Kr). Med hänsyn till detta antas sannolikheten för *scenariot med högt flöde i berggrunden* vara betydligt mindre än 10 procent.

7.6.3 Scenariot med accelererad betongdegradering

Scenariot med accelererad betongdegradering bygger på antagandet att säkerhetsfunktionen *lågt flöde i förvarsedelar* avviker från huvudscenariot till följd av osäkerheter i betongens degraderingsprocesser.

Referensutvecklingen är baserad på en analys av hur olika degraderingsprocesser kan interagera för att degradera betongkonstruktionerna, vilken i sin tur är baserad på en syntes av resultaten från modellering av de olika processerna (Höglund 2014). Syntesen resulterar i en beskrivning av den hydrauliska konduktiviteten hos betongbarriärerna för olika degraderingstillstånd och en uppskattning av när betongbarriärerna övergår från ett degraderingstillstånd till ett annat. Huvudscenariot är baserat på en sannolik uppskattning av den hydrauliska konduktiviteten för olika degraderingstillstånd samt en sannolik utveckling av degraderingen. Den hydrauliska konduktiviteten som antas för de olika degraderingstillstånden är förknippad med en osäkerhet som ger både lägre och högre hydraulisk konduktivitet och en osäkerhet beträffande när betongbarriärerna kan förväntas övergå från ett degraderingstillstånd till ett annat. Sammanhörande förändringar av diffusiviteter och porositeter har också analyserats av Höglund (2014).

Scenariot med accelererad betongdegradering förutsätter att den hydrauliska konduktiviteten hos betongen ökar betydligt tidigare eller i större utsträckning än i huvudscenariot. Detta resulterar i följande effekter.

- Tidigare eller större ökning av vattenflödet genom förvarsutrymmena. Samma hydrologiska beräkningsfall för förvaret som i huvudscenariot är tillämpliga, men de gäller tidigare.
- Tidigare eller större ökning av diffusiviteter hos betongbarriärerna.
- Tidigare eller större ökning av porositeter.

Tidpunkterna för dessa ökningar sammanfaller med tidpunkterna för ökning av den hydrauliska konduktiviteten som visas i figur 7-14. De data som används beskrivs vidare i **Radionuklidtransportrapporten**.

Figur 7-14. *Illustration av förändringen av betongens hydrauliska konduktivitet i* ***scenariot med accelererad betongdegradering*** *där de tre färgerna representerar degradering från måttligt via väsentligt till fullständigt degraderad betong. Endast förvarsutrymmen där betongen utgör en viktig flödesbarriär visas. Motsvarande figur för huvudscenariot är figur 7-8.*

Alla övriga data är samma som i huvudscenariot. Ingen accelererad kemisk degradering av betongbarriärerna förutsätts i detta scenario eftersom den bedöms vara tillräckligt pessimistiskt behandlad i huvudscenariot. Därför görs inga förändringar av fördelningskoefficienterna för sorption. Kombinationen av ökat vattenflöde och degraderingsprocesser behandlas i avsnitt 7.8.

Huvudscenariot baseras på realistiska antaganden. Dock läggs omsorg på att välja något pessimistiska snarare än optimistiska värden. Därför är sannolikheten för att *scenariot med accelererad betongdegradering* ska inträffa låg och den antas vara betydligt mindre än 10 procent.

7.6.4 Scenariot med bentonitdegradering

Scenariot med bentonitdegradering bygger på antagandet att säkerhetsfunktionen *lågt flöde i förvarsutrymmen* avviker från huvudscenariot till följd av osäkerheter i konsekvenserna av långvariga periglaciala förhållanden i kombination med osäkerheter i de tätande egenskaperna hos bentoniten. Detta scenario kan också betraktas som representativt för andra bentonitdegraderingsprocesser, till exempel montmorillonitomvandling på grund av interaktioner med cementbaserade material (avsnitt 6.3.8).

I huvudscenariot begränsas vattenflödet i silon av bentonitens låga hydrauliska konduktivitet som antas upprätthållas under hela säkerhetsanalysperioden. Islinsbildning som påverkar bentonitens hydrauliska konduktivitet bedöms inte förekomma i huvudscenariot (avsnitt 6.5.8). Islinsbildning innebär att vatten dras in i den frysande bentoniten där det ackumuleras i isskikt. I referensutvecklingen dras emellertid slutsatsen (avsnitt 6.5.8) att det inte kan uteslutas att skadlig islinsbildning kan förekomma i silons bentonit under perioder med omfattande permafrost.

I *scenariot med bentonitdegradering* antas effekterna av islinsbildning vara så stora att bentoniten som omger silon kommer att ha en permanent ökad hydraulisk konduktivitet, vilket leder till en ökning av vattenflödet. Det antas att islinsbildning sker under den första perioden med permafrost i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*, det vill säga under perioden från 17 500 till 20 500 e Kr. Betongen förutsätts inte frysa eftersom den temperatur som krävs är lägre än den temperatur som krävs för att bentonit ska frysa. Pluggarnas storlek innebär att skadlig islinsbildning inte kan inträffa och därmed hanteras pluggar på samma sätt som i huvudscenariot.

Som beskrivs i avsnitt 6.5.5, gjordes ett särskilt beräkningsfall för förvarets hydrologi för att utvärdera inverkan av en islins på det lokala siloflödet (Abarca et al. 2013). I modellen simulerades den påverkade bentonitbarriären genom att man definierade en ring med material med hög permeabilitet som omger silons betongkonstruktion vid medelhöjd. Resultaten visar en flödesökning i den degraderade volymen med i storleksordningen en tiopotens, medan flödesökningen i resten av silon är måttlig. Silons betongkonstruktion begränsar den mängd vatten som kan tränga in till avfallet. Resultatet från detta beräkningsfall används i beräkningarna av radionuklidtransport för detta scenario.

Alla andra data för förvaret, geosfären och biosfären var samma som för huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat*.

Huvudscenariot baseras på realistiska antaganden. Dock läggs omsorg på att välja något pessimistiska snarare än optimistiska värden. Därför är sannolikheten för att detta scenario ska inträffa låg och den antas vara betydligt mindre än 10 procent.

7.6.5 Scenariot med jordskalv

Scenariot med jordskalv bygger på antagandet att säkerhetsfunktionen *lågt flöde i förvarsutrymmen* avviker från huvudscenariot, eftersom det inte kan uteslutas att jordskalv som skadar barriärerna kommer att inträffa. Huvudscenariot omfattar inte konsekvenserna av jordskalv. Eftersom de radiologiska effekter som orsakas av en skadad BMA-konstruktion har visat sig vara små i SAR-08-analysen (SKB 2008a) gäller detta scenario endast för silon.

En analys av de mekaniska konsekvenserna av jordskalv för silons integritet har genomförts (Georgiev 2013). Tre olika belastningsspektra med årliga sannolikheter på 10^{-5}, 10^{-6} och 10^{-7} har använts (SKI 1992a, Appendix 1). Slutsatsen av analysen i Georgiev (2013) är att skador på silons betongkonstruktion inte kan uteslutas för ett belastningsspektrum med en sannolikhet på 10^{-6}/år.

Fram till tiden för det antagna jordskalvet, förutsätts radionuklidtransport ske på samma sätt som i huvudscenariots *variant med global uppvärmning*. Efter jordskalvet antas betongbarriärerna i silon ha förlorat sin funktion och vattenflödet öka. Det ökade vattenflödet genom silon som uppstår från skador på betongbarriärerna har analyserats i säkerhetsanalysen SAFE. Med bentonit som flödesbarriär är ökningen av vattenflödet relativt liten, i storleksordningen 1 m^3/år (Holmén och Stigsson 2001).

Förhållandena i geosfären förväntas påverkas negativt, men dessa effekter har inte kvantifierats. För att inte underskatta effekterna av ett jordskalv i geosfären, förutsätts ingen fördröjning av radionuklider i geosfären i detta scenario.

Sannolikheten för skadade barriärer till följd av jordskalv är 10^{-6}/år.

7.6.6 Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare

Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare bygger på antagandet att säkerhetsfunktionen *god retention* avviker från huvudscenariot till följd av osäkerheter i prognosen för den initiala mängden cellulosa.

Komplexbildare som använts vid de kärntekniska anläggningarna förekommer i avfallet och kan också bildas *in situ* genom degradering av avfallskomponenter såsom cellulosa. Dessa kan reducera sorptionen och öka transporten av radionuklider. Till en viss grad, ingår effekterna av minskad sorption på radionuklidtransporten i huvudscenariot. Mängden av olika komplexbildare och deras källor (exempelvis cellulosa) i de olika typerna av SFR-avfallskollin presenteras i (Keith-Roach et al. 2014). Det antas att inget sekundärt avfall från rivningsavfall som innehåller stora mängder cellulosa kommer att deponeras i SFR. Det finns införda riktlinjer för tillåtna mängder cellulosa i avfallskollina i de olika förvarsutrymmena. Vidare finns preliminära acceptanskriterier för avfall (SKBdoc 1368638) som innehåller uppdaterade och nya gränser för mängden cellulosa som tillåts i de olika förvarsutrymmena. För avfallet i 2BMA, kommer dessutom mängden cellulosa i respektive kassun att vara begränsad till 2 600 kg. Vad beträffar andra komplexbildare förutom cellulosa, är det totala inventariet samma som inventariet i SFR fram till och med 2010. Efter 2010, har SKB begränsat användningen av starka organiska komplexbildare som innehåller följande strukturella element:

- N-karboxylerade diaminer, exempelvis EDTA,
- N-karboxylerade triaminer, exempelvis DTPA,
- N-karboxylerade aminosyror, exempelvis NTA,
- trikarboxylsyra, exempelvis citronsyra,
- α-hydroxikarboxylsyra, exempelvis glukonat.

Detta begränsar den framtida mängden av sådana ämnen och därmed de osäkerheter som är förknippade med innehållet av komplexbildare i det framtida avfallet.

I det avfall som redan deponerats i SFR överskrider mängden cellulosa och koncentrationen av andra komplexbildare de nivåer vid vilka sorptionen förväntas påverkas (Keith-Roach et al. 2014). Detta har tagits hänsyn till i huvudscenariot i form av en sorptionreduktionsfaktor för fördelningskoefficienterna (K_d-värden). Mängderna cellulosa är som i prognosen (se avsnitt 4.2.4), men överstiger inte det preliminära acceptanskriteriet för avfall på 2 600 kg i en avfallskassun i 2BMA.

Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare tar hänsyn till osäkerheter i mängden komplexbildare och cellulosa i förvaret genom att öka reduktionsfaktorn för betongsorption med en faktor 10. Förutom för Pb/Pd och Ag valdes denna faktor för att reduktionsfaktorer kommer att öka med en faktor 10 för varje 10-faldig ökning av koncentrationen av komplexbildare över den angivna nolleffektnivån i **Datarapporten**. Med andra ord, med en angiven nolleffektnivå på 1 mM komplexbildare förväntas sorptionen minska med en faktor 10 mellan 1 mM och 10 mM komplexbildare, och med en faktor 10 mellan 10 mM och 100 mM komplexbildare, etc. SKB har god kontroll på deponering av komplexbildare och cellulosa. Dock kan den slutliga mängden av dessa material överskrida den nuvarande prognosen som en följd antingen av oundviklig användning av vissa material vid kärnkraftverken, eller på grund av att den process som är avsedd att avlägsna dem inte är lämplig för alla typer av avfall. Bedömningen görs att komplexbildare och cellulosa som deponeras som mest kommer att överskrida mängderna i huvudscenariot med en faktor 10. Koncentrationsberoende reduktionsfaktorer ges i tabell 7-11a till tabell 7-11c i **Datarapporten**. Koncentrationerna av komplexbildande ämnen ges i en särskild referensrapport (Keith-Roach et al. 2014). De resulterande reduktionsfaktorerna där hänsyn tas till en 10 gånger högre koncentration än i huvudscenariot, ges i **Indatarapporten**, avsnitt AMF nummer 75. Huvudscenariot baseras på realistiska antaganden om mängden komplexbildande ämnen och cellulosa för såväl nuvarande som framtida avfall. Dock lägger man vikt vid att välja något pessimistiska snarare än optimistiska värden. De preliminära acceptanskriterierna för avfall i SFR 3 (SKBdoc 1368638) tillåter inte cellulosamängder så stora att sorptionen påverkas till följd av ISA-bildning. Detta, och noggrann kontroll av de mängder som deponeras, innebär att sannolikheten för att *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare* ska inträffa är låg och den antas vara betydligt mindre än 10 procent.

7.6.7 Scenariot med brunnar nedströms förvaret

Scenariot med brunnar nedströms förvaret bygger på antagandet att säkerhetsfunktionen *undvika brunnar i förvarets direkta närhet* avviker från huvudscenariot till följd av osäkerheter i framtida mänskliga handlingar.

Området i direkt anslutning till förvaret är inte är det mest sannolika läget för placering av brunnar. Eftersom framtida mänskliga handlingar inte kan förutsägas med säkerhet tas ingen hänsyn till begränsningar som skulle kunna uppstå om nuvarande brunnsplaceringar beaktas, och brunnar antas därför vara möjliga i *scenariot med brunnar nedströms förvaret*.

Platsen för SFR under Östersjön betraktas som gynnsam ur aspekten att inga brunnar antas borras i direkt anslutning till förvaret innan strandlinjen har passerat förvarsplatsen, det vill säga under de första 1 000 åren efter förslutning. Trots att området direkt i anslutning till förvaret inte antas vara optimalt för jordbruk på grund av den geologiska sammansättningen av avlagringarna (Sohlenius et al. 2013a), och att data från den nationella brunnsdatabasen (SGU 2011) tyder på att brunnar i områden utan jordbruk inte borras så nära strandlinjen, antas brunnar i direkt anslutning till förvaret vara möjliga så snart landet har höjt sig till 1 meter ovanför havsnivån.

Brunnar som borrats i berget kan potentiellt påverkas av ett utsläpp från förvaret om de är placerade nedströms och nära förvaret. Brunnar som placeras nedströms förvaret kan dra till sig en viss mängd vatten med radionuklider från förvaret. Ett så kallat *brunnsinteraktionsområde* har definierats i analysen. Detta område har en hög densitet av flödesvägar för radionuklider från förvaret inom ett djupintervall från 10 till 80 m under nuvarande havsnivå, ett typiskt djup från bergytan till botten av brunnen för brunnar som borrats i berget i Forsmarksområdet. I analysen har det uppskattats att en brunn i *brunnsinteraktionsområdet* kan dra till sig 10 procent av ett radionuklidutsläpp från förvaret (se Werner et al. 2013 för detaljer). Koncentrationen av radionuklider i dricksvatten beräknas genom att man dividerar den mängd radionuklider som når brunnen med den mängd vatten som hämtas från brunnen (Werner et al. 2013).

För att beräkna riskbidraget från detta scenario är det nödvändigt att ta hänsyn till sannolikheten för borrning i *brunnsinteraktionsområdet*. Sannolikheten kan beräknas genom att multiplicera dagens brunnsfrekvens (antalet brunnar per enhet yta i Forsmarksområdet) med arean hos *brunnsinteraktionsområdet*. Sannolikheten för att en brunn för vattenförsörjning ska borras i området beräknas med en frekvens på cirka 0,5 brunnar per km^2 och ett *brunnsinteraktionsområde* på 0,26 km^2, vilket ger en sannolikhet på 13 procent.

7.6.8 Scenariot med intrångsbrunnar

Scenariot med intrångsbrunnar bygger på antagandet att säkerhetsfunktionen *undvika brunnar förvarets direkta närhet* avviker från huvudscenariot till följd av osäkerheter i framtida handlingar.

Borrhål borrade för bergvärme enligt nuvarande teknik är relativt djupa, ofta mellan 100 och 200 meter. Sådan borrning skulle tränga in i och möjligen gå rakt genom förvaret, vilket sannolikt skulle noteras av borrpersonalen på grund av förändringen i materialet som borras. I ett sådant fall kan det inte uteslutas att en del av avfallsmaterialet skulle föras upp till ytan som borrkax. Effekterna av att borrkaxet förs upp till ytan för borrpersonal och andra personer i området beskrivs i *FHA-scenariot – borrning i förvaret*.

Brunnar kan även borras för vattenförsörjning, vilket täcks in i detta scenario, *scenariot med intrångsbrunnar*. En typisk drickvattensbrunn i Forsmarksområdet är omkring 60 m djup (Werner et al. 2013), men dricksvattenbrunnar antas penetrera de olika avfallsutrymmena i detta scenario. Vidare antas att brunnar för dricksvatten kan borras in i förvaret tidigast när strandlinjen har passerat hela förvaret och platsen är tillräckligt högt ovanför havsnivån för att undvika att havsvatten tränger in i brunnen, vid 3000 e Kr. Om en dricksvattenbrunn borras in i förvaret kan människor exponeras genom konsumtion av kontaminerat vatten, som på grund av den begränsade utspädningen kan innehålla relativt höga koncentrationer av radionuklider. Sannolikheten för att en brunn borras i förvaret är dock relativt låg. Sannolikheten kan uppskattas genom att multiplicera brunnsfrekvensen i området (cirka 0,5 brunnar per km^2, baserat på nuvarande brunnsfrekvenser, se Werner et al. 2013) med arean av de olika förvarsutrymmena. Sannolikheten för intrångsbrunnar blir därmed $4 \cdot 10^{-4}$ för silon (arean är ungefär 800 m^2) och ungefär $1{,}5 \cdot 10^{-3}$ för vart och ett av de andra förvarsutrymmena (arean är ungefär 3 000 m^2 för en bergssal). Till detta adderas sannolikheten för att en brunn för vattenförsörjning borras djupt nog för att tränga in i förvaret. Baserat på statistik över brunnsdjup (Werner et al. 2013) kan sannolikheten för att en sådan brunn tränger in i SFR 1 uppskattas till 50 procent, och till 20 procent för att den tränger in i SFR 3. Detta resulterar i en sannolikhet på $2 \cdot 10^{-4}$ för en brunn in i silon, $8 \cdot 10^{-4}$ för en brunn in i en bergsal i SFR 1 och $3 \cdot 10^{-4}$ för en brunn in i en bergsal i SFR 3.

7.7 Restscenarier

Restscenarier analyseras oberoende av deras sannolikhet, till exempel för att studera funktionen hos enskilda barriärer så som beskrivs i avsnitt 7.2.

7.7.1 Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret

Syftet med scenarierna med förlust av barriärfunktion är att tydliggöra hur de olika barriärerna bidrar till slutförvarets skyddsförmåga. *Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret* illustrerar betydelsen av sorption i förvaret. Detta scenario är identiskt med huvudscenariots *variant med global uppvärmning*, men med fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, på 0 för alla material i förvaret.

7.7.2 Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden

Syftet med scenarierna med förlust av barriärfunktion är att tydliggöra hur de olika barriärerna bidrar till slutförvarets skyddsförmåga. *Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden* illustrerar betydelsen av sorption i berget. Detta scenario är identiskt med huvudscenariots *variant med global uppvärmning*, men med fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, på 0 i berggrunden.

7.7.3 Scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret

Syftet med scenarierna med förlust av barriärfunktion är att tydliggöra hur de olika barriärerna bidrar till slutförvarets skyddsförmåga. *Scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret* illustrerar betydelsen av de tekniska barriärernas förmåga att begränsa vattenflödet genom den del av förvarsutrymmena som innehåller avfall. Detta scenario är identiskt med huvudscenariots *variant med global uppvärmning*, men med data för hydrauliska konduktiviteter i förvaret som ger upphov till höga flöden genom avfallsdelarna av förvarsutrymmena.

Förvarets vattenflöden beräknas med det orealistiskt pessimistiska antagandet att all betong och bentonit (samt makadam/bergkross och sand/bentonit) i förvarsutrymmena och i pluggarna har en hydraulisk konduktivitet på 10^{-3} m/s (Abarca et al. 2013, se avsnitt 6.2.3). Porositeter och diffusiviteter för degraderade förhållanden används. Övriga indata som används i förvarsmodellerna, geosfärsmodellen och biosfärsmodellen var identiska med huvudscenariots *variant med global uppvärmning*.

7.7.4 Scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1

Sorptionen av många ämnen – såsom Np, Pa, Pu, Se, Tc, och U – är känslig för redoxförhållanden. Sorptionen av dessa ämnen under oxiderande förhållanden kan skilja sig väsentligt från sorptionen under reducerande förhållanden. I huvudscenariot förutsätts de kemiska förhållandena i förvaret vara reducerande. Efter den förra säkerhetsanalysen av SFR, SAR-08, ålade Strålsäkerhetsmyndigheten SKB att komplettera säkerhetsanalysen med en analys av sannolikheten för och konsekvenserna av ändrade redoxförhållanden i SFR 1. Efter en modellstudie av sannolikheten för ändrade redoxförhållanden (Duro et al. 2012) uteslöts möjligheten att oxiderande förhållanden skulle råda. Dock studeras *scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1* som ett restscenario i syfte att demonstrera betydelsen av reducerande förhållanden för den långsiktiga säkerheten.

I detta scenario används alternativa fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, för cementbaserade material, bentonit, sand/bentonit och makadam/bergkross för dessa redoxkänsliga ämnen. K_d-värden för Np(V), Pa(V), Se(VI), Tc(VII) och U(VI) används. För plutonium valdes oxidationstillståndet med lägst K_d-värden. Sannolikhetsfördelningar används för alla K_d-värden i beräkningarna av radionuklidtransport.

Tabell 7-3 visar den bästa skattningen av K_d-värden för hydratiserad cementpasta för oxiderande förhållanden (detta scenario) och reducerande förhållanden (huvudscenariot). Som framgår av tabellen är sorptionen av alla grundämnen (förutom selen) lägre under oxiderande förhållanden. Liksom i huvudscenariot erhölls K_d-värden för de cementbaserade materialen genom användning av K_d-värdena för hydratiserad cementpasta, innehållet av hydratiserad cementpasta i de olika typerna av cementbaserat material och reduktionsfaktorer för påverkan från komplexbildare.

Tabell 7-4 visar den bästa skattningen av K_d-värden för bentonit för oxiderande förhållanden (detta scenario) och reducerande förhållanden (huvudscenariot). Tabell 7-5 visar bästa skattningen av K_d-värden för makadam/bergkross för oxiderande förhållanden (detta scenario) och reducerande förhållanden (huvudscenariot). Liksom i huvudscenariot erhålls K_d-värden för sand/bentonit genom användning av ett viktat medelvärde av de K_d-värden som valts ut för makadam/bergkross och bentonit och viktproportionerna för de två materialen.

Övriga indata som används i förvarsmodellerna, geosfärsmodellen och biosfärsmodellen är identiska med huvudscenariots *variant med global uppvärmning*.

Tabell 7-3. K_d-värden (bästa skattning) för hydratiserad cementpasta för oxiderande och reducerande förhållanden (utdrag från tabellerna 7-7 till 7-10 i Datarapporten, övre och nedre gränser för fördelningarna ges också i Datarapporten).

Grundämne och oxidationstal som används i scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1	K_d [m³/kg]	Grundämne och oxidationstal som används i huvudscenariot	K_d [m³/kg]
Np(V)	0,1	Np(IV)	30
Pa(V)	10	Pa(IV)	30
Pu(V)	0,1	Pu(IV)	5 [a]
Se(VI)	$3 \cdot 10^{-3}$ [b]	Se(–II)	0
Tc(VII)	$1 \cdot 10^{-3}$	Tc(IV)	3
U(VI)	2 [c]	U(IV)	30

[a] 30 i degraderingstillstånd II, IIIa och IIIb.
[b] 0 i degraderingstillstånd IIIb.
[c] 30 i degraderingstillstånd II, IIIa och IIIb.

Tabell 7-4. K_d-värden (bästa skattning) för bentonit för oxiderande och reducerande förhållanden (utdrag från tabell 7-6 i Datarapporten, övre och nedre gränser för fördelningarna ges också i Datarapporten).

Grundämne och oxidationstal som används i scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1	K_d [m³/kg]	Grundämne och oxidationstal som används i huvudscenariot	K_d [m³/kg]
Np(V)	0,02	Np(IV)	63
Pa(IV/V)	3	Pa(IV/V)	3
Pu(V)	0,02	Pu(III)	61
Se(VI)	0	Se(–II)	0
Tc(VII)	0	Tc(IV)	63
U(VI)	3	U(IV)	63

Table 7-5. K_d-värden (bästa skattning) för makadam/bergkross för oxiderande och reducerande förhållanden (utdrag från tabell 8-7 i Datarapporten, övre och nedre gränser för fördelningarna ges också i Datarapporten).

Grundämne och oxidationstal som används i scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1	K_d [m³/kg]	Grundämne och oxidationstal som används i huvudscenariot	K_d [m³/kg]
Np(V)	4,1·10–4	Np(IV)	4,1·10–4
Pa(V)	5,9·10–2	Pa(V)	5,9·10–2
Pu(III/IV)	1,5·10–5	Pu(III/IV)	1,5·10–5
Se(VI)	0	Se(–II)	0
Tc(VII)	0	Tc(IV)	5,3·10–2
U(VI)	1,1·10–4	U(IV)	1,1·10–4

7.7.5 Scenariot med förlängd global uppvärmning

Scenariot med förlängd global uppvärmning ingår i säkerhetsanalysen för att analysera den potentiella inverkan på ytsystemen av de varmaste och våtaste klimatförhållanden som ingår i uppsättningen av klimatfall i SR-PSU (se avsnitt 2.4.3). Därför definieras utvecklingen av klimat och klimatrelaterade förhållanden i Forsmark i *scenariot med förlängd global uppvärmning* av utvecklingen i *klimatfallet med förlängd global uppvärmning* (se avsnitt 6.2.1). Detta klimatfall beskriver en situation som kombinerar framtida låga amplituder i variationerna i solinstrålning med stora utsläpp av koldioxid under nuvarande och nästa århundrade, följt av en långsam minskning i atmosfärens CO_2-koncentration. Tillsammans med *klimatfallen med global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat*, representerar detta klimatfall osäkerhetsintervallet i framtida klimatutveckling förknippat med små, medelstora och stora mänskliga utsläpp av kol (**Klimatrapporten** kapitel 4).

I detta scenario, har den nuvarande interglacialen förlängts till 100 000 år efter nutid, vilket leder till tempererade klimatförhållanden i Forsmark för hela den 100 000 år långa analysperioden. De varmaste och fuktigaste förhållanden som analyseras i SR-PSU sker under de inledande tusentals åren av detta scenario och scenariot innehåller den längsta perioden av grundvattensammansättning som definieras av infiltrerande nederbördsvatten. Vidare är detta scenario den variant med längst inledande havstäckt period (när förvaret ligger under havet) som analyseras i SR-PSU.

I *scenariot med förlängd global uppvärmning* når den genomsnittliga årliga temperaturen +10,7 °C jämfört med ungefär +5 °C i dag och liknar således mer den årliga temperaturen i södra Europa. Gran som är det dominerande trädslaget i Forsmarksområdet i dag antas ersättas av lövträd som ek, alm, lind och ask. Koncentrationen av koldioxid i atmosfären ökar i detta scenario, vilket påverkar flödet av kol mellan primärproducenter och atmosfären, och produktionen av primärproducenterna antas öka på grund av de förändrade klimatförhållandena (kapitel 5 och 7 i **Biosfärens syntesrapport**).

7.7.6 Scenariot med ej förslutet förvar

Enligt föreskrifter (SSMFS 2008:21) är det nödvändigt att definiera och analysera ett scenario som åskådliggör konsekvenserna av ett förvar som varken är förslutet eller övervakat. I detta restscenario antas det att förvaret, av någon anledning, överges utan att det försluts (som beskrivs i

Förslutningsplanen för SFR (SKBdoc 1358612)). Detta innebär att pumpningen av grundvatten som utförs kontinuerligt i dag avstannar och att förvaret fylls med vatten inom ett fåtal år. I detta scenario antas, för att välja ett pessimistiskt förhållningssätt, att allt avfall redan har deponerats och att det mellanlagrade långlivade avfall som är avsett för deponering i SFL finns kvar i förvaret (SKBdoc 1412250).

SFR är inte utformat för att förslutas stegvis, samtliga förvarsutrymmen är tillgängliga under driftskedet och pluggar kommer inte att installeras innan det är beslutat att stänga anläggningen. Under normal drift kringgjuts en del av avfallet kontinuerligt, vilket innebär att allt avfall inte kommer att vara tillgängligt direkt i händelse av ett övergivet, vattenfyllt förvar.

Med tiden kommer betongbarriärerna och avfallsbehållarna att degradera och radionuklider kommer att frigöras och lösas upp i vattnet som har fyllt förvaret. Eftersom den sorptionsförmåga som finns i förvaret förväntas finnas kvar under lång tid, kommer nuklider som frigörs att sorbera till betong, bentonit, sprutbetong i förvarsutrymmen och till andra material i de olika förvarsutrymmena och tunnelsystemen.

Om SFR överges kan det antas att det kommer att inträffa under den period då förvaret ligger under vatten. Eftersom det regionala hydrogeologiska flödet är litet i relation till den volym vatten som finns i förvaret, kommer det dock att ta lång tid att ersätta vattnet i förvaret och transportera det ut i Östersjön. Med andra ord kommer vattenvolymen i förvaret att vara densamma under en lång tidsperiod och de radionuklider som lösts förväntas vara kvar i förvaret i detta scenario.

Eftersom grundvattnet som pumpas ut ur förvaret i dag är relativt salt, är det inte sannolikt att den volym vatten som fyller förvaret kommer att användas för dricksvatten så länge förvaret ligger nära havet. Å andra sidan är det inte orimligt att anta att inflödet av meteoriskt vatten och en begränsad omblandning till följd av skillnader i salthalt och temperatur kan leda till att det bildas en sötvattenreservoar nära tunnelns öppning. Sett över en längre tid, kan sötvatten sippra ner till förvaret och ersätta det salta vatten som finns där i dag med drickbart vatten. Som ett resultat kan en framtida befolkning tänkas konsumera kontaminerat vatten taget direkt från förvarets öppning. Baserat på dessa antaganden, redovisas ett beräkningsfall för *scenariot med ej förslutet förvar* i kapitel 8.

7.7.7 Scenarier för framtida mänskliga handlingar

I enlighet med föreskrifterna i SSMFS 2008:37, ska framtida scenarier och händelser som kan påverka förvarets långsiktiga säkerhet vara baserade på dagens förhållanden och vanor. Därför kan det inte uteslutas att människor, så som sker i dag, kan borra både för vatten och bergvärme eller genomföra vissa typer av geologiska undersökningar, och därmed komma i kontakt med avfallet. En grundlig beskrivning av möjliga framtida aktiviteter som skulle kunna påverka förvaret återfinns i **FHA-rapporten**. Syftet med valet av scenarier associerade med framtida mänskliga handlingar, var att välja en hanterbar uppsättning scenarier som omfattar handlingar med den största potentialen för att inverka negativt på förvarets funktion och/eller leda till de svåraste radiologiska konsekvenserna för människor. Följaktligen är syftet med scenarierna inte att identifiera orsaken till FHA, utan att identifiera möjliga konsekvenser. Tre olika FHA-scenarier har satts upp, 1) Borrning i förvaret, 2) Vattenverksamhet och 3) Underjordskonstruktioner.

FHA-scenario – borrning i förvaret

Borrning (FEP FHA11) är en möjlig handling som kan leda till direkt intrång i förvaret. Den bedöms vara oavsiktlig, tekniskt möjlig, praktiskt genomförbar, rimlig och tänkbar ur ett samhällsperspektiv. Utgångspunkten för detta scenario är att tekniken för att borra till förvarsdjup existerar (vilket beskrivs detaljerat i avsnitt 4.3.11 i **FHA-rapporten**), att kunskap om förvarets läge och syfte har gått förlorad, och att personerna som gör intrång initialt inte upptäcker radioaktiviteten hos borrkaxet de kan komma i kontakt med.

Det huvudsakliga antagandet för scenariot med borrning är att borrhålet går genom förvaret och att kontaminerat material förs upp till ytan. I själva verket är det dock sannolikt att kontaminerat material från komponenterna i SFR skulle upptäckas och att borrningen därför skulle stoppas för att genomföra undersökningar. Detta skulle antagligen leda till att SFR och dess syfte upptäcks.

Material som förs upp till ytan kan ge upphov till exponering av borrpersonal som undersöker borrmaterialet fram tills dess farliga karaktär konstaterats. Dessutom antas det kontaminerade borrkaxet deponeras i en närliggande deponi. Det antas i detta scenario att människor använder deponin som en byggplats eller ett trädgårdsland utan att förstå den potentiella radiologiska risken. För att maximera de potentiella doskonsekvenserna för människor, antas att borrhålet går genom deponerade radioaktiva avfallskollin. Borrhålet kan också användas för vattenförsörjning, ett scenario som ingår i *scenariot med intrångsbrunnar* (se avsnitt 7.6.8).

Under den första perioden efter förslutning kommer SFR fortfarande att vara beläget under havet, och markytan ovanför SFR förväntas inte höjas upp ovanför strandlinjen förrän omkring 3000 e Kr (samma antagande som i *scenariot med intrångsbrunnar* i avsnitt 7.6.8). Intrång genom borrning innan förvaret är belägen över strandlinjen bedöms som högst osannolikt och därför antas borrning inte inträffa före 3000 e Kr i detta scenario.

FHA-scenario – vattenverksamhet

Vattenverksamhet anses vara en möjlig handling som kan leda till förändrade hydrogeologiska flöden på förvarsdjup eftersom vattenverksamhet lokalt kan påverka de hydrauliska gradienterna. Även om storskaliga ingrepp i vattenmiljön kan påverka hydrologin på förvarsdjup bedöms dock inverkan av vattenverksamhet på bergets förmåga att tillhandahålla gynnsamma hydrologiska och transportrelaterade förhållanden för förvarets funktion i de flesta fall vara liten. Den enda handling som beaktas här är förändringar eller rivning av piren som går ut till SFR.

Rivning av SFR-piren är inte strikt en vattenverksamhet, men kan leda till förändrade hydrogeologiska flöden. SFR-piren är byggd av grova, mycket permeabla material (sand, grus och block). Piren är anlagd på en naturlig topografisk ås. Nivåerna i grundvattenrör visar att den nuvarande grundvattenytan är mycket nära havsnivån. Det finns inga data som tyder på att den framtida grundvattennivån i SFR-piren kommer att höja sig betydligt ovanför havsnivån, eller den naturliga åsen. Därför förväntas inte bortförsel eller utjämning av de mycket permeabla fyllningsmassorna i SFR-piren ha någon betydande effekt på de lokala flödesmönstren i SFR. Betydelsen av SFR-pirens grundvattennivåer visas genom en jämförelse mellan två hydrologiska modellrepresentationer (SKBdoc 1395215):

- Hög grundvattennivå vid SFR-piren (pessimistiskt): SFR-piren modelleras så att grundvattnet hålls ovanför den framtida havsnivån och dess hydrauliska kontakt med den underliggande berggrunden antas vara obegränsad.
- Låg grundvattennivå vid SFR-piren (realistiskt): SFR-piren modelleras så att ett lågt grundvattenflöde erhålls och dess hydrauliska kontakt med den underliggande berggrunden antas vara begränsad till följd av förekomsten av naturliga sediment.

Den hydrologiska modelleringen visade något förändrade hydrologiska vattenflöden i de två fallen. Dock var skillnaden begränsad och därför antas att effekterna, av förändrade hydrologiska flöden till följd av denna och andra vattenverksamheter, omfattas av *scenariot med högt flöde i berggrunden* (avsnitt 7.6.2). Inget specifikt FHA-beräkningsfall har därför satts upp för detta FHA-scenario.

FHA-scenario – underjordskonstruktion

Det finns möjliga framtida handlingar relaterade till underjordskonstruktion som kan leda till förändrade hydrologiska flöden. En underjordskonstuktion antas inte gå genom förvaret, eftersom förvaret i ett sådant fall med största sannolikhet skulle upptäckas vid förberedande borrning. Dock skulle ett bergrum nära förvaret kunna påverka den hydrauliska gradienten och möjligen också skapa potentiella nya transportvägar. Om bergrummet hålls torrt kommer vattenflöden och transport av ämnen med grundvattnet att påverkas. Övergivna bergrum, tunnlar, schakt och borrhål är möjliga transportvägar för oönskade ämnen till och från förvaret. Ett bergrum kan även påverka geosfärens förmåga att tillhandahålla kemiskt gynnsamma förhållanden. Till exempel kan salthalten öka på förvarsdjup under driften av en underjordskonstruktion nära förvaret. Ju närmare förvaret ett bergrum ligger, desto mer skulle förvaret påverkas. Effekterna av antingen 1) en väg- eller järnvägstunnel i närheten av förvaret eller 2) en gruva i närheten av förvaret har undersökts kvalitativt i **FHA-rapporten**.

Väg eller tunnel i närheten av förvaret

Påverkan på förvaret till följd av anläggandet av en tunnel i närheten kommer att bero på tunnelns plats, djup och storlek. En tunnel väster om Singözonen skulle inte påverka SFR negativt då den hydrauliska gradienten går från väster till öster och en regional deformationszon ligger mittemellan. En närliggande tunnel norr, söder eller öster om förvaret skulle kunna ändra den hydrauliska gradientens riktning och storlek och därmed leda till något större vattenflöde genom förvarsutrymmena. Injektering skulle dock begränsa tunnelns påverkan på de hydrogeologiska förhållandena i det omgivande berget avsevärt. Det är därmed tydligt att en tunnel i närheten av Forsmark sannolikt inte kommer att ha en negativ inverkan på SFR. Icke desto mindre kan det inte uteslutas att en tunnel som ligger söder eller öster om förvaret skulle påverka den hydrauliska gradienten. Effekterna på det hydrologiska flödet till följd av anläggning av en tunnel anses omfattas av *scenariot med högt flöde i berggrunden* (avsnitt 7.6.2) och detta FHA-scenario analyseras inte ytterligare.

Gruva i närheten av förvaret

Potentialen för malmfyndigheter vid Forsmark har analyserats i platsundersökningarna för ett slutförvar för använt kärnbränsle. I ett område som ligger sydväst om Forsmark har man identifierat en felsitisk till intermediär metavulkanisk bergart som bedöms kunna utgöra en järnoxidfyndighet (Lindroos et al. 2004). Malmfyndigheterna har bedömts vara utan ekonomiskt värde. Eftersom bedömningen av ekonomiskt värde kan revideras i framtiden, hanteras ändå den tänkbara exploateringen av denna mineralfyndighet. Om en gruva skulle uppföras i närheten av SFR, kan det antas att den största inverkan på förvaret skulle inträffa om gruvdriften utfördes i nära anslutning till förvaret. För det planerade förvaret för använt kärnbränsle drogs slutsatsen att förvaret och en hypotetisk gruva i området med potentiella malmfyndigheter skulle ligga ungefär 3 km ifrån varandra och att detta är ett för stort avstånd för att gruvdriften ska kunna påverka förvaret (SKB 2010d). Avståndet mellan SFR och den potentiella malmfyndigheten är ännu större och en eventuell framtida gruva anses ha en obetydlig inverkan på förvaret.

7.7.8 Scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden

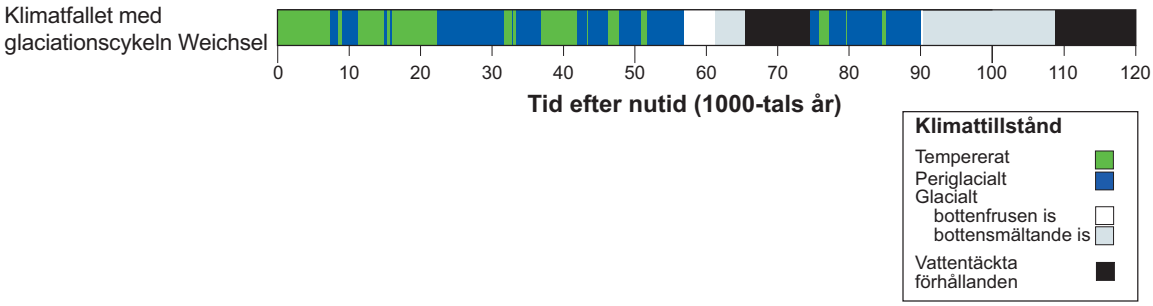
Scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden ingår i säkerhetsanalysen för att täcka in osäkerheten i tidpunkten för nästa glaciation på det norra halvklotet (**Klimatrapporten** avsnitt 3.3.5) och för att studera de radiologiska konsekvenserna från SFR av en glaciation i Forsmarksområdet.

Dagens vetenskapliga kunskap tyder på att nästa glaciation inte kommer att starta under de närmaste 50 000 åren, eller kanske inte ens de närmaste 100 000 åren. Det kan därför inte uteslutas att en inlandsis når Mellansverige under den senare delen av den 100 000 år långa analysperioden (se avsnitt 3.5.1). Lasten från inlandsisen förväntas påverka SFR avsevärt. En detaljerad analys av förvarets utveckling under glaciala och postglaciala förhållanden har inte genomförts inom SR-PSU. I stället definieras *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden* baserat på förenklade antaganden valda med försiktighet med avseende på påverkan på förvaret från glaciation och postglaciala förhållandena.

Externa förhållanden

Scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden baseras på inlandsisens utveckling som den beskrivs i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* (**Klimatrapporten** avsnitt 4.4). *Klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* definieras som en upprepning av förhållanden rekonstruerade för den senaste ungefär 120 000 år långa glaciationscykeln. Detta klimatfall används *specifikt* för att hantera osäkerheten rörande möjligheten för glaciation under de kommande 100 000 åren, och *inte* för analys av den första möjliga perioden med periglaciala förhållanden och permafrost. Det senare fallet täcks i stället in i huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* (avsnitt 7.4.1).

Klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel omfattar två perioder med glacialt klimattillstånd, det vill säga med inlandsis som ligger ovanför förvaret i Forsmark (se figur 7-15). Den första av dessa perioder pågår under 8 600 år och inträffar mellan 59 600 och 68 200 e Kr. Det är den glaciala perioden som har valts för utvärdering av utvecklingen av förvaret och dess omgivning i *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden*. I enlighet med utvecklingen i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel*, förutsätts inlandsis ovanför SFR från 59 600 till 68 200 e Kr i detta scenario.



Figur 7-15. *Utveckling av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark som en succession av klimattillstånd och vattentäckta perioder för klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel. Tiden ges i förhållande till nutid, där 0 år motsvarar år 2000 e Kr. Figuren är identisk med figur 4-18 i* ***Klimatrapporten****.*

Efter denna period följer en period med vattentäckta förhållanden från 68 200 till 76 200 e Kr, i enlighet med klimatfallet. Under den återstående delen av analysperioden förutsätts tempererade klimatförhållanden. Det senare antagandet följer inte klimatutvecklingen i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel*, som har en succession av periglacialt, tempererat och glacialt klimat för denna period. Eftersom doserna förväntas vara högre under tempererade än periglaciala förhållanden (se **Biosfärens syntesrapport** avsnitt 10.6) ses detta som ett försiktigt antagande, vilket även förenklar utvärderingen och diskussionen om konsekvenserna av en glaciation.

Baserat på *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* antas kontinuerlig permafrost vid förvarsdjup existera redan innan inlandsisen drar fram över förvarsplatsen vid 59 600 e Kr. Därför förutsätts inget grundvattenflöde i förvarsutrymmena under den framryckande isfrontens passage över förvaret. Att förutsätta en inledande period med permafrost och frusen berggrund ner till förvarsdjup är ett försiktigt antagande när det gäller mängden radionuklider som finns kvar i förvaret efter en glaciation, eftersom en kortare period med tinad berggrund resulterar i mindre transport av radionuklider från förvaret till Östersjön.

Under första hälften av den glaciala perioden är inlandsisen bottenfrusen över förvaret, medan förvaret under den senare hälften av den glaciala perioden är täckt av bottensmältande inlandsis (figur 7-15). Vid övergången till bottensmältande förhållanden, antas den frusna berggrunden tina (se till exempel SKB 2010c, figur 4-34) och förbli ofrusen tills inlandsisen drar sig tillbaka vid 68 200 e Kr, i enlighet med de rekonstruerade förhållandena i detta klimatfall.

Hydrogeologi

För att utvärdera förändringar i grundvattenflöde på SFR:s förvarsdjup används resultat som erhållits för det planerade slutförvaret för använt kärnbränsle (Vidstrand et al. 2010, Vidstrand et al. 2013, 2014). Förändringarna i grundvattenflöde i förhållande till terrestra tempererade förhållanden har visats vara liknande vid förvarsdjupet för SFR och på djupet av det planerade slutförvaret för använt kärnbränsle (Vidstrand et al. 2014, SKBdoc 1462415). Under perioder med glaciala förhållanden styr gradienten hos inlandsisens yta grundvattenflödet. Vid förvarsplatsen i Forsmark innebär detta ett markant ökat flöde under israndens passager jämfört med ickeglaciala förhållanden (Vidstrand et al. 2010, Vidstrand et al. 2013, 2014).

Endast radionuklider som är kvar i förvaret och dess omgivning när markytan ovanför SFR blir land kommer att bidra till den högsta potentiella dosen till människor. Den första glaciala perioden i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* som valts för att utvärdera detta scenario, är kortare och innehåller en mindre ökning av grundvattenflödet under israndens tillbakadragande än den följande glaciala perioden (som är 18 700 år lång). Sålunda kommer färre radionuklider att transporteras ut ur förvaret till Östersjön. Därför bedöms detta vara ett försiktigt val av glacial period.

Förändringar i grundvattenflöde för den specifika rekonstruerade glaciala perioden har simulerats av Vidstrand et al. (2010, 2013, 2014). Resultaten från dessa simuleringar har använts för att uppskatta grundvattenflödet för olika delar av den glaciala perioden. I dessa simuleringar antas en brant isprofil och en tillhörande stor ökning av grundvattenflöde under inlandsisens framryckande.

En flackare profil och mindre ökning av grundvattenflödet antas under inlandsisens tillbakadragande (Vidstrand et al. 2013). Dessa antaganden är i enlighet med rekonstruktionen av Weichselinlandsisen (avsnitt 2.3 och 4.4 i **Klimatrapporten**, bilaga 2 i SKB 2010c). Under maximal glaciation är isgradienterna mycket låga och liknar de regionala gradienterna i Forsmarksområdet under tempererade terrestra förhållanden. Utvecklingen av grundvattenflödet har förenklats baserat på resultaten i Vidstrand et al. (2010, 2013) och gradienterna av inlandsisens yta för rekonstruktionen av Weichselinlandsisen (avsnitt 2.3 och 4.4 i **Klimatrapporten**, bilaga 2 SKB 2010c), som sammanfattas i tabell 7-6.

Tabell 7-6. Sammanfattning av *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden*.

Tidsperiod	Klimattillstånd ovanför förvaret	Förhållanden som råder på förvarsdjup	Gradienten hos inlandsisens yta	Varaktighet för perioden (år)	Grundvattenflöde jämfört med tempererade terrestra förhållanden
Inlandsisens framryckande över Forsmark 59 600–61 600 e Kr	Glacialt	Frusen berggrund och inget grundvattenflöde	Höga	2 000	Inget flöde på förvarsdjup
Fortsatt inlandsistillväxt 61 600–63 900 e Kr	Glacialt	Frusen berggrund och inget grundvattenflöde	Måttliga till låga	2 300	Inget flöde på förvarsdjup
Förhållanden med tinad berggrund 63 900–66 200 e Kr	Glacialt	Tinad berggrund med grundvattenflöde	Mycket låga (jämförbara med ickeglaciala förhållanden)	2 300	1x
Tillbakadragande av inlandsisen 66 200–67 200 e Kr	Glacialt	Tinad berggrund med grundvattenflöde	Låga	1 000	2x
Den tillbakadragande isranden når Forsmark 67 200–68 200 e Kr	Glacialt	Tinad berggrund med grundvattenflöde	Måttliga	1 000	3x
Vattentäckta förhållanden ovanför förvaret 68 200–76 200 e Kr	Tempererat klimattillstånd och vattentäckta förhållanden	Tinad berggrund med grundvattenflöde	–	8 000	0,2x
Terrestra förhållanden ovanför förvaret 76 200–102 000 e Kr	Tempererat	Tinad berggrund med grundvattenflöde	–	25 800	1x

I *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* börjar perioden för inlandsisens tillbakadragande i norra Europa omkring 65 000 e Kr (SKB 2010c). Den tillbakadragande isranden når Forsmark vid cirka 68 200 e Kr. Perioden från cirka 63 900 e Kr, när berggrunden har tinat tills den tillbakadragande isranden når Forsmark vid cirka 68 200 e Kr, har delats in i tre delar med avseende på grundvattenflöde baserat på Vidstrand et al. (2013). Under perioden 63 900–66 200 e Kr, när isranden är långt från Forsmark, är grundvattenflödet på förvarsdjup samma som under tempererade terrestra förhållanden. Under perioden 66 200–67 200 e Kr, när isranden närmar sig Forsmark, är grundvattenflödet på förvarsdjup omkring två gånger tempererade terrestra förhållanden. Under perioden 67 200–68 200 e Kr, när isranden passerar över Forsmark, är grundvattenflödet på förvarsdjup omkring tre gånger tempererade terrestra förhållanden. När isranden har passerat över SFR är förvarsplatsen vattentäckt och grundvattenflödet omkring 0,2 gånger tempererade terrestra förhållanden (Vidstrand et al. 2010).

Förvarets utveckling och radionuklidtransport

Förvarsutrymmenas strukturella integritet kan inte förväntas vara intakt efter en glaciation. Detta antas resultera i en situation som motsvarar den som antas i *scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret* (avsnitt 7.7.9), i vilket de tekniska barriärernas förmåga att begränsa vattenflödet genom den del av förvarsutrymmena som innehåller avfall antas vara försumbar. Materialen i de tekniska barriärerna antas stanna i SFR, och därför antas sorptionen vara densamma som i huvudscenariots *variant med global uppvärmning*.

Ingen transport av radionuklider ut ur förvaret antas ske under perioden före den glaciala perioden. I huvudscenariot har utflödesperioden pessimistiskt överskattats för att konsekvenserna inte skulle underskattas. I *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden*, å andra sidan, skulle transport av radionuklider ut ur förvaret under tidsperioden före den glaciala perioden minska konsekvenserna av en glaciation. Således görs ett försiktigt antagande om att inget utflöde sker före glaciationen. Därför bestäms radionuklidinventariet i SFR vid startpunkten för detta scenario av inventariet vid förslutning samt radioaktivt sönderfall och inväxt som har inträffat före den glaciala perioden.

Under den senare delen av den glaciala perioden, när berggrunden är ofrusen, transporteras radionuklider från SFR till Östersjön. Till följd av den isostatiska sänkningen av berggrunden vid SFR förutsätts ett betydande vattendjup i den här delen av Östersjön och därför antas radionukliderna spridas över en större del av Östersjön, vilket resulterar i en försumbar ackumulation av radionuklider i sedimenten i Forsmarksområdet. Under den 8 000 år långa vattentäckta perioden efter den glaciala perioden resulterar den isostatiska landhöjningen i en långsam minskning av vattendjupet i den här delen av Östersjön. Radionuklider som transporteras ut ur SFR till Östersjön under den vattentäckta perioden antas därför ackumuleras i sedimenten ovanför SFR. Ett försiktigt antagande om att den efterföljande tempererade perioden pågår fram till slutet av den 100 000 år långa analysperioden görs och biosfären modelleras här på samma sätt som tempererade perioder i huvudscenariot.

7.8 Scenariekombinationer

Utöver de mindre sannolika scenarierna är det möjligt med kombinationer av de mindre sannolika scenarierna. Givet att de mindre sannolika scenarierna är oberoende av varandra, det vill säga att det är olika underliggande osäkerheter bakom varje scenario, är sannolikheten för en scenariekombination lika med produkten av sannolikheten för de kombinerade scenarierna och blir naturligt lägre än sannolikheten för varje scenario för sig.

För att belysa detta har två scenariekombinationer tagits fram, se tabell 7-7. *Scenariekombination 1* kombinerar *scenariot med högt flöde i berggrunden* med *scenariot med accelererad betongdegradering.* Medan *scenariot med högt flöde i berggrunden* baseras på osäkerheter i de data som används för att beskriva berget i den hydrogeologiska flödesmodellen, baseras *scenariot med accelererad betongdegradering* på osäkerheter i, främst hastigheten för betongens degraderingsprocesser. Även om det skulle kunna hävdas att betongens degraderingsprocess kan kopplas ihop med vattenflödet finns andra osäkerheter, vilket framgår i scenariebeskrivningen och redovisas i kapitel 6. Därför betraktas osäkerheterna som genererar dessa två scenarier som oberoende av varandra.

Scenariekombination 2 kombinerar *scenariot med högt flöde i berggrunden* med *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare.* Medan *scenariot med högt flöde i berggrunden* baseras på osäkerheter i de data som används för att beskriva berget i den hydrogeologiska flödesmodellen, baseras *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare* på osäkerheter i de mängder av komplexbildare och cellulosa som deponeras i förvaret. De osäkerheter som genererar dessa två scenarier betraktas som oberoende av varandra.

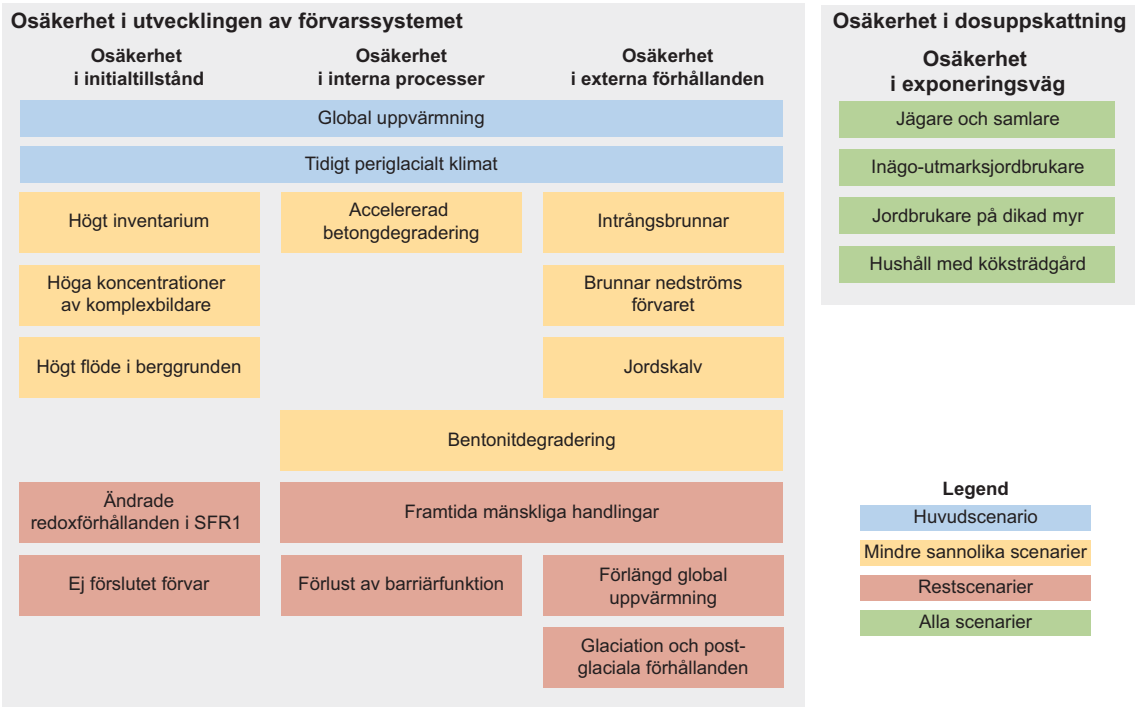
Andra scenariekombinationer än de ovan är helt klart möjliga, såväl som scenariekombinationer som omfattar mer än två mindre sannolika scenarier. Med oberoende scenariegenererande osäkerheter är sannolikheten för scenariekombinationer av tre eller fler scenarier mycket låg. De två utvalda scenariekombinationerna bedöms vara tillräckliga för att belysa frågan om scenariekombinationer.

7.9 Sammanfattning av valda scenarier

Scenarierna har valts för att utvärdera osäkerheter i utvecklingen av förvarssystemet. Figur 7-16 visar vilken typ av osäkerheter (i initialtillstånd, interna processer och externa förhållanden) som utvärderas i de valda scenarierna. Tabell 7-8 sammanfattar de valda scenarierna och deras sannolikhet.

Tabell 7-7. Mindre sannolika scenarier och scenariekombinationer.

Scenario	Scenariot baseras på	Scenariekombinationer	
		Kombination 1	Kombination 2
Högt inventarium (avsnitt 7.6.1)	Osäkerheter i det initiala inventariet (initialtillstånd)		
Högt flöde i berggrunden (avsnitt 7.6.2)	Osäkerheter i de data som används för att beskriva berget i den hydrogeologiska flödesmodellen (initialtillstånd)	×	×
Accelererad betongdegradering (avsnitt 7.6.3)	Osäkerheter i, främst hastigheten för, betongens degraderingsprocesser (interna processer)	×	
Bentonitdegradering (avsnitt 7.6.4)	Osäkerheter i konsekvenserna av omfattande periglaciala förhållanden (externa förhållanden) i kombination med osäkerheter i bentonitens tätande egenskaper (interna processer)		
Jordskalv (avsnitt 7.6.5)	Osäkerheter i den framtida utvecklingen av platsen (externa förhållanden)		
Höga koncentrationer av komplexbildare (avsnitt 7.6.6)	Osäkerheter i mängden komplexbildare och cellulosa i förvaret (initialtillstånd)		×
Brunnar nedströms förvaret (avsnitt 7.6.7)	Osäkerheter i framtida vanor (externa förhållanden)		
Intrångsbrunnar (avsnitt 7.6.8)	Osäkerheter i framtida vanor (externa förhållanden)		



Figur 7-16. *Illustration av hur osäkerheter hanteras i scenarierna.*

Tabell 7-8. Sammanfattning av scenarier med sannolikheter och kategorier.

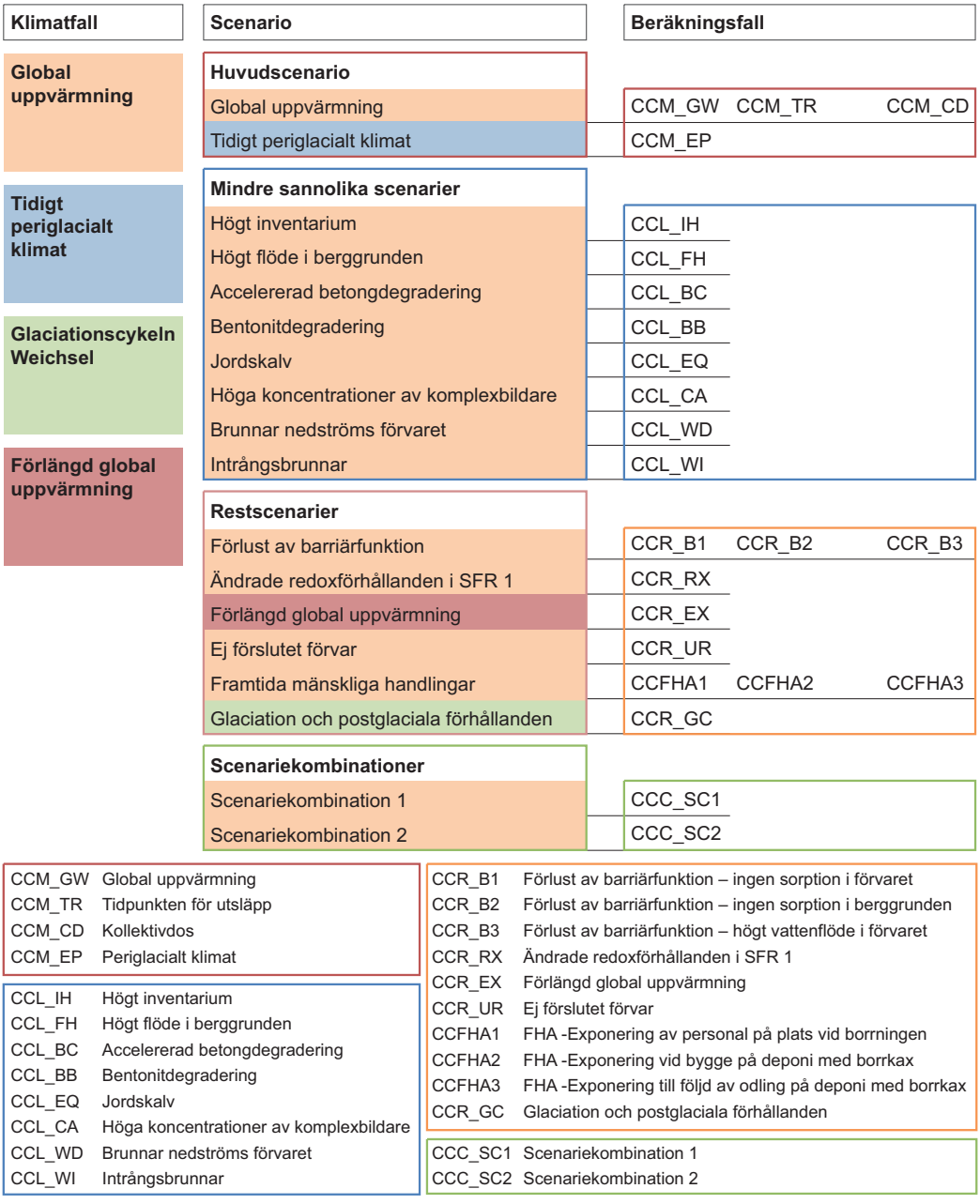
Scenario (avsnittet där det beskrivs ges inom parentes)		Sannolikhet	Kategori
Varianten med global uppvärmning (avsnitt 7.4)		1	Huvudscenario
Varianten med tidigt periglacialt klimat (avsnitt 7.4)		1	
Högt inventarium (avsnitt 7.6.1)		< 0,05	Mindre sannolika scenarier
Högt flöde i berggrunden (avsnitt 7.6.2)		< 0,1	
Accelererad betongdegradering (avsnitt 7.6.3)		< 0,1	
Bentonitdegradering (avsnitt 7.6.4)		< 0,1	
Jordskalv (avsnitt 7.5.5)		10^{-6}/år	
Höga koncentrationer av komplexbildare (avsnitt 7.6.6)		< 0,1	
Brunnar nedströms förvaret (avsnitt 7.6.7)		0,13	
Intrångsbrunnar (avsnitt 7.6.8)	Silo	$2 \cdot 10^{-4}$	
	Bergsal i SFR 1	$8 \cdot 10^{-4}$	
	Bergsal i SFR 3	$3 \cdot 10^{-4}$	
Förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret (avsnitt 7.7.1)			Restscenarier
Förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden (avsnitt 7.7.2)			
Förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde (avsnitt 7.7.3)			
Ändrade redoxförhållanden i SFR 1 (avsnitt 7.7.4)			
Förlängd global uppvärmning (avsnitt 7.7.5)			
Ej förslutet förvar (avsnitt 7.7.6)			
Framtida mänskliga handlingar (avsnitt 7.7.7)			
Glaciation och postglaciala förhållanden (avsnitt 7.7.8)			
Scenariekombination 1 (avsnitt 7.8)		< 0,1·0,1	Scenariekombinationer
Scenariekombination 2 (avsnitt 7.8)		< 0,1·0,1	

8 Beskrivning av beräkningsfall

8.1 Inledning

Detta kapitel presenterar metodiken för radionuklidtransport- och dosberäkningar. Kapitlet inleds med avsnitt 8.2, där en kort beskrivning av den övergripande ansatsen till modellering ges. Där beskrivs även modellkedjan och dess delar, förvaret (närzonen), geosfären (fjärrzonen) och ytsystemet (biosfären).

I avsnitten därefter definieras ett antal beräkningsfall (calculation cases, CC) som bygger på de scenarier som presenteras i kapitel 7 (se figur 8-1). De beräkningsfall som är kopplade till huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna presenteras i avsnitt 8.3 och 8.4. Beräkningsfallen för restscenarierna presenteras i avsnitt 8.5 och beräkningsfallen för kombinationer av scenarier i avsnitt 8.6. Slutligen sammanfattas samtliga beräkningsfall i avsnitt 8.7. I **Radionuklidtransportrapporten** ges en mer detaljerad beskrivning av samtliga beräkningsfall.



Figur 8-1. *Samband mellan klimatfall, scenarier och beräkningsfall.*

För att möjligöra beräkningar av radiologiska konsekvenser har ett antal antaganden för närzonen, fjärrzonen och biosfären gjorts. Dessa antaganden redovisas nedan för vart och ett av beräkningsfallen. Delmodellen för analys av biosfären i ett beräkningsfall definieras av ett passande biosfärsberäkningsfall (biosphere calculation case, BCC), vilket uppfyller de specifika randvillkor som förutsätts för ett beräkningsfall. En utförligare beskrivning och härledning av biosfärsberäkningsfallen återfinns i **Biosfärens syntesrapport** och Saetre et al. (2013).

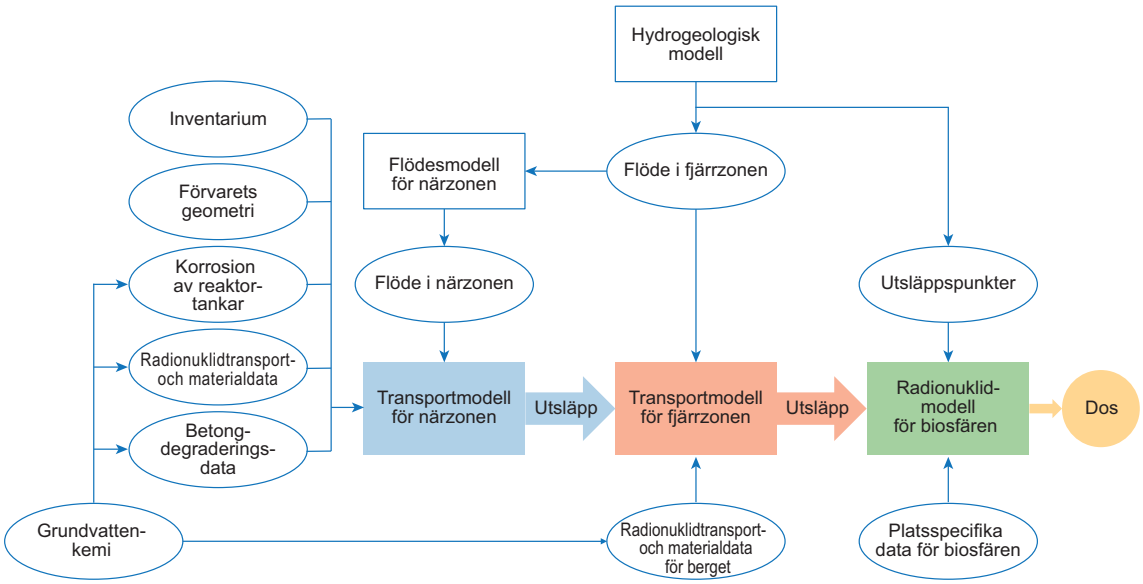
8.2 Modellering

8.2.1 Modellkedja och dataflöde

Figur 8-2 visar en principskiss över de modeller och data som används vid beräkning av radionuklidtransport och dos. Modellkedjan består av modeller för förvaret (avfall och tekniskt barriärsystem) som representeras av *närzonen*, för geosfären (geologiskt barriärsystem) som representeras av *fjärrzonen* och för de ekosystem som representeras av *biosfären*.

I de flesta av de tidigare långsiktiga säkerhetsanalyserna som SKB genomfört, har beräkningar i biosfärsmodellen gjorts oberoende av beräkningar i förvarssystemet (som representeras av närzonen och fjärrzonen), och dosen har beräknats genom att multiplicera utsläpp från fjärrzonen med dosomvandlingskoefficienter för respektive radionuklid. I denna säkerhetsanalys används istället de tidsberoende utsläppen från fjärrzonen som en direkt källterm i biosfärsmodellen. Detta gör det möjligt att i dosberäkningen samtidigt ta hänsyn till utsläppets historia och utvecklingen av ytsystemet.

I scenarier där när- och fjärrzonen inte påverkas av mänskliga handlingar (FHA-future human actions, det vill säga borrning) når alla utsläpp från fjärrzonen (eller från närzonen efter ett jordskalv) ett och samma biosfärsobjekt (157_2). Från detta biosfärsobjekt sprids utsläppen sedan till övriga biosfärsobjekt. Ett undantag från detta är *huvudscenariots variant tidigt periglacial klimat*, där radionuklider från fjärrzonen enbart strömmar ut i ofrusna områden, s.k. talikar, i det i övrigt frusna landskapet. I det tillhörande beräkningsfallet representerar biosfärsobjekt 157_1 och 114 talikar. Effekterna av osäkerheter i lokaliseringen av utsläppspunkter på uppskattningen av radiologiska konsekvenser undersöks och diskuteras i **Biosfärens syntesrapport**.



Figur 8-2. *Principskiss över modeller och data för radionuklidtransportberäkningar. Beskrivningen av modellkedja, dataflöde och relaterade kopplingar är mycket förenklad i figuren. En utförlig beskrivning av modellerna återfinns i* ***Radionuklidtransportrapporten****, och kopplingarna beskrivs i större detalj i tabell F-11 i bilaga F samt i bilaga G.*

Osäkerheter kring utvecklingen av förvarssystemet (scenarier, processer) beaktas via ett antal separata beräkningsfall för mindre sannolika scenarier. I dessa beräkningsfall förändras parametrar som beskriver vattenflöden, förvarssystemets utveckling (det vill säga tidströsklar som styr perioder av klimattillstånd, landskapets utveckling och degradering av tekniska barriärer) eller fastläggning av radionuklider (K_d-värden). Ett av fallen avser systemets initialtillstånd, och här omhändertas osäkerheten i inventariet av radionuklider.

I vissa beräkningsfall förändras modellkedjan genom att gränsytan och utbytet mellan delmodellerna ändrads. För scenarier med en borrad brunn, eller i en situation som uppstår efter ett jordskalv, utelämnas fjärrzonsmodellen, och utsläppet från närzonsmodellen når direkt biosfärsmodellen. För exponeringen av personal på plats vid borrning i beräkningsfall som rör FHA tillämpas förenklade exponeringsmodeller och tillgängliga data för att beskriva den specifika exponeringssituationen. För dessa beräkningar används även förenklade närzonsmodeller (**FHA-rapporten**).

Parametrar som beskriver vattenflöden i närzonen, degraderingen av barriärsystemet och utveklingen av biosfären under inverkan av föränderliga externa förhållanden (klimat och landskapsutveckling) behandlas deterministiskt. Parametervärden som beskriver dessa egenskaper förändras under den simulerade tidsperioden och förändringar sker på ett förutbestämt sätt.

Flödet i fjärrzonen representeras av två parametrar (advektiva gångtider och flödesrelaterade transportmotstånd). Dessa parametrar är starkt kopplade, och hydrogeologiska modelleringar har använts för att beräkna ett stort antal datapar för olika uppsättningar av externa förhållanden (Odén et al. 2014). Uppsättningar av parameterpar som representerar vattenflödet i geosfären dras därefter slumpmässigt i probabilistiska beräkningsfall.

Värdet för andra närzons-, fjärrzons- och biosfärsparametrar (som t ex Péclets tal, diffusiviteter, K_d-och CR-värden) dras slumpmässigt från fördefinierade fördelningar i probabilistiska beräkningsfall (se **Indatarapporten** och **Biosfärens syntesrapport** för detaljer).

För alla ingående parametrar används det bästa skattningsvärdet i deterministiska beräkningsfall.

Bortsett från de kopplade parametrar som beskriver hydrogeologiska förhållanden, tas ingen hänsyn till parameterkorrelationer i de probabilistiska analyserna. Detta pessimistiska tillvägagångssätt bedöms överskatta osäkerhetsintervallen och ge en ytterligare säkerhetsmarginal vid bedömning av kravuppfyllelse. Datakorrelation beskrivs vidare i **Datarapporten**.

Radionuklidtransporten i närzonen och i fjärrzonen styrs i princip av diffusion och advektion av vattenlösta radionuklider och fastläggning av radionuklider. I biosfären är fler processer relevanta för transport, t ex sedimentation, resuspension och upptag i växter. Transportprocesser modelleras genom algebraiska ekvationer eller differentialekvationer. Transporten i närzonen, fjärrzonen och biosfären beräknas med en kompartmentmodell, och den numeriska modellen kan beskrivas i form av ett system av ordinära differentialekvationer.

Verktyget Ecolego har använts för att implementera hela modelleringskedjan (som består av närzonen, fjärrzonen och biosfären, se figur 8-2). **Modellrapporten** ger en utförlig beskrivning av Ecolego.

Det modellerade systemet representeras av ett antal radionuklidförråd (s.k. kompartment) och transporter mellan dessa. Ett kompartment representerar innehållet av radionuklider som finns i ett fysiskt avgränsat område (området utgörs av material i olika aggregationstillstånd, det vill säga vattenlösning, fast material eller gas). Förändringshastigheten av mängden radionuklider (Bq/år) i ett kompartment beskrivs av ekvation 8-1:

$$\dot{A}_i^n = \sum_{j \in N_i} Tr_{ji}^n - \sum_{j \in N_i} Tr_{ij}^n + \sum_{p \in P_n} Br_p^n \lambda^n A_i^p - \lambda^n A_i^n + r_i^n \qquad \text{(Ekvation 8-1)}$$

där

A_i^n : inventarium av radionuklid n i kompartment i, [Bq]

$\dot{A}_i^n$: förändringshastighet (tidsderivata) av A_i^n, [Bq/år]

A_i^p : inventarium av modernuklid p i kompartment i, [Bq]

N_i : indexuppsättning av kompartment kopplade till kompartment *i*, [–]
P_n : indexuppsättning av modernuklider till radionuklid *n*, [–]
Tr^n_{ji} : överföring av nuklid *n* från kompartment *i* till *j,* [Bq/år]
λ^n : sönderfallshastighet hos nuklid, *n* [1/år]
Br^n_p : förgreningsförhållande från modernuklid *p* till radionuklid *n*, [–]
r^n_i : sänka/källterm för radionuklid *n* i kompartment *i,* [Bq/år]

Transport från ett kompartment till ett annat kan ofta beskrivas som produkten av en överförings-koefficient (*TC*) och radionuklidinventariet i det kompartment som är källan för transporten:

$$Tr^n_{ij} = TC^n_{ij} A^n_i$$

Sambandet gäller för transportprocesser som kan beskrivas i linjär form, vilket omfattar de flesta processer i modelleringskedjan. Det huvudsakliga tillvägagångssättet för modellering i analysen är att göra probabilistiska simuleringar (med avseende på parametervärden) för beräkningar av radionuklidtransport och dos. För en del beräkningsfall är detta tillvägagångssätt dock inte praktiskt genomförbart. För sådana fall används istället ett deterministiskt angreppssätt.

8.2.2 Säkerhetsrelevanta radionuklider

Alla radionuklider i avfallet förekommer inte i en sådan mängd att de är relevanta för utvärdering av förvarets radiologiska inverkan på människor eller andra organismer. I detta avsnitt beskrivs valet av radionuklider som beaktas i beräkningarna i den långsiktiga säkerhetsanalysen.

I avsnitt 2.3.1 introducerades en indelning av radionuklider i fyra kategorier som är baserad på halveringstider:

- Kortlivade[8] radionuklider med en halveringstid på mindre än 10 år.
- Kortlivade radionuklider med en halveringstid längre än 10 år, men kortare än 31 år. Dessa radionuklider kommer att sönderfalla till obetydliga nivåer inom en relativt kort tidsperiod, 10 halveringstider för dessa radionuklider överensstämmer med den tid man internationellt anser att institutionell kontroll kan bidra till säkerheten.
- Långlivade radionuklider med en halveringstid kort nog för att aktiviteten ska avklinga väsentligt under tidsperioder som är relevanta för förvarets utformning och/eller för säkerhetsanalysen. De tidsperioder som är av betydelse är till exempel tidsperioden fram till att strandlinjen passerar förvaret, tidsperioden fram till att en brunn för dricksvatten kan borras in i eller nedströms förvaret, tidsperioden fram till att betongbarriärerna helt förlorar sin hydrauliska funktion, samt tidsperioden innan permafrost når förvarsdjup.
- Långlivade radionuklider med en halveringstid så lång att de inte kommer att sönderfalla väsentligt under den totala tidsperioden för säkerhetsanalysen.

Två kriterier har ställts upp för att en radionuklid ska ingå i analysen. 1) en halveringstid på mer än 10 år och 2) en radiotoxicitet (vid förtäring av inventariet) som överstiger 0,01 Sv vid tiden för förslutning. Beräkningar görs för radionuklider som uppfyller dessa kriterier.

För radionuklider som väljs bort på grund av det första kriteriet kommer minst 10 halveringstider att ha passerat inom en 100-års period efter deponering. Detta betyder att den ursprungliga aktiviteten kommer att ha avklingat med mer än tre storleksordningar efter 1 000 år, och att endast obetydliga mängder kvarstår när de möjliga utströmningsområdena befinner sig ovanför strandlinjen, mer än 1 000 år efter förvarets förslutning.

Resonemanget bakom det andra kriteriet är att 0,01 Sv bedöms vara en rimligt låg gräns för att utesluta radionuklider, eftersom det är mindre än tre storleksordningar högre än den årliga effektivdosen för riskkriteriet (utan hänsyn tagen till en sannolikhet lägre än 1 i det underliggande scenariot).

[8] Kortlivat avfall definieras enligt IAEA:s Safety glossary, 2007 års utgåva (IAEA 2007), som ”radioaktivt avfall som inte innehåller signifikanta nivåer av radionuklider med halveringstider längre än 30 år”. SKB använder sig av samma definition, men med 31 år för att innefatta cesium-137 som används för att uppskatta halten av andra radionuklider i vissa avfallsströmmar.

Antagandet är att tekniska och naturliga barriärer så väl som radioaktivt sönderfall skulle minska eventuell radiologisk inverkan från radionuklider som utesluts av det andra kriteriet till en försumbar nivå innan radionuklidutsläpp och exponering skulle kunna förekomma. Den valda gränsen bedöms också vara rimligt låg med avseende på de scenarier som behandlar framtida mänskliga handlingar som äventyrar förvarssystemet.

När säkerheten av förvaret bedöms måste även radioaktiva sönderfallsprodukter beaktas, även om storleken på inventariet av dessa radionuklider är försumbar vid deponering. Inventariet av dessa ”sekundära radionuklider” beror alltså både på hur mycket som deponeras och på hur mycket som växer in genom sönderfall. Urvalskriterierna för att inkludera sönderfallsprodukter i transportberäkningarna är att deras radiotoxicitet överstiger 0,01 Sv vid något tillfälle under analysperioden, samt att de har en halveringstid som är längre än 100 dagar. För sönderfallsprodukter med en halveringstid på mindre än 100 dagar modelleras inte transporten explicit. Istället beaktas aktiviteten av dessa radionuklider i dosberäkningen, då de antas vara i sekulär jämvikt med sina modernuklider (se Grolander 2013 för en detaljerad beskrivning).

Radionuklider som modelleras explicit i transportberäkningarna listas i tabell 8-1 och 8-2. Radionuklidernas har delat upp så att de som inte är en del av (4n+m)-sönderfallskedjorna redovisas i tabell 8-1, medan de som ingår i (4n+m)-sönderfallskedjorna redovisas separat i tabell 8-2.

Nb-93m, en sönderfallsprodukt av Zr-93 och Mo-93, är den enda explicit modellerade sönderfallsprodukten som listas i tabell 8-1. Sönderfallsprodukter till radionukliderna som listas i tabell 8-1 som ingår i dosberäkningarna (men vars transport inte modelleras explicit) är Y-90 (från sönderfall av Sr-90), Ag-108 (från sönderfall av Ag-108m), Sb-126m och Sb-126 (från sönderfall av Sn-126) och Ba-137 (från sönderfall av Cs-137).

Tabell 8-2 redovisar sönderfallsvägarna för explicit modellerade radionuklider i de fyra (4n+m)-sönderfallskedjor som ingår i transport och dosmodelleringen. Halveringstider och förgreningsförhållanden dokumenteras i **Radionuklidtransportrapporten**. För de fyra sönderfallskedjorna beaktas många sönderfallsprodukter enbart i dosberäkningarna. Dessa listas antingen nedan (för upp till två nuklider) eller så anges deras antal inom parentes: Pb-210 (Bi-210), Ra-226 (6 radionuklider), Ac-227 (9 radionuklider), Th-228 (6 radionuklider), Th-229 (9 radionuklider), U-235 (Th-231), Np-237 (Pa-233), U-238 (Th-234, Pa-234m), Pu-241 (U-237), Am-242m (Am-242, Np-238) och Am-243 (Np-239). Se Grolander (2013) för detaljer.

Tabell 8-1. Radionuklider vars transport är explicit modellerade, men som inte är en del av (4n+m)-sönderfallskedjorna.

H-3	Se-79	Pd-107	Cs-135
C-14	Sr-90	Ag-108m	Cs-137
Cl-36	Zr-93	Cd-113m	Sn-126
Ca-41	Nb-93m	Sn-126	Sm-151
Co-60	Nb-94	I-129	Eu-152
Ni-59	Mo-93	Ba-133	Ho-166m
Ni-63	Tc-99		

Tabell 8-2. Sönderfallsvägar för (4n+m)-sönderfallskedjorna (jämför tabell 8-1) som används i radionuklidtransportmodellen (”Ø” står för sönderfall till sönderfallsprodukter som inte är explicit modellerade).

4n												U-232								
												↓								
Cm-244	→	Pu-240	→	U-236	→	Th-232	→	Ra-228	→	Th-228	→	Ø								
4n+1																				
Cm-245	→	Pu-241	→	Am-241	→	Np-237	→	U-233	→	Th-229	→	Ø								
4n+2		Am-242m																		
		↓																		
Cm-246	→	Pu-242	→	U-238	→	U-234	→	Th-230	→	Ra-226	→	Pb-210	→	Po-210	→	Ø				
4n+3																				
Cm-243	→	Am-243	→	Pu-239	→	U-235	→	Pa-231	→	Ac-227	→	Ø								

8.2.3 Närzonen

Ett antal specifika modeller har satts upp för de olika förvarsutrymmena för radionuklidtransport i närzonen. Nedan diskuteras först representationen av vattenflöden och avfallskollin i dessa modeller. Därefter följer ett avsnitt som behandlar kompartmentstrukturen för de olika förvarsutrymmena. Detaljer rörande de matematiska modellerna beskrivs i kapitel 9 i **Radionuklidtransportrapporten**.

Hydrologi

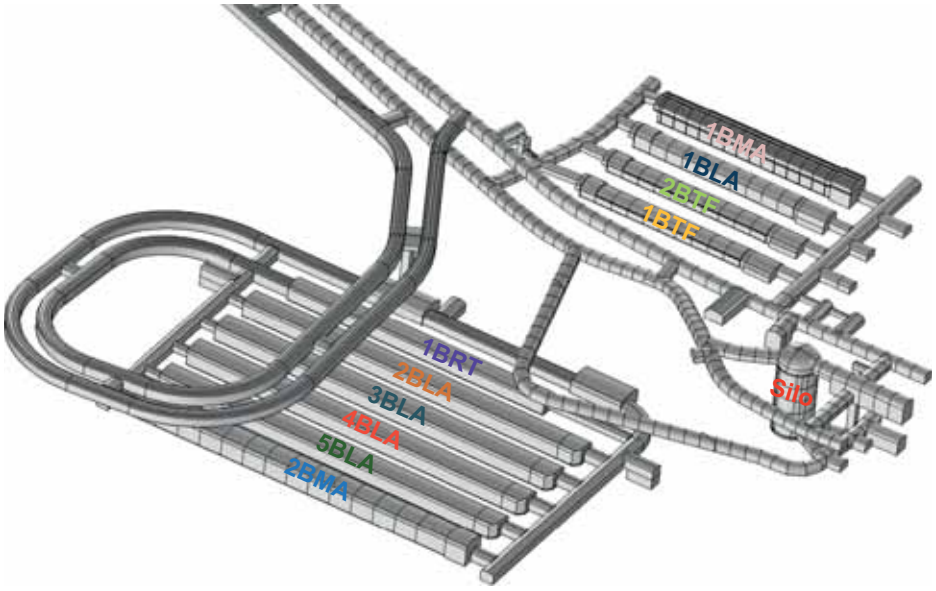
Vattenflödet är en viktig parameter för modellering av radionuklidtransport. En detaljerad tredimensionell hydrologisk modell av förvaret har satts upp, med den geometri som visas i figur 8-3, för att stödja radionuklidtransportmodelleringen i närzonen (Abarca et al. 2013).

Kompartment i radionuklidtransportmodellen i närzonen identifieras med kontrollvolymer (eller delvolymer av dessa) i den hydrologiska modellen. Kontrollvolymer är enheter inom den hydrologiska modellen och används för att härleda vattenbalansen för den angivna volymen, för vilken tvärsnittsflöden över kontrollvolymens ytor bestäms. Tvärsnittsflödena används för att parametrisera överföringsfaktorer mellan kompartment i radionuklidtransportmodellen. Förfinade kompartmentstrukturer (där en kontrollvolym i hydromodellen representeras av flera kompartment i radionuklidtransportmodellen) tillämpas speciellt för betongväggarna i modellerna över BMA-salarna och silon.

Nedfartstunnlar och pluggar är inte explicit representerade i radionuklidtransportmodellen. Pluggars inflytande beaktas istället genom deras inverkan på vattenflöden, som utgör indata till radionuklidtransportmodellen.

I den hydrologiska modellen förutsattes avfallskomponentens inre vara homogent (Abarca et al. 2013). För behållare i förvarsutrymmena 1–2BTF, silon och 1–2BMA förutsattes att det vatten som flödar in i avfallskomponenten även flödar genom avfallskollina, till följd av den måttliga skillnaden i hydraulisk konduktivitet mellan kringgjutningsbruk och avfallskollin.

För 1–5BLA är avfallskomponenten en del av den hydrologiska modellen med en homogent tilldelad konduktivitet. Således simuleras vattenflödet genom avfallet och återfyllnadsmaterialet och dessa vattenflöden används för parametrisering av radionuklidtransportmodellen. För BRT utgörs avfallet av reaktortankar genom vilka vatten inte kan flöda.



Figur 8-3. *Den geometri som används i den hydrologiska modellen av förvaret (Abarca et al. 2013).*

Modell för avfallskollin

I modellen för 1-2BMA, 1-2BTF och silon är det inte möjligt att representera varje enskilt avfallskolli. Varje kolli tillhör en avfallstyp och för att ytterligare förenkla modellen har avfallstyperna grupperats i så kallade *modellavfallstyper*. I varje modellavfalltyp ingår avfallstyper med liknande egenskaper, och dessa beskrivs nedan. För 1-5BLA representeras inte avfallskollin i modellen varför en modellavfallstyp inte är nödvändig för dessa modeller.

Cementingjutet eller betongkringgjutet avfall i betongkokill

Denna modellavfallstyp innefattar både drift- och rivningsavfall. De avfallstyper som ingår är betongkokiller med cementingjuten jonbytarmassa, indunstarkoncentrat och slam samt betongkringgjutna sopor och skrot. Både avfallsformen och behållarna ingår i modellen och representeras av två respektive ett kompartment (**Radionuklidtransportrapporten**).

Cementingjutet eller betongkringgjutet avfall i plåtkokill

Denna modellavfallstyp innefattar både drift- och rivningsavfall. De avfallstyper som ingår är betongkokiller med cementingjuten jonbytarmassa, indunstarkoncentrat och slam samt betongkringgjutna sopor och skrot. Endast avfallsformen ingår i modellen och representeras av ett kompartment, plåtbehållaren beaktas inte i modelleringen (**Radionuklidtransportrapporten**).

Cementingjutet eller betongkringgjutet avfall i plåtfat

Denna modellavfallstyp innefattar både drift- och rivningsavfall. De avfallstyper som ingår är plåtkokiller med cementingjuten jonbytarmassa och slam, betongkringgjutna sopor och skrot, samt fyrkokiller innehållande betong, sand eller betongkringjutna sopor och skrot. I modellen ingår avfallsformen (som representeras av två kompartment) men inte plåtbehållaren (**Radionuklidtransportrapporten**).

Bitumeningjutet avfall i plåtkokill

Denna modellavfallstyp utgörs av bitumeningjutna jonbytarmassor i plåtkokiller (BMA och silo) från både driftavfall och rivningsavfall. Modellavfallstypen representeras av enbart ett kompartment för avfallsformen; plåtbehållaren beaktas inte i modelleringen (**Radionuklidtransportrapporten**).

Bitumeningjutet avfall i plåtfat

Denna modellavfallstyp utgörs av bitumeningjutna jonbytarmassor i plåtfat från driftavfall (BMA och silo). Modellavfallstypen representeras av enbart ett kompartment för avfallsformen; plåtbehållaren beaktas inte i modelleringen (**Radionuklidtransportrapporten**).

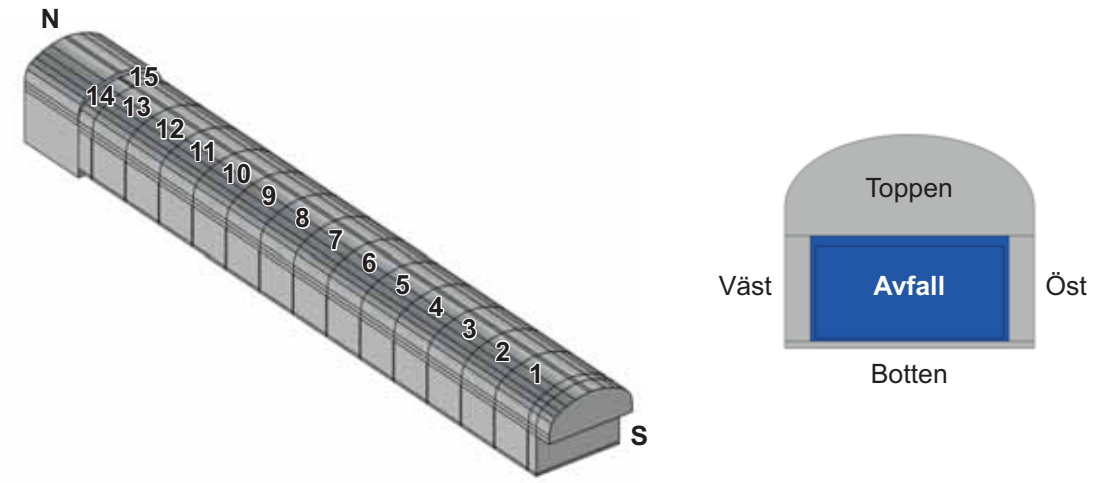
Avvattnad jonbytarmassa i betongtank

Denna modellavfallstyp innefattar enbart driftavfall. De avfallstyper som ingår är betongtankar med avvattnad jonbytarmassa. Både avfallsformen och betongtankväggarna ingår i modellen, och representeras av var sin kompartment (**Radionuklidtransportrapporten**).

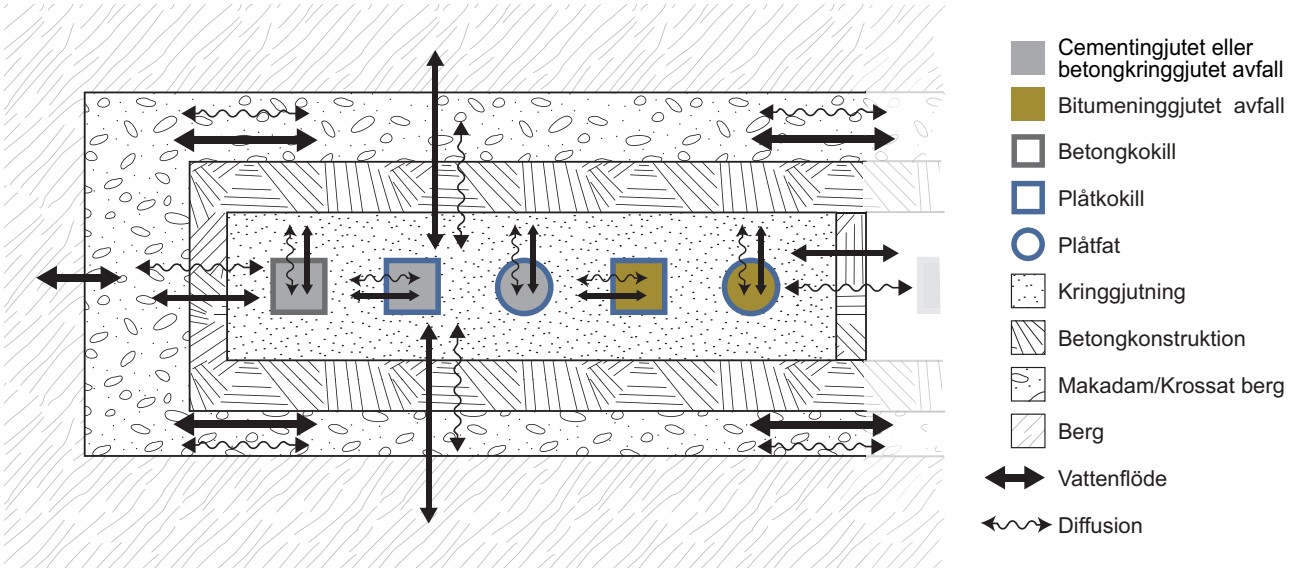
1BMA

1BMA beskrivs i detalj i avsnitt 4.3.1. Figur 8-4 visar uppdelningen av bergssalen i sektioner och kontrollvolymer. Kontrollvolymen för avfallet omges av kontrollvolymer som representerar det omgivande återfyllnadsmaterialet och materialet under golvet i betongkonstruktionen. Sektion 14 och 15 täcker vardera hälften av bergssalens tvärsnitt (den östra respektive västra delen).

Figur 8-5 visar en konceptuell modell för komponenter (avfall, återfyllnadsmaterial och betongkonstruktion) och processer som omfattas av radionuklidtransportmodellen.

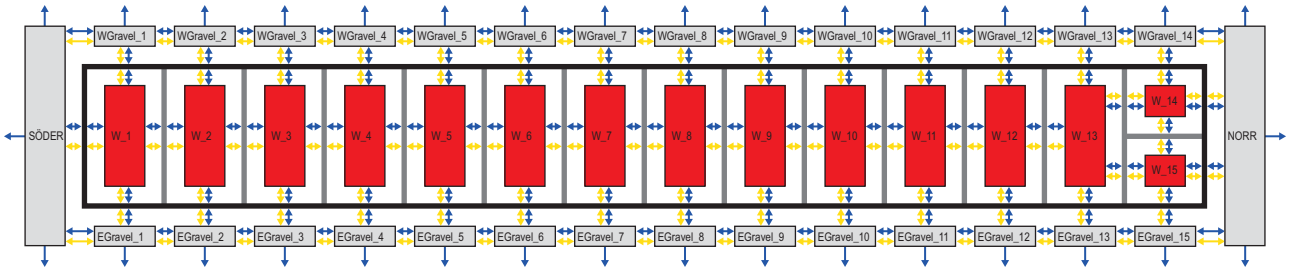


Figur 8-4. *Sektioner (till vänster) och kontrollvolymer (till höger) för den hydrologiska modellen för 1BMA (Abarca et al. 2013).*



Figur 8-5. *Konceptuell modell för radionuklidtransport i en sektion av 1BMA. Längst in visas fem olika modellavfallstyper (från vänster): avfallskollin med cementingjutet eller betongkringjutet avfall i betongkokiller, cementingjutet eller betongkringjutet avfall i plåtkokiller, cementingjutet eller betongkringjutet avfall i plåtfat, bitumeningjutet avfall i plåtkokiller och bitumeningjutet avfall i plåtfat (figur modifierad från Lindgren et al. 2001).*

I radionuklidtransportmodellen för 1BMA representeras avfallskomponenten i varje sektion med en särskild kompartmentstruktur (som för 1BMA inbegriper betongkonstruktionerna). De kontrollvolymer som representerar återfyllnadsmaterialet (makadam/krossat berg) i en sektion representeras av enbart ett kompartment vardera. Därutöver representeras återfyllnadsmaterialet i utrymmets två ändar av ytterligare två kompartment. Figur 8-6 visar ett horisontellt snitt av kompartmentstrukturen. De yttre betongväggarna i varje sektion (tjock svart linje i figuren) representeras av fem kompartment vardera. De röda rutorna utgör områden med avfall som innehåller upp till fem olika modellavfallskollityper (det vill säga cementingjutet eller betongkringgjutet avfall i betongkokiller, cementingjutet eller betongkringgjutet avfall i plåtkokiller, cementingjutet eller betongkringgjutet avfall i plåtfat, bitumeningjutet avfall i plåtkokiller och bitumeningjutet avfall i plåtfat).



Figur 8-6. *Schematisk bild av radionuklidtransportmodellen för 1BMA. Figuren visar ett horisontellt tvärsnitt. Blå pilar representerar transport med vattenflöden, medan gula pilar representerar diffusiv transport. Varje röd ruta i figuren representerar flera avfallskollin.*

Silo

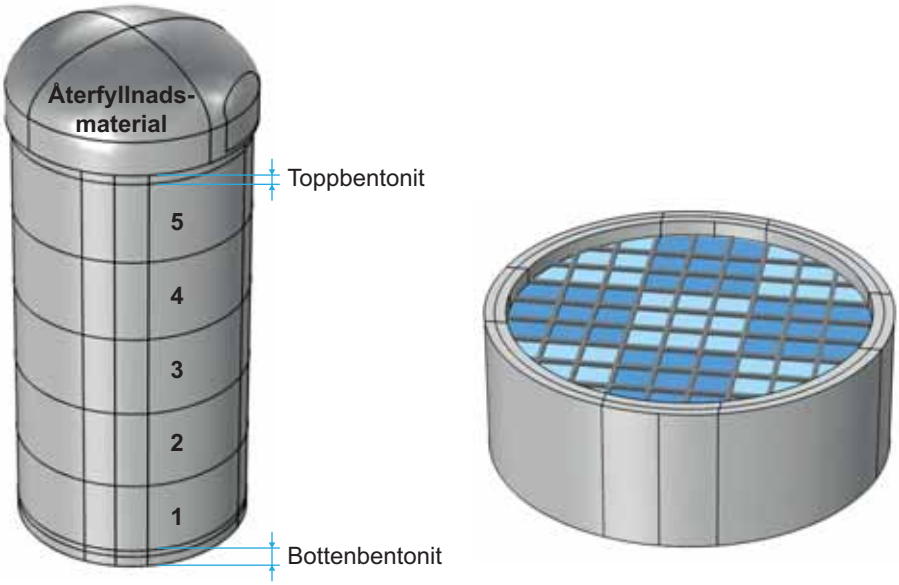
Silon beskrivs i detalj i avsnitt 4.3.4. Silons vertikala schakt är grupperade i nio kontrollvolymer som visas i figur 8-7 (till höger). Vertikalt är silon uppdelad i åtta skikt: fem skikt som representerar avfallskomponenten, ett skikt vardera för sand/bentonit högst upp och längst ned, samt ett skikt med återfyllnadsmaterial (makadam/krossat berg) i den övre delen av silon.

Figur 8-8 visar, konceptuellt, de olika komponenterna (avfall, återfyllnadsmaterial och bentonit) och processer som beaktas i radionuklidtransportmodellen för silon.

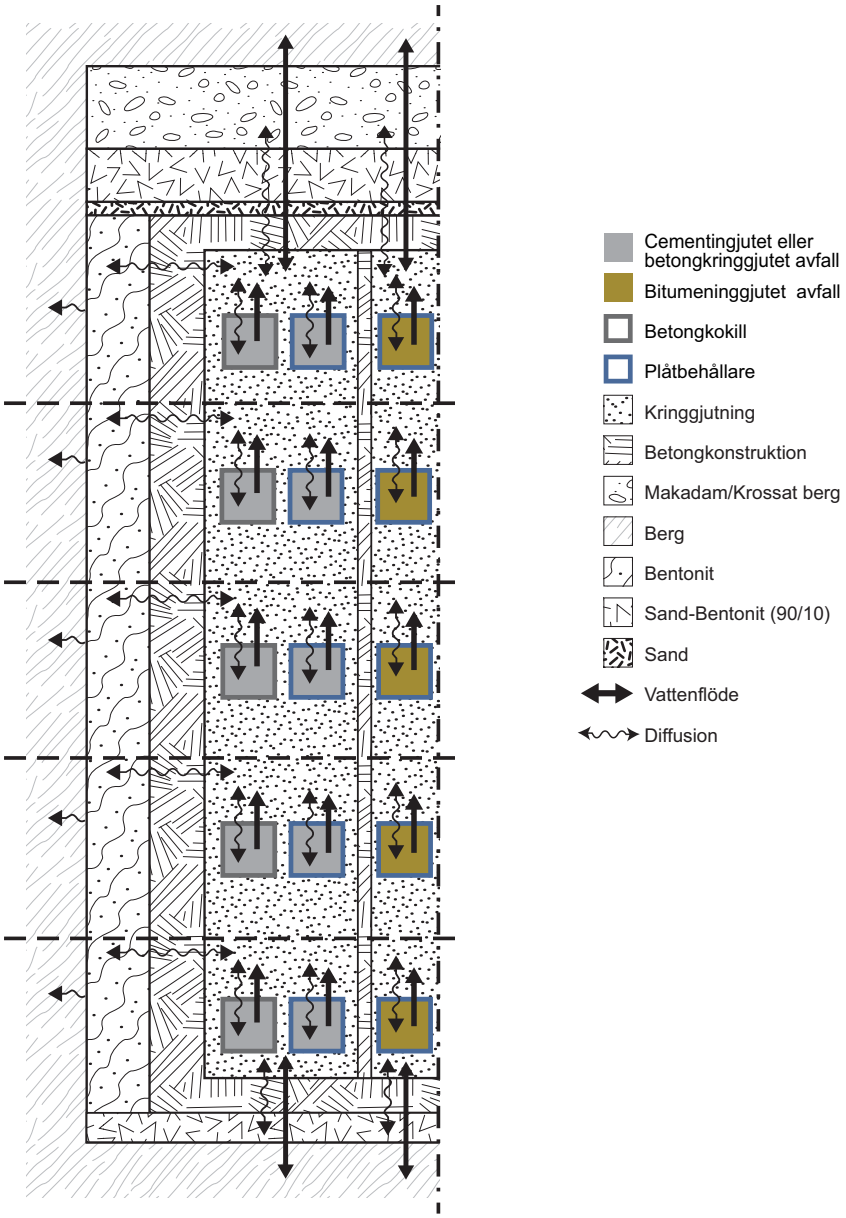
1BTF och 2BTF

1–2BTF beskrivs i detalj i avsnitt 4.3.3. För 1BTF och 2BTF, delas avfallskomponenten upp i 10 sektioner, där varje sektion består av en kontrollvolym för avfallet och två för återfyllnadsmaterialet (toppen och botten), se figur 8-9.

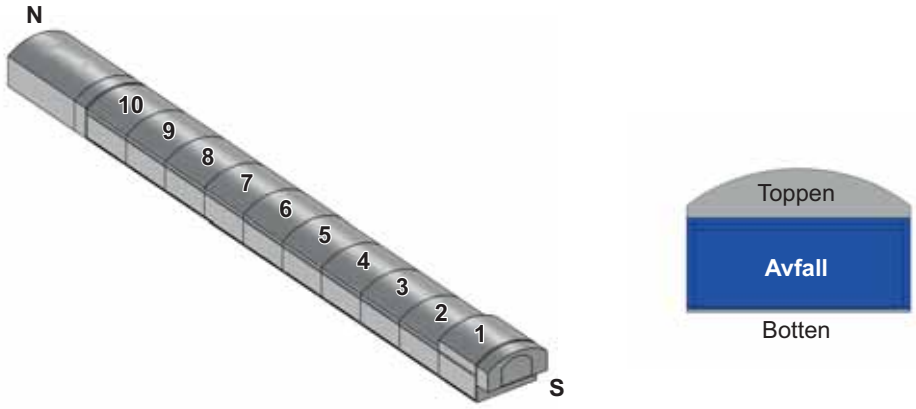
Diskretiseringen av betongkonstruktionerna i avfallskomponenten förfinas ytterligare i radionuklidtransportmodellen. De konceptuella modellerna för radionuklidtransport i 1BTF och 2BTF presenteras i figur 8-10 respektive figur 8-11.



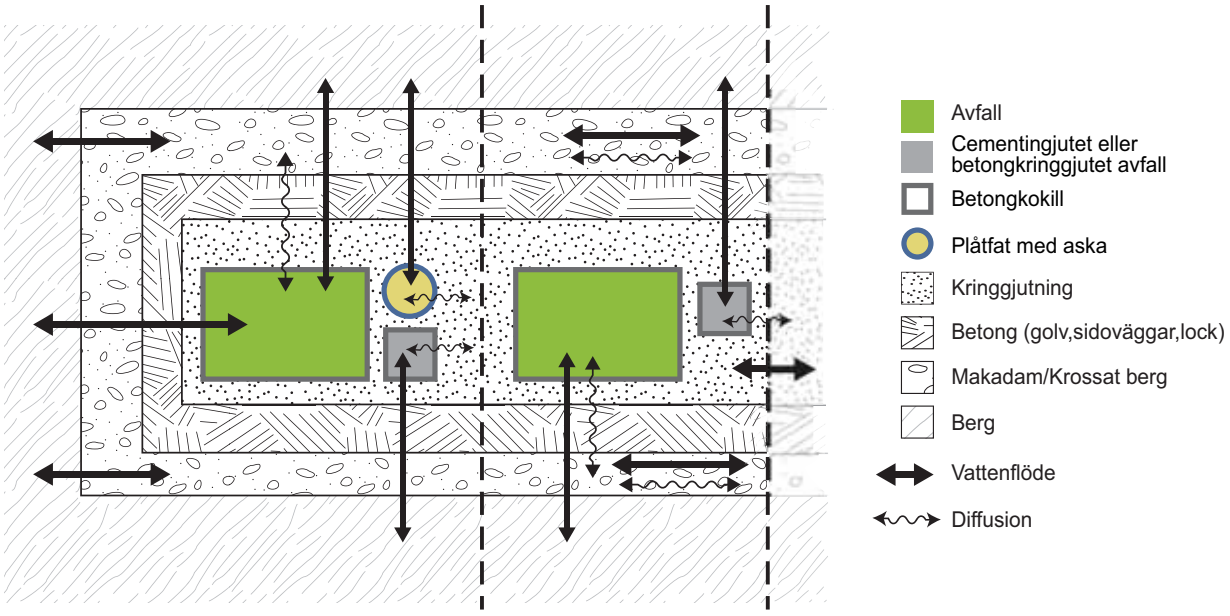
Figur 8-7. *Kontrollvolymer i silon i den hydrologiska modellen (Abarca et al. 2013).*



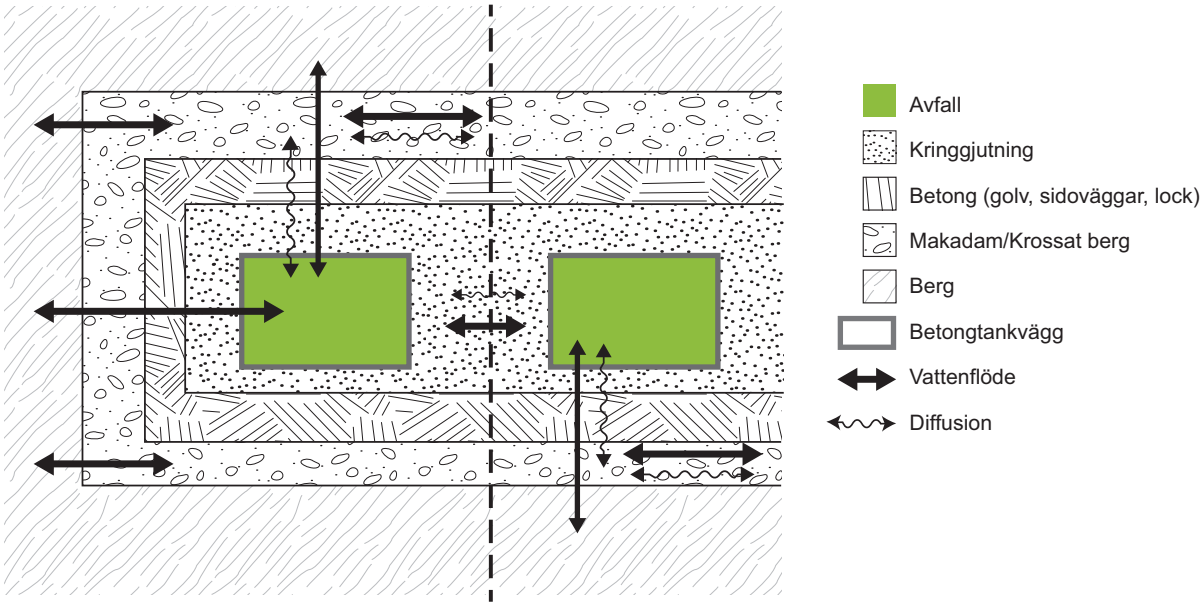
Figur 8-8. *Konceptuell modell av radionuklidtransport i silon. Figuren visar tre olika modellavfallstyper; från vänster: avfallskollin med cementingjutet eller betongkringjutet avfall i betongkokiller, cementingjutet eller betongkringjutet avfall i plåtbehållare och bitumeningjutet avfall i plåtbehållare (figur modifierad från Lindgren et al. 2001).*



Figur 8-9. *Sektioner (till vänster) och kontrollvolymer (till höger) för den hydrologiska modellen för 1–2BTF (Abarca et al. 2013).*



Figur 8-10. *Konceptuell modell av radionuklidtransport i 1BTF. Figuren visar de tre olika modellavfallstyperna: betongtankar, askfat och cementingjutet eller betongkringjutet avfall i betongkokiller. Reaktortankslocket som deponeras i denna bergssal visas inte i figuren (figur modifierad från Lindgren et al. 2001).*

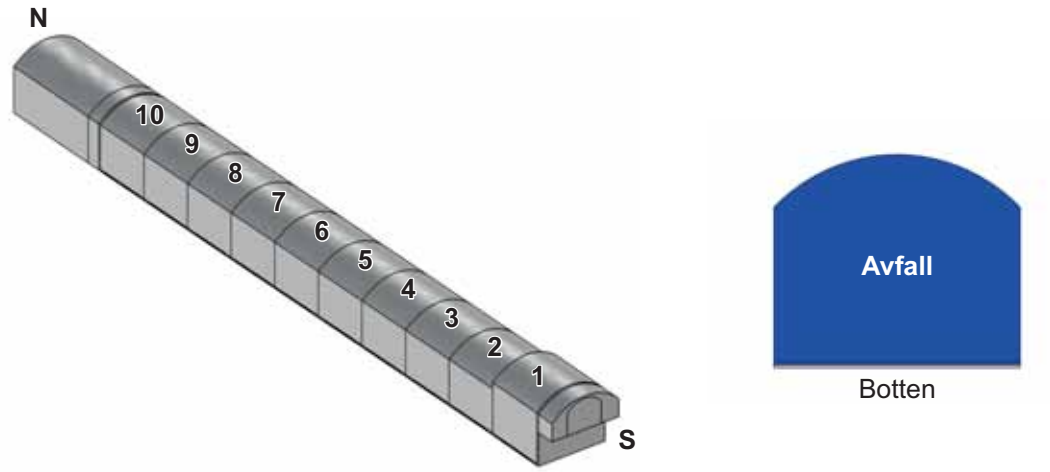


Figur 8-11. *Konceptuell modell av radionuklidtransport i 2BTF. Denna modell innehåller huvudsakligen betongtankar som avfallskollityper (figur modifierad från Lindgren et al. 2001); detaljer finns i* ***Radionuklidtransportrapporten*** *och* ***Initialtillståndsrapporten****.*

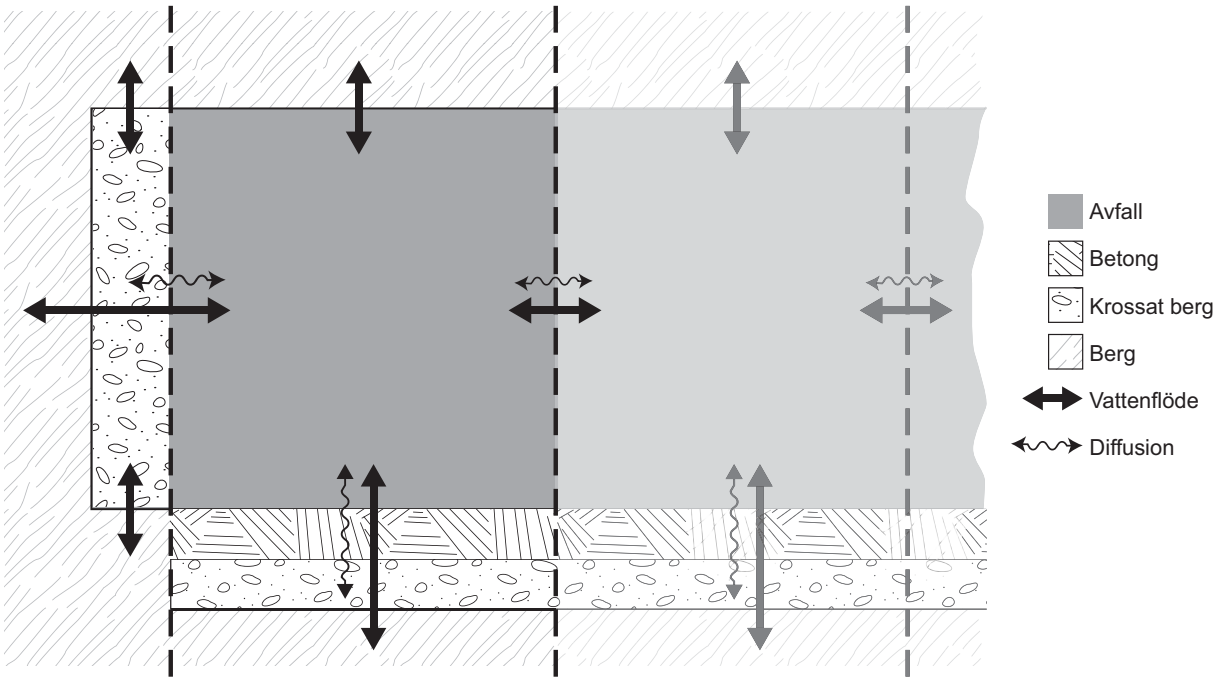
1BLA

1BLA beskrivs i detalj i avsnitt 4.3.5. Avfallskomponenten är uppdelad i 10 sektioner. Varje sektion i 1BLA representeras av två kontrollvolymer (avfall och botten), se figur 8-12.

Den konceptuella modellen för radionuklidtransport i bergssalen presenteras i figur 8-13. Bergssalen representeras av tre kompartment vardera för de 10 sektionerna (avfall, bottenplatta och krossat berg under bottenplattan), återfyllnadsmaterialet i bergssalens norra ände representeras av ytterligare ett kompartment. Ingen sorption beaktas i transportberäkningarna.



Figur 8-12. *Sektioner (till vänster) och kontrollvolymer (till höger) för den hydrologiska modellen för 1BLA. (Abarca et al. 2013).*



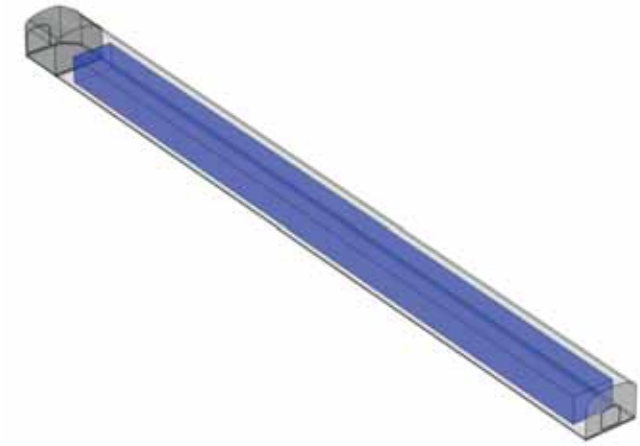
Figur 8-13. *Konceptuell modell för radionuklidtransport i 1BLA. Avfallskomponenten representeras av en kompartment. Den potentiella sorptionsförmågan hos betongplattan under avfallet beaktas inte (figur modifierad från Lindgren et al. 2001).*

2–5BLA

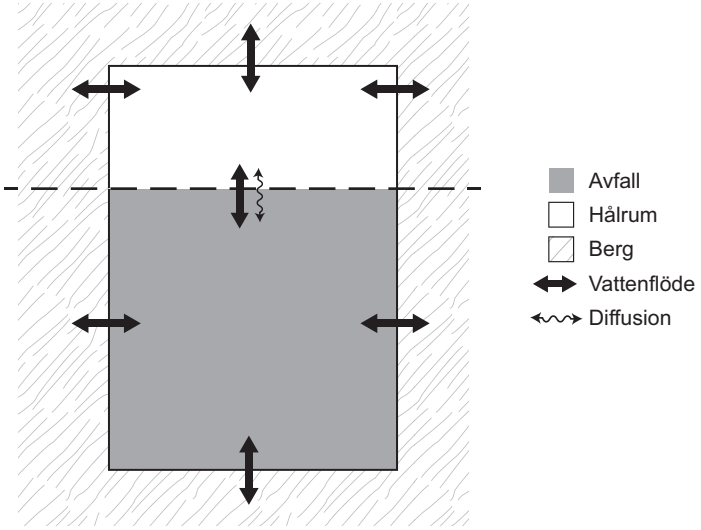
2–5BLA beskrivs i detalj i avsnitt 4.3.6. Bergssalarna liknar 1BLA, men en enklare kompartmentstruktur än för 1BLA har utvecklats för att representera dem i transportberäkningarna. Varje utrymme representeras av enbart två kompartment i transportmodellen, en för avfallskomponenten och en för tomt utrymme (se figur 8-14 och figur 8-15). Sorption beaktas inte i dessa modeller. Modellerna för de fyra utrymmena är identiska, men vattenflödesrelaterade parametrar skiljer mellan utrymmena.

BRT

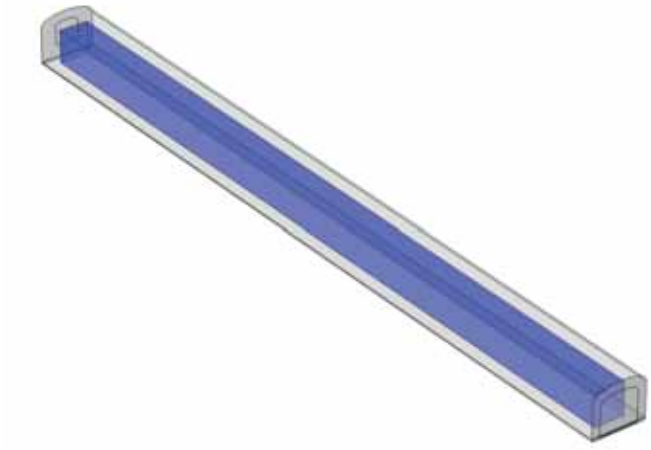
BRT beskrivs i detalj i avsnitt 4.3.7. Den hydrologiska modellens två kontrollvolymer, där den första representerar avfallskomponenten och den andra det omgivande kringgjutning och återfyllnadsmaterialet, visas i figur 8-16.



Figur 8-14. *Kontrollvolymer för 2–5BLA. Den kontrollvolym som representerar avfallskomponenten är blåmarkerad medan det omgivande tomma utrymmet är skuggat i ljusgrått. Inlastningszon (mörkgrått) representeras inte av ett eget kompartment i radionuklidtransportmodellen men modellen tar hänsyn till områdets effekter på vattenflöden (modifierade från Abarca et al. 2013).*



Figur 8-15. *Konceptuell modell av radionuklidtransport i 2–5BLA.*



Figur 8-16. *Kontrollvolymer för BRT med kontrollvolymen för avfallskomponenten blåmarkerad och det omgivande återfyllnadsmaterialet och betongen skuggad i ljusgrått. I radionuklidtransportmodellen delades avfallskomponenten in i ytterligare nio kompartment där varje kompartment representerar en av reaktortankarna (se figur 8-17).*

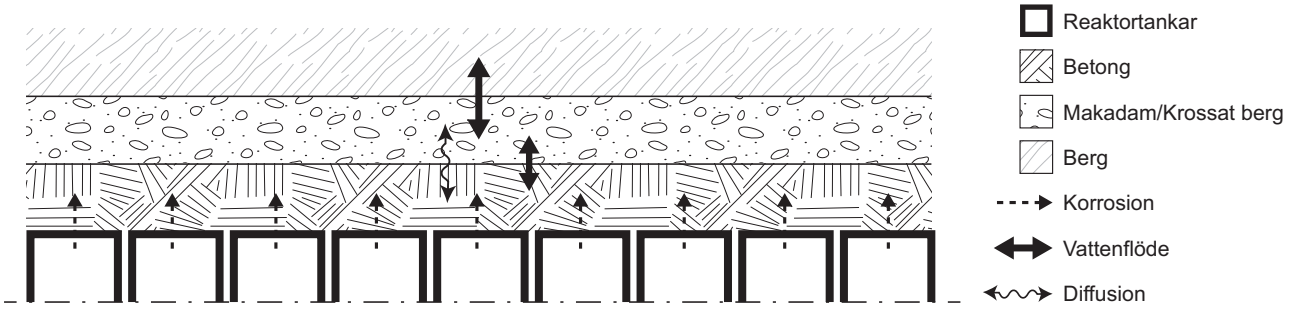
Den konceptuella modellen för radionuklidtransport i BRT visas i figur 8-17. Avfallskomponenten representeras av ett kompartment för var och en av reaktortankarna, dessutom representeras kringgjutningsbetongen av ett kompartment. Den andra kontrollvolymen representeras av ett enda kompartment som representerar återfyllnadsmaterial, se figur 8-17.

2BMA

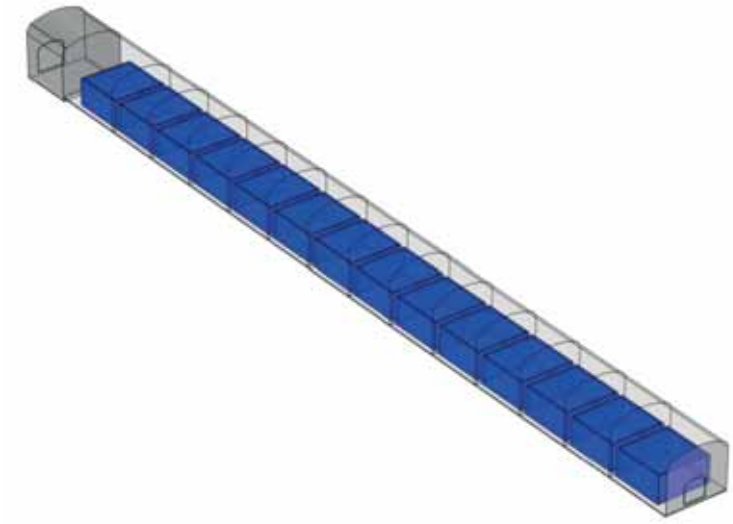
2BMA beskrivs i detalj i avsnitt 4.3.2. I den hydrologiska modellen delas bergssalen upp i 14 sektioner, där varje sektion representeras av två kontrollvolymer, en för avfallskomponenten och en för det omgivande återfyllnadsmaterialet, se figur 8-18. De 14 avfallskontrollvolymerna, där varje volym representerar en kassun, är inte sammanhängande.

Figur 8-19 visar den konceptuella modellen för hur olika komponenter (avfall, återfyllnadsmaterial och betong) och processer samverkar inom närzonsmodellen.

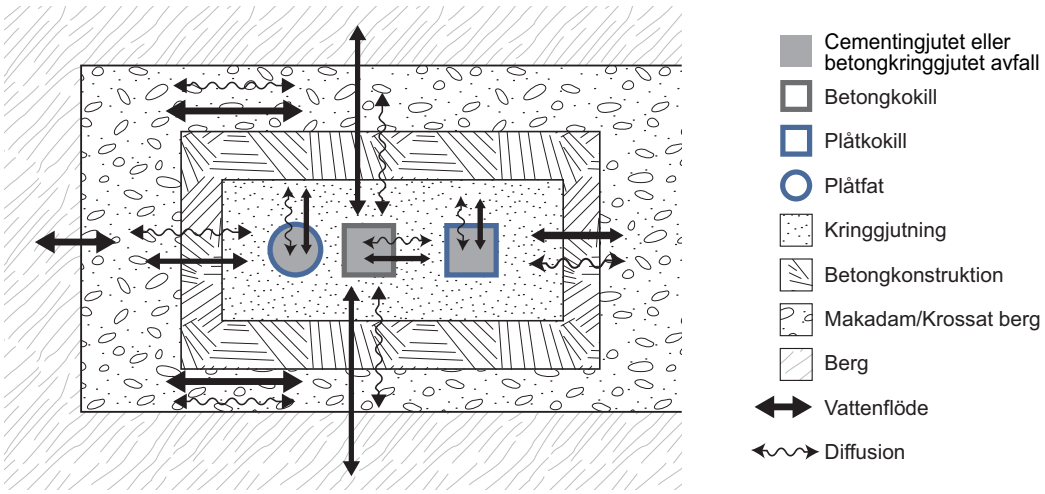
I radionuklidtransportmodellen modelleras varje sektion av avfallskomponenten (14 st) med tre olika uppsättningar kompartment för avfallskollin, kringjutningen inne i en kassun modelleras med ett kompartment och betongväggen för en avfallskasun representeras med fem kompartment. Återfyllnadsmaterialet modelleras med ett kompartment för var och en av de 14 sektionerna. Därtill representeras återfyllnadsmaterialet i ena änden av utrymmet av ett separat kompartment (se figur 8-19).



Figur 8-17. *Konceptuell modell av radionuklidtransport i BRT. De nio reaktortankarna i avfallskomponenten (se figur 8-16) representeras av ett kompartment vardera; makadam/krossat berg och betong representeras av ett kompartment vardera.*



Figur 8-18. *Kontrollvolymer för 2BMA i den hydrologiska modellen. Avfallskomponenten delas in i 14 separata, ej sammanhängande kontrollvolymer (i blått). Varje avfallsvolym omges av en kontrollvolym som representerar återfyllnadsmaterial (skuggat i ljusgrått) (Abarca et al. 2013).*



Figur 8-19. *Konceptuell modell av radionuklidtransport i 2BMA. Modellavfallstyper som används (från vänster): betongkringgjutet avfall i plåtfat, cementkingjutet eller betongkringgjutet avfall i betongkokiller och cementingjutet eller betongkringgjutet avfall i plåtkokiller.*

8.2.4 Fjärrzonen

Radionuklidtransport i fjärrzonen modellerades i tidigare säkerhetsanalyser med den semi-analytiska koden FARF31 (Norman och Kjellbert, 1990, SKB 2006b, 2010f, Lindgren et al. 2001). I den tidigare säkerhetsanalysen för SFR, SAR-08, användes samma konceptuella modell, men den matematiska modellen implementerades som en kompartmentmodell (Thomson et al. 2008). I denna analys används en modell som liknar den som användes i SAR-08, där diskretiseringen har modifierats och antalet kompartment ökats, se figur 8-20 och **Radionuklidtransportrapporten** för detaljer.

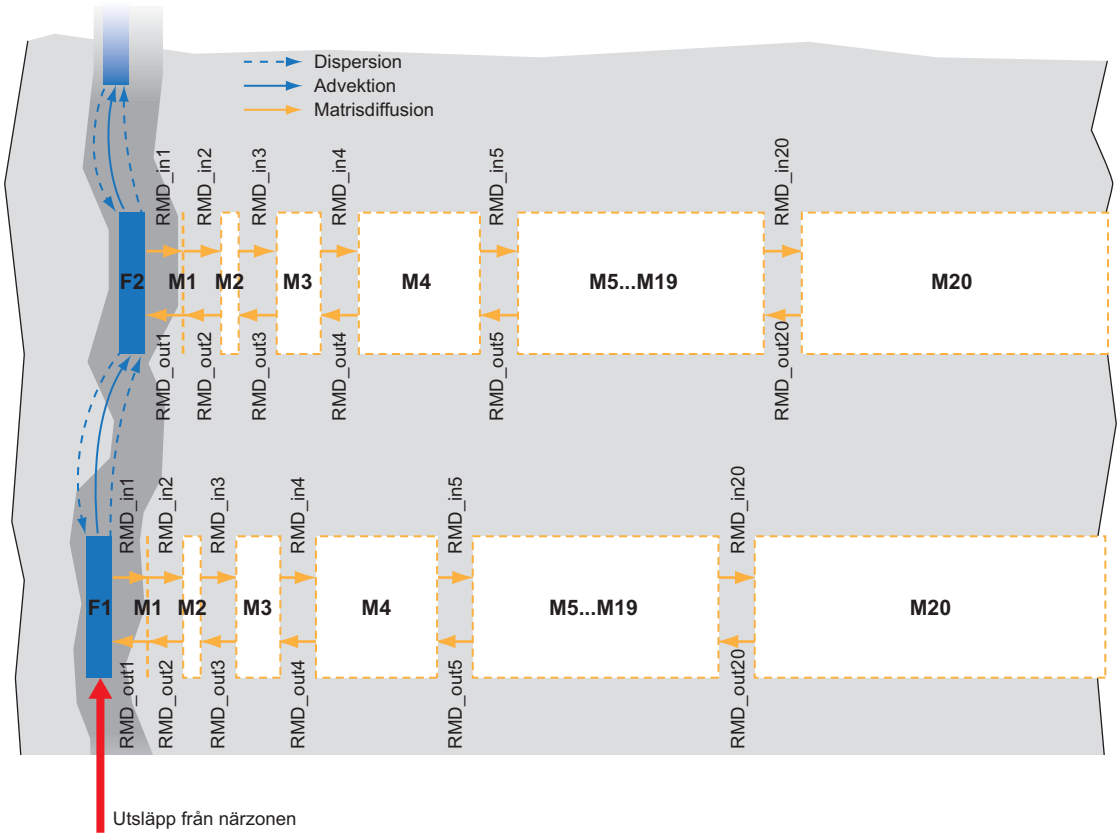
Modellen bygger på ekvationer för endimensionell transport längs flödesvägar (konceptualiserade som strömningsrör). För dessa flödesvägar beskrivs advektiv transport (med dispersion) i sprickor och diffusiv transport från sprickorna in till det omgivande berget. För den diffusiva transporten i berget tas även hänsyn till fastläggning genom sorption (Figur 8-20). Den hydrologiska modellering från vilken advektiva gångtider och flödesrelaterat transportmotstånd erhålls för flödesvägen till biosfären från de olika förvarsutrymmena beskrivs i Odén et al. (2014). Dessa data används för att parametrisera radionuklidtransportmodellen.

8.2.5 Biosfären

Ytsystemet representeras av radionuklidmodellen för biosfären. Denna består av delmodeller för radionuklidtransport i de (naturliga) ekosystemen och modeller för beräkning av dos till människor och andra organismer. De senare beskrivs i avsnitt 7.4.5.

Radionuklidtransportmodellen för biosfären baseras på motsvarande modell som användes i SR-Site (SKB 2010e, Avila et al. 2010). SR-Site-modellen omfattar: (i) den kontinuerliga utvecklingen av biosfärsobjekt som funktion av strandlinjeförskjutning och succession av ekosystem, ii) ett tidsberoende utsläpp av radionuklider med grundvatten från geosfären, och deras fördelning i ett heterogent landskap, iii) transport, ackumulation och sönderfall av radionuklider med olika biogeokemiska egenskaper, iv) transport av radionuklider mellan olika delar av landskapet via vatten och till följd av igenväxning, och (v) exponering och dosberäkningar för framtida invånare i landskapet (SKB 2010e, Avila et al. 2010, 2013).

SR-Site-modellen har förbättrats på flera sätt för SR-PSU-analysen. Detta har gjorts för att på ett bättre sätt beskriva vad som händer med C-14 i ekosystemen och på så sätt få mer heltäckande uppskattningar av aktivitetskoncentrationer i luft, jord och vatten. De mest exponerade grupperna av framtida människor har i SR-PSU-analysen definierats för att uttryckligen spegla beteendet hos självförsörjande historiska och nuvarande samhällen. Dessutom har beräkningarna av dosrater till andra organismer än människan, som tidigare utfördes med ERICA-verktyget, integrerats i Ecolego-implementeringen av modellen (se Saetre et al. 2013 för detaljer). Även beskrivningen av landskapets utveckling i området ovanför förvaret har vidareutvecklats, vilket resulterat i mer realistiska indata för beräkningsfallen.

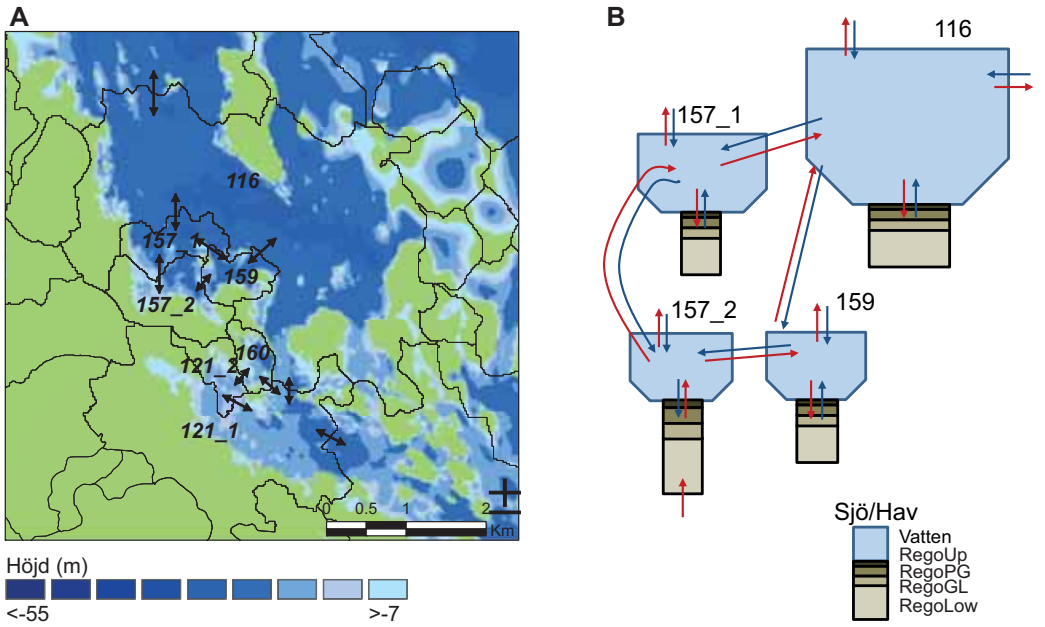


Figur 8-20. *Konceptuell beskrivning av geosfärsmodellen som en vertikal sprickstruktur (F) med omgivande bergmatris (M). Totalt 420 kompartment används i modellen. De blå rutorna representerar kompartment i modellen som används för att representera flöde i vattenbärande sprickor, och de vita rutorna representerar kompartment som används för att modellera diffusion i bergmatrisen. Heldragna blå pilar representerar advektiv transport, streckade blå pilar representerar dispersion, och gula pilar representerar diffusion (figur modifierad från Thomson et al. 2008).*

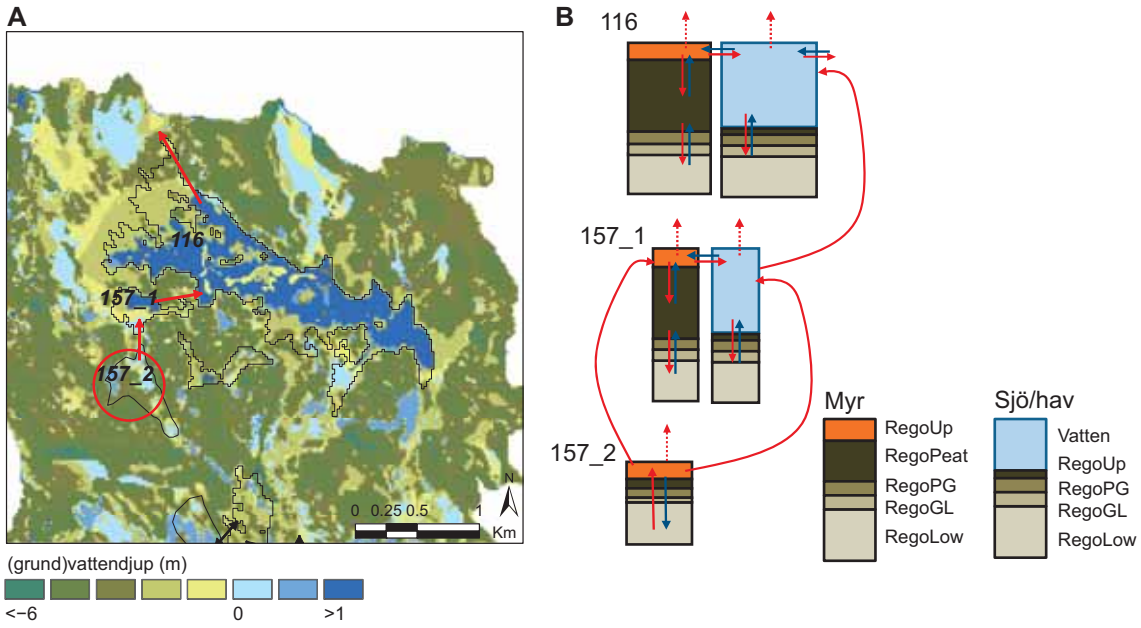
Biosfärsobjekt

Identifieringen av utströmningsområden för grundvatten från förvaret är baserade på hydrogeologisk modellering (Odén et al. 2014 avsnitt 7.4.2). Dessa utströmningsområden är de delar av landskapet där radionuklider från ett möjligt utsläpp från förvaret skulle kunna nå biosfären, och benämns biosfärsobjekt i transport- och dosmodelleringen. Radionuklider som når ett biosfärsobjekt med utströmmande grundvatten kan fastläggas där, men de kan också transporteras med yt- och grundvatten till intilliggande biosfärsobjekt, där de i sin tur kan ackumuleras och/eller transporteras vidare. Biosfärsobjekten som används i SR-PSU visas i bilaga H. Identifiering av biosfärsobjekten och den detaljerade avgränsningen av dem och deras avrinningsområden beskrivs i **Biosfärens syntesrapport**.

I figur 8-21 redovisas en konceptuell modell för radionuklidtransport till, inom och mellan biosfärsobjekt när dessa är täckta av hav. Motsvarande konceptuella modell för perioden då biosfärsobjekten befinner sig ovan havsnivån redovisas i figur 8-22. De konceptuella modellerna används som utgångspunkt för att beräkna transport i biosfären, och under tempererade förhållanden beaktas total sju olika biosfärsobjekt. Direkt utströmning av grundvatten från förvaret förväntas enbart ske i ett biosfärsobjekt under tempererade förhållanden, 157_2. Under ett periglacialt klimat, då permafrost begränsar grundvattenflöden och utströmningen av radionuklider till vissa delar av geosfären och biosfären, är utströmning av grundvatten från förvaret till två biosfärsobjekt tänkbart. Ett av dessa objekt förväntas inte nås av radionuklider under tempererade förhållanden.



Figur 8-21. *Konceptuell modell för utströmning och transport av radionuklider som når biosfären via grundvatten från geosfären när landskapet är täckt av hav. Färgskalan visar vattendjup, och grönt indikerar land. A) Vattendjup år 3000 e Kr i Forsmarklandskapet. Direkt utströmning av grundvatten från förvaret sker i biosfärsobjekt 157_2, medan övriga biosfärsobjekt nås av radionuklider via ytvattenflöden (svarta pilar). B) Schematisk skiss över radionuklidtransport mellan regolitlager och ytvatten (tabell 8-3) inom och mellan biosfärsobjekt som visas i tvärsnittet. Röda pilar representerar transport av vatten med radionuklider, medan blå pilar visar transport av vatten som initialt inte innehåller radionuklider. Notera att inte alla bassänger och vattenflöden visas i figur B.*



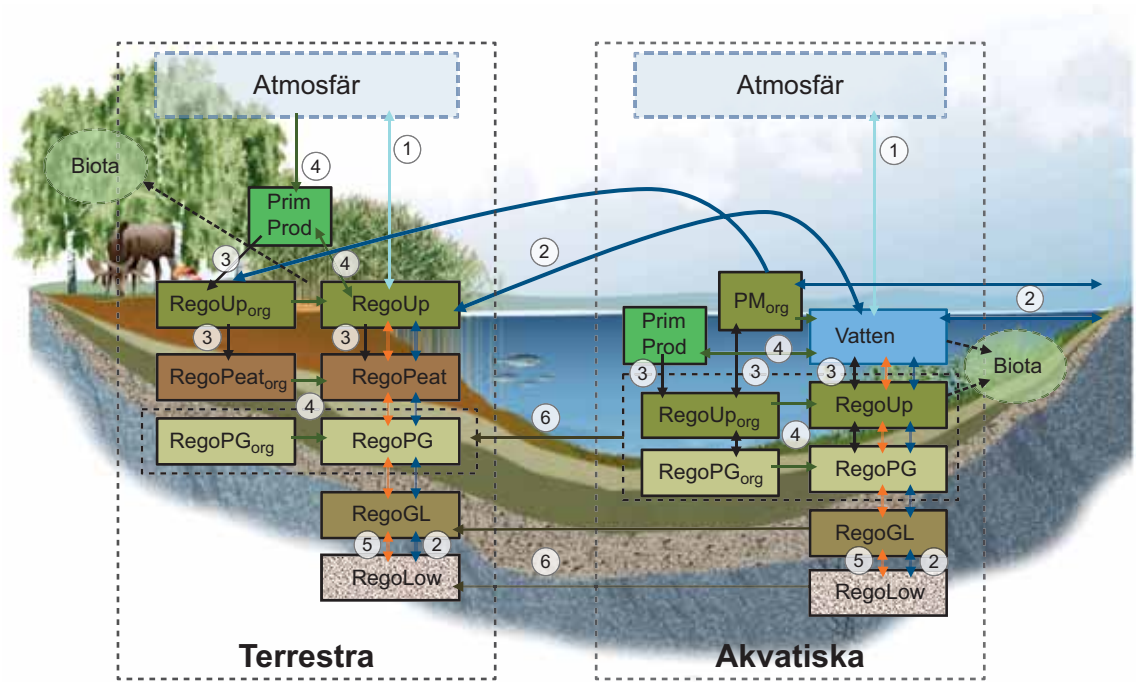
Figur 8-22. *Konceptuell modell för utströmning och transport av radionuklider som når biosfären via grundvatten från geosfären när landskapet är beläget ovanför havsytan. A) Grundvattennivå i terrestra områden och vattendjup i sjöar år 5000 e Kr. Biosfärsobjekt 157_2 som nås av direkt grundvattenutströmning från förvaret är markerat med en röd cirkel. Biosfärsobjekt 157_1 och 116 som är belägna nedströms 157_2, nås av radionuklider via ytvatten. B) Schematisk skiss över transport av radionuklider mellan regolitlager och ytvatten (tabell 8-3) inom och mellan biosfärsobjekt som visas i tvärsnitt. Röda pilar visar transport av vatten med radionuklider, medan blå pilar visar transport av vatten som initialt inte innehåller radionuklider.*

Radionuklidtransportmodellen

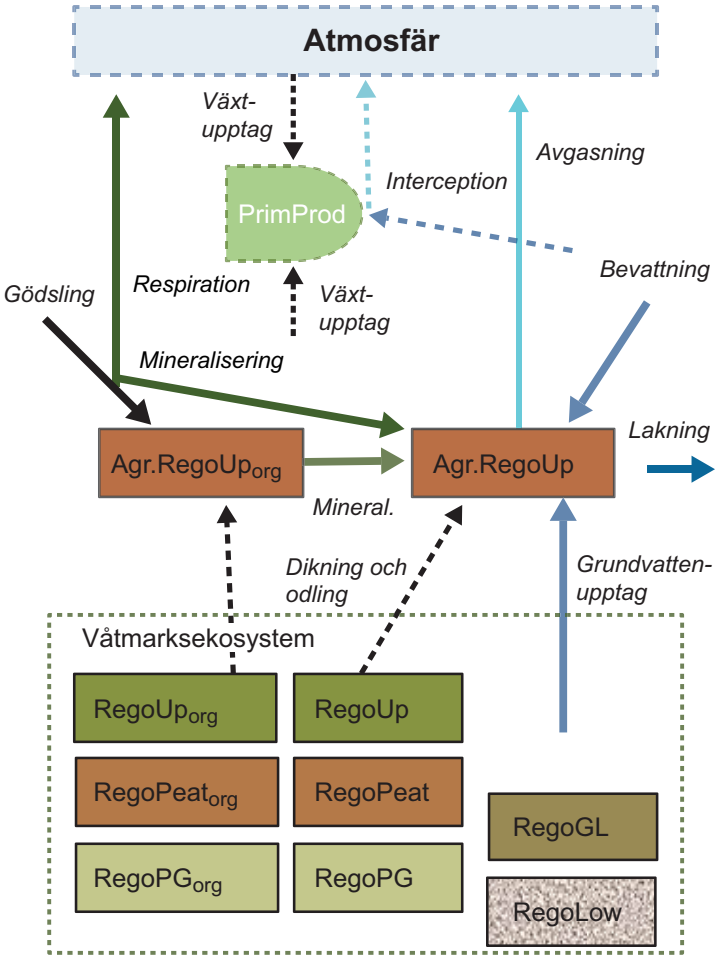
Radionuklidtransportmodellen består av ett antal sammankopplade biosfärsobjekt. På grund av landhöjningen förändras ett biosfärsobjekt med tiden från ett marint ekosystem till ett våtmarksekosystem. De flesta biosfärsobjekt genomgår även ett sjöstadium.

För att simulera transport av radionuklider i och mellan biosfärsobjekt används en kompartmentmodell (Saetre et al. 2013). Detta tillvägagångssätt utgår från att fördelningen av radionuklider i biosfären kan representeras av ett begränsat antal homogena och sammankopplade förråd, och att ekosystem kan representeras av tidsmässiga och rumsliga genomsnittsförhållanden. Denna starkt förenklade representation av radionuklidtransport i ekosystem anses rimlig med tanke på att radionuklidernas effekter på människor och andra organismer ska bedömmas över en tidsskala på tusentals år och en rumsskala i storleksordningen av hektar.

Två typer av ekosystem simuleras: akvatiska (hav, sjöar och vattendrag) och terrestra (våtmark och jordbruksekosystem). Radionuklider i akvatiska ekosystem är fördelade över sex kompartment som representerar radionuklider i regolitlager, två kompartment som representerar radionuklider i vatten, och ett kompartment som representerar radionuklider i akvatiska primärproducenter (figur 8-23, tabell 8-3). På motsvarande sätt är radionuklider i våtmarksekosystem, dvs i en myr, fördelade över åtta kompartment som representerar radionuklider i regolitlager och ett kompartment som representerar radionuklider i myrvegetation (figur 8-23, tabell 8-3). För jordbruksekosystem används en enklare modell. Modellen beskriver fördelningen av radionuklider mellan organiskt och oorganiskt material i de övre regolitlagret av uppodlad mark (figur 8-24, tabell 8-3). Förändringen av aktiviteten i varje kompartment är relaterad till flödet av vatten, fast material eller gas, och beror också på diffusion, fotosyntes, mineralisering samt radioaktivt sönderfall och inväxt.



Figur 8-23. *En grafisk representation av radionuklidtransportmodellen som används för att simulera transport och ackumulation i ett utströmningsområde med två naturliga ekosystem, det terrestra och det akvatiska systemet (avgränsade av tunna streckade svarta linjer). Varje ruta i de två ekosystemen motsvarar ett radionuklidinventarium som är knutet till en fysiskt avgränsad enhet. Pilar representerar flöden av radionuklider mellan inventarier och flöden in till och ut ur systemet. Flöden av radionuklider är kopplade till flöden av gas (1, ljusblått), vatten (2, mörkblått) och fast material (3, svart), till övergångar mellan oorganiska och organiska former av radionuklider (4, grönt), till diffusion i porvatten (5, orange), och till inväxt av våtmarksvegetation (6, grått). Atmosfären fungerar som en källa och sänka av radionuklider. Upptaget av radionuklider i konsumenter (biota) antas inte påverka övriga inventarier i de naturliga ekosystemen.*



Figur 8-24. *En konceptuell representation av den radionuklidtransportmodell som används för jordbruksekosystem. Varje ruta motsvarar ett radionuklidinventarium som är knutet till en fysiskt avgränsad enhet. Heldragna pilar representerar flöden av radionuklider mellan inventarier och flöden in till och ut ur systemet. Radionuklidflöden är kopplade till diffusion av gas (ljusblått), till massflöden av vatten (mörkblått) och fast material (svart), och till mineralisering (grönt). Fyra radionuklidkällor är representerade: 1) bevattning, 2) gödsling, 3) dikning och odling av ett sjö/myrsystem och 4) grundvattenupptag. Aktivitetskoncentrationen i gröda beräknas med antagandet att radionuklider i växt och mark är i jämvikt (växtupptag), och att radionuklider i bevattningsvattnet delvis fångas upp av bladverket. Notera att varje alla markanvändningsvarianter använder olika uppsättningar källtermer (se text och Saetre et al. 2013).*

Radionuklider från förvaret når det djupaste regolitlagret (RegoLow) i biosfärsobjekt 157_2. De övriga biosfärsobjekten nås av radionuklidutsläpp via yt- och grundvattenflöden från intilliggande biosfärsobjekt. Alla identifierade biosfärsobjekt ligger för närvarande under havsnivån. Radionuklidtransportmodellen tar hänsyn till den naturliga och kontinuerliga successionen av ekosystemen genom att objektens egenskaper (till exempel vatten- och markdjup) förändras över tid, och genom att länka akvatiska och terrestra ekosystem (figur 8-23). Jordbrukssystemen modelleras separat från de naturliga ekosystemen, men hänsyn tas till fastläggning av radionuklider i de naturliga ekosystemen (initialtillstånd) och radionuklidflöden från dessa (källtermer), exempelvis orsakade av gödsling och bevattning (figur 8-24).

Transportmodelleringen ger koncentrationer av radionuklider i olika medier i miljön, det vill säga i grund- och ytvatten, i de olika regolitlagren, i myrvegetation (för skörd) samt i atmosfären. Människor, växter och djur förutsätts sedan komma i kontakt med radionuklider via dessa medier.

Fördelningen av radionuklider i landskapet simuleras genom en sammankoppling av biosfärsobjekten via ytvattenflöden. Parametrar som beskriver biosfärsobjektens egenskaper (och hur de förändras över tid) och kopplingar i landskapet, har tagits fram. Detta har gjorts i platsundersökningsprogrammet och genom simuleringar av Forsmarksområdet (se kapitel 4 och 6).

Tabell 8-3. Kort beskrivning av de kompartment som representerar radionuklidinventarier i radionuklidtransportmodellen för biosfären.

Modellkompartment	Beskrivning
Akvatiska	
Vatten	Radionuklider i öppet vatten i hav, sjöar och vattendrag, inkluderar radionuklider lösta i vatten och adsorberade till partiklar.
PM_{org}[1]	Radionuklider lagrade i organiskt partikulärt material som är suspenderat i vatten.
Prim Prod	Radionuklider lagrade i akvatiska (pelagiska, mikrobentiska och makrobentiska) primärproducenter.
RegoUp	Radionuklider i det övre syresatta och biologiskt aktiva lagret i akvatiska sediment, inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på sedimentpartiklar.
$RegoUp_{org}$	Radionuklider i fast organiskt material i det övre syresatta och biologiskt aktiva lagret i akvatiska sediment.
RegoPG	Radionuklider i post-glaciala akvatiska sediment (lergyttja) under det biologiskt aktiva lagret, inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på sedimentpartiklar.
$RegoPG_{org}$	Radionuklider i fast organiskt material i postglaciala akvatiska sediment (lergyttja) under det biologiskt aktiva lagret.
RegoGL	Radionuklider i glacial lera (vanligtvis överlagrade av postglaciala avlagringar), inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på sedimentpartiklar.
RegoLow	Radionuklider i morän (vanligtvis överlagrade av glacial lera), inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på sedimentpartiklar.
Terrestra – våtmark	
PrimProd	Radionuklider lagrade i myrvegetationens biomassa, inkluderar radionuklider i biomassa från mossor, kärlväxter, buskar och träd, både ovan och under mark.
RegoUp	Radionuklider i det övre syresatta och biologiskt aktiva lagret i våtmarkstorv (akrotelm), inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på torv.
$RegoUp_{org}$	Radionuklider i fast organiskt material i det övre syresatta och biologiskt aktiva torvlagret (akrotelm).
RegoPeat	Radionuklider i djup, permanent anoxisk, våtmarkstorv (katotelm), inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på torv.
$RegoPeat_{org}$	Radionuklider i fast organiskt material i den djupa, permanent anoxiska våtmarkstorven (katotelm).
RegoPG	Radionuklider i postglaciala sediment (lergyttja) överlagrade av våtmarkstorv, inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på sedimentpartiklar.
$RegoPG_{org}$	Radionuklider i fast organiskt material i postglaciala sediment (lergyttja) överlagrade av våtmarkstorv.
RegoGL	Radionuklider i glacial lera under våtmarkstorv (vanligtvis överlagrade av postglaciala avlagringar). Inventariet inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på sedimentpartiklar.
RegoLow	Radionuklider i morän under våtmarkstorv (vanligtvis överlagrade av glacial lera). Inventariet inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på sedimentpartiklar.
Terrestra – jordbruksmark	
RegoUp	Radionuklider i det övre syresatta och biologiskt aktiva lagret i jordbruksmark, inkluderar radionuklider i porvatten och adsorberade på torv.
$RegoUp_{org}$	Radionuklider i fast organiskt material i det övre syresatta och biologiskt lagret i jordbruksmark.

[1] Kompartment benämns även $Water_{org}$ i den tekniska modellbeskrivningen (Saetre et al. 2013).

Biosfärsberäkningsfall

Sju olika biosfärsberäkningsfall (BCC), som listas i tabell 8-4, har definierats. Dessa beräkningsfall hanterar scenario- och modellosäkerheter, och är konstruerade så att de på ett konsekvent och rimligt sätt kan representera biosfären i huvudberäkningsfallen. Scenarioosäkerheter utgörs främst av osäkerheter knutna till den framtida klimatutvecklingen (BCC2, BCC3 och BCC4), men innefattar även osäkerheter som är förknippade med framtida människors handlingar (BCC5). Modellosäkerheter avser i detta sammanhang osäkerheter som är knutna till förenklingar och avgränsningar som gjorts i samband med representationen av biosfären. Ett av beräkningsfallen undersöker effekten av antagandet att alla grundvattenutsläpp innehållande radionuklider är koncentrerade till biosfärsobjekt 157_2. Det sista beräkningsfallet undersöker effekter av alternativa tillvägagångssätt för att avgränsa biosfärsobjekt i landskapet (BCC7). Detaljerade beskrivningar av biosfärsberäkningsfallen ges i **Biosfärens syntesrapport**. Av de BCC som nämns i tabell 8-4 används enbart de som hanterar alternativa scenarier, det vill säga BCC1 till BCC5, till huvudberäkningsfallen. De två fallen BCC6 och BCC7 som undersöker modellosäkerhet används för att utvärdera radionuklidmodellen för biosfären, givet ett konstant utsläpp av radionuklider från geosfären (tillvägagångsättet beskrivs i detalj i **Biosfärens syntesrapport**).

Tabell 8-4. Biosfärsberäkningsfall (modifierade från tabell 7-4 i Biosfärens syntesrapport).

Biosfärsberäkningsfall		Drivkraft för beräkningsfallet (kategori av osäkerhet)	Biosfärsobjekt med geosfärsutsläpp
BCC1	Basfall/global uppvärmning	Referensfall	157_2
BCC2	Talik	Klimat (scenario)	157_1, 157_2, 114
BCC3	Förlängd global uppvärmning	Klimat (scenario)	157_2
BCC4	Vattentäckta förhållanden	Klimat (scenario)	157_2
BCC5*	Brunn	Exponeringsväg (scenario)	157_2
BCC6	Fördelat utsläpp	Radionuklidutsläpp och fördelning (modell)	Fördelat utsläpp över alla biosfärsobjekt
BCC7	Alternativ objektavgränsning	Radionuklidutsläpp och fördelning (modell)	157_2

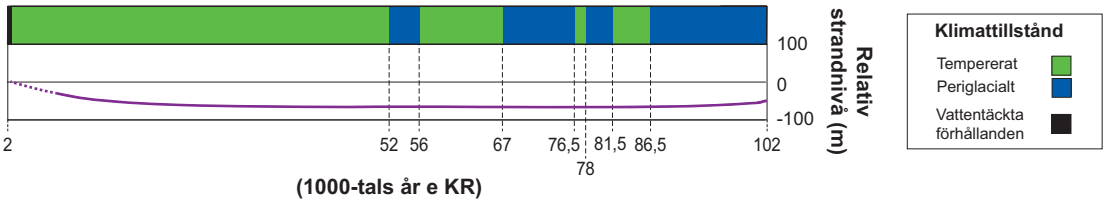
* Intrångsbrunnar och brunnar nedströms förvaret, eller övergivna tunnelmynningar till förvaret.

8.3 Beräkningsfall i huvudscenariot

Huvudscenariot beskrivs i avsnitt 7.4. Två varianter av huvudscenariot definieras baserat på två av de klimatfall som ingår i referensutvecklingen: *klimatfallet med global uppvärmning* och *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* (avsnitt 7.4.1). I första hand har tre olika beräkningsfall identifierats för att analysera huvudscenariot: *beräkningsfallet med global uppvärmning* (CCM_GW) och *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläppen* (CCM_TR) för analysen av *huvudscenariots variant med global uppvärmning*, och *beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat* (CCM_EP) för analysen av *huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat*. Förutom dessa tre, har *beräkningsfallet för kollektivdos* (CCM_CD) identifierats i syfte att ge en alternativ säkerhetsindikator enligt krav i svenska föreskrifter. Tidsramen för huvudscenariot sträcker sig från förvarets förslutning och 100 000 år framåt. Dessa fyra beräkningsfall beskrivs i avsnitten nedan.

8.3.1 Beräkningsfallet med global uppvärmning (CCM_GW)

Beräkningsfallet med global uppvärmning baseras på utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden i *klimatfallet med global uppvärmning* (se avsnitt 7.4.1). För radionuklidtransportmodelleringen har emellertid utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden förenklats i *beräkningsfallet med global uppvärmning*. Den förenklade utvecklingen, som visas i figur 8-25, innehåller fyra perioder av periglacialt klimattillstånd, jämfört med tio perioder i *klimatfallet med global uppvärmning* (se figur 7-1). Det totala antalet år med periglacialt klimattillstånd i denna förenklade utveckling, 32 500 år, är ungefär lika som för *klimatfallet med global uppvärmning* (cirka 31 000 år). Under perioder med periglacialt klimattillstånd förutsätts kontinuerlig permafrost. Dessutom antas att radionuklidutsläpp från förvaret till geosfären, samt från geosfären till biosfären, inte äger rum under perioder med kontinuerlig permafrost. De möjliga effekterna av ytlig permafrost med talikar utvärderas i *beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat* (se avsnitt 8.3.2).



Figur 8-25. *Förenklad utveckling av klimatrelaterade förhållanden vid Forsmark, beskrivet som en succession av klimattillstånd och vattentäckta perioder, som användes i beräkningsfallet med global uppvärmning. Motsvarande utveckling i huvudscenariots variant med global uppvärmning visas i figur 7-1.*

Hantering i närzonsmodellen

Beräkningsfallet med global uppvärmning baseras på den bästa uppskattningen gällande inventariet av radionuklider och andra ämnen vid förslutning av förvaret, se vidare avsnitt 7.4.3.

Efter förslutning kommer förvaret snabbt att vattenmättas. När vattnet kommer i kontakt med avfallet, kan radionuklider komma att lösas upp i vattnet. Lösta radionuklider kan då transporteras, genom diffusion eller advektion, ut från avfallsformen, genom avfallsbehållare och kringliggande material och slutligen ut från förvaret.

Under perioder med periglaciala klimatförhållanden (se figur 8-25) antas vattenflödet i närzonen ha avstannat. Detta anses vara ett pessimistiskt antagande med avseende på den högsta dosen över hela analysperioden, eftersom ett utflöde av radionuklider under periglaciala klimatförhållanden endast kan leda till exponering via en talik med låga exponeringsnivåer (se *beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat*). Över tid, i takt med att betongen degraderar, påverkas även sorptionsförmågan, varför olika fördelningskoefficienter för sorption, K_d-värden, används för olika delar av förvaret och för olika tidsperioder med olika degraderingstillstånd (se avsnitt 7.4.3, figur 7-9). För BLA-salarna beaktas ingen sorption.

Tidpunkten när förvaret är mättat och då advektiv transport av radionuklider börjar är osäker. Det kan anses vara konservativt att utgå ifrån en tidig start av radionuklidtransport från förvaret till ytan. För initialtillståndet när ytsystemet är täckt med vatten, är detta inte nödvändigtvis fallet, eftersom tidiga utsläpp späds ut i havet och den radiologisk påverkan på framtida människor blir därför begränsad. Två olika beräkningsfall har definierats för att undersöka betydelsen av den typ av osäkerheter som påverkar hur tidigt utsläpp från förvaret kan ske (såsom den flödesbegränsande effekten av sprickinjektering och de tekniska barriärernas egenskaper). I *beräkningsfallet med global uppvärmning* (CCM_GW) påbörjas inte radionuklidutsläppen förrän området ovanför SFR har höjt sig över havet (avsnitt 7.4.1). I praktiken betyder detta att alla transportprocesserna är inaktiverade under de första 1 000 åren efter förslutning. I *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläppen* (CCM_TR) tillåts samtliga transportprocesser att verka omedelbart efter förslutning, vilket leder till ett tidigare utsläpp av radionuklider från förvaret än i *beräkningsfallet med global uppvärmning* (se avsnitt 8.3.3).

Hantering i fjärrzonsmodellen

Beräkningsfallet med global uppvärmning baseras på bergmodell 1, se vidare avsnitt 7.4.2.

Advektiva gångtiden och det flödesrelaterade transportmotståndet i fjärrzonen är stark beroende av varandra. Därför härleds par av parametervärden för dessa egenskaper från enskilda partikelspår, för de probabilistiska transportberäkningarna. Dessa par av parametervärden är tillgängliga för år 2000, 2500, 3000, 3500, 5000 och år 9000 e Kr. Under permafrost antas flödet av grundvatten i fjärrzonen vara försumbart (enligt samma argumentation som för flöden i närzonen).

Gränsytan mellan fjärrzonen och biosfär

Hydrogeologisk modellering av utsläppspunkter i landskapet visar att i genomsnitt kommer mer än 80 procent (och i de flesta fall mer än 90 procent) av det totala potentiella utsläppet från SFR 1 och SFR 3 att hamna i biosfärsobjekt 157_2 (**Biosfärens syntesrapport**). I detta beräkningsfall används därför det förenklande antagandet att hela utsläppet sker till biosfärsobjekt 157_2. I beräkningarna transporteras radionuklider därefter till andra objekt via yt- och grundvattenflöden.

Hantering i biosfärsmodellen

Biosfärsberäkningsfallet som utvecklats för *beräkningsfallet med global uppvärmning* betecknas BCC1, se tabell 8-4. Utvecklingen av landskapet i BCC1 följer utvecklingen i *klimatfallet med global uppvärmning* där klimatförhållanden förutsätts vara tempererade under de första 50 000 åren (se kapitel 5 i **Biosfärens syntesrapport**). I *klimatfallet med global uppvärmning* kan den årliga genomsnittliga lufttemperaturen öka med upp till 3,7 °C, men kommer därefter att återgå till dagens förhållanden efter ungefär 25 000 år (**Klimatrapporten**). Det är osäkert hur de modelle-

rade ekosystemen kommer att svara på den förhöjda temperaturen (se Andersson (2010), Aquilonius (2010) och Löfgren (2010) för vidare diskussion om möjliga effekter av temperatur på t ex primärproduktion eller respiration i akvatiska och terrestra ekosystem). Därför används de mest tillförlitliga ekosystemdata som finns tillgängliga för tempererade förhållanden, det vill säga platsdata som representerar dagens förhållanden, för hela analysperioden i detta beräkningsfall.

Landskapsutveckling

Strandlinjen förskjuts i Forsmark och områden som idag ligger under havet kommer gradvis att stiga över havsnivån. Därför kommer biosfärsobjekt 157_2, som idag är en havsbassäng, med tiden att omvandlas till ett våtmarksområde. Om radionuklider når ytan när området är täckt av hav kommer radionuklider att nå alla havsbassänger som är i direkt eller indirekt kontakt med bassäng 157_2, via det laterala utbytet av vatten. I *beräkningsfallet med global uppvärmning* förutsätts radionuklider även nå biosfärsobjekt 157_2 när detta område har höjt sig över havsnivån. Radionuklider som släpps ut till biosfärsobjekt 157_2 under landstadiet kommer enbart att nå biosfärsobjekt som ligger nedströms objekt 157_2 (det vill säga 157_1 och 116, som beskrivs vidare i **Biosfärens syntesrapport**). I detta beräkningsfall beräknas alltså radionuklidtransport och ackumulation i flera sammankopplade biosfärsobjekt, och vart och ett av dessa objekt går genom en succession från en havsbassäng till ett våtmarksekosystem, ofta via ett sjöstadium.

Notera att radionuklidernas kontinuerliga transport simuleras i ett landskap som är ostört av människor. När biosfärsobjekten väl har höjt sig tillräckligt mycket över havsnivån för att förhindra intrång av saltvatten, utvärderas även konsekvenserna av dikning och odling av sjömyrskomplex. Beräkningar av radionuklidkoncentrationer i nyligen uppodlade och ostörda ekosystem sker parallellt för varje tidssteg i analysen.

Ythydrologiska förhållanden och vattenflöden

Ythydrologiska förhållanden och vattenflöden har modellerats för framtida biosfärsobjekt vid tre tidpunkter: 3000 e Kr (vattentäckt period för alla biosfärsobjekt), 5000 e Kr (landperiod när biosfärsobjekt är antingen sjömyrkomplex eller myrar) och 11 000 e Kr (landperiod, alla biosfärsobjekt ovanför förvaret är myrar). För varje tidpunkt simulerades grundvattenflöden för biosfärsobjekten, med utgångspunkt ifrån en landskapsbeskrivning baserad på en tredimensionell jorddjupsmodell med vattendrag, myrar och sjöar (Brydsten och Strömgren 2013, kapitel 5 i **Biosfärens syntesrapport**). Temperatur, nederbörd, avdunstning och avrinning som användes i de hydrologiska simuleringarna för detta beräkningsfall speglar dagens Forsmark. Den hydrologiska modellering och parametervärden beskrivs vidare i Grolander (2013) och Werner et al. (2013).

Ekosystem

Nutida förhållanden i Forsmark med avseende på näringsstatus och temperatur antas vara representativa för platsen under framtida tempererade klimatförhållande. Därför har ekosystemparametrar baserats på platsdata från sjöar, våtmarker och havet i dagens område (parametrar beskrivs vidare i Grolander 2013).

Exponerade populationer

Den årliga effektiva dosen till en representativ människa beräknas för fyra exponerade grupper, som representerar fyra varianter av markanvändning: *Jägare och samlare* (H&G), *inägo-utmarksjordbrukare* (IO), *jordbrukare på dikade myrar* (DM) och ett *hushåll med köksträdgård* (GP). De olika exponerade gruperna beskrivs i avsnitt 7.4.5 och i **Biosfärens syntesrapport**. Dosraterna till andra organismer än människan beräknas i *beräkningsfallet med global uppvärmning* för 11 marina, 13 limniska och 14 terrestra organismtyper, två organismtyper som lever delvis i marina och terrestra ekosystem (kombinerade miljöer) och en organismtyp som lever i både terrestra och limniska ekosystem (se avsnitt 7.4.5).

8.3.2 Beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat (CCM_EP)

Beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat baseras på utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden som beskrivs av *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* (se avsnitt 7.4.1). Denna utveckling är identisk med den som beskrivs av *klimatfallet med global uppvärmning*, med undantag av en period med låg solinstrålning mellan 17 500 e Kr till 20 500 e Kr. I *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat* beskrivs denna period av periglacialt klimattillstånd med permafrost, medan motsvarande period har ett tempererat klimattillstånd i *klimatfallet med global uppvärmning* (jämför figur 7-1 och 7-2). Eftersom de klimatrelaterade förhållandena i de båda klimatfallen är identiska efter 20 500 e Kr omfattar *beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat* enbart tidsperioden från förvarets förslutning fram till 20 500 e Kr. Under den tidiga periglaciala perioden som ingår i detta beräkningsfall är hela det modellerade området ovanför havsnivån, och regoliten är frusen. Utströmning av djupt grundvatten, och utsläppet av radionuklider, är därför begränsade till talikar.

Före den inledande perioden med ett temperarat klimattillstånd (fram till 17 500 e Kr) förutsätts utströmning av grundvatten från förvaret nå biosfärsobjekt 157_2 som i *beräkningsfallet med global uppvärmning*. Resultat från hydrogeologisk modellering tyder på att grundvatten från förvaret under periglaciala klimatförhållanden istället strömmar ut i våtmarker nordost om det befintliga förvaret samt till någon av de stora sjöar som bildas i Öregrundsgrepen (Odén et al. 2014). Simuleringar av ythydrologi under periglaciala förhållanden tyder på att en utströmningstalik kan bildas under ett mindre våtmarksområde, biosfärsobjekt 157_1, direkt norr om objekt 157_2. Dessutom kommer den djupa sjön 114, belägen i Öregrundsgrepen, inte ha vuxit igen vid denna tidpunkt, och kommer därför sannolikt att vara förbunden med en utströmningstalik (Bosson et al. 2013, Werner et al. 2013). Således leds hela utsläppet mellan 17 500 och 20 500 e Kr till biosfärsobjekt 157_1, eller till biosfärsobjekt 114, i detta beräkningsfall.

När talikförhållanden råder i biosfären baseras radionuklidtransporten i fjärrzonen på hydrogeologisk modellering av tempererade klimatförhållanden. Detta är sannolikt inte realistiskt eftersom permafrost förändrar hydrogeologiska egenskaper och randvillkor i delar av berggrunden. Detta tillvägagångssätt kan dock vara rimligt i fallet med en myr under talikförhållanden, då permafrosten antas vara relativt ytlig. Konsekvensen av detta antagande har diskuterats vidare i **Radionuklidtransportrapporten**.

Beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat kombineras med biosfärsberäkningsfallet BCC2 (se tabell 8-4 och detaljer i **Biosfärens syntesrapport**). Samma biosfärsmodell som i BCC1 användes för BCC2 men parametervärden och biosfärsobjekt ändras för den periglaciala perioden i BCC2 (biosfärsobjekt 114 och 157_1). De hydrologiska vattenflöden som används i detta fall har modellerats för kallare och torrare klimatförhållanden vid både våtmark och sjötalikar (Grolander 2013, Werner et al. 2013). Ekosystemparametervärden för primärproduktion och produktion av ätbar fisk och kräftor är baserade på litteraturdata från kallare miljöer för att bättre återspegla förhållanden med permafrost (Grolander 2013). Effekter av strandlinjeförskjutning och ekosystemsuccession beaktas inte för den periglaciala perioden, eftersom effekterna av isostatisk återhämtning år 17 500 e Kr är obetydliga för modellområdet och ekosystemsuccessionen till följd av igenväxning av sjöar är mycket långsam under periglaciala klimatförhållanden (Brydsten och Strömgren 2010). För andra organismer än människan uppskattas exponering för sötvattenlevande och terrestra organismer. Samma organismer som i BCC1 analyserades, med undantag för att det inte antas förekomma några limniska amfibier eller däggdjur, och och inte heller några terrestra träd, snäckor, amfibier eller reptiler (se kapitel 7 i **Biosfärens syntesrapport** och Jaeschke et al. 2013).

Under periglaciala klimatförhållanden är odling inte möjlig till följd av permafrost, och brunnar kommer inte att ge något vatten i den frusna marken. Således är den enda exponerade populationen som beaktas i detta beräkningsfall *jägare och samlare*.

8.3.3 Beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp (CCM_TR)

Som diskuterades i avsnitt 8.3.1, förutsätts i *beräkningsfallet med global uppvärmning* inga utsläpp under de inledande 1 000 åren efter förslutning, för att inte underskatta den radiologiska konsekvensen under senare perioder. *Beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp* (CCM_TR) har utförts i syfte att studera effekten på resultatet av säkerhetsanalysen vid utsläpp under den vattentäckta perioden, och för att ge indata till beräkningen av kollektivdos (se avsnitt 8.3.4).

I detta beräkningsfall börjar utsläppet av radionuklider direkt efter förslutning. Utöver detta hanteras modellerna för närzonen, fjärrzonen och biosfären som i *beräkningsfallet med global uppvärmning*. Tillsammans med *beräkningsfallet med global uppvärmning* omfattar dessa de två extremfallen av möjliga utfall för första tidpunkten av utsläpp.

8.3.4 Beräkningsfallet för kollektivdos (CCM_CD)

Förutom den radiologiska risken kräver föreskrifterna att kollektivdosen ska beräknas. Föreskrifterna (SSM 2008:37) säger att: "Kollektivdosen på grund av förväntat utläckage av radioaktiva ämnen under 1 000 år efter förslutning av ett slutförvar för använt kärnbränsle eller kärnavfall ska beräknas som summan över 10 000 år av den årliga kollektivdosen". *Beräkningsfallet för kollektivdos* baseras på geosfärens utsläpp från *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp*. Två populationer har valts ut för beräkningarna: populationen i Östersjöregionen som exponeras för utsläpp av radionuklider till Östersjön via förtäring av fisk och den globala populationen som exponeras för C-14-utsläpp till atmosfären.

I modelleringen representeras hela Östersjöregionen av ett kompartment och de enda transportprocesser som beaktas är vattenomsättningshastigheter i Östersjön, samt radioaktivt sönderfall och inväxt. Den exponerade population antas konsumera den totala mängden fisk som fångas genom kommersiellt fiske. Kollektivdosen beräknas med en trunkeringstid på 1 000 år efter det inledande utsläppet till Östersjön, det vill säga bara de uppskattade utsläppen under de första 1 000 åren efter förslutning beaktas, så som rekommenderas i föreskrifterna.

Kollektivdosinteckningen (kollektivdosen integrerad över 50 000 år) från C-14 har uppskattats genom att multiplicera de totala utsläppen (från *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp)* av C-14 från alla förvarsutrymmen under de första 1 000 åren med en omräkningsfaktor på 109 000 manSv/PBq. Denna omräkningsfaktor har använts av UNSCEAR (2000) för att uppskatta den totala kollektivdosinteckningen på världens befolkning från utsläpp av C-14 till atmosfären. Den har beräknats under antagandet att världens framtida befolkning stabiliseras till 10^{10} människor, och att det globala inventariet av stabilt kol inte ökar från sitt nuvarande värde. Vidare är kollektiva doser till följd av utsläpp till mark eller ytligt i hav ungefär desamma som för utsläpp i atmosfären (UNSCEAR 2000).

För att uppskatta den ofullständiga kollektivdosinteckningen (det vill säga kollektivdosen integrerad över 10 000 år) multiplicerades den totala kollektivdosinteckningen med 0,75. Detta baseras på uppskattningar att 75 procent av den totala dosinteckningen från ett enstaka utsläpp levereras inom 10 000 år (UNSCEAR 2000). Uppskattningar av kollektivdosinteckningar från C-14-utsläpp som gjorts med flera olika modeller har gett mycket likartade resultat (UNSCEAR 2000). Denna överensstämmelse mellan modellprognoser har tillskrivits den långa halveringstiden för C-14, i förhållande till dess transporthastighet i miljön, vilket gör den beräknade dosinteckningen okänslig för den detaljerade strukturen i modellerna och värdena för de parametrar som används i dem (se UNSCEAR 2000 och tillhörande referenser).

8.4 Beräkningsfall för mindre sannolika scenarier

De mindre sannolika scenarierna presenteras i avsnitt 7.6. De beräkningsfall som identifierats för att analysera mindre sannolika scenarier presenteras i avsnitten nedan. Om inget annat anges är dessa beräkningsfall varianter av huvudscenariots *beräkningsfall med global uppvärmning*.

8.4.1 Beräkningsfallet med högt inventarium (CCL_IH)

I *beräkningsfallet med högt inventarium* (CCL_IH) utvärderas dosen för *scenariot med högt inventarium*, avsnitt 7.6.1. Det radionuklidinventarium som används i detta scenario tar hänsyn till osäkerheter i *den bästa uppskattningen av inventariet*, se tabell 4-7. I övrigt är hanteringen av närzonen, fjärrzonen och biosfären identisk med *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.4.2 Beräkningsfallet med högt flöde i berggrunden (CCL_FH)

I *beräkningsfallet med högt flöde i berggrunden* (CCL_FH) utvärderas dosen för *scenariot med högt flöde i berggrunden,* avsnitt 7.6.2. I detta beräkningsfall används bergmodell 11 (Odén et al. 2014) för beräkningarna av radionuklidtransport i geosfären, vilken representerar ett fall med större vatteninflöde i förvarsutrymmena. Vidare multipliceras vattenflödet i närzonen med en förvarsutrymmesspecifik skalningsfaktor (tabell 7-12). I övrigt är hanteringen av närzonen, fjärrzonen och biosfären i detta beräkningsfall identisk med *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.4.3 Beräkningsfallet med accelererad betongdegradering (CCL_BC)

I *beräkningsfallet med accelererad betongdegradering* (CCL_BC) utvärderas dosen för *scenariot med accelererad betongdegradering,* avsnitt 7.6.3. För detta beräkningsfall ökar den hydrauliska konduktiviteten för betongen tidigare eller i större omfattning än i *beräkningsfallet med global uppvärmning* (figur 7-14). Det medför att vattenflödet i närzonen ändras. Utöver detta är hanteringen av närzonen, fjärrzonen och biosfären identisk med *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.4.4 Beräkningsfallet med bentonitdegradering (CCL_BB)

I *beräkningsfallet med bentonitdegradering* (CCL_BB) utvärderas dosen för *scenariot med bentonitdegradering,* avsnitt 7.6.4. I detta beräkningsfall förutsätts de hydrauliska egenskaperna hos bentoniten runt silon försämras till följd av islinsbildning under en period med periglaciala klimatförhållanden. Till följd av detta blir vattenflödet i silon högre under den efterföljande perioden med tempererade klimatförhållanden.

Utvecklingen av klimatrelaterade förhållanden är baserad på *beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat*. Islinsen förutsätts, konservativt, bildas under den första perioden av periglaciala förhållanden, det vill säga i perioden mellan år 17 500 och år 20 500 e Kr. Under denna period förutsätts kontinuerlig permafrost råda, och inga radionuklidutsläpp från förvaret till geosfären och från geosfären till biosfären kan ske under perioden. (De möjliga effekterna av ytlig permafrost med talikar utvärderas i *det tidiga periglaciala beräkningsfallet*, se avsnitt 8.3.2).

Utöver det stoppade flödet i perioden mellan år 17 500 och 20 500 e Kr och det ökade flödet i silon efter denna period är hanteringen av närzonen, fjärrzonen och biosfären identisk med *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.4.5 Beräkningsfallet med jordskalv (CCL_EQ)

I *beräkningsfallet med jordskalv* (CCL_EQ) utvärderas dosen för *scenariot med jordskalv* (avsnitt 7.6.5). Detta scenario gäller endast för silon och bygger på antagandet att ett jordskalv skadar silostrukturen, vilket leder till ett ökat vattenflöde. Deterministiska simuleringar med hjälp av bästa skattningsvärden för ingående parametrar tillämpas i detta beräkningsfall.

Fram till tiden för jordskalvet förutsätts radionuklidtransport ske på samma sätt som i *beräkningsfallet med global uppvärmning*. Efter jordskalvet antas betongbarriärerna i silon vara förstörda och vattenflödet ökar. Dosberäkningarna för tiden efter ett skalv utvärderas på samma sätt som i *beräkningsfallet med global uppvärmning.* Konsekvenserna utvärderas för många tänkbara tidpunkter för ett jordskalv, simulerat genom att ett jordskalv inträffar vart hundrade år efter förslutningen av förvaret fram till slutet av analysperioden år 102 000 e Kr.

8.4.6 Beräkningsfallet med höga koncentrationer av komplexbildare (CCL_CA)

I *beräkningsfallet med höga koncentrationer av komplexbildare* (CCL_CA) utvärderas dosen för *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare,* avsnitt 7.6.6. I detta beräkningsfall är koncentrationerna av komplexbildare, som påverkar sorptionen, högre än i *beräkningsfallet med global uppvärmning*. I beräkningen tillämpades de förhållanden som beskrivs i avsnitt 7.6.6 för att återspegla kemiska förhållanden med högre koncentrationer av komplexbildare i närzonen. Utöver detta är hanteringen av närzonen, fjärrzonen och biosfären identisk med det *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.4.7 Beräkningsfallet med brunnar nedströms förvaret (CCL_WD)

I *beräkningsfallet med brunnar nedströms förvaret* (CCL_WD) utvärderas dosen för *scenariot med brunnar nedströms förvaret,* avsnitt 7.6.7. Två typer av brunnar utvärderas som mindre sannolika scenarier, *brunnar nedströms förvaret* och *intrångsbrunnar* (se nedan). Detta beräkningsfall fokuserar på brunnar som har borrats nedströms förvaret, men som fortfarande är tillräckligt nära för att påverkas av potentiella utsläpp från förvaret. På grund av strandlinjens position är det inte relevant att beakta dessa brunnar före år 3000 e Kr.

Koncentrationerna av radionuklider i dricks- och bevattningsvatten beräknas genom att dividera den mängd radionuklider som når brunnen med den mängd vatten som tas från brunnen. I biosfärsmodelleringen har borrade brunnar identifierats som ett eget beräkningsfall (BCC5), där dosen till den mest exponerade gruppen beräknas för ett *hushåll med kökträdgård*. Hanteringen av närzonen och fjärrzonen är identisk med *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.4.8 Beräkningsfallet med intrångsbrunnar (CCL_WI)

I *beräkningsfallet med intrångsbrunnar* (CCL_WI) utvärderas dosen för *scenariot med intrångsbrunnar,* avsnitt 7.6.8. I dag, och i en nära framtid, ligger förvarsområdet under havet. Det är inte relevant att anta att brunnar för dricksvatten kommer att borras i förvaret innan strandlinjen har passerat förvaret och platsen är tillräckligt högt ovanför havsnivån för att undvika att havsvatten tränger in i brunnen. Intrångsbrunnar beaktas därför inte före år 3000 e Kr.

Koncentrationerna av radionuklider i vattnet som tas från en intrångsbrunn förutsätts vara lika med porvattenkoncentrationerna i återfyllnadsmaterialet. I förvarsutrymmen som inte återfylls (BLA) förutsätts koncentrationerna vara lika med koncentrationerna i vattnet i förvarsutrymmet.

För BLA-salarna antas ingen retention, vilket medför en initialt hög koncentration och uttransport. Att anta en hög uttransport är normalt ett pessimistiskt antagande, då mer kortlivade radionuklider tillåts bidra till doskonsekvensen. För sönderfallskedjor där den sammanlagda radiotoxiciteten ökar med tiden är detta nödvändigtvis inte sant. För dessa skulle en lägre uttransport kunna leda till en högre doskonsekvens för en sent borrad brunn. En variant av *beräkningsfallet med intrångsbrunnar* fokuserar därför på betydelsen av uttransportens storlek, *Intrångsbrunn i 1BLA med alternativa transportegenskaper*. Alternativa transportegenskaper är i detta fall sorption eller löslighetsbegränsning vilket gör att koncentrationen i vattnet är lägre. I denna variant har detta implementerats genom att sänka koncentrationen av radionuklider i vattnet med upp till fyra storleksordningar jämfört med det normala beräkningsfallet med intrångsbrunnar (CCL_WI).

I dessa beräkningsfall uppskattas dosen till människor som orsakas av exponering från radionuklider i brunnsvattnet på samma sätt som i *beräkningsfallet med brunnar nedströms förvaret*.

8.5 Beräkningsfall för restscenarier

Restscenarierna redovisas i avsnitt 7.7. De beräkningsfall som har identifierats för att analysera restscenarier redovisas i avsnitten nedan. Om inget annat anges är dessa beräkningsfall varianter av huvudscenariots *beräkningsfall med global uppvärmning*.

8.5.1 Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret (CCR_B1)

I *beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret* (CCR_B1) utvärderas dosen för *scenariot med förlust av barriärfunktion– ingen sorption i förvaret,* avsnitt 7.7.1.

I detta beräkningsfall förutsätts det att radionuklider inte fastläggs (dvs sorberas) i förvaret, vilket realiseras genom att sätta alla K_d-värden, för alla material i närzonen till noll. Utöver detta är hanteringen av närzonen, fjärrzonen och biosfären identisk med den i *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.5.2 Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden (CCR_B2)

I *beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden* (CCR_B2) utvärderas dosen för *scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden,* avsnitt 7.7.2.

I detta beräkningsfall förutsätts att radionuklider inte sorberar i berggrunden, vilket implementeras genom att sätta alla K_d-värden, i fjärrzonen till noll. I övrigt hanteras närzonen, fjärrzonen och biosfären på samma sätt som i *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.5.3 Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret (CCR_B3)

I *beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret* (CCR_B3) utvärderas dosen för *scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret,* avsnitt 7.7.3.

I detta beräkningsfall används vattenflöden, porositeter och diffusiviteter för fullständigt degraderad betong och bentonit i närzonen (vattenflödesfallet ”inga barriärer”, Abarca et al. 2013). I övrigt hanteras närzonen, fjärrzonen och biosfären på samma sätt som i *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.5.4 Beräkningsfallet med ändrade redoxförhållanden i SFR 1 (CCR_RX)

I *beräkningsfallet med ändrade redoxförhållanden i SFR 1* (CCR_RX) utvärderas dosen för *scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1,* avsnitt 7.7.4.

I huvudscenariot är de kemiska förhållandena i förvaret reducerande. Detta beräkningsfall utgår istället ifrån antagandet att det råder oxiderande förhållanden i förvaret, och alternativa K_d-värden för redox-känsliga ämnen (Np, Pa, Se, Tc, U och Pu) har använts i beräkningarna i närzonen. Tabell 7-3, tabell 7-4 och tabell 7-5 ger de K_d-värdena för oxiderande förhållanden i cementbaserade material, bentonit respektive makadam/bergkross. I övrigt hanteras närzonen, fjärrzonen och biosfären på samma sätt som i *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.5.5 Beräkningsfallet med förlängd global uppvärmning (CCR_EX)

I *beräkningsfallet med förlängd global uppvärmning* (CCR_EX) utvärderas dosen för *scenariot med förlängd global uppvärmning,* avsnitt 7.7.5. I detta beräkningsfall förutsätts tempererade klimatförhållanden råda under hela analysperioden. Närzons- och fjärrzonsmodellerna hanteras i likhet med *beräkningsfallet med global uppvärmning*, med undantag för att perioder av periglacialt klimattillstånd helt utgår. Transportvägarna i närzonen och fjärrzonen antas inte påverkas av ytklimatet, och hela utsläppet förutsätts ske i biosfärsobjekt 157_2 som i *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

För biosfärsen tillämpas biosfärsberäkningsfallet *BCC3, förlängd global uppvärmning* tabell 7-4 och avsnitt 7.4.3 i **Biosfärens syntesrapport**. För beräkningarna antas varmare och fuktigare klimatförhållanden, vilket påverkar strandlinjeförskjutning, ekosystemegenskaper och ythydrologi. Antaganden om mänskligt beteende och markanvändning är emellertid identiska med de som tillämpas i *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

8.5.6 Beräkningsfallet med ej förslutet förvar (CCR_UR)

I *beräkningsfallet med ej förslutet förvar* (CCR_UR) utvärderas dosen för *scenariot med ej förslutet förvar,* avsnitt 7.7.6. I detta beräkningsfall förutsätts att förvaret, av någon anledning, överges utan att förslutas korrekt. Förvaret kommer att fyllas med vatten inom ett fåtal år. Exponering av människor sker via dricksvatten taget från tunnelmynningen, vilket är den enda exponeringsväg som beaktas. Två varianter av radionuklidinventarier beaktas: i den första varianten används inventariet som är planerat att deponeras i SFR, medan inventariet i den andra varianten även inkluderar temporär lagring av avfall avsett för SFL-förvaret. Dosen beräknas deterministiskt.

8.5.7 Fall för framtida mänskliga handlingar

Scenarierna som är relaterade till framtida mänskliga handlingar, FHA, presenteras i detalj i **FHA-rapporten** och behandlas kortfattat i avsnitt 7.7.7. **FHA-rapporten** ger även en detaljerad beskrivning av beräkningsfallen, underliggande modeller och data som används. De tre beräkningsfall som används för att utvärdera dosen för *FHA-scenariot – borrning i förvaret* sammanfattas kort nedan.

Exponering av personal på plats vid borrning (CCFHA1)

I detta beräkningsfall förutsätts att ett djupt borrhål borras 1 m in i avfallet i förvaret, antingen in i silon, 1BMA, 1BLA eller 2BMA. Radioaktivt material förs upp till ytan i borrkax och borrkärnor, vilket leder till exponering av arbetare vid borrplatsen. I dosberäkningarna beaktas extern bestrålning, inandning av damm och oavsiktligt intag av materialet.

Den borrningsteknik som används förutsätts vara antingen diamantkärnborrning med hjälp av vatten, vilket är den mest sannolika tekniken för djupborrning i kristallint berg, eller rotationsborrning med luft, vilket troligen resulterar i högre exponering. Vidare antas att borrproceduren är anpassad efter den typ av berg som finns ovanför förvaret, men att borrningen sker utan kännedom om förvaret. Även om radionuklider i realiteten inte är homogent fördelade i förvaret tas ingen hänsyn till den rumsliga fördelningen av radionuklider utan istället görs det förenklande antagandet att radionuklidinventariet är jämnt fördelat i de dominerande materialen i förvaret. I silon förutsätts alltså inventariet av varje radionuklid vara jämnt fördelat i de dominerande materialen i avfallskollina, vilka är betong och cement. I 1BMA och 2BMA används samma antagande. För 1BLA antas inventariet vara jämnt fördelat i de dominerande materialen järn/stål och organiskt material (bitumen, cellulosa och andra organiska material). För ytterligare detaljer se **FHA-rapporten**.

Exponering vid bygge på deponi med borrkax (CCFHA2)

Liksom i beräkningsfallet ovan, antas det i detta beräkningsfall att ett djupt borrhål borras 1 m in i ett avfallet i någon av förvarsutrymmena silon, 1BMA, 1BLA eller 2BMA. Vidare antas radioaktivt material föras upp som borrkax och deponeras helt oskyddat på ytan vid borrplatsen. Potentiella doskonsekvenser utvärderas för en arbetare vid ett bygge på den kontaminerade deponin. I dosberäkningarna beaktas extern bestrålning från marken, inandning av kontaminerat damm, extern exponering från den kontaminerade jorden på huden och oavsiktligt intag av kontaminerat material.

Dosberäkningarna är begränsade till rotationsborrning med luft, men i övrigt används samma antaganden om borrteknik och aktivitetskoncentrationer i borrkaxet som i FHA-beräkningsfallet *exponering av personal på plats under borrning* ovan. För ytterligare detaljer se **FHA-rapporten**.

Exponering till följd av odling på deponi med borrkax (CCFHA3)

Detta beräkningsfall, *exponering till följd av odling på deponi med borrkax*, utgår från samma oskyddade kontaminerade deponi som i FHA-beräkningsfallet *exponering vid bygge på deponi med borrkax*, och beräkningarna utgår från samma koncentrationer av radionuklider i borrkax. Potentiella doskonsekvenser beräknas för en medlem av en familj som använder den kontaminerade deponin som trädgårdsland för odling av grönsaker. Modellen för *hushåll med köksträdgård* i biosfären används för dosberäkningarna (se Saetre et al. 2013, avsnitt 7.3 och **Biosfärens syntesrapport**), men i detta beräkningsfall utgör borrkaxet (som antas vara helt utblandat i ett 1m djupt jordlager) den enda källan för radionuklider i marken. För ytterligare detaljer se **FHA-rapporten**.

8.5.8 Beräkningsfallet med glaciation och postglaciala förhållanden (CCR_GC)

I *beräkningsfallet med glaciation och postglaciala förhållanden* utvärderas dosen för *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden* (avsnitt 7.7.8). Scenariot baseras på den inlandsisutveckling som beskrivs i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* (**Klimatrapporten** avsnitt 4.4).

I *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden* används den första glaciala perioden i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel*, som inträffar mellan år 59 600 e Kr och år 68 200 e Kr, för att beskriva utvecklingen av förvaret och dess omgivning. Den glaciala perioden följs, i enlighet med klimatfallet, av en period med vattentäckta förhållanden från år 68 200 e Kr till år 76 200 e Kr. Under den resterande delen av analysperioden förutsätts tempererade klimatförhållanden råda.

Utgångspunkten för beräkningsfallet är att inget grundvattenflöde sker i förvarsutrymmena under isens framryckande över förvaret. Enligt *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* existerar dessutom kontinuerlig permafrost på förvarsdjup redan innan isen når förvarsplatsen år 59 600 e Kr, och permafrosten blir kvar på förvarsdjup till år 63 900 e Kr. Under denna period antas ingen transport av radionuklider ut från förvaret. Startpunkten för detta beräkningsfall alltså då permafrosten tinat år 63 900 e Kr, och radionuklidinventariet vid denna tidpunkt ansätts till det som fanns vid förslutning, korrigerat för 61 850 år av radioaktivt sönderfall.

Under den senare delen av den glaciala perioden, 63 900 till 68 200 e Kr, när berggrunden inte är frusen transporteras radionuklider från SFR till Östersjön. Till följd av den isostatiska sänkningen av berggrunden förutsätts ett betydande vattendjup i den här delen av Östersjön. Därför antas radionukliderna spridas ut över en större del av Östersjön under denna period. Ackumulation av radionuklider i sedimenten i Forsmarksområdet antas vara försumbar under denna period i beräkningsfallet.

Perioden från 63 900 e Kr, när berggrunden har tinat upp, fram till avsmältningen av Forsmark år 68 200 e Kr har delats in i tre delperioder med avseende på grundvattenflöde se tabell 7-6. Under dessa tre delperioder antas grundvattenflödet vara en, två respektive tre gånger högre än grundvattenflödet när området befinner sig ovanför havsnivån och tempererade klimatförhållanden råder. Eftersom det har varit en djup permafrost och glaciation antas att förvarets barriärer är helt förstörda, därför tillämpas denna skalning på vattenflöden från *beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – höga vattenflöden i förvaret* (avsnitt 8.5.3).

Under den 8 000 år långa vattentäckta perioden efter den glaciala perioden förutsätts radionuklider som transporteras ut från SFR till Östersjön ackumuleras i sedimenten ovanför SFR. Den period i beräkningsfallet som representerar den vattentäckta perioden efter isavsmältningen och övergången till tempererade terrestra förhållanden, 68 200 e Kr till 76 200 e Kr, modelleras i beräkningsfallet baserat på perioden från år 5000 f Kr till år 3000 e Kr i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel*.

Den efterföljande tempererade perioden förutsätts, konservativt, pågå fram till slutet av analysperioden och biosfären modelleras här som tempererade perioder i huvudscenariot. Under denna period antas grundvattenflödet vara detsamma som i tempererade terrestra perioder i *beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – höga vattenflöden i förvaret*. För att inte underskatta de kemiska och tektoniska effekterna av en glaciation på geosfären, styrs utsläppen från närzonen direkt till biosfären, det vill säga till biosfärsobjekt 157_2, som i BCC1 som utgör grunden för biosfärsanalysen för detta beräkningsfall.

I slutet av glaciationen förutsätts strandlinjen vara identisk med strandlinjen vid Forsmark år 5000 år f Kr med vattentäckta förhållanden. Därefter förutsätts landskapet utvecklas på samma sätt som efter Weichselglaciationen. Biosfärsberäkningsfallet BCC4 tillämpas för vattentäckta förhållanden.

8.6 Beräkningsfall för scenariekombinationer

8.6.1 Scenariekombination 1 (CCC_SC1)

I *beräkningsfallet för scenariekombination 1* utvärderas dosen för *scenariekombination 1* (avsnitt 7.8). Beräkningsfallet kombinerar de två beräkningsfallen *högt flöde i berggrunden* och *accelererad betongdegradering* som beskrivs i avsnitt 8.4.2 och 8.4.3.

8.6.2 Scenariekombination 2 (CCC_SC2)

I *beräkningsfallet för scenariekombination 2* utvärderas dosen för *scenariekombination 2* (avsnitt 7.8). Beräkningsfallet kombinerar de två beräkningsfallen *högt flöde i berggrunden* och *höga koncentrationer av komplexbildare*, som beskrivs i avsnitt 8.4.2 och 8.4.6.

8.7 Sammanfattning

De beräkningsfall som identifierats för huvudscenariot, för mindre sannolika scenarier, för restscenarier, och för scenariokombinationer, och beskrivs i föregående avsnitt, sammanfattas i tabell 8-5 till tabell 8-8. Sammanfattningen innefattar även en kort beskrivning av hur de tillämpade datauppsättningarna skiljer sig från de som använts i *beräkningsfallet med global uppvärmning* (basfallsdata).

Tabell 8-5. Sammanfattning av de beräkningsfall som identifierats för att analysera huvudscenariot som presenteras i avsnitt 7.4.

Beräkningsfall		Kort beskrivning	
CCM_GW	Beräkningsfallet med global uppvärmning (avsnitt 8.3.1)	Detta fall, som är att betrakta som basfall, är definierat för utvärdering av huvudscenariots variant med global uppvärmning. Det förutsätts att radionuklidutsläppen inte påbörjas förrän 1 000 år efter förslutningen av förvaret.	
		närzonen:	basfallsdata
		fjärrzonen:	basfallsdata
		biosfären:	basfallsdata (BCC1)
CCM_EP	Beräkningsfallet med tidigt periglacialt klimat (avsnitt 8.3.2.)	Detta fall är definierat för utvärdering av huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat. Det skiljer sig från beräkningsfallet med global uppvärmning under perioden mellan 17 500 e Kr och 20 500 e Kr då periglaciala klimatförhållande förutsätts och utsläpp av radionuklider är begränsade till talikar.	
		närzonen:	basfallsdata
		fjärrzonen:	basfallsdata
		biosfären:	talikfallet under den tidiga periglaciala perioden (BCC2)
CCM_TR	Beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp (avsnitt 8.3.3)	I det här fallet förutsätts radionuklidutsläppet påbörjas direkt efter förslutning av förvaret.	
		närzonen:	omedelbar initiering av utsläpp från närzonen
		fjärrzonen:	basfallsdata
		biosfären:	basfallsdata
CCM_CD	Beräkningsfallet för kollektivdos (avsnitt 8.3.4)	Detta fall är definierat för utvärdering av kollektivdos för en population i Östersjöområdet som påverkas av utsläppet av radionuklider till Östersjön och för den globala populationen som exponeras för C-14-utsläpp till atmosfären.	
		närzonen:	omedelbar initiering av utsläpp från närzonen
		fjärrzonen:	basfallsdata
		biosfären:	alternativ geosfär–biosfär-gränsyta och dosmodeller

Tabell 8-6. Sammanfattning av de beräkningsfall som identifierats för analys av de mindre sannolika scenarier som presenteras i avsnitt 7.6.

Beräkningsfall		Kort beskrivning
CCL_IH	Beräkningsfallet med högt inventarium (avsnitt 8.4.1)	I detta fall används ett radionuklidinventarium med högre aktivitet än inventariet i den bästa uppskattningen. närzonen: radionuklidinventarier som 95:e percentilen av deras fördelning av osäkerheter (avsnitt 7.6.1). fjärrzonen: basfallsdata biosfären: basfallsdata
CCL_FH	Beräkningsfallet med högt flöde i berggrunden (avsnitt 8.4.2)	I detta fall används högre vattenflöden i berggrunden och i förvarsutrymmena. närzonen: högre vattenflöden genom skalning (figur 7-14) fjärrzonen: högre vattenflöden (bergmodell 11, avsnitt 7.6.2) Odén et al. (2014) biosfären: basfallsdata
CCL_BC	Beräkningsfallet med accelererad betongdegradering (avsnitt 8.4.3)	I detta fall antas den hydrauliska konduktiviteten hos betongen öka tidigare eller i en större omfattning än i beräkningsfallet med global uppvärmning. närzonen: accelererad ökning av vattenflöden fjärrzonen: basfallsdata biosfären: basfallsdata
CCL_BB	Beräkningsfallet med bentonitdegradering (avsnitt 8.4.4)	I detta fall förutsätts de hydrauliska egenskaperna hos bentoniten runt silon försämras till följd av islinsbildning under en period med periglaciala klimatförhållanden. Detta leder till högre vattenflöde i silon under en efterföljande period med tempererade klimatförhållanden. närzonen: efter en tidig periglacial period utan flöden, vattenflöden för försämrad bentonit. fjärrzonen: basfallsdata biosfären: basfallsdata
CCL_EQ	Beräkningsfallet med jordskalv (avsnitt 8.4.5)	Detta fall förutsätter ökade vattenflöden till följd av ett jordskalv som skadar silons struktur. närzonen: vattenflöden beräknade specifikt för silon med jordskalvsskador. fjärrzonen: inte med i beräkningen. biosfären: basfallsdata, dosmaximum som härletts från alla individuellt utvärderade jordskalv.
CCL_CA	Beräkningsfallet med höga koncentrationer av komplexbildare (avsnitt 8.4.6)	I det här beräkningsfallet förutsätts koncentrationer av komplexbildare vara högre än i beräkningsfallet med global uppvärmning. I beräkningsfallet representeras detta av en reducerad sorption i betongen. närzonen: minskade K_d-värden (avsnitt 7.6.6) fjärrzonen: basfallsdata biosfären: basfallsdata
CCL_WD	Beräkningsfallet med brunnar nedströms förvaret (avsnitt 8.4.7)	Detta fall beaktar att brunnar har borrats i berg som ligger nedströms förvaret och tillräckligt nära förvaret för att påverkas av potentiella utsläpp från förvaret. närzonen: basfallsdata fjärrzonen: basfallsdata biosfären: vattnet från brunnar med alternativa placeringar används som dricksvatten i ett hushåll som även har kökträdgård.
CCL_WI	Beräkningsfallet med intrångsbrunnar (avsnitt 8.4.8)	Detta fall förutsätter att en brunn borras rakt ner i förvarsutrymmena. närzonen: basfallsdata fjärrzonen: inte med i beräkningen biosfären: vattnet från brunnar med alternativa placeringar används som dricksvatten i ett hushåll som även har kökträdgård.

Tabell 8-7. Sammanfattning av de restscenarier som redovisas i avsnitt 7.7.

Beräkningsfall		Kort beskrivning
CCR_B1	Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret (avsnitt 8.5.1)	I detta beräkningsfall antas det att radionuklider inte sorberas eller fälls ut i förvaret, vilket implementeras genom att sätta K_d-värden till noll för alla material i närzonen. närzonen: K_d-värden satta till noll fjärrzonen: basfallsdata biosfären: basfallsdata
CCR_B2	Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden (avsnitt 8.5.2)	I detta beräkningsfall antas det att ingen sorption av radionuklider förekommer i berggrunden, vilket implementeras genom att sätta alla K_d-värden till noll i fjärrzonen. närzonen: basfallsdata fjärrzonen: K_d-värden satta till noll biosfären: basfallsdata
CCR_B3	Beräkningsfallet med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret (avsnitt 8.5.3)	Detta beräkningsfall visar betydelsen av de tekniska barriärerna för att begränsa vattenflödet i förvaret. I beräkningsfallet används vattenflöden, porositeter och diffusiviteter för fullständigt degraderad betong och bentonit. närzonen: vattenflödesfallet ”inga barriärer” fjärrzonen: basfallsdata biosfären: basfallsdata
CCR_RX	Beräkningsfallet med ändrade redoxförhållanden i SFR 1 (avsnitt 8.5.4)	I det beräkningsfall antas oxiderande förhållanden i förvaret för redoxkänsliga ämnen. I beräkningsfallet används en alternativ uppsättning av K_d-värden i närzonen för Tc, Pu, U, Np, Pa och Se. närzonen: K_d-värden för oxiderande förhållanden för redoxkänsliga ämnen. fjärrzonen: basfallsdata biosfären: basfallsdata
CCR_EX	Beräkningsfallet med förlängd global uppvärmning (avsnitt 8.5.5).	I detta fall antas att tempererade klimatförhållanden råder under hela analysperioden (det vill säga inga perioder med periglaciala klimatförhållanden). närzonen: basfallsdata fjärrzonen: basfallsdata biosfären: BCC3
CCR_UR	Beräkningsfallet med ej förslutet förvar (avsnitt 8.5.6)	I detta fall antas att förvaret överges utan att förslutas och att framtida människor använder vatten från tunnelmynningen som dricksvatten. närzonen: basfallsdata i förenklad form fjärrzonen: ej tillämpligt biosfären: enbart intag av dricksvatten
CCFHA1	Exponering av personal på plats vid borrning (avsnitt 8.5.7)	I detta fall medför borrning in i förvarsutrymmena att radioaktivt material förs till ytan med borrkax eller borrkärnor. Doser utvärderas för arbetare vid borrplatsen. närzonen: homogen fördelning av radionuklider och material per förvarsutrymme. fjärrzonen: ej tillämpligt biosfären: bestrålning (från borrkax eller borrkärna), inandning av damm och oavsiktligt intag från borrkax.
CCFHA2	Exponering vid bygge på deponi med borrkax (avsnitt 8.5.7)	I detta fall medför borrning i förvarsutrymmena att radioaktivt material förs till ytan med borrkaxet, som deponeras helt oskyddat på ytan vid borrplatsen. Doser utvärderas för en arbetare under bygge på denna deponi. närzonen: homogen fördelning av radionuklider och material per förvarsutrymme fjärrzonen: ej tillämpligt biosfären: bestrålning (från mark och smuts på kläder och hud), inandning av damm och oavsiktligt intag av jord
CCFHA3	Exponering till följd av odling på deponi med borrkax (avsnitt 8.5.7)	I detta fall medför borrning i förvarsutrymmena till att radioaktivt material förs upp med borrkax och deponeras helt oskyddat på ytan vid borrningsplatsen. Doser utvärderas för en medlem av en familj som använder deponin som ett kökträdgård för odling av grönsaker. närzonen: homogen fördelning av radionuklider och material per förvarsutrymme. fjärrzonen: ej tillämpligt biosfären: markanvändning för hushåll med kökträdgård med inventariet i borrkaxet fördelat i jorden.
CCR_GC	Beräkningsfallet med glaciation och postglaciala förhållanden (avsnitt 8.5.8)	Detta beräkningsfall studerar de potentiella följderna av glaciation, för att bedöma konsekvenserna av smältvattenflöde under isavsmältning och av försvagade tekniska och geologiska barriärer därefter. närzonen: ingen transport förrän 63 900 år e Kr, uppskalade vattenflöden för smältvatten, därefter vattenflöden för fullständigt degraderade barriärer. fjärrzonen: inte med i beräkningen biosfären: BCC4, BCC1

Tabell 8-8. Sammanfattning av beräkningsfall för scenariokombinationer som presenteras i avsnitt 7.8.

Beräkningsfall		Kort beskrivning
CCC_SC1	Scenariekombination 1 (avsnitt 8.6.1)	Beräkningsfallet kombinerar de två beräkningsfallen *högt flöde i berggrunden* och *accelererad betongdegradering.* Vattenflöden i berggrund och förvarsutrymmen är högre än i *beräkningsfallet med global uppvärmning*, och betongens hydrauliska konduktivitet ökar tidigare eller i en större omfattning än i basfallet. närzonen: accelererad ökning av vattenflöden och högre vattenflöden genom skalning fjärrzonen: högre vattenflöden (bergmodell 11, avsnitt 7.6.2) biosfären: basfallsdata
CCC_SC2	Scenariekombination 2 (avsnitt 8.6.2)	Beräkningsfallet kombinerar de två beräkningsfallen *högt flöde i berggrunden* och *höga koncentrationer av komplexbildare*. Vattenflöden i berggrund och förvarsutrymmen är högre än i *beräkningsfallet med global uppvärmning* och sorptionen i betong är lägre. närzonen: högre vattenflöden genom skalning (figur 7-14), lägre K_d-värden (avsnitt 7.6.6) fjärrzonen: högre vattenflöden (bergmodell 11, avsnitt 7.6.2) biosfären: basfallsdata

9 Radionuklidtransport- och dosberäkningar

9.1 Inledning

Detta kapitel redovisar resultaten från beräkningarna av dos till människor och dosrater till andra organismer som genomförts för att analysera de scenarier som presenteras i kapitel 7. Modellerna och beräkningsfallen som användes för att göra analysen beskrivs i kapitel 8. De erhållna doserna för scenarierna och scenariernas sannolikhet har därefter använts för att uppskatta den radiologiska risk som förvaret utgör. Kvantifiering av risker presenteras i kapitel 10.

Mer information om tillvägagångssättet som använts för att analysera den årliga effektiva dosen till människor från utsläpp till ytsystemet återfinns i Saetre et al. (2013). För analysen har både deterministiska och probabilistiska simuleringar genomförts. Ett deterministiskt tillvägagångssätt användes för *scenariot med jordskalv*, *scenariot med ej förslutet förvar* och scenarier som är relaterade till framtida mänskliga handlingar (FHA). Skälet till att använda deterministiska beräkningar för *scenariot med jordskalv* är att beräkningarna för jordskalv upprepades för varje hundratal år från tidpunkten för förvarets förslutning vilket gör att ett probabilistiskt tillvägagångssätt inte skulle ha varit möjligt med den tillgängliga datorkapaciteten. För de mycket stiliserade modeller som används för analysen av *scenariot med ej förslutet förvar* och scenarier som är relaterade till framtida mänskliga handlingar (FHA) bedöms deterministiska simuleringar av metodskäl vara bättre lämpade. Resultaten från *scenariot med ej förslutet förvar* och scenarier som är relaterade till FHA förs inte vidare till riskutvärderingen. Detsamma gäller för analysen av kollektivdos och analysen av dosrater för andra organismer än människa. För de probabilistiska simuleringarna valdes parametervärden slumpmässigt från förutbestämda statistiska fördelningar. För de deterministiska simuleringarna användes ett bästa skattningsvärde (BE, best estimate) som indata för varje parameter.

Människors exponering för radionuklider i ytsystemet har analyserats för individer i de fyra exponerade grupper som analyserats i SR-PSU (vidare beskrivet i avsnitt 7.4.5). Dessa grupper antas bo och utnyttja naturresurser i de områden där radionuklider från SFR kan nå ytsystemet. Varje grupp associeras med en variant av markanvändning och motsvarande exponeringsvägar. Gruppen *Jordbrukare på dikade myrar* (DM) odlar på en dikad myr i ett biosfärsobjekt, medan *Inägo-utmarksjordbrukare* (IO) och *Hushåll med köksträdgård* (GP) använder olika naturresurser (exempelvis hö, tång, biobränsle och bevattningsvatten) från ett biosfärsobjekt. På grund av den låga produktiviteten för födoämnen som inte odlats krävs ett större födosöksområde för att försörja gruppen *Jägare och samlare* (H&G) och denna grupp antas söka föda i flera olika biosfärsobjekt. *Jägare och samlare* antas vara den enda exponerade gruppen som kan förekomma även under periglaciala klimatförhållanden.

I en probabilistisk analys erhålls en fördelning av den årliga effektiva dosen vid varje tidpunkt för var och en av de mest exponerade grupperna (i respektive biosfärsobjekt). Det representativa värdet för fördelningen utgörs av dess aritmetiska medelvärde. Detta värde används för att jämföra gruppernas exponering och för att utvärdera den maximala dosen med avseende på exponerad grupp, biosfärsobjekt och tid. Som representativt värde för årlig effektiv dos i ett biosfärsobjekt vid en given tidpunkt används det högsta värdet för effektiv (medel) dos till någon av de fyra exponerade grupperna (som bedöms kunna förekomma under rådande klimatförhållanden). Därefter jämförs de representativa värdena för de olika biosfärsobjekten och det maximala värdet vid den givna tidpunkten används som representativt värde för biosfären vid den givna tidpunkten och utgör den dos för ett beräkningsfall som förs vidare till riskutvärderingen. Den högsta dosen, det vill säga det största av alla beräknade aritmetiska medelvärden för den årliga effektiva dosen för alla grupper, biosfärsobjekt och tidpunkter, kallas här den *högsta årliga effektiva dosen* eller enbart den *högsta dosen* för respektive beräkningsfall. Den högsta årliga effektiva dosen har beräknats för radionuklidutsläpp både från hela förvaret och från de enskilda förvarsutrymmena. För en deterministisk simulering ersätts fördelningens aritmetiska medelvärde av enskilda dosvärden.

En översikt över de årliga effektiva doserna till människor och över absorberade dosrater till andra organismer än människa presenteras i följande avsnitt. En detaljerad redovisning av alla resultat återfinns i **Radionuklidtransportrapporten**. I avsnitten 9.2 till 9.5 redovisas analysen av människors exponering för varianterna av huvudscenariot, de mindre sannolika scenarierna,

restscenarierna samt kombinationerna av scenarier. För scenarierna används de beräkningsfall som definieras i kapitel 8. I avsnitt 9.6 sammanfattas de högsta doserna till människor och i avsnitt 9.7 redovisas analysen av exponering av andra organismer än människa.

9.2 Resultat för huvudscenariot

Analysen av huvudscenariot (avsnitt 7.4) omfattar analysen av dess två varianter, *varianten med global uppvärmning* och *varianten med tidigt periglacialt klimat*. Den första varianten bedöms med två beräkningsfall, den andra varianten med ett beräkningsfall. En översikt av de viktigaste resultaten från analysen redovisas nedan.

9.2.1 Huvudscenariots variant med global uppvärmning

De externa förhållanden som är specifika för *huvudscenariots variant med global uppvärmning* beskrivs i avsnitt 7.4.1. Varianten bedöms genom två beräkningsfall, *beräkningsfallet med global uppvärmning* och *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp*. I det första beräkningsfallet antas utsläppet av radionuklider från förvaret börja tusen år efter förvarets förslutning, i slutet av den period då områdena i ytsystemet som potentiellt kan få utsläpp från förvaret är helt vattentäckta. I det andra beräkningsfallet antas utsläppet börja direkt efter förslutning, vid analysperiodens start.

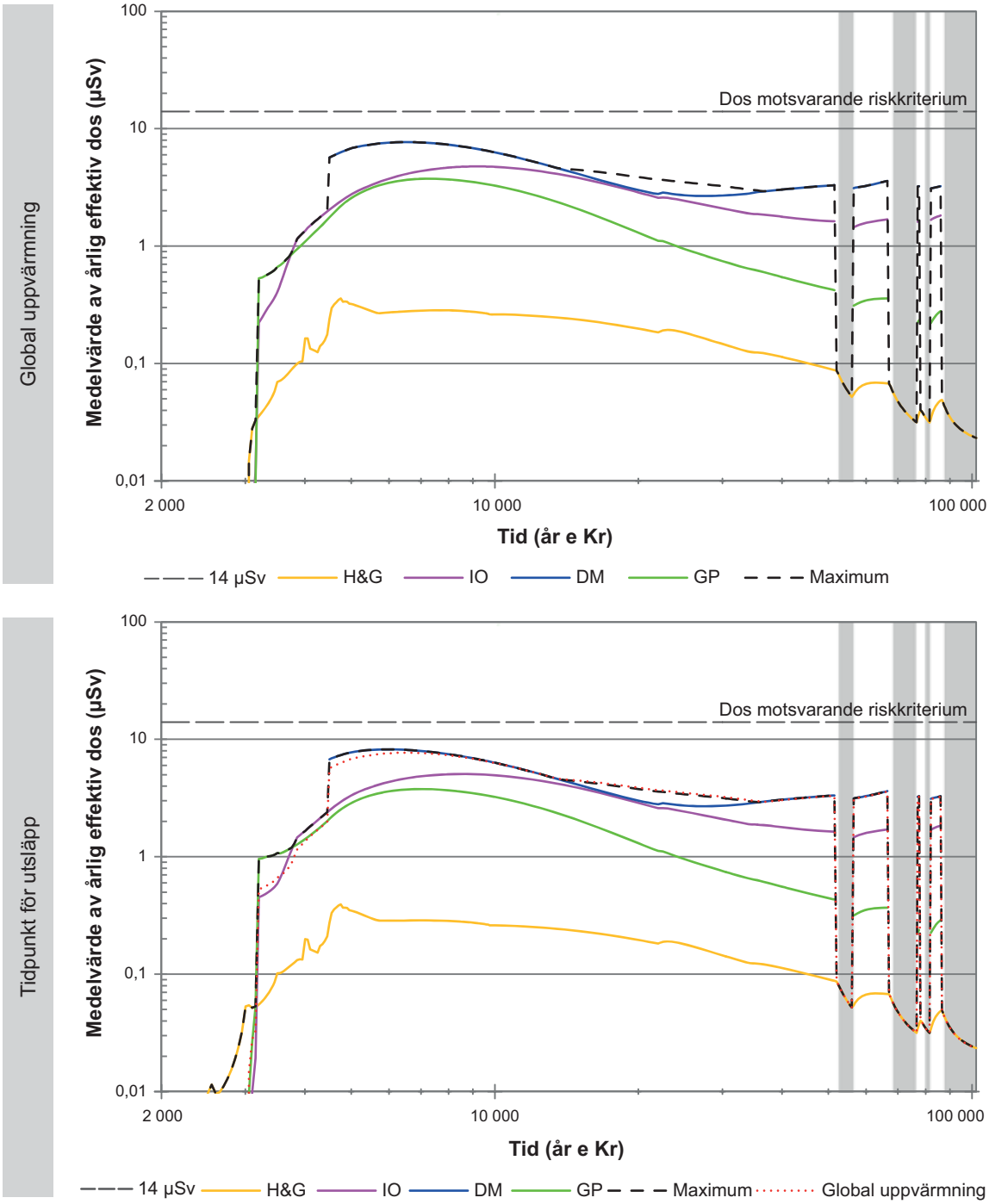
I figur 9-1 visas tidsserier av årliga effektiva doser för biosfärsobjekt 157_2 (det biosfärsobjekt där potentiella utsläpp från SFR når ytsystemet) för de två beräkningsfallen för huvudscenariots *variant med global uppvärmning*. Den maximala årliga dosen erhålls under perioden från förslutning och drygt 1 000 år framåt av *jägare och samlare*, följt av en period där *hushåll med köksträdgård* och *inägo-utmarksjordbrukare* får högst dos. Vid 4500 e Kr har landet stigit så pass högt över havet att det blir möjligt att dika och bruka myrar, varvid gruppen *jordbrukare på dikade myrar* får högst dos. Under resterande analysperiod erhålls den maximala årliga dosen under tempererade klimatförhållanden av gruppen *jordbrukare på dikade myrar*. För periglaciala klimatförhållanden är jakt och födosök i opåverkade ekosystem den enda tänkbara formen av markanvändning. Under de perioder då klimatförhållanden och landskapsutveckling är sådana att alla varianter av markanvändning är möjliga finns det en tydlig gradering av exponering på så sätt att exponeringen ökar från *jägare och samlare* till *hushåll med köksträdgård* och *inägo-utmarksjordbruk* till *jordbruk på dikade myrar*.

De högsta doserna under tempererade klimatförhållanden inträffar oftast, inklusive den tidpunkt då den högsta dosen uppnås, i biosfärsobjekt 157_2. Endast under perioden från 15 000 e Kr till 35 000 e Kr är exponeringen något högre i biosfärsobjekt 157_1. Biosfärsobjekt 157_1 är beläget nedströms objekt 157_2. Till skillnad från det senare objektet genomgår 157_1 ett sjöstadium, medan 157_2 övergår direkt från hav till myr. Ett tjockare torvlager utvecklas i sjöbassängen i biosfärsobjekt 157_1 och följaktligen har objektet en högre ackumulationskapacitet än objekt 157_2 för vissa radionuklider, till exempel Mo-93. På grund av detta blir exponeringen något högre i det nedströms belägna biosfärsobjektet 157_1 än i 157_2 mellan 15 000 e Kr och 35 000 e Kr (figur 9-1).

För att vid simuleringarna täcka in de tekniska barriärernas degradering så antas det att närzonsförhållandena förändras på följande sätt vid 22 000 e Kr:

- Sorptionen i närzonen i 1BMA minskar till följd av betongdegradering (K_d-värden ändras från tillstånd II till tillstånd IIIa) och
- vattenflödet ökar markant i de tekniska barriärerna i 1BMA och 2BMA (vattenflöden ändras från måttligt till väsentligt degraderad betong).

De förändrade förhållanden i närzonen har en synlig inverkan på dosens utveckling och den fallande trenden för årlig effektiv dos för *inägo-utmarksjordbrukare*, *hushåll med köksträdgård* och *jägare och samlare* bryts tillfälligt omkring 22 000 e Kr (figur 9-1). För *jordbrukare på dikade myrar* i biosfärsobjekt 157_2 vänder till och med trenden från minskande dos till en långvarigt ökande trend, men utan att dosen överstiger det initiala högsta värdet och med avbrott i den ökande trenden under perioder med periglacialt klimat.



Figur 9-1. Huvudscenariots variant med global uppvärmning. *Aritmetiskt medelvärde för den årliga effektiva dosen för de olika exponerade grupperna i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala årliga effektiva dosen för* ***beräkningsfallet med global uppvärmning*** *(överst) och* ***beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp*** *(underst). Den maximala årliga effektiva dosen (rödprickad och svartstreckad) inkluderar även biosfärsobjekt 157_1 som dominerar dosen från 15 000 till 35 000 e Kr. H&G –* ***jägare och samlare****, IO –* ***inägo-utmarksjordbrukare****, DM –* ***jordbrukare på dikade myrar*** *och GP –* ***hushåll med kökträdgård****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Doskurvorna avspeglar främst den antagna dynamiken i förvarets radionuklidutsläpp. Den högsta årliga effektiva dosen i *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp* sker till följd av den tidigare utsläppsstarten 500 år tidigare (6000 e Kr) jämfört med *beräkningsfallet med global uppvärmning* (6500 e Kr). Det maximala värdet är något högre i *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp* (8,2 μSv jämfört med 7,7 μSv). Förutom dessa små skillnader är avvikelserna mellan de två beräkningsfallen obetydliga (tabell 9-1 och figur 9-1).

Den inledande perioden med tempererade förhållanden avbryts av en periglacial period med början vid 52 000 e Kr, vilket leder till en liten minskning av den maximala dosen i början av den efterföljande tempererade perioden som startar vid 67 000 e Kr. Under denna tempererade period ökar den maximala årliga effektiva dosen något igen tills den når ett nästan konstant värde under de följande två perioderna med tempererade förhållanden. Den lägsta årliga effektiva dosen erhålls för gruppen *jägare och samlare* med en sjunkande trend efter den initiala toppen, som efter periglaciala perioder visar kortare perioder med ökning under de följande tempererade perioderna. Skillnaden mellan de högsta och lägsta doserna för grupperna som utövar olika typer av markanvändning (i biosfärsobjekt 157_2) ökar under tempererade perioder efter 22 000 e Kr fram till slutet av den sista analyserade perioden med tempererade klimatförhållanden (vid 86 000 e Kr).

Dosen till framförallt gruppen *jägare och samlare* påverkas av ändrade externa förhållanden, det vill säga landskapsutveckling och klimatförändringar, och gruppens exponering är känslig för plötsliga förändringar i utvecklingen av dessa förhållanden. Denna känslighet beror delvis på den dominerande inverkan av C-14 på denna grupps exponering, då kolcykeln i ytsystemet är starkt beroende av externa förhållanden. Detta förklarar den tydliga effekten på den årliga dosen till *jägare och samlare* i det inledande skedet av landskapsutvecklingen i samband med att vattentäckta områden blir land. Vid 4750 e Kr når i båda beräkningsfallen denna grupp sin högsta dos. Under periglaciala perioder antas endast gruppen *jägare och samlare* leva på platsen, men med reducerad tillgång till naturlig föda. Som en konsekvens sjunker den maximala årliga dosen betydligt under dessa tidsperioder.

Den högsta årliga effektiva dosen för de två beräkningsfallen redovisas i tabell 9-1, tillsammans med tidpunkten då den inträffar, bidragen från förvarsutrymmena och de mest bidragande radionukliderna. Där redovisas också vilken exponerad grupp som beräknas få den högsta årliga dosen och i vilket biosfärsobjekt det sker.

De högsta doserna domineras av ett fåtal radionuklider. Dessa kan kategorieras i två grupper: 1) lättrörliga radionuklider: Mo-93, organiskt C-14, I-129 och Cl-36 som står för drygt 80 % av högsta dosen och 2) uran och dess sönderfallsprodukter som står för drygt 7 % av högsta dosen. Utöver dessa bidrar Ca-41 med ungefär 3 % i båda beräkningsfallen.

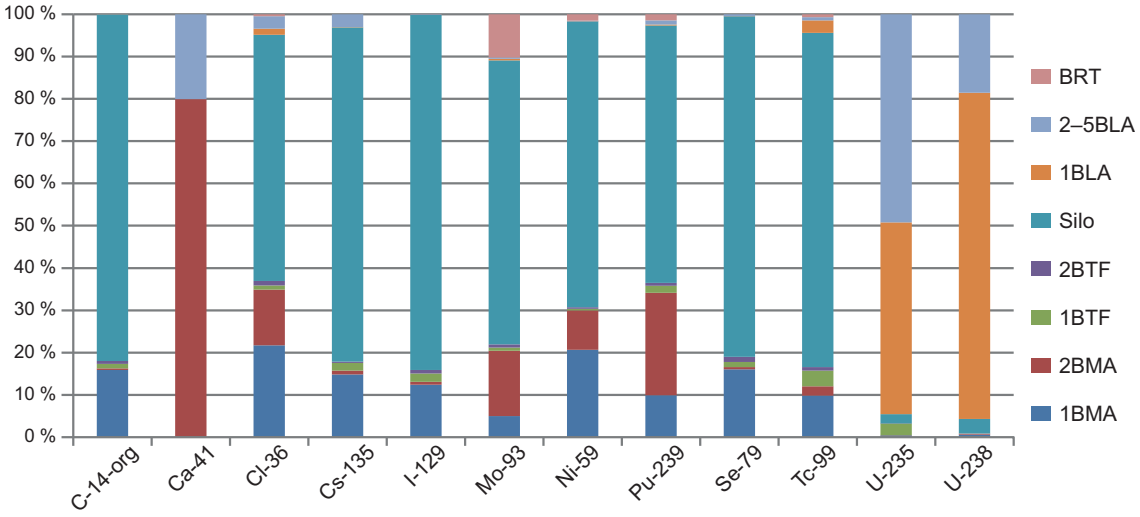
När det gäller det relativa dosbidraget från de olika förvarsutrymmen bidrar silon med ungefär 45 %, 1BMA och 2BMA med ungefär 25 %, 1BLA med mellan 9 och 12 %, 1BTF och 2BTF med 9 %, 2–5BLA med 5 % och BRT med 4 %. Den största skillnaden i relativt dosbidrag mellan de två beräkningsfallen observeras för 1BLA som bidrar med 9,3 % i *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp* och 11,9 % i *beräkningsfallet med global uppvärmning*. Detta resultat korrelerar starkt med fördelningen av inventarier av U-235 och U-238 över förvarsutrymmen (som visas i figur 9-2) och dessa två radionukliders olika bidrag på 6,7 % i *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp* och 9,1 % *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

Resultaten som redovisas i tabell 9-1 visar att båda beräkningsfallen för *huvudscenariots variant med global uppvärmning* uppfyller riskkriteriet. Till följd av de olika antagna tidpunkterna för utsläppens början är den högsta dosen i *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp* ungefär 6 % högre och sker 500 år tidigare än i *beräkningsfallet med global uppvärmning*.

Tidsserier över doserna som härrör från de fem förvarsutrymmen som bidrar mest till den högsta årliga dosen i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* presenteras i figur 9-3 till figur 9-7. Figurerna visar också de enskilda bidragen från dominerande radionuklider. Vilka radionuklider som bidrar mest skiljer sig mellan förvarsutrymmena. Detta beror huvudsakligen på skillnader i förvarsutrymmenas inventarier. I figur 9-2 visas fördelningen av initiala mängder av dominerande radionuklider i de olika förvarsutrymmena.

Tabell 9-1. Den högsta årliga effektiva dosen som erhållits för de två beräkningsfallen i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*. Utöver dos innehåller tabellen: tidpunkten när den högsta dosen inträffar, bidrag till den högsta dosen från de olika förvarsutrymmena, bidrag till den högsta dosen från olika radionuklider (där ”övriga” är det summerade bidraget från alla radionuklider som bidrar med mindre än 1 %), exponerad grupp och biosfärsobjekt där högsta dosen inträffar.

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
Beräkningsfallet med global uppvärmning				
7,7	6500	Silo (45,3)	Mo-93 (57,7)	Jordbrukare på dikade myrar
		1BMA (15,8)	C-14-org (17,9)	(Objekt 157_2)
		1BLA (11,9)	U-238 (6,4)	
		2BMA (8,4)	I-129 (5,8)	
		2BTF (5,0)	Cl-36 (3,3)	
		BRT (4,2)	U-235 (2,7)	
		1BTF (4,1)	Ca-41 (2,8)	
		5BLA (1,4)	Övriga (3,4)	
		2BLA (1,4)		
		4BLA (1,3)		
		3BLA (1,3)		
Beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp				
8,2	6000	Silo (45,8)	Mo-93 (61,4)	Jordbrukare på dikade myrar
		1BMA (16,1)	C-14-org (17,9)	(Objekt 157_2)
		2BMA (9,9)	I-129 (5,6)	
		1BLA (9,3)	U-238 (4,7)	
		2BTF (5,2)	Cl-36 (3,2)	
		BRT (4,3)	Ca-41 (2,6)	
		1BTF (4,3)	U-235 (2,0)	
		5BLA (1,3)	Övriga (2,7)	
		2BLA (1,3)		
		3BLA (1,3)		
		4BLA (1,2)		



Figur 9-2. *Fördelning av initiala mängder av dominerande radionuklider i förvarsutrymmen.*

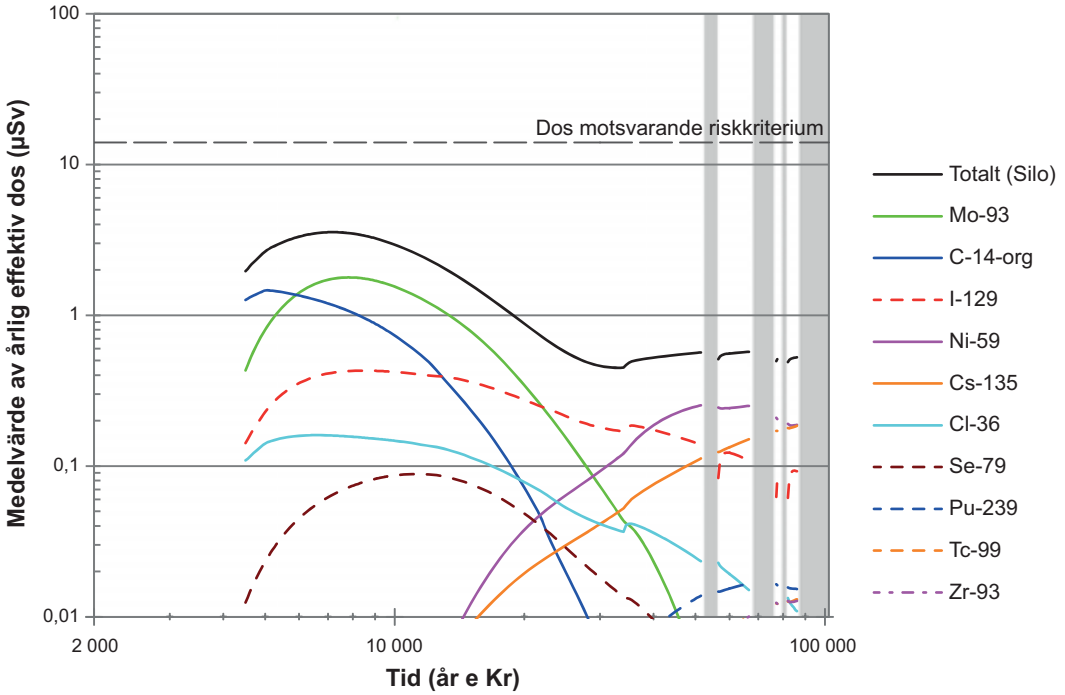
När det gäller utsläpp från silon inträffar den högsta dosen 7150 e Kr och domineras av Mo-93, följt av organiskt C-14, I-129 och Cl-36 (figur 9-3). Efter 39 000 e Kr blir Ni-59 den dosdominerande nukliden men doserna är då ungefär en storleksordning lägre än högsta dosen.

För 1BMA domineras den årliga dosen för gruppen *jordbrukare på dikade myrar* initialt av C-14 och Mo-93 följt av I-129 och Cl-36, men från 18 000 e Kr är Ni-59 den dominerande radionukliden (figur 9-4). Dosen minskar fram till 22 000 e Kr då betongdegradering leder till lägre sorption och högre vattenflöden. Denna förändring har en särskilt stor inverkan på radionuklider med låg sorption, såsom I-129, Cl-36 och Mo-93. Efter 22 000 e Kr ökar den årliga dosen, med ett avbrott under en period med periglacialt klimat, fram till slutet av den andra perioden av tempererade klimatförhållanden när den högsta årliga dosen för 1BMA erhålls år 66 500 e Kr. Den högsta årliga dosen domineras av Ni-59, följt av Cs-135, Pu-239, Tc-99 och sönderfallsprodukten Ra-226. I slutet av den fjärde tempererade perioden (87 000 e Kr) är dosen från 1BMA fortfarande nära sitt högsta värde.

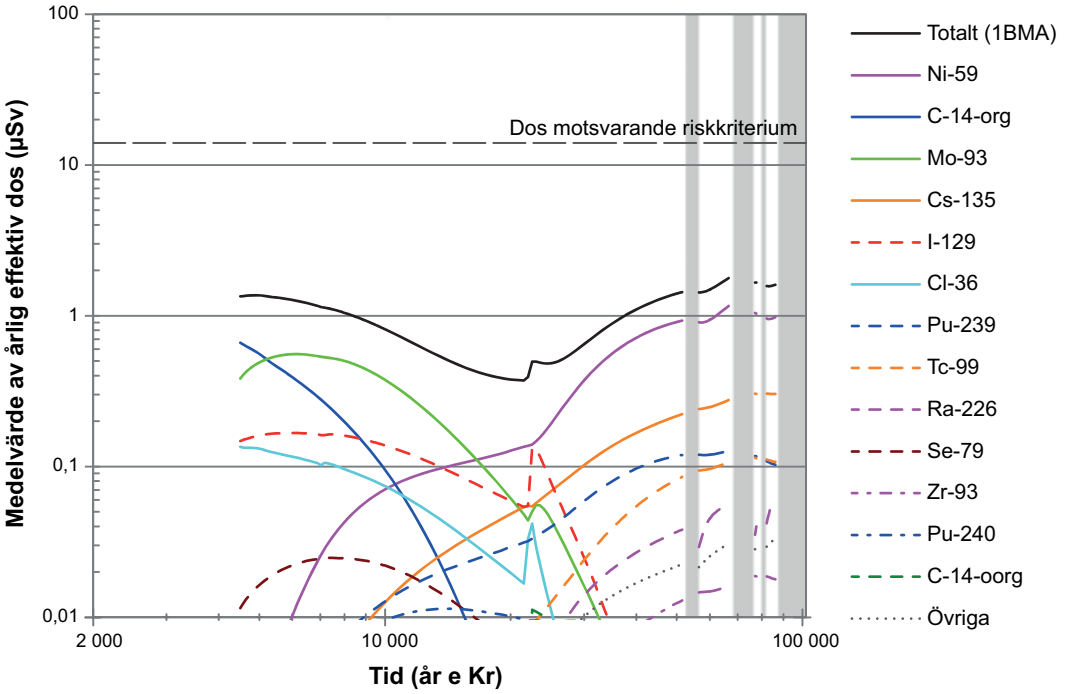
För 1BLA bidrar U-238, U-235 och dess sönderfallsprodukter Pa-231 och Ac-227, tillsammans med Mo-93, mest till den högsta årliga dosen som inträffar 6550 e Kr (figur 9-5). Största delen av uraninventariet som finns i förvaret återfinns i 1BLA (tabell 4-6).

För 2BMA nås den högsta dosen år 10 500 e Kr och domineras av Mo-93, följt av Ca-41 och Cl-36 (figur 9-5). Mellan 16 500 e Kr och 62 500 e Kr blir Ca-41 den dominerande radionukliden (figur 9-6). Stor del, 80 %, av inventariet av Ca-41 återfinns i 2BMA (figur 9-2). Efter 62 500 e Kr bidrar Ni-59 mest till dosen. De förändrade förhållandena vid 22 000 e Kr, orsakade av betongdegradering, har en mindre inverkan på 2BMA än 1BMA och vänder inte den varaktigt sjunkande trenden för den högsta årliga dosen. Under de efterföljande perioderna med tempererade klimatförhållanden ligger dosen från 2BMA på en relativt konstant nivå. I slutet av den sista tempererade perioden vid 87 000 e Kr har den årliga dosen sjunkit mindre än en storleksordning jämfört med den högsta dosen.

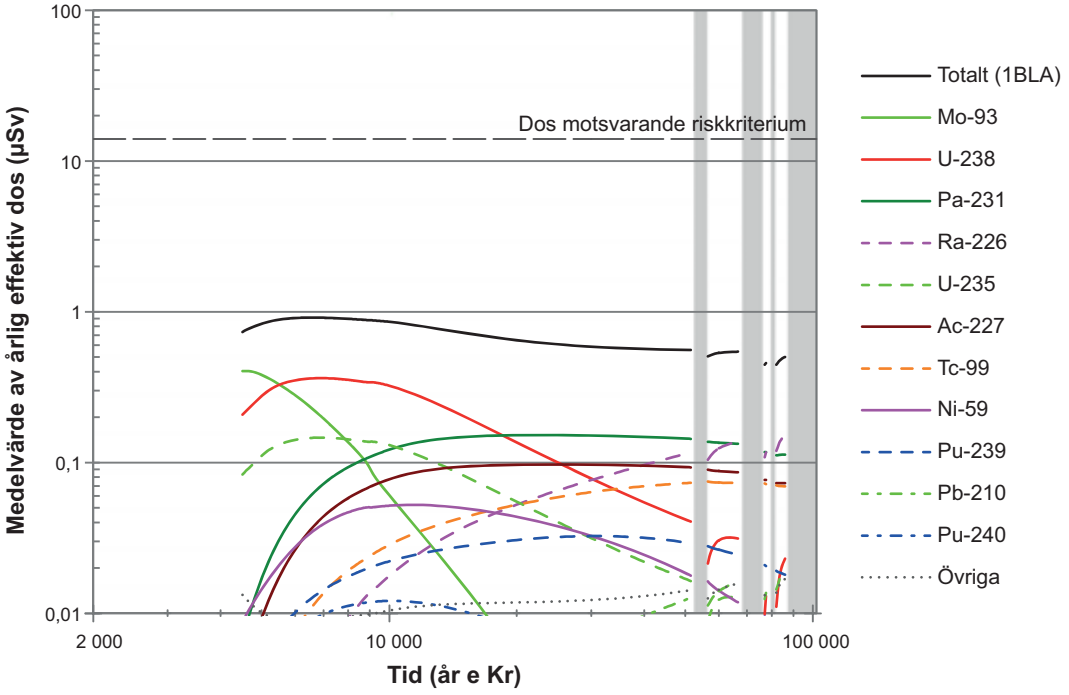
För 2BTF inträffar den högsta dosen år 4800 e Kr och domineras av Mo-93, följt av I-129 och C-14 (figur 9-7). Vid 11 000 e Kr och under hela resterande analysperioden blir Ni-59 den radionuklid som bidrar mest till dosen från 2BTF.



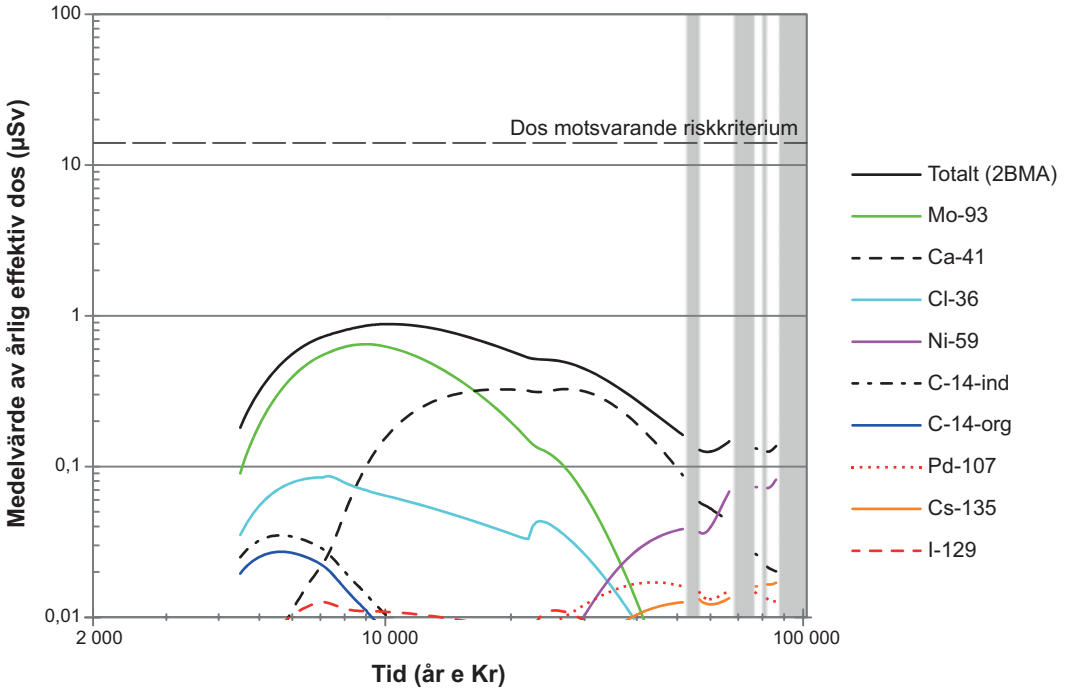
Figur 9-3. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i objekt 157_2. Värden visas för doser från utsläpp från* ***silon*** *i huvudscenariots* ***variant med global uppvärmning****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



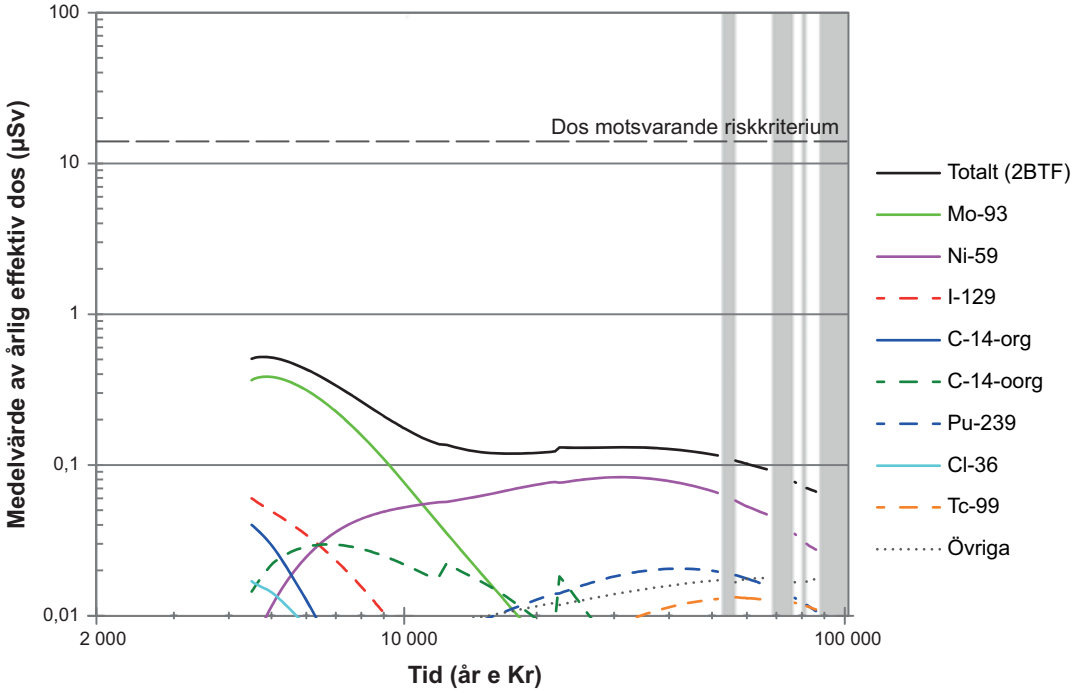
Figur 9-4. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i objekt 157_2. Värden visas för doser från utsläpp från* ***1BMA*** *i huvudscenariots* ***variant med global uppvärmning****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-5. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i objekt 157_2. Värden visas för doser från utsläpp från* ***1BLA*** *i huvudscenariots* ***variant med global uppvärmning****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-6. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i objekt 157_2. Värden visas för doser från utsläpp från* ***2BMA*** *i* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



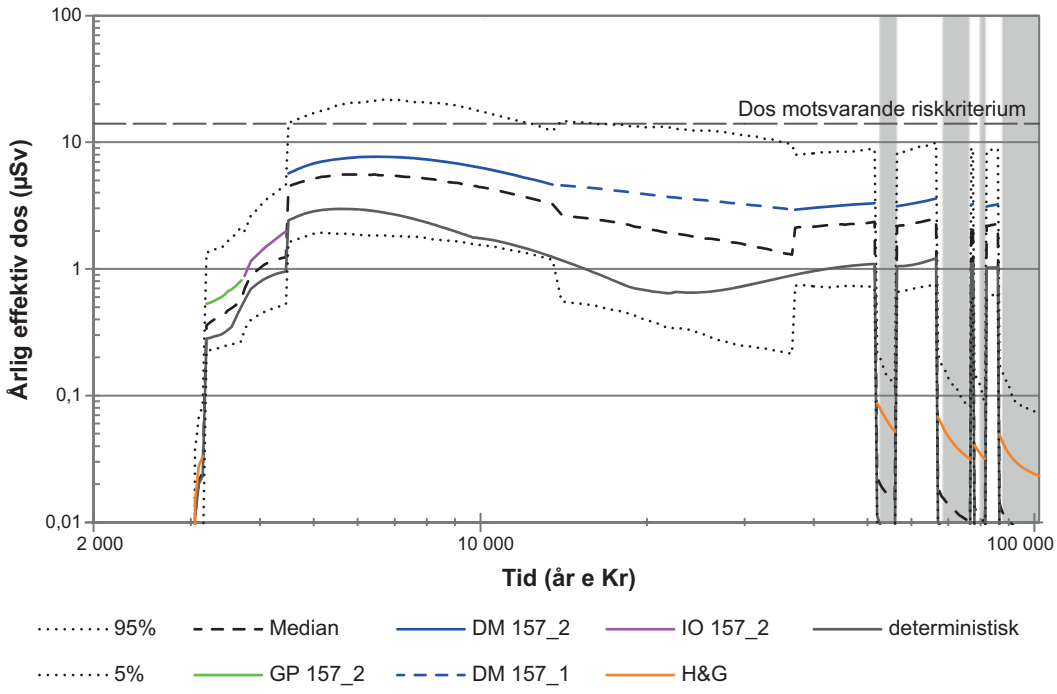
Figur 9-7. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i objekt 157_2. Värden visas för doser från utsläpp från* ***2BTF*** *i* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*

Parameterosäkerhetens inverkan

I resultaten ovan redovisas de årliga effektiva doserna som det aritmetiska medelvärdet av en årlig dosfördelning som erhållits från probabilistisk (Monte Carlo) simulering. För att beskriva variationsintervallet i simuleringen med avseende på variation av ingående parametrar beräknades även fördelningens medianvärde, samt 5:e och 95:e percentilerna. I figur 9-8 visas statistiken som tagits fram för att beskriva den maximala årliga dosens variation för *beräkningsfallet med global uppvärmning*. Som jämförelse visas även det deterministiskt erhållna värdet (från en bästa skattning av indata, BE) av den maximala årliga dosen för de olika exponerade grupperna vid varje tidpunkt i simuleringen.

Det aritmetiska medelvärdet är alltid högre än medianvärdet, vilket i sin tur är högre än den deterministiskt erhållna dosen (där BE för alla ingående parametrar använts). Den maximala årliga dosen för *huvudscenariots variant med global uppvärmning* utgörs under tempererade klimatförhållanden av den årliga dosen för gruppen *jordbrukare på dikade myrar* i biosfärsobjekt 157_2 (utom under den initiala perioden fram till 4500 e Kr då dosen domineras av andra exponerade grupper och under perioden från 15 000 e Kr till 35 000 e Kr då det högsta värdet noteras för biosfärsobjekt 157_1). Under periglaciala klimatförhållanden utgörs den mest exponerade gruppen av *jägare och samlare,* vilka söker föda i alla tillgängliga biosfärsobjekt och inte är begränsade till ett specifikt biosfärsobjekt. Intervallet från 5:e till 95:e percentilen är under perioden då den högsta dosen inträffar ungefär en storleksordning och vid slutet av analysperioden ungefär en och en halv storleksordning.

Från 15 000 e Kr till 35 000 e Kr, då den maximala dosen beräknas erhållas i biosfärsobjekt 157_1, är osäkerhetsintervallet större än under tiden före och efter. Under denna period är spridningen mellan 5:e och 95:e percentilen ungefär en och en halv storleksordning. Det är inte förvånande att osäkerhetsintervallet blir större när längden på den modellerade radionuklidtransportvägen för radionuklider i biosfären ökar (157_1 ligger längre från förvaret än 157_2) och fler ingående parametrar påverkar resultatet.



Figur 9-8. *Aritmetiskt medelvärde (DM 157_2, DM 157_1, H&G, GP 157_2, IO 157_2), samt median, 5:e och 95:e percentilerna för den årliga dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen vid varje given tidpunkt från SFR i* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning****. Resultat från den deterministiska simuleringen, framtagna med bästa skattning av ingående parametrar (BE) är också inkluderade för jämförelse. H&G – jägare och samlare, IO – inägo-utmarksjordbrukare, DM – jordbrukare på dikade myrar och GP – hushåll med kökträdgård. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Det högsta aritmetiska medelvärdet överskrider det högsta deterministiska värdet med nästan en halv storleksordning. Detta kan tolkas som ett mått på inverkan av indataparametrarnas osäkerhet på analysen av den långsiktiga säkerheten.

Resultat från motsvarande analys av parameterosäkerhetens inverkan presenteras i **Radionuklid-transportrapporten** för samtliga scenarier.

9.2.2 Huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat

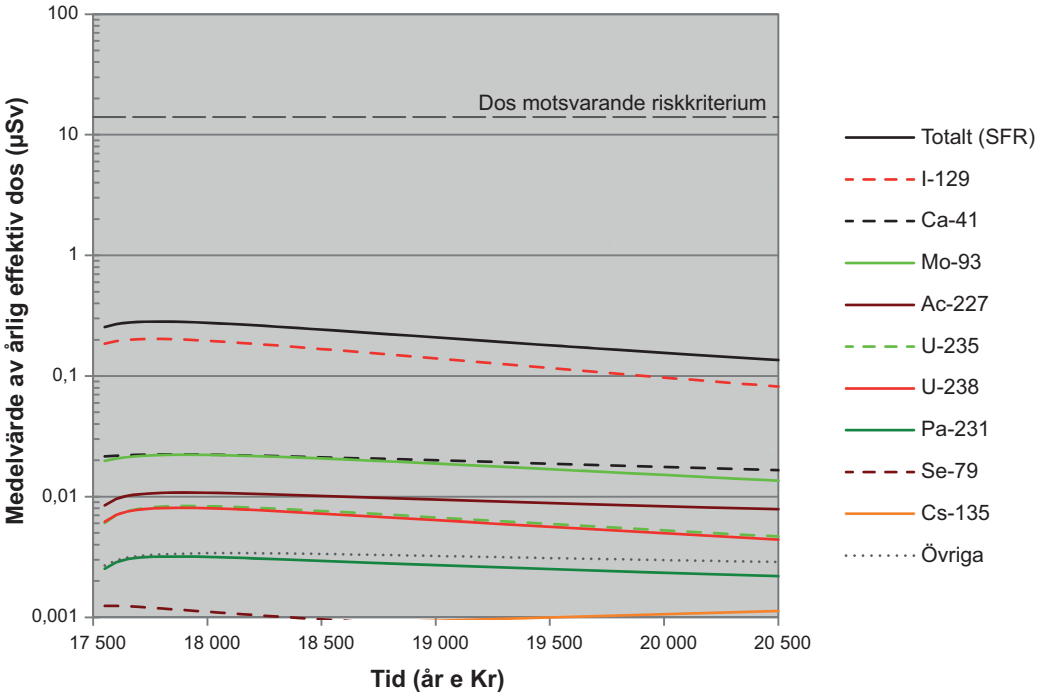
Det enda som skiljer *huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat* från *huvudscenariots variant med global uppvärmning* är en period med periglaciala förhållanden med ytlig permafrost i Forsmark från 17 500 e Kr till 20 500 e Kr (när ett minimum av solinstrålning råder, se avsnitt 7.4.1). Under den periglaciala perioden kommer utströmningen av djupt grundvatten, och därmed potentiellt utsläpp av radionuklider, att vara begränsad till talikar (ofrusna områden i det i övrigt frusna landskapet). Till följd av likheterna med huvudscenariots *variant med global uppvärmning* efter den tidiga periglaciala perioden som slutar vid 20 500 e Kr, är det tillräckligt att analysera huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* med ett beräkningsfall som slutar vid 20 500 e Kr. Eftersom resultaten i detta beräkningsfall upp till 17 500 e Kr är identiska med resultaten i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* (se avsnitt 9.2.1), handlar diskussionen nedan enbart om perioden med periglaciala förhållanden.

Under perioder med permafrost antas utströmning av djupt grundvatten från förvaret ske till biosfärsobjekt 114 (sjö) och 157_1 (våtmark). Biosfärsobjekt 114 nås inte av utströmning från förvaret under tempererade perioder emedan biosfärsobjekt 157_1 nås av utsläpp via uppströms biosfärsobjekt 157_2 under tempererade perioder. Simuleringarna visar att den högsta årliga dosen är mycket lägre för biosfärsobjekt 114 än för biosfärsobjekt 157_1, huvudsakligen på grund av radionuklider ackumulerade i biosfärsobjekt 157_1 under tempererade perioder. En sammanfattning av resultaten presenteras därför bara för biosfärsobjekt 157_1 (figur 9-9 och tabell 9-2).

Så som diskuterats för periglaciala perioder i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* antas *jägare och samlare* vara den enda potentiellt exponerade gruppen under periglaciala förhållanden. I huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* sker, i motsats till senare periglaciala perioder, utsläpp under den tidiga periglaciala perioden (17 500 e Kr–20 500 e Kr). Detta beror på antagandet att permafrosten inte når lika djupt under den tidiga periglaciala perioden som i senare periglaciala perioder (se figur 7-2). Med detta i åtanke, och det faktum att de periglaciala förhållandena inträffar tidigare i huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* än i huvudscenariots *variant med global uppvärmning*, är det rimligt att anta att doserna kommer att vara högre under den första periglaciala perioden i huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* (17 500 e Kr–20 500 e Kr) än under periglaciala perioder i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* (52 000 e Kr–57 000 e Kr). Resultaten bekräftar detta, vilket framgår tydligt när man jämför den årliga dosen under perioder med periglacialt klimattillstånd i figurerna 9-1 (dos under 0,1 μSv) med den årliga dosen i figur 9-9 (högsta dos på 0,28 μSv). Det högsta uppskattade värdet för den årliga dosen i *huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat* ligger ändå långt under de högsta uppskattade värdena för de årliga doserna i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*.

Tabell 9-2. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ från den mest exponerade gruppen i huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat*.

Årlig dos [μSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
0,28	17 800	Silo (59,4) 1BMA (16,6) 1BLA (9,5) 2BMA (8,1) 1BTF (1,3) 5BLA (1,1) 4BLA (1,0) 2BLA (0,9) 3BLA (0,8) 2BTF (0,8) BRT (0,2)	I-129 (71,7) Ca-41 (7,9) Mo-93 (7,8) Ac-227 (3,8) U-235 (2,9) U-238 (2,8) Pa-231 (1,1) Övriga (1,9)	Jägare och samlare (Objekt 157_1)



Figur 9-9. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen för den exponerade gruppen* ***jägare och samlare*** *i objekt 157_1 och de årliga doserna för de mest bidragande radionukliderna i* ***huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat*** *under den periglaciala perioden mellan 17 500 e Kr och 20 500 e Kr.*

9.2.3 Kollektivdos

I säkerhetsanalysen har det genomförts beräkningar för att uppskatta kollektivdosen, med fokus på potentiella utsläpp under de första tusen åren efter förvarets förslutning. Beräkningarna beskrivs i avsnitt 8.3.4. Kollektivdoser från utsläpp under de första tusen åren efter förslutning av förvaret beräknades genom att använda de utsläpp från geosfären som erhölls för *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp* (se avsnitt 9.2.1).

Kollektivdosen beräknades för två populationer: 1) för den globala befolkningen till följd av utsläpp av C-14 till atmosfären och 2) för befolkningen runt Östersjön till följd av radionuklidutsläpp till Östersjön och efterföljande exponering av befolkningen genom förtäring av fisk.

Kollektivdosen till den globala populationen beräknades till 2,5 manSv och till befolkningen kring Östersjön till 0,15 manSv, med ett bidrag på 96 % från C-14 och 3 % från Ag-108m. Eftersom dessa beräkningar är baserade på potentiella utsläpp under de första tusen åren efter förslutning finns bidrag från kortlivade radionuklider med i kollektivdosen för Östersjöbefolkningen. Bidragen från kortlivade radionuklider är dock obetydliga för den totala dosen; kollektivdoserna från Ni-63, Cs-137, Pu-238, Sr-90 och H-3 är alla under $1 \cdot 10^{-6}$ manSv.

9.3 Resultat för de mindre sannolika scenarierna

De mindre sannolika scenarierna beskrivs i avsnitt 7.6. Resultaten för beräkningar av doser till människor för dessa scenarier presenteras i avsnitten 9.3.1 till 9.3.8. Sannolikheten för att dessa scenarier ska inträffa ingår inte i de resultat som redovisas i detta kapitel utan inkluderas i riskanalysen i kapitel 10.

9.3.1 Scenariot med högt inventarium

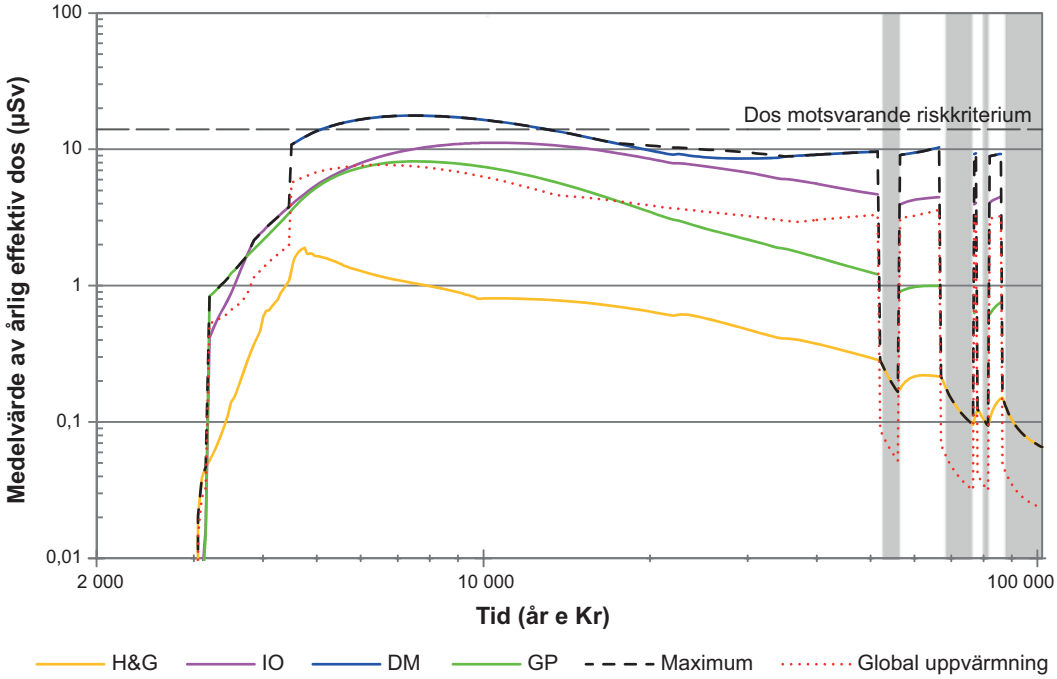
Scenariot med högt inventarium beskrivs i avsnitt 7.6.1. Inventariet av en radionuklid i detta scenario är valt till den 95:e percentilen av dess fördelning av inventarieaktivitet. Radinuklidinventariet presenteras i kapitel 4 (tabell 4-7).

Utvecklingen av årliga effektiva doser för olika exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2, och av den maximala dosen för alla biosfärsobjekt, liknar beräkningsfallen i *huvudscenariots variant med global uppvärmning,* men med upp till 10 µSv högre dos (figur 9-10). Den högsta årliga dosen på 17,7 µSv inträffar vid 7500 e Kr, dvs tusen år senare än i *beräkningsfallet med global uppvärmning* (tabell 9-3). Den högsta årliga dosen erhålls av *jordbrukare på dikade myrar*.

Den maximala dosens låga variation under perioden efter det högsta värdet (undantaget perioder med periglacialt klimattillstånd) liknar också *beräkningsfallet med global uppvärmning*. Den sjunkande trenden för den maximala dosen under perioder med tempererat klimat vänder till en ökande trend efter 37 000 e Kr för *jordbrukare på dikade myrar*. Eftersom det höga inventariet inte påverkar de modellerade processernas inverkan på dosen gäller de beskrivningar och motsvarande förklaringar som ges i avsnitt 9.2.1 för *varianten med global uppvärmning* också för *scenariot med högt inventarium*.

Den högsta årliga effektiva dosen och bidrag till dosen från respektive förvarsutrymme och från dominerande radionuklider redovisas i tabell 9-3. Den högsta dosen uppträder liksom för *beräkningsfallet med global uppvärmning* i biosfärsobjekt 157_2 och för gruppen *jordbrukare på dikade myrar*. Bidragen till den högsta dosen från silon ökar (52 %) jämfört med *beräkningsfallet med global uppvärmning* (45 %). Det relativa bidraget till den högsta dosen från de andra förvarsutrymmena i SFR1 minskar dock så bidraget från SFR 1 till den högsta dosen är lika mellan *scenariot med högt inventarium* (79 %) och *beräkningsfallet med global uppvärmning* (77 %).

Vad gäller relativt dosbidrag från olika radionuklider till den högsta dosen utgörs det näst största bidraget av Se-79 (15 %), medan dess bidrag i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* är lägre än 1 %. Som framgår av figur 9-11 beror detta på den nästan tiofaldiga ökningen av inventariet av Se-79 i 2–5BLA och den omkring femtiofaldiga ökningen i övriga förvarsutrymmen. När det gäller Mo-93 minskar det relativa bidraget till den högsta årliga dosen från runt 60 % i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* till 47 % i detta fall, vilket beror på att osäkerheter i inventariet av Mo-93 är relativt små. Osäkerheter i radinukidinventariet redovisas i detalj i Inventarierapporten (SKB 2013a) och i SKBdoc 1427105.



Figur 9-10. *Aritmetiskt medelvärde för den årliga effektiva dosen för olika exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala årliga effektiva dosen för* ***beräkningsfallet med högt inventarium****. Den maximala årliga effektiva dosen för* ***beräkningsfallet med global uppvärmning*** *visas också för jämförelse. H&G – jägare och samlare, IO – inägo-utmarksjordbrukare, DM – jordbrukare på dikade myrar och GP – hushåll med köksträdgård. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Tabell 9-3. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med högt inventarium.*

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
17,7	7500	Silo (52,3)	Mo-93 (47,3)	Jordbrukare på dikade myrar
		1BMA (13,7)	Se-79 (15,1)	(Objekt 157_2)
		1BLA (11,2)	C-14-org (8,4)	
		2BMA (9,0)	I-129 (7,7)	
		2BTF (2,9)	U-238 (5,8)	
		1BTF (2,5)	Cl-36 (4,6)	
		5BLA (1,8)	Ca-41 (3,7)	
		2BLA (1,7)	U-235 (2,9)	
		4BLA (1,7)	Ni-59 (1,5)	
		3BLA (1,6)	Pa-231 (1,1)	
		BRT (1,5)	Övriga (2,0)	

På grund av inventarieosäkerheten för aktiveringsprodukter i rivningsavfallet är inventariet av Ca-41, som endast finns deponerat som rivningsavfall i 2BMA, tre gånger högre i *scenariot med högt inventarium* än i huvudscenariot (se figur 9-11). Inventariet av inducerad C-14 beräknas på samma sätt som för Ca-41. Osäkerheten för inventariet av C-14 i 2BMA är dock lägre än osäkerheten för Ca-41 eftersom den inducerade C-14-aktiviteten förekommer i system närmare reaktorhärden där noggrannheten i modellen är högre än för system längre bort där Ca-41 bildas (betong). Osäkerheten i inventariet av inducerad C-14 bedöms vara högre än för C-14 från vattenreningssystemen.

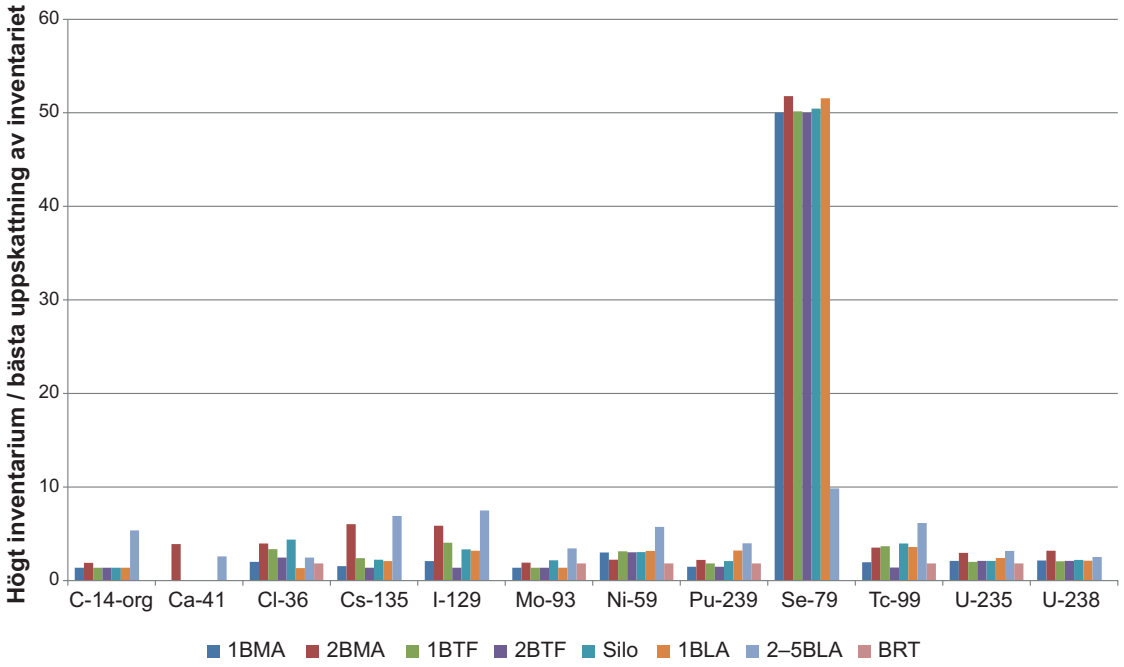
Bidragen till den högsta dosen för den exponerade gruppen *jordbrukare på dikade myrar* kommer huvudsakligen från de fyra förvarsutrymmen: silon, 1BMA, 1BLA och 2BMA, vilka tillsammans står för cirka 86 % av den högsta dosen. 1BTF och 2BTF står för cirka 5 % och övriga förvarsutrymmen bidrar med mindre än 2 % vardera till den högsta dosen. Skillnaderna mellan bidragen från de olika förvarsutrymmena beror främst på olikheter i förvarsutrymmenas inventarier. De relativa bidragen till den årliga dosen för *jordbrukare på dikade myrar* i *scenariot med högt inventarium* liknar dem som erhållits i huvudscenariots *variant med global uppvärmning*, med skillnader som diskuteras nedan. Tidsserier av doser till *jordbrukare på dikade myrar* i biosfärsobjekt 157_2 redovisas för de fyra förvarsutrymmen som bidrar mest till den högsta dosen i figurerna 9-12 till 9-15. Under perioder med periglacialt klimattillstånd är *jordbruk på dikade myrar* inte möjligt, varför exponering inte har analyserats för denna grupp under dessa perioder.

För silon är Mo-93, Se-79, C-14-org, I-129 och Cl-36 de radionuklider som bidrar mest till den högsta dosen, som inträffar vid 7950 e Kr (figur 9-12). Efter 40 000 e Kr är Ni-59 den dosdominerande radionukliden. Den mest framträdande skillnaden jämfört med *beräkningsfallet med global uppvärmning* är det höga dosbidraget från Se-79 som bidrar med över 15 % av maximala dosen fram till 40 000 e Kr, vilket beror på dess större relativa ökning i inventariet (se figur 9-11).

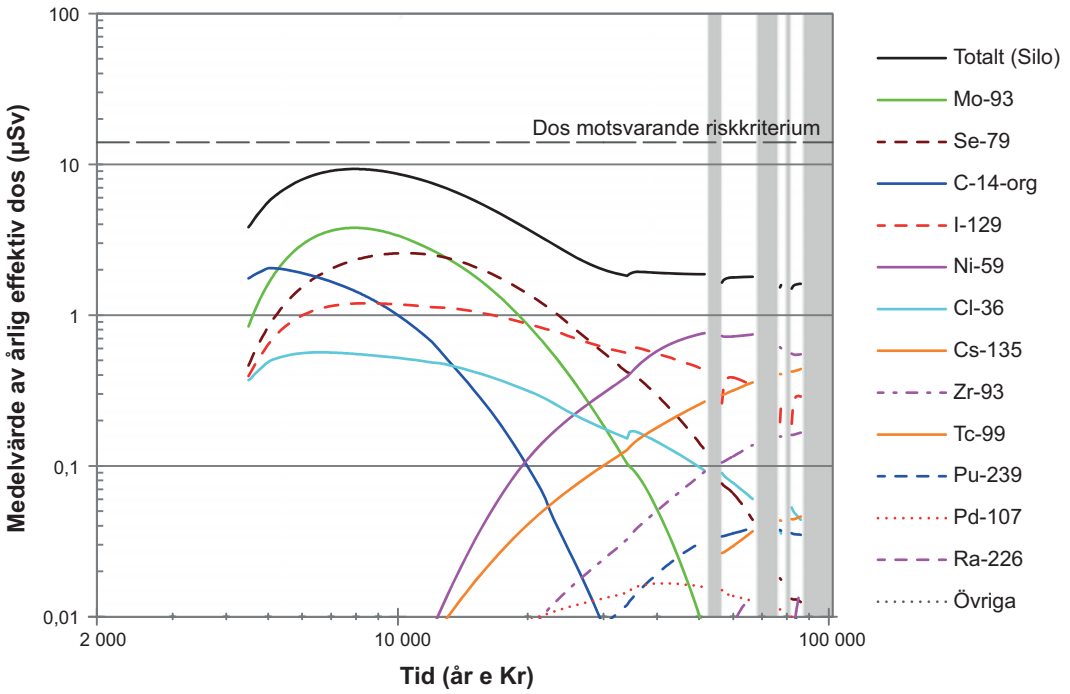
För 1BMA kommer de största dosbidragen under den första delen av analysperioden från samma radionuklider som för silon, Mo-93, Se-79, C-14-org, I-129 och Cl-36 (figur 9-13). Från 16 500 e Kr bidrar Ni-59 mest till dos och dosökningen orsakad av Ni-59 pågår fram till slutet av den andra perioden av tempererat klimat. En maximal dos på 5 µSv för utsläpp från 1BMA nås vid 66 500 e Kr och domineras av Ni-59 (66 %), Zr-93 (11 %) och Cs-135 (9 %).

För 1BLA dominerar Mo-93 dosen initialt, men redan efter år 5100 e Kr domineras dosen av U-238. Den högsta dosen inträffar 7750 e Kr och de viktigaste dosbidragen orsakas då av U-238 och U-235 följt av Mo-93 och Pa-231 (figur 9-14). Sönderfallsprodukter till U-235 (Pa-231 och Ac-227) blir allt viktigare över tid.

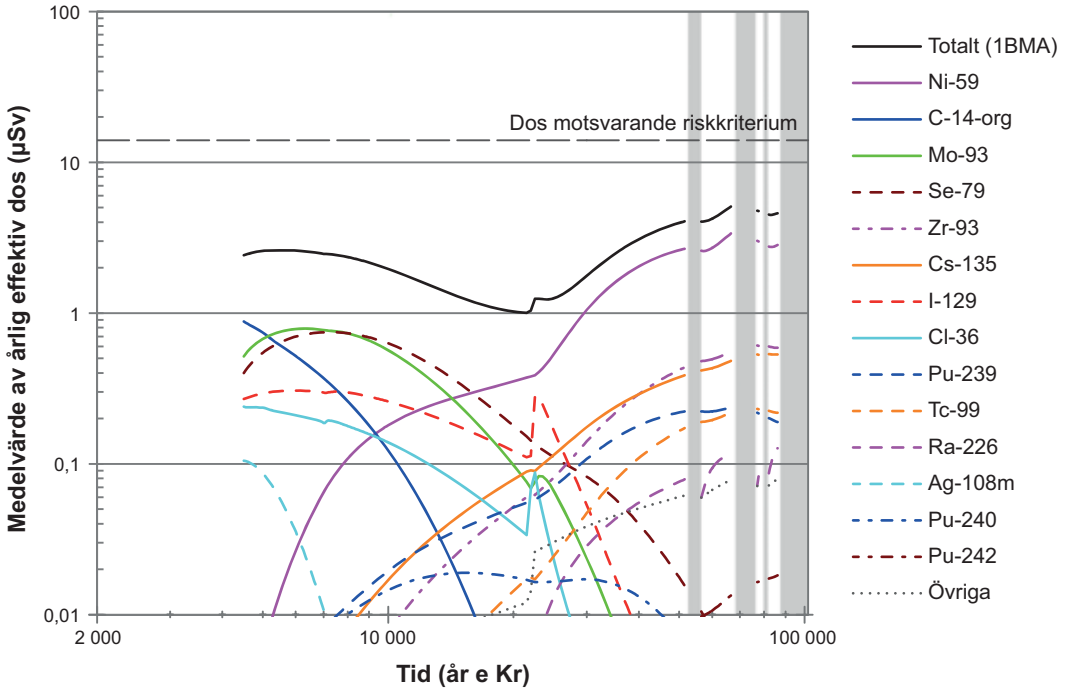
För 2BMA bidrar Mo-93 mest till dos fram till 14 000 e Kr (figur 9-15). Därefter är Ca-41 mest bidragande fram till slutet av den andra perioden av tempererat klimattillstånd när Ni-59 blir den radionuklid som bidrar mest, vilket den gör fram till slutet av analysperioden. Den högsta dosen till följd av utsläpp från 2BMA uppträder 13 500 e Kr i biosfärsobjekt 157_2, med jämförbara bidrag från Mo-93 och Ca-41 och en storleksordning mindre från Cl-36.



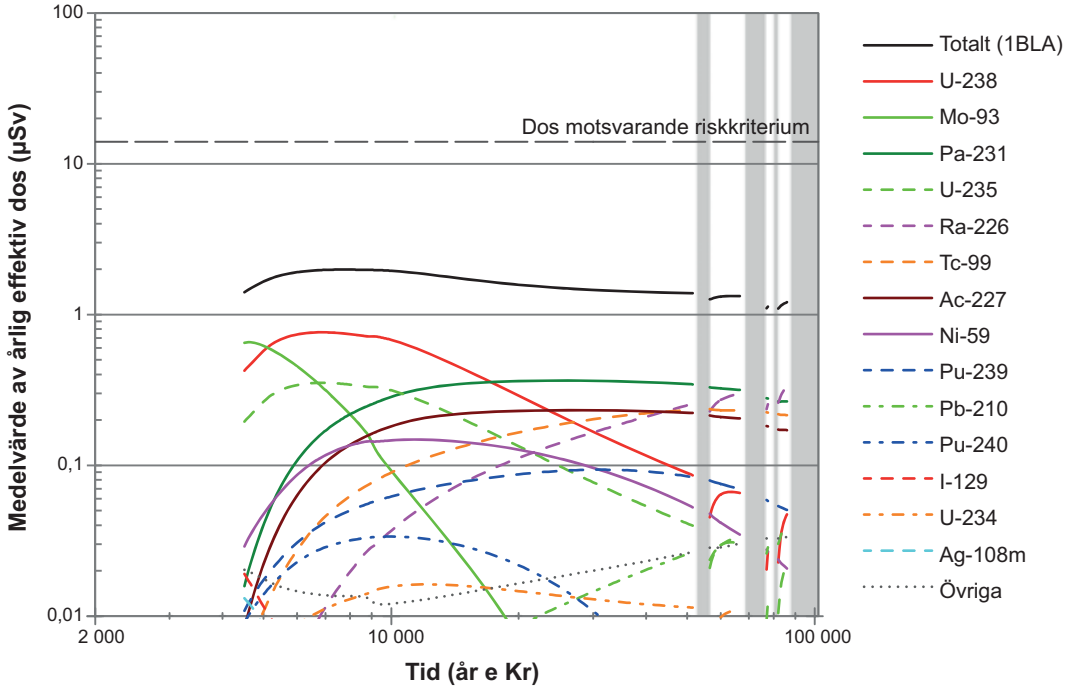
Figur 9-11. *Skillnad mellan högt inventarium och bästa uppskattning av inventariet.*



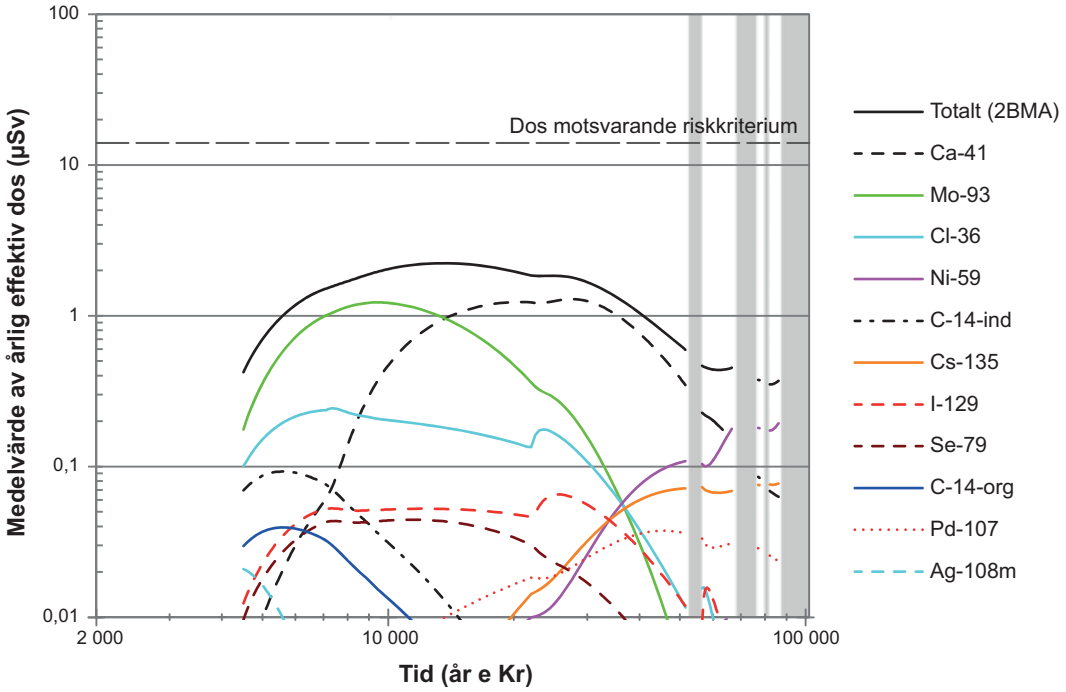
Figur 9-12. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***silon*** *i* ***scenariot med högt inventarium****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*



Figur 9-13. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2. Värden visas för doser från utsläpp från* ***1BMA*** *i* ***scenariot med högt inventarium.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*



Figur 9-14. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BLA*** *i* ***scenariot med högt inventarium.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*



Figur 9-15. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***2BMA*** *i* ***scenariot med högt inventarium.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*

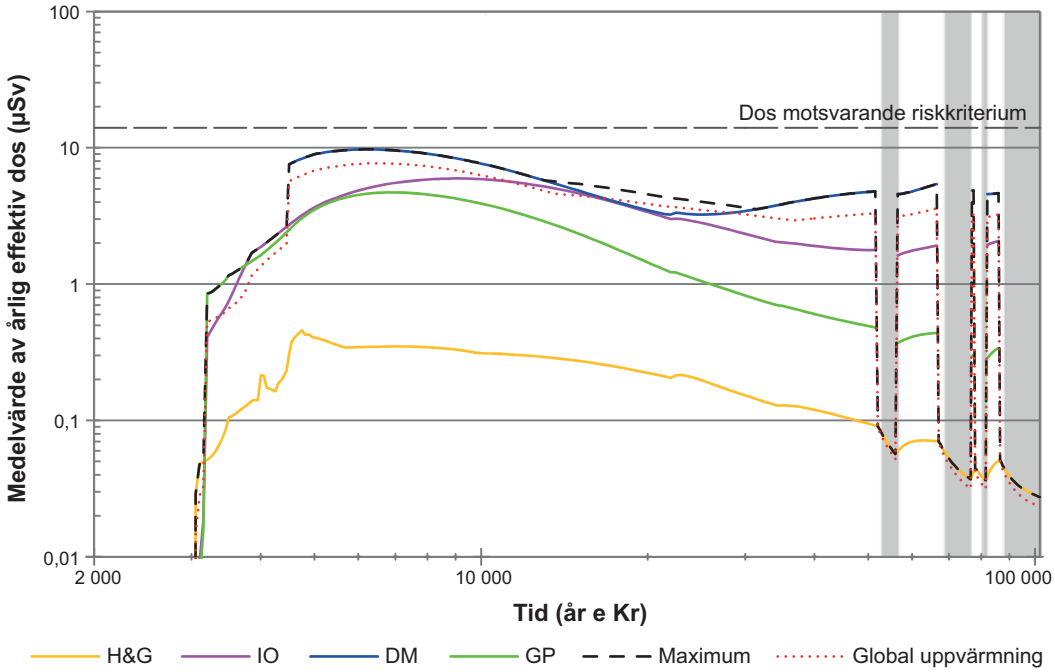
Liksom i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* är Mo-93 den enda radionuklid som bidrar väsentligt till dosen från samtliga förvarsutrymmen vid tidpunkten för de högsta utsläppen vid 7500 e Kr. För de förvarsutrymmen som bidrar mest till dos (vid 7500 e Kr) är bidraget från Mo-93 till den högsta dosen för respektive förvarsutrymme: Silon (41 %), 1BMA (31 %), 1BLA (12 %) och 2BMA (67 %).

9.3.2 Scenariot med högt flöde i berggrunden

Scenariot med högt flöde i berggrunden beskrivs i avsnitt 7.6.2. I detta scenario antas även högre vattenflöden i förvarsutrymmena än i *huvudscenariots variant med global uppvärmning* till följd av ett ökat flöde i berggrunden.

Tidsserier av årliga effektiva doser till de exponerade grupperna i biosfärsobjekt 157_2, och den maximala dosen för beräkningsfallet för *scenariot med högt flöde i berggrunden,* visas i figur 9-16. Den högsta dosen erhålls vid 6250 e Kr, vilket är 250 år tidigare än i *beräkningsfallet med global uppvärmning* (se tabell 9-1 och 9-4). Detta överensstämmer med högre flöden i förvarsutrymmenas kringgjutningsbruk som leder till högre utsläppshastigheter från närzonen. Därefter minskar den maximala dosen något under perioden fram till ungefär 30 000 e Kr, då samma vändning mot en stigande trend som i huvudscenariot observeras. Efter att den högsta dosen nåtts uppträder således bara en måttlig variation av den maximala dosen över tiden, med undantag för periglaciala perioder. Den högsta dosen är något högre än i *huvudscenariots variant med global uppvärmning* (9,7 µSv jämfört med 7,7 µSv, se tabell 9-4 och tabell 9-1) och de radionuklider som bidrar mest är desamma i båda fallen.

De största bidragen till den högsta dosen kommer från silon, 1BMA, 1BLA och 2BMA, och tillsammans utgör dessa 82 % av den högsta dosen. De relativa bidragen från de olika förvarsutrymmena liknar de i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*. Även den årliga dosens utveckling, inklusive den maximala dosen, är mycket lik utvecklingen för huvudscenariots *variant med global uppvärmning*, även om den högsta dosen inträffar 250 år tidigare och den maximala dosen är cirka 2 µSv högre i detta fall till följd av de ökade flödena.

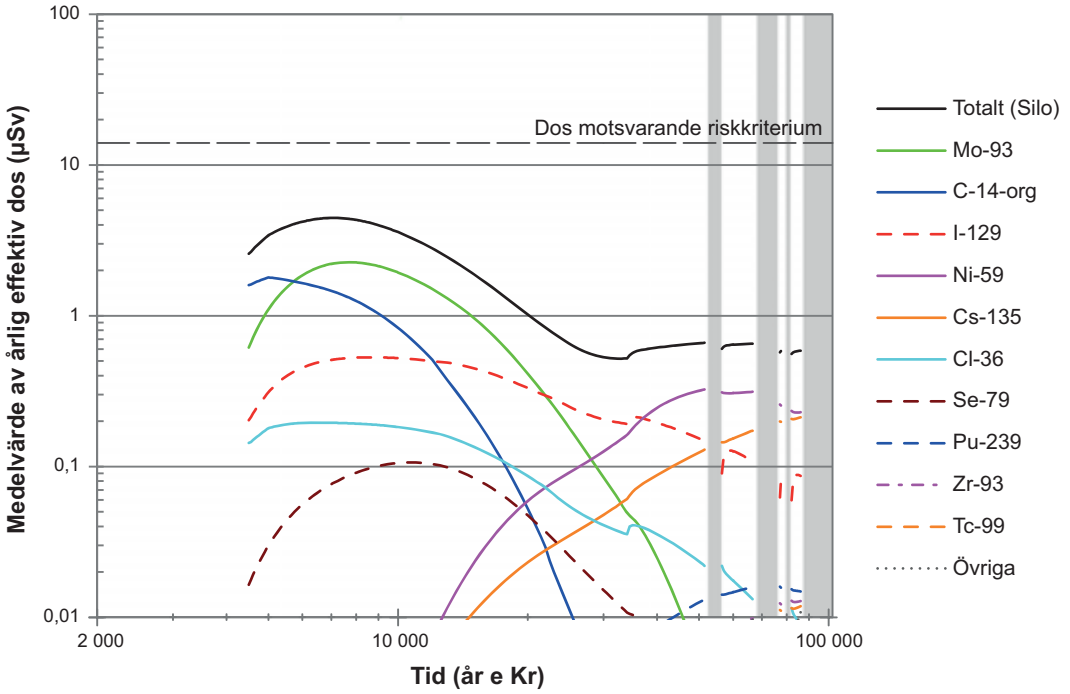


Figur 9-16. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen för exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och det maximala värdet för alla biosfärsobjekt i* ***scenariot med högt flöde i berggrunden****. Den maximala dosen för* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning*** *visas också för jämförelse. H&G – jägare och samlare, IO – inägo-utmarksjordbrukare, DM – jordbrukare på dikade myrar och GP – hushåll med köksträdgård. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*

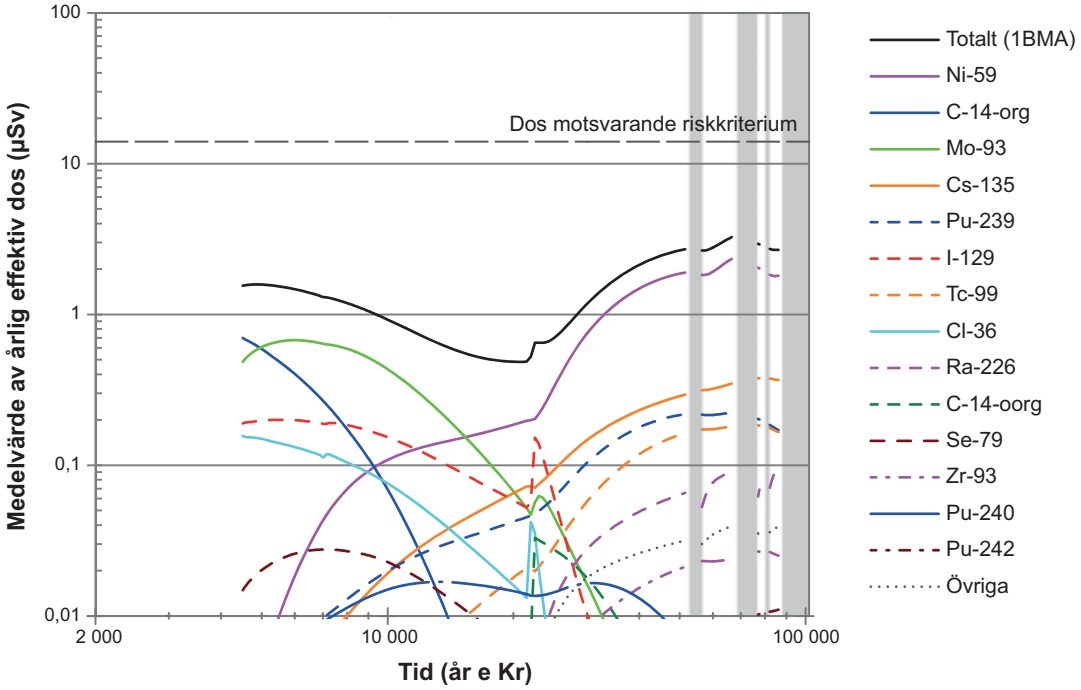
Figurerna 9-17 till 9-20 visar tidsserier av den årliga effektiva dosen och de dominerande radionukliderna för exponeringen av *jordbrukare på dikade myrar* i biosfärsobjekt 157_2 till följd av utsläpp från de fyra förvarsutrymmen som bidrar mest till högsta dosen. De radionuklider som bidrar mest till den högsta dosen i *scenariot med högt flöde i berggrunden* är desamma som i huvudscenariots *variant med global uppvärmning*. Med andra ord är diskussionen och förklaringarna i avsnitt 9.2.1 kring figurerna 9-3 till 9-6 applicerbara även för detta scenario. En jämförelse mellan resultaten i figurerna 9-17 till 9-20 och resultaten för *beräkningsfallet med global uppvärmning* (figurerna 9-3 till 9-6) visar inga betydande skillnader mellan de två fallen och den beräknade dosen är tämligen opåverkad av de ökade vattenflödena, åtminstone för förvarsutrymmen med tekniska barriärer.

Tabell 9-4. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ från den mest exponerade gruppen i *scenariot med högt flöde i berggrunden*.

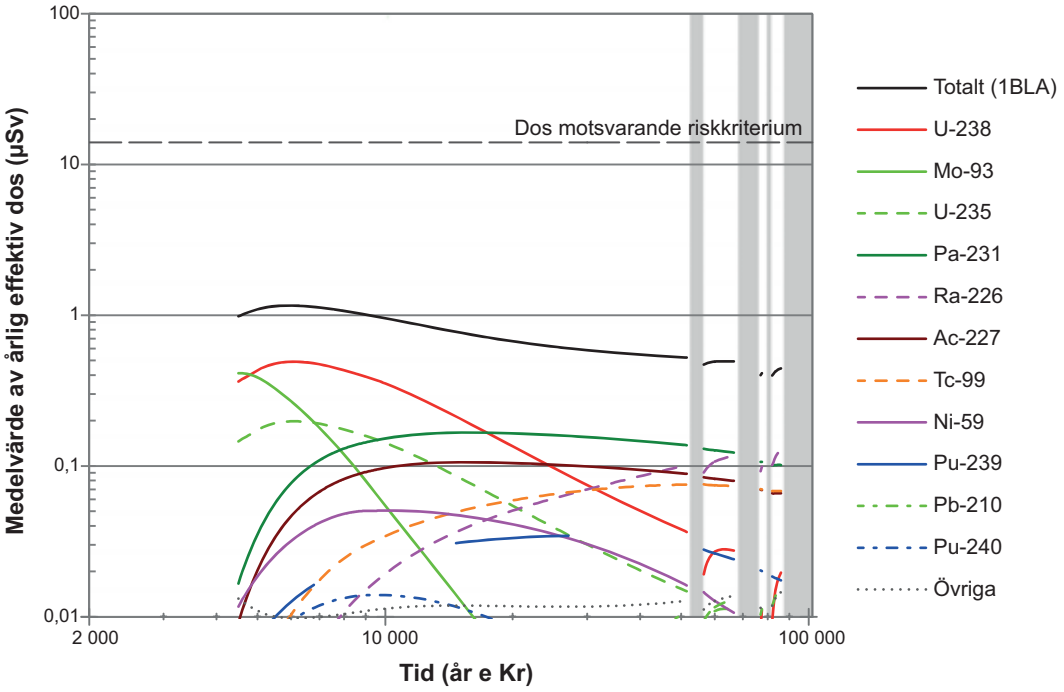
Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
9,7	6250	Silo (44,3) 1BMA (14,7) 1BLA (11,8) 2BMA (11,6) 2BTF (4,7) BRT (3,9) 1BTF (3,8) 4BLA (1,4) 5BLA (1,3) 2BLA (1,2) 3BLA (1,2)	Mo-93 (58,1) C-14-org (17,4) U-238 (6,6) I-129 (5,4) Cl-36 (3,1) U-235 (2,9) Ca-41 (2,7) Övriga (3,8)	Jordbrukare på dikade myrar (Objekt 157_2)



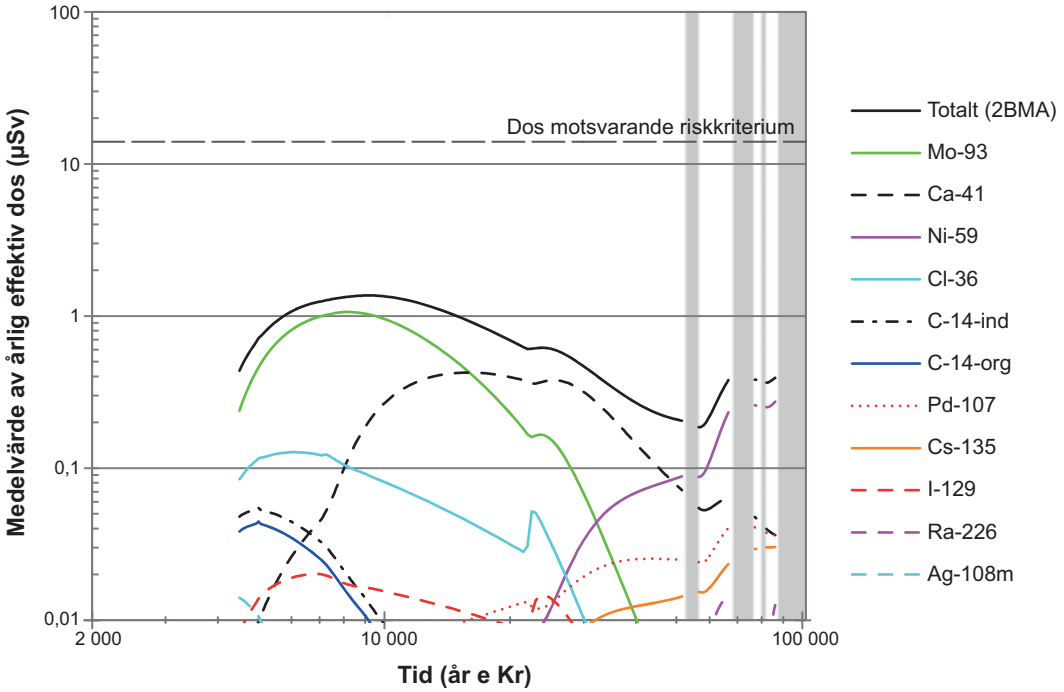
Figur 9-17. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***silon*** *i* ***scenariot med högt flöde i berggrunden****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-18. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BMA*** *i* ***scenariot med högt flöde i berggrunden****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-19. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BLA*** *i* ***scenariot med högt flöde i berggrunden****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-20. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***2BMA*** *i* ***scenariot med högt flöde i berggrunden****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

9.3.3 Scenariot med accelererad betongdegradering

Scenariot med accelererad betongdegradering beskrivs i avsnitt 7.6.3. I detta scenario ökar betongens hydrauliska konduktivitet betydligt tidigare eller i större utsträckning än i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*.

Tidsserier av de årliga effektiva doserna till exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala årliga effektiva dosen för *scenariot med accelererad betongdegradering* visas i figur 9-21. Den högsta dosen uppträder tidigare än i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* (950 år tidigare) och även tidigare än i *scenariot med högt flöde i berggrunden* (450 år tidigare). Detta beror på en snabbare advektiv transport på grund av betongbarriärernas högre konduktivitet i *scenariot med accelererad betongdegradering*. Den högsta dosen ökar jämfört med *beräkningsfallet med global uppvärmning.* Förutom dessa skillnader följer den årliga effektiva dosens utveckling i detta scenario samma mönster som i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* (jämför figur 9-21 och figur 9-1). Efter den högsta dosen vid 5550 e Kr varierar den maximala dosen endast lite under hela den simulerade perioden förutom under perioder med periglacialt klimat.

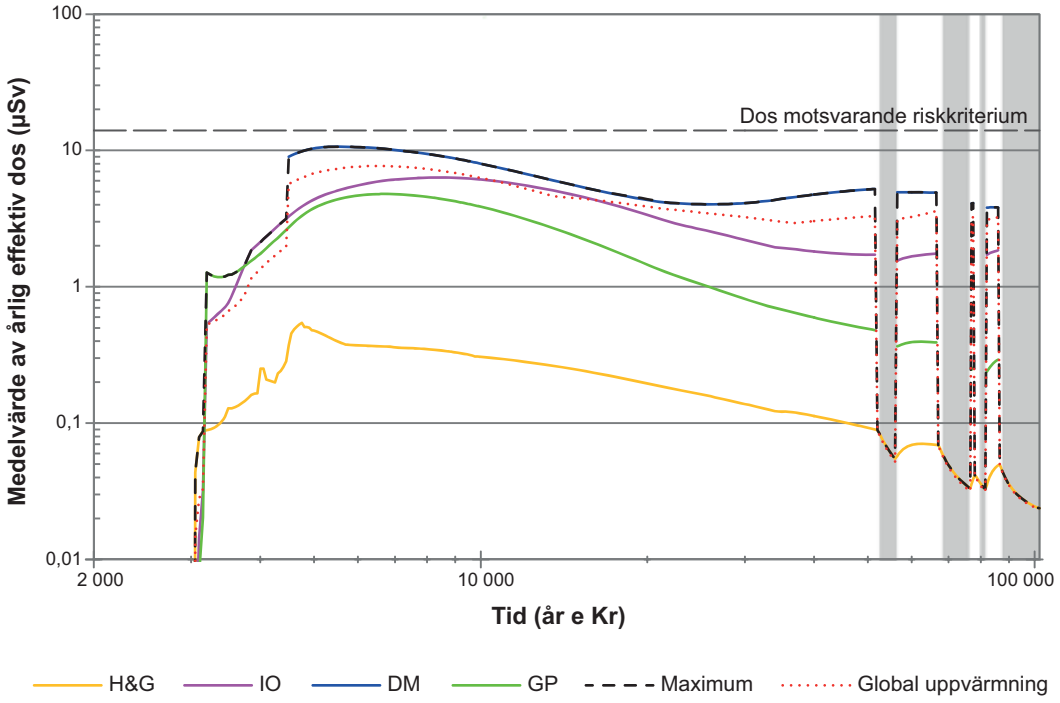
Den högsta dosen för *scenariot med accelererad betongdegradering* är 10,6 µSv (tabell 9-5), vilket är en ökning på ungefär 40 % jämfört med *beräkningsfallet med global uppvärmning* (tabell 9-1). De radionuklider som dominerar den högsta dosen i detta scenario är i stort sett desamma som i huvudscenariots *variant med global uppvärmning*.

De största dosbidragen för den exponerade gruppen *jordbrukare på dikade myrar* i *scenariot med accelererad betongdegradering* kommer från 1BMA, silon, 2BMA och 1BLA, vilka tillsammans bidrar med 84 % av den totala dosen. Rangordningen mellan de olika förvarsutrymmenas bidrag till den högsta dosen skiljer sig från huvudscenariots *variant med global uppvärmning,* genom att 1BLA och silon bidrar med lägre relativa dosbidrag i detta scenario. Detta förklaras av de ökade utsläppen från 1BMA och 2BMA, som har betongbarriärer som påverkas av degraderingen. Anledningen till att doserna från silon påverkas försumbart av den accelererade betongdegraderingen är att bentonitbarriärerna förblir intakta. Doserna från 1BLA är identiska med huvudscenariots *variant med global uppvärmning*, eftersom 1BLA saknar betongbarriärer.

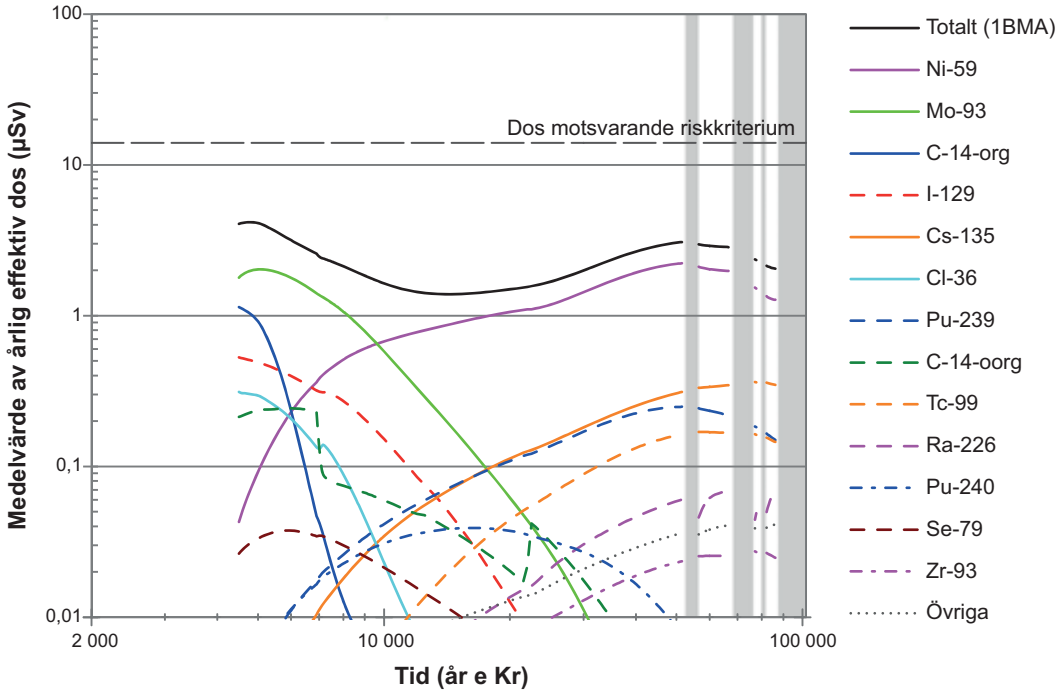
Figurerna 9-22 till 9-25 visar tidsserier av den årliga effektiva dosen och de dominerande radionuklidernas bidrag för *jordbrukare på dikade myrar* i biosfärsobjekt 157_2 till följd av utsläpp från de fyra förvarsutrymmen som bidrar mest till dos i *scenariot med accelererad betongdegradering*: 1BMA, silon, 1BLA och 2BMA. I detta scenario liknar mönstren för utvecklingen av den årliga dosen och för bidrag från förvarsutrymmen och radionuklider mönstren i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*.

Tabell 9-5. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med accelererad betongdegradering.*

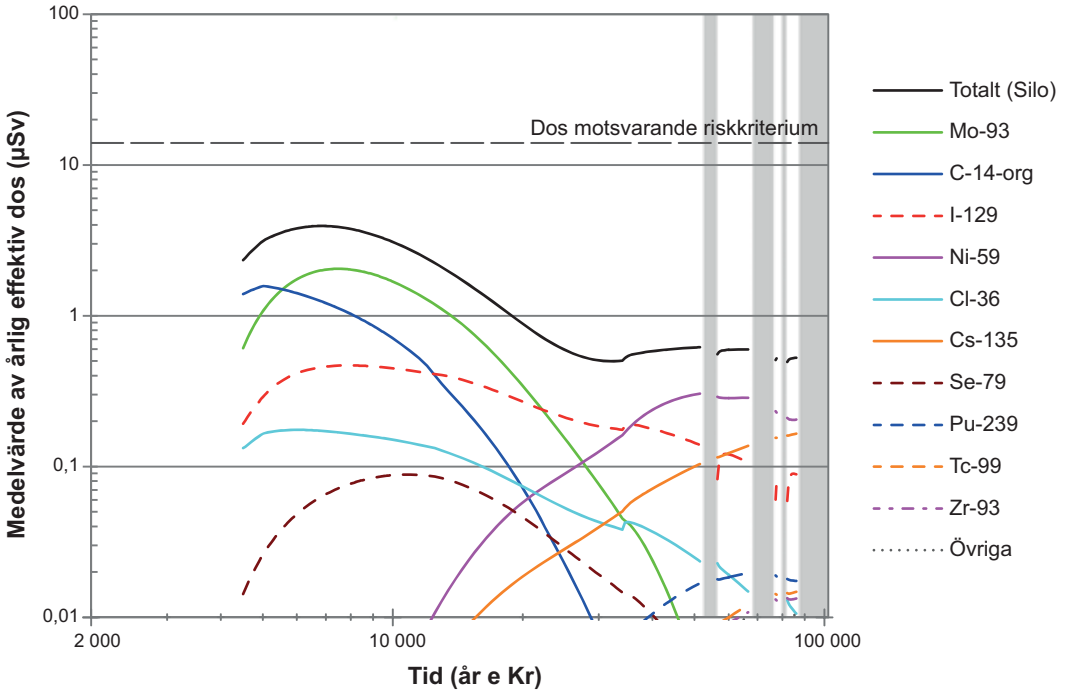
Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
10,6	5550	1BMA (33,6)	Mo-93 (59,8)	Jordbrukare på dikade myrar
		Silo (33,6)	C-14-org (17,0)	(Objekt 157_2)
		2BMA (8,8)	I-129 (6,4)	
		1BLA (8,4)	U-238 (4,3)	
		2BTF (4,8)	Cl-36 (4,0)	
		1BTF (3,8)	C-14-oorg (2,3)	
		BRT (3,5)	U-235 (1,8)	
		2BLA (1,0)	Ca-41 (1,6)	
		3BLA (1,0)	Ni-59 (1,3)	
		5BLA (0,9)	Övriga (1,5)	
		4BLA (0,8)		



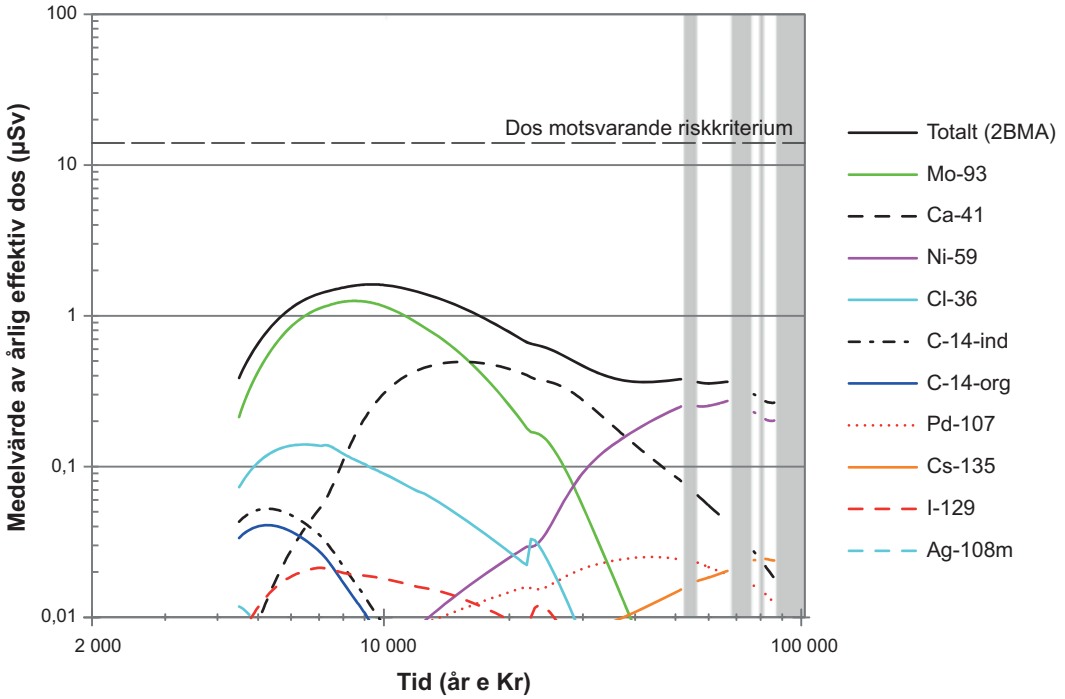
Figur 9-21. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen för exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala dosen för alla biosfärsobjekt i* ***scenariot med accelererad betongdegradering.*** *Den maximala dosen för* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning*** *visas också för jämförelse. H&G – jägare och samlarare, IO – inägo-utmarksjordbrukare, DM – jordbrukare på dikade myrar och GP – kökträdgård. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



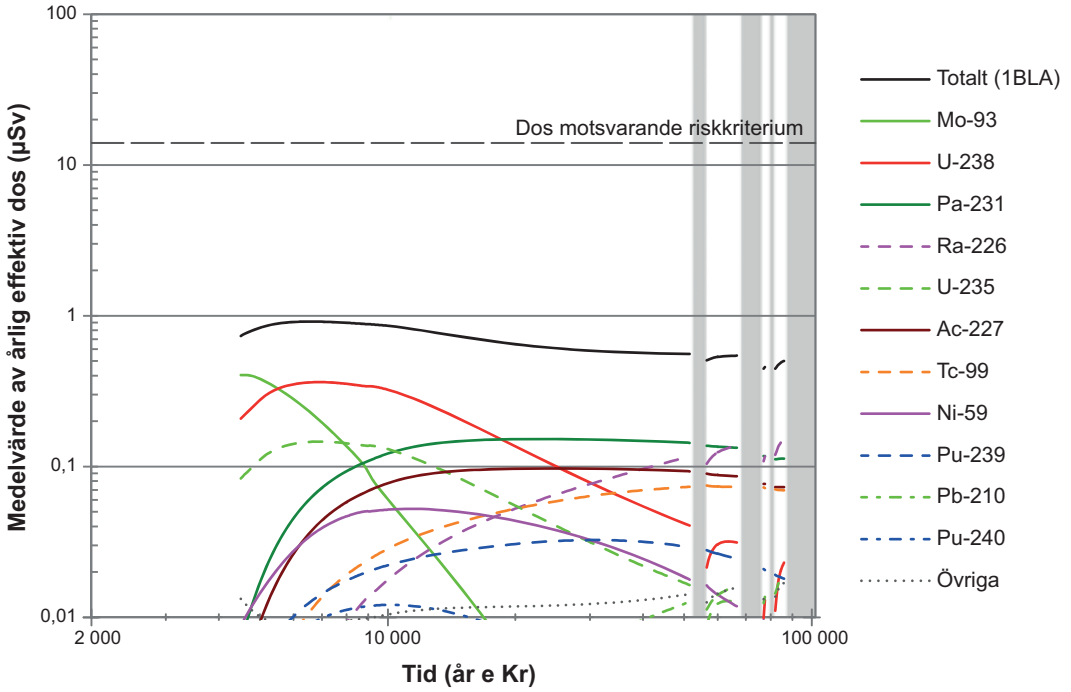
Figur 9-22. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BMA*** *i* ***scenariot med accelererad betongdegradering****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-23. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***silon*** *i* ***scenariot med accelererad betongdegradering****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-24. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***2BMA*** *i* ***scenariot med accelererad betongdegradering****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-25. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BLA*** *i* ***scenariot med accelererad betongdegradering****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

9.3.4 Scenariot med bentonitdegradering

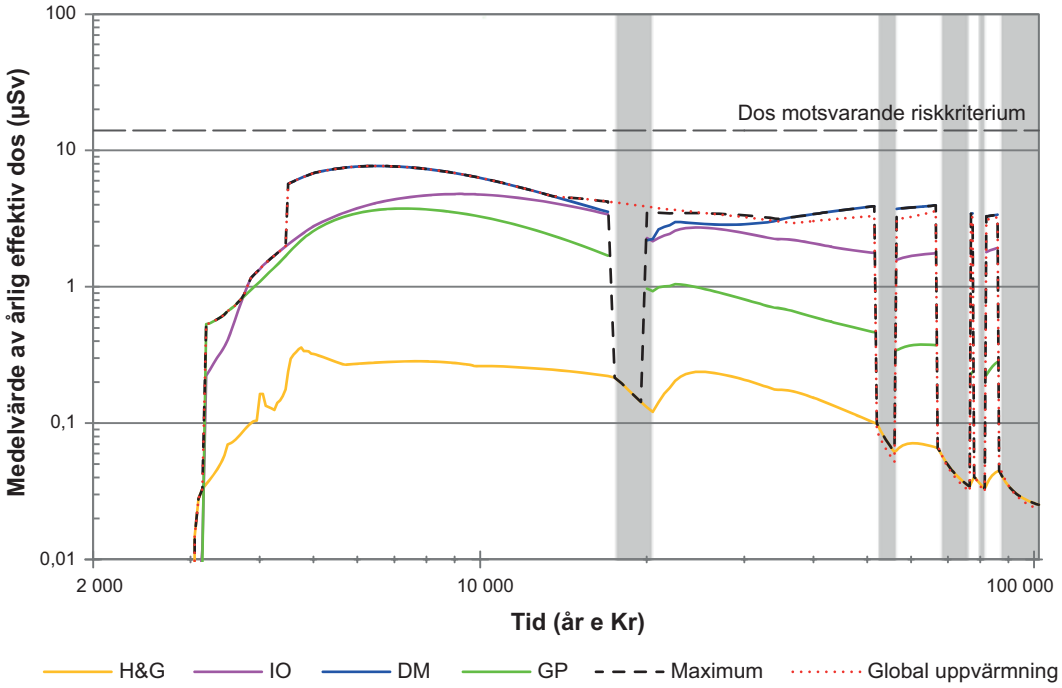
Scenariot med bentonitdegradering beskrivs i avsnitt 7.6.4. I detta scenario degraderar bentoniten som är en del av silons tekniska barriärsystem till följd av bildandet av en islins under den tidiga periglaciala perioden som råder från 17 500 e Kr till 20 500 e Kr, vilket leder till ökade vattenflöden i silon.

Tidsserier av årliga effektiva doser till exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala årliga effektiva dosen för beräkningsfallet för *scenariot med bentonitdegradering* visas i figur 9-26.

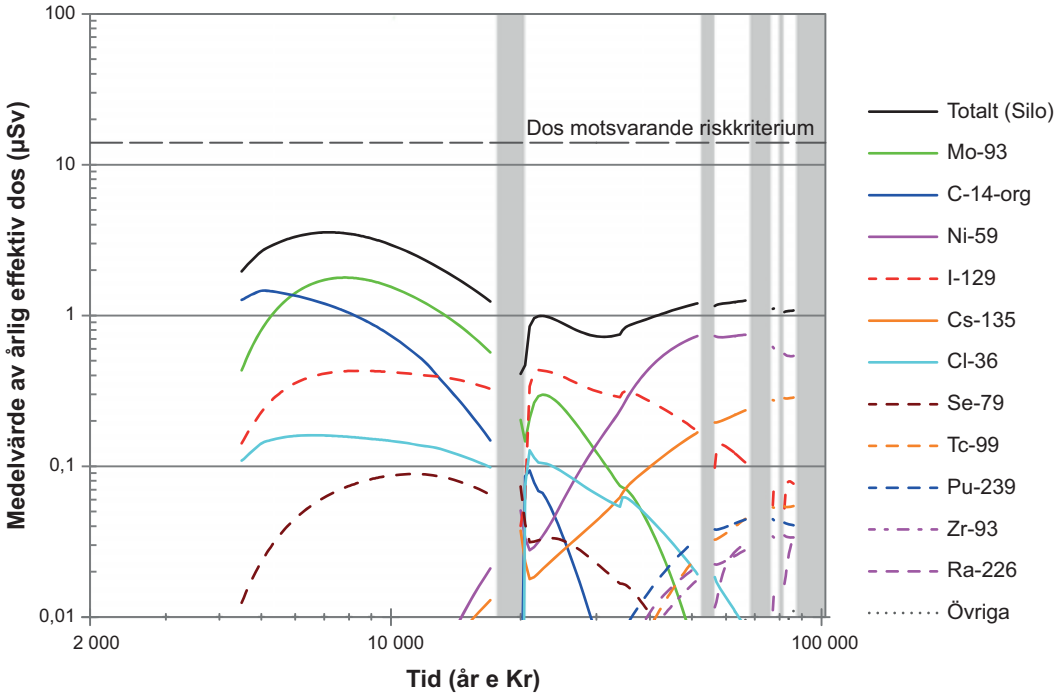
Den högsta dosen på 7,7 µSv inträffar vid år 6500 e Kr, dvs samtidigt som i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* (tabell 9-6 och tabell 9-1). Under den inledande perioden av tempererat klimat fram till år 17 500 e Kr är interna och externa förhållanden desamma som i huvudscenariots *variant med global uppvärmning*.

De årliga doserna är lägre under perioder med periglacialt klimattillstånd, inklusive den tidiga periglaciala perioden, av samma skäl som anges i avsnitt 9.2. Efter den tidiga periglaciala perioden ökar den maximala dosen till samma nivå som före permafrostens början, och ökar därefter bara måttligt, dock utan att överstiga den högsta dosen vid år 6500 e Kr. Islinsbildning under den tidiga perioden av permafrost påverkar alltså inte den högsta dosen i detta beräkningsfall, trots att bentonitens försämrade tillstånd kvarstår efter upptining.

Figur 9-27 visar bidraget till dos från radionuklider som kommer från silon, vilket är det enda förvarsutrymme vars barriärer påverkas av islinsen. En jämförelse mellan denna figur och figur 9-3, som redovisar motsvarande resultat för huvudscenariots *variant med global uppvärmning*, visar att det totala bidraget från silon på lång sikt överstiger bidraget i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* med mindre än en halv storleksordning och ligger avsevärt lägre än det högsta värdet som inträffar i den inledande tempererade perioden (då förhållandena är identiska i båda fallen).



Figur 9-26. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen för exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala dosen för alla biosfärsobjekt i* ***scenariot med bentonitdegradering.*** *Den maximala dosen för* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning*** *visas också för jämförelse. H&G – jägare och samlare, IO – inägo-utmarksjordbrukare, DM – jordbrukare på dikade myrar och GP – hushåll med kökträdgård. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-27. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i objekt 157_2 för utsläpp från* ***silon i scenariot med bentonitdegradering.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Tabell 9-6. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i scenariot med *bentonitdegradering.*

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
7,7	6500	Silo (45,3) 1BMA (15,8) 1BLA (11,9) 2BMA (8,4) 2BTF (5,0) BRT (4,2) 1BTF (4,1) 5BLA (1,4) 2BLA (1,4) 4BLA (1,3) 3BLA (1,3)	Mo-93 (57,7) C-14-org (17,9) U-238 (6,4) I-129 (5,8) Cl-36 (3,3) Ca-41 (2,8) U-235 (2,7) Övriga (3,4)	Jordbrukare på dikade myrar (Objekt 157_2)

9.3.5 Scenariot med jordskalv

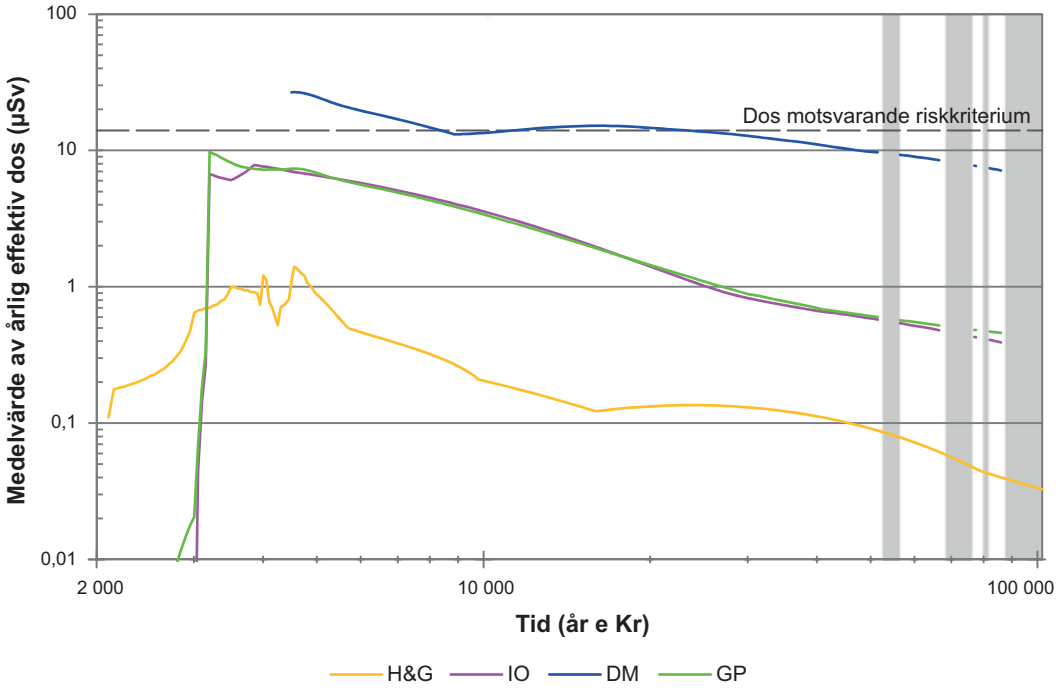
Scenariot med jordskalv, i vilket effekten av ökade vattenflöden till följd av ett jordskalv som skadar silons konstruktion analyseras, beskrivs i avsnitt 7.6.5. För detta scenario användes parametervärdena för bästa skattningar (BE) och beräkningarna upprepades under antagandet att ett jordskalv kan inträffa när som helst under analysperioden. För att täcka in detta gjordes upprepades beräkningar med ett jordskalv som inträffar med hundra års förskjutning, med start från förvarets förslutning till slutet av analysperioden.

Tidsserier av årliga effektiva doser till exponerade grupper presenteras i figur 9-28. För alla utvärderade jordskalv visas i figuren den högsta dosen till en exponerad grupp för varje tidpunkt. Liksom i huvudscenariot erhålls högsta årliga dosen av *jägare och samlare* de första 1 000 åren efter förslutning när området täcks av hav. Därefter och fram till 4500 e Kr erhåller *inägo-utmarksjordbrukare* och *hushåll med köksträdgård* de högsta doserna. Vid 4500 e Kr har landet höjt sig så pass mycket över havet att myren i biosfärsobjekt 157_2 kan dikas och brukas och den högsta årliga dosen erhålls av *jordbrukare på dikade myrar* under resterande delen av analysperioden (förutom under periglaciala perioder när endast *jägare och samlare* finns i området). Den högsta dosen för detta scenario inträffar år 4550 e Kr, till följd av ett jordskalv år 2100 e Kr, och är drygt tre gånger högre än i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*, se tabell 9-7.

Det bör noteras att tidpunkten för den högsta dosen inte kommer att sammanfalla med tidpunkten för den högsta risken i detta scenario. Ett jordskalv i början av analysperioden kommer alltid att leda till den högsta dosen, eftersom radionuklidinventariet minskar med tiden på grund av radioaktivt sönderfall. Jordskalv har tilldelats en årlig sannolikhet (avsnitt 7.6.5) och risken beräknas med den kumulativa sannolikheten för att ett jordskalv kommer att inträffa före en viss tidpunkt. Detta innebär att riskanalysen når sin högsta nivå mycket senare i analysperioden eftersom den kumulativa sannolikheten är låg i början och ökar med tiden.

Tabell 9-7. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med jordskalv*.

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Jordskalv [år e Kr]	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
26,7	4550	2100	Mo-93 (71,1) C-14-oorg (9,0) Ni-59 (7,4) I-129 (5,4) C-14-org (2,5) Pu-240 (1,6) Pu-239 (1,4) Övriga (1,5)	Jordbrukare på dikade myrar (Objekt 157_2)



Figur 9-28. *Årlig dos för utsatta grupper i biosfärsobjekt 157_2 i* ***scenariot med jordskalv****. H&G – jägare och samlare, IO – inägo-utmarksjordbrukare, DM – jordbrukare på dikade myrar och GP – hushåll med kökträdgård. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*

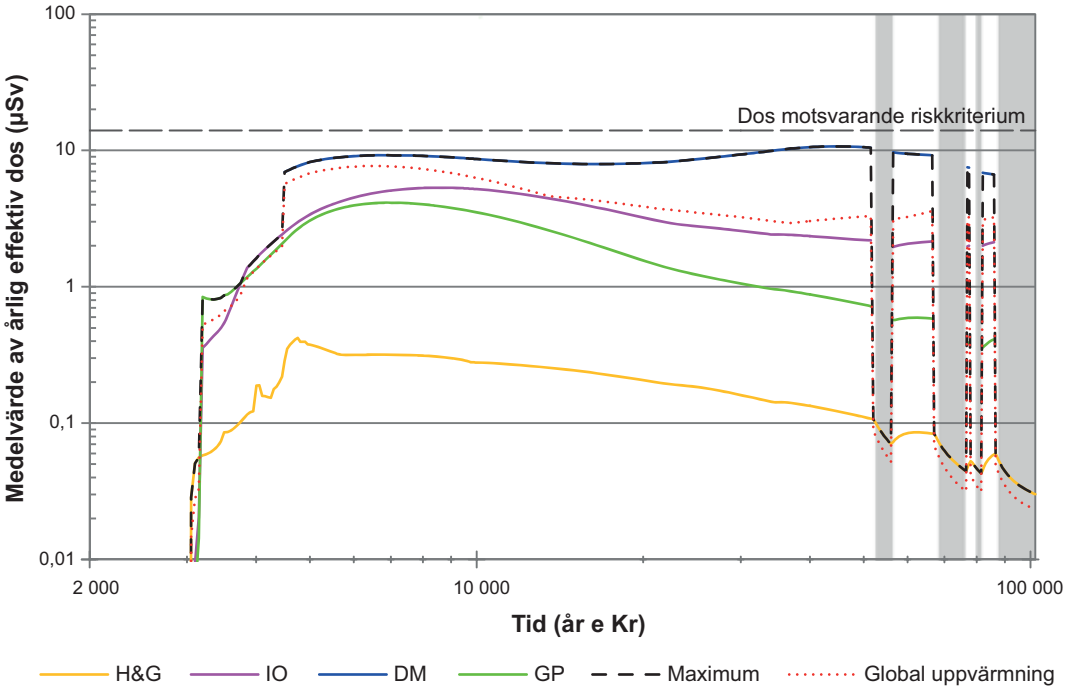
9.3.6 Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare

Scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare beskrivs i avsnitt 7.6.6. I detta scenario appliceras högre sorptionreduktionsfaktorer jämfört med huvudscenariots *variant med global uppvärmning* för att avspegla kemiska förhållanden med högre koncentrationer av komplexbildare. Endast radionuklider vars sorptionsegenskaper potentiellt kan påverkas av organiska komplexbildare ges en reduktionsfaktor för sorptionfördelningskoefficienten i förvarsutrymmen som innehåller organiska komplexbildare.

Årliga effektiva doserna till exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala årliga effektiva dosen för scenariot med *höga koncentrationer av komplexbildare* visas i figur 9-29.

Den högsta årliga effektiva dosen, tillsammans med tidpunkten den inträffar, bidragen från förvarsutrymmena och de mest relevanta radionukliderna redovisas i tabell 9-8. Där redovisas också den exponerade grupp som får den högsta årliga dosen och i vilket av biosfärsobjekten det sker.

Den högsta årliga effektiva dosen nås 44 500 e Kr alltså sent under den första perioden med tempererat klimattillstånd och senare i tiden än högsta dos för de tidigare diskuterade scenarierna (se figur 9-29 och tabell 9-8). Den högsta dosen är 3 µSv högre än i huvudscenariots *beräkningsfall global uppvärmning*, 10,7 µSv jämfört med 7,7 µSv. Denna skillnad beror på en andra dostopp i detta beräkningsfall medan den första toppen är relativt oförändrad mellan beräkningsfallen. Efter den högsta dosen visar den maximala dosen under tempererade förhållanden en måttlig minskning fram till slutet av den simulerade perioden. Under periglaciala perioder är exponeringen betydligt lägre på grund av samma konceptuella antaganden som i tidigare diskuterade scenarier.

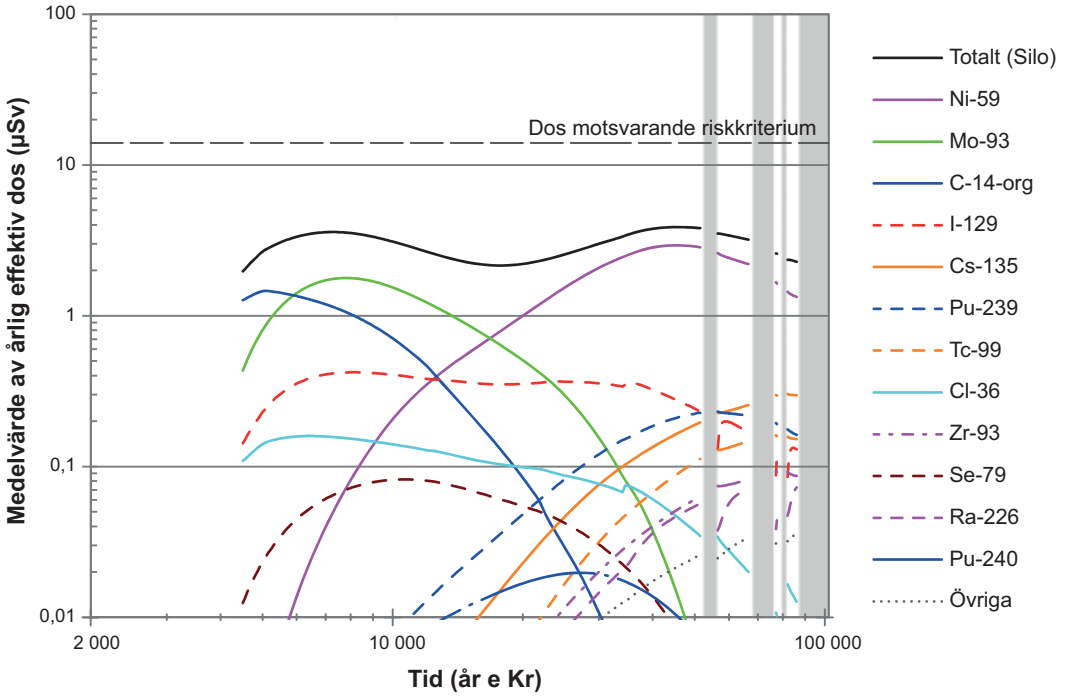


Figur 9-29. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen för exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och det maximala värdet för alla biosfärsobjekt i* ***scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare****. Den maximala dosen för* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning*** *visas också för jämförelse. H&G – jägare och samlare, IO – inägo-utmarksjordbrukare, DM – jordbrukare på dikade myrar och GP – hushåll med kökträdgård. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*

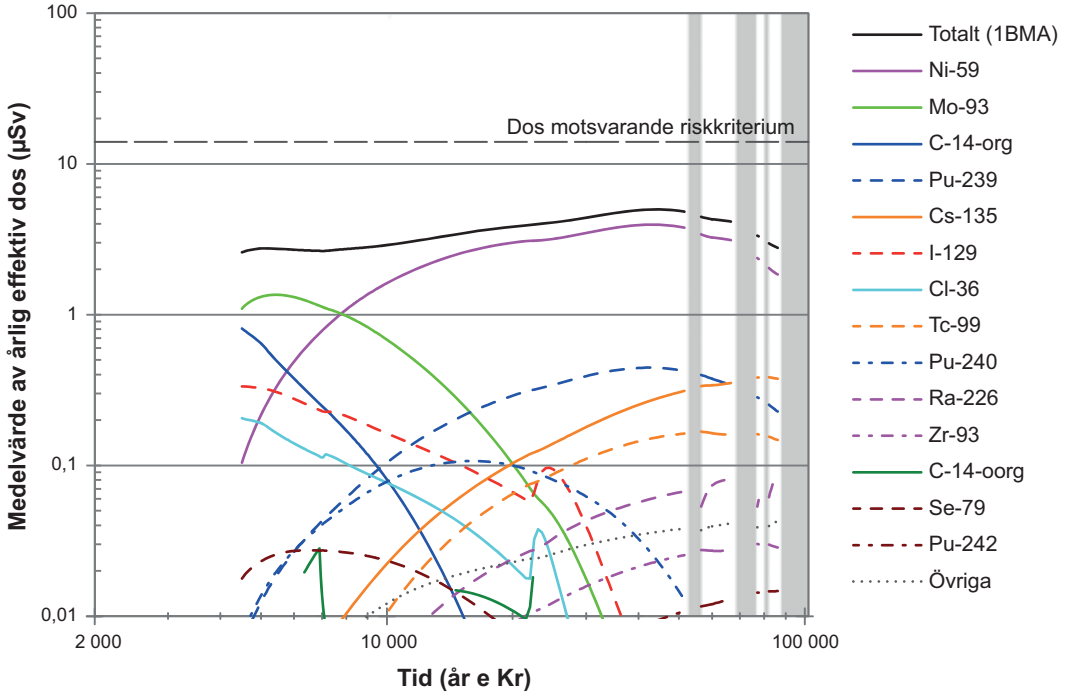
Tabell 9-8. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ från den mest exponerade gruppen i *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare.*

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
10,7	44 500	1BMA (46,5) Silo (36,1) 2BMA (6,1) 1BLA (5,2) 2BTF (1,6) BRT (1,0) 1BTF (0,9) 4BLA (0,8) 5BLA (0,8) 2BLA (0,7) 3BLA (0,6)	Ni-59 (75,7) Pu-239 (8,5) Pa-231 (2,9) Cs-135 (2,4) Ca-41 (2,0) Tc-99 (1,7) Ra-226 (1,5) Ac-227 (1,5) I-129 (1,4) Övriga (2,5)	Jordbrukare på dikade myrar (Objekt 157_2)

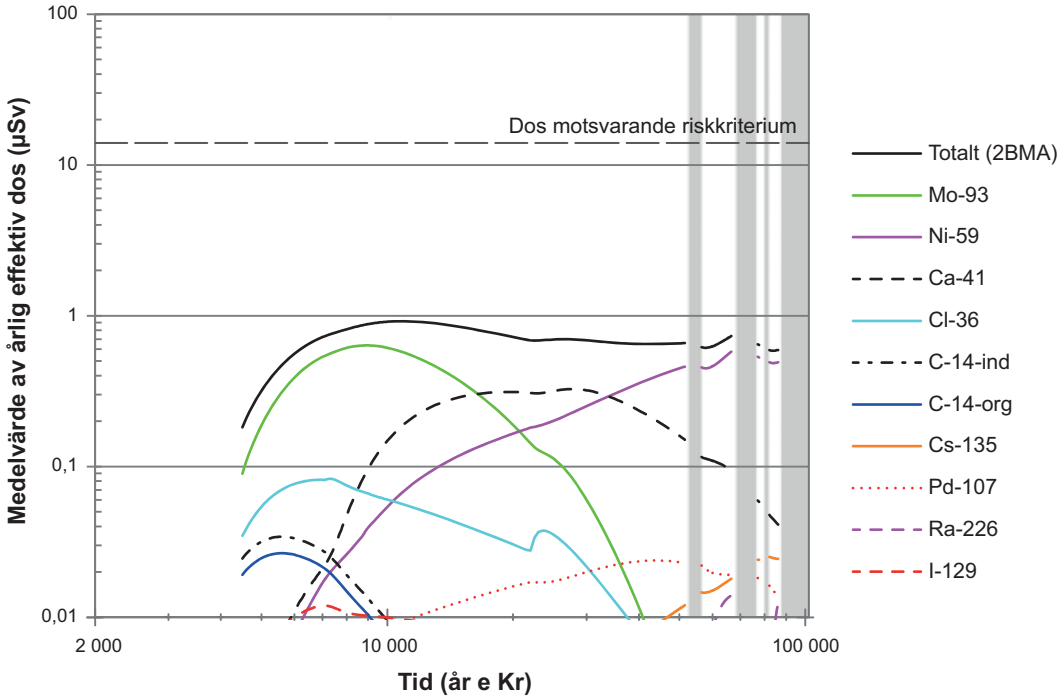
Anledningen till den sena tidpunkten för den högsta dosen i *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare* är bidraget från Ni-59, vilken påverkas av en ökad komplexbildning och är den mest betydelsefulla radionukliden i detta scenario. Detta visas tydligt i figurerna 9-30 till 9-34 där tidsserierna av den årliga effektiva dosen och de dominerande radionuklidernas bidrag för *jordbrukare på dikade myrar* i biosfärsobjekt 157_2 visas för de fem förvarsutrymmen som påverkas i detta scenario (det vill säga silon, 1–2BMA och 1–2BTF). De radionuklider som dominerar den högsta dosen i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* (Mo-93, C-14-org, U-238, I-129, Cl-36 och U-235) påverkas inte av ökad komplexbildning. En annan viktig skillnad jämfört med huvudscenariots *variant med global uppvärmning* är att 1BMA i detta beräkningsfall ger det största bidraget till den högsta dosen. Det är en konsekvens av att stora mängder cellulosa, som bryts ned till komplexbildaren isosackarinat, återfinns i detta förvarsutrymme.



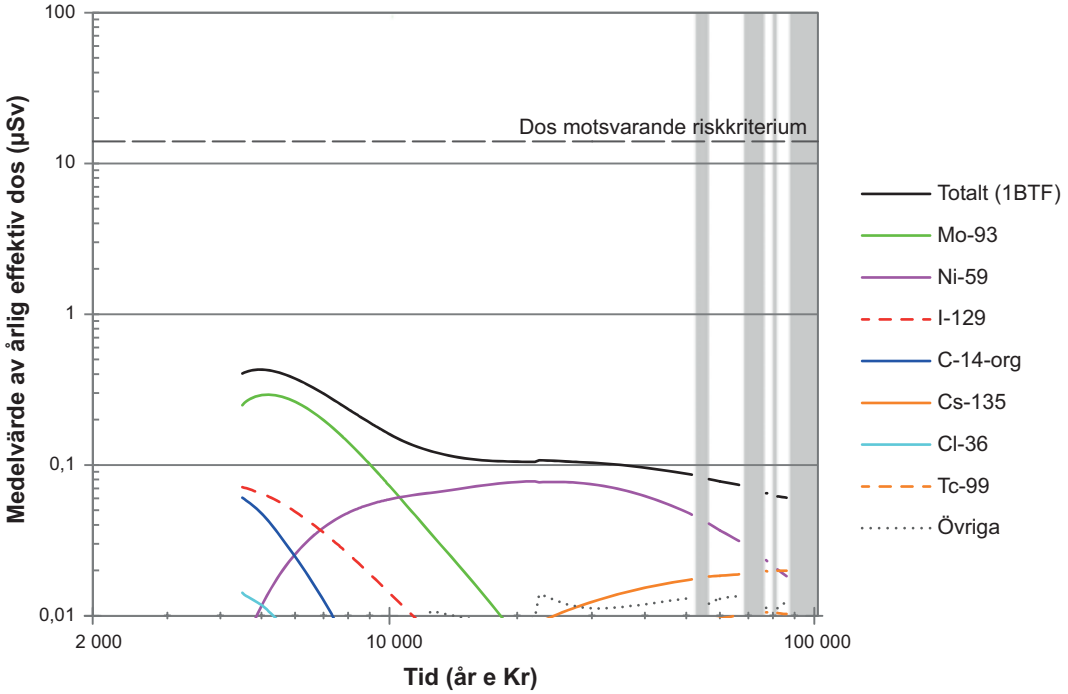
Figur 9-30. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***silon*** *i* ***scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



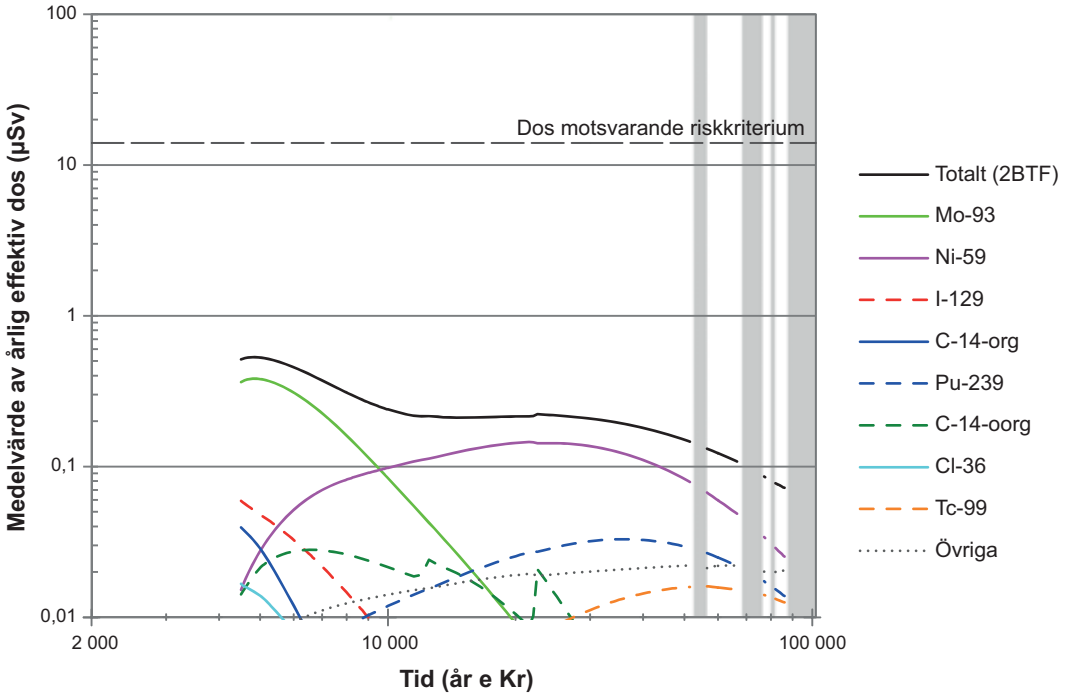
Figur 9-31. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BMA*** *i* ***scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-32. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***2BMA*** *i* ***scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-33. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BTF*** *i* ***scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-34. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***2BTF*** *i* ***scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare****. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

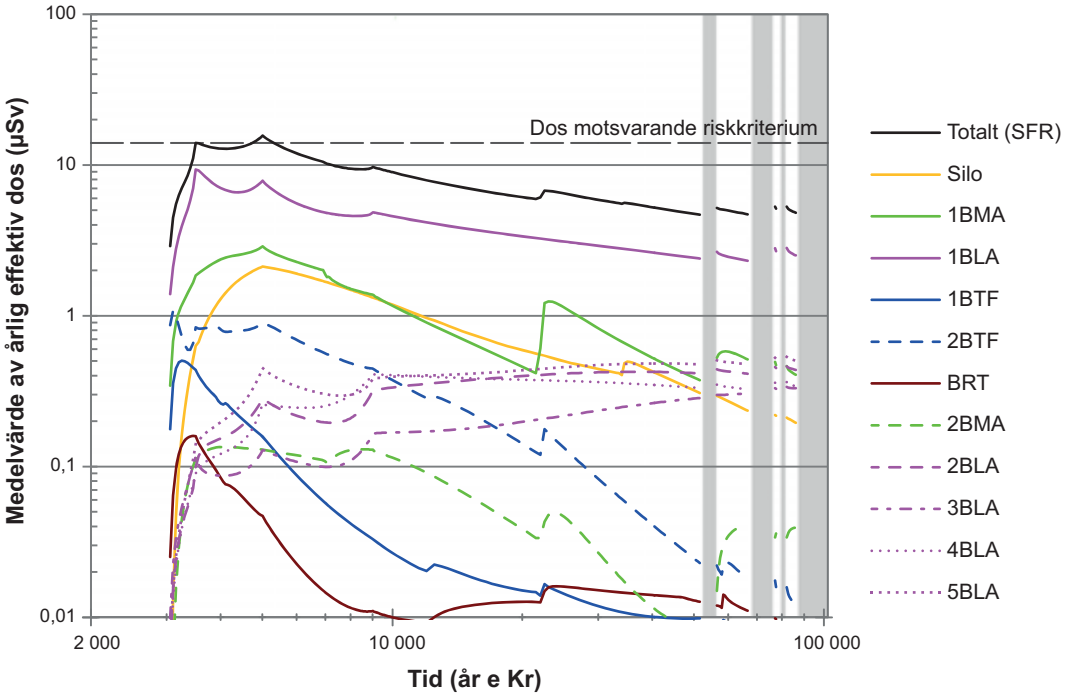
De största bidragen till den högsta dosen kommer från 1BMA och silon, vilka tillsammans bidrar med 82,6 %. Båda förvarsutrymmena har stor mängd radionuklider som påverkas av höga koncentrationer av komplexbildare och det är dessa två utrymmen som ger upphov till den senare tidpunkten för den totala maxdosen, eftersom utsläpp från mindre viktiga förvarsutrymmen ger upphov till maxdoser innan 10 000 e Kr.

9.3.7 Scenariot med brunnar nedströms förvaret

Scenariot med brunnar nedströms förvaret beskrivs i avsnitt 7.6.7. Både borrade brunnar och brunnar som grävts i regolitlagren i biosfärsobjekten beaktas i huvudscenariot. I detta scenario beräknas emellertid doserna för den exponerade gruppen *hushåll med kökssträdgård,* med antagandet att vatten tas från från en brunn som borrats i berggrunden i ett område tillräckligt nära förvaret för att dra till sig vatten med en relativt stor mängd radionuklider från förvaret (det vill säga i brunnsinteraktionsområdet). En brunn i detta område antas ta upp 10 % av utsläppen från alla förvarsutrymmen, vilket är ett pessimistiskt antagande som härletts från brunnsfall undersökta i Werner et al. (2013). I beräkningsfallet används den konceptuella brunnen under obegränsad tid.

Den högsta årliga effektiva dosen redovisas i tabell 9-9, tillsammans med tidpunkten då den inträffar, bidragen från respektive förvarsutrymme och de radionuklider som bidrar mest.

Utsläppen från närzonen och fjärrzonen i detta scenario är desamma som i huvudscenariots *variant med global uppvärmning*. Den högsta dosen beräknas bli 15,6 µSv och överstiger därmed något den dos som motsvarar riskkriteriet. Den högsta dosen nås relativt tidigt, vid år 5000 e Kr. Tidsserier över årliga effektiva doser för utsläpp från respektive förvarsutrymme, och över det totala utsläppet från förvaret, visas i figur 9-35. För samtliga förvarsutrymmen observeras en måttligt sjunkande trend för doserna efter att den högsta dosen har nåtts. Resultaten visar att Ac-227 bidrar mest till den högsta dosen och bidraget är främst relaterat till dricksvattenintag från brunn. Den största delen av Ac-227 i brunnsvattnet beror på utsläpp från 1BLA. I motsats till de scenarier som inte tar hänsyn till borrade brunnar i brunnsinteraktionsområdet och för vilka den högsta dosen uppnås under den inledande perioden med tempererat klimat, domineras inte den högsta dosen av Mo-93. Radionuklider från sönderfallskedjorna (4n, 4n+2 och 4n+3, se tabell 8-2) bidrar med mer än 60 % av den högsta årliga dosen.

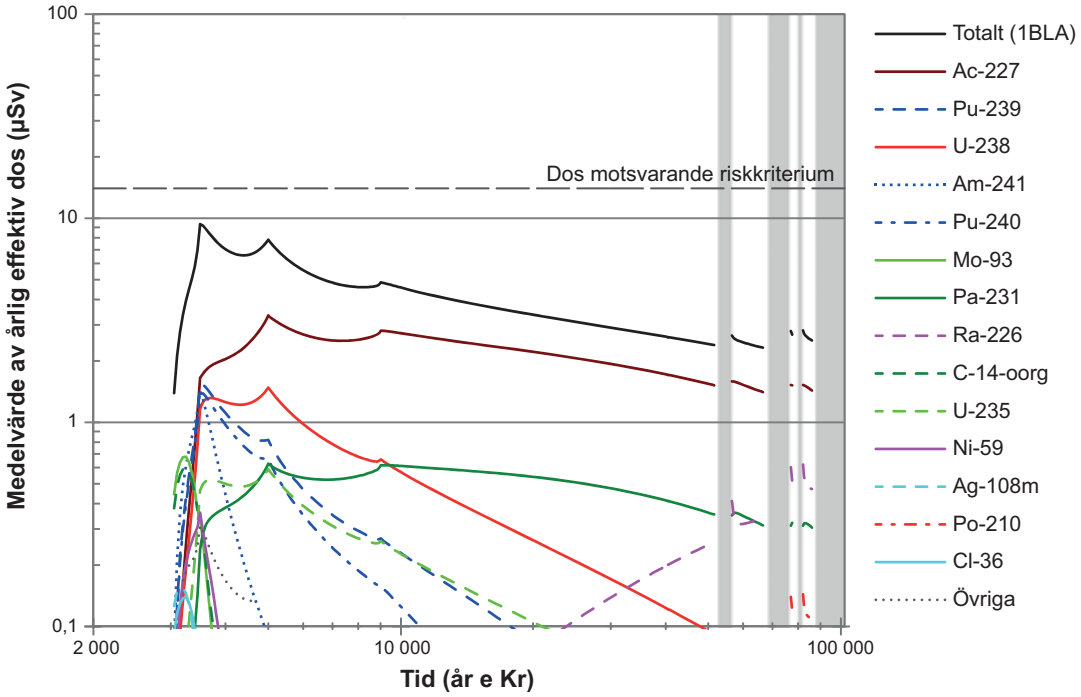


Figur 9-35. *Aritmetiskt medelvärde för den årliga effektiva dosen för den exponerade gruppen hushåll med köksträdgård för hela förvaret (Totalt SFR) och för för de olika förvarsutrymmena i* ***scenariot med brunnar nedströms förvaret.*** *Hacken i doskurvorna vid år 3500, 5000 och 9000 e Kr, beror på att geosfärsparametrar är ändrade vid dessa tidssteg för att spegla förändringar i strandlinjeposition. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

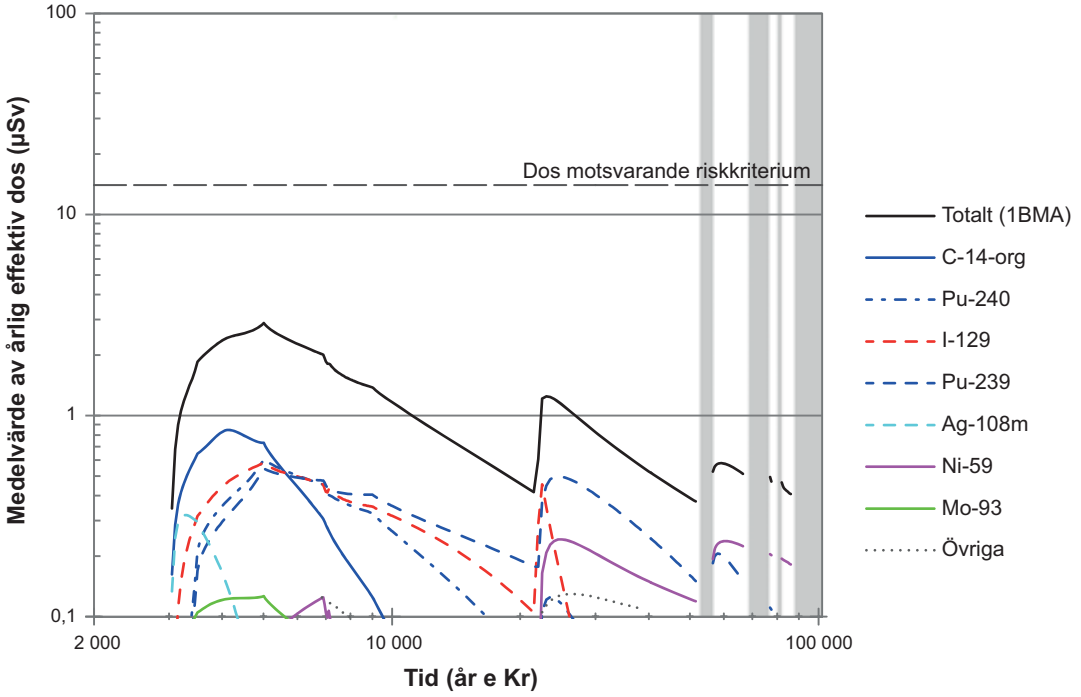
Tabell 9-9. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med brunnar nedströms förvaret.*

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp
15,6	5000	1BLA (50,2) 1BMA (18,4) Silo (16,0) 2BTF (5,8) 5BLA (2,9) 2BLA (1,8) 4BLA (1,7) 1BTF (1,1) 2BMA (0,8) 3BLA (0,8) BRT (0,3)	Ac-227 (21,8) C-14-org (13,7) Pu-239 (11,5) Pu-240 (10,9) I-129 (10,3) U-238 (9,5) Mo-93 (4,5) Pa-231 (4,1) U-235 (3,9) Ca-41 (1,9) Ni-59 (1,7) Se-79 (1,2) Övriga (5,1)	Hushåll med köksträdgård

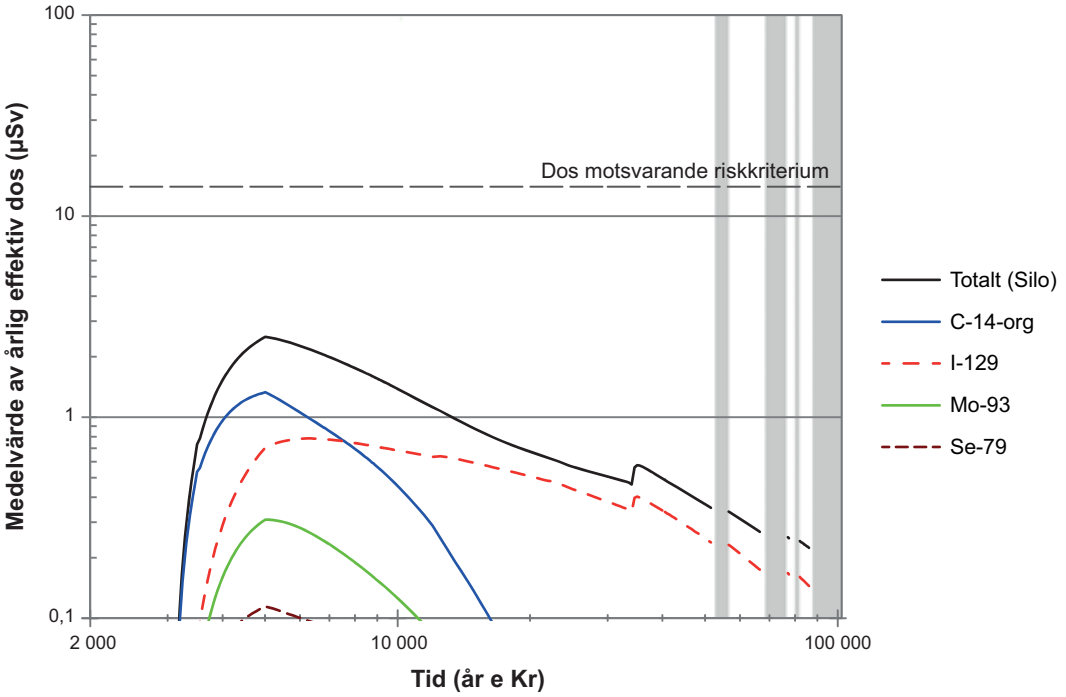
Bidragen till årlig dos från utsläpp från 1BLA, 1BMA och silon presenteras i figur 9-36 till figur 9-38. Vad gäller det dosdominerande förvarsutrymmet 1BLA beror exponeringen främst på aktinider och deras sönderfallsprodukter, samt, under perioden med de högsta doserna, även på C-14-org (Figur 9-36). Dosbidraget från 1BMA domineras under den inledande perioden av C-14-org, I-129 och Ag-108m. Efter 5000 e Kr och fram till slutet av den första tempererade perioden domineras dosbidraget från 1BMA av Pu-240 och under de senare perioderna med tempererat klimattillstånd domineras dosen av Ni-59. Den antagna degraderingen av betong runt 22 000 e Kr orsakar en skarp ökning i exponering till följd av ökade utsläpp, men utan att det initiala högsta värdet för 1BMA vid 3500 år e Kr överskrids (figur 9-37). Exponering till följd av utsläpp från silon domineras helt av C-14-org och I-129 (Figur 9-38).



Figur 9-36. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BLA*** *i* ***scenariot med brunnar nedströms förvaret.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*



Figur 9-37. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***1BMA*** *i* ***scenariot med brunnar nedströms förvaret.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost*



Figur 9-38. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen till den exponerade gruppen* ***jordbrukare på dikade myrar*** *i biosfärsobjekt 157_2 för utsläpp från* ***silon*** *i* ***scenariot med brunnar nedströms förvaret.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

9.3.8 Scenariot med intrångsbrunnar

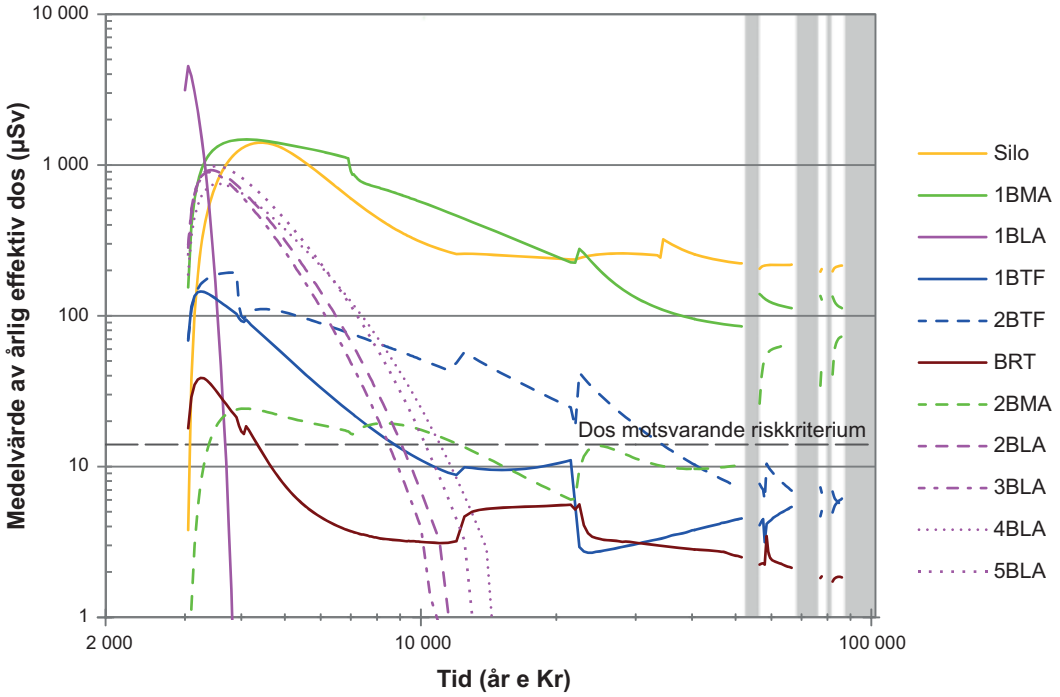
Scenariot med intrångsbrunnar beskrivs i avsnitt 7.6.8. I detta scenario beräknas doserna för den exponerade gruppen *hushåll med köksträdgård* som tar vatten från en brunn som borrats rakt ner i ett förvarsutrymme.

De högsta doserna och radionuklidbidraget till högsta doserna för den exponerade gruppen *hushåll med köksträdgård* som tar vatten från de olika förvarsutrymmena i *scenariot med intrångsbrunnar* visas i tabell 9-10. Tidsserier över de årliga effektiva doserna visas i figur 9-39. De högsta doserna för de olika förvarsutrymmena varierar inom ett intervall från 40 µSv för BRT till cirka 4 500 µSv för 1BLA. Den högsta dosen för 1BLA inträffar kort efter den tidpunkt då det antas att brunnar kan borras in i förvaret, det vill säga när strandlinjen har passerat över förvaret.

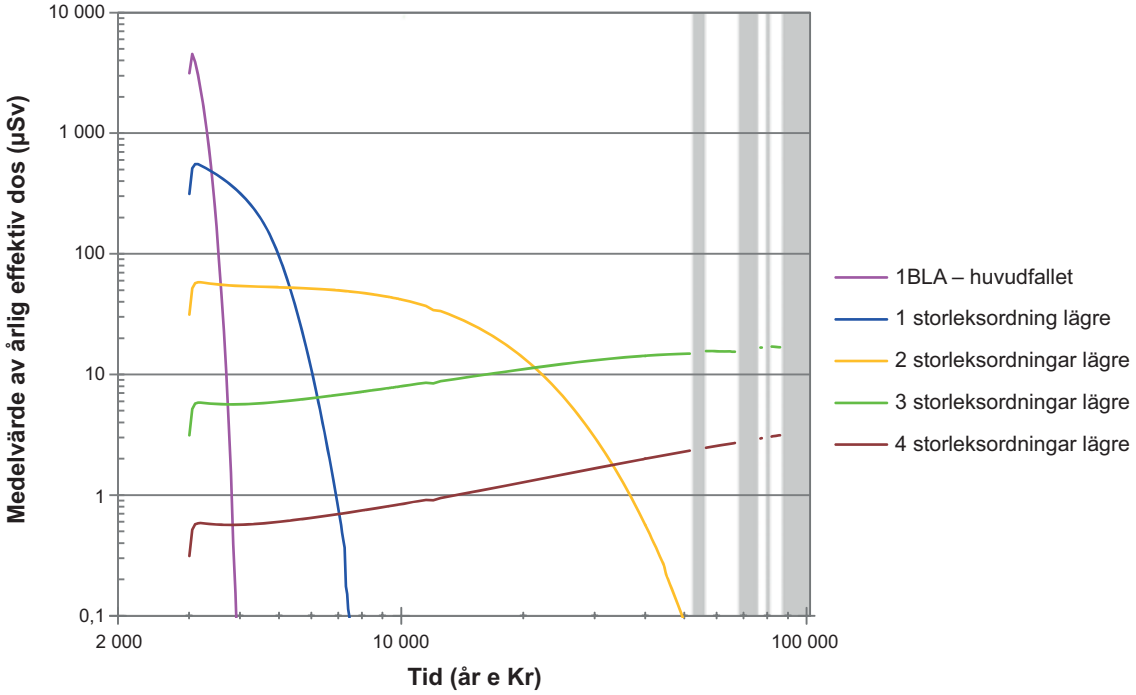
Intrångsbrunn i 1BLA med alternativa transportegenskaper

Denna variant, *intrångsbrunn i 1BLA med alternativa transportegenskaper*, fokuserar på osäkerheter i transportegenskaper för radionuklider som ingår i sönderfallskedjor. Detta görs genom att sänka aktivitetskoncentrationen i vattnet i 1BLA med 1, 2, 3 respektive 4 storleksordningar i fyra olika beräkningar.

De resulterande doserna visas i figur 9-40. Antagandena om lägre aktivitetskoncentrationer i det fria vattnet resulterar i lägre doser i början av den analyserade perioden, men högre doser vid senare tidpunkter. Emellertid är den högsta dosen lägre än för *beräkningsfallet med intrångsbrunnar*. Detta visar att även om en modernuklid är långlivad och har sönderfallsprodukter med högre radiotoxicitet, är det för *scenariot med intrångsbrunnar* pessimistiskt att anta en hög uttransport så som antagits i beräkningsfallet med intrångsbrunnar i 1BLA.



Figur 9-39. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen för den exponerade gruppen* ***hushåll med kökträdgård*** *för vattenupptag från något av förvarsutrymmena i* ***scenariot med intrångsbrunnar.*** *Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 9-40. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen för den exponerade* ***gruppen hushåll med kökträdgård*** *för vattenupptag i* ***varianten för intrångsbrunn i 1BLA med alternativa transportegenskaper****, där man antar 1 till 4 storleksordningar lägre aktivitetskoncentration i vattnet. Som jämförelse visas även resultatet för beräkningsfallet med intrångsbunnar i 1BLA (ses även i figur 9-39). Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Tabell 9-10. Den högsta årliga effektiva dosen för de olika förvarsutrymmena till en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med intrångsbrunnar.*

SFR 1 Förvarsutrymme	Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från radionuklid (%)
Silo	1 406	4450	C-14-org (59,9), I-129 (23,9), Mo-93 (10,6), Se-79 (3,4), Cl-36 (1,1) och Övriga (1,1)
1BMA	1 474	4100	Pu-240 (34,0), Pu-239 (28,6), C-14-org (22,2), I-129 (7,7), Ag-108m (2,5), Mo-93 (1,6), Se-79 (1,1) och Övriga (2,3)
1BLA	4 524	3050	U-238 (30,3), Am-241 (17,8), Pu-239 (13,6), Pu-240 (12,8), U-235 (12,1), Ac-227 (6,5), Pa-231 (4,0), Tc-99 (1,0) och Övriga (1,9)
1BTF	145	3250	C-14-org (36,6), I-129 (34,0), Ag-108m (13,3), Mo-93 (11,3), Cs-135 (2,6), Cl-36 (1,0) och Övriga (1,2)
2BTF	194	3850	Pu-240 (40,6), Pu-239 (33,5), I-129 (9,0), C-14-org (5,0), Mo-93 (4,9), Ag-108m (2,9), Ni-59 (2,3) och Övriga (1,8)
SFR 3 Förvarsutrymme	**Årlig dos [µSv]**	**Tidpunkt [år e Kr]**	**Bidrag från radionuklid (%)**
2BMA	73	86 000	Po-210 (84,4), Ni-59 (10,6), Ra-226 (3,4) och Övriga (1,6)
2BLA	923	3450	Pu-239 (29,8), Pu-240 (28,4), Am-241 (18,7), U-235 (6,9), Ac-227 (5,2), U-238 (3,9), Pa-231 (3,1), Am-243 (1,5) och Övriga (2,7)
3BLA	897	3400	Pu-239 (29,4), Pu-240 (28,1), Am-241 (19,9), U-235 (6,8), Ac-227 (4,9), U-238 (3,8), Pa-231 (3,0), Am-243 (1,4) och Övriga (2,6)
4BLA	749	3550	Pu-239 (30,5), Pu-240 (28,9), Am-241 (16,3), U-235 (7,1), Ac-227 (5,7), U-238 (4,0), Pa-231 (3,4), Am-243 (1,5) och Övriga (2,7)
5BLA	982	3550	Pu-239 (30,5), Pu-240 (28,9), Am-241 (16,3), U-235 (7,1), Ac-227 (5,7), U-238 (4,0), Pa-231 (3,4), Am-243 (1,5) och Övriga (2,7)
BRT	39	3250	Ag-108m (63,4), Mo-93 (26,9), Ni-59 (5,8), Pu-240 (2,0), Pu-239 (1,5) och Övriga (0,4)

9.4 Resultat för restscenarier

Restscenarierna presenteras i avsnitt 7.7. Resultaten för beräkningarna av doser till människor för dessa scenarier presenteras i avsnitten 9.4.1 till 9.4.8 nedan.

9.4.1 Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret

Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret beskrivs i avsnitt 7.7.1. I detta scenario sorberar radionuklider inte alls i förvaret, det vill säga K_d-värdena för material i förvaret antas vara noll.

Den högsta dosen och bidragen från förvarsutrymmen och radionuklider för detta scenario presenteras i tabell 9-11. Den högsta dosen (41,4 µSv) är cirka 5 gånger högre än den högsta dosen i huvudscenariots *variant med global uppvärmning* och inträffar omkring 20 000 år senare (se tabell 9-11 och 9-1). Liksom för andra scenarier med lägre retention av radionuklider i närzonen jämfört med huvudscenariot blir de relativa dosbidragen från silon, 1BMA och 2BMA mer betydelsefulla. Silon och 1BMA bidrar med 88 % till den högsta dosen och 2BMA med ytterligare 8 %. Radionukliderna Ni-59, Pu-239 och Pu-240, alltså sådana radionuklider som är mindre rörliga i huvudscenariot, står för 92 % av den högsta dosen.

Det är värt att notera att även om den högsta dosen ökar med nästan en storleksordning jämfört med huvudscenariot så är ökningen i bidrag från starkt sorberande radionuklider mycket högre. Dessa resultat understryker att sorption i närzonen bidrar avsevärt till säkerhetsfunktionen god retention.

9.4.2 Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden

Scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden beskrivs i avsnitt 7.7.2. I detta scenario sker ingen sorption av radionuklider i berggrunden, det vill säga K_d-värdena för berggrunden antas vara noll.

Den högsta dosen och bidragen från förvarsutrymmen och radionuklider för detta scenario presenteras i tabell 9-12. Den högsta dosen (10,4 µSv) är något högre än den beräknade högsta dosen för *huvudscenariots variant med global uppvärmning* och observeras 400 år tidigare än i *beräkningsfallet med global uppvärmning* och 100 år senare än högsta dosen i *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp*. BLA-salarna bidrar mer till den högsta dosen i detta scenario jämfört med i huvudscenariot. Detta gäller speciellt 1BLA som tillsammans med silon bidrar mest till den högsta dosen. I synnerhet är U-238 som kommer från 1BLA en central radionuklid i detta scenario och den bidrar med cirka 15 % till den högsta dosen. Genom att jämföra med *scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret* (avsnitt 9.4.1) blir det tydligt att sorption i fjärrzonen är relevant för dos, men av mindre betydelse för att minska exponeringen än sorption i närzonen.

Tabell 9-11. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret*.

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
41,4	25 500	Silo (62,2)	Ni-59 (77,3)	Jordbrukare på dikade myrar
		1BMA (25,4)	Pu-239 (12,3)	(Objekt 157_2)
		2BMA (8,1)	Pu-240 (2,8)	
		1BLA (1,5)	Ca-41 (1,1)	
		1BTF (0,8)	Tc-99 (1,0)	
		BRT (0,9)	Mo-93 (1,0)	
3		2BTF (0,6)	Övriga (4,4)	
		5BLA (0,2)		
		4BLA (0,2)		
		2BLA (0,2)		
		3BLA (0,1)		

Tabell 9-12. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden*.

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
10,4	6100	Silo (32,4)	Mo-93 (41,3)	Jordbrukare på dikade myrar
		1BLA (22,6)	U-238 (15,3)	(Objekt 157_2)
		1BMA (12,2)	C-14-org (14,7)	
		2BMA (5,6)	U-235 (10,5)	
		3BLA (4,4)	I-129 (4,2)	
		2BTF (4,3)	Pa-231 (3,9)	
		2BLA (4,2)	Cl-36 (2,6)	
		5BLA (3,9)	Ac-227 (2,0)	
		4BLA (3,8)	Ca-41 (1,9)	
		BRT (3,4)	Övriga (3,7)	
		1BTF (3,4)		

9.4.3 Scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret

Scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret beskrivs i avsnitt 7.7.3. Vattenflöden i närzonen, porositeter och diffusiviteter för betong- och bentonitbarriärer ansätts värden för fullständigt degraderade förhållanden redan från förslutning av förvaret i detta scenario.

Den högsta dosen i detta scenario (tabell 9-13) är en storleksordning högre än den högsta dosen i *huvudscenariots variant med global uppvärmning* (tabell 9-1). Vissa av radionukliderna som bidrar avsevärt till den högsta dosen i detta scenario (Mo-93, oorganiskt C-14 och I-129) är också viktiga i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*. Dock bidrar Ni-59 i detta fall nämnvärt till dosen redan vid tidpunkten för den högsta dosen, år 4650 e Kr, medan den i huvudscenariot blir viktig betydligt senare. Dessa resultat visar att de hydrauliska barriärerna i närzonen är viktiga för förvarets långsiktiga säkerhet.

Tabell 9-13. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret*.

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
68,8	4650	Silo (73,3) 1BMA (13,2) 2BMA (9,7) 2BTF (1,1) 1BLA (1,0) 1BTF (0,9) BRT (0,3) 2BLA (0,2) 3BLA (0,2) 4BLA (0,1) 5BLA (0,1)	Mo-93 (72,2) C-14-oorg (13,1) Ni-59 (6,6) I-129 (4,8) Övriga (3,3)	Jordbrukare på dikade myrar (Objekt 157_2)

9.4.4 Scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1

Scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1 beskrivs i avsnitt 7.7.4. I analysen av detta scenario används en alternativ uppsättning sorptionfördelningskoefficienter (K_d-värden) för de redoxkänsliga grundämnena Np, Pa, Se, Tc, U och Pu.

Den högsta dosen för detta scenario (7,4 µSv) är 1,1 µSv högre än dosbidraget från SFR 1 (6,3 µSv) till den högsta dosen i *huvudscenariots beräkningsfall med global uppvärmning*. Den högsta dosen inträffar omkring 45 000 år senare i detta scenario än i huvudscenariot och har en annan uppsättning bidragande radionuklider (se Tabell 9-14 och 9-1). Att den högsta dosen nås senare beror på att den långvariga dosuppbyggnaden från Pu-239, vilken är dominerande efter 15 000 år e Kr och överskrider det högsta bidraget från Mo-93 efter 30 000 år e Kr (**Radionuklidtransportrapporten)**. Då den maximala dosen i detta scenario uppnås efter 50 000 år e Kr har de radionuklider som bidrar mest till dos i *huvudscenariots variant med global uppvärmning* (Mo-93 och C-14) avklingat helt.

Resultaten tyder på att redoxförhållandena som antagits för detta scenario påverkar utvecklingen av utsläpp från förvaret, men att de har begränsad betydelse för den långsiktiga säkerheten.

Tabell 9-14. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1.*

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från Förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
7,4	51 500	Silo (59,4) 1BMA (29,1) 1BLA (7,5) 1BTF (2,1) 2BTF (1,9)	Pu-239 (53,8) Ni-59 (18,8) Tc-99 (11,0) Cs-135 (3,8) Pa-231 (3,0) Ra-226 (2,0) I-129 (1,8) Pu-240 (1,6) Ac-227 (1,3) Pu-242 (1,2) Övriga (1,8)	Jordbrukare på dikade myrar (Objekt 157_2)

9.4.5 Scenariot med förlängd global uppvärmning

Scenariot med förlängd global uppvärmning beskrivs i avsnitt 7.7.5. I detta scenario råder tempererade klimatförhållanden under hela analysperioden.

Den ökade nederbörden leder till ökade horisontella grundvattenflöden vilket ökar radionuklidtransportens hastighet, men även radionuklidutspädningen i ytvatten och ytlig torv (se **Biosfärens syntesrapport**). Detta förklarar både varför den högsta dosen (7.0 µSv) nås tidigare (350 år tidigare) och är något lägre i detta scenario jämfört med *huvudscenariots beräkningsfall med global uppvärmning* (tabell 9-1 och 9-15).

Tabell 9-15. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med förlängd global uppvärmning.*

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
7,0	6150	Silo (45,2)	Mo-93 (54,3)	Jordbrukare på dikade myrar
		1BMA (16,5)	C-14-org (22,1)	(Objekt 157_2)
		1BLA (11,9)	U-238 (6,5)	
		2BMA (7,5)	I-129 (5,7)	
		2BTF (5,3)	Cl-36 (3,4)	
		1BTF (4,4)	U-235 (2,7)	
		BRT (4,3)	Ca-41 (2,4)	
		2BLA (1,3)	Övriga (2,9)	
		5BLA (1,3)		
		3BLA (1,3)		
		4BLA (1,2)		

9.4.6 Scenariot med ej förslutet förvar

Scenariot med ej förslutet förvar beskrivs i avsnitt 7.7.6. Två olika inventarier beaktas i analysen av detta scenario: ett är det inventarium som deponeras i SFR (dvs bästa uppskattning av inventriet, som används i övriga beräkningar) medan det andra även omfattar SFL-avfall som mellanlagras i SFR. Simuleringarna för att beräkna radionuklidkoncentrationer i tunnelmynningen genomförs deterministiskt och den enda exponeringsväg som beaktas är användning av vatten från tunnelmynningen som dricksvatten.

De resulterande högsta doserna som intag av vatten skulle innebära, och bidragen från olika radionuklider, presenteras i tabell 9-16. De högsta doserna är i storleksordningen några tiotals mSv om endast SFR-inventariet beaktas. Om långlivat avfall som är tillfälligt lagrat i SFR inte avlägsnas ökar den effektiva dosen till över 0,5 Sv. Dessa resultat visar tydligt på betydelsen av adekvat förslutning av förvaret.

Tabell 9-16. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen (dricksvatten som exponeringsväg) i *scenariot med ej förslutet förvar.*

Fall	Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från radionuklider (%)
Beaktande endast inventariet som deponeras i SFR	13 300	(a)	Cs-137 (63,3)
			Ni-63 (28,1)
			Sr-90 (3,3)
			Am-241 (2,4)
Beaktande även inventariet av SFL-avfall som mellanlagras i SFR	548 000	(a)	Ni-63 (91,3)
			C-14-ind (5,1)
			Cs-137 (1,6)
			Mo-93 (1,1)

(a) 100 år efter att det ej förslutna förvaret överges.

9.4.7 Scenarier för framtida mänskliga handlingar (FHA)

Tre scenarier som rör FHA diskuteras i avsnitt 7.7.7. FHA-scenariot *borrning i förvaret* är det enda som analyseras i termer av stråldoser, de andra två hanteras på ett mer kvalitativt sätt. Dosresultaten från beräkningarna relaterade till FHA-scenariot *borrning i förvaret* sammanfattas nedan. Detaljerade resultat och diskussion om de andra scenarierna ges i **FHA-rapporten**.

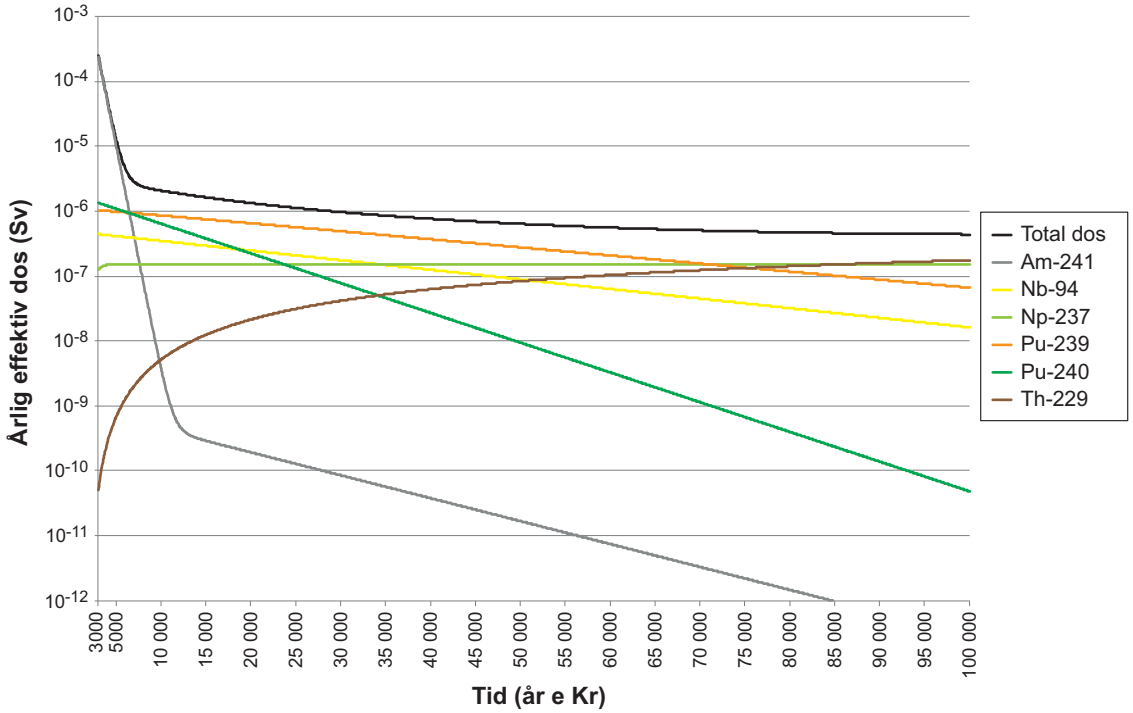
FHA-scenariot borrning i förvaret

Exponering av personal på plats under borrningen

Doser beräknades för två olika borrtekniker (rotationsborrning med luft och diamantkärnborrning) och för fyra avfallsutrymmen (silon, 1BMA, 2BMA och 1BLA), vilket innebär att resultat erhålls för åtta varianter.

Den högsta dosen till personal på plats under borrningen är 250 µSv år 3000 e Kr, vid borrning i silon med rotationsborrning. Den högsta dosen domineras av Am-241 (figur 9-41). Intrång i 1BMA, 2BMA och 1BLA med samma borrteknik resulterar i högsta doser 2 storleksordningar lägre än för intrång i silon vid 3000 e Kr. Före år 3000 e Kr är förvaret beläget under havet och ingen borrning antas ske före denna tidpunkt.

Det viktigaste resultatet från dessa beräkningar är att alla doser är lägre än de referensnivåer som anges av ICRP (ICRP 2013), vilka syftar till att indikera systemets robusthet. Dessa referensnivåer är ett fåtal mSv per år för en befintlig exponeringssituation och 20–100 mSv för nödsituationer. Dessa resultat ger en tydlig indikator på systemets robusthet mot mänskligt intrång genom borrning. Liknande slutsatser kan dras vid en jämförelse med IAEA:s rekommendationer (IAEA 2011). Även de högsta doserna är lägre än det av IAEA angivna intervallet på 1–20 mSv, vid vilket insatser för att minska sannolikheten för intrång, eller för att begränsa dess konsekvenser genom att optimera förvarets utformning, anses vara motiverade.



Figur 9-41. *Dosen i* ***FHA-scenariot borrning i förvaret*** *vid* ***exponering av personal på plats under borrningen****, för rotationsborrning med luft i silon (från* ***FHA-rapporten*** *figur 5-2a).*

Exponering vid bygge på deponi med borrkax

Doser beräknades för rotationsborrning med luft och för fyra avfallsutrymmen (silon, 1BMA, 2BMA och 1BLA), vilket innebär att resultat erhålls för fyra varianter.

Byggarbetare som använder deponin med borrkax får en liten dos under ett år av arbete, jämfört med den dos borrmanskapet får under borrningen. Den högsta dosen till en byggarbetare är 6 µSv under ett år och uppnås år 3000 e Kr när deponin innehåller borrkax från silon (figur 9-42). Den högsta dosen år 3000 e Kr domineras av Am-241, men därefter bidrar Nb-94 mest till dosen under återstoden av analysperioden (figur 9-42).

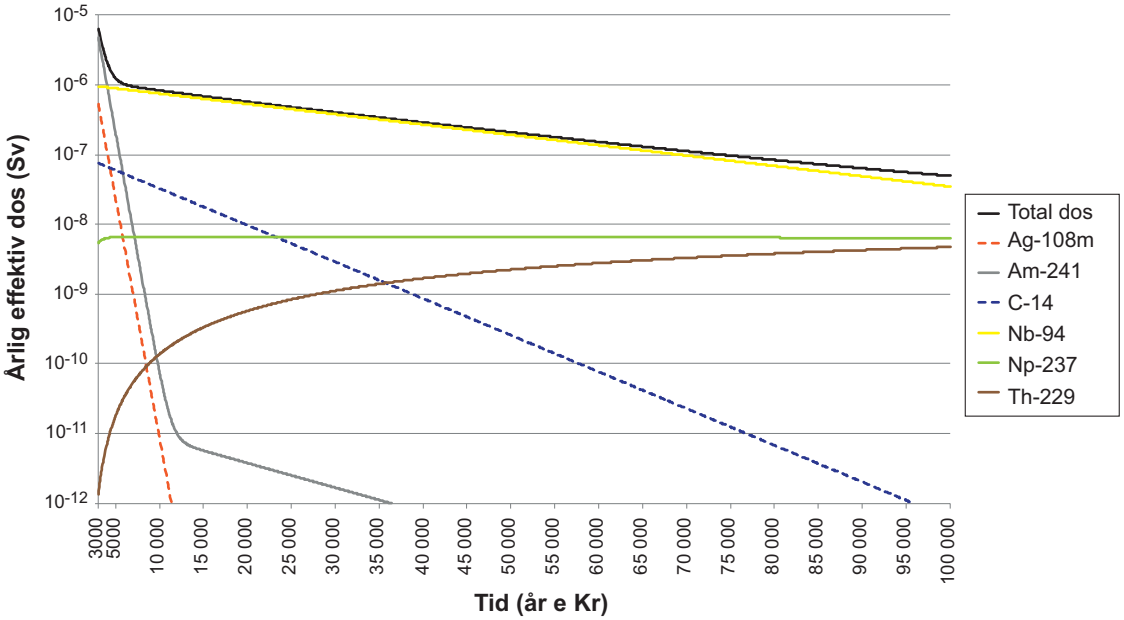
Den högsta dosen vid bygge på en deponi med borrkax från 1BMA och 2BMA år 3000 e Kr är 20 respektive 4 gånger lägre än för en deponi med borrkax från silon vid samma tidpunkt. Bygge på en deponi med borrkax från 1BLA år 3000 e Kr resulterar i en högsta dos som är 3 storleksordningar lägre än för en deponi med borrkax från silon. Den högsta dosen för 1BLA nås dock först vid 100 000 e Kr, men den är då fortfarande två storleksordningar lägre än högsta dosen för silon.

Exponering till följd av odling på deponi med borrkax

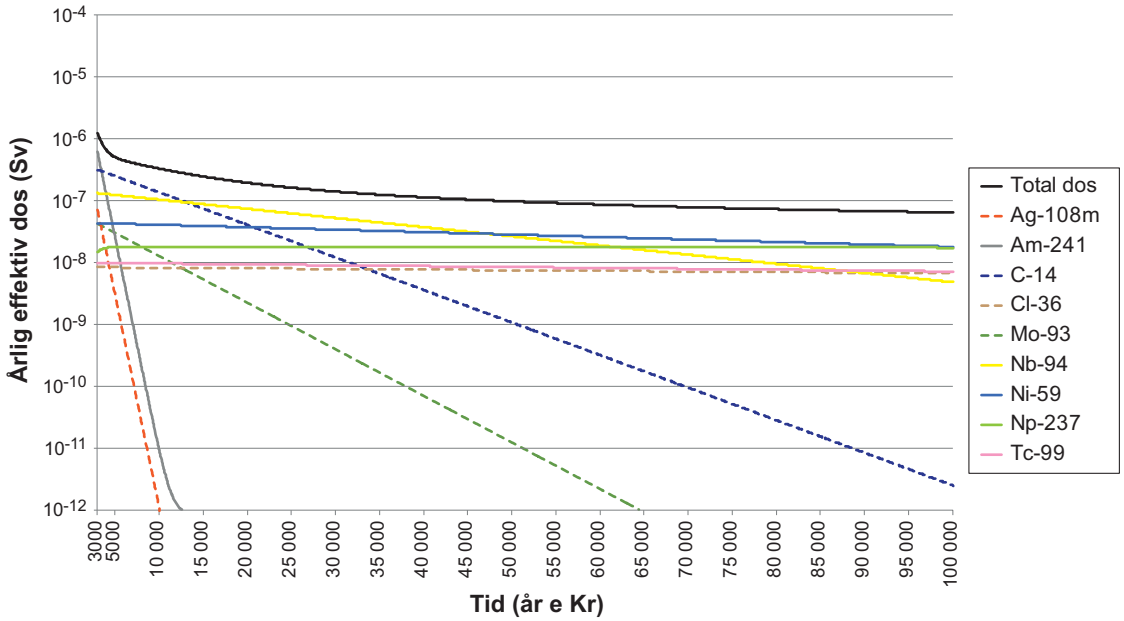
Doser beräknades för rotationsborrning med luft och för fyra avfallsutrymmen (silon, 1BMA, 2BMA och 1BLA), vilket innebär att resultat för detta scenario erhålls för fyra varianter.

De resulterande doserna till människor som exponeras till följd av odling under ett år är låga i jämförelse med den dos som borrmanskapet får under borrningen. Den högsta dosen var 1 µSv under ett år och uppnås år 3000 e Kr, när deponin som används för odling innehåller borrkax från silon (figur 9-43). Den högsta dosen vid år 3000 e Kr domineras av Am-241 och C-14, men vid slutet av analysperioden bidrar de långlivade radionukliderna Ni-59 och Np-237 mest till dosen.

Den högsta dosen för en deponi som används för odling innehållande borrkax från 1BMA, 2BMA och 1BLA är ungefär 3, 5 respektive 30 gånger lägre, än för en deponi med borrkax från silon år 3000 e Kr. I jämförelse med att använda borrhålet som brunn (avsnitt 9.3.8) är doserna till följd av odling på en deponi innehållande borrkax försumbara.



Figur 9-42. *Dosen i* ***FHA-scenariot borrning i förvaret*** *vid* ***exponering under bygge på deponi med borrkax*** *från silon (från* ***FHA-rapporten*** *figur 5-4a).*



Figur 9-43. *Dosen i* ***FHA-scenariot borrning i förvaret*** *vid* ***exponering till följd av odling på deponi med borrkax*** *från silon (från* ***FHA-rapporten*** *figur 5-6a).*

9.4.8 Scenariot med glaciala och postglaciala förhållanden

Scenariot med glaciala och postglaciala förhållanden beskrivs i avsnitt 7.7.8.

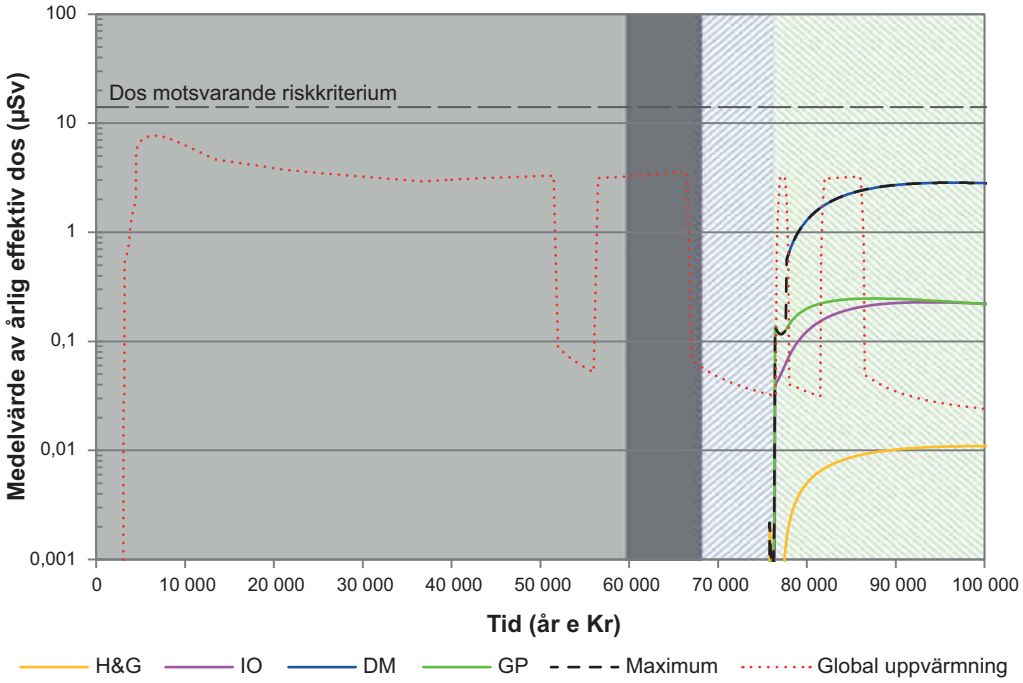
Tidsserier av årliga effektiva doser till exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala årliga effektiva dosen för motsvarande beräkningsfall visas i figur 9-44, som jämförelse visas även med den maximala dosen för *beräkningsfallet med global uppvärmning.*

Snart efter att marken höjt sig ovanför havsnivån erhålls den maximala dosen av *jordbrukare på dikade myrar,* men den högsta dosen nås inte förrän vid 95 000 år e Kr (tabell 9-17).

Silon och 1BMA bidrar med mer än 80 % av den högsta årliga effektiva dosen (tabell 9-17). De fem BLA-salarna bidrar inte signifikant till högsta dosen, då deras bidrag är lägre än 0,05 % vardera. Den dominerande radionukliden är Ni-59, vilken bidrar mer än 75 %, och därutöver bidrar Ra-228 och Pu-239 med ytterligare 15 %.

Tabell 9-17. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariot med glaciala och postglaciala förhållanden.*

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
2,8	94 400	Silo (50,6) 1BMA (30,9) 2BMA (13,6) BRT (3,0) 1BTF (1,4) 2BTF (0,6) 1BLA (0,0) 2BLA (0,0) 3BLA (0,0) 4BLA (0,0) 5BLA (0,0)	Ni-59 (77,6) Ra-226 (8,2) Pu-239 (7,2) Tc-99 (2,2) Övriga (4,8)	Jordbrukare på dikade myrar (Objekt 157_2)



Figur 9-44. *Aritmetiskt medelvärde av den årliga dosen för exponerade grupper i biosfärsobjekt 157_2 och den maximala dosen för alla biosfärsobjekt i* ***scenariot med glaciala och postglaciala förhållanden.*** *Den maximala dosen för* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning*** *visas också för jämförelse. Det gråskuggade området indikerar permafrostförhållanden utan radionuklidutsläpp till biosfären, mörkt grått indikerar ett ytterligare issköldstäcke. De streckade områdena indikerar tempererade förhållanden, blå för vattentäckta och grön för terrestra perioder. (H&G – jägare och samlare, IO – inägo-utmarksjordbrukare, DM – jordbrukare på dikade myrar och GP – hushåll med kökträdgård).*

9.5 Resultat för scenariekombinationer

9.5.1 Scenariekombination 1

Scenariekombination 1 behandlar kombinationen av *scenariot med högt flöde i berggrunden* och *scenariot med accelererad betongdegradering* som beskrivs i avsnitt 7.8 och motsvarande beräkningsfall i avsnitt 8.6.1.

Resultaten för denna scenariekombination ges i tabell 9-18. Den högsta dosen på 15,5 µSv är ungefär 5 µSv högre än i motsvarande beräkningsfall för de enskilda scenarierna och inträffar 550 år senare än i *scenariot med accelererad betongdegradering* och 150 år tidigare än i *scenariot med högt flöde i berggrunden*. De viktigaste radionukliderna är samma som i de enskilda scenarierna och i scenariekombinationen bidrar Mo-93 och C-14-org tillsammans med cirka 77 % av den högsta dosen.

Noterbart är att silon bidrar till den högsta dosen med enbart cirka 29 %, medan den bidrar med cirka 34 respektive 44 % i de enskilda scenarierna, å andra sidan bidrar 2BMA med 24 % i scenariokombinationen, men med maximalt 12 % i de enskilda scenarierna. Bidraget från 1BMA (27 %) ligger mellan bidragen på 34 % och 15 % för de enskilda scenarierna.

Tabell 9-18. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariekombination 1*.

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
15,5	5700	Silo (29,1)	Mo-93 (66,3)	Jordbrukare på dikade myrar
		1BMA (26,8)	C-14-org (10,3)	(Objekt 157_2)
		2BMA (23,8)	I-129 (5,2)	
		1BLA (7,4)	U-238 (4,1)	
		2BTF (3,8)	C-14-oorg (3,9)	
		1BTF (2,9)	Ni-59 (2,6)	
		BRT (2,9)	Cl-36 (2,3)	
		4BLA (0,9)	Ca-41 (1,8)	
		5BLA (0,9)	U-235 (1,8)	
		2BLA (0,8)	Övriga (1,7)	
		3BLA (0,8)		

9.5.2 Scenariekombination 2

Scenariekombination 2 behandlar kombinationen av *scenariot med högt flöde i berggrunden* och *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare* som beskrivs i avsnitt 7.8 och motsvarande beräkningsfall i avsnitt 8.6.2.

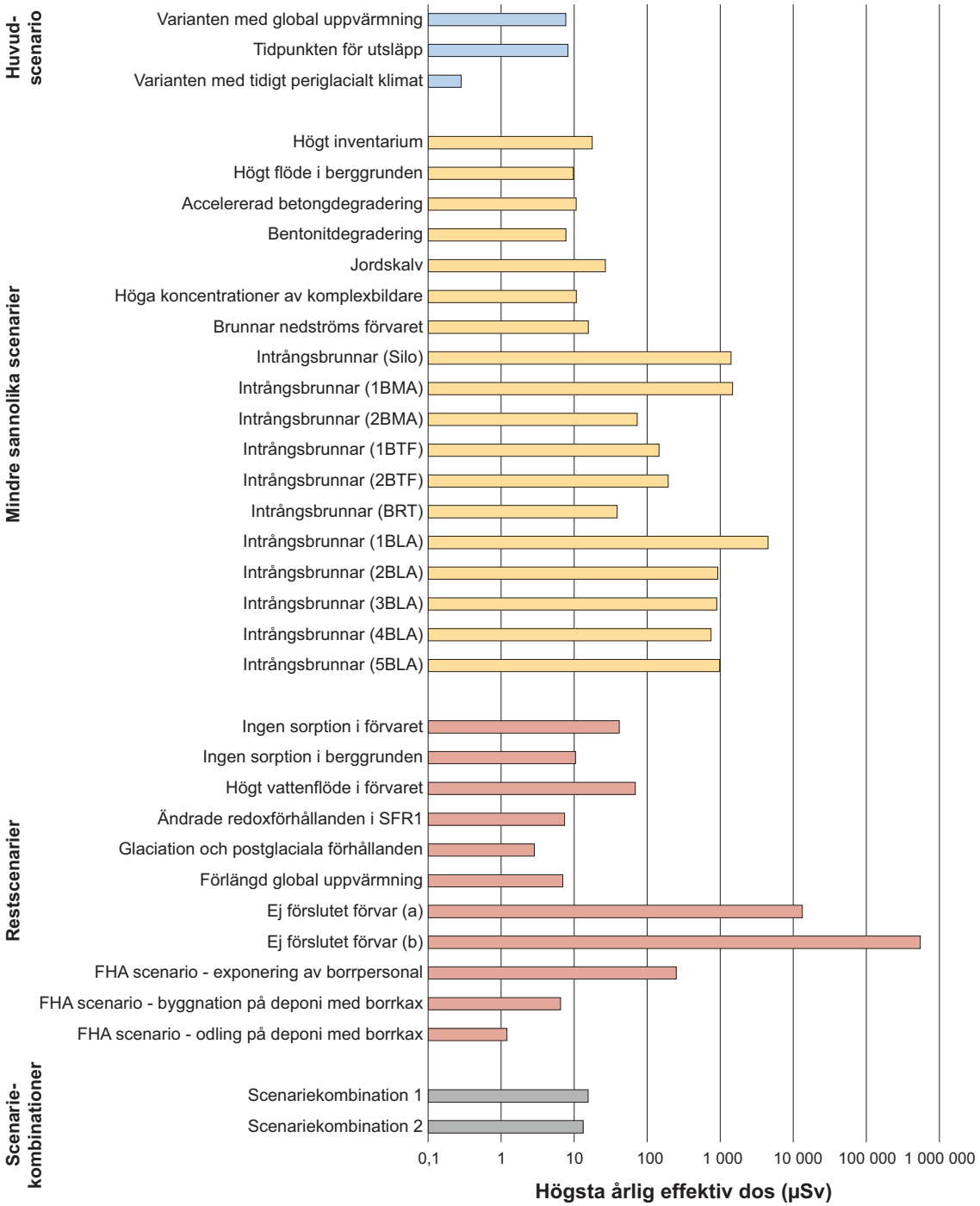
Resultaten för denna scenariekombination ges i tabell 9-19. Den högsta dosen på 13,3 µSv är 2 µSv lägre än den högsta dosen i *scenariekombination 1* och den inträffar 40 000 år e Kr, alltså betydligt senare än i *scenariekombination 1*. Detta är 4 500 år tidigare än i *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare* och dosen är 25 % högre än i det scenariot. De relativa bidragen från olika förvarsutrymmen och olika radionuklider liknar de i *scenariot med höga koncentrationer av komplexbildare*. Radionuklidbidragen domineras tydligt av Ni-59 (nästan 80 %) och bland förvarsutrymmena dominerar 1BMA. 1BMA och silon står tillsammans för mer än 80 % av den maximala dosen år 40 000 e Kr.

Tabell 9-19. Den högsta årliga effektiva dosen för en representativ individ i den mest exponerade gruppen i *scenariekombination 2*.

Årlig dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Bidrag från förvarsutrymme (%)	Bidrag från radionuklid (%)	Exponerad grupp (biosfärsobjekt)
13,3	40 000	1BMA (50,2)	Ni-59 (78,0)	Jordbrukare på dikade myrar
		Silo (32,0)	Pu-239 (8,4)	(Objekt 157_2)
		2BMA (8,0)	Pa-231 (2,3)	
		1BLA (4,1)	Cs-135 (1,9)	
		2BTF (1,3)	Ca-41 (1,7)	
		BRT (1,1)	Tc-99 (1,5)	
		4BLA (0,8)	I-129 (1,4)	
		5BLA (0,7)	Ac-227 (1,3)	
		1BTF (0,7)	Ra-226 (1,1)	
		2BLA (0,6)	Övriga (2,4)	
		3BLA (0,5)		

9.6 Sammanfattning av de högsta doserna till människor

Detta kapitel har presenterat resultaten från beräkningar av doser till människor för de scenarier och beräkningsfall som presenteras i kapitel 7 och 8. Dessa resultat sammanfattas i tabellform i tabellerna 9-20 och 9-21 samt grafiskt i figur 9-45.



Figur 9-45. *De högsta årliga effektiva doserna för huvudscenariot, för de mindre sannolika scenarierna (i riskanalysen multipliceras dessa med scenariots sannolikhet) och för restscenarierna (som identifierats för att studera funktionen hos enskilda barriärer och analysera osannolika scenarier). För scenariot med ej förslutet förvar ges de högsta doserna för två olika inventarier: (a) inventariet som ska deponeras i SFR och (b) även inventariet av mellanlagrat SFL-avfall.*

Tabell 9-20. Sammanfattning av de högsta doserna till människor, tidpunkten då de inträffar samt mest bidragande förvarsutrymme och radionuklider, i analyserna av huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna.

Scenario	Högsta dos [µSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Förvarsutrymme (%)	Radionuklid (%)	
Huvudscenariot					
Varianten med global uppvärmning	7,7	6500	Silo (45,3)	Mo-93 (57,7)	C-14-org (17,9)
Tidpunkten för utsläpp	8,2	6000	Silo (45,8)	Mo-93 (61,4)	C-14-org (17,9)
Varianten med tidigt periglacialt klimat	0,28	17 800	Silo (59,4)	I-129 (71,7)	Ca-41 (7,9)
Kollektivdos [(a)]	2,5 manSv	–		C-14 (100)	
Kollektivdos [(b)]	0,15 manSv	–		C-14 (96,4)	Ag-108m (3,2)
De mindre sannolika scenarierna					
Högt inventarium	17,7	7500	Silo (52,3)	Mo-93 (47,3)	Se-79 (15,1)
Högt flöde i berggrunden	9,7	6250	Silo (44,3)	Mo-93 (58,1)	C-14-org (17,4)
Accelererad betongdegradering	10,6	5550	1BMA (33,6)	Mo-93 (59,8)	C-14-org (17,0)
Bentonitdegradering	7,7	6500	Silo (45,3)	Mo-93 (57,7)	C-14-org (17,9)
Jordskalv	26,7	4550	Silo (100)	Mo-93 (71,1)	C-14-oorg (9,0)
Höga koncentrationer av komplexbildare	10,7	44 500	1BMA (46,5)	Ni-59 (75,7)	Pu-239 (8,5)
Brunnar nedströms förvaret	15,6	5000	1BLA (50,2)	Ac-227 (21,8)	C-14-org (12,0)
Intrångsbrunnar (Silo)	1 406	4450	Silo (100)	C-14-org (59,9)	I-129 (23,9)
Intrångsbrunnar (1BMA)	1 474	4100	1BMA (100)	Pu-240 (34,0)	Pu-239 (28,6)
Intrångsbrunnar (2BMA)	73	86 000	2BMA (100)	Po-210 (84,4)	Ni-59 (10,6)
Intrångsbrunnar (1BTF)	145	3250	1BTF (100)	C-14-org (36,6)	I-129 (34,0)
Intrångsbrunnar (2BTF)	194	3850	2BTF (100)	Pu-240 (40,6)	Pu-239 (33,5)
Intrångsbrunnar (BRT)	39	3250	BRT (100)	Ag-108m (63,4)	Mo-93 (26,9)
Intrångsbrunnar (1BLA)	4 524	3050	1BLA (100)	U-238 (30,3)	Am-241 (17,8)
Intrångsbrunnar (2BLA)	923	3450	2BLA (100)	Pu-239 (29,8)	Pu-240 (28,4)
Intrångsbrunnar (3BLA)	897	3400	3BLA (100)	Pu-239 (29,4)	Pu-240 (28,1)
Intrångsbrunnar (4BLA)	749	3550	4BLA (100)	Pu-239 (30,5)	Pu-240 (28,9)
Intrångsbrunnar (5BLA)	982	3550	5BLA (100)	Pu-239 (30,5)	Pu-240 (28,9)

(a) För den globala befolkningen till följd av C-14-utsläpp till atmosfären.
(b) För Östersjöbefolkningen till följd av utsläpp till Östersjön och efterföljande exponering genom intag av fisk.

Tabell 9-21. Sammanfattning av de högsta doserna till människor, tidpunkten då de inträffar samt mest bidragande förvarsutrymme och radionuklider, i analyserna av restscenarierna.

Scenario	Högsta dos [mSv]	Tidpunkt [år e Kr]	Förvarsutrymme (%)	Radionuklid (%)	
Restscenarier					
Förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret	41,4	25 500	Silo (62,2)	Ni-59 (77,3)	Pu-239 (12,3)
Förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden	10,4	6100	Silo (32,4)	Mo-93 (41,3)	U-238 (15,3)
Förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret	68,8	4650	Silo (73,3)	Mo-93 (72,2)	C-14-oorg (13,1)
Ändrade redoxförhållanden i SFR 1	7,4	51 500	Silo (59,4)	Pu-239 (53,8)	Ni-59 (18,8)
Glaciation och postglaciala förhållanden	2,8	96 400	Silo (50,6)	Ni-59 (77,6)	Ra-226 (8,2)
Förlängd global uppvärmning	7,0	6150	Silo (45,2)	Mo-93 (54,3)	C-14-org (22,1)
Ej förslutet förvar (a)	13 300	(c)	n.a.	Cs-137 (63,3)	Ni-63 (28,1)
Ej förslutet förvar (b)	548 000	(c)	n.a.	Ni-63 (91,3)	C-14-ind (5,1)
Framtida mänskliga handlingar med borrning i förvaret					
exponering av personal på plats under borrningen	250	3000	Silo (100)	Am-241 (98,7)	Pu-240 (0,5)
exponering under bygge på deponi med borrkax	6,5	3000	Silo (100)	Am-241 (74,7)	Nb-94 (14,7)
exponering till följd av odling på deponi med borrkax	1,2	3000	Silo (100)	Am-241 (48,8)	C-14 (25,5)
Scenariekombinationer					
Scenariekombination 1	15,5	5700	Silo (29,1)	Mo-93 (66,3)	C-14-org (10,3)
Scenariekombination 2	13,3	40 000	1BMA (50,2)	Ni-59 (78,0)	Pu-239 (8,4)

(a) Inventariet som deponeras i SFR.
(b) Även inventariet av SFL-avfall som mellanlagras i SFR.
(c) 100 år efter att det ej förslutna förvaret övergivits.

9.7 Dosrater till andra organismer än människa

Exponering av andra organismer än människa (NHB) har uppskattats genom att beräkna absorberade dosrater (nedan benämnda ”dosrater”) för ett antal beräkningsfall och biosfärscenarier (se tabell 7-4 i **Biosfärens syntesrapport**). Eftersom alla de beräknade dosraterna ligger långt under den föreslagna screeningdosraten på 10 µGy/h (Beresford et al. 2007, Brown et al. 2008), och också långt under den mer begränsade screeningdosraten för ryggradsdjur angiven av ICRP (ICRP 2014), drar vi slutsatsen att förvaret inte kommer att påverka den biologiska mångfalden eller ett hållbart utnyttjande av de biologiska resurserna i Forsmarksområdet. Nyckelresultat för *huvudscenariots variant med global uppvärmning* presenteras i denna rapport och dessutom ges en översikt av de högsta dosraterna för de andra scenarierna. En djupgående analys av *huvudscenariots variant med global uppvärmning*, liksom detaljer från andra scenarier återfinns i **Radionuklidtransportrapporten**.

Strålsäkerhetsmyndigheten anger i sina riktlinjer för analyser av påverkan av kärnavfall på miljön (SSMFS 2008:37) att analyser bör baseras på kunskap om de berörda ekosystemen. Analysen som presenteras här baseras, där så är möjligt, på platsspecifika parametervärden som tagits fram vid platsundersökningar i Forsmark. Därför har en deterministisk analys utförts baserad på dessa specifika värden istället för parameteruppsättningar tagna från sannolikhetsfördelningar. Alla resultat som presenteras i detta avsnitt härrör från deterministiska beräkningar. I **Radionuklidtransportrapporten** stöds resultaten från de deterministiska beräkningarna av resultat från probabilistiska beräkningar som utförts för att undersöka osäkerheten i de deterministiska resultaten.

Med undantag för *huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat*, förekommer de högsta dosraterna i biosfärsobjekt 157_2. I *huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat* är biosfärsobjekt 157_2 fruset under periglaciala perioder och nås då inte av grundvatten från förvaret, vilket medför att de högsta dosraterna erhålls i biosfärsobjekt 157_1 under dessa perioder. I denna rapport redovisas resultat för biosfärsobjekt 157_2, med undantag för *huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat* där resultat för 157_1 redovisas. Detaljer om exponering av andra organismer än människa i övriga biosfärsobjekt återfinns i **Radionuklidtransportrapporten**. En sammanfattning av de maximala dosraterna för alla scenarier presenteras i avsnitt 9.7.2 (tabell 9-22).

9.7.1 Huvudscenariots variant med global uppvärmning

I *huvudscenariots variant med global uppvärmning* sker de första radionuklidutsläppen från förvaret tusen år efter förvarets förslutning. Radionuklider kommer att nå biosfären kort därefter. Vid den tiden har en del av biosfärsobjekt 157_2 utvecklats från en havsvik till en myr och därför har exponering uppskattats både för marina och terrestra (våtmarks-) organismer. Objektet har inget definierat sötvattenskede, men eftersom ytvattnet i myrområdet är en viktig levnadsmiljö för vattenlevande organismer har även exponeringen av sötvattenorganismer uppskattats utifrån koncentrationer av radionuklider i det övre torvlagret och motsvarande porvatten.

Alla dosrater är med god marginal lägre än screeningdosraten på 10 $\mu Gy \cdot h^{-1}$ och de ligger också långt under den mer begränsade screeningdosraten för ryggradsdjur angiven av ICRP. Därför förväntas ingen inverkan på NHB-populationerna i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*.

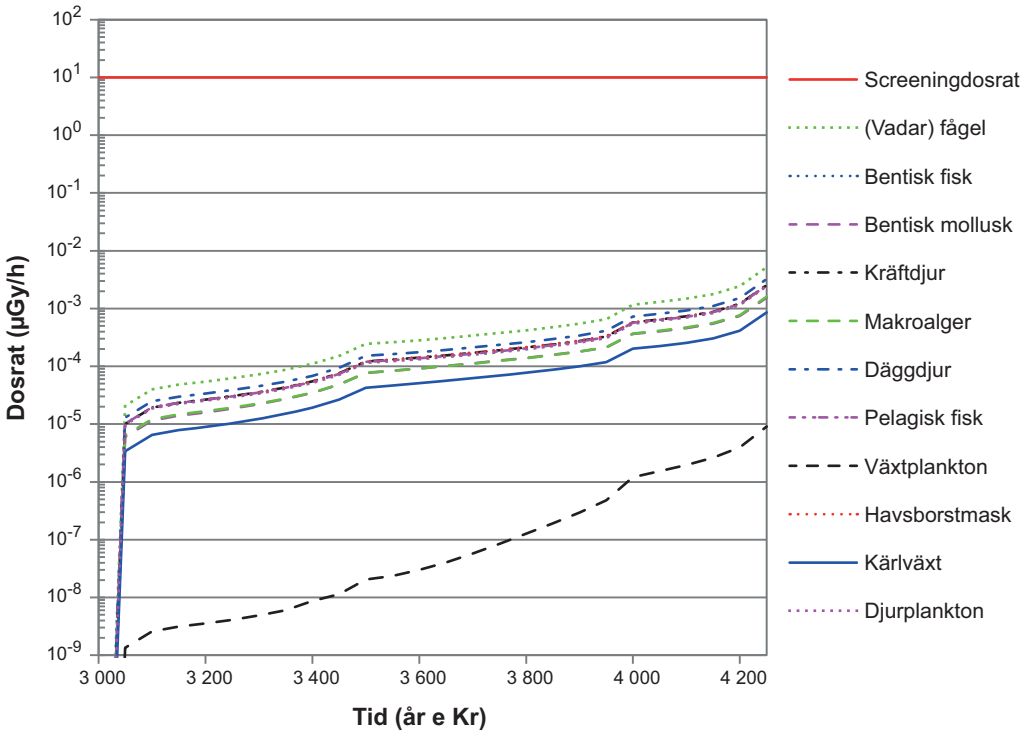
Marina ekosystem

Eftersom de analyserade objekten utgörs av marina ekosystem endast under den inledande tidsperioden är den simulerade perioden för marina ekosystem kort i jämförelse med den period då de utgörs av sötvatten- och landekosystem. På grund av den korta marina perioden syns inte det exponeringsmönster som är typiskt för sötvatten- och landekosystem, dvs ett initial maxvärde följt av en något mer konstant fas på lång sikt (se avsnitt nedan). För de marina ekosystemen kan istället endast inledningen av vad som beskrivs som det maximala skedet i sötvatten- och landekosystem ses under den simulerade perioden. Samtliga marina organismer får dosrater som ligger mer än tre storleksordningar lägre än screeningdosraten (figur 9-46). Fågel (vadare) får de högsta dosraterna $5{,}2 \cdot 10^{-3}$ $\mu Gy \cdot h^{-1}$ (tabell 9-17). De totala dosraterna för alla organismtyper, förutom för växtplankton, följer varandra och skillnaden mellan den största och minsta exponeringen är ungefär en storleksordning. Dosraten för växtplankton är under hela den simulerade perioden lägre än för alla andra organismgrupper (figur 9-46). Skillnaderna gentemot övriga grupper avtar med tiden, men är vid slutet av analysperioden fortfarande ungefär två storleks-

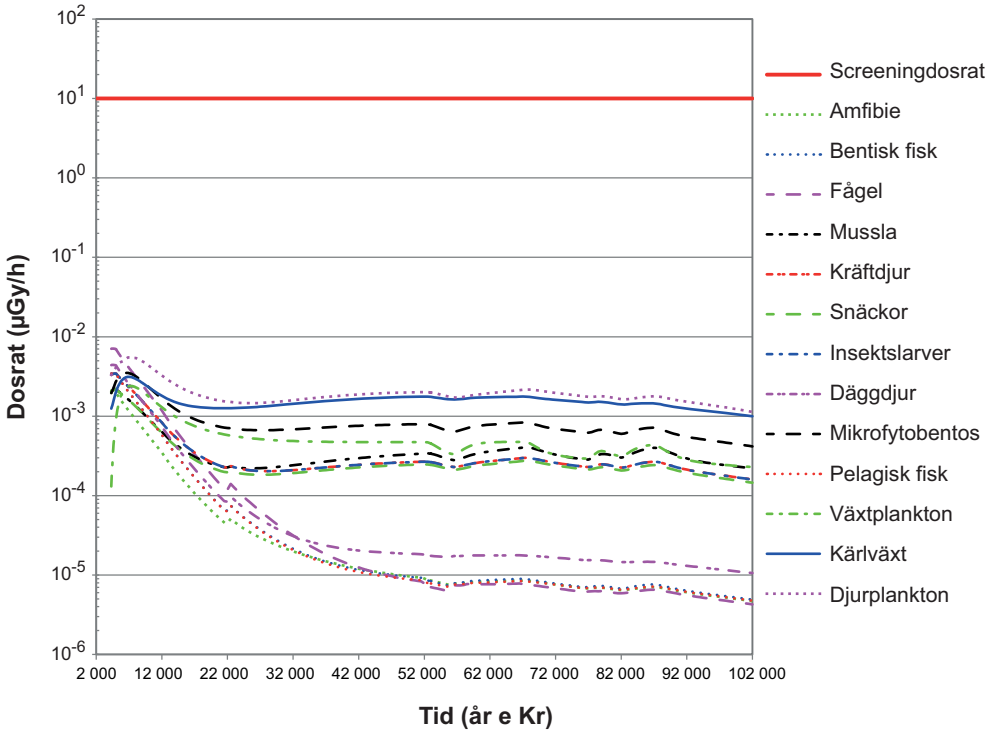
ordningar. Den mycket lägre dosraten för växtplankton, jämfört med andra organismer, beror på växtplanktons mikroskopiska storlek och den höga andelen interna beta/gamma-emitterande radionuklider; en större andel av beta/gamma-emissionerna från interna källor kan undkomma utan att växtplankton påverkas. I den här analysen beräknas dosrater till individuella organismer. Exponering till följd av omgivande organismer, som till exempel i en växtplanktonblomning, skulle antagligen leda till att beta-emission från en organism leder till exponering av en närliggande individ. Exponeringen av växtplankton kan därför antas vara något högre än rapporterad i denna analys men fortfarande mindre än för multicellulära organismer (t ex kärlväxter och makroalger). Därför kan dosraten för växtplankton rapporterad i denna analys ses som ett minimum och kärlväxter i samma miljö kan ses som teoretiskt maximum (vid väldigt täta algblomningar). Effekten av en sådan varians anses dock försumbar och testas inte vidare i denna analys.

Sötvattenekosystem

Fågel får den högsta totala dosraten som observerades i någon sötvattenorganism, $7{,}1 \cdot 10^{-3}$ µGy·h^{-1} vilket är mer än tre storleksordningar lägre än screeningdosraten och också långt under den mer begränsade screeningdosraten för ryggradsdjur angiven av ICRP (tabell 9-22 och figur 9-47). I fågel nås den maximala dosraten precis i början av analysperioden, nästan uteslutande på grund av C-14 (tabell 9-22). Omedelbart efter den högsta dosraten minskar dosraterna till fågel snabbt och vid slutet av analysperioden är fågel en av de minst exponerade organismerna. Under nästan hela perioden är djurplankton den mest exponerade organismen, med dosrater i storleksordningen 10^{-3} µGy·h^{-1} (figur 9-47). Ett maxvärde för total dosrat observeras i många organismer runt 7000 e Kr. Efter att maxvärdet passerats är de minst exponerade organismerna pelagisk fisk, bentisk fisk och fågel, som slutar med dosrater två storleksordningar lägre än de för djurplankton.



Figur 9-46. *Dosrater till andra organismer än människa i det marina ekosystemet för* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning****.*



Figur 9-47. *Dosrater till andra organismer än människa i sötvattenekosystemet för* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning****.*

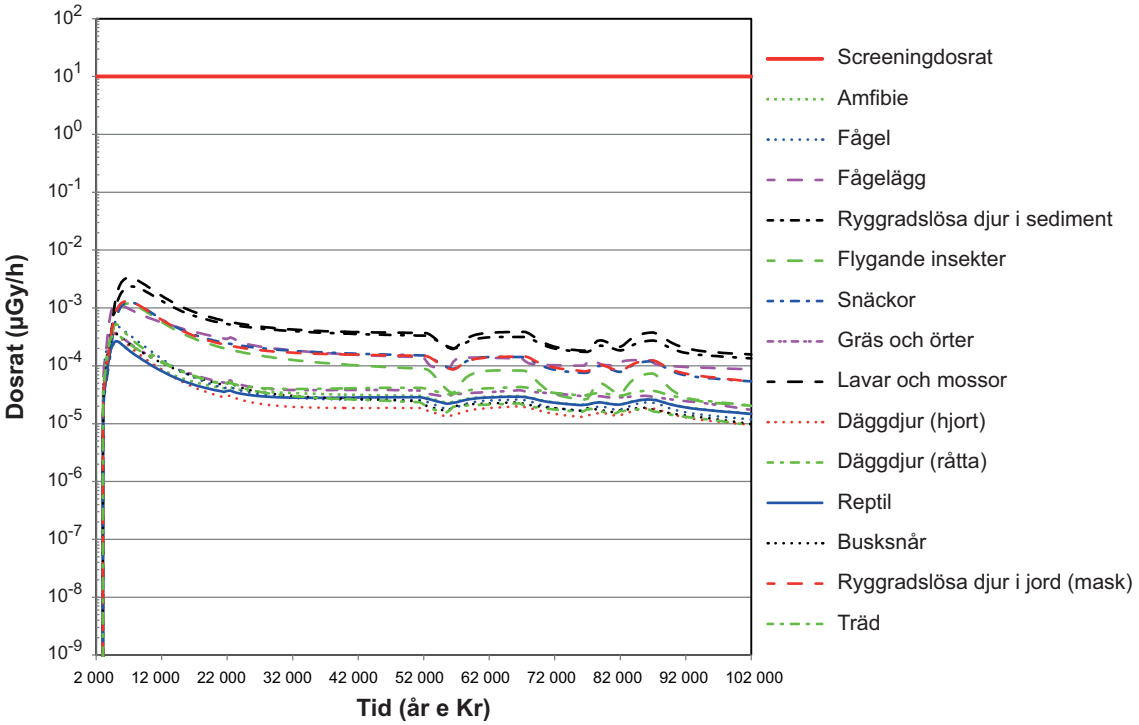
Terrestra ekosystem

Lavar och mossor får den högsta totala dosraten för terrestra organismer, $3{,}3 \cdot 10^{-3}$ µGy·h^{-1}, vilket är mer än tre storleksordningar lägre än screeningdosraten och också långt under den mer begränsade screeningdosraten för ryggradsdjur angiven av ICRP (tabell 9-22 och figur 9-48). De organismer som får de lägsta dosraterna erhåller dosrater ytterligare omkring en storleksordning lägre än screeningdosraten. I likhet med vad som observeras i sötvattenmiljö noteras ett maxvärde vid cirka 7000 e Kr. De mest exponerade organismerna på lång sikt är lavar och mossor och ryggradslösa detritusätande djur. Distinkta temporära minskningar i dosraten observeras vid flera tillfällen under analysperioden. Minskningar i dosraten sker under periglaciala perioder på grund av att grundvattnet fryser när det är permafrost, vilket tillfälligt förhindrar all transport av radionuklider genom geosfären.

9.7.2 Översikt av NHB-resultat för alla scenarier

En sammanfattning av de maximala dosraterna i de olika ekosystemen och för alla scenarier visas i tabell 9-22. Alla beräknade dosrater är minst två storleksordningar lägre än screeningdosraten, vilket indikerar att ingen radiologisk påverkan på NHB från förvaret kan förväntas. Den högsta dosraten som beräknades var i sötvattenfågeln i *scenariot med jordskalv* vid 4350 e Kr. Dosrater i samma storleksordning (10^{-2} µGy·h^{-1}) observerades i sju scenarier: *scenariot högt inventarium, scenariot jordskalv*, *scenariot förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret*, *scenariot förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden*, *scenariot förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde*, *scenariot ändrade redoxförhållanden i SFR 1* och *scenariekombination 1*. De högsta dosraterna i samtliga scenarier återfanns i sötvattenekosystemet.

I det marina ekosystemet ökar dosraterna i organismer snabbt innan de börjar plana ut; den relativt korta perioden av marint ekosystem (sett till hela analysperioden) innebär att dosraterna till marina organismer inte når ett stationärt tillstånd, utan fortsätter öka fram till den tidpunkt när havet helt drar sig bort från biosfärsobjektet (cirka 4250 e Kr i de flesta scenarier). De högsta dosraterna i marina organismer erhålls således i slutet av den marina perioden.



Figur 9-48. *Dosrater till andra organismer än människa i terrestra ekosystem för* ***huvudscenariots variant med global uppvärmning****.*

För de flesta scenarierna följer resultaten för de flesta organismerna i sötvattens- och landekosystemen samma mönster som i *huvudscenariots variant med global uppvärmning*. Dosraten uppvisar en väldefinierad topp direkt i början, eller efter bara några tusen år, för att sedan gradvis sjunka under återstoden av analysperioden. Det finns dock undantag. Där kärlväxter är den mest exponerade sötvattenorganismen är dock toppen mindre uttalad (i *scenariot med ändrade redoxförhållanden i SFR 1)* eller obefintlig (i *scenariot med förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret*). Där dostoppen är mindre uttalad minskar inte heller dosraten efter den initiala toppen utan fortsätter att öka fram till omkring 30 000–50 000 e Kr. De högsta dosraterna för kärlväxter erhålls därför senare. I scenarier där djurplankton är den mest exponerade sötvattenorganismen innehåller dosratsmönstret en betydande topp i *scenariot med förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden* och *scenariot med högt inventarium,* i de kvarvarande fallen (*huvudscenariots variant med tidigt periglacialt klimat* och *scenariekombination 2*) ökar dosraterna under längre perioder och de högsta dosraterna erhålls senare.

Intern exponering dominerade dosraterna för de mest exponerade organismerna i samtliga scenarier (tabell 9-22). Till följd av den i huvudsak interna exponeringen märks ingen trend med avseende på habitat (i/på vatten eller i/på sediment; i luften eller i/på jord). Om dosraterna påverkas mer av yttre källor skulle man kunna förvänta sig högre doser i jordlager/sediment än i vatten/luft.

C-14-org dominerar dosraten till de mest exponerade marina organismerna i alla utom två scenarier där istället C-14-oorg dominerar (tabell 9-22). I de flesta scenarier är C-14 en central radionuklid även i sötvattenekosystemet, men i vissa scenarier dominerade där andra radionuklider (Pa-231, Pu-239, Se-79 och Ni-59, tabell 9-22). I det terrestra ekosystemet är U-238 den centrala radionukliden i de flesta scenarier, med ett par undantag där dosraten till den mest exponerade organismen domineras av Pa-231, C-14-org, eller I-129 (tabell 9-22).

Tabell 9-22. Sammanfattning av information relaterad till de högsta dosraterna som observerades i andra organismer än människa i huvudscenariot, de mindre sannolika scenarierna, restscenarier och scenariekombinationerna. För alla scenarier presenteras data för de relevanta ekosystemen (MA = Marina; SV = Sötvatten, TE = Terrestra) i biosfärsobjekt 157_2 (om inget annat specificeras).

Scenario	Ekosystem	Organismtyp	Tidpunkt (år e Kr)	Högsta dosrat (µGy/h)	Intern dosrat i procent (%)	Viktigaste radionuklid (bidrag till dosraten, %)
Huvudscenariot						
Varianten med global uppvärmning	MA	(Vadar) fågel	4250	5,2E–3	100	C-14 (org) (98)
	SV	Fågel	4500	7,1E–3	100	C-14 (org) (98)
	TE	Lavar och mossor	7000	3,3E–3	100	U-238 (66)
Varianten med tidigt periglacialt klimat (objekt 157_1)	MA					
	SV	Djurplankton	17 850	2,7E–3	100	Pa-231 (81)
	TE	Ryggradslösa detritusätande djur	17 850	1,4E–3	98	Pa-231 (79)
Varianten gällande tidpunkten för utsläpp	MA	(Vadar) fågel	4250	5,2E–3	100	C-14 (org) (98)
	SV	Fågel	4300	7,0E–3	100	C-14 (org) (98)
	TE	Lavar och mossor	7400	2,7E–3	100	U-238 (66)
Mindre sannolika scenarier						
Högt inventarium	MA	(Vadar) fågel	4250	6,5E–3	100	C-14 (org) (93)
	SV	Djurplankton	8400	2,9E–2	100	Se-79 (65)
	TE	Ryggradslösa detritusätande djur	5250	9,0E–3	68	Pa-231 (43)
Högt flöde i berggrunden	MA	(Vadar) fågel	4250	6,2E–3	100	C-14 (org) (97)
	SV	Fågel	4350	8,5E–3	100	C-14 (org) (97)
	TE	Lavar och mossor	6300	4,1E–3	99	U-238 (66)
Accelererad betongdegradering	MA	(Vadar) fågel	4250	7,0E–3	100	C-14 (org) (92)
	SV	Fågel	4350	9,6E–3	100	C-14 (org) (92)
	TE	Lavar och mossor	6950	3,3E–3	100	U-238 (66)
Bentonitdegradering	MA	(Vadar) fågel	4250	5,2E–3	100	C-14 (org) (98)
	SV	Fågel	4500	7,1E–3	100	C-14 (org) (98)
	TE	Lavar och mossor	7000	3,3E–3	100	U-238 (66)
Jordskalv	MA	(Vadar) fågel	4250	6,9E–2		
	SV	Fågel	4350	9,2E–2		
	TE	Fågelägg	4350	6,4E–3		
Höga koncentrationer av komplexbildare	MA	(Vadar) Fågel	4250	5,5E–3	100	C-14 (org) (98)
	SV	Fågel	4350	7,4E–3	100	C-14 (org) (98)
	TE	Lavar och mossor	7050	3,4E–3	100	Pa-231 (66)
Restscenarier						
Förlust av barriärfunktion – ingen sorption i förvaret	MA	(Vadar) fågel	4250	4,6E–2	100	C-14 (oorg) (89)
	SV	Fågel	4300	6,2E–2	100	C-14 (oorg) (89)
	TE	Fågelägg	4650	3,9E–3	98	C-14 (oorg) (53)
Förlust av barriärfunktion – ingen sorption i berggrunden	MA	(Vadar) fågel	4250	5,2E–3	100	C-14 (org) (98)
	SV	Djurplankton	6150	2,1E–2	100	Pa-231 (78)
	TE	Lavar och mossor	5350	1,5E–2	100	U-238 (60)
Förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde	MA	(Vadar) fågel	4250	2,0E–2	100	C-14 (oorg) (92)
	SV	Kärlväxt	31 500	3,2E–2	100	Pu-239 (73)
	TE	Fågelägg	4200	5,7E–3	93	I-129 (64)
Ändrade redoxförhållanden i SFR 1	MA	(Vadar) fågel	4250	5,1E–3	100	C-14 (org) (100)
	SV	Kärlväxt	52 000	1,7E–2	100	Pu-239 (92)
	TE	Lavar och mossor	7050	3,3E–3	100	U-238 (66)
Förlängd global uppvärmning	MA	(Vadar) fågel	5250	5,4E–3	100	C-14 (org) (98)
	SV	Fågel	5300	6,4E–3	100	C-14 (org) (98)
	TE	Lavar och mossor	6600	1,7E–3	100	U-238 (65)
Scenariekombinationer						
Scenariekombination 1	MA	(Vadar) fågel	4250	8,6E–3	100	C-14 (org) (82)
	SV	Fågel	4300	1,1E–2	100	C-14 (org) (82)
	TE	Lavar och mossor	6250	4,2E–3	99	U-238 (65)
Scenariekombination 2	MA	(Vadar) fågel	4250	6,3E–3	100	C-14 (org) (97)
	SV	Djurplankton	37 000	9,1E–3	100	Ni-59 (90)
	TE	Lavar och mossor	6300	4,2E–3	99	U-238 (65)

10 Riskutvärdering

Detta kapitel redovisar resultaten från säkerhetsanalysen i syfte att visa att det befintliga förvaret och utbyggnaden kommer att ge tillräckligt långsiktigt skydd av människors hälsa och av miljön. Detta görs genom att visa att förvaret, under analysperioden, uppfyller de relevanta kriterier och krav som definieras i föreskrifterna SSMFS 2008:21 och 2008:37.

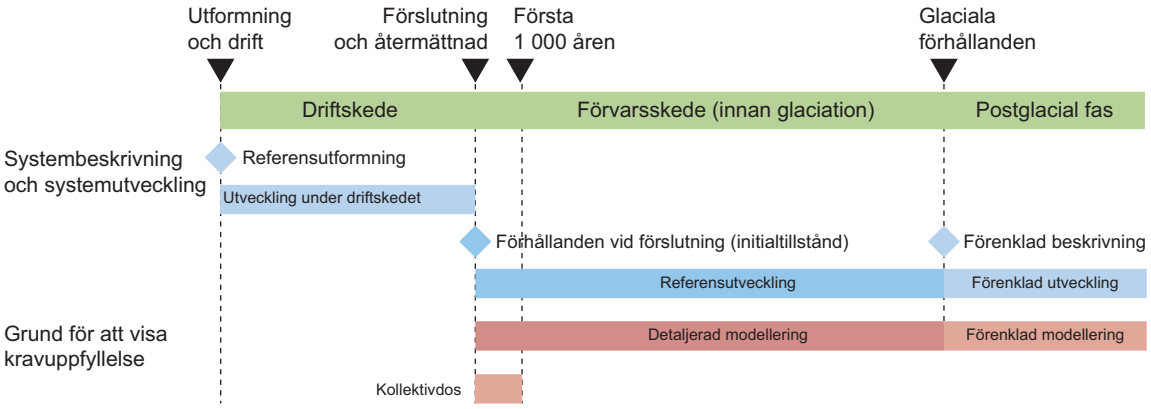
Analysperiodens längd påverkas av halveringstiden hos radionukliderna i avfallet. Vid förslutning domineras aktiviteten av kortlivade radionuklider[9]. Det relativa bidraget av långlivade radionuklider ökar dock i takt med att kortlivade radionuklider sönderfaller. Förvarssystemet förändras under analysperioden och baserat på referensutvecklingen som presenteras i kapitel 6, har tre olika perioder bedömts vara lämpliga för analysen och redovisning av analysens resultat.

- De första tusen åren efter förslutning då förvaret ligger under hav. Under denna tidsperiod säkerställer den låga hydrauliska gradienten i berget nästintill stationära hydrauliska förhållanden och lågt vattenflöde genom förvaret. Under denna period kommer kortlivade radionuklider att sönderfalla avsevärt (mindre än 10^{-9} av det ursprungliga inventariet kvarstår efter 1 000 år). Även vissa långlivade radionuklider, såsom Ni-63 med en halveringstid på 100 år, kommer att sönderfalla avsevärt under denna tidsperiod (10^{-3} av det ursprungliga inventariet av Ni-63 kommer att finnas kvar efter 1 000 år). För denna tidsperiod beskrivs utvecklingen av förvarssystemet av referensutvecklingen som utgår från det initialtillstånd som beskrivs i kapitel 4.
- Perioder med tempererat och periglacialt klimattillstånd. Under denna tidsperiod, som är minst 50 000 år lång, passerar strandlinjen över förvaret och den hydrauliska gradienten ökar. Inventariet av Am-241, C-14 och Mo-93 kommer att minska avsevärt genom radioaktivt sönderfall (deras halveringstider är 432, 5 730 respektive 4 000 år). Förvarssystemets utveckling under denna period beskrivs i referensutvecklingen.
- Den glaciala och postglaciala fasen. Efter 50 000 år finns endast långlivade radionuklider som Ni-59, Cl-36, U-238 och dess döttrar kvar. Då utvecklingen av förvarssystemet är mer osäker under denna tidsperiod används en förenklad beskrivning av utvecklingen som redovisas i *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden*.

Figur 10-1 visar hur förvarssystemets utveckling beskrivs i analysen samt underlaget för riskutvärderingen. Under driftskedet baseras beskrivningen av förvarssystemet och dess komponenter inledningsvis på referensutformningen. Driftskedet ingår inte i analysen av säkerhet efter förslutning, men för att beskriva systemet efter förslutning och återmättnad (initialtillståndet) är det nödvändigt att uppskatta utvecklingen av förvarssystemet även under detta skede.

Utvecklingen av förvarssystemet, från förslutning till glaciation, är baserad på initialtillståndet och beskrivs av referensutvecklingen. För tiden efter en glaciation används en förenklad beskrivning av utvecklingen. Utöver individdoser och risker beräknas kollektivdos för utsläpp på två sätt: 1) för den globala populationen till följd av C-14 utsläpp till atmosfären och 2) för befolkningen kring Östersjön till följd av utsläpp till Östersjön (via intag av fisk).

[9] Kortlivat avfall definieras enligt IAEA:s Safety Glossary, 2007 års utgåva (IAEA 2007) som ”radioaktivt avfall som inte innehåller signifikanta nivåer av radionuklider med halveringstider längre än 30 år”. SKB använder sig av samma definition, men med 31 år för att omfatta cesium-137 som används för att uppskatta halten av andra radionuklider. Avfall som inte är kortlivat är således att beakta som långlivat.



Figur 10-1. *Tidsperioder av betydelse för utvärderingen av förvarssystemet och för att uppskatta den radiologiska risken. För att kunna beskriva förhållandet efter förslutning måste utvecklingen av förvarssystemet under driftskedet bedömas. Referensutvecklingen baseras på initialtillståndet. För postglaciala förhållanden används en förenklad beskrivning av förvarssystemet, se vidare avsnitt 2.3.1.*

10.1 Myndighetskrav

Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) utfärdar föreskrifter (och tillhörande allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna) vilka tillståndshavaren för en kärnteknisk anläggning måste uppfylla. Av vikt för säkerhetsanalysen är SSMFS 2008:37 som bland annat säger att:

”Människors hälsa och miljön ska skyddas från skadlig verkan av joniserande strålning, dels under den tid då de olika stegen i det slutliga omhändertagandet av använt kärnbränsle och kärnavfall genomförs, dels i framtiden. Det slutliga omhändertagandet får inte orsaka svårare effekter på människors hälsa och miljön utanför Sveriges gränser än vad som accepteras inom Sverige.”

I följande avsnitt återges ytterligare myndighetskrav och kriterier för skydd av människors hälsa (avsnitt 10.1.1) och miljön (avsnitt 10.1.2) som är av vikt för analysen av den långsiktiga säkerheten i SFR.

10.1.1 Skydd av människors hälsa

Vidare säger SSM:s föreskrifter SSMFS 2008:37 och tillhörande allmänna råd att:

”Ett slutförvar för använt kärnbränsle eller kärnavfall ska utformas så att den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning blir högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken.”

Risk definieras som:

”produkten av sannolikheten att erhålla en stråldos och stråldosens skadeverkningar”.

Skadliga effekter definieras som:

”cancer (dödlig och icke-dödlig) samt ärftliga skador hos människor orsakade av joniserande strålning, i enlighet med styckena 47-51 i Internationella strålskyddskommissionens (ICRP) publikation nr 60, 1990,”

”Internationella strålskyddskommissionens (ICRP) rekommendationer ska enligt föreskrifterna användas för beräkning av skadeverkningar på grund av en stråldos. Enligt ICRP publikation nr. 60, 1990, är faktorn för omvandling av effektiv stråldos till risk 7,3 procent per sievert.”

De tillhörande allmänna råden till SSMFS 2008:37 säger:

”Ett sätt att definiera den mest exponerade gruppen är att inkludera de individer som erhåller en risk i intervallet från den högsta risken ner till en tiondedel av denna risk. Om ett större antal individer kan bedömas ingå i en sådan grupp bör det aritmetiska medelvärdet av individriskerna i gruppen användas vid prövningen mot föreskrifternas kriterium för individrisk. Ett sådant exempel

är utsläpp av radioaktiva ämnen i en större sjö som kan utnyttjas som vattentäkt och för fiske. Om endast ett fåtal individer ingår i gruppen kan föreskrifternas kriterium för individrisk anses vara uppfyllt om den högsta beräknade individrisken inte överstiger 10^{-5} per år. Ett exempel på en sådan situation kan vara om konsumtion av dricksvatten från en borrad brunn utgör den dominerande exponeringsvägen. För sådana fall bör valet av individer med högst riskbelastning motiveras med information om spridningen i beräknade individrisker med avseende på antagna levnadsvanor och vistelseorter."

"Individrisken bör beräknas som ett årligt medelvärde utifrån en uppskattning av livstidsrisken för samtliga relevanta exponeringsvägar för varje individ. Livstidsrisken kan beräknas som den ackumulerade livstidsdosen multiplicerad med omvandlingsfaktorn 7,3 procent per sievert."

En probabilistisk analys kan i vissa fall ge:

"[…] en otillräcklig bild av hur en enskild händelse som skadar slutförvaret, t ex ett större jordskalv, påverkar risken för en enskild generation."

I dessa fall bör de probabilistiska beräkningarna:

" […] kompletteras genom att beräkna risken för de individer som antas leva efter det att händelsen har inträffat och som påverkas av dess beräknade maximala konsekvens. Beräkningen kan göras t ex genom att illustrera betydelsen av att händelsen inträffar vid olika tidpunkter (T1, T2 …, Tn), under beaktande av sannolikheten för att händelsen har inträffat under respektive tidsintervall (T0 till T1, T0 till T2,…, T0 till Tn, där T0 motsvarar tidpunkten för förslutning av slutförvaret).."

10.1.2 Skydd av miljön

Gällande miljöskydd ingår följande krav i SSMFS 2008:37:

"Slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska genomföras så att biologisk mångfald och hållbart nyttjande av biologiska resurser skyddas mot skadlig verkan av joniserande strålning".

Kvantitativa riskkriterier för skydd av miljön saknas emellertid i gällande svenska föreskrifter.

10.2 Skydd av människors hälsa, kollektivdos

Kollektivdoser till följd av utsläpp under de första 1 000 åren efter förslutning av förvaret har beräknats för två populationer med de geosfärsutsläpp som tagits fram i *beräkningsfallet gällande tidpunkten för utsläpp*, se avsnitt 9.2.3. Kollektivdosen för den globala befolkningen till följd av C-14-utsläpp till atmosfären beräknades till 2,5 man Sv. Denna kollektivdos motsvarar en maximal genomsnittlig effektiv dos per capita (kollektivdosen dividerad med antalet individer i gruppen) på 0,25 nSv[10].

Kollektivdosen för befolkningen kring Östersjön till följd av radionuklidutsläpp till Östersjön och efterföljande exponering av befolkningen genom intag av fisk beräknades till 0,15 man Sv[11]. Dosen för Östersjöbefolkningen domineras också av C-14.

[10] Som en jämförelse: om nuvarande praxis för kärnenergiproduktion skulle vara begränsad till 100 år med den nuvarande kapaciteten skulle den maximala årliga effektiva dosen per capita till den globala befolkningen till följd av globalt spridda radionuklider vara mindre än 200 nSv (UNSCEAR 2010, bilaga B, § 415).

[11] Som en jämförelse: för den nuvarande kärnenergiproduktionen i världen är kollektivdosen per år i storleksordningen 200 man Sv (UNSCEAR 2010, bilaga B, § 415).

10.3 Skydd av människors hälsa, perioder med tempererat och periglacialt klimattillstånd

Den radiologiska risken för huvudscenariot beräknades genom att multiplicera det aritmetiska medelvärdet av den årliga effektiva dosen som erhållits vid varje tidpunkt från probabilistiska beräkningar med omräkningsfaktorn från dos till risk på 7,3 procent per Sievert. För huvudscenariot förutsattes en sannolikhet på 1. För de mindre sannolika scenarierna, förutom för *scenariot med jordskalv*, beräknades risken på samma sätt som för huvudscenariot och den multiplicerades sedan med sannolikheten för scenariot, se tabell 10-1 (scenarierna och dess sannolikheter är utförligare beskrivna i kapitel 7). Risken för *scenariot med jordskalv* beräknades genom att skatta integralen för risk beskriven i ekvation 7-1 i SAR-08 (SKB 2008a) med summan över den högsta dosen i varje tidpunkt från varje jordskalvsberäkning multiplicerat med den totala sannolikheten för att ett jordskalv sker före denna tidpunkt och omräkningsfaktorn för risk. Det har förutsatts att sannolikheten för det första jordskalv som inträffar vid en given tidpunkt följer en exponentiell sannolikhetsfördelning. Detta är samma tillvägagångssätt som användes i SAR-08 för att beräkna riskerna för doser som erhållits från jordskalv och beskrivs ytterligare i (SKB 2008a).

Tabell 10-1. Sannolikheter för mindre sannolika scenarier och kombinationer av scenarier.

Scenario		Sannolikhet (P)
Högt inventarium		< 0,05
Högt flöde i berggrunden		< 0,1
Accelererad betongdegradering		< 0,1
Bentonitdegradering		< 0,1
Jordskalv		10^{-6}/år
Höga koncentrationer av komplexbildare		< 0,1
Brunnar nedströms förvaret		0,13
Intrångsbrunnar	Silo	$2 \cdot 10^{-4}$
	Bergssal i SFR 1	$8 \cdot 10^{-4}$
	Bergssal i SFR 3	$3 \cdot 10^{-4}$
Scenariekombination 1		< 0,1·0,1
Scenariekombination 2		< 0,1·0,1

Kombinationer av scenarier (kombination 1: *beräkningsfallet med högt flöde i berggrunden* tillsammans med *beräkningsfallet med accelererad betongdegradering* och kombination 2: *beräkningsfallet med högt flöde i berggrunden* tillsammans med *beräkningsfallet med höga koncentrationer av komplexbildare*) ingår inte i den totala risken och visas inte heller i graferna eftersom en låg sannolikhet (tabell 10-1) och måttligt dosbidrag (avsnitt 9.5) resulterar i små bidrag till den totala risken. Maximala radiologiska risker från dessa två kombinationer av scenarier visas i tabell 10-2.

Det uppskattade aritmetriska medelvärdet av den årliga dosen från de probabilistiska beräkningarna för de olika scenarierna, som presenteras i kapitel 9, ger grunden för analysen av risk för människor. För att uppskatta den totala radiologiska risken kombineras de olika scenarierna så som visas i figur 10-2.

Alla mindre sannolika scenarier, förutom scenarierna med *intrångsbrunnar* och *brunnar nedströms förvaret*, är ömsesidigt uteslutande med hänsyn till huvudscenariot. Därför adderas inte risken från dem till risken från huvudscenariot om den senare beräknas som det beskrivs ovan, det vill säga om man antar en sannolikhet på 1 för att huvudscenariot ska inträffa. Kombinerad radiologisk risk för huvudscenario och mindre sannolika scenarier beräknas istället som summan av huvudscenariot (den variant som ger högst risk) reducerat med sannolikheten för det mindre sannolika scenariot och det mindre sannolika scenariot viktat med dess sannolikhet enligt ekvationen:

$$Risk_{kombinerad} = Dos_{Max\ huvudsernario}\left(1 - P_{\substack{Mindre\\ sannolikt\\ scenario}}\right) \cdot 0{,}073 + P_{\substack{Mindre\\ sannolikt\\ scenario}}\ Dos_{\substack{Mindre\\ sannolikt\\ scenario}} \cdot 0{,}073 \qquad \text{(Ekvation 10-1)}$$

där

P = sannolikhet

Scenarierna för *intrångsbrunnar* och *brunnar nedströms förvaret* och huvudscenariot är inte ömsesidigt uteslutande och därför beräknas kombinationen av dessa med huvudscenariot med ett antagande om en sannolikhet på ett för huvudscenariot enligt ekvationen:

$$Risk_{kombinerad,\ brunn} = Dos_{Max\ huvudsernario} \cdot 0{,}073 + P_{\substack{Mindre\\ sannolikt\\ scenario}}\ Dos_{\substack{Mindre\\ sannolikt\\ scenario}} \cdot 0{,}073 \qquad \text{(Ekvation 10-2)}$$

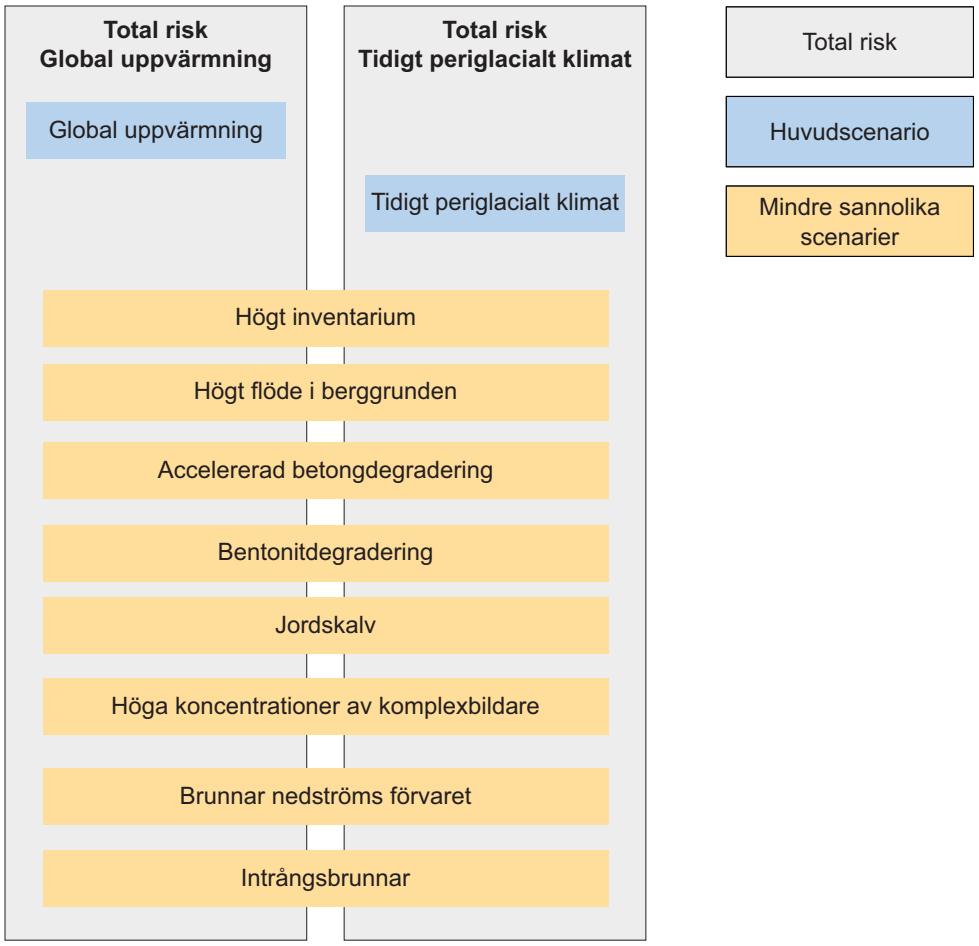
För den totala risken summeras huvudscenariots risk (den variant som ger högst risk) nedviktat med summan av sannolikheterna för de mindre sannolika scenarierna (utom brunnar), med risken för de mindre sannolika scenarierna. Den totala risken beräknas således:

$$Risk_{Total} = Dos_{Max\ huvudsernario} \cdot 0{,}073 \left(1 - \sum_x P_x\right) + \sum_x Dos_x \cdot 0{,}073 \cdot P_x + \sum_i Dos_i \cdot 0{,}073 \cdot P_i \qquad \text{(Ekvation 10-3)}$$

där

x = {*Högt inventarum, Högt flöde i berggrunden, Accelererad betongdegradering, Betonitdegradering, Jordskalv, Höga koncentrationer av komplexbildare*}

i = {*Brunnar nedströms förvaret, Intrångsbrunnar*}.



Figur 10-2. *Kombination av scenarier för att beräkna den totala risken.*

10.3.1 Radiologisk risk för huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna

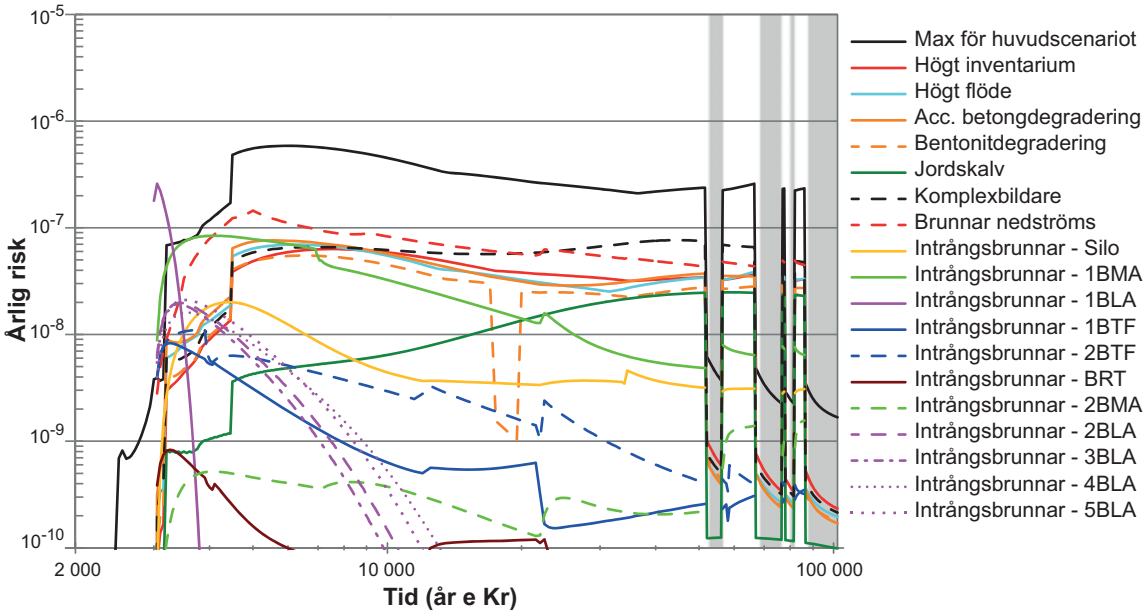
De uppskattade radiologiska riskerna för huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna presenteras i figur 10-3 där ’Max av huvudscenarier’ representerar maximum, vid varje tidpunkt, för huvudscenariots *varianter med global uppvärmning* respektive *tidigt periglacialt klimat*. Det kan emellertid vara värt att notera att maximum, vid varje tidpunkt, ges av *varianten med global uppvärmning* (se avsnitt 9.2.1). Som framgår av figur 10-3 ger huvudscenariot den högsta radiologiska risken under i stort sett hela den analyserade perioden. Ett undantag är en kort period omkring år 3000 e Kr, där den högsta risken erhålls för *scenariot med intrångsbrunnar* för 1BLA.

För de flesta scenarier ökar de radiologiska riskerna initialt, varefter de och minskar eller förblir nästan konstanta under återstoden av analysperioden. Dock visar de radiologiska riskerna för *scenariot med jordskalv* och *scenariot med intrångsbrunnar* för 2BMA en annan variation i tid. För *scenariot med jordskalv* observeras en stigande trend med tiden, vilket förklaras av den ökande ackumulerade sannolikheten för att ett jordskalv kommer att inträffa före en viss tidpunkt, medan de maximala doserna förblir nästan konstanta under hela analysperioden.

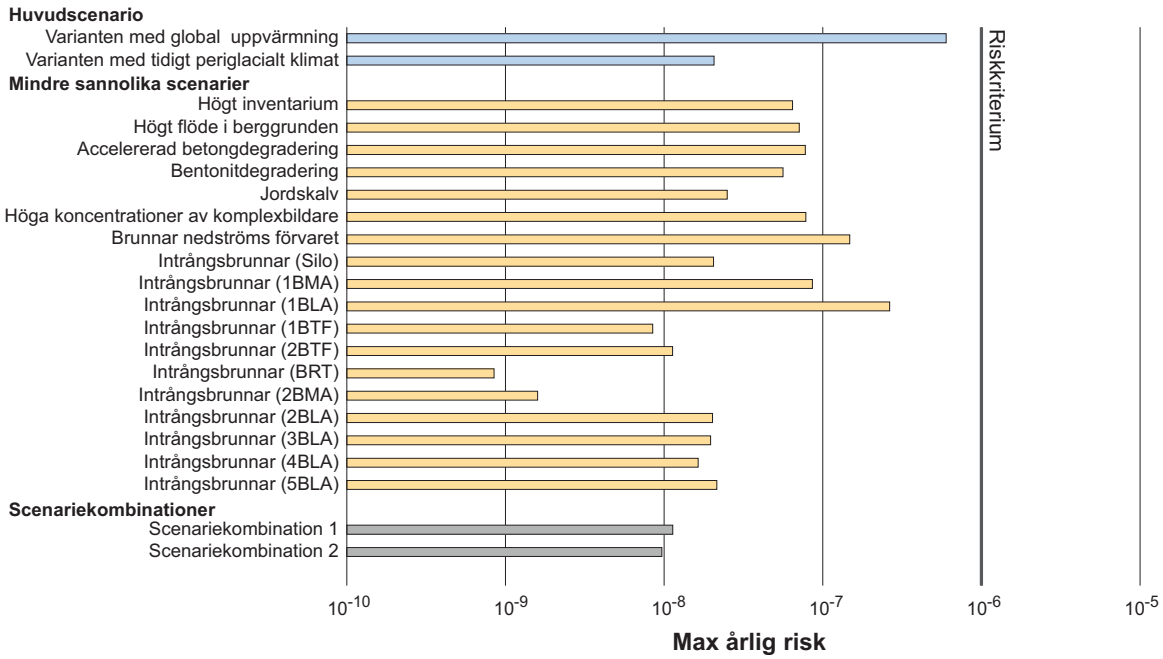
Den maximala årliga radiologiska risken för varje scenario presenteras i tabell 10-2 och figur 10-4. Den högsta maximala årliga radiologiska risken ($6{,}0\cdot10^{-7}$) erhålls för huvudscenariot. Den näst högsta radiologiska risken ($2{,}6\cdot10^{-7}$) erhålls för *scenariot med intrångsbrunnar* för 1BLA. Den maximala radiologiska risken för vart och ett av de andra scenarierna är i allmänhet en eller flera storleksordningar lägre än den för huvudscenariot.

Tabell 10-2. Maximala årliga radiologiska risker för människor erhållna för huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna. Tidpunkten då de maximala radiologiska riskerna erhålls anges också. Den maximala radiologiska risken ges för huvudscenariots *varianter med global uppvärmning* respektive *tidigt periglacialt klimat*.

Scenario	Maximal radiologisk risk	Tidpunkt [år e Kr]
Huvudscenario		
Varianten med global uppvärmning	$6{,}0\cdot10^{-7}$	6000
Varianten med tidigt periglacialt klimat	$1{,}2\cdot10^{-8}$	17 800
Mindre sannolika scenarier		
Högt inventarium	$6{,}5\cdot10^{-8}$	7500
Högt flöde i berggrunden	$7{,}1\cdot10^{-8}$	6250
Accelererad betongdegradering	$7{,}8\cdot10^{-8}$	5550
Bentonitdegradering	$5{,}6\cdot10^{-8}$	6500
Jordskalv	$2{,}5\cdot10^{-8}$	58 500
Höga koncentrationer av komplexbildare	$7{,}8\cdot10^{-8}$	44 500
Brunnar nedströms förvaret	$1{,}5\cdot10^{-7}$	5000
Intrångsbrunnar – Silo	$2{,}1\cdot10^{-8}$	4450
Intrångsbrunnar – 1BMA	$8{,}6\cdot10^{-8}$	4100
Intrångsbrunnar – 1BLA	$2{,}6\cdot10^{-7}$	3050
Intrångsbrunnar – 1BTF	$8{,}5\cdot10^{-9}$	3250
Intrångsbrunnar – 2BTF	$1{,}1\cdot10^{-8}$	3850
Intrångsbrunnar – BRT	$8.5\cdot10^{-10}$	3250
Intrångsbrunnar – 2BMA	$1{,}6\cdot10^{-9}$	86 000
Intrångsbrunnar – 2BLA	$2{,}0\cdot10^{-8}$	3450
Intrångsbrunnar – 3BLA	$2{,}0\cdot10^{-8}$	3400
Intrångsbrunnar – 4BLA	$1{,}6\cdot10^{-8}$	3550
Intrångsbrunnar – 5BLA	$2{,}2\cdot10^{-8}$	3550
Kombinationer av scenarier		
Scenariekombination 1	$1{,}1\cdot10^{-8}$	5700
Scenariekombination 2	$9{,}7\cdot10^{-9}$	40 000



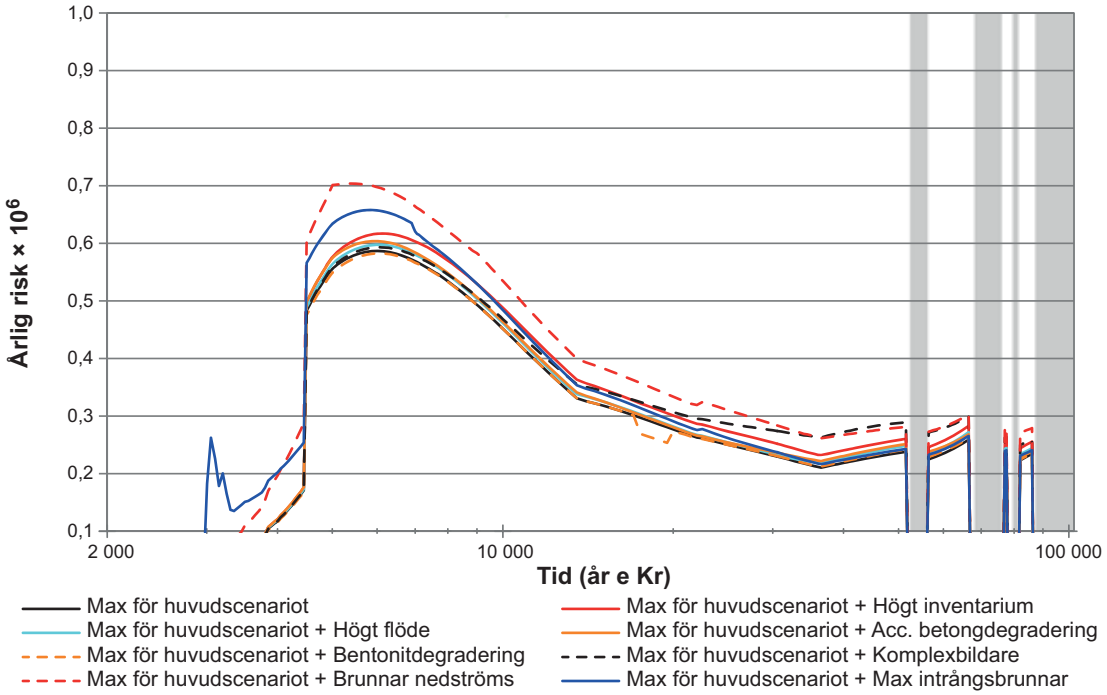
Figur 10-3. *Radiologisk risk för respektive scenario med sannolikheter från tabell 10-1 och beräknade årliga effektiva doser presenterade i kapitel 9. Max för huvudscenariot representerar det maximala värdet vid varje tidpunkt för varianten med global uppvärmning och varianten med tidigt periglacialt klimat. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 10-4. *Maximal radiologisk risk för huvudscenariot, de mindre sannolika scenarierna och scenariekombinationerna.*

10.3.2 Radiologisk risk för kombinationer av scenarier

De radiologiska riskerna för kombinationer av huvudscenariot och vart och ett av de mindre sannolika scenarierna visas i figur 10-5. De högsta riskerna uppträder kring 5000 e Kr. Kombinationen med huvudscenariot och *scenariot med intrångsbrunnar* för 1BLA uppvisar en topp i riskvärde omkring 3000 e Kr. Med undantag för detta initiala höga värde visar de andra kombinationerna av scenarier ungefär samma mönster i riskvariationen över tid. Detta förklaras av det dominerande bidraget från huvudscenariot till risken. Kombinationen av huvudscenariot och *scenariot med brunnar nedströms förvaret* visar den högsta radiologiska risken under den största delen av analysperioden.



Figur 10-5. *Radiologiska risker för kombinationer av huvudscenariot och varje mindre sannolikt scenario (enligt ekvation 10-2). Max för huvudscenariot representerar maximum, vid varje tidpunkt, för varianten med global uppvärmning och varianten med tidigt periglacialt klimat. Max intrångsbrunnar representerar maximum, vid varje tidpunkt, för intrångsbrunnar i olika förvarsutrymmen. Notera skalan på y-axeln, risken har multiplicerats med 10^6 för att underlätta läsbarheten, 0.1 och 1 motsvarar således en risk på 10^{-7} respektive 10^{-6}. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

10.3.3 Total radiologisk risk

Figur 10-6 visar den totala risken från kombinationen av huvudscenariot med alla mindre sannolika scenarier. Den högsta totala risken $9{,}0 \cdot 10^{-7}$ erhålls ca 5000 e Kr. Därefter observeras en svagt sjunkande trend där den radiologiska risken ligger kvar i samma storleksordning, med undantag för periglaciala perioder.

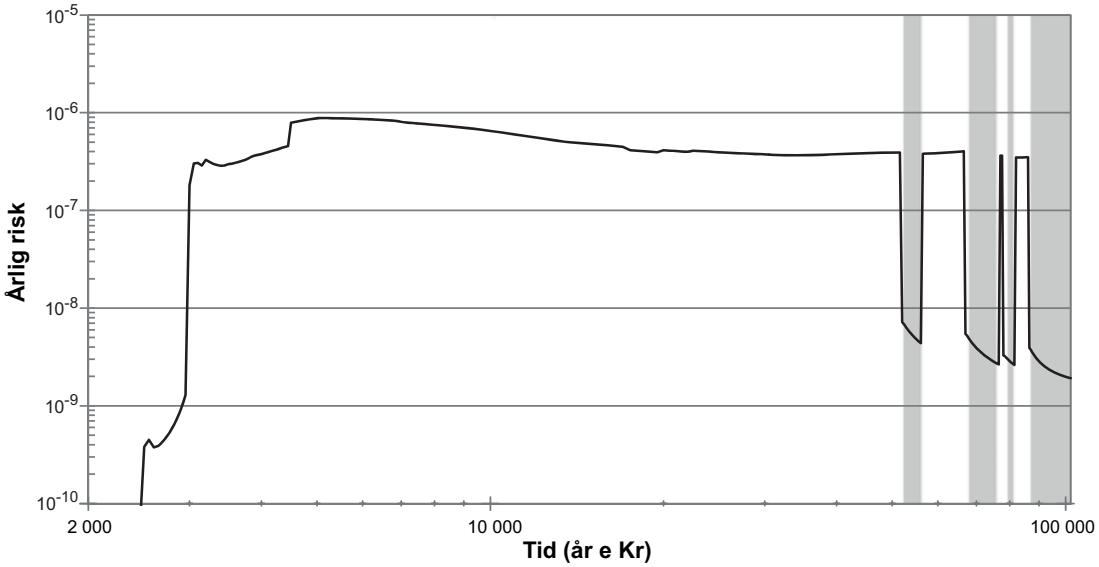
10.3.4 Uppfyllandet av det radiologiska riskkriteriet

Som visas i avsnitt 10.3.1 är den radiologiska risken för vart och ett av huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna lägre än det föreskrivna riskkriteriet på 10^{-6} under perioder med tempererat och periglacialt klimattillstånd. Även den radiologiska risken för kombinationer av huvudscenariot och vart och ett av de mindre sannolika scenarierna (se avsnitt 10.3.2) är lägre än riskkriteriet.

Total radiologisk risk, det vill säga kombinationen av huvudscenariot och alla mindre sannolika scenarier, är lägre än det föreskrivna riskkriteriet på 10^{-6} (se avsnitt 10.3.3) och därmed uppfyller förvaret det radiologiska riskkriteriet under perioder med tempererat och periglacialt klimattillstånd.

Antaganden i analysen

När man tolkar riskuppskattningen ska hänsyn tas till att flera pessimistiska antaganden har gjorts i modelleringen av doser och associerade radiologiska risker. Följaktligen bör de riskuppskattningar som presenteras anses lämpliga för att visa att riskkriteriet är uppfyllt, snarare än som prediktioner av faktiska risker för individer i framtiden. En beskrivning av de pessimistiska antaganden som görs i analysen av doser presenteras i **Radionuklidtransportrapporten** och **Biosfärens syntesrapport**. I avsnitt 10.6 diskuteras detta mer i detalj.



Figur 10-6. *Total radiologisk risk erhålls från kombinationen maximum av huvudscenariots två varianter och alla mindre sannolika scenarier (enligt ekvation 10-3). Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Ett pessimistiskt antagande i dosberäkningarna som påverkar riskuppskattningarna är att hela radionuklidutsläppet sker i ett begränsat litet område i biosfären från vilket vidare transport sker. Doserna beräknas för en individ som tar all sin föda från det ekosystem som ger den högsta dosen, trots att människor i verkligheten, om dagens vanor skulle fortsätta, skulle hämta en stor del av sin föda från ett stort område, vilket skulle omfatta även områden som inte nås av utsläpp från förvaret. Antagandena för den exponerade gruppen leder till att detta är en homogen grupp med inte mer än några tiotals människor (se **Biosfärens syntesrapport**). Enligt föreskrifterna (se avsnitt 10.1.1) kan ett högre riskkriterium på 10^{-5} användas för att visa att det planerade förvaret uppfyller kraven på skydd av människors hälsa när risker uppskattas för grupper med få individer.

Utöver de pessimistiska antagandena i modelleringen är det tillvägagångssätt som användes för att kombinera scenarier för att uppskatta den totala risken, i sig själv pessimistiskt. Detta gäller till exempel kombinationen av huvudscenariot och scenarierna med *intrångsbrunnar* och *brunnar nedströms förvaret*. I huvudscenariot beräknas doser till människor för användande av vatten i biosfärsobjekt. Under perioder då biosfärsobjekten är belägna ovanför strandlinjen väljs den exponeringsväg som ger högst dos av sjö eller ett vattendrag, en grävd brunn eller en brunn som borrats inom biosfärsobjektet. Att summera riskerna från vattenintag från biosfärsobjektet med användning av en brunn nedströms förvaret och med användning av intrångsbrunnar i alla förvarsutrymmen leder till att intag av dricksvatten räknas flera gånger, vilket leder till en överskattning av den totala risken.

10.4 Skydd av människors hälsa, den glaciala och postglaciala fasen

Utöver de detaljerade modelleringar som utförts för tempererat och periglacialt klimattillstånd och som redovisas i avsnitt 10.3, har radiologiska konsekvenser under postglaciala förhållanden uppskattats i *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden*. Enligt diskussionen i avsnitt 7.7.8 tyder dagens vetenskapliga kunskap på att nästa glaciation inte kommer att påbörjas under de närmsta 50 000, eller kanske inte ens under de närmsta 100 000, åren. Det kan emellertid inte uteslutas att en glaciation inträffar i Sverige under den senare delen av den 100 000 år långa analysperioden (se även avsnitt 3.5.1).

Eftersom en glaciation sannolikt inte kommer att inträffa under de närmaste 50 000 åren kommer endast mycket långlivade radionuklider att vara relevanta att ta hänsyn till när man uppskattar de postglaciala radiologiska konsekvenserna. Därför kommer den exakta tidpunkten för den glaciala

händelsen att vara av mindre betydelse. Med tidens gång kommer dock den ackumulerade sannolikheten för en glacial händelse att nå värdet ett.

På grund av de stora osäkerheter som är förknippade med inverkan av en glaciation på förvarssystemet har en detaljerad analys av systemets utveckling under glaciala och postglaciala förhållanden inte genomförts. I stället har försiktigt förenklade antaganden med avseende på påverkan på förvarssystemet under glaciala och postglaciala förhållanden gjorts. Beräkningen baseras på inlandsisens utveckling så som den beskrivs i *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel* (**Klimatrapporten** avsnitt 4.4). En sekvens som påbörjas runt 59 000 e Kr med en period av glacialt klimat, följd av vattentäckta förhållanden, och slutligen ett tempererat klimat under återstoden av analysperioden förutsätts (se avsnitt 7.7.8).

10.4.1 Årlig dos

Resultat från de dosberäkningar som beskrivs i avsnitt 9.4.8 visar att den högsta beräknade årliga effektiva dosen är 2,8 μSv och domineras av Ni-59. Den maximala dosen är således under den årliga effektiva dos som motsvarar riskkriteriet på 10^{-6}, det vill säga 14 μSv.

Tidpunkten för den maximala dosen, omkring 95 000 e Kr, bestäms i stora drag av sekvensen av antagna klimatdomäner. Det innebär att den maximala dosen skulle inträffa tidigare eller senare om antaganden beträffande tidpunkten för inträffandet, eller perioden av varje klimatdomän förändrades. Eftersom en glaciation sannolikt inte inträffar under de första 50 000 åren efter förslutning finns dock endast långlivade radionuklider kvar i SFR. Därför förväntas inte antaganden beträffande tidpunkten för nästa period med glaciala förhållanden ha någon signifikant inverkan på den uppskattade maximala dosen under postglaciala förhållanden.

Som diskuteras i kapitel 2 är en av säkerhetsprinciperna för SFR *begränsad mängd långlivade radionuklider*. Även om förvarets skyddsfunktion kommer att vara kraftigt försämrad efter en glaciation säkerställer det begränsade inventariet av långlivade radionuklider att radionuklidflödena är så låga att beräknade doser är lägre än den gräns som motsvarar riskkriteriet på 10^{-6}.

10.5 Skydd av miljön

De resultat som erhållits från beräkningarna av dosrater till andra organismer än människa (NHB) var två storleksordningar eller mer under screeningdosraten på 10 $\mu Gy \cdot h^{-1}$ som har rekommenderats av Beresford et al. (2008) och Brown et al. (2008), och som har fastställts i denna bedömning som ett kriterium för att bedöma skydd av miljön. De var också långt under den mer begränsade screeningdosraten för ryggradsdjur angiven av ICRP (ICRP 2014). I analysen har en bred mångfald av organismer beaktats, inklusive ICRP:s (ICRP 2003) referensdjur och referensväxter, ERICA-projektets referensorganismer (Brown et al. 2008), liksom känsliga arter som är representativa för platsen. Resultaten visar att ingen negativ inverkan på andra organismer än människa förväntas från förvaret för de valda scenarierna. Följaktligen kan det konstateras att den föreslagna lösningen för deponering av avfall i SFR-förvaret säkerställer att den biologiska mångfalden och ett hållbart utnyttjande av biologiska resurser är skyddade mot skadliga effekter från joniserande strålning.

10.6 Ytterligare analys

I detta avsnitt redovisas ytterligare en analys av den uppskattade radiologiska risken. Denna är inte en del av de beräkningar som gjorts för att visa att riskkriteriet uppfylls, utan utförs för att beskriva hur det förhållandevis komplexa systemet fungerar, för att bättre prioritera framtida forsknings- och utvecklingsinsatser och för att fungera som ett första steg mot att utveckla mer detaljerade krav på förvarssystemet.

De relativa bidragen från enskilda förvarsutrymmen eller radionuklider till den totala risken beror på en rad faktorer, som innefattar: radionuklidinventariet, avfallets radiotoxicitet, de olika förvarsutrymmenas förmåga att fördröja uttransport, och radionukliders beteende i geosfären och i biosfären.

Dessutom är den relativa uppskattningen av risk från olika radionuklider eller förvarsutrymmen präglade av graden av konservatism som finns i de antaganden som gjorts i analysen, det vill säga antaganden som används för att modellera olika processer och för att tilldela värden på parametrar. Således kommer en rangordning av radionukliderna i fråga om deras bidrag till den totala risken vara beroende av alla ovan nämnda faktorer och ska betraktas som giltig bara för denna specifika bedömning, det vill säga att den inte nödvändigtvis representerar rangordningen av de ”faktiska” riskerna.

Inte desto mindre är en diskussion om bidragen från de olika förvarsutrymmena och radionukliderna användbar för att förstå analysresultaten, analysera och hantera osäkerheterna i analysen, och för att identifiera områden där förbättringar av kunskap, analysmodeller och indata krävs.

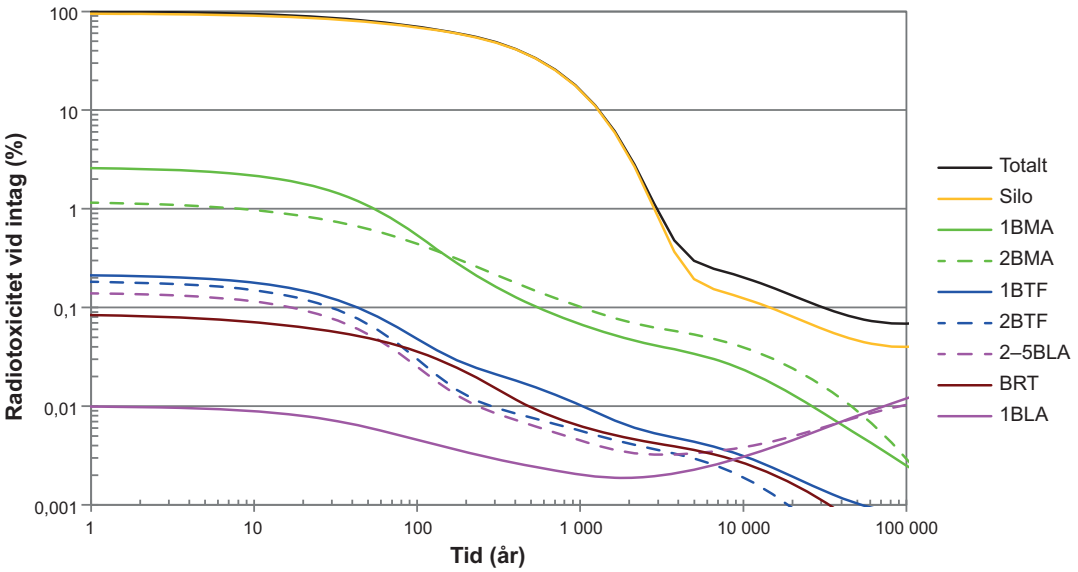
10.6.1 Bidrag till total radiologisk risk från olika förvarsutrymmen

Bidraget till total risk från olika förvarsutrymmen kommer att bero på radionuklidinventariet och avfallets radiotoxicitet samt barriärsystemets förmåga att fördröja uttransport av radionuklider. Som framgår av figur 10-7 är avfallets radiotoxicitet högst i de förvarsutrymmen som har de mest sofistikerade tekniska barriärerna (silon, 1BMA och 2BMA).

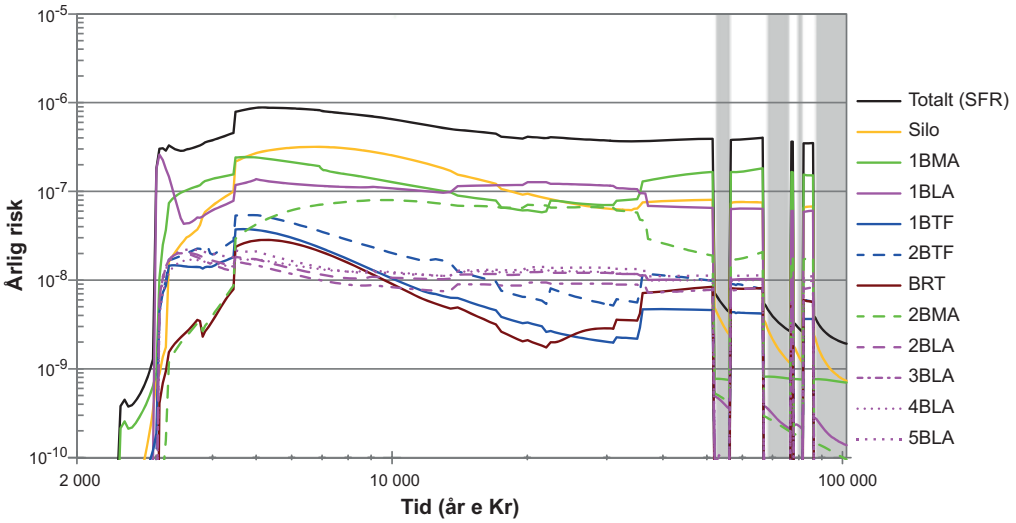
För att analysera bidragen från olika förvarsutrymmen till den totala risken måste man beakta att avfallets radiotoxicitet generellt minskar med tiden och att endast 1 % av den ursprungliga radiotoxiciteten återstår efter 3 000 år.

Det relativa riskbidraget från olika förvarsutrymmen förändras med tiden. Figur 10-8 visar den radiologiska risken från respektive förvarsutrymme tillsammans med den totala risken för hela SFR-förvaret.

Under en inledande period (högst radiologisk risk vid 3000 e Kr) bidrar 1BLA mest till den totala radiologiska risken på grund av *scenariot med intrångsbrunnar*. Därefter och under resten av den första tempererade perioden kommer det högsta bidraget till den totala risken från silon, 1BMA, och 1BLA.



Figur 10-7. *Procentuellt bidrag till den totala radiotoxiciteten från de olika förvarsutrymmena i SFR som funktion av tiden efter förslutning av förvaret. Radiotoxiciteten hos avfallet i BLA ökar med tiden på grund av kedjesönderfall.*



Figur 10-8. *Bidrag till total radiologisk risk från respektive förvarsutrymme. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

10.6.2 Bidrag till total radiologisk risk från olika radionuklider

Det relativa bidraget till total risk från olika radionuklider kommer att bero på radionuklidinventariet och radiotoxiciteten hos avfallen samt barriärsystemets förmåga att fördröja uttransport av radionuklider. Som framgår av figur 10-9 förändras radionuklidinventariet och radiotoxiciteten under hela analysen.

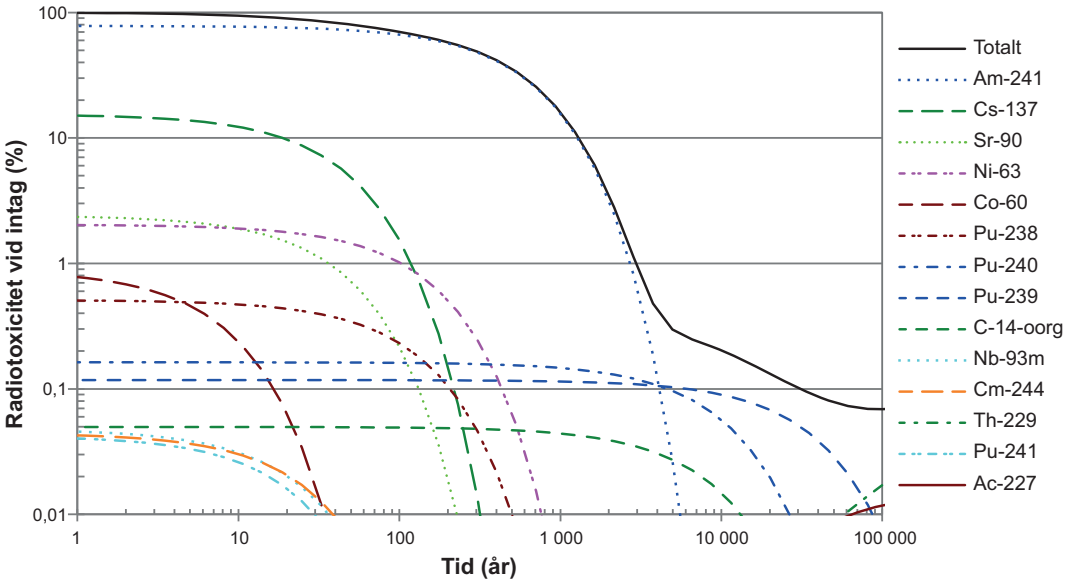
Under driftskedet minskar inventariet av kortlivade radionuklider som Co-60 väsentligt. Efter ungefär 300 år efter förslutning är inventariet av kortlivade radionuklider (halveringstider på mindre än 31 år) mindre än 1/1 000 av det ursprungliga inventariet och efter 3 000 år är aktiviteten hos dessa kortlivade radionuklider försumbar. Vid den tidpunkten kommer endast radionuklider som definieras som långlivade att finnas kvar. Av dessa bidrar Am-241 mest till den totala radiotoxiciteten i förvaret fram till cirka 4 000 år efter förslutning. Därefter och under den större delen av analysperioden domineras radiotoxiciteten av Pu-239, Pu-240. Th-229 och Ac-227 dominerar toxiciteten i slutet av analysperioden. Det kan noteras att de radionuklider som bidrar mest till radiotoxiciteten alla är relativt svårrörliga under förvarsförhållanden.

Figur 10-10 visar bidraget till den totala risken från de radionuklider som bidrar mest till den totala risken. Andra mer lättrörliga radionuklider, än de som dominerar radiotoxiciteten, bidrar mest till den radiologiska risken. Ett undantag från detta är dock de tidiga bidragen från U-238 i *scenariot med intrångsbrunnar* för 1BLA.

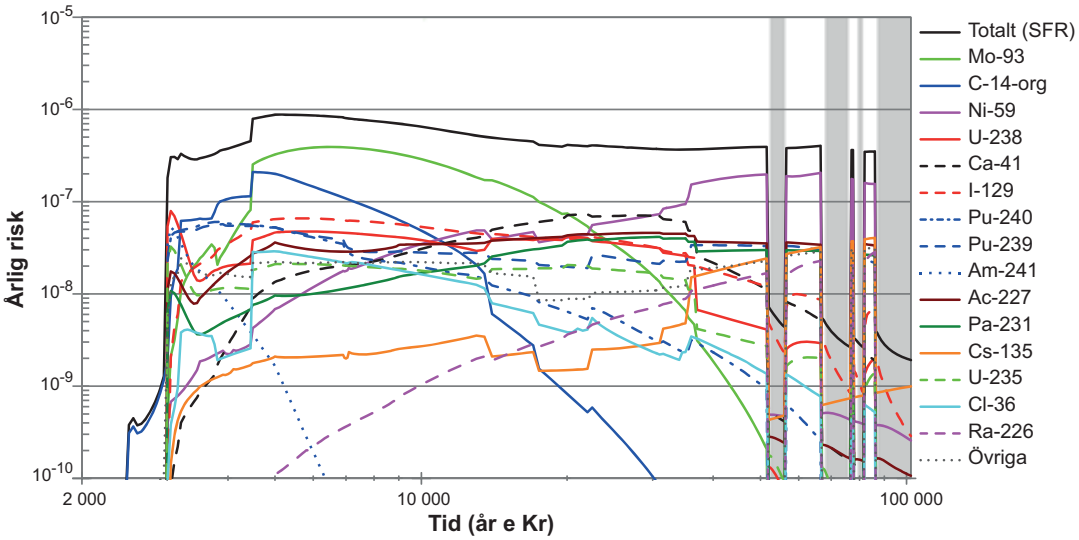
Som framgår av figur 10-10 är mönstret för det relativa bidraget till risken från olika radionuklider relativt komplext. Inte desto mindre kan följande radionuklider identifieras som viktiga riskbidrag under olika tidsperioder: C-14, Ni-59, Mo-93, I-129 och U-238. Av dessa har C-14 och Mo-93 tillräckligt korta halveringstider för att sönderfalla till obetydliga nivåer under analysperioden. Mer långlivade radionuklider som Ni-59, I-129 och U-238 bidrar till risken under hela analysperioden.

I kapitel 2 diskuterades SFR:s säkerhetsprinciper och metoderna för att uppnå säkerhet, se även figur 10-11. Det är uppenbart att den valda utformningen bidrar mer till säkerheten för radionuklider med kortare halveringstid än för radionuklider med längre halveringstid. Baserat på halveringstid är det därför meningsfullt att definiera två kategorier av långlivade radionuklider. I de följande avsnitten diskuteras dessa två kategorier av radionuklider.

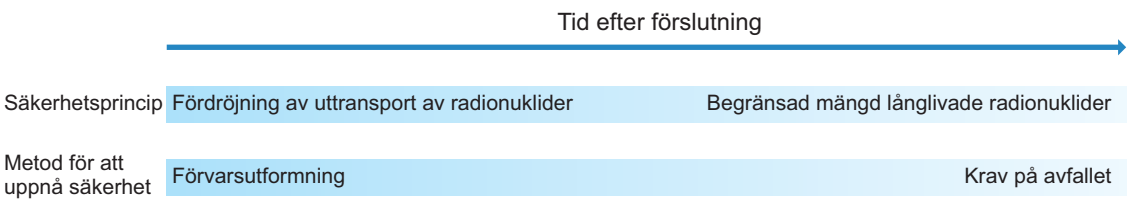
- Radionuklider med en halveringstid kort nog för att inventariet kommer att påverkas av sönderfall under tidsperioder av relevans för den valda utformningen. För dessa radionuklider är livstiden hos olika förvarskomponenter mer betydelsefull för den långsiktiga säkerheten än det initiala inventariet.
- Radionuklider med en halveringstid lång nog för att inventariet inte kommer att påverkas väsentligt av sönderfall under analysperioden. För dessa radionuklider är det initiala inventariet mer betydelsefullt för den långsiktiga säkerheten än livstiden hos olika förvarskomponenter.



Figur 10-9. *Procentuellt bidrag till total radiotoxicitet, för radionuklider i SFR-avfall, som funktion av tiden efter förslutning av förvaret. Radiotoxiciteten är angiven i procent av den totala radiotoxiciteten vid förslutning.*



Figur 10-10. *Bidrag till total radiologisk risk från radionuklider. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 10-11. *Steg för att uppnå säkerhet på kort och lång sikt. Figuren visar den relativa betydelsen av de två säkerhetsprinciperna som en funktion av tiden för fasen efter förslutning. Initialt ger utformningen av förvaret större fördröjning av uttransport av radionuklider än för senare tider då konstruktioner i förvaret degraderats. Vid dessa senare tidpunkter är den begränsade mängden långlivade radionuklider som ursprungligen deponerades i förvaret av grundläggande betydelse för säkerheten.*

Långlivade radionuklider som kommer att sönderfalla väsentligt under analysperioden

I detta avsnitt diskuteras långlivade radionuklider med en halveringstid kort nog för att inventariet kommer att påverkas av sönderfall under tidsperioder av relevans för den valda utformningen. Tidsperioder av relevans är följande:

- Den tid det tar fram till dess att strandlinjen passerar förvaret och den hydrogeologiska gradienten ökar. Som framgår i kapitel 6 är tiden för detta ungefär tusen år. Under denna period kommer radionuklider med en halveringstid på ungefär 100 år, som Ni-63, att ha sönderfallit väsentligt.
- Den tid det tar fram till det att 1–2BMA förlorar förmågan att begränsa flödet. I huvudscenariot antas att den hydrauliska kontrasten mellan betong och återfyllnadsmaterial minskar till 1/100 vid 22 000 e Kr.
- Den tid det tar för den första permafrosten att nå förvarsdjup. I huvudscenariots *variant med global uppvärmning* sker det vid 52 000 e Kr och i huvudscenariots *variant med tidigt periglacialt klimat* sker det vid 17 500 e Kr. Vid den tiden har radionuklider med en halveringstid på några få tusen år, som C-14 (5 730 år) och Mo-93 (4 000 år), sönderfallit väsentligt.

Bidrag från molybden-93

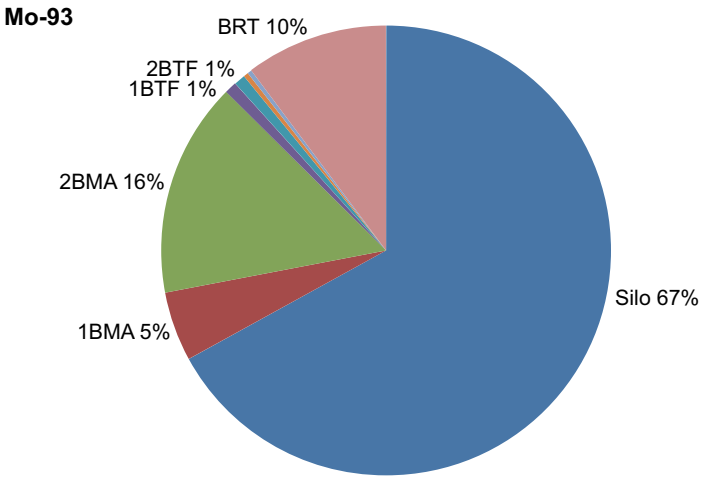
Mo-93 är en aktiveringsprodukt med en halveringstid på 4 000 år. Det huvudsakliga inventariet av Mo-93 finns i silon, 2BMA, BRT, och 1BMA (figur 10-12). Figur 10-13 visar det genomsnittliga utsläppet av Mo-93 från vart och ett av förvarsutrymmena. Det maximala utsläppet sker tidigare från förvarsutrymmena 1BLA, 1BTF, 2BTF och BRT, som har en lägre kvarhållande förmåga än från 1–2BMA och silon.

Bidrag från organiskt kol-14

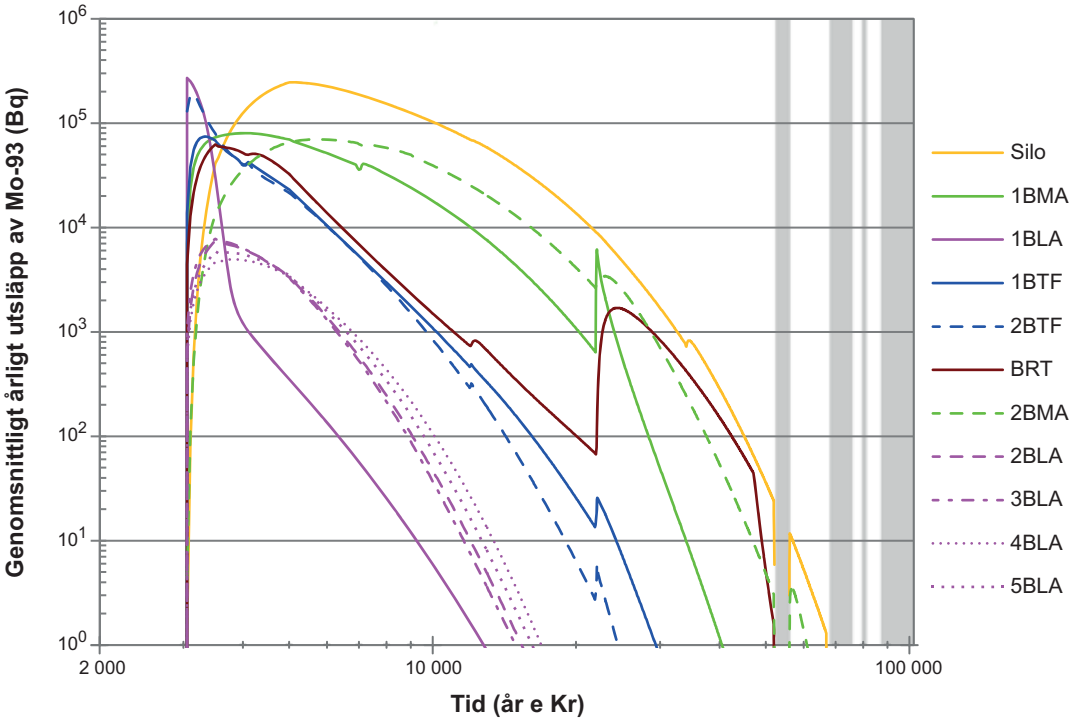
C-14 har en halveringstid på 5 730 år. Det huvudsakliga inventariet av C-14 är i organisk form och finns i silon och 1BMA (figur 10-14). Figur 10-15 visar utsläppet av organiskt C-14 från vart och ett av förvarsutrymmena. Det maximala utsläppet sker för silon och 1BMA.Utsläppet av C-14 styrs av att betongbarriären i 1–2BMA och silon förmår upprätthålla högt pH under 20 000 år.

I säkerhetsanalysen SAR-08 (SKB 2008a) visades C-14 bidra mest till den radiologiska risken. I denna säkerhetsanalys har osäkerheter kring C-14 i modelleringen minskats och därmed är inte C-14 den radionuklid som bidrar mest till den högsta radiologiska risken även om den fortfarande är betydelsefull för risk tidigt under analysperioden (figur 10-10).

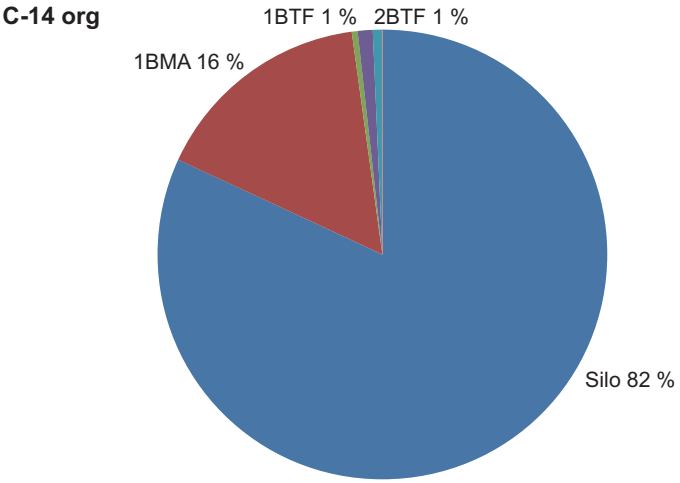
Bidrag från americium-241



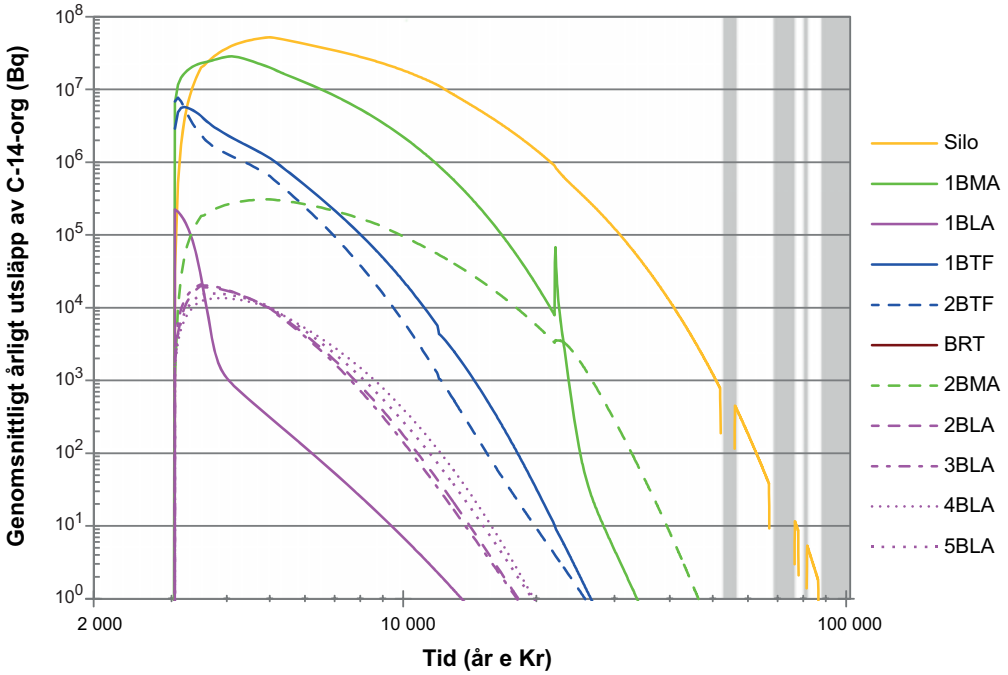
Figur 10-12. *Inventariet av Mo-93 per förvarsutrymme.*



Figur 10-13. *Genomsnittligt geosfärsutsläpp av Mo-93 från respektive förvarsutrymme visas för huvudscenariots variant med global uppvärmning. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 10-14. *Inventariet av organiskt C-14 per förvarsutrymme.*



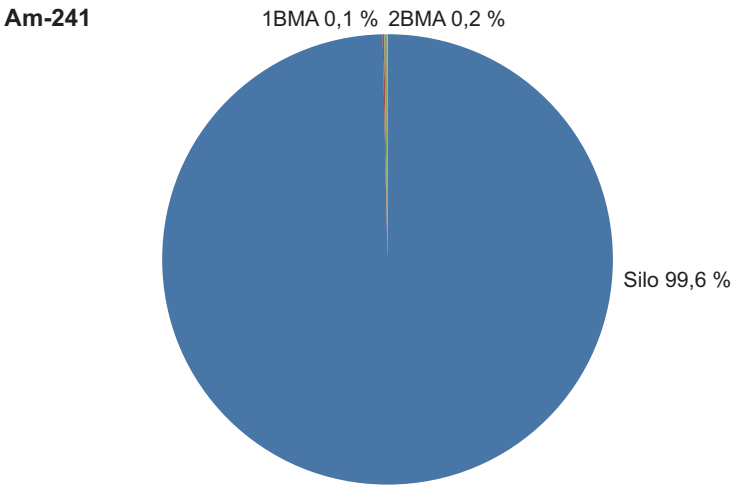
Figur 10-15. *Genomsnittligt utsläpp till geosfären av organiskt C-14 från respektive förvarsutrymme visas för huvudscenariots variant med global uppvärmning. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Am-241 är en aktinid med en halveringstid på 432 år. Det huvudsakliga inventariet av Am-241 kommer från rökdetektorer och finns i silon (figur 10-16). Men även om den största delen av inventariet återfinns i silon så leder barriärerna i silon till att utsläppet av Am-241 domineras av andra förvarsutrymmen (Figur 10-17). Am-241 bidrar signifikant till högsta dosen i vissa scenarier, exempelvis i *scenariot med intrångsbrunnar* för 1BLA där Am-241 bidrar med nästan 18 % till den hösta dosen. I det scenariot antas att brunnar kan borras från 3000 e Kr och framåt. För att uppskatta dosen i *scenariot med intrångsbrunnar* är koncentrationen av radionuklider i brunnsvattnet satt lika med porvattenkoncentrationen i förvarsutrymmet. Den avfallstyp som bidrar mest till denna pessimistiska uppskattning av radiologisk risk från 1BLA är S.14. Det faktum att avfallet i S.14 är inneslutet i betong och att avfallskollit både har en flödesbegränsning och en sorberande förmåga beaktas inte i den pessimistiska bedömningen. Även om det inte är med i beräkningen av den radiologiska risken kommer Am-241 och andra radionuklider att sorbera på olika material, vilket resulterar i lägre koncentrationer än de som förutsatts och följaktligen också en lägre risk.

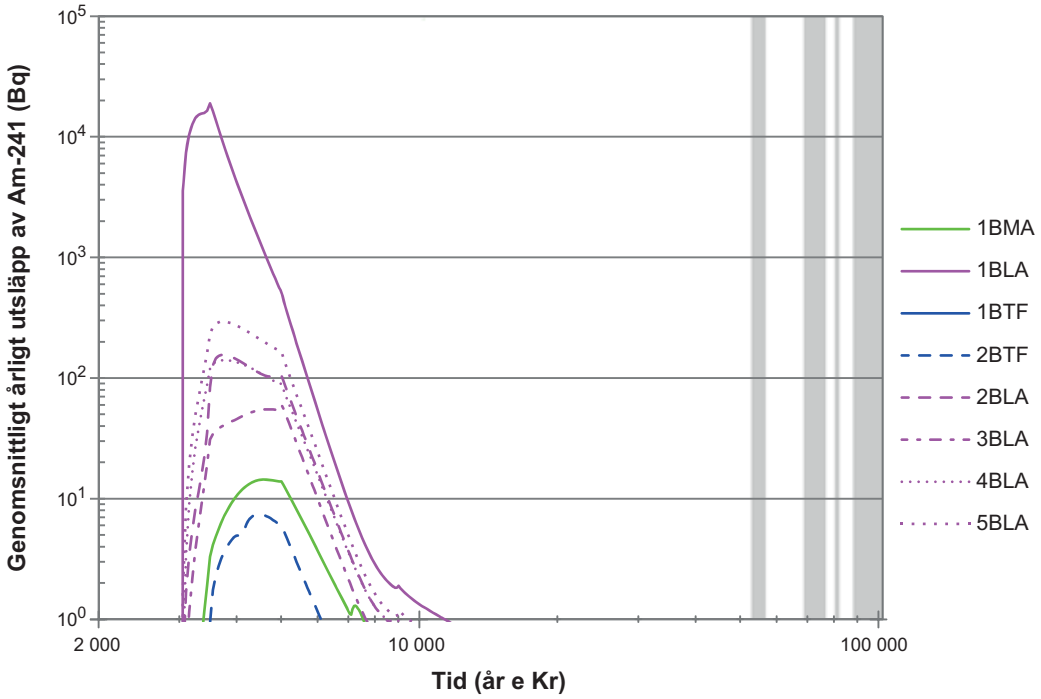
Sannolikheten för att en brunn skulle borras in i förvaret sattes konstant för hela analystidsperioden, även om det kan finnas en tendens till en lägre koncentration av brunnar i direkt anslutning till havet till följd av risken för saltvatteninträngning. Vidare, om global uppvärmning leder till en förhöjd havsnivå kommer det resultera i att det tar längre tid innan en brunn skulle kunna borras och därmed mer sönderfall av Am-241. Att minska graden av pessimism i dessa antaganden skulle resultera i en lägre radiologisk risk för Am-241.

Långlivade radionuklider som inte kommer att sönderfalla väsentligt under analysperioden

Som anges i föreskrifterna (SSMFS 2008:37) bör en säkerhetsanalys för ett förvar av kärnavfall som inte är långlivat (eller använt bränsle) genomföras för en tidsperiod på upp till 100 000 år. Motiven för de valda begränsningarna av riskanalysen bör redovisas. I SFR accepteras endast en begränsad mängd av långlivade radionuklider. I slutet av den 100 000 år långa analysperioden, då kortlivade radionukliderhar sönderfallit, finns dock endast långlivade radionuklider kvar och bidrar till den totala risken. Att de föreskrivna riskkriterierna uppfylls under hela analysperioden visar att endast en begränsad mängd långlivade radionuklider kommer att ha deponerats i förvaret.



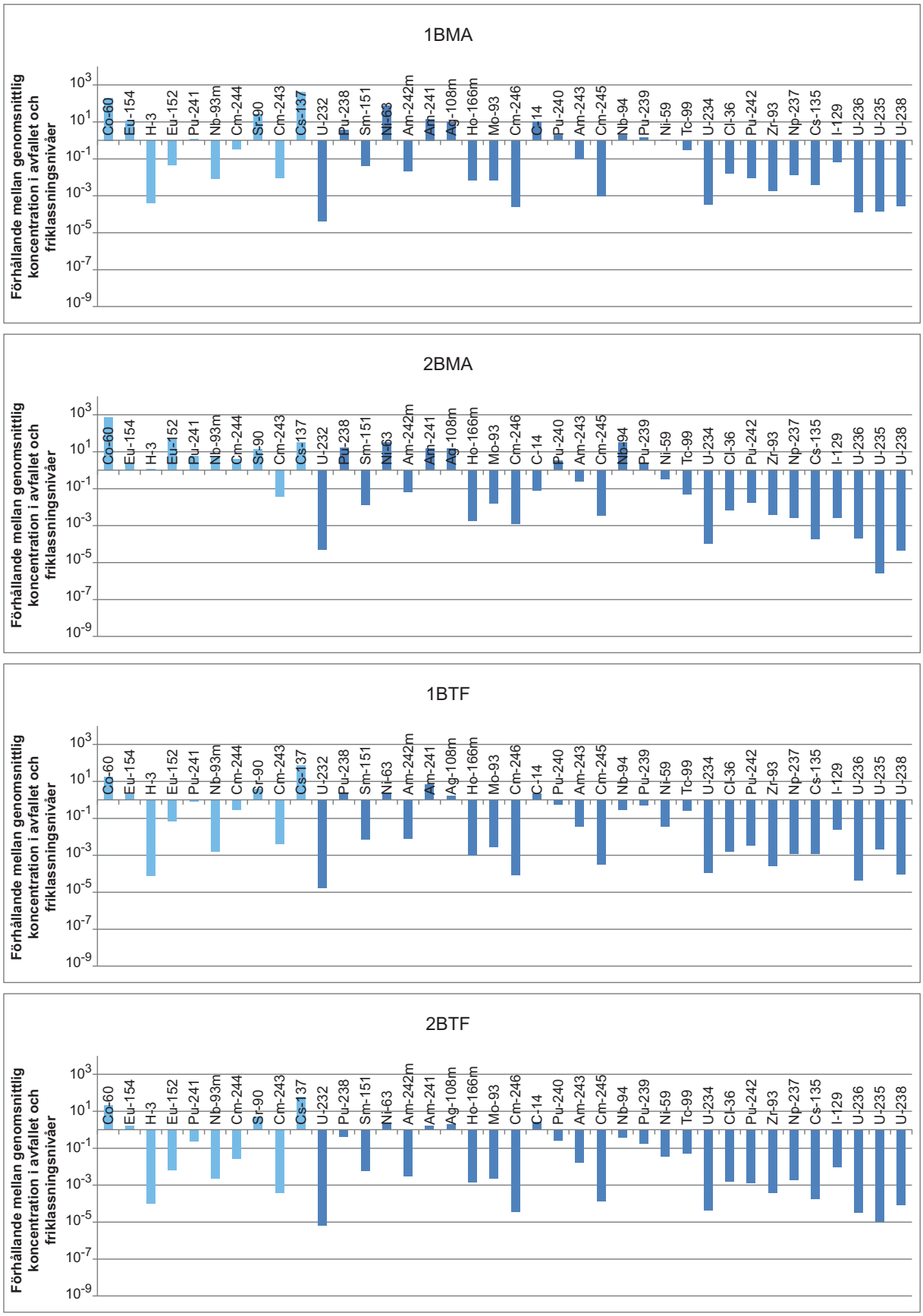
Figur 10-16. *Inventariet av Am-241 per förvarsutrymme.*



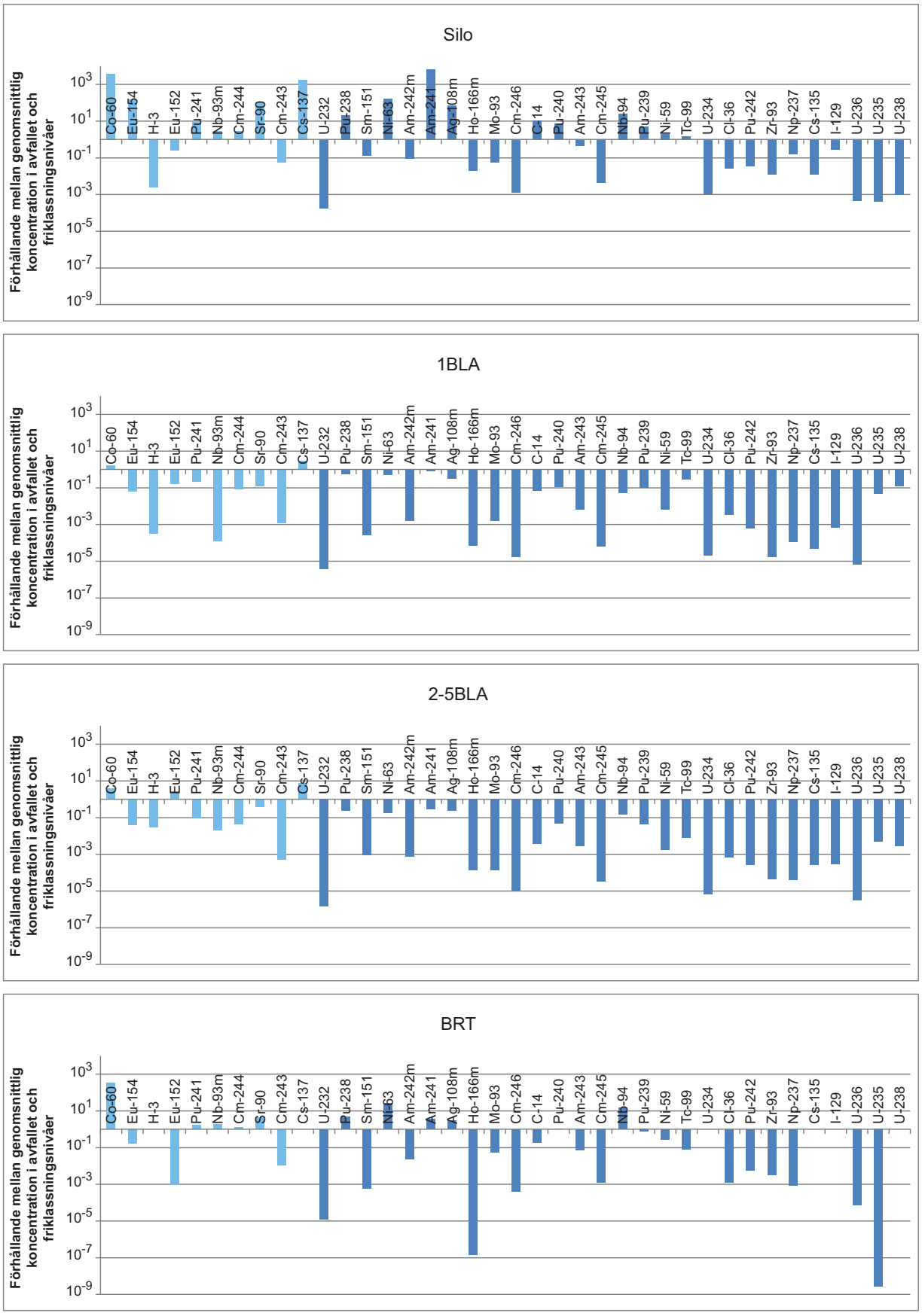
Figur 10-17. *Genomsnittligt utsläpp till geosfären av Am-241 från respektive förvarsutrymme visas för huvudscenariots variant med global uppvärmning. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Ett sätt att visa att nivån av långlivad radioaktivitet är obetydlig är att jämföra den genomsnittliga koncentrationen av radionuklider i avfallet med motsvarande friklassningsnivåer för material (SSMFS 2011:2). Figur 10-18 och figur 10-19, visar förhållandet mellan de genomsnittliga koncentrationerna i avfallet och friklassningsnivåerna för varje förvarsutrymme (radionukliderna är sorterade efter halveringstid). Det mesta av aktiviteten deponeras i silon (tabell 4-6), men även för silon är de genomsnittliga koncentrationerna av de mer långlivade radionukliderna under eller åtminstone nära gränsen för friklassning.

Baserat på en 100 000 år lång analysperiod betraktas Ni-59 och radionuklider med längre halveringstid som radionuklider för vilka radioaktivt sönderfall har begränsad inverkan på det radioaktiva inventariet. I följande text diskuteras bidrag av Ni-59, I-129 och U-238, som är långlivade radionuklider som visats vara viktiga för den totala risken under hela analysperioden.



Figur 10-18. *Förhållandet mellan genomsnittliga koncentrationer av radionuklider i avfallet (vid förslutning) och friklassningsnivåer i förvarsutrymmena 1–2BMA och 1–2BTF. Ljusblå staplar representerar kortlivade radionuklider.*

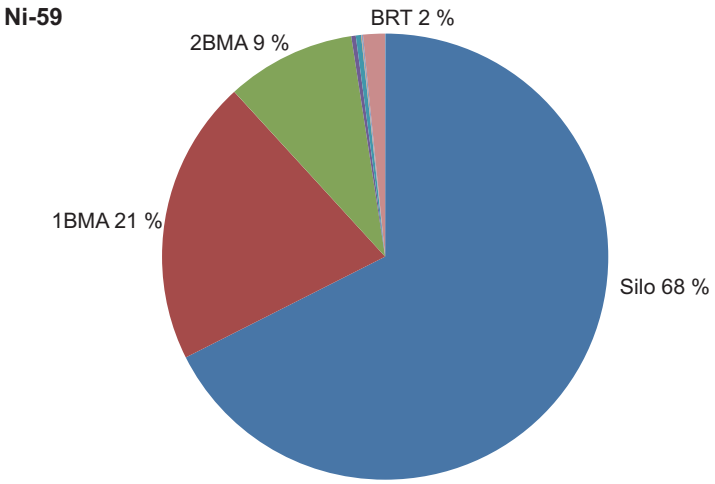


Figur 10-19. *Förhållandet mellan genomsnittliga koncentrationer av radionuklider i avfallet (vid förslutning) och friklassningsnivåer i förvarsutrymmena silo, 1–5BLA och BRT. Ljusblå staplar representerar kortlivade radionuklider.*

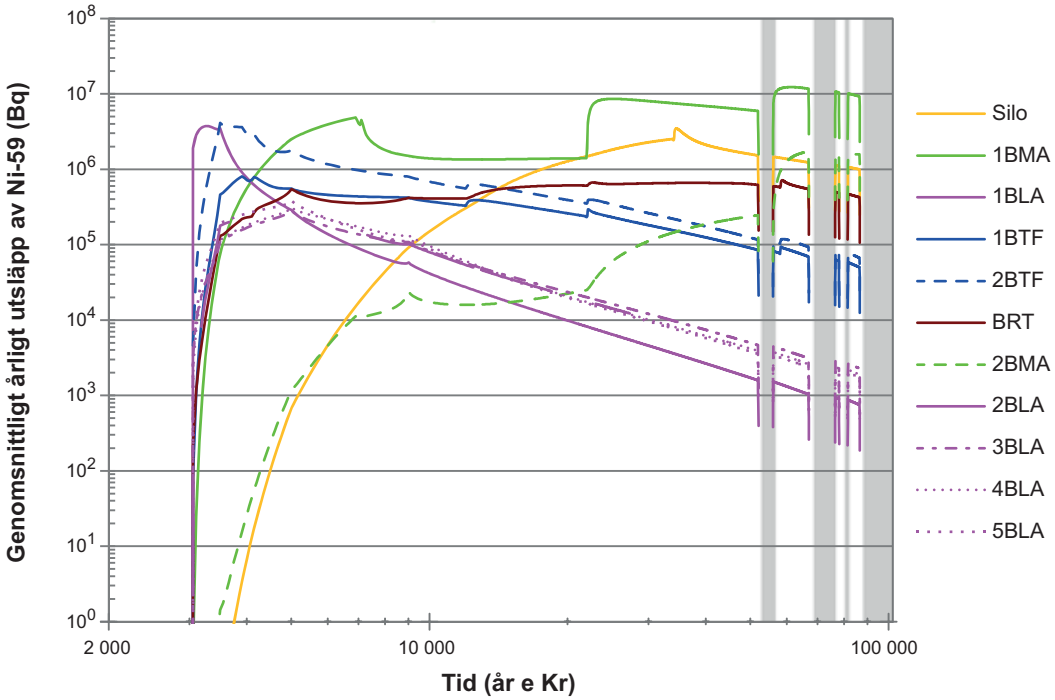
Bidrag från nickel-59

I slutet av analysperioden domineras den totala risken av Ni-59 (figur 10-10) som har en halveringstid på 76 000 år. Majoriteten av Ni-59-inventariet finns i silon (figur 10-20). Vid tidpunkten för förslutning är den genomsnittliga koncentrationen av Ni-59 i avfallet i silon ungefär dubbelt så stor som friklassningsgränsen. På grund av den långa halveringstiden för Ni-59 kommer ingen större reduktion av inventariet att ske till följd av sönderfall. Efter 100 000 år motsvarar dock den genomsnittliga koncentrationen av Ni-59 i avfallet i silon den för friklassning (utan hänsyn tagen till uttransport).

Figur 10-21 illustrerar det genomsnittliga utsläppet av Ni-59 från respektive förvarsutrymme. Utsläppskällorna från förvaret är främst från 1BMA, 2BTF, 1BLA, och silon.



Figur 10-20. *Inventariet av Ni-59 per förvarsutrymme.*



Figur 10-21. *Genomsnittligt utsläpp till geosfären av Ni-59 från respektive förvarsutrymme visas för huvudscenariots variant med global uppvärmning. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

Beräkningar visar att ungefär 900 kg inaktivt Ni kommer att deponeras i SFR i de använda jonbytarmassorna från reaktorvattenrening och kondensatrening. Med inventariet av stabila Ni-isotoper och den låga lösligheten av Ni under de förhållanden som råder i förvaret, är det sannolikt att Ni kommer att vara löslighetsbegränsat, vilket sätter en övre gräns för mängden Ni som är tillgänglig för transport. Detta har inte tagits med i föreliggande analys, men inverkan på den totala risken kan dock ytterligare undersökas om detta bedöms vara nödvändigt för att öka säkerhetsargumentationen.

Bidrag från jod-129

I-129 är en fissionsprodukt, som har en halveringstid på $1{,}57 \cdot 10^{7}$ år. Majoriteten av I-129 finns i silon (figur 10-22). Det huvudsakliga utsläppet av I-129 sker från silon och 1BMA (figur 10-23). Vid tidpunkten för förslutning är de genomsnittliga koncentrationerna av I-129 i avfallet i alla förvarsutrymmen lägre än motsvarande koncentration för friklassning (figur 10-18 och figur 10-19).

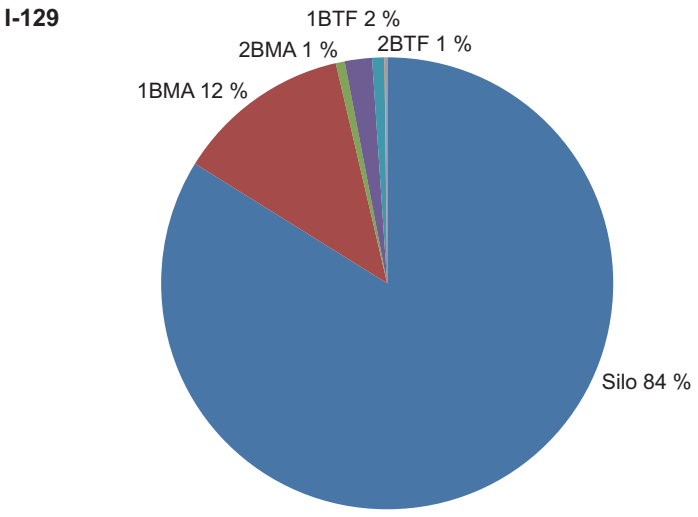
Som syns i figur 10-10, är bidraget från I-129 till den totala risken relativt litet under tempererade perioder. Under perioder med periglaciala förhållanden är bidraget från I-129 mer signifikant, men den totala risken är då försumbar (mindre än 10^{-8}).

Bidrag från uran-238

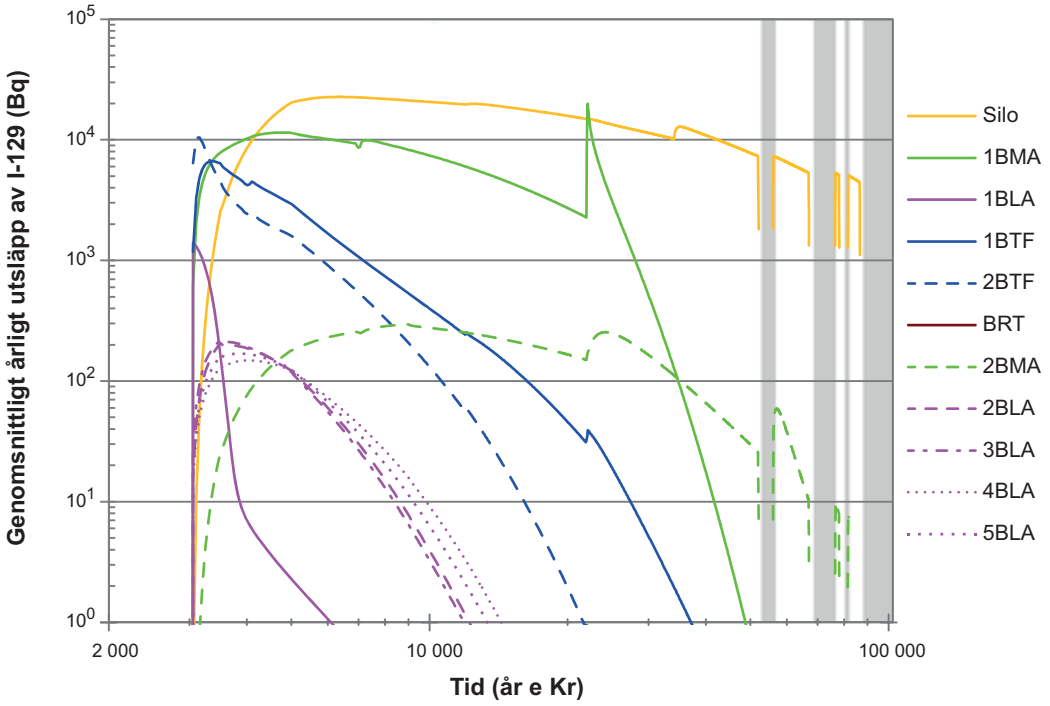
U-238 är en aktinid med en halveringstid på $4{,}5 \cdot 10^{9}$ år. Det huvudsakliga inventariet av U-238 återfinns i 1BLA (figur 10-24) och är en del av det historiska avfallet.

Figur 10-25 illustrerar den genomsnittliga utsläppshastigheten för U-238 från respektive förvarsutrymme. 1BLA dominerar utsläppet. Utsläppshastigheten uppvisar ett mönster av en snabb ökning med start 3000 e Kr, följt av en minskande utsläppshastighet under resten av analysperioden.

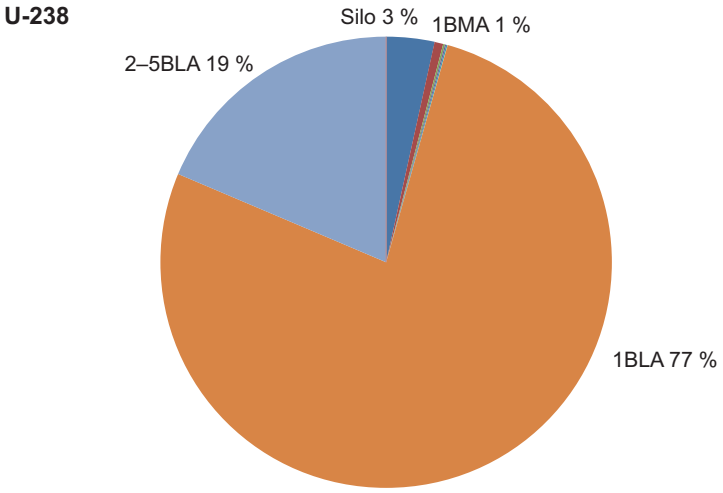
Utsläppshastigheten för 1BLA gäller för antagandet att ingen retention beaktas i 1BLA. Att inte beakta någon retention är normalt ett pessimistiskt antagande med hänsyn till radiologisk risk. För U-238 är detta antagande inte nödvändigtvis pessimistiskt, eftersom en högre retention skulle resultera i ett större tillskott av döttrar vid senare tidpunkter. Effekten av detta undersöktes i varianten med *Intrångsbrunn i 1BLA med alternativa transportegenskaper,* se avsnitt 9.3.8. Det visades att en fördröjd uttransport från 1BLA i själva verket skulle sänka den totala radiologiska risken, även om bidraget från döttrar ökar (figur 9-40).



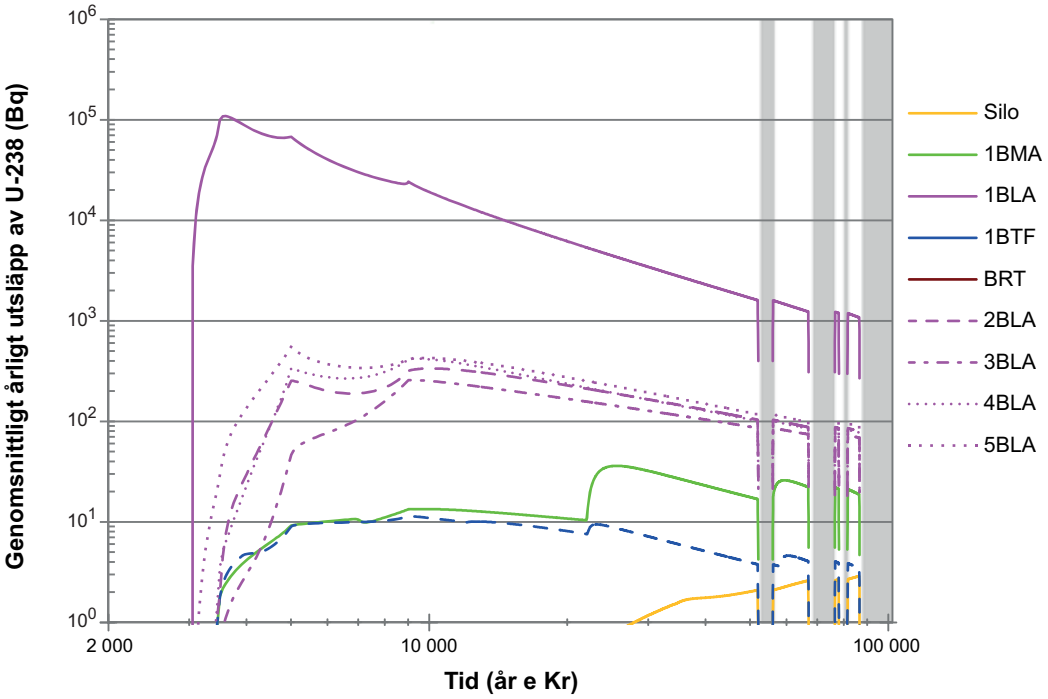
Figur 10-22. *Inventariet av I-129 per förvarsutrymme.*



Figur 10-23. *Genomsnittligt utsläpp till geosfären av I-129 från respektive förvarsutrymme visas för huvudscenariots variant med global uppvärmning Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*



Figur 10-24. *Inventariet av U-238 per förvarsutrymme.*



Figur 10-25. *Genomsnittligt utsläpp till geosfären av U-238 från respektive förvarsutrymme visas för huvudscenariots variant med global uppvärmning. Vita områden representerar tempererade klimatförhållanden och grå områden periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost.*

10.6.3 Riskutspädning

SSMFS 2008:37 ger anvisning om hur man handskas med frågan om den riskutspädning som kan uppstå vid probabilistiska beräkningar av risker för vissa typer av scenarier. Med riskutspädning menas att den årliga risken kan vara underskattad om den tas som medelvärdet av ett antal probabilistiska beräkningar. Detta skulle kunna vara fallet för händelsedrivna scenarier, såsom *jordskalvs-* och *brunnsscenarierna*.

För tiden efter förslutning uppskattades årliga risker för en maximalt exponerad individ från en generation som lever vid en given tidpunkt, beaktat bidraget från händelser före denna tidpunkt. Dessa årliga riskuppskattningar är lämpliga för jämförelse med de föreskrivna riskkriterierna, vilket är nödvändigt för att visa uppfyllande av föreskrifternas krav.

För att hantera frågan om riskutspädning för händelsedrivna scenarier, som rekommenderas i SSMFS 2008:37, har dessutom tidsackumulerade årliga risker beräknats för varje tidpunkt; detta definieras som den årliga risken för en hypotetisk maximalt exponerad individ som hämtas från alla framtida generationer som kan påverkas av en händelse som har skett vid denna tidpunkt. Den samlade risken har uppskattats genom att multiplicera de maximala årsdoserna över tid från en händelse som sker under ett givet tidsintervall med den ackumulerade sannolikheten för att händelsen inträffat före detta tidsintervall. Detta illustreras nedan för *scenariot med intrångsbrunnar* och *scenariot med brunnar nedströms förvaret*. För dessa beräkningar antas att: i) det finns en lika stor sannolikhet för en intrångs- eller nedströmsbrunn under vilket 50-årsintervall som helst, ii) exponering från brunnen utanför detta tidsintervall kan ignoreras, iii) brunnen kommer inte att påverka förvarets utveckling. Den ackumulerade sannolikheten att minst en brunn har funnits i närheten av förvarsområdet före en viss punkt i framtiden kommer att öka med tiden och kommer förr eller senare bli lika med 1. Den ackumulerade sannolikheten beräknas enligt följande:

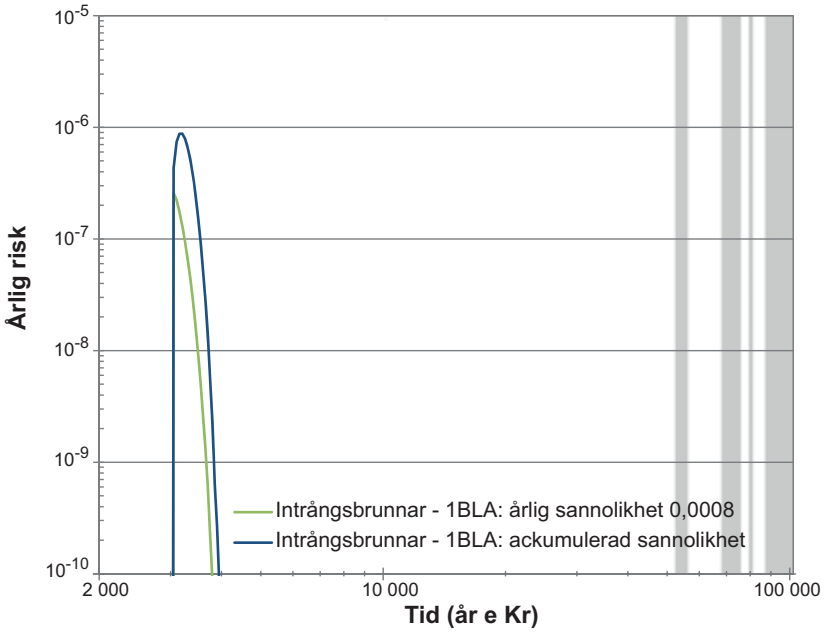
$$P(t) = 1 - (1 - p)^{n(t)} \qquad \text{(Ekvation 10-4)}$$

där ***p*** är sannolikheten per generation för att en av brunnarna ligger i förvaret (*scenariot med intrångsbrunnar*) eller nedströms förvaret (*scenariot med brunnar nedströms förvaret*) och ***n*** är antalet generationer som har passerat. En generation har antagits vara i 30 år.

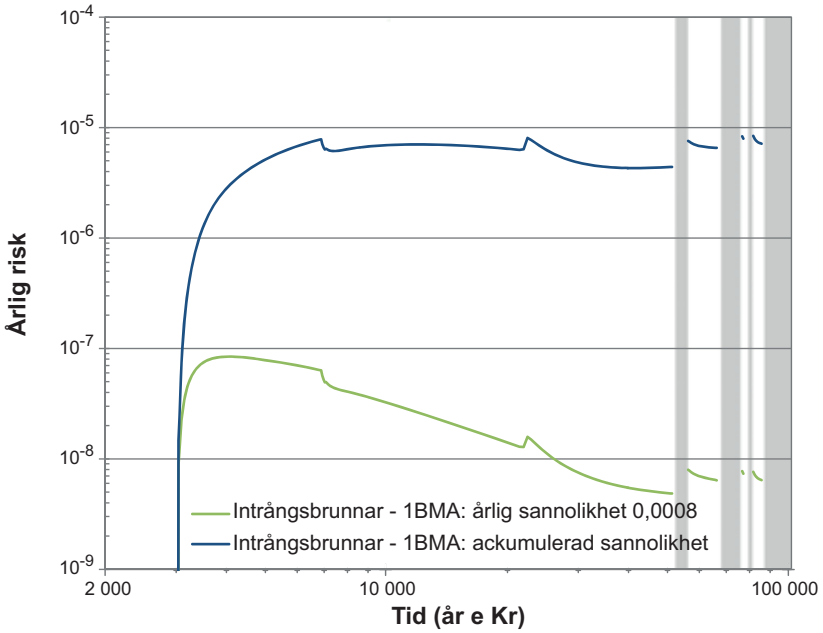
Scenariot med intrångsbrunnar

Figur 10-26, figur 10-27 och figur 10-28 visar risken för *scenariot med intrångsbrunnar* för 1BLA, 1BMA respektive silon. Risken har beräknats genom en tillämpning av en årlig sannolikhet på 0,0008 för 1BLA och 1BMA och 0,0002 för silon, och motsvarande ackumulerade risker erhållna genom tillämpning av ackumulativa sannolikheter enligt ekvation 10-4. Den första generationen att utsättas för någon risk antas leva vid år 3000 då brunnar antas kunna borras in i förvaret.

Som förväntat är de ackumulerade årliga riskerna med hänsyn till alla generationer högre än de årliga riskerna för varje generation. Inte desto mindre är den ackumulerade årliga risken som tagits fram för *scenariot med intrångsbrunnar för alla generationer* lägre än den övre gränsen i de föreskrivna riskkriterierna, det vill säga under 10^{-5}.



Figur 10-26. *Effekten av riskutspädning för 1BLA i* ***scenariot med intrångsbrunnar****. Grå områden representerar periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost. Permafrost förhindrar brunnar och brunnsscenarier har därför inte analyserats under dessa perioder.*

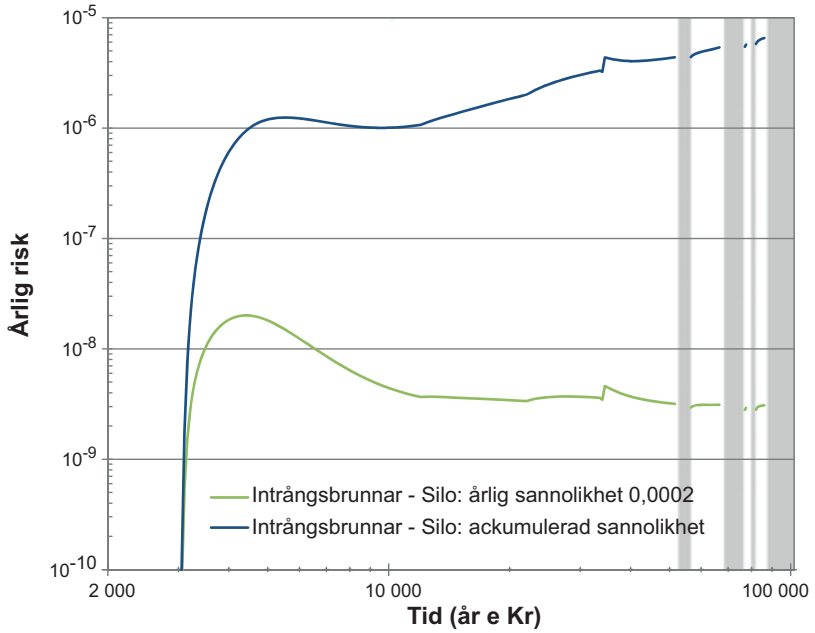


Figur 10-27. *Effekten av riskutspädning för 1BMA i* ***scenariot med intrångsbrunnar****. Grå områden representerar periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost. Permafrost förhindrar brunnar och brunnsscenarier har därför inte analyserats under dessa perioder.*

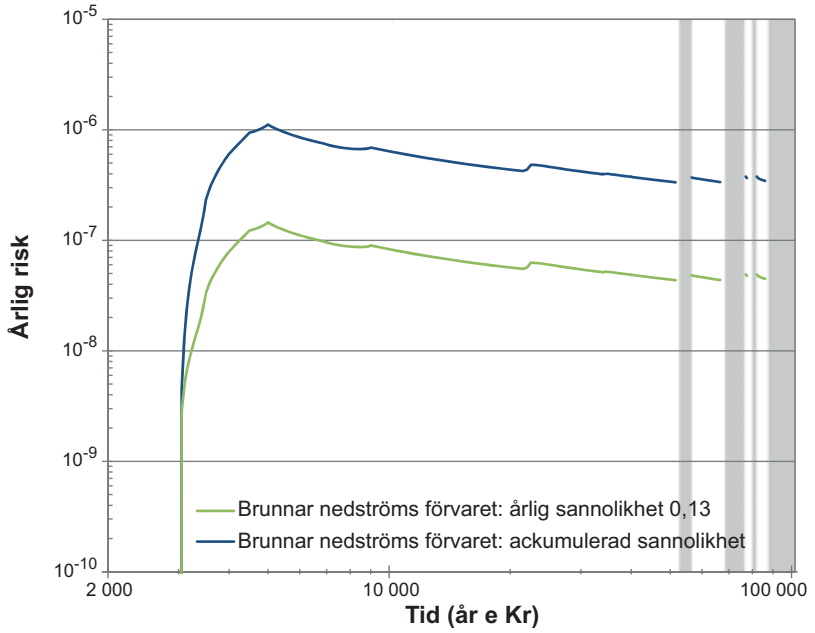
Scenariot med brunnar nedströms förvaret

Figur 10-29 visar risken för *scenariot med brunnar nedströms förvaret* beräknad genom tillämpning av en årlig sannolikhet av 0,13 och den ”totala” risken genom tillämpning av den ackumulativa sannolikheten (enligt ekvation 10-4). Den första generationen att utsättas för någon risk antas leva vid år 3000 då utsläppen förutsätts börja i *huvudscenariots variant med global uppvärmning.*

Som förväntat är de ackumulerade årliga riskerna med hänsyn till alla generationer högre än de årliga riskerna för varje generation. Inte desto mindre är den ackumulerade årliga risken som tagits fram för *scenariot med brunnar nedströms förvaret* för alla generationer lägre än den övre gränsen i de föreskrivna riskkriterierna, det vill säga under 10^{-5}.



Figur 10-28. *Effekten av riskutspädning för silon i* ***scenariot med intrångsbrunnar****. Grå områden representerar periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost. Permafrost förhindrar brunnar och brunnsscenarier har därför inte analyserats under dessa perioder.*



Figur 10-29. *Effekten av riskutspädning för* ***scenariot med brunnar nedströms förvaret****. Grå områden representerar periglaciala förhållanden med kontinuerlig permafrost. Permafrost förhindrar brunnar och brunnsscenarier har därför inte analyserats under dessa perioder.*

10.6.4 Ytterligare säkerhetsindikatorer

I de allmänna råden till SSMFS 2008:21 står ”För längre tider kan bedömningen dessutom ske med dos som en av flera säkerhetsindikatorer”. Nedan har de uppskattade koncentrationerna i miljön för huvudscenariot jämförts med koncentrationer av naturligt förekommande radionuklider.

Koncentration av naturligt förekommande radionuklider i miljön

U-238 och Ra-226 är båda naturligt förekommande radionuklider. För att illustrera den radiologiska konsekvensen av förvaret presenteras en jämförelse av de beräknade koncentrationerna av dessa i miljön (i huvudscenariot) med uppmätta bakgrundskoncentrationer i Forsmark (tabell 10-4). Det kan konstateras att de beräknade koncentrationerna är under bakgrundsnivåerna. Eventuella utsläpp från förvaret kommer inte att leda till någon betydande ökning av koncentrationerna av U-238 och dess döttrar i miljön.

En jämförelse med en studie av 818 svenska brunnar som gjorts av SGU och SSI (Ek et al. 2007) visar också att de beräknade koncentrationerna i vatten från borrad brunn som tagits fram för huvudscenariot (tabell 10-4) är långt under de som förekommer i brunnar i Sverige (tabell 10-5).

Tabell 10-4. Jämförelse av beräknade maximala koncentrationer i miljön, som tagits fram för huvudscenariot, med typiska bakgrundskoncentrationer i Forsmark (tabell 10-3, SKB 2010e).

Radionuklid	Koncentrationer i jord [1], Bq/kg TS		Koncentrationer i ytnära vatten, (Bq/l)		Koncentrationer i vatten från borrad brunn (Bq/l)	
	Huvud-scenariot	Översta jordlagret, Forsmark	Huvud-scenariot	Sjövatten, Forsmark	Huvudscenariot	Ytnära grund-vatten, Forsmark
U-238	3,2	$4{,}6\cdot10^{1}$	$3{,}2\cdot10^{-4}$	$1{,}5\cdot10^{-2}$	$4{,}9\cdot10^{-6}$	$7{,}4\cdot10^{-2}$
Ra-226	$8{,}8\cdot10^{-4}$	$3{,}9\cdot10^{1}$	$4{,}0\cdot10^{-7}$	$6\cdot10^{-3}$	$9{,}3\cdot10^{-6}$	$7{,}2\cdot10^{-2}$

[1] regoUp, se **Biosfärens syntesrapport.**

Tabell 10-5. Koncentration i 818 brunnar i Sverige (Ek et al. 2007).

Radionuklid	Min (Bq/l)	Genomsnitt Bq/l)	Max (Bq/l)
U-238[1]	$3{,}7\cdot10^{-4}$	$2{,}2\cdot10^{-1}$	$1{,}3\cdot10^{1}$
Ra-226	$2\cdot10^{-2}$	$9{,}4\cdot10^{-2}$	6,0

[1] Ges i rapporten som 0,03 µg/L, 18 µg/l och 1,014 µg/l.

10.7 Slutsatser

I detta kapitel har analysen av resultaten av radiologiska riskuppskattningar presenterats, i syfte att visa att de är i överensstämmelse med riskkriteriet. Analysen visar att trots de pessimistiska antaganden som görs i modelleringen och i riskberäkningarna uppfyller förvaret de föreskrivna kraven. Vidare kommer förvaret inte att ha någon negativ påverkan på miljön eftersom de uppskattade dosraterna för andra organismer än människor ligger långt under rekommenderade screeningdosrater. Jämförelse med naturligt förekommande radionuklider visar också att potentiella framtida koncentrationer av radionuklider från förvaret i miljön skulle vara långt under bakgrundskoncentrationerna. Därför dras slutsatsen att förvaret uppfyller de föreskrivna kraven om skydd av människors hälsa och skydd av miljön.

11 Slutsatser, ytterligare forskningsbehov och krav på utformning, uppförande, drift och avfall

11.1 Inledning

Detta kapitel presenterar slutsatserna från SR-PSU-projektet. Slutsatserna gäller både det befintliga SFR 1 och den planerade utbyggnaden SFR 3.

Den långsiktiga säkerheten för det befintliga förvaret, SFR 1, har utvärderats vid flera tillfällen. I varje analys har SKB konstaterat att anläggningen uppfyller de föreskrivna kraven. Efter den senaste säkerhetsanalysen, SAR-08, utfärdade tillsynsmyndigheten två förelägganden (bilaga C). Båda dessa förelägganden som har behandlats av SKB, har visat att slutsatserna med avseende på uppfyllande av myndighetskrav i SAR-08 fortfarande är tillämpliga.

Den långsiktiga säkerheten för den planerade utbyggnaden, SFR 3, utvärderas för första gången i föreliggande analys. I samband med denna utvärdering har även slutsatserna om den långsiktiga säkerheten för den befintliga anläggningen setts över.

De tre viktigaste syftena med SR-PSU-projektet är:

1. Att utvärdera om ett utbyggt SFR uppfyller svenska myndighetsföreskrifter för slutförvaring av radioaktivt avfall.
2. Att identifiera krav och begränsningar på förvaret, baserat på slutsatserna från säkerhetsanalysen.
3. Att ge återkoppling till arbetet med att utforma förvaret, till SKB:s Fud-program, till kommande detaljerade undersökningar av platsen och till framtida säkerhetsanalyser.

Föreskrifterna sätter upp ett ramverk för metodiken för säkerhetsanalys och ställer kvantitativa krav på anläggningens radiologiska säkerhet ur ett långsiktigt tidsperspektiv. Bilagorna A och B visar hur och var kraven i föreskrifterna har behandlats i denna rapport. Dokumentstrukturen som används för att redovisa analysen (figur 11-1) och den valda metodiken överensstämmer med de som användes av SKB i säkerhetsanalyserna för det framtida kärnbränsleförvaret (SR-Site) samt för det befintliga SFR (SAR-08). Metodiken har granskats av SSM vid ett flertal tillfällen och har därför bedömts som lämplig även för denna analys.

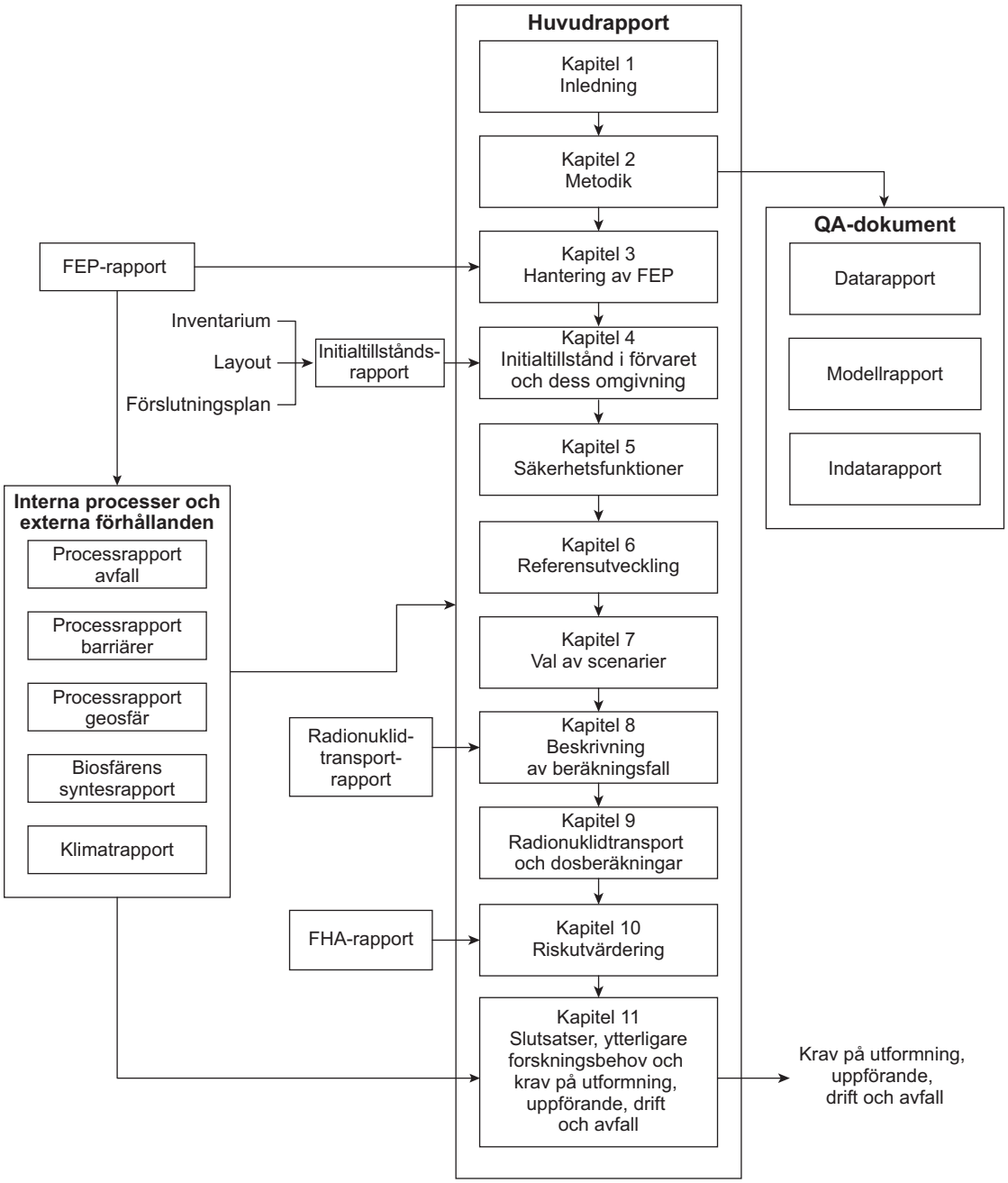
11.2 Slutsatser

Den huvudsakliga slutsatsen i säkerhetsanalysen SR-PSU är att det utbyggda SFR (SFR 1 och SFR 3) uppfyller de föreskrivna kriterierna med avseende på långsiktig säkerhet. Den potentiella påverkan från förvaret på människors hälsa och på miljön har utvärderats i enlighet med föreskrifterna och de huvudsakliga slutsatserna av denna utvärdering redovisas i avsnitt 11.2.1.

Förvarets utformning bygger på ett antal barriärer som är av avgörande betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet. Barriärerna och motsvarande barriärfunktioner redogörs för i avsnitt 11.3.4. Den valda tidsperioden för säkerhetsanalysen diskuteras i avsnitt 11.3.2. De huvudsakliga antagandena och slutsatserna som är relaterade till utvecklingen av förvarssystemet och dess omgivning sammanfattas i avsnitt 11.4 och de viktigaste slutsatserna om tilltron till resultaten från säkerhetsanalysen redovisas i avsnitt 11.4.6.

Den nu genomförda säkerhetsanalysen beskrivs i avsnitt 1.4, med tyngdpunkt på sådant som innebär betydande förbättringar jämfört med tidigare säkerhetsanalyser.

Förvarets säkerhet är starkt beroende av avfallets sammansättning, speciellt mängden radioaktivitet, som deponeras i varje förvarsutrymme och i hela förvaret. Som ett resultat av den genomförda säkerhetsanalysen har ett antal ytterligare krav och begränsningar identifierats, både för avfallet samt för projektering, uppförande och drift av förvaret.



Figur 11-1. *Rapportstruktur för säkerhetsanalysen SR-PSU. Varje ruta i figuren motsvarar en rapport som tagits fram inom SR-PSU-projektet eller ett kapitel i denna rapport.*

Den typ av information som har använts i analysen av den långsiktiga säkerheten, och säkerhetsanalysernas iterativa karaktär, beskrivs kortfattat i avsnitt 11.5.1 respektive 11.5.2. Slutligen beskrivs ytterligare forskningsbehov som identifierats i avsnitt 11.5.3.

11.2.1 Skydd av människors hälsa och miljön

Resultaten av de radiologiska riskuppskattningar som presenteras i kapitel 10 visar att riskerna från varje enskilt scenario, det vill säga för varje variant av huvudscenariot och för varje mindre sannolikt scenario, är lägre än det föreskrivna kriteriet 10^{-6} för den årliga radiologiska risken för en representativ individ i den mest exponerade gruppen.

Riskuppskattningar för ett antal kombinationer av huvudscenariot och mindre sannolika scenarier presenteras också i kapitel 10. Den uppskattade risken för var och en av dessa kombinationer av scenarier är också under det föreskrivna riskkriteriet 10^{-6} under analysperioden om 100 000 år.

De relativa bidragen från olika radionuklider till den totala risken för förvaret beror på en rad faktorer, inklusive det initiala inventariet av radionuklider i avfallet, de olika förvarsutrymmenas kapacitet för retention och fördröjning av olika radionuklider, frigjorda radionukliders beteende i geosfären och biosfären och radiotoxiciteten hos radionukliderna. Utöver detta påverkas uppskattningen av det relativa riskbidraget från olika radionuklider av graden av pessimism som finns i de antaganden som görs i analysen, det vill säga antaganden som används för att modellera processer och parametervärden som används. Således kommer en rangordning av radionukliderna, baserad på deras bidrag till den totala risken, att bero på alla ovan nämnda faktorer. Den ska därför betraktas som giltig bara för denna specifika analys, inklusive dess pessimistiska antaganden, det vill säga att resultaten inte nödvändigtvis representerar en rangordning av de ”faktiska” riskerna.

Exponering av annan biota har uppskattats genom att jämföra beräknade dosrater till organismer i havs-, sötvattens- och landekosystem med de gränsvärden som används i denna analys, dvs ERICA-dosrateren på 10 μGy/h (Beresford et al. 2007) och de mest stringenta av ICRP:s DCRL på 4 μGy h^{-1} (ICRP 2008). Alla de beräknade dosraterna var en faktor på 100 eller mer lägre än gränsvärdena, vilket tyder på att förvaret inte kommer att påverka den biologiska mångfalden eller ett hållbart utnyttjande av biologiska resurser.

Baserat på de resultat som erhållits bedömer SKB att ett utbyggt SFR (SFR 1 och SFR 3) uppfyller de kriterier för skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av radioaktivt avfall som fastställts av den svenska strålsäkerhetsmyndigheten SSM, och att detta gäller för alla typer av avfall som SKB avser att slutförvara i anläggningen.

11.3 Förvarets funktion

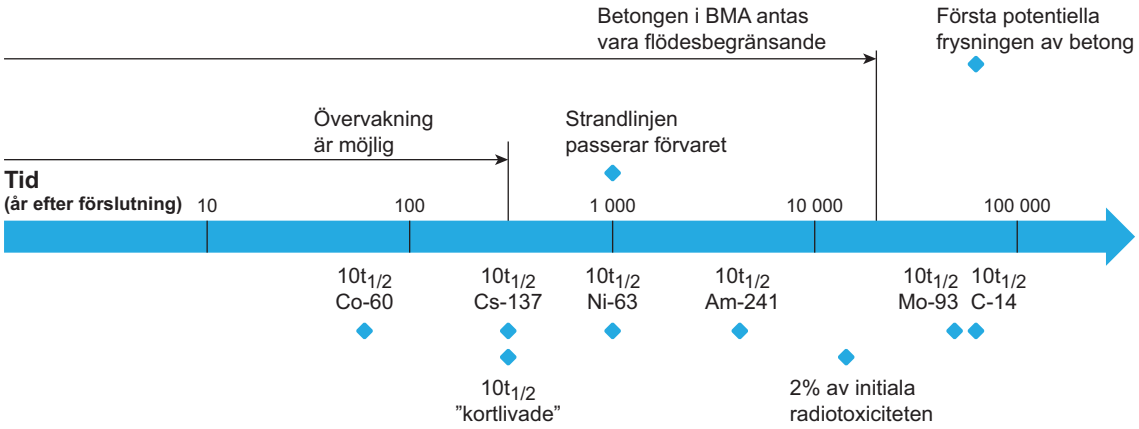
SFR är utformat för att förhindra, begränsa och fördröja utsläpp av radionuklider från avfallet genom både tekniska och geologiska barriärer. Avfallets egenskaper, tillsammans med egenskaperna hos avfallsbehållarna och de tekniska barriärerna i förvarsutrymmena, bidrar till säkerheten genom att skapa ett lågt vattenflöde (pga låg permeabilitet) genom avfallet och en lämplig kemisk miljö för att minska radionuklidernas rörlighet. En stor andel av de kortlivade radionukliderna sönderfaller till obetydlig nivå under den inledande perioden då förvarets fördröjande funktion är god. För längre tidsperioder måste man även ta hänsyn till en degradering av förvarssystemet. Mängden långlivade radionuklider måste därför vara tillräckligt begränsad, så att den radiologiska konsekvensen av den del av dessa radionuklider som transporteras till biosfären inte utgör en risk.

11.3.1 Tidsperioder och avfallstyper

I avsnitt 2.3.1 presenterades en kategorisering av radionuklider, baserad på deras halveringstider:

- Kortlivade radionuklider med en halveringstid på mindre än 10 år.
- Kortlivade radionuklider med en halveringstid mellan 10 och 31 år. Dessa radionuklider kommer att sönderfalla till obetydliga nivåer inom en relativt kort tidsperiod. Ungefär 10 halveringstider för dessa kortlivade radionuklider sammanfaller med den tidsperiod man internationellt anser att institutionell kontroll kan bidra till säkerheten.
- Långlivade radionuklider med en halveringstid kort nog för att sönderfalla väsentligt under den tidsperiod som är relevant för förvarets utformning och/eller säkerhetsanalysen. Av betydelse är till exempel tidsperioden när strandlinjen passerar förvaret, tidsperioden fram tills att en brunn för dricksvatten kan borras i eller nedströms förvaret, tidsperioden fram tills dess att betongbarriärerna degraderar väsentligt och förlorar sin funktion och tidsperioden innan en permafrost når förvarsdjup.
- Långlivade radionuklider med en halveringstid så lång att de inte kommer att sönderfalla väsentligt under den totala tidsperioden för denna analys.

Figur 11-2 sammanfattar vissa säkerhetsrelaterade händelser i utvecklingen av förvaret i förhållande till sönderfall av de viktigaste radionukliderna.



Figur 11-2. *Säkerhetsrelaterade händelser i utvecklingen av SFR-förvaret i förhållande till radioaktivt sönderfall av de viktigaste radionukliderna, det vill säga de som bidrar mest till den radiologiska risken, i säkerhetsanalysen. $10t_{1/2}$ är benämningen på den tid som motsvarar 10 halveringstider för en radionuklid, vilket betyder att mindre än 0,1 procent av radioaktiviteten vid förslutning av förvaret återstår.*

De relativa bidragen från olika radionuklider till den totala risken varierar över tiden. Baserat på aktivitet är Ni-63 en av de viktigaste radionukliderna. På grund av sin korta halveringstid kommer Ni-63 att sönderfalla till obetydliga nivåer under den tid då förvaret är täckt av havet. Den låga hydrauliska gradienten under havet, vilket resulterar i lågt grundvattenflöde, innebär att inga betydande mängder av Ni-63 kan transporteras till ytsystemet.

Baserat på radiotoxicitet är Am-241 den enskilt mest betydelsefulla radionukliden. Am-241 har mycket låg rörlighet under förvarsförhållanden, det vill säga högt pH och reducerande förhållanden, vilket innebär att dess bidrag till den radiologiska risken är litet. Eftersom halveringstiden för Am-241 är relativt kort har den största delen av inventariet för denna radionuklid avklingat efter tusen år, vilket är den första tidpunkt då en intrångsbrunn kan borras. Därför är den eventuella påverkan av Am-241 från en intrångsbrunn begränsad.

Under de första 20 000 åren minskar inventariet av Mo-93 och C-14 signifikant på grund av sönderfall. Den flödesbegränsande funktionen hos betongmaterialet i BMA kommer att upprätthållas under åtminstone denna period och för silon en ännu längre period. Därefter är eventuella bidrag till den radiologiska risken från Mo-93 och C-14 obetydliga på grund av deras radioaktiva sönderfall. Efter 50 000 år kan frysning av betongbarriärerna i förvaret förekomma och utveckling av inlandsis kan inte uteslutas. Vid den tiden är aktiviteten av radionuklider i förvaret helt dominerad av långlivade nuklider som finns i begränsade mängder och har en halveringstid så lång att de inte kommer att sönderfalla väsentligt under analysperioden.

Vid slutet av analysperioden (det vill säga 100 000 år) är aktivitetkoncentrationen av alla radionuklider om inte under friklassningsnivåer så åtminstone nära.

11.3.2 Argument för den valda tidsperioden för riskanalysen

En analysperiod på 100 000 år valdes på grundval av de allmänna råden till SSMFS 2008:37, se avsnitt 2.2.1. De allmänna råden kräver att *”Argumenten för utvalda begränsningar av riskanalysen bör redovisas.”*

Beräkningarna av radionuklidtransport och uppskattad risk, som presenteras i kapitel 10, visar att den maximala radiologiska konsekvensen uppnås inom 100 000 år och det stödjer därför valet av denna analysperiod. Den radiologiska risken, även om den hanteras pessimistiskt, är lägre än riskkriteriet under hela tidsperioden.

Bidraget från långlivade radionuklider som Ni-59, uran och dess döttrar är, även om det behandlas pessimistiskt, under riskkriteriet. Även om endast radioaktivt sönderfall beaktas är den genomsnittliga koncentrationen av Ni-59 i avfallet vid slutet av analysperioden lägre än motsvarande friklassnings-

nivåer. Bidraget från urandöttrar till den totala risken beräknas inte öka markant bortom 100 000 år. Således förväntas inte den radiologiska konsekvensen av långlivade radionuklider bortom 100 000 år överskrida den maximala radiologiska konsekvensen under analysperioden.

I händelse av tillväxt och avsmältning av en inlandsis ovanför SFR påverkas förvarssystemet i en sådan utsträckning att effekten inte kan beskrivas och analyseras i detalj. Därför utvärderas fallet med utveckling och avsmältning av en inlandsis ovanför SFR på ett förenklat sätt i SR-PSU. Dessa beräkningar visar att riskkriteriet är uppfyllt även under den postglaciala fasen.

11.3.3 Förvarsdjup

Förvarets djup har valts för att ge en stabil miljö och för att isolera avfallet från ytsystemet. Baserat på erfarenheter från platsundersökningarna (SKB 2013e) valdes ett djup av 120 m för utbyggnaden. Som visas i föreliggande analys är de geokemiska förhållandena på detta djup gynnsamma och de hydrauliska egenskaperna hos berggrunden ger en låg vattenomsättning. Det valda djupet är större än det normala djupet för vattenbrunnar i området, och som visas i kapitel 10 är den radiologiska risken för *scenariot med intrångsbrunnar* låg och uppfyller de föreskrivna kriterierna.

Som diskuteras i referensutvecklingen och i scenariebeskrivningen för *scenariot med glaciation och postglaciala förhållanden* kan det inte uteslutas att permafrost kan nå förvarsdjup, eller att en framtida inlandsis kan ha en kraftig inverkan på slutförvarets skyddsförmåga. Begränsningen av mängden långlivade radionuklider säkerställer att de föreskrivna kraven på skydd av människors hälsa och miljön är uppfyllda även efter sådana händelser.

11.3.4 Barriärer och deras funktioner

Förvarets utformning innehåller ett antal barriärer. Det konstateras i SSMFS 2008:21 att:

Säkerheten efter förslutning av ett slutförvar ska upprätthållas genom ett system av passiva barriärer.

Vidare anger SSMFS 2008:21 vad gäller barriärfunktion att:

Varje barriär ska ha till funktion att på ett eller flera sätt medverka till att innesluta, förhindra eller fördröja spridning av radioaktiva ämnen, antingen direkt, eller indirekt genom att skydda andra barriärer i barriärsystemet.

SSMFS 2008:21 anger också att:

En brist i någon av slutförvarets barriärfunktioner, som konstateras under tiden slutförvaret är under uppförande eller driftövervakas, och som kan komma att försämra säkerheten efter förslutningen utöver vad som förutsetts i säkerhetsredovisningen, ska utan onödigt dröjsmål rapporteras till Strålsäkerhetsmyndigheten. Detsamma gäller om det uppstår misstanke om en sådan brist eller om att en sådan brist kan komma att uppstå i framtiden.

I följande avsnitt behandlas utvecklingen av förvarssystemet med speciell tonvikt på barriärerna och deras funktion.

För att underlätta övervakning av barriärfunktionen behövs en tydlig definition av barriärsystemet. Nedan ges en sammanfattning av funktionen och den uppskattade livslängden hos förvarsbarriärerna i den genomförda analysen. Uppskattningen av hur länge en barriärfunktion kommer att upprätthållas varierar beroende på typ av barriärfunktion (hydraulisk, mekanisk eller kemisk). Till exempel kan uppsprucken betong fungera som en sorptionsbarriär, även om dess hydrauliska funktion inte längre upprätthålls.

En sammanfattning av de barriärer som är av betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet redovisas i tabell 11-1. Lokaliseringen under havet, samt berget och pluggarna är gemensamma för alla förvarsutrymmen.

Tabell 11-1. Barriärer som bidrar till den långsiktiga säkerheten för SFR-förvaret.

Silo	1–2BMA	1–2BTF	1–5BLA	1BRT
Avfallsform	Avfallsform	Avfallsform (gäller askfat)		Reaktortank fylld med cementbaserat bruk
Betongkokiller	Betongkokiller	Betongtankar		
Betongkonstruktioner [1] samt kringgjutningsbruk utanför kollin	Betongkonstruktioner [2] samt kringgjutningsbruk utanför kollin	Kringgjutningsbruk utanför kollin		Kringgjutning av reaktortank i betong
Bentonit				
Återfyllnadsmaterial [3]	Återfyllnadsmaterial [3]	Återfyllnadsmaterial [3]		Återfyllnadsmaterial [3]
Förslutning av silotoppen				
Pluggar [4]	Pluggar [4]	Pluggar [4]	Pluggar [4]	Pluggar [4]
Berget	Berget	Berget	Berget	Berget
Lokalisering under havet	Lokalisering under havet	Lokalisering under havet	Lokalisering under havet	Lokalisering under havet

[1] Botten, väggar och lock på schakt samt yttre silovägger.
[2] 1BMA: Golv, väggar och lock på fack. 2BMA: Kassuner och lock.
[3] Omfattar bottenmaterial på vilket konstruktionen vilar samt återfyllnadsmaterial i förvarsutrymmen och tunnlar.
[4] Pluggar i anslutning till förvarsutrymmen och pluggar i tunnlar.

Lokalisering under havet

Havet ovanför SFR utgör en barriär för framtida mänskligt intrång under den vattentäckta perioden (fram till 3000 e Kr). Under den tiden kommer aktiviteten för de flesta radionuklider i förvaret att minska väsentligt på grund av deras korta halveringstider. När förvaret är täckt av hav bedöms dricksvattenbrunnar i och nedströms från förvaret vara osannolika. Dessutom innebär den låga hydrauliska gradienten under den vattentäckta perioden att det inte kommer att förekomma något betydande utsläpp av radionuklider från förvaret. Detta diskuteras i kapitel 6 och 7.

Berg

Berget tillhandahåller en miljö som utmärks av lågt vattenflöde, vilket begränsar betongdegradering och radionuklidtransport. Resultat från flödesmodelleringen presenteras i Odén et al. (2014) och Abarca et al. (2013) och slutsatser från dessa studier sammanfattas i kapitel 6. Berget tillhandahåller också en stabil kemisk miljö, inklusive anaeroba förhållanden som bidrar till att bibehålla reducerande förhållanden på förvarsdjup. Reducerande förhållanden innebär att järn korroderar långsamt och att rörligheten hos vissa för säkerheten kritiska radionuklider (särskilt radioisotoper av uran) är låg. Redoxförhållanden på förvarsdjup analyserades i Duro et al. (2012) och sammanfattas i kapitel 6. Slutligen är berget även en barriär för mänskligt intrång, vilket visas i **FHA-rapporten**.

Bergets barriärfunktioner anses upprätthållas under hela analysperioden.

Pluggar

De pluggar som placeras i förvaret utgör huvudsakligen hydrauliska barriärer, men de kan också ha en kemisk barriärfunktion.

Pluggar i förvarssystemet leder till omfördelning av flöden genom SFR så att flödena i olika förvarsutrymmen begränsas. Detta begränsar radionuklidtransport och fördröjer betongdegradering. Betydelsen av pluggarna beror till viss del på placeringen av förvarsutrymmena i förhållande till varandra. Hydrogeologiska studier indikerar att 2BMA, som ligger långt från nedfartstunnlarna och uppströms ur ett regionalt hydrologiskt perspektiv, är mindre känsligt för brister i pluggarnas funktion än exempelvis BRT.

Pluggarnas funktion som hydrauliska barriärer påverkas av degradering av den betong och bentonit de består av, vilket diskuteras i kapitel 6.

Silo

Silons betongkonstruktion, dess insida och bentoniten runt den har hydrauliska, mekaniska och kemiska barriärfunktioner.

Silon är tillverkad av lokalt gjuten betong och är gjuten på en bädd av sand och bentonit (se figur 4-16). Betongsilon omges också av bentonit, som begränsar vattenflödet genom det inneslutna avfallet. Flödesbarriärens funktion studeras i Abarca et al. (2013). I silon deponeras det radioaktiva avfallet i en cylindrisk betongkonstruktion. Betongväggar delar upp silons inre i deponeringsschakt. Avfallet i silon är konditionerat i cement, bitumen eller betong. Avfallskollin i silon kringgjuts kontinuerligt under driftskedet. Hela betongsilon och dess inre – inklusive kringgjutningsbruk, betongbehållare och konditionerat avfall – fungerar som mekaniska element som motstår svälltrycket från vattenmättad bentonit, trycket från gasbildning och belastningen från egenvikt. Silons toppförslutning är utformad för att frigöra gas för att undvika gasdriven advektion. I samband med förslutningen kommer den övre delen av silons kupol att återfyllas med makadam för att skydda mot nedfallande stenblock. Bottenbädden av sand och bentonit har i första hand en mekanisk funktion. Betongens och kringgjutningsbrukets pH-buffrande funktion håller gasproduktionen orsakad av mikrobiell aktivitet och korrosion av järn på en låg nivå. Valet av betong som konstruktionsmaterial säkerställer även goda sorptionsegenskaper.

Silons barriärfunktioner uppskattas kunna upprätthållas under hela analysperioden, vilket diskuteras i kapitel 6.

1BMA och 2BMA

1–2BMA har hydrauliska, mekaniska och kemiska barriärfunktioner. Både 1BMA och 2BMA (se figur 4-6 och 4-9) består av betongkonstruktioner i vilka avfall deponeras. I samband med förslutning återfylls bergsalarna. Avfallsbehållarna i 1BMA kringgjuts i samband med förslutning, medan de i 2BMA kringgjuts under driftskedet.

Betongkonstruktionerna, tillsammans med kringgjutningsbruket och avfallsbehållarna, har en flödesbegränsande funktion. Betongkonstruktionen vilar på en bädd av makadam och omges av bergkross. Detta utgör en hydraulisk bur som bidrar till den hydrauliska funktionen hos utrymmet. Funktionen hos flödesbarriären studeras i Abarca et al. (2013). Materialen inuti betongkonstruktionen – kringgjutningsbruk, betongavfallsbehållare och avfallsform – är nödvändiga för att upprätthålla konstruktionens mekaniska integritet. Vid förslutning kommer bergssalarna att återfyllas med makadam för att skydda betongkonstruktionen från nedfallande stenblock. Betongen och kringgjutningsbrukets pH-buffrande funktion håller gasproduktionen till följd av mikrobiell aktivitet och korrosion av järn på en låg nivå. Valet av betong som konstruktionsmaterial ger goda sorptionsegenskaper.

De olika aspekterna av barriärfunktionen har olika livslängd. Den långsiktiga utvecklingen av betongkonstruktionens flödesbegränsande förmåga hänger starkt ihop med omvandlingen av cementmineraler och man beräknar att den flödesbegränsande funktionen kommer att upprätthållas i minst 20 000 år (Höglund 2014 och kapitel 6). Betongkonstruktionernas mekaniska och kemiska funktioner upprätthålls under längre tid (Cronstrand 2014 och kapitel 6 och 7). Påverkan från en mer omfattande degradering av betongbarriärerna har undersökts i *scenariot med accelererad betongdegradering*. I detta scenario antas den flödesbegränsande funktionen hos betongkonstruktionerna i 1BMA ha minskat efter 1 000 år. Den flödesbegränsande funktionen är dock fortfarande effektiv i 20 000 år, men i mindre omfattning än i huvudscenariot. Bortom denna tid antas barriärerna ha samma hydrauliska egenskaper som återfyllnadsmaterialet, med hög hydraulisk konduktivitet (se figur 7-14).

1BTF och 2BTF

1BTF och 2BTF (se figur 4-13) har hydrauliska, mekaniska och kemiska barriärfunktioner.

Både plåtfat och betongtankar deponeras i 1BTF. Plåtfaten innehåller mindre fat med aska och utrymmet mellan faten fylls med betong. I 2BTF deponeras bara betongtankar. Plåtfaten i 1BTF är fyllda med bruk när de placeras under driftskedet och betongtankarna i 2BTF kringgjuts efter att verksamheten har avslutats. Utrymmet mellan avfallsbehållarna och mellan avfallsbehållarna och berget fylls med kringgjutningsbruk. Dessutom gjuts ett lock ovanpå de kringgjutna avfallsbehållarna. Kringgjutningsbruket, betongavfallsbehållarna och avfallsformen (när det gäller askfat)

har en flödesbegränsande funktion. På botten finns en bädd av makadam som är betydelsefull för förvarets hydrauliska funktion. Flödesbarriärens funktion studeras i Abarca et al. (2013) och sammanfattas i kapitel 6. Allt material är nödvändigt för att upprätthålla förvarsutrymmenas mekaniska integritet. Vid förslutning återfylls varje förvarsutrymme med makadam för att skydda betongkonstruktionen från nedfallande stenblock. Betongen och kringgjutningsbrukets pH-buffrande funktion håller gasproduktionen orsakad av mikrobiell aktivitet och korrosion av järn på en låg nivå. Valet av betong som konstruktionsmaterial ger god sorption.

De olika aspekterna av barriärfunktionen har olika funktionell livslängd. Barriärens flödesbegränsande funktion upprätthålls under 1 000–10 000 år (**Datarapporten** och kapitel 6), medan de mekaniska och kemiska funktionerna upprätthålls under längre tid (Cronstrand 2014 och kapitel 6).

BRT

BRT har mekaniska och kemiska barriärfunktioner.

Reaktortankarna deponeras i BRT:s förvarsutrymme och fylls före förslutning av förvaret med bruk och kringgjuts med betong. Betongens funktion är att begränsa vattenflödet i och omkring reaktortankarna och att upprätthålla höga pH-förhållanden för att begränsa korrosionen av stål. Begränsad korrosion fördröjer utsläppet av ytföroreningar på insidan av reaktortankarna, liksom utsläppet av neutronaktiveringsprodukter. Vid förslutning återfylls förvarsutrymmet med makadam för att skydda betongkonstruktionen från nedfallande stenblock.

Dessa barriärfunktioner upprätthålls under hela analysperioden, vilket diskuteras i kapitel 6.

1–5BLA

Barriärerna i 1–5BLA utgörs av pluggar, berget, samt havet som en intrångsbarriär.

11.4 Säkerhetsanalysen SR-PSU

Som nämns i kapitel 2, kräver en analys av den långsiktiga säkerheten en beskrivning av utvecklingen av förvaret och dess omgivning. Det framtida tillståndet för förvarssystemet kommer att bero på:

- **Initialtillståndet för förvarssystemet**. Initialtillståndet är definierat som det tillstånd som råder i förvarssystemet vid förslutning. För att beskriva initialtillståndet måste referensutformningen och utvecklingen av förvarssystemet under driftskedet beaktas.
- **Externa förhållanden som påverkar förvarssystemet efter förslutning**. Externa processer omfattar klimat och klimatrelaterade processer, till exempel permafrost, strandlinjeförskjutning och den pågående globala uppvärmningen. Framtida mänskliga handlingar kan också påverka det framtida tillståndet för förvaret.
- **Interna processer inom förvarssystemet**. Interna processer omfattar termiska, hydrauliska, mekaniska och kemiska processer som verkar i förvarssystemet. Till de interna processerna hör till exempel grundvattenflöde och kemisk degradering vilka påverkar de tekniska barriärerna. Ett annat exempel är produktion av gas som ett resultat av metallkorrosion.

Baserat på detta analyseras **utvecklingen av förvarssystemet**. Genom att kombinera utvecklingen av förvarssystemet med en analys av radionuklidutsläpp och transport samt en analys av stråldoser till människor och annan biota kan den **radiologiska risken** för människor och radiologisk påverkan på miljön bedömas. Inom säkerhetsanalysen genomfördes en analys av exponeringsvägar, baserat på historisk och nutida markanvändning och konsumtion, för att därigenom kunna identifiera ett antal möjliga framtida exponerade grupper. Dessa exponerade grupper har använts som gränssättande fall för den mest exponerade gruppen.

Den genomförda säkerhetsanalysen beskrivs kortfattat nedan, med tyngdpunkt på betydande förbättringar jämfört med tidigare säkerhetsanalyser. Vidare diskuteras tilltron till resultaten från säkerhetsanalysen och osäkerheter i resultaten.

11.4.1 Initialtillstånd

Initialtillståndet är utgångspunkten för analysen av förvarssystemets funktion efter förslutning och det definierar det förväntade tillståndet omedelbart efter förslutning. Initialtillståndet för förvaret och dess omgivning är baserat på realistiska eller pessimistiska antaganden rörande förhållandena vid förslutning. För SFR 1 är dessa antaganden, så långt som möjligt, baserade på verifierade och dokumenterade egenskaper hos deponerat avfall och installerade förvarsbarriärer. Dessutom beaktas prognosen för ytterligare avfall och en bedömning av förändringar i egenskaper fram till tiden för förslutning av förvaret. Initialtillståndet för SFR 3 är baserat på referensutformningen för denna del (layout 1.5) och den nuvarande prognosen för framtida deponering av avfall. Initialtillståndet presenteras i **Initialtillståndsrapporten** och i kapitel 4. För att utvärdera den långsiktiga säkerheten har det i vissa fall varit nödvändigt att göra beskrivningen mer detaljerad än i underlagsrapporterna. Detta görs genom ett antal antaganden rörande initialtillståndet och utvecklingen av förvarssystemet (se vidare avsnitt 11.5.1).

11.4.2 Externa förhållanden

Externa förhållanden delas upp i de tre kategorierna ”klimat och klimatrelaterade frågor”, ”storskaliga geologiska processer och effekter” samt ”framtida mänskliga handlingar (FHA)”. Den viktigaste delen av beskrivningen av externa förhållanden är formuleringen av väl understödda framtida utvecklingar av klimat och klimatrelaterade frågor. I säkerhetsanalysen hanteras detta genom formuleringen av fyra alternativa klimatutvecklingar, eller klimatfall, som ingår i analysen (**Klimatrapporten**).

En särskild analys av den första möjliga tidpunkten för framtida permafrostutveckling vid förvarsplatsen i Forsmark har inkluderats i säkerhetsanalysen SR-PSU genom klimat- och permafrostmodellering. Detta är av vikt på grund av SFR-anläggningens utformning med dess grunda djup och betongbarriärer.

Framtida mänskliga handlingar analyseras genom att först identifiera de FEP som är relevanta vid förvarsplatsen. Dessa FEP används sedan för att sätta upp stiliserade scenarier för FHA, varav några analyseras kvantitativt och andra kvalitativt. FHA-metodiken och scenarierna beskrivs i **FHA-rapporten** och de stiliserade scenarierna beskrivs i kapitel 7.

11.4.3 Interna processer

En platsbeskrivande modell har tagits fram för området. Den platsbeskrivande modellen, SDM-PSU (SKB 2013e), är en tvärvetenskaplig modell baserad på nya undersökningsborrhål, sprickkartering och hydrauliska tester. Undersökningarna har resulterat i en stor ökning av mängden platsdata jämfört med vad som var tillgängligt för SAR-08. Parametervärden som används i den senaste analysen är därför bättre motiverade än de som använts tidigare. Dessutom representerar flödesmodelleringsverktyget som har använts i SR-PSU, DarcyTools, bergets strukturer och deras egenskaper bättre jämfört med det modelleringsverktyg som användes i SAR-08.

En detaljerad modell av vattenflödet i förvarsutrymmena och genom avfallet, som tar data direkt från den regionala hydrogeologiska modellen, har tagits fram (Abarca et al. 2013). I denna modell ingår geometrin hos enskilda fack/kassuner i BMA:s förvarsutrymmen och silomodellen inkluderar en representation av enskilda schakt. Dessutom har betongdegradering hanterats på ett mer systematiskt sätt i nuvarande säkerhetsanalys än i tidigare analyser (kapitel 6 och Höglund 2014).

Sorption har visat sig vara den huvudsakliga mekanism som styr fördröjning av uttransport av radionuklider från förvaret. Sorptionen sker huvudsakligen på cementbaserade material i barriärer och avfallskollin. Sorptionen beror på mängden tillgängliga betongytor, men även på den kemiska sammansättningen hos vattnet i förvaret. Betydelsen av sorption är starkt kopplad till kemiska egenskaper hos individuella radionuklider, inklusive deras redoxtillstånd. Redoxtillståndet som beräknats av Duro et al. (2012) ger därför en värdefull bakgrund till valet av fördelningskoefficienter för sorption.

Avfall bestående av organiskt material bryts ned till produkter som kan bilda komplex med vissa radionuklider och därmed minska sorptionen av dessa radionuklider på fasta ytor. Det är därför viktigt att hålla mängden komplexbildare låg. Nedbrytning av cellulosa resulterar i ISA (isosackarinsyra), vilket anses vara den mest betydelsefulla organiska komplexbildaren i förvaret (**Processrapporten för avfall**). När nedbrytningen av cellulosa fortskrider kommer koncentrationen av ISA att långsamt öka (Keith-Roach et al. 2014).

Sedan den senaste säkerhetsanalysen (SAR-08) har ett antal förbättringar gjorts i analysen av ytsystemet, till exempel har en ny digital höjdmodell och en modell för regolitdjup tagits fram. Vidare har radionuklidtransportmodellen förbättrats för att bättre kunna representera transport och ackumulation av kol-14 i ytsystemen.

11.4.4 Utveckling av förvarssystemet

Referensutvecklingen (se kapitel 6), definierad som en uppsättning av sannolika framtida utvecklingar, användes för att beskriva utvecklingen av förvarssystemet. Referensutvecklingen baseras på initialtillståndet, tillsammans med händelser och processer som är relevanta för den långsiktiga säkerheten för SFR.

Baserat på referensutvecklingen har scenarier som är av betydelse för utvecklingen av förvarssystemet och för utvärderingen av den långsiktiga säkerheten definierats (se kapitel 7). De radiologiska konsekvenserna av de olika scenarierna analyseras i kapitel 8 och i kapitel 9.

11.4.5 Uppskattning av radiologisk risk

För att bedöma radiologiska konsekvenser utvärderas scenarierna med hjälp av beräkningsfall som analyseras med matematiska modeller. Transport av radionuklider från avfallet, genom förvaret och berget till ytsystemet beräknas och de doser till människor och dosrater till organismer som kan härröra från exponering för radionuklider från förvaret utvärderas.

Den radiologiska risken beräknas för huvudscenariot och för de mindre sannolika scenarierna. Risken för ett scenario beräknas genom att multiplicera sannolikheten för scenariot med den beräknade doskonsekvensen. Den beräknade risken jämförs med SSM:s riskkriterium. Huvudscenariot och de mindre sannolika scenarierna ingår i summeringen av den totala risken för förvaret.

11.4.6 Tilltro till resultaten

I kapitel 10 presenteras den totala risken och den radiologiska risken för de olika scenarierna. Den uppskattade radiologiska risken är baserad på flera pessimistiska antaganden. Eftersom graden av pessimism inte nödvändigtvis är densamma för de olika scenarierna, förvarsutrymmena, radionuklider na eller tidsperioderna, kan jämförelser av riskuppskattningar vara missvisande och långtgående slutsatser bör inte göras enbart baserat på dessa resultat. Tilltron till den övergripande slutsatsen att förvaret uppfyller de föreskrivna riskkriterierna är dock höga.

De högsta bidragen till den totala risken kommer från *huvudscenariot* och *scenariot med intrångsbrunnar* för 1BLA. En kombination av *huvudscenariot* med de mindre sannolika scenarierna ger information om *huvudscenariots* känslighet för osäkerheter i utvecklingen. Alla mindre sannolika scenarier, förutom *jordskalvsscenariot*, *scenariot med högt inventarium*, *scenariot med brunnar nedströms från förvaret* och *scenariot med intrångsbrunnar* tilldelades samma sannolikhet (0,1) även om den verkliga sannolikheten antas vara avsevärt lägre. Dock skulle den radiologiska risken för detta urval av de mindre sannolika scenarierna uppfylla riskkriteriet även om deras sannolikhet var 1.

I analysen visas att den beräknade risken är beroende av vilken exponerad grupp som ansätts, även om skillnader mellan grupper är relativt små och i allmänhet begränsade till en faktor 2 till 3 (förutom jägare och samlare, för vilka doserna är mycket mindre). När en uppskattning av den totala risken görs används alltid den exponerade grupp som utsätts för den högsta dosen och detta bidrar ytterligare till tilltron till det samlade resultatet av säkerhetsanalysen.

Gränssättande fall

Tilltron till den övergripande slutsatsen att förvaret uppfyller det föreskrivna riskkriteriet är hög. Dessutom ger restscenarier en förståelse av hypotetiska maximala radiologiska konsekvenser. I dessa restscenarier undersöks konsekvenserna av att bortse från transportmotståndet i när- och fjärrzon, eller av att anta att de tekniska barriärerna inte fungerar som avsett. För att studera detta analyserades tre restscenarier; *scenariot med förslut av barriärfunktion -ingen sorption i förvaret*, *scenariot med förlust av barriärfunktion - ingen sorption i berggrunden* och *scenariot med förslut av barriärfunktion - högt vattenflöde i förvaret.* Dessutom analyserades ett restscenario för att studera effekten av förändrade redoxförhållanden, *scenariot med ändrade redoxförhållanden för förvaret i SFR 1*.

De scenarier som ger de högsta doserna av dessa fyra restscenarier är *scenariot utan sorption i förvaret* och *scenariot med höga vattenflöden i förvaret.* I det första studeras effekten av sorptionsbarriärer, medan det senare studerar effekten av flödesbarriärer. I båda dessa scenarier visas förvarets retentionsförmåga bidra väsentligt till den långsiktiga säkerheten. Även i dessa gränssättande fall, som representerar extrema och ytterst osannolika situationer, är den årliga dosen endast något högre än det föreskrivna riskkriteriet (mindre än en faktor 3).

Överensstämmelse med SAR-08

De resultat som presenteras och de slutsatser som dras överensstämmer till stor del med resultaten från SKB:s senaste säkerhetsanalys av SFR, SAR-08. Bidraget från C-14 till den totala risken har minskat, medan bidraget från vissa andra radionuklider, som till exempel Mo-93 och U-238, har ökat. Det primära skälet till detta är en annan hantering av tillhörande osäkerheter och pessimistiska antaganden i modellen, tillsammans med ett annat radionuklidinventarium i rivningsavfallen.

11.4.7 Osäkerheter

I diskussionen om tilltro är det viktigt att beakta frågan om analysens fullständighet och hur osäkerheterna har hanterats. I korthet beror osäkerheterna på valet av scenarier, på modellernas förmåga att beskriva processer och på valda parametervärden. Dessa osäkerheter diskuteras mer utförligt i avsnitt 2.6.2 och sammanfattas nedan.

Fullständighet i identifiering av FEP och valet av scenarier

Hanteringen av FEP i SR-PSU har i princip följt samma metodik som användes för hantering av de FEP som ingår i SKB:s senaste säkerhetsanalys, SR-Site. Tre källor användes för att identifiera relevanta egenskaper, händelser och processer som påverkar den långsiktiga säkerheten för SFR. Dessa är FEP-katalogen för SR-Site, interaktionsmatriser som tagits fram för SFR 1 och projektrelaterade FEP i version 2.1 av NEA:s FEP-databas. Projektrelaterade FEP är de FEP som identifierats i säkerhetsanalyser som genomförts av olika nationella organisationer. Dessutom granskades uppsättningarna av FEP för två ytnära anläggningar. Granskningen av dessa ledde emellertid inte till några förändringar i FEP-katalogen.

Konceptuell osäkerhet

Termen ”konceptuell osäkerhet” används för osäkerheter som följer av det faktum att den grundläggande förståelsen av en process inte är fullständig, eller av det faktum att en matematisk modell inte korrekt eller helt beskriver en process. En målsättning i SR-PSU har varit att beskriva alla processer så realistiskt som möjligt. Där realistiska antaganden inte kan underbyggas har dock antaganden gjorts så att konsekvenserna av ogynnsamma processer överskattas och omvänt så att potentiellt positiva konsekvenser av gynnsamma processer underskattas eller försummas.

Kvantifiering av initialtillstånd samt osäkerheter i indata

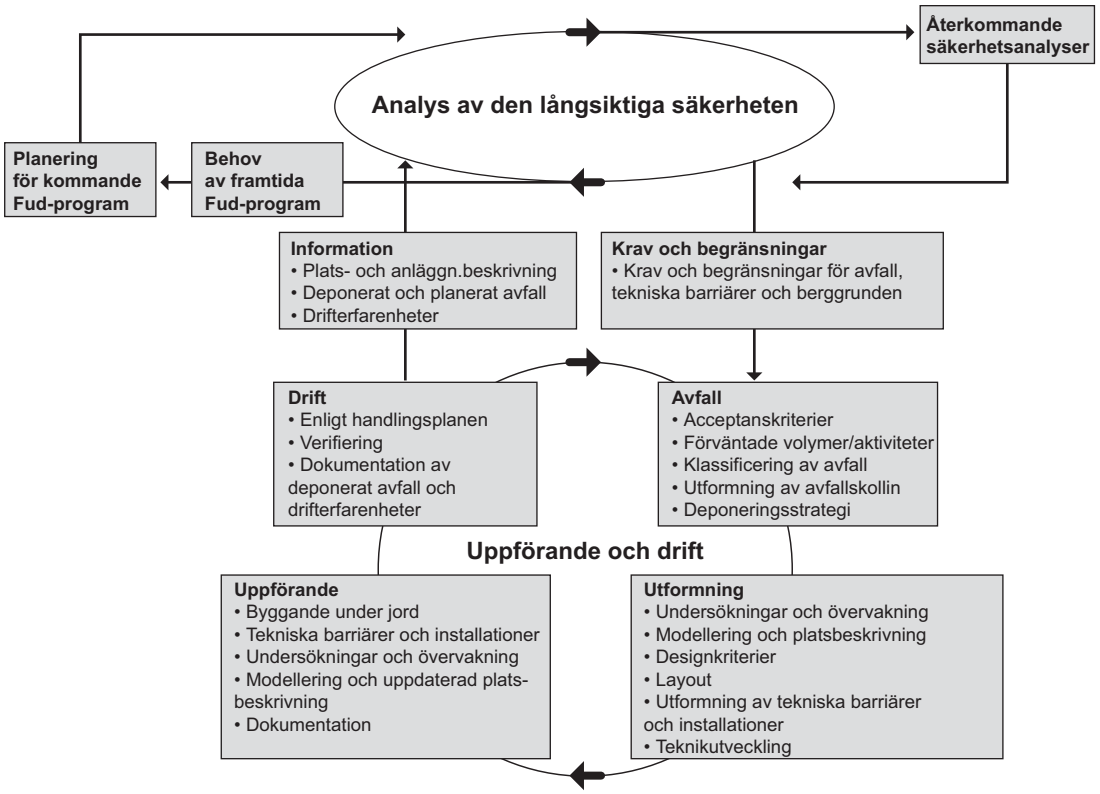
I allmänhet har data valts pessimistiskt eller realistiskt för att undvika att risken från förvaret underskattas. Emellertid behövs en viss grad av realism för att bättre förstå förvarssystemet. För vissa parametrar har osäkerheter, där det är möjligt, hanterats med hjälp av ett probabilistiskt angreppssätt i modellerna för radionuklidtransport- och dosberäkningar. Detta gäller till exempel radionukliders

sorptionskoefficienter för olika material, flödesparametrar och parametrar för att beskriva ackumulation och upptag i biosfären. Dessutom har restscenarier, som belyser funktionen hos de tekniska barriärerna (betong och bentonit) och geosfären, beaktats.

11.5 Förfining av kravbilden genom en iterativ process

Kraven på och beskrivningen av det framtida avfallet kommer att fortsätta att utvecklas och ytterligare anpassas till den valda utformningen, utifrån de krav som framkommer i bland annat denna och efterföljande analyser av den långsiktiga säkerheten. Slutsatserna som rör uppfyllandet av radiologiska riskkriterier kanske inte påverkas, men för att minska osäkerheterna kan avfallets egenskaper behöva beskrivas bättre i efterföljande analyser. Genom att minska osäkerheterna kan graden av pessimism i analysen minskas och säkerhetsanalysens krav på förvarssystemet, avfallet och anläggningens utformning kan ses över. Figur 11-3 illustrerar analysens roll för den långsiktiga säkerheten i denna iterativa process.

Föreskrifterna kräver att bästa möjliga teknik (BAT) används och att lokalisering, projektering, uppförande och drift av slutförvaret och tillhörande systemkomponenter väljs för att förhindra, begränsa och fördröja utsläpp från både tekniska och geologiska barriärer så långt som rimligen är möjligt att åstadkomma (SSMFS 2008:21). Vad som betraktas som rimligt diskuteras i bilagan med bästa möjliga teknik (SKBdoc 1415420), vilken utgör en del av ansökan om tillstånd att bygga ut SFR. Faktorer som är av betydelse för retentionsförmågan är till exempel vilka mängder cellulosa som kan anses vara rimliga att deponera, vilka mängder av gasproducerande material som kan tillåtas utan att skada barriärerna, fördelning av avfall mellan olika förvarsutrymmen osv. För att förvaret ska betraktas som ett förvar för kortlivat avfall måste även krav ställas på vilka mängder långlivade radionuklider som kan accepteras i förvaret. Förutom en diskussion avseende bästa möjliga teknik och rimlighet kan antaganden som görs i analysen resultera i krav på utformning och på avfallet.



Figur 11-3. *Den iterativa processen innehåller återkommande säkerhetsanalyser. Uppförande och drift av SFR-anläggningen påverkar underlaget för analyserna av driftsäkerheten och den långsiktiga säkerheten. Slutsatserna av analyserna kan definiera nya eller modifierade krav på utformningen och på avfallet. Detta påverkar i sin tur uppförandet och driften av anläggningen.*

Den här rapporten, tillsammans med analysen av driftsäkerheten, utgör den första preliminära säkerhetsredovisningen (F-PSAR) för det utbyggda SFR. Efter denna analys kommer en preliminär säkerhetsanalys, PSAR, att genomföras, följt av en säkerhetsanalys, SAR, för driften av förvaret. För ett driftsatt förvar måste säkerhetsredovisningen, enligt SSM:s föreskrifter SSMFS 2008:1, uppdateras minst vart tionde år som en del av en återkommande säkerhetsgranskning.

Varje ny säkerhetsanalys vilar på slutsatser från den tidigare analysen, erfarenheter från drift av förvaret och på resultat från ny FoU-verksamhet. En del av det arbete som behövs för en kommande säkerhetsanalys kan göras i samband med säkerhetsanalysprojektet, medan vissa aktiviteter kan ta längre tid och behöver ingå i Fud-programmet. Detta fortsätter under hela förvarets drifttid. Före förslutning ska säkerhetsanalysen förnyas och genomgå en säkerhetsgranskning (SSMFS 2008:1).

11.5.1 Analys av den långsiktiga säkerheten

Den nuvarande analysen är baserad på information om projektering, uppförande, drift och avfall, se figur 11-3. Som presenteras i avsnitt 2.3.3 har ett antal antaganden varit nödvändiga att göra i analysen av den långsiktiga säkerheten. Baserat på dessa antaganden kan krav och begränsningar behöva formuleras i nästa iteration.

Antaganden som är relaterade till initialtillståndet i den nuvarande analysen är:

- Det har varit nödvändigt att göra antaganden om hur aktivitet fördelas mellan olika schakt/reservoarer i förvarsutrymmena i beräkningarna av radionuklidtransport.
- Ythydrologiska beräkningar har gjorts för området som det ser ut i dag. Eventuell påverkan från ett bergupplag och återfyllning av en vik norr om SFR har inte analyserats. Detta antagande anses inte ha någon betydande inverkan på slutsatserna av säkerhetsanalysen, men dess följder bör ändå undersökas vidare.
- Initialtillståndet baseras på layout 1.5, som inte är den slutgiltiga layouten. På grund av de små skillnaderna mellan layout 1.5 och den slutliga layout 2.0 anses detta inte ha någon inverkan på slutsatserna av säkerhetsanalysen.
- Fortsatt arbete, såsom det som rapporteras i Förslutningsplanen (SKBdoc 1358612), kan behöva genomföras på 1BMA för att egenskaperna ska överensstämma med det initialtillstånd som presenteras i **Initialtillståndsrapporten** och sammanfattas i kapitel 4.
- Radionuklidinventariet i SFR har uppskattats utifrån olika nuklidspecifika mätningar, beräkningar och korrelationer med nyckelnuklider. I tillägg till de avfall som deponerats i SFR i dagsläget, kommer det totala radionuklidinventariet vid förslutning att omfatta avfall från såväl fortsatt drift som avveckling av de svenska kärnkraftverken och andra kärntekniska anläggningar. Eftersom en stor del av avfallen ännu inte producerats är uppskattningarna förknippade med ett antal osäkerheter. Identifierade osäkerheter beskrivs i inventarierapporten (SKB 2013a).
- Inventariet för det historiska avfallet S.14 i 1BLA hämtas från databasen Triumf. Det finns osäkerheter förknippade med sammansättningen av detta inventarium och ytterligare insatser för att klargöra sammansättningen av S.14-avfall har påbörjats.

Antaganden om interna processer eller utveckling av förvarssystemet i den nuvarande analysen är:

- Belastningen från svällande avfall kommer inte att skada barriärerna i 1BMA och 2BMA.
- Mängden reaktiva metaller är så låg att barriärerna inte skadas av gas.
- pH i BMA upprätthålls på en sådan nivå att mikrobiell nedbrytning av C-14-innehållande avfall hålls så låg att frigörelse av C-14 som metangas inte kommer att vara en dominerande transportväg (se bilaga I).
- Mängden cellulosa i avfallet är begränsad. Anledningen till detta är att mängden cellulosa inte ska ge upphov till så höga halter av det komplexbildande ämnet isosackarinsyra (ISA) att det menligt påverkar sorptionen av radionuklider (se bilaga I).

I kommande projekteringssteg kan krav på avfall och utformning omformuleras för att passa dessa antaganden (se vidare avsnitt 11.5.2). När det gäller yttre förhållanden har inga antaganden gjorts som kommer att resultera i krav eller begränsningar för avfall, utformning, uppförande och drift.

11.5.2 Krav och begränsningar

Som ett resultat av säkerhetsanalysen har ett antal krav och begränsningar för avfall samt projektering, uppförande och drift av förvaret identifierats.

Grunden för den nuvarande säkerhetsanalysen är beskrivningen av initialtillståndet, som presenteras i **Initialtillståndsrapporten** och sammanfattas i kapitel 4. Beskrivningen innehåller vissa osäkerheter i projektering, uppförande och drift av förvaret, såväl som i sammansättningen av avfall. Slutsatserna av analysen är giltiga för initialtillståndet under de antagna förhållandena. Vissa av de antaganden som presenteras under underrubriken ”Information som används i den nuvarande analysen” i avsnitt 2.3.3 kan därför resultera i ytterligare krav på förvaret och dess komponenter.

Avfall

Avfall som avses att deponeras i SFR ska uppfylla särskilda avfallsacceptanskriterier (WAC) som reglerar avfallets egenskaper. Rivningsavfall som anses lämpligt för deponering i SFR presenteras i en inventarierapport (SKB 2013a), tillsammans med beskrivningar av deponerat driftavfall samt prognoser för framtida avfallsmängder. De avfall som säkerhetsanalysen baseras på presenteras i kapitel 4 och i **Initialtillståndsrapporten**.

Preliminära WAC för det utbyggda SFR, med utgångspunkt i befintliga WAC för det befintliga SFR, har tagits fram som underlag för ansökan om utbyggnad av SFR (SKBdoc 1368638). Dessa preliminära WAC har, tillsammans med egenskaperna hos befintligt avfall, fungerat som en utgångspunkt för teknikutveckling. WAC har påverkats av och kommer även i framtiden att påverkas från resultaten av den långsiktiga säkerhetsanalysen och pågående teknikutveckling. Teknisk utformning av barriärkonstruktioner och förslutning av förvaret kommer att preciseras ytterligare under kommande år. Det kan därför förväntas att WAC kommer att förändras över tiden, när kunskapen om avfallet och slutförvarssystemet ökar. Områden där fortsatt arbete och eventuella förändringar i preliminära WAC kan förväntas är kemisk reaktivitet (exempelvis i förhållande till komplexbildande ämnen), gasutveckling och inre mekanisk stabilitet (svällning och tomrum).

Utformning

Beskrivningen av initialtillståndet baseras på layout 1.5. Efter layout 1.5 har utformningen av förvaret vidareutvecklats, vilket resulterat i layout 2.0, i vilken dimensionerna på vissa förvarsutrymmen har justerats och viken norr om det befintliga SFR har fyllts igen. Dessa antaganden anses inte påverka slutsatserna av säkerhetsanalysen, men deras konsekvenser bör ändå undersökas vidare.

Syftet med de tekniska barriärerna i SFR är att förhindra, begränsa och fördröja utsläpp av radionuklider till omgivningen. Beroende på avfallets egenskaper ställs olika krav på valet av barriärer. För att de tekniska barriärerna ska uppfylla ställda krav på långsiktig funktion krävs noggrannhet i valet av material och metoder för projektering och uppförande av de tekniska konstruktionerna.

Ett specifikt krav är behovet av att upprätthålla ett högt pH i avfallet i syfte att minimera mikrobiell aktivitet, speciellt metanbildning, i förvaret. Figur 7-9 presenterar en sammanfattning av modellerade pH-förhållanden för varje förvarsutrymme. Kravet är av grundläggande betydelse för BMA och silon, där radioaktivt kol (C-14) annars skulle kunna omvandlas till metan (Neretnieks och Moreno 2014) som lätt kan transporteras upp till biosfären och ge upphov till radiologiska risker för människor och andra organismer.

Uppförande

Kraven på uppförandet behöver specificeras ytterligare vad gäller till exempel användningen av bergförstärkning, valet mellan olika material samt situationer där särskilda försiktighetsåtgärder behöver tas eller särskilda rutiner bör användas vid sprängning.

Drift

I föreliggande analys har ett antal antaganden om framtida deponeringsstrategi gjorts, vilket resulterat i inventariet som återfinns i **Initialtillståndsrapporten**, som sammanfattas i kapitel 4. Dessa

antaganden är nödvändiga för analysen, men i vilken grad alternativa deponeringsstrategier skulle påverka resultaten har ännu inte undersökts.

11.5.3 Behov av ytterligare FoU

Säkerhetsanalysen har visat på forskningsområden som kommer att prioriteras kommande år för att ytterligare minska konservatismen i framtida långsiktiga säkerhetsanalysprojekt. Vissa av dessa områden är specifika för SFR-anläggningen, medan andra kan vara relevanta för både SFR och SFL. Vissa områden, speciellt frågor relaterade till berget och ytsystemet, är av betydelse även för slutförvaret för använt kärnbränsle. Det tidigare planerade framtida arbetet med avseende på den långsiktiga säkerheten för SFR beskrivs i Fud-programmet (SKB 2013d). Ett antal områden, för vilka ytterligare forskningsinsatser kan bidra till att minska osäkerheterna i framtida säkerhetsanalyser, har identifierats i SR-PSU. Dessa insatser sammanfattas nedan och kommer att beaktas i det kommande Fud-programmet 2016.

FoU kopplad till avfallsform, avfallsbehållare, tekniska barriärer och geosfär

Aktiviteter/processer i avfallsform och avfallsbehållare i de tekniska barriärerna och geosfären, där ytterligare forskning kan bidra till att minska konservatismen i säkerhetsanalysen, har identifierats. Dessa sammanställs nedan i tabell 11-2, i samma form som i Processrapporterna i bilaga F. Tabellen följs av en kort motivering och beskrivning av varje ytterligare forskningsinsats. Ett antal forskningsområden för biosfären och för klimatfrågor presenteras också.

Tabell 11-2. Aktiviteter/processer i avfallsform, avfallsbehållare, tekniska barriärer och geosfär för vilka ytterligare forskningsinsatser kan bidra till att minska osäkerheterna i framtida säkerhetsanalyser. Indexet efter en aktivitet/process avser följande text där motiv för och beskrivning av planerade insatser redovisas.

Typ av Aktivitet/Process	Avfallsform och behållare	Tekniska barriärer	Geosfär
Initialtillstånd	Inventarium[1]		
Strålningsrelaterade processer			
Termiska processer			
Hydrauliska processer			
Mekaniska processer	Tryck från svällande avfall [2,3]	Tryck från svällande avfall[2,3]	
		Självläkning av bentonit efter kanalbildning[5]	
Kemiska processer	Nedbrytning av organiskt material [4]	Betongdegradering[6]	
	Mikrobiella processer[4]	Omvandling/jonbyte av montmorillonit[7]	
	Metallkorrosion[3]	Interaktioner mellan betong och bentonit[8]	
	Gasbildning[4]	Saltanrikning[9]	
Radionuklidtransport			Radionuklidtransport i vattenfasen[10]

1. Inventarium

SKB utvärderar kontinuerligt de metoder som används för att bestämma mängden radionuklider i de avfallskategorier som har deponerats eller kommer att deponeras i SFR. Särskilda insatser är inriktade på så kallade ”svårmätbara” nuklider, oftast långlivade betastrålare, exempelvis C-14, Cl-36 och Tc-99. Dessa kategorier av nuklider bidrar i många fall avsevärt till den långsiktiga risken. Eftersom mätningar av denna typ av nuklider är nästan omöjliga att göra direkt på avfallet bestäms nivåerna av radioaktivitet för dessa nuklider genom indirekta metoder. Emellertid görs olika antaganden i dessa indirekta metoder som leder till osäkerheter för det radioaktiva innehållet i avfallet. Extra insatser behövs för att minska osäkerhetsfaktorerna. I de tidigare säkerhetsanalyserna för SFR, SAFE 2001

och SAR-08, har det konstaterats att det finns osäkerheter när det gäller inventariet av till exempel C-14, I-129 och Tc-99. I föreliggande säkerhetsanalys, SR-PSU, har Se-79 och Mo-93 identifierats som nuklider i behov av ytterligare studier för att minska osäkerhetsfaktorn.

2. Svällande avfall

Indunstarkoncentrat förekommer i vissa avfallstyper i BMA. Koncentratet består av olika salter som torkas vid hög temperatur i produktionen av denna särskilda avfallstyp (benämnd F.17). Det finns en termodynamisk drivkraft för dessa salter att hydrera när förvaret återmättas. Denna process innebär att salterna kommer att öka sin molvolym, med risken att avfallsformen sväller. På samma sätt kan torkade jonbytarmassor som är konditionerade i bitumen svälla när förvaret återmättas. För den nuvarande säkerhetsanalysen hanteras svällande avfall i silon genom att säkerställa expansionsvolymen vid kringgjutning av avfallet och genom metoden för förslutning av förvaret. För 1–2BMA antas det att svällande avfall inte kommer att skada kringgjutningsbruket och barriärerna, vilket säkerställs genom formuleringen av WAC. För att minska osäkerheterna i framtida säkerhetsanalyser planeras undersökningar av svällegenskaperna hos avfallsformer som innehåller jonbytarmassor och/eller indunstarkoncentrat.

3. Korrosionsprodukter

Järn finns i stora mängder i SFR, både som metalldelar och som behållare för vissa avfallstyper. Stålbehållare förekommer antingen som plåtfat eller stålkokiller. Vanligast är behållare tillverkade av kolstål. Rostfritt stål förekommer också, men i mindre omfattning. När elementärt järn, Fe(0), korroderar i en anoxisk miljö bildas korrosionsprodukten magnetit, Fe_3O_4. Den har en större molvolym än det ursprungliga materialet, vilket innebär att korrosion av stålbehållaren kan påverka integriteten hos den omkringliggande betongen i BMA och i silon, med en eventuell sprickbildning i betongbarriärerna som följd. Bekräftande beräkningar tyder på att de innerväggarna i schakt som innehåller bitumenavfall skulle kunna spricka, men att siloväggen kommer att förbli opåverkad. SKB har för avsikt att genomföra ytterligare studier som är relaterade till hur korrosionsprodukter kan komma att påverka betongbarriärerna, liksom till de mekaniska konsekvenserna av korrosionsprodukter som uppstår i betongbarriärer. Resultaten bör minska osäkerheterna i hur korrosionsprodukter kan påverka förvarets funktion.

4. Gasbildning

Avfall som innehåller reaktiva metaller såsom Zn(0) och Al(0) ger upphov till snabb gasbildning när de korroderar i en miljö med högt pH. Det inre gastryck som uppstår i barriärkonstruktionen där avfallet är placerat, kan komma att påverka integriteten hos barriärkonstruktionen på lång sikt, till följd av inre mekaniska laster. En annan process som potentiellt kan orsaka skadlig gasbildning, särskilt i BMA, är metanbildning genom mikrobiell nedbrytning av organiskt material såsom cellulosa.

Målet är att hålla mängden reaktiva metaller på en låg nivå och att skapa ogynnsamma förhållanden för mikrobiell nedbrytning, för att begränsa intensiv gasbildning. I den aktuella analysen formuleras krav på högt pH och låg halt av organiskt material. Ytterligare studier kommer att öka förståelsen och förutsäga framtida pH-utveckling i olika delar av förvaret och också hur olika pH-förhållanden kommer att påverka gasbildning genom metanbildning. Dessutom kommer ett genomsläppligt kringgjutningsbruk, med egenskaper som anpassas till den förväntade gasproduktionen, att testas och utvärderas.

5. Självläkning av bentonit

En finit elementberäkning har gjorts av självläkningen (efter islinsbildning) av ett sfäriskt hålrum med en radie på 0,5 m, vilket skulle representera omfattande skador på bentoniten, orsakade av kanalbildning och erosion (Cronstrand 2014). Även om resultaten inte kan användas utan förbehåll tyder de på att bentoniten skulle vara ganska opåverkad nära betongsilon, vilket innebär att förslutningsfunktionen skulle vara fortsatt effektiv. Denna process bör dock undersökas ytterligare, eftersom den självförseglande förmågan är avgörande och både modellfunktioner och materialdata som är relevanta för silobentoniten saknas till viss del.

6. Kemiska processer i och hydrauliska egenskaper hos degraderande betong

Förhållandet mellan kemisk degradering och hydraulisk konduktivitet hos betong kommer att utredas ytterligare, i synnerhet med avseende på kemiska processer i sprickor där vattenflöde och vattensammansättning kan variera lokalt. Bildning av expansiva mineraler som till exempel ettringit ($Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12} \cdot 26H_2O$) och thaumasit ($Ca_3Si(OH)_6(CO_3)(SO_4) \cdot 12H_2O$) kan potentiellt leda till sprickbildning i betongen och ökad hydraulisk konduktivitet. Upplösning, utfällning och omkristallisation kan, å andra sidan, leda till en igensättning av sprickor i betongen, vilket i sin tur leder till minskad hydraulisk konduktivitet. Upplösning, utfällning och omkristallisation i återfyllnadsmaterialet kan även leda till förändringar i hydrauliska egenskaper hos återfyllnadsmaterialet. I föreliggande analys har pessimistiska antaganden om de hydrauliska egenskaperna hos betongen på grund av betongdegradering använts. Ytterligare forskning kommer att förbättra förståelsen av hur kemiska processer i betongen kan påverka de hydrauliska egenskaperna hos degraderande betong.

7. Jonbyte i bentoniten

Jonbyte i bentoniten kommer högst sannolikt att resultera i en kraftig minskning av bentonitens svälltryck (som är fallet för MX-80-bentonit). Analys av verifierade laboratoriedata för MX-80-bentonit, tillsammans med preliminära laboratorieundersökningar av den GEKO/QI-bentonit som placerats i SFR, tyder på att en minskning av svälltrycket med en faktor två till fem är realistisk.

Ytterligare laboratorieförsök pågår för att verifiera preliminära data. Dessa studier bör ge tillräcklig förståelse av konsekvenserna av jonbyte i bentoniten.

8. Interaktionen mellan bentonit och betong

Bentonitlera har i allmänhet betraktats som inkompatibel med betong i förvarets utformning, på grund av effekterna av det mycket alkaliska vatten som frigörs från betong. Den modellering som utförts (Cronstrand 2014) tyder på att så länge betongväggen är ganska intakt sker degraderingen långsamt. Uppsprucken betong, vilket resulterar i omfattande exponering för färskt cementporvatten, kan å andra sidan ha en betydande korroderande påverkan på montmorilloniten. De största osäkerheterna kan spåras till den termodynamiska databasen, tillväxtkinetiken hos nybildade faser och okända faktorer som kan reducera svälltrycket och därmed möjliggöra lokala flöden genom bentonitbarriären. Dessa områden kommer att utredas ytterligare för att öka tilltron till analysen.

9. Saltanrikning

BMA innehåller avfall med lösliga salter. Detta innebär en risk för förhöjda saltkoncentrationer i närliggande betongbarriärer, vilket kan leda till bildandet av sekundära faser, som ettringit och thaumasit. Dessa salter kommer dock först att reagera med tillgänglig betong och cement som förekommer i avfallsdomänen, vilket kommer att minska inverkan av salt på omgivande betongbarriärer markant. Växelverkan mellan avfall och betongbarriärer som analyseras i SR-PSU baseras på det pessimistiska antagandet att avfallsdomänen kan betraktas som en omrörd tank. Detta antagande kommer att utvärderas med hjälp av modeller med ökande detaljnivåer.

10. Transport av U-238 i geosfären

Migrationsprocesser för naturligt uran i de övre delarna av geosfären är av betydelse för utvärderingen av risken från SFR. I föreliggande analys behandlas transporten av uran pessimistiskt. De pågående studierna av de geokemiska förhållandena för naturligt uran i Forsmarksområdet kommer att fortsätta och ge ytterligare kunskap som kan ingå i framtida säkerhetsanalyser för SFR.

FoU kopplat till biosfär och klimatutveckling

Spridning av C-14 i akvatiska ekosystem och omsättning och ackumulation av Cl-36, Mo-93 och U-238 i ytsystem

Kompletterande fältstudier och modellering planeras för att undersöka den potentiella betydelsen av kolflöden i sjöar i Forsmarksområdet och även för att undersöka betydelsen av löst organiskt material (DOM) och kolloider i omsättning och transport av C-14. I tillägg till C-14 planeras studier

för att bättre beskriva omsättningen och ackumulationen av Cl-36, Mo-93 och U-238 i ytsystem. Information från dessa studier kommer att användas för att minska graden av pessimism i utvecklingen av radionuklidtransportmodellen.

Radionuklidtransport och biologiskt upptag i ytsystem

Det finns ett behov av att öka kunskapen om dominerande flöden av organiskt material, näringsämnen och vatten inom respektive ekosystem och de faktorer som reglerar dessa flöden, för att uppdatera representationen av biologiskt upptag i modelleringen av radionuklidtransport. Detta kan ersätta eller komplettera koncentrationskvoter (CR-värden) för organismer med mekanistiska modeller för biologiskt upptag.

Framtida klimat- och strandnivåutveckling

De klimatfall som används i säkerhetsanalysen SR-PSU har utformats för att täcka osäkerhetsintervallet som förknippas med den framtida klimatutvecklingen baserat på nuvarande vetenskaplig kunskap. Den framtida klimatutvecklingen är emellertid mycket osäker och det är ett område där det pågår intensiv debatt och forskning. Osäkerheter i klimatutvecklingen är starkt relaterade till osäkerheter i havsnivåutvecklingen. Den vetenskapliga litteratur som berör framtida klimat kommer därför att följas och användas för att omvärdera de klimatförändringar och den havsnivåutveckling som används i SR-PSU.

Vidare analyserades möjligheten för permafrost i Forsmark under de kommande 60 000 åren i SR-PSU, genom att använda en kombination av klimatmodeller och numerisk permafrostmodellering. Samma numeriska permafrostmodell användes också för att beskriva permafrostutveckling i Weichsels glacialcykelfall. Denna modell kommer att ytterligare utvärderas genom tillämpning av modellen på studieområdet för projektet Greenland Analogue Project (GAP) på västra Grönland.

12 Referenser

Publikationer utgivna av SKB (Svensk Kärnbränslehantering AB) kan hämtas på www.skb.se/publikationer.
Referenser till SKB:s opublicerade dokument finns samlade i slutet av referenslistan.
Opublicerade dokument lämnas ut vid förfrågan till dokument@skb.se.

Referenser med förkortade namn

Huvudrapport, 2014. Safety analysis for SFR. Long-term safety. Main report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Processrapport barriärer, 2014. Engineered barrier process report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Biosfärens syntesrapport, 2014. Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Klimatrapport, 2014. Climate and climate related issues for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-13-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Datarapport, 2014. Data report for the for the safety assessment SR-PSU. TR-14-10, Svensk Kärnbränslehantering AB.

FEP-rapport, 2014. FEP report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.

FHA-rapport, 2014. Handling of future human actions in the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Processrapport geosfär, 2014. Geosphere process report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Initialtillståndsrapport, 2014. Initial state report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Indatarapport, 2014. Input data report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Modellrapport, 2014. Model summary report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Radionuklidtransportrapport, 2014. Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Processrapport avfall, 2014. Waste process report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Övriga referenser

Abarca E, Idiart A, de Vries L M, Silva O, Molinero J, von Schenk H, 2013. Flow modelling on the repository scale for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-13-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Abarca E, Silva O, Idiart A, Nardi A, Font J, Molinero J, 2014. Flow and transport modelling on the vault scale. Supporting calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB R-14-14, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Allard B, Persson G, 1985. Organic complexing agents in low and medium level radioactive waste. Nagra Technical Report NTB 85-19, Nagra, Switzerland.

Allard B, Dario M, Borén H, Torstenfelt B, Puigdomenech I, Johansson C, 2002. Karboxylatjonbytarmassans egenskaper. SKB R-02-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Almkvist L, Gordon A, 2007. Low and intermediate level waste in SFR 1. Reference waste inventory 2007. SKB R-07-17, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Andersson E (red), 2010. The limnic ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SKB TR-10-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Andersson E, Aquilonius K, Sivars Becker L, Borgiel M, 2011. Site investigation SFR. Vegetation in streams in the Forsmark area. SKB P-11-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Aquilonius K (red), 2010. The marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SR-Site Biosphere. SKB TR-10-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Archer D, Eby M, Brovkin V, Ridgwell A, Cao L, Mikolajewicz U, Caldeira K, Matsumoto K, Munhoven G, Montenegro A, Tokos K, 2009. Atmospheric lifetime of fossil fuel carbon dioxide. Annual Review of Earth and Planetary Sciences 37, 117–134.

Askarieh M M, Chambers A V, Daniel F B D, FitzGerald P L, Holtom G J, Pilkington N J, Rees J H, 2000. The chemical and microbial degradation of cellulose in the near field of a repository for radioactive wastes. Waste Management 20, 93–106.

Auqué L F, Gimeno M, Acero P, Gómez J B, 2013. Composition of groundwater for SFR and its extension, during different climatic cases, SR-PSU. SKB R-13-16, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Avila R, Ekström P-A, Åstrand P-G, 2010. Landscape dose conversion factors used in the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Avila R, Kautsky U, Ekström P-A, Åstrand P-G, Saetre P, 2013. Model of the long-term transport and accumulation of radionuclides in future landscapes. Ambio 42, 497–505.

Ayres J A, 1971. Equipment decontamination with special attention to solid waste treatment, survey report. BNWL-B-90, Battelle Northwest Laboratories, Richland, WA.

Bear J, 1988. Dynamics of fluids in porous media. Mineola: NY: Dover.

Beresford N A, Brown J, Copplestone D, Garnier-Laplace J, Howard B, Larsson C-M, Oughton O, Pröhl G, Zinger I, 2007. D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application. A deliverable of the ERICA project (FI6RCT-2004-508847). Tillgänglig: https://wiki.ceh.ac.uk/download/attachments/115017395/D-Erica.pdf?version=1&modificationDate=1263814127000&api=v2

Beresford N A, Barnett C L, Howard B J, Scott W A, Brown J E, Copplestone D, 2008. Derivation of transfer parameters for use within the ERICA Tool and the default concentration ratios for terrestrial biota. Journal of Environmental Radioactivity 99, 1393–1407.

Berger A, Loutre M F, 2002. An exceptionally long interglacial ahead? Science 297, 1287–1288.

Birgersson M, Andersson, 2014. Freezing of bentonite components in SFR – modeling and laboratory testing. SKB R-14-29, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Birgersson M, Karnland O, 2014. Flow and pressure repsonse in compacted bentonite due to external fluid pressure (under utgivning). SKB TR-14-28, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Birgersson M, Börgesson L, Hedström M, Karnland O, Nilsson U, 2009. Bentonite erosion. Final report. SKB TR-09-34, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Birgersson M, Karnland O, Nilsson U, 2010. Freezing of bentonite. Experimental studies and theoretical considerations. SKB TR-10-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Birgersson M, Hedström M, Karnland O, 2011. Sol formation ability of Ca/Na-montmorillonite at low ionic strength. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C 36, 1572–1579.

Bosson E, Sassner M, Sabel U, Gustafsson L-G, 2010. Modelling of present and future hydrology and solute transport at Forsmark. SR-Site Biosphere. SKB R-10-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Bosson E, Selroos J-O, Stigsson M, Gustafsson L-G, Destouni G, 2013. Exchange and pathways of deep and shallow groundwater in different climate and permafrost conditions using the Forsmark site, Sweden, as an example catchment. Hydrogeology Journal 21, 225–237.

Bourbon X, Toulhoat P, 1996. Influence of organic degradation products on the solubilisation of radionuclides in intermediate and low level radioactive wastes. Radiochimica Acta 74, 315–320.

Bradbury M H, Van Loon L R, 1997. Cementitious near-field data bases for performance assessment of a L/ILW repository in a Palfris Marl Host Rock. PSI Bericht 98-01, Paul Scherrer Institute, Switzerland.

Brandefelt J, Näslund J-O, Zhang Q, Hartikainen J, 2013. The potential for cold climate conditions and permafrost in Forsmark in the next 60,000 years. SKB TR-13-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Brazelton W J, Morrill P L, Szponar N, Schrenk M O, 2013. Bacterial communities associated with subsurface geochemical processes in continental serpentinite springs. Applied Environmental Microbiology 79, 3906–3916.

Brodersen K E, 1999. Hygroscopic materials in bituminized waste: experiments and modeling. I Proceeding of the International Workshop on the Safety and Performance Evaluation of Bitumenization Processes for Radioactive Waste, Prague, 29 June – 2 July 1999. Řež, Czech Republic, Nuclear Research Institute, 149–152.

Brown E T (red), 1981. Rock characterization testing & monitoring: ISRM suggested methods. Oxford: Pergamon.

Brown J E, Alfonso B, Avila R, Beresford N A, Copplestone D, Pröhl G, Ulanovsky A, 2008. The ERICA Tool. Journal of Environmental Radioactivity 99, 1371–1383.

Brunberg A-K, Nilsson E, Blomqvist P, 2002. Characteristics of oligotrophic hardwater lakes in a postglacial land-rise area in mid-Sweden. Freshwater Biology 47, 1451–1462.

Brunberg A-K, Carlsson T, Blomqvist P, Brydsten L, Strömgren M, 2004. Forsmark site investigation. Identification of catchments, lake-related drainage parameters and lake habitats. SKB P-04-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Bruno J, Alexander R, Van Loon L, Thorne M, 2013. The potential radionuclide migration role of bitumen colloids at SFR. SKB P-13-41, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Brydsten L, 2004. A mathematical model for lake ontogeny in terms of filling with sediments and macrophyte vegetation. SKB TR-04-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Brydsten L, 2009. Sediment dynamics in the coastal areas of Forsmark and Laxemar during an interglacial. SKB TR-09-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Brydsten L, Strömgren M, 2010. A coupled regolith-lake development model applied to the Forsmark site. SKB TR-10-56, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Brydsten L, Strömgren M, 2013. Landscape development in the Forsmark area from the past into the future (8500 BC – 40,000 AD). SKB R-13-27, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Börgesson L, Åkesson M, Kristensson O, Malmberg D, Birgersson M, Hernelind J, 2014. Modelling of critical H-M processes in the engineered barriers of SFR. SKB TR-14-27, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Chambers A V, Gould L J, Jackson C P, Pilkington N J, Tearle W M, Tweed C-J, 2002. The development of methodologies for characterising the uncertainties in time-dependent chemical parameters: impact of organic complexants. Report AEAT/ERRA-0377, AEA Technology.

Collins G S, Melosh H J, Marcus R A, 2005. Earth Impact Effects Program: a web-based computer program for calculating the regional environmental consequences of a meteroid impact on Earth. Meteoritics & Planetary Science 40, 817–840.

Crawford J, 2013. Quantification of rock matrix K_d data and uncertainties for SR-PSU. SKB R-13-38, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Cronstrand P, 2007. Modelling the long-time stability of the engineered barriers of SFR with respect to climate changes. SKB R-07-51, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Cronstrand P, 2014. Evolution of pH in SFR 1. SKB R-14-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Curtis P, Markström I, Petersson J, Triumf C-A, Isaksson H, Mattsson H, 2011. Site investigation SFR. Bedrock geology. SKB R-10-49, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Dario M, Molera M, Allard B, 2004. Effect of organic ligands on the sorption of europium on TiO_2 and cement at high pH. SKB TR-04-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Driesschaert E, Fichefet T, Goosse H, Huybrechts P, Janssens I, Mouchet A, Munhoven G, Brovkin V, Weber S L, 2007. Modeling the influence of Greenland ice sheet melting on the Atlantic meridional overturning circulation during the next millennia. Geophysical Research Letters 34, L10707. doi:10.1029/2007GL029516

Duro L, Grivé M, Domènech C, Román-Ross G, Bruno J, 2012. Assessment of the evolution of the redox conditions in SFR 1. SKB TR-12-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.

EC, 2005. ECOCLAY II. Effects of cement on clay barrier performance – Phase II. Final report. EUR 21921, European Commission.

Ek B-M, Thunholm B, Östergren I, Falk R, Mjönes L, 2007. Naturlig radioaktivitet, uran och andra metaller i dricksvatten. SGU rapport 2007:13, Sveriges geologiska undersökning.

Engkvist I, Albinsson Y, Johansson Engkvist W, 1996. The long-term stability of cement – Leaching tests. SKB TR 96-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Erichsen A C, Konovalenko L, Møhlenberg F, Closter R M, Bradshaw C, Aquilonius K, Kautsky U, 2013. Radionuclide transport and uptake in coastal aquatic ecosystems: a comparison of a 3D dynamic model and a compartment model. Ambio 42, 464–475.

Fernández R, Cuevas J, Mäder U K, 2009. Modelling concrete interaction with a bentonite barrier. European Journal of Mineralogy 21, 177–191.

Ferry J G, 1993. Fermentation of acetate. I Ferry J G (red). Methanogenesis: ecology, physiology, biochemistry and genetics. New York: Chapman & Hall, 304–334.

French H M, 2007. The periglacial environment. 3. uppl. Chichester: Wiley.

Gangopadhyay A, Talwani P, 2003. Symptomatic features of intraplate earthquakes. Seismological Research Letters 74, 863–883.

Gaucher E, Tournassat C, Nowak C, 2005. Modelling the geochemical evolution of the multi-barrier system of the Silo of the SFR repository. Final report. SKB R-05-80, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Gent P R, Danabasoglu G, Donner L J, Holland M M, Hunke E C, Jayne S R, Lawrence D M, Neale R B, Rasch P J, Vertenstein M, Worley P H, Yang Z-L, Zhang M, 2011. The Community Climate System Model Version 4. Journal of Climate 24, 4973–4991.

Gentzschein B, Levén J, Follin S, 2007. A comparison between well yield data from the site investigation in Forsmark and domestic wells in northern Uppland. SKB P-06-53, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Georgiev G, 2013. A seismic evaluation of SFR. Analysis of the Silo structure for earthquake load. SKB R-13-52, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Gimeno M J, Auqué L F, Gómez J B, Acero P, 2011. Site investigation SFR. Water–rock interaction and mixing modeling in the SFR. SKB P-11-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Glaus M A, Van Loon L R, 2004. A generic procedure for the assessment of the effect of concrete admixtures on the retention behaviour of cement for radionuclides: Concept and case studies. PSI Bericht 04-02, Paul Scherrer Institute, Switzerland.

Glaus M A, Van Loon L R, 2008. Degradation of cellulose under alkaline conditions: new insights from a 12 year degradation study. Environmental Science & Technology 42, 2906–2911.

Glaus M A, Van Loon L R, Achatz S, Chodura A, Fischer K, 1999. Degradation of cellulosic materials under the alkaline conditions of a cementitious repository for low and intermediate level radioactive waste. Part I: Identification of degradation products. Analytica Chimica Acta 398, 111–122.

Gorbunova O A, Barinov A S, 2012. Microbiological evaluation of the condition of cement compounds with radioactive wastes after long-term storage in near-surface repositories. Radiochemistry 54, 198–204.

Grbić-Galić S, Churchman-Eisel N, Mraković I, 1990. Microbial transformation of styrene by anaerobic consortia. Journal of Applied Bacteriology 69, 247–260.

Greenfield B F, Harrison W N, Robertson G P, Somers P J, Spindler M W, 1993. Mechanistic studies of the alkaline degradation of cellulose in cement. Nirex Report NSS/R272, Nirex Ltd., UK.

Greenfield B F, Hurdus M H, Pilkington N J, Spindler M W, Williams S J, 1994. The degradation of cellulose in the near field of a radioactive waste repository. I Barkatt A, Van Konynenburg R A (red). Scientific basis for nuclear waste management XVII: symposium held in Boston, Massachusetts, USA, 29 November – 3 December. Pittsburgh, PA: Materials Research Society. (Materials Research Society Symposium Proceedings 333), 705–710.

Grolander S, 2013. Biosphere parameters used in radionuclide transport modelling and dose calculations in SR-PSU. SKB R-13-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Gustafsson B G, 2004. Millenial changes of the Baltic Sea salinity. Studies of the sensitivity of the salinity to climate change. SKB TR-04-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hamrén U, Collinder P, 2010. Vattenverksamhet i Forsmark. Ekologisk fältinventering och naturvärdesklassificering samt beskrivning av skogsproduktionsmark. SKB R-10-16, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hartikainen J, Kouhia R, Wallroth T, 2010. Permafrost simulations at Forsmark using a numerical 2D thermo-hydro-chemical model. SKB TR-09-17, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hedenström A, Sohlenius G, 2008. Description of the regolith at Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hedenström A, Sohlenius G, Strömgren M, Brydsten L, Nyman H, 2008. Depth and stratigraphy of regolith at Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Helmens K F, 2013. The last interglacial-glacial cycle (MIS5–2) re-examined based on long proxy records from central and northern Europe. SKB TR-13-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Holmén J G, 2005. SFR-1. Inverse modelling of inflow to tunnels and propagation of estimated uncertainties to predictive stages. SKB R-05-74, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Holmén J G, Stigsson M, 2001. Modelling of future hydrogeological conditions at SFR. SKB R-01-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hummel W, Anderegg G, Rao L, Puigdomenech I, Tochiyama O, 2005. Chemical thermodynamics. vol 9. Chemical thermodynamics of compounds and complexes of U, Np, Pu, Am, Tc, Se, Ni and Zr with selected organic ligands. Paris: OECD/NEA.

Höglund L O, 2001. Project SAFE. Modelling of long-term concrete degradation processes in the Swedish SFR repository. SKB R-01-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Höglund L O, 2014. The impact of concrete degradation on the BMA barrier functions. SKB R-13-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.

IAEA, 2007. IAEA safety glossary: terminology used in nuclear safety and radiation protection. 2007 Edition. Vienna: International Atomic Enery Agency.

IAEA, 2009. Classification of radioactive waste. Vienna: International Atomic Energy Agency. (General Safety Guide GSG-1)

IAEA, 2011. Disposal of radioactive waste. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Standards Series SSR 5)

ICRP, 2000. Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. Oxford: Pergamon. (ICRP Publication 81; Annals of the ICRP 28)

ICRP, 2003. A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. Oxford: Pergamon. (ICRP Publication 91; Annals of the ICRP 33)

ICRP, 2006. Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public and the optimisation of radiological protection: broadening the process. Oxford: Pergamon. (ICRP Publication 101; Annals of the ICRP 36)

ICRP, 2008. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Oxford: Elsevier. (ICRP Publication 108; Annals of the ICRP 38).

ICRP, 2013. Radiological protection in geological disposal of long-lived solid radioactive waste. Oxford: Elsevier. (ICRP Publication 122; Annals of ICRP 42(3))

ICRP, 2014. Protection of the environment under different exposure situations. Oxford: Elsevier. (ICRP Publication 124; Annals of the ICRP 43(1))

IPCC, 2007. Climate Change 2007: the physical science basis. Cambridge: Cambridge University Press.

IPCC, 2013. Climate change 2013: the physical science basis: summary for policymakers. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Tillgänglig: http://www.ipcc.ch.

Jaeschke B, Smith K, Nordén S, Alfonso B, 2013. Assessment of risk to non-human biota from a repository for the disposal of spent nuclear fuel at Forsmark. Supplementary information. SKB TR-13-23, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Johansson P-O, 2008. Description of surface hydrology and near-surface hydrogeology at Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Johansson P-O, Werner K, Bosson E, Berglund S, Juston J, 2005. Description of climate, surface hydrology, and near-surface hydrogeology. Preliminary site description Forsmark area – version 1.2. SKB R-05-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Karlsson A, Eriksson C, Borell Lövstedt C, Liungman O, Engqvist A, 2010. High-resolution hydrodynamic modelling of the marine environment at Forsmark between 6500 BC and 9000 AD. SKB R-10-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Kautsky U (red), 2001. The biosphere today and tomorrow in the SFR area. SKB R-01-27, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Keith-Roach M J, 2008. The speciation, stability, solubility and biodegradation of organic co-contaminant radionuclide complexes: a review. Science of the Total Environment 396, 1–11.

Keith-Roach M, Lindgren M, Källström K, 2014. Assessment of complexing agent concentrations in SFR. SKB R-14-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Kellner E, 2003. Wetlands – different types, their properties and functions. SKB TR-04-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Kienzler B, Vejmelka P, Römer J, Schild D, Jansson M, 2009. Actinide migration in fractures of granite host rock: laboratory and in situ investigations. Nuclear Technology 165, 223–240.

Kjellström E, Strandberg G, Brandefelt J, Näslund J-O, Smith B, Wohlfarth B, 2009. Climate conditions in Sweden in a 100,000-year time perspective. SKB TR-09-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Koskinen A, Hakanen M, Lindberg A, 1988. Sorption experiments at oxic and anoxic conditions. Report YJT-88-05, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Finland.

Laaksoharju M, Smellie J, Tullborg E-L, Gimeno M, Hallbäck L, Molinero J, Waber N, 2008. Bedrock hydrogeochemistry Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-47, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Lagerblad B, Trägårdh J, 1994. Conceptual model for concrete long time degradation in a deep nuclear waste repositor. SKB TR 95-21, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Lidberg M, Johansson J M, Scherneck H-G, Milne G A, 2010. Recent results based on continuous GPS observations of the GIA process in Fennoscandia from BIFROST. Journal of Geodynamics 50, 8–18.

Lindborg T (red), 2010. Landscape Forsmark – data, methodology and results for SR-Site. SKB TR-10-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Lindgren M, Pettersson M, Karlsson S, Moreno L, 2001. Project SAFE. Radionuclide release and dose from the SFR repository. SKB R-01-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Lindroos H, Isaksson H, Thunehed H, 2004. The potential for ore and industrial minerals in the Forsmark area. SKB R-04-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Lundgren K, 2006. Mo-93, Tc-99 och Cs-135:uppskattning av aktivitet i driftavfall från svenska LWR, Clab och Studsvik. Rapport 06-0031R, rev 1, Alara Engineering.

Lundin L, Lode E, Stendahl J, Melkerud P-A, Björkvald L, Thorstensson A, 2004. Soils and site types in the Forsmark area. SKB R-04-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Löfgren A (red), 2010. The terrestrial ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SR-Site Biosphere. SKB TR-10-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Löfgren A, 2011. Dissolved inorganic carbon and organic carbon in mires in the Forsmark area. A pilot study. SKB P-11-23, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Machell G, Richards G N, 1960. Mechanism of saccharinic acid formation. Part I. Competing in the alkaline degradation of 4-O-methyl-D-glucose, maltose, amylose and cellulose. Journal of the Chemical Society 1960, 1924–1931.

Mas Ivars D, Ríos M V, Shiu W, Johansson F, Fredriksson A, 2014. Long term stability of rock caverns BMA and BLA of SFR, Forsmark. SKB R-13-53, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Means J L, Alexander C A, 1981. The environmental biogeochemistry of chelating agents and recommendations for the disposal of chelated radioactive wastes. Nuclear and Chemical Waste Management 2, 183–196.

Miliander S, Punakivi M, Kyläkorpi L, Rydgren B, 2004. Human population and activities in Forsmark. Site description. SKB R-04-10, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Moreno L, Neretnieks I, 2013. Impact of gas generation on radionuclide release – comparison between results for new and old data. SKB P-13-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Moreno L, Skagius K, Södergren S, Wiborgh M, 2001. Project SAFE. Gas related processes in SFR. SKB R-01-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

NEA, 1999. Safety assessment of radioactive waste repositories – An international database of features, events and processes. A report on of the NEA working group on development of a Database of Features, Events and Processes Relevant to the Assessment of Post-closure Safety of Radioactive Waste Repositories. Nuclear Agency of the Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD/NEA), Paris. Electronic version 1.2 of the NEA FEP Database developed on behalf of the Nuclear Energy Agency by Safety Assessment Management Ltd. with support of Quintessa Ltd.

NEA, 2006. Electronic version 2.1 of the NEA FEP database developed on behalf of the Nuclear Energy Agency by Safety Assessment Management Ltd.

NEA, 2011. Preservation of records, knowledge and memory across generations. An international project of the NEA/RWMC. Paris: OECD/NEA.

Neretnieks I, Moreno L, 2013. Flow and transport in fractures in concrete walls in BMA – Problem formulation and scoping calculations. SKB R-13-51, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Neretnieks I, Moreno L, 2014. Discussion on $^{14}CH_4$ gas formation and release from SFR 1 repository. SKB R-14-32, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Nilsson A-C, Tullborg E-L, Smellie J, Gimeno M J, Gómez J B, Auqué L F, Sandström B, Pedersen K, 2011. SFR site investigation. Bedrock hydrogeochemistry. SKB R-11-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Norman S, Kjellbert N, 1990. FARF31 – A far field radionuclide migration code for use with the PROPER package. SKB TR 90-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Näslund J-O, Brandefelt J, Claesson Liljedahl L, 2013. Climate considerations in long-term safety assessments for nuclear waste repositories. Ambio 42, 393–401.

Odén M, Follin S, Öhman J, Vidstrand P, 2014. SR-PSU Bedrock hydrogeology. Groundwater flow modelling methodology, setup and results. SKB R-13-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Omori T, Jigami Y, Minoda Y, 1974. Microbial oxidation of alpha-methylstyrene and beta-methylstyrene. Agricultural and Biological Chemistry 38, 409–415.

Omori T, Jigami Y, Minoda Y, 1975. Isolation, identification, and substrate assimilation specificity of some aromatic hydrocarbon utilizing bacteria. Agricultural and Biological Chemistry 39, 1775–1779.

Pavasars I, 1999. Characterisation of organic substances in waste materials under alkaline conditions. Doktorsavh. Linköpings universitet.

Pedersen K, 2001. Project SAFE. Microbial features, events and processes in the Swedish final repository for low- and intermediate-level radioactive waste. SKB R-01-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Pedersen K, Nilsson E, Arlinger J, Hallbeck L, O'Neill A, 2004. Distribution, diversity and activity of microorganisms in the hyper-alkaline spring waters of Maqarin in Jordan. Extremophiles 8, 151–164.

Pers K, Skagius K, Södergren S, Wiborgh M, Hedin A, Morén L, Sellin P, Ström A, Pusch R, Bruno J, 1999. SR 97 – Identification and structuring of process. SKB TR-99-20, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Pettersson M, Elert M, 2001. Characterisation of bituminised waste in SFR 1. SKB R-01-26, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Qvarfordt S, Borgiel M, Berg C, 2010. Monitering Forsmark. Hydrochemical investigations in four calciferous lakes in the Forsmark area. Results from complementary investigations in the Forsmark area, 2008–2009. SKB P-10-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Román-Ross G, Trinchero P, Maia F, Molinero J, 2014. Hydrogeochemical modelling and proposed evolution of the groundwater types and processes in the geosphere of SFR, SR-PSU. SKB R-13-30, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Saetre P, Nordén S, Keesmann S, Ekström P-A, 2013. The biosphere model for radionuclide transport and dose assessment in SR-PSU. SKB R-13-46, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Sandström B, Tullborg E-L, 2011. Site investigation SFR. Fracture mineralogy and geochemistry of borehole sections sampled for groundwater chemistry and Eh. Results from boreholes KFR01, KFR08, KFR10, KFR19, KFR7A and KFR105. SKB P-11-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Sandström B, Tullborg E-L, Sidborn M, 2014. Iron hydroxide occurrences and redox capacity in bedrock fractures in the vicinity of SFR. SKB R-12-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Savage D, 2011. A review of analogues of alkaline alteration with regard to long-term barrier performance. Mineralogical Magazine 75, 2401–2418.

Savage D, Stenhouse M, Benbow M, 2000. Evolution of near-field physico-chemical characteristics of the SFR repository. SKI Report 00:49, Statens kärnkraftinspektion.

Sercombe J, Gwinner B, Tiffreau C, Simondi-Teisseire B, Adenot F, 2006. Modelling of bituminized radioactive waste leaching. Part I: Constitutive equations. Journal of Nuclear Materials 349, 96–106.

SFS 1984:3. Lag om kärnteknisk verksamhet. Stockholm: Miljödepartementet.

SFS 1998:808. Miljöbalk. Stockholm: Miljödepartementet.

SFS 1988:220. Strålskyddslag. Stockholm: Miljödepartementet.

SGU, 2011. Brunnsarkivet. Tillgänglig: http://www.sgu.se/produkter/geologiska-data/ta-del-av-vara-data/Om-SGUs-data/sgus-grundvattendata/data-fran-brunnsarkivet/ [Juni 2011].

Sheppard S, Long J, Sanipelli B, Sohlenius G, 2009. Solid/liquid partition coefficients (K_d) for selected soils and sediments at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SKB R-09-27, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Sheppard S, Sohlenius G, Omberg L-G, Borgiel M, Grolander S, Nordén S, 2011. Solid/liquid partition coefficients (K_d) and plant/soil concentration ratios (CR) for selected soils, tills and sediments at Forsmark. SKB R-11-24, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Shirai K, Hisatsuka K, 1979. Production of beta-phenethyl alcohol from styrene by *Pseudomonas* 305-STR-1-4. Agricultural and Biological Chemistry 43, 1399–1406.

Sielicki M, Focht D D, Martin J P, 1978. Microbial transformations of styrene and [^{14}C] styrene in soil and enrichment cultures. Applied and Environmental Microbiology 35, 124–128.

SKB, 1999. SR 97. Processes in the repository evolution. SKB TR-99-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2001a. Project SAFE. Scenario and system analysis. SKB R-01-13, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2001b. Project SAFE Compilation of data for radionuclide transport analysis. SKB R-01-14, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2006a. FEP report for the safety assessment SR-Can. SKB TR-06-20, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2006b. Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation. Main report of the SR-Can project. SKB TR-06-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2007. Forsmark site investigation. Programme for long-term observations of geosphere and biosphere after completed site investigations. SKB R-07-34, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2008a. SFR 1. Slutlig säkerhetsrapport, pärm 2. (Safety analysis SFR 1. Long-term safety). SKB R-08-130, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2008b. Site description of Forsmark at completion of the site investigation phase. SDM-Site Forsmark. SKB TR-08-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2008c. Project SFR 1 SAR-08. Update of priority of FEPs from Project SAFE. SKB R-08-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2010a. FEP report for the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-45, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2010b. Geosphere process report for the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-48, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2010c. Climate and climate-related issues for the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-49, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2010d. Handling of future human actions in the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-53, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2010e. Biosphere analyses for the safety assessment SR-Site – synthesis and summary of results. SKB TR-10-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2010f. Radionuclide transport report for the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-50, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2011. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. SKB TR-11-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2013a. Låg- och medelaktivt avfall i SFR. Referensinventarium för avfall 2013. SKB R-13-37, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2013b. Plats för slutförvaring av kortlivat rivningsavfall. SKB P-13-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2013c. Components, features, processes and interactions in the biosphere. SKB R-13-43, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2013d. RD&D Programme 2013. Programme for research, development and demonstration of methods for the management and disposal of nuclear waste. SKB TR-13-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2013e. Site description of the SFR area at Forsmark at completion of the site investigation phase. SDM-PSU Forsmark. SKB TR-11-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2014a. Miljökonsekvensbeskrivning. Utbyggnad och fortsatt drift av SFR. Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2014b. Handling of biosphere FEPs and recommendations for model development in SR-PSU. SKB R-14-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKI, 1992a. Project Seismic Safety. Characterization of seismic ground motions for probabilistic safety analyses of nuclear facilities in Sweden. Summary report. SKI Technical Report 92:3, Statens kärnkraftinspektion.

SKI, 1992b. Kompletterande driftmedgivande för SFR-1, 1992-05-20, SKI dnr 7.41 433/88, Statens kärnkraftinspektion.

Smellie J A T (red), 1998. Maqarin Natural Analogue Study: Phase III. SKB TR 98-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Small J, Nykyri M, Helin M, Hovi U, Sarlin T, Itävaara M, 2008. Experimental and modelling investigations of the biogeochemistry of gas production from low and intermediate level radioactive waste. Applied Geochemistry 23, 1383–1418.

Sohlenius G, Strömgren M, Hartz F, 2013a. Depth and stratigraphy of regolith at Forsmark. SR-PSU Biosphere. SKB R-13-22, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Sohlenius G, Saetre P, Nordén S, Grolander S, Sheppard S, 2013b. Inferences about radionuclide mobility in soils based on the solid/liquid partition coefficients and soil properties. Ambio 42, 414–424.

Solomon S, Battisti D, Doney S, Hayhoe K, Held I M, Lettenmaier D P, Lobell D, Matthews H D, Pierrehubert R, Raphael M, Richels R, Root R L, Steffen K, Tebalidi C, Yohe G W, 2011. Climate stabilization targets: emissions, concentrations, and impacts over decades to millennia. Washington, DC: National Academies Press.

Sonesten L, 2005. Chemical characteristics of surface waters in the Forsmark area. Evaluation of data from lakes, streams, and coastal sites. SKB R-05-41, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SSI, 2003. Uppdaterade driftsvillkor för SFR 1, Dnr 6222/3744/03, 2003-12-08. Statens strålskyddsinstitut.

SSM, 2009. Granskning av SFR-1 SAR-08. SSM dnr 2008/961, Strålsäkerhetsmyndigheten.

SSM, 2010. Beslut rörande driften av SFR-1. SSM dnr: 2008/981, Strålsäkerhetsmyndigheten.

SSMFS 2008:1. Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om säkerhet i kärntekniska anläggningar. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten.

SSMFS 2008:21. Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om säkerhet vid slutförvaring av kärnämne och kärnavfall. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten.

SSMFS 2008:37. Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhänder-tagande av använt kärnbränsle och kärnavfall. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten.

SSMFS 2011:2. Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om friklassning av material, lokaler, byggnader och mark vid verksamhet med joniserande strålning. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten.

Strömgren M, Brydsten L, 2008. Digital elevation models of Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-62, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Strömgren M, Brydsten L, 2013. Digital elevation model of Forsmark. Site-descriptive modelling. SR-PSU biosphere. SKB R-12-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Strömgren M, Brydsten L, Hartz F, 2013. Depth and stratigraphy of regolith at Forsmark. SR-PSU Biosphere. SKB R-13-22, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Stumm W, Morgan J J, 1996. Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. 3. uppl. New York: Wiley.

Sundberg J, Back P-E, Ländell M, Sundberg A, 2009. Modelling of temperature in deep boreholes and evaluation of geothermal heat flow at Forsmark and Laxemar. SKB TR-09-14, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Svensson U, Ferry M, Kuylenstierna H-O, 2010. DarcyTools version 3.4. Concepts, methods and equations. SKB R-07-38, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Swanton S, Alexander W R, Berry J A, 2010. Review of the behaviour of colloids in the near field of a cementitious repository. Report to NDA RWMD. Serco/TAS/000475/01, Serco, UK.

Söderbäck B (red), 2008. Geological evolution, palaeoclimate and historical development of the Forsmark and Laxemar-Simpevarp areas. Site descriptive modelling. SDM-Site. SKB R-08-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Thomson G, Herben M, Lloyd P, Rose D, Smith C, Barraclough I, 2008. Implementation of Project Safe in Amber. Verification study for SFR 1 SAR-08. SKB R-08-13, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Thorsell P-E, 2013.§Studier av frysningsegenskaper hos betong från 1 BMA. SKB P-13-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Tröjbom M, Grolander S, 2010. Chemical conditions in present and future ecosystems in Forsmark – implications for selected radionuclides in the safety assessment SR-Site. SKB R-10-27, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Tröjbom M, Nordén S, 2010. Chemistry data from surface ecosystems in Forsmark and Laxemar-Simpevarp. Site specific data used for estimation of CR and K_d values in SR-Site. SKB R-10-28, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Tröjbom M, Söderbäck B, 2006. Chemical characteristics of surface systems in the Forsmark area. Visualisation and statistical evaluation of data from shallow groundwater, precipitation, and regolith. SKB R-06-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Tröjbom M, Söderbäck B, Johansson P-O, 2007. Hydrochemistry in surface water and shallow groundwater. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-07-55, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Tröjbom M, Grolander S, Rensfeldt V, Nordén S, 2013. K_d and CR used for transport calculation in the biosphere in SR-PSU. SKB R-13-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

UNSCEAR, 2000. Sources and effects of ionizing radiation. Volume I: Sources. UNSCEAR 2000 report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

UNSCEAR, 2010. Sources and effects of ionizing radiation. Volume I. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

Van Loon L R, Glaus M A, 1998. Experimental and theoretical studies on alkaline degradation of cellulose and its impact on the sorption of radionuclides. PSI Bericht 98-07, Paul Scherrer Institute, Switzerland. Även publicerad som Nagra Technical Report NTB 97-04, Nagra, Switzerland.

Van Loon L R, Hummel W, 1999a. Radiolytic and chemical degradation of strong acidic ion-exchange resins: study of the ligands formed. Nuclear Technology 128, 359–371.

Van Loon L R, Hummel W, 1999b. The degradation of strong basic anion exchange resins and mixed-bed ion exchange resins: Effect of degradation products on radionuclide speciation. Nuclear Technology 128, 388–401.

Vidstrand P, Follin S, Zugec N, 2010. Groundwater flow modelling of periods with periglacial and glacial climate conditions – Forsmark. SKB R-09-21, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Vidstrand P, Follin S, Selroos J-O, Näslund J-O, Rhén I, 2013. Modeling of groundwater flow at depth in crystalline rock beneath a moving ice-sheet margin, exemplified by the Fennoscandian Shield, Sweden. Hydrogeology Journal 21, 239–255.

Vidstrand P, Follin S, Selroos J-O, Näslund J-O, 2014. Groundwater flow modeling of periods with periglacial and glacial climate conditions for the safety assessment of the proposed high-level nuclear waste repository site at Forsmark, Sweden. Hydrogeology Journal 22, 1251–1267.

von Schenck H, Bultmark F, 2014. Effekt av bitumensvällning i silo och BMA. SKB R-13-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Väisäsvaara J, 2009. Site investigation SFR. Difference flow logging in borehole KFR105. SKB P-09-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Werner K, Hamrén U, Collinder P, 2010. Vattenverksamhet i Forsmark (del I). Grundvattenbortledning från slutförvarsanläggningen för använt kärnbränsle. SKB R-10-14, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Werner K, Sassner M, Johansson E, 2013. Hydrology and near-surface hydrogeology at Forsmark – synthesis for the SR-PSU project. SR-PSU Biosphere. SKB R-13-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Westman P, Wastegård S, Schoning K, Gustafsson B, Omstedt A, 1999. Salinity change in the Baltic Sea during the last 8,500 years: evidence, causes and models. SKB TR-99-38, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Wohlfarth B, 2013. A review of Early Weichselian climate (MIS 5d–a) in Europe. SKB TR-13-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Yumoto I, 2007. Alkaliphiles. I Gerday C, Glansdorff N (red). Physiology and biochemistry of extremophiles. Washington, DC: ASM Press, 295–310.

Öhman J, Bockgård N, Follin S, 2012. Bedrock hydrogeology. Site investigation SFR. SKB R-11-03, Svensk Kärnbräsnlehantering AB.

Öhman J, Follin S, Odén M, 2013. Bedrock hydrogeology – Groundwater flow modelling. Site investigation SFR. SKB R-11-10, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Öhman J, Follin S, Odén M, 2014. SR-PSU Hydrogeological modelling. TD11 – Temperate climate conditions. SKB P-14-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Opublicerade dokument

SKBdoc id, version	Titel	Utfärdare, år
1240154 ver 1.0	SKB Plan för förslutning av SFR 1 utifrån antaganden i SAR-08.	SKB, 2010
1358612 ver 1.0	SFR förslutningsplan.	SKB, 2014
1368638 ver 1.0	Acceptanskriterier för avfall, Projekt SFR-utbyggnad.	SKB, 2014
1386344 ver 1.0	Svar på föreläggande SAR-08. (In Swedish.)	SKB, 2014
1395200 ver 1.0	TD05 – Effects in ECPM translation.	SKB, 2013
1395214 ver 2.0	TD08 – SFR 3 effect on the performance of the existing SFR 1.	SKB, 2014
1395215 ver 1.0	TD10 – SFR 3 adaptation to hydrogeological conditions.	SKB, 2013
1412250 ver 2.0	Ansökansinventarium för mellanlagring av långlivat avfall i SFR.	SKB, 2014
1415420 ver 1.0	Utbyggnaden av SFR ur ett BAT-perspektiv.	SKB, 2014
1427105 ver 3.0	Radionuclide inventory for application of extension of the SFR repository – Treatment of uncertainties.	SKB, 2015
1430701 ver 1.0	Risken för och betydelsen av ändrade redox-förhållanden.	SKB, 2014
1434623 ver 2.0	Principer för styrning av kärnavfall, deponeringsstrategi inom SFR samt tillämpning av denna inför ansökan om utbyggnad av SFR.	SKB, 2014
1462415 ver 1.0	A depth sensitivity test of the scaling laws for Darcy fluxes during SR-Sites glacial scenarios.	SKB, 2014
1481419 ver 1.0	Ny beräkning av Mo-93 i normkolli till PSU 2015-05.	SKB, 2015

Bilaga A

Uppfyllande av kraven i SSMFS 2008:21 i SR-PSU

A1 Implementering av SSMFS 2008:21 i säkerhetsanalysen SR-PSU

I bilaga A beskrivs hur tillämpliga föreskrifter har hanterats i den genomförda analysen. Hänvisningar till var hanteringen beskrivs i denna rapport ges på lämpliga ställen i blå text.

A1.1 SSMFS 2008:21

Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om säkerhet vid slutförvaring av kärnämnen och kärnavfall samt SSM's allmänna råd om tillämpningen av dessa föreskrifter finns redovisade i SSMFS 2008:21.

Föreskrifterna har rättslig status, medan de allmänna råden beskrivs i 1§ i författningssamlingsförordningen (1976:725) som: sådana generella rekommendationer om tillämpningen av en författning som anger hur någon kan eller bör handla i ett visst hänseende.

A1.2 Föreskrifter i SSMFS 2008:21

Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om säkerhet vid slutförvaring av kärnämne och kärnavfall[12]; beslutade den 19 december, 2008.

Strålsäkerhetsmyndigheten föreskriver följande med stöd av 20 a § och 21 §§ förordningen (1984:14) om kärnteknisk verksamhet

Tillämpningsområde

1 § Dessa föreskrifter gäller anläggningar för slutförvaring av kärnämne och kärnavfall (slutförvar). Föreskrifterna gäller inte för anläggningar för markdeponering av lågaktivt kärnavfall enligt 16 § förordningen (1984:14) om kärnteknisk verksamhet.

Föreskrifterna innehåller kompletterande bestämmelser till Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:1) om säkerhet i kärntekniska anläggningar.

Barriärer och dess funktioner

2 § Säkerheten efter förslutning av ett slutförvar ska upprätthållas genom ett system av passiva barriärer.

3 § Varje barriär ska ha till funktion att på ett eller flera sätt medverka till att innesluta, förhindra eller fördröja spridning av radioaktiva ämnen, antingen direkt, eller indirekt genom att skydda andra barriärer i barriärsystemet.

Hantering i SR-PSU: I avsnitt 11.3.4 diskuteras hur barriärerna bidrar till säkerheten. Tre restscenarier har också valts ut och utvärderats för att visa betydelsen av olika barriärer. Rent allmänt syftar stora delar av säkerhetsanalysen åt att påvisa barriärernas säkerhet.

4 § En brist i någon av slutförvarets barriärfunktioner, som konstateras under tiden slutförvaret är under uppförande eller driftövervakas, och som kan komma att försämra säkerheten efter förslutningen utöver vad som förutsetts i säkerhetsredovisningen[13], ska utan onödigt dröjsmål rapporteras till Strålsäkerhetsmyndigheten[14]. Detsamma gäller om det uppstår misstanke om en sådan brist eller om att en sådan brist kan komma att uppstå i framtiden.

Hantering i SR-PSU: Detta diskuteras i kapitel 11.

---

[12] Dessa föreskrifter och allmänna råd har tidigare kungjorts i Statens kärnkraftinspektions författningssamling (SKIFS 2002:1 och SKIFS 2008:3).

[13] Jfr. 4 kap. 2 § Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:1) om säkerhet i kärntekniska anläggningar.

[14] Jfr. 2 kap. 3 § Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:1) om säkerhet i kärntekniska anläggningar.

Konstruktion och utförande

5 § Barriärsystemet ska ha tålighet mot sådana förhållanden, händelser och processer som kan påverka barriärernas funktioner efter förslutningen.

Hantering i SR-PSU: Det övergripande syftet med säkerhetsanalysen kan sägas vara att demonstrera denna punkt.

6 § Barriärsystemet ska konstrueras och utföras med hänsyn till bästa möjliga teknik[15].

Hantering i SR-PSU: Anläggningen är utformad i enlighet med det regelverk som var i bruk när anläggningen byggdes. I samband med framtida utbyggnader, större anläggningsförändringar och förslutning, kommer bästa möjliga teknik att tillämpas och optimering mot den beräknade risken kommer att genomföras. Frågan om bästa möjliga teknik (BAT) redovisas i avsnitt 11.5 och i SKBdoc 1415420.

7 § Barriärsystemet ska innehålla flera barriärer så att så långt det är möjligt nödvändig säkerhet upprätthålls trots enstaka brist i en barriär.

Hantering i SR-PSU: Denna frågeställning tas upp i flera av de redovisade analyserna i kapitel 9 och illustreras i synnerhet av den uppsättning beräkningsfall som redovisas i avsnitt 9.4.

8 § Inverkan på säkerheten av sådana åtgärder som vidtas för att underlätta övervakning eller återtagning av deponerat kärnämne eller kärnavfall från slutförvaret eller för att försvåra tillträde till slutförvaret ska analyseras och redovisas till Strålsäkerhetsmyndigheten.

Hantering i SR-PSU: Detta avser utformningen av förvaret och är inte en del av SR-PSU.

Säkerhetsanalys

9 § Utöver bestämmelserna i 4 kap. 1 § Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:1) om säkerhet i kärntekniska anläggningar gäller att säkerhetsanalyserna även ska omfatta förhållanden, händelser och processer vilka kan leda till spridning av radioaktiva ämnen efter förslutning och att sådana analyser ska göras innan slutförvaret uppförs, innan det tas i drift och innan det försluts.

Hantering i SR-PSU: Ovan nämnda egenskaper, händelser och processer hanteras systematiskt i en databas, vilket redovisas i kapitel 3 och i FEP-rapporten. Den detaljerade hanteringen av flera av dessa faktorer diskuteras genomgående i rapporten.

10 § En säkerhetsanalys ska omfatta så lång tid som barriärfunktioner behövs, dock minst tiotusen år.

Hantering i SR-PSU: De tidsskalor som är relevanta för SR-PSU diskuteras i avsnitt 2.3.1. Säkerhetsanalysen omfattar perioden fram till 100 000 år efter förslutning av SFR.

Säkerhetsredovisning

11 § Säkerhetsredovisningen för ett slutförvar ska, utöver vad som framgår av bestämmelserna i 4 kap. 2 § Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:1) om säkerhet i kärntekniska anläggningar innehålla den information som framgår av bilaga 1 till dessa föreskrifter och som avser tiden efter förslutning.

Innan slutförvaret försluts ska den slutliga säkerhetsredovisningen förnyas och säkerhetsgranskas i enlighet med 4 kap 3 § Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:1) om säkerhet i kärntekniska anläggningar samt vara prövad och godkänd av Strålsäkerhetsmyndigheten.

Undantag

12 § Strålsäkerhetsmyndigheten får, om särskilda skäl föreligger, medge undantag från dessa föreskrifter om det kan ske utan att syftet med föreskrifterna åsidosätts och under förutsättning att säkerheten kan upprätthållas.

[15] Jfr. 2 kap. 3 § miljöbalken.

A1.3 Utdrag från de allmänna råden i SSMFS 2008:21

Strålsäkerhetsmyndighetens allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna (SSMFS 2008:21) om säkerhet vid slutförvaring av kärnämne och kärnavfall.

Nedan följer oavkortat allmänna råd till 9 och 10 § och till bilagan i SSMFS 2008:21 som utgör de avsnitt som relaterar till säkerhetsanalysen.

Till 9 § och bilaga

Ett slutförvars säkerhet efter förslutning analyseras kvantitativt främst genom att beräkna eventuell spridning av radioaktiva ämnen och hur de är fördelade i tiden för ett relevant urval av framtida möjliga händelseförlopp (scenarier). Syftet med säkerhetsanalysen är bl a att visa att riskerna från dessa scenarier är acceptabla i förhållande till de krav på skydd av människors hälsa och miljön som har utfärdats av Strålsäkerhetsmyndighetens (SSMFS 2008:37). Säkerhetsanalysen bör också syfta till att ge en grundläggande förståelse av slutförvarets funktion i olika tidsrymder och till att identifiera krav på funktion och konstruktion av slutförvarets olika delar.

Ett ***scenario*** i säkerhetsanalysen omfattar en beskrivning av hur en given kombination av yttre och inre betingelser inverkar på slutförvarets funktion. Två grupper av sådana betingelser är:

- yttre betingelser i form av förhållanden, händelser och processer som verkar utanför slutförvarets barriärer; hit hör klimatförändringar och deras följdverkningar på slutförvarets omgivning såsom permafrost, nedisning, landsänkning och landhöjning samt effekter av mänsklig verksamhet,
- inre betingelser i form av förhållanden, händelser och processer som verkar inom slutförvaret; hit hör egenskaper, inklusive defekter, hos kärnämne, kärnavfall och tekniska barriärer och därtill knutna processer, samt egenskaper hos omgivande berg med därtill knutna processer.

Med utgångspunkt från en analys av sannolikheten för att scenarier av olika slag ska inträffa i olika tidsrymder bör scenarier med signifikant inverkan på slutförvarets funktion indelas i olika kategorier:

- huvudscenario,
- mindre sannolika scenarier,
- övriga scenarier eller restscenarier.

Huvudscenariot bör grunda sig på den troliga utvecklingen av yttre betingelser och realistiska eller där så är motiverat, konservativa antaganden om de inre betingelserna. Det bör omfatta framtida yttre händelser som har stor sannolikhet att inträffa eller som inte kan visas ha låg sannolikhet att inträffa under den tid som säkerhetsanalysen avser. Det bör vidare bygga på i största möjliga utsträckning trovärdiga antaganden om inre betingelser, inklusive underbyggda antaganden om förekomst av tillverkningsfel och andra ofullkomligheter, och som medger en analys av slutförvarets barriärfunktioner (det är t ex inte tillräckligt att alltid utgå ifrån täta avfallsbehållare under lång tid, även om detta skulle kunna visas vara det mest sannolika fallet). Huvudscenariot bör användas som utgångspunkt för en analys av hur osäkerheter inverkar (se nedan), vilket innebär att även analysen av huvudscenariot inrymmer ett antal beräkningsfall.

Mindre sannolika scenarier bör tas fram för utvärdering av scenarioosäkerhet (se även nedan). Hit hör varianter av huvudscenariot med alternativa händelse och tidsförlopp samt scenarier som beaktar effekter av framtida mänsklig verksamhet såsom skador som tillfogats barriärer. (Skador på människor som gör intrång i slutförvar belyses i restscenarier, se nedan.) Vid analys av mindre sannolika scenarier bör ingå analys av sådana osäkerheter som inte utvärderas inom ramen för huvudscenariot.

Restscenarier bör omfatta händelseförlopp och förhållanden som väljs och studeras oberoende av sannolikheter bl a för att belysa betydelsen av enskilda barriärer och barriärfunktioner. Till restscenarierna bör även höra fall för att belysa skador på människor som gör intrång i slutförvar liksom fall för att belysa konsekvenserna av ett ej förslutet slutförvar som lämnats utan övervakning.

Hantering i SR-PSU: I kapitel 7 beskrivs metodiken för val av scenarier och de valda scenarierna.

Brist på kunskap och andra ovissheter i beräkningsförutsättningarna (antaganden, modeller, data) benämns i detta sammanhang osäkerheter. Dessa osäkerheter kan indelas i:

- scenarioosäkerhet: osäkerhet i yttre och inre betingelser med avseende på slag, grad och tidsföljd,
- systemosäkerhet: osäkerhet i fullständighet vid beskrivningen av det system av förhållanden, händelser och processer som används vid analysen av både enskilda barriärfunktioner och funktionen hos slutförvaret i sin helhet,
- modellosäkerhet: osäkerhet i de beräkningsmodeller som används i analysen,
- parameterosäkerhet: osäkerhet i de parametervärden (ingångsdata) som används vid beräkningarna,
- rumslig variation hos de parametrar som används för att beskriva bergets barriärfunktioner (främst vad gäller vattenströmning, mekaniska och kemiska förhållanden).

Det finns ofta inga klara gränslinjer mellan de olika slagen av osäkerheter. Det viktiga är att osäkerheterna beskrivs och hanteras på ett konsistent och strukturerat sätt.

Utvärderingen av osäkerheter är en viktig del av säkerhetsanalysen. Detta innebär att osäkerheter bör diskuteras och beaktas ingående såväl vid val av beräkningsfall, beräkningsmodeller och parametervärden som vid bedömning av beräkningsresultat.

Hantering i SR-PSU: Hanteringen av osäkerheter genomsyrar säkerhetsanalysen. I avsnitt 2.6 beskrivs hur osäkerheterna ska hanteras. Osäkerheter i beskrivningen av den framtida utvecklingen av förvaret behandlas genom analys av ett antal scenarier som beskrivs i kapitel 7. Probabilistiska beräkningar genomförs för att hantera osäkerheter i vissa parametervärden.

De antaganden och beräkningsmodeller som används bör väljas omsorgsfullt med tanke på tillämpningen och valet motiveras genom diskussion av alternativ och med hänvisningar till vetenskapligt underlag. I de fall det råder tvekan om vilken modell som är tillämplig bör flera modeller användas för att belysa effekterna av osäkerheten i val av modell.

Hantering i SR-PSU: Denna fråga tas främst upp i **Processrapporter** och **Biosfärens syntesrapport** och vad det gäller yttre påverkan i **Klimatrapporten.** En strukturerad redovisning av viktiga modeller som använts ges i **Modellrapporten**.

Både deterministiska och probabilistiska metoder bör användas så att de kompletterar varandra och på så sätt ger så allsidig riskbild som möjligt.

Hantering i SR-PSU: Större delen av beräkningarna i SR-PSU är probabilistiska. Probabilistiska beräkningar används i huvudsak som ett sätt att hantera dataosäkerheter och rumslig variation i modelleringen av radionuklidtransport och dos. För vissa beräkningsfall utförs deterministiska beräkningar.

Sannolikheter för att scenarier och beräkningsfall verkligen ska inträffa bör uppskattas så långt det är möjligt för att kunna beräkna risk. Sådana uppskattningar är inte möjliga att göra exakt. Uppskattningarna bör därför underbyggas genom att använda flera metoder, t ex bedömningar av flera oberoende experter. Detta kan göras t ex genom uppskattningar av när i tiden olika händelser kan förväntas ha inträffat.

Hantering i SR-PSU: I kapitel 7 och i kapitel 10 redovisas bedömningen av sannolikheter för scenarier.

Med utgångspunkt i scenarier som kan visas vara särskilt viktiga från risksynpunkt bör ett antal ***konstruktionsstyrande fall*** identifieras. Dessa fall bör tillsammans med annan information, t ex om tillverkningsteknik och kontrollerbarhet, användas för att underbygga konstruktionsförutsättningar såsom krav på barriäregenskaper.

Hantering i SR-PSU: Säkerhetsanalysen analyserar den valda utformningen, vilken har utvärderats och förbättrats flera gånger under PSU-projektet. Baserat på referensutvecklingen och utifrån bästa möjliga teknik (BAT) har återkoppling getts till utformningen.

Speciellt för slutförvaring av kärnämne, t ex använt kärnbränsle, bör det kunna visas att kriticitet inte kan uppkomma i den konfiguration kärnämnet har från början. För omfördelning genom fysiska och kemiska processer av kärnämnet, och som kan leda till kriticitet, bör det visas att en sådan omfördelning är mycket osannolik.

Hantering i SR-PSU: Avsnittet är inte tillämpligt i den aktuella säkerhetsanalysen.

Resultatet av beräkningar i säkerhetsanalysen bör innehålla sådan information och presenteras på ett sådant sätt att bedömning av säkerheten kan ske mot uppställda krav på ett överskådligt sätt.

Hantering i SR-PSU: Detta är ett övergripande krav på kvaliteten i säkerhetsrapporteringen som har styrt sammanställningen av denna rapport. I kapitel 10 diskuteras kravuppfyllelse.

Giltigheten av använda förutsättningar, såsom modeller och parametervärden, bör styrkas t ex genom hänvisningar till vetenskaplig litteratur, särskilda utredningar och forskningsresultat, laboratorieexperiment i olika skalor, fältförsök och studier av naturliga fenomen (naturliga analogier).

Hantering i SR-PSU: Motivering till valet av modeller baserat av ovannämnda parametrar, ges i **Processrapporter** och **Biosfärens syntesrapport** samt för yttre påverkan i **Klimatrapporten.** En strukturerad redovisning av alla viktiga modeller ges i **Modellrapporten.** Parametervärden motiveras i **Datarapporten**.

Vetenskapligt underlag, liksom gjorda bedömningar av experter, bör dokumenteras på ett spårbart sätt genom att noggrant ange referenser till vetenskaplig litteratur och annat underlag.

Hantering i SR-PSU: Alla vetenskapliga underlag för säkerhetsanalysapporten, vilka består av referenser av första ordningen, hänvisas till på ett sätt som går att spåra. Dessa referenser återfinns i SKB:s dokumenthanteringssystem (SKBdoc) eller i allmänt tillgängliga publikationer (till exempel böcker eller vetenskapliga artiklar).

Till 10 §

Den tid som säkerheten behöver bibehållas och visas bör framgå som en utgångspunkt för säkerhetsanalysen. Ett sätt att diskutera och motivera en sådan tidsbedömning är att utgå från farligheten hos slutförvarets innehåll av radioaktiva ämnen i jämförelse med farligheten hos radioaktiva ämnen i naturliga förekomster. Hänsyn bör dock också kunna tas till svårigheterna att göra meningsfulla analyser för extremt långa tidsrymder, bortom en miljon år, på annat sätt än att redovisa hur farligheten hos de radioaktiva ämnena i slutförvaret avtar med tiden.

För slutförvar avsedda för långlivat avfall kan säkerhetsanalysen behöva omfatta scenarier som tar hänsyn till större förväntade klimatförändringar, främst i form av kommande nedisningar. Exempelvis bör man särskilt ta hänsyn till nästkommande fullständiga glaciationscykel som för närvarande beräknas vara i storleksordningen 100 000 år.

Hantering i SR-PSU: I avsnitt 2.3.1 diskuteras tidsskalan för SR-PSU.

För tider upp till tusen år efter förslutning ligger i enlighet med bestämmelserna i SSMFS 2008:37 dos och risk beräknade för dagens förhållanden i biosfären till grund för bedömningen av slutförvarets säkerhet och skyddsförmåga.

För längre tider kan bedömningen dessutom ske med dos som en av flera säkerhetsindikatorer. Detta bör beaktas både vid beräkningar och presentation av analysresultat. Exempel på sådana kompletterande säkerhetsindikatorer är de halter av radioaktiva ämnen från slutförvaret som kan byggas upp i mark och ytnära grundvatten eller det beräknade flödet av radioaktiva ämnen till biosfären.

Hantering i SR-PSU: I kapitel 8 och i **Radionuklidtransportrapporten** beskrivs radionuklidtransport- och dosberäkningsfallen. I kapitel 9 och i **Radionuklidtransportrapporten** redovisas resultaten av dosberäkningarna. I kapitel 10 presenteras riskbedömningen samt jämförelser med naturligt förekommande U-238 och Ra-226.

Följande ska redovisas beträffande analysmetoder:

- hur en eller flera metoder använts för att beskriva det passiva systemet av barriärer i slutförvaret, dess funktion och utveckling med tiden; metoden eller metoderna ska bidra till att ge en klar bild av de förhållanden, händelser och processer som kan påverka barriärernas funktioner samt de inbördes kopplingarna mellan dessa förhållanden, händelser och processer,

Hantering i SR-PSU: Den metod som används sammanfattas i kapitel 2 och vidareutvecklas i kapitel 3 och kapitel 5. Beskrivningen av systemets utveckling relaterar till hela analysen och analyseras i detalj som en referensutveckling i kapitel 6. I kapitel 7 diskuteras varianter av denna utveckling för ett antal scenarier.

- hur en eller flera metoder använts för att identifiera och beskriva relevanta scenarier för händelseförlopp och förhållanden som kan påverka den framtida utvecklingen av slutförvaret; bland scenarierna ska finnas ett huvudscenario som tar hänsyn till de mest troliga förändringarna i slutförvaret och dess omgivning,

Hantering i SR-PSU: I avsnitt 2.4.8 beskrivs metoden för val av scenario för SR-PSU och i kapitel 7 dess implementering.

- tillämpbarheten hos använda modeller, parametervärden och andra förutsättningar som används för beskrivning och beräkning av slutförvarets funktioner så långt det rimligen är möjligt,

Hantering i SR-PSU: Detta görs i **Modellrapporten** och **Datarapporten**.

- hur osäkerheter i beskrivningen av barriärsystemets funktioner, scenarier, beräkningsmodeller och beräkningsparametrar samt variationer i barriärernas egenskaper hanterats i säkerhetsanalysen, inklusive redovisning av en känslighetsanalys som visar hur osäkerheterna inverkar på beskrivningen av barriärernas utveckling och analysen av konsekvenserna för människors hälsa och för miljön.

Hantering i SR-PSU: En allmän beskrivning av hantering av osäkerheter ges i avsnitt 2.6 och mer detaljerade redogörelser ges i underlagsrapporter. Osäkerheter i beskrivningen av den framtida utvecklingen av förvaret behandlas genom analys av ett antal scenarier vilka är identifierade i kapitel 7. Probabilistiska beräkningar genomförs för att hantera osäkerheter i parametervärden. En känslighetsanalys på parameternivå presenteras i **Radionuklidtransportrapporten**.

Följande ska analyseras beträffande analys av betingelserna efter förslutning:

- säkerhetsanalysen enligt 9 § omfattande beskrivningar av utvecklingen i biosfär, geosfär och slutförvar för utvalda scenarier; slutförvarets omgivningspåverkan för valda scenarier, inklusive huvudscenariot, med hänsyn till felfunktioner hos tekniska barriärer och övriga identifierade osäkerheter.

Hantering i SR-PSU: Detta är i huvudsak beskrivningen av slutförvarets referensutveckling. I kapitel 6 beskrivs geosfären och biosfären och i kapitel 7 scenarierna. Slutförvarets miljöpåverkan (radiologiska påverkan) beskrivs i kapitel 9 och kapitel 10.

Bilaga B

Uppfyllande av kraven i SSMFS 2008:37 i SR-PSU

B1 Implementering av SSMFS 2008:37 i säkerhetsanalysen SR-PSU

I bilaga B beskrivs hur tillämpliga föreskrifter har hanterats i den genomförda analysen. Hänvisningar till var hanteringen beskrivs i denna rapport ges på lämpliga ställen i blå text.

B1.1 SSMFS 2008:37

Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall samt SSM's allmänna råd om tillämpningen av dessa föreskrifter finns redovisade i SSMFS 2008:37.

Föreskrifterna har rättslig status, medan de allmänna råden beskrivs i 1§ i författningssamlingsförordningen (1976:725) som: sådana generella rekommendationer om tillämpningen av en författning som anger hur någon kan eller bör handla i ett visst hänseende.

B1.2 Föreskrifter i SSMFS 2008:37

Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall;[16] beslutade den 19 december 2008.

Strålsäkerhetsmyndigheten föreskriver följande med stöd av 7 och 8 §§ strålskyddsförordningen (1988:233).

Tillämpningsområde och definitioner

1 § Dessa föreskrifter är tillämpliga på slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall. Föreskrifterna är inte tillämpliga på anläggningar för markdeponering av lågaktivt kärnavfall enligt 19 § förordningen (1984:14) om kärnteknisk verksamhet.

2 § I dessa föreskrifter avses med:

- *bästa möjliga teknik*: den effektivaste åtgärden för att begränsa utsläpp av radioaktiva ämnen och utsläppens skadliga effekter på människors hälsa och miljön, och som inte medför orimliga kostnader,
- *intrång:* mänskligt handlande vid ett slutförvar som kan påverka dess skyddsförmåga,
- *optimering:* begränsning av stråldoser till människor så långt detta rimligen kan göras med hänsyn tagen till såväl ekonomiska som samhälleliga faktorer,
- *skadeverkningar:* cancer (dödlig och icke-dödlig) samt ärftliga skador hos människor orsakade av joniserande strålning, i enlighet med styckena 47-51 i Internationella strålskyddskommissionens (ICRP) publikation nr 60, 1990,
- *skyddsförmåga:* förmåga att skydda människors hälsa och miljön från skadlig verkan av joniserande strålning,
- *slutligt omhändertagande:* hantering, behandling, transport, mellanlagring inför, och i samband med, slutlig förvaring samt den slutliga förvaringen,
- *risk:* produkten av sannolikheten att erhålla en stråldos och stråldosens skadeverkningar.

Termer och begrepp som används i strålskyddslagen (1988:220) och lagen (1984:3) om kärnteknisk verksamhet har samma betydelse i dessa föreskrifter.

[16] Dessa föreskrifter och allmänna råd har tidigare kungjorts i Statens strålskyddsinstituts författningssamling (SSI FS 1998:1 respektive SSI FS 2005:5).

Helhetssyn m m

3 § Människors hälsa och miljön ska skyddas från skadlig verkan av joniserande strålning, dels under den tid då de olika stegen i det slutliga omhändertagandet av använt kärnbränsle och kärnavfall genomförs, dels i framtiden. Det slutliga omhändertagandet får inte orsaka svårare effekter på människors hälsa och miljön utanför Sveriges gränser än vad som accepteras inom Sverige.

4 § Vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska optimering ske och hänsyn tas till bästa möjliga teknik. Kollektivdos på grund av förväntat utläckage av radioaktiva ämnen under tusen år efter förslutningen av ett slutförvar för använt kärnbränsle eller kärnavfall ska beräknas som summan över 10 000 år av den årliga kollektivdosen. Beräkningen ska redovisas i enlighet med 10-12 §§.

Hantering i SR-PSU: Optimering och bästa möjliga teknik (BAT) diskuteras i avsnitt 11.5 och i ett separat dokument om bästa möjliga teknik för SFR (SKBdoc 1415420).

Skydd av människors hälsa

5 § Ett slutförvar för använt kärnbränsle eller kärnavfall ska utformas så att den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning blir högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken.[17]

Sannolikheten för skadeverkningar på grund av en stråldos ska beräknas med de sannolikhetskoefficienter som redovisas i Internationella strålskyddskommissionens publikation nr 60, 1990.

Hantering i SR-PSU: Beräkning av den radiologiska risken och bedömning av uppfyllelse av ovanstående kriterium är ett av huvudsyftena med SR-PSU. I kapitel 10 ges en summering av den totala risken tillsammans med en diskussion om uppfyllandet av kraven.

Miljöskydd

6 § Slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska genomföras så att biologisk mångfald och hållbart nyttjande av biologiska resurser skyddas mot skadlig verkan av joniserande strålning.

7 § Biologiska effekter av joniserande strålning i berörda livsmiljöer och ekosystem ska redovisas. Redovisningen ska bygga på tillgänglig kunskap om berörda ekosystem och ta särskild hänsyn till förekomst av genetiskt särpräglade populationer, såsom isolerade populationer, endemiska arter och utrotningshotade arter samt i övrigt skyddsvärda organismer.

Hantering i SR-PSU: Detta behandlas i kapitel 10.

Intrång och tillträde

8 § Ett slutförvar ska främst utformas med hänsyn till dess skyddsförmåga. Om åtgärder vidtas för att underlätta tillträde eller försvåra intrång ska effekterna på slutförvarets skyddsförmåga redovisas.

9 § Konsekvenserna av intrång i ett slutförvar ska redovisas för de olika tidsperioder som anges i 11-12 §§.

Slutförvarets skyddsförmåga efter intrång ska beskrivas.

Hantering i SR-PSU: Intrång diskuteras i kapitel 9 och utvärderas mer ingående i **FHA-rapporten**.

[17] För anläggningar i drift gäller Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:23) om skydd av människors hälsa och miljön vid utsläpp av radioaktiva ämnen från vissa kärntekniska anläggningar samt Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:51) om grundläggande bestämmelser för skydd av arbetstagare och allmänhet vid verksamhet med joniserande strålning.

Tidsperioder

10 § En bedömning av ett slutförvars skyddsförmåga ska redovisas för två tidsperioder av sådana storleksordningar som framgår av 11–12 §§. Redovisningen ska innefatta ett fall, som utgår ifrån att de biosfärsförhållanden som råder vid tiden för ansökan om tillstånd för uppförande av slutförvaret inte förändras. Osäkerheter i gjorda antaganden ska redovisas och tas hänsyn till i bedömningen av skyddsförmågan.

De första tusen åren efter förslutning av ett slutförvar

11 § För de första tusen åren efter förslutning ska bedömningen av slutförvarets skyddsförmåga baseras på kvantitativa analyser av effekterna på människors hälsa och miljön.

Tiden efter tusen år efter förslutning av ett slutförvar

12 § För tiden efter tusen år efter förslutning ska bedömningen av slutförvarets skyddsförmåga baseras på olika tänkbara förlopp för utvecklingen av slutförvarets egenskaper, dess omgivning och biosfären.

Hantering i SR-PSU: I kapitel 6 redovisas referensutvecklingen som är uppdelad i två tidsperioder: De första 1 000 åren och tiden därefter, som behandlar utvecklingen av förvarssystemet under perioder med tempererat och periglacialt klimat. Ett separat scenario som syftar till att uppskatta de radiologiska konsekvenserna av förvaret efter en glaciation utvärderas som ett restscenario, se kapitel 10.

Undantag

13 § Strålsäkerhetsmyndigheten får medge undantag från dessa föreskrifter om särskilda skäl föreligger och om det kan ske utan att syftet med föreskrifterna åsidosätts.

B1.3 Allmänna råd i SSMFS 2008:37

Strålsäkerhetsmyndighetens allmänna råd om tillämpning av föreskrifterna (SSMFS 2008:37) om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall.

Till 1 § Tillämpningsområde

Dessa råd är tillämpliga på geologisk slutförvaring av använt kärnbränsle och kärnavfall. Råden omfattar de åtgärder som vidtas i syfte att utveckla, förlägga, uppföra, driva och försluta ett slutförvar och som kan påverka slutförvarets skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser efter förslutning.

Råden är även tillämpliga på de åtgärder som vidtas med använt kärnbränsle och kärnavfall inför slutförvaring och som kan påverka ett slutförvars skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser. Här ingår verksamheter vid andra anläggningar än slutförvaret som t ex den konditionering av avfallet som sker genom ingjutning av avfall i betong och genom inkapsling av använt kärnbränsle, samt transporter mellan anläggningar och styrning av avfall till olika slutförvar, inklusive markdeponier för lågaktivt kärnavfall som är tillståndsgivna enligt 16 § förordningen (1984:14) om kärnteknisk verksamhet. Råden är dock, i likhet med föreskrifterna, inte tillämpliga på själva anläggningen för markdeponering.

Till 2 § Definitioner

Termer och begrepp som används i strålskyddslagen (1988:220), lagen (1984:3) om kärnteknisk verksamhet och Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:37) om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall har samma betydelse i dessa råd. Dessutom används följande definitioner:

- *scenario:* en beskrivning av slutförvarets möjliga utveckling givet ett initialtillstånd, och förhållandena i omgivningen och deras utveckling,

- *exponeringsväg:* radioaktiva ämnens spridning från ett slutförvar till en punkt där människan, eller någon organism som omfattas av det miljöskydd föreskrifterna avser, vistas. Detta innefattar spridning i den geologiska barriären, transport med vatten- och luftströmmar, spridning i ekosystem samt upptag i människa eller organismer i miljön,
- *riskanalys:* en analys med syfte att belysa ett slutförvars skyddsförmåga och dess konsekvenser med avseende på miljöpåverkan samt risk för människor.

Till 4, 8 och 9 §§. Helhetssyn m m samt intrång och tillträde

Optimering och Bästa Möjliga Teknik

Föreskrifterna kräver att optimering ska genomföras och att hänsyn ska tas till bästa möjliga teknik. Optimering och bästa möjliga teknik bör användas parallellt i syfte att förbättra förvarets skyddsförmåga.

Optimering av ett slutförvar innebär att åtgärder bör utvärderas med utgångspunkt från beräknade risker.

Tillämpning av bästa möjliga teknik i samband med slutförvaring innebär att förläggningsplats, utformning, bygge och drift av slutförvaret och tillhörande systemkomponenter bör väljas för att förhindra, begränsa och fördröja utsläpp från både tekniska och geologiska barriärer så långt som är rimligt möjligt. Avvägning mellan olika åtgärder bör göras genom en samlad bedömning av deras påverkan på slutförvarets skyddsförmåga.

För fall där de beräknade riskerna är behäftade med stora osäkerheter, t ex vid analyser av slutförvaret lång tid efter förslutning, eller analyser som görs i ett tidigt skede av utvecklingsarbetet med slutförvarssystemet, bör större tyngd läggas på bästa möjliga teknik.

Vid eventuella konflikter mellan tillämpningen av optimering och bästa möjliga teknik bör bästa möjliga teknik ges företräde.

Erfarenheter från riskanalyser och utvecklingsarbetet med slutförvaret bör löpande utnyttjas för optimeringen och för att ta hänsyn till bästa möjliga teknik.

Hantering i SR-PSU: Optimering och bästa möjliga teknik (BAT) diskuteras i kapitel 11 och i ett separat dokument om bästa möjliga teknik (SKBdoc 1415420).

Kollektivdos

Föreskrifterna ställer krav på redovisning av kollektivdos från utsläpp som sker under de första tusen åren efter förslutning. För slutförvaring bör kollektivdosen också användas vid jämförelser mellan alternativa förvarskoncept och lokaliseringar. Om förvarskonceptet innebär en fullständig inneslutning av det använda kärnbränslet eller kärnavfallet i tekniska barriärer under de första tusen åren efter förslutning behöver kollektivdosen inte redovisas.

Hantering i SR-PSU: I kapitel 10 redovisas uppskattade kollektivdoser.

Personalstrålskydd

Åtgärder som vidtas för personalstrålskyddet som kan försämra slutförvarets skyddsförmåga eller försvåra möjligheten att bedöma denna, bör redovisas.

Hantering i SR-PSU: Inga sådana åtgärder har identifierats i SR-PSU.

Mänsklig påverkan och informationsbevarande

Vid tillämpning av bästa möjliga teknik bör hänsyn också tas till möjligheten att begränsa sannolikheten för, och konsekvenserna av, oavsiktlig framtida mänsklig påverkan på slutförvaret t ex oavsiktligt intrång. Ett ökat förvarsdjup och undvikande av förläggningsplatser med brytbara mineraltillgångar kan t ex bedömas minska sannolikheten för oavsiktligt mänskligt intrång.

Hantering i SR-PSU: I dokumentet om platsval (SKB 2013b) diskuteras malmpotentialen i området. Vid valet av djup för utbyggnaden är oavsiktligt intrång en av de relevanta parametrarna att beakta.

Bevarande av kunskap om slutförvaret skulle kunna minska risken för framtida mänsklig påverkan. En strategi för informationsbevarande bör tas fram så att åtgärder kan vidtas inför förslutning av slutförvaret. Exempel på information som bör beaktas är uppgifter om slutförvarets läge, innehåll av radioaktiva ämnen och konstruktion.

Hantering i SR-PSU: Framtagandet av en sådan strategi är inte en fråga för säkerhetsanalysen. I SKB:s tillståndsansökan anges dock att information om förvaret under byggnad, drift och förslutning kommer att insamlas och sparas enligt de rättsliga krav som gäller. En strategi för bevarande av information efter förslutning av förvaret kommer att tas fram av SKB i rimlig tid innan förvaret förslut. Internationellt samarbete kommer vara en del av denna strategi.

Till 5–7 §§. Skydd av människors hälsa och miljöskydd

Risk till individ ur allmänheten

Förhållande mellan dos och risk

Internationella strålskyddskommissionens (ICRP) rekommendationer ska enligt föreskrifterna användas för beräkning av skadeverkningar på grund av en stråldos. Enligt ICRP publikation nr. 60, 1990, är faktorn för omvandling av effektiv stråldos till risk 7,3 procent per sievert.

Föreskrifternas kriterium för individrisk

Risken för skadeverkningar för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken (den mest exponerade gruppen) får enligt föreskrifterna inte överstiga 10^{-6} per år. Eftersom den mest exponerade gruppen inte kan beskrivas på ett entydigt sätt, bör gruppen ses som ett sätt att kvantifiera slutförvarets skyddsförmåga.

Ett sätt att definiera den mest exponerade gruppen är att inkludera de individer som erhåller en risk i intervallet från den högsta risken ner till en tiondedel av denna risk. Om ett större antal individer kan bedömas ingå i en sådan grupp bör det aritmetiska medelvärdet av individriskerna i gruppen användas vid prövningen mot föreskrifternas kriterium för individrisk. Ett sådant exempel är utsläpp av radioaktiva ämnen i en större sjö som kan utnyttjas som vattentäkt och för fiske.

Om endast ett fåtal individer ingår i gruppen kan föreskrifternas kriterium för individrisk anses vara uppfyllt om den högsta beräknade individrisken inte överstiger 10^{-5} per år. Ett exempel på en sådan situation kan vara om konsumtion av dricksvatten från en borrad brunn utgör den dominerande exponeringsvägen. För sådana fall bör valet av individer med högst riskbelastning motiveras med information om spridningen i beräknade individrisker med avseende på antagna levnadsvanor och vistelseorter.

Hantering i SR-PSU: I analysen ingår fyra grupper av exponerade grupper. I kapitel 7 beskrivs olika exponeringsvägar som har mappats till de grupper som används som gränssättande fall för att identifiera den mest exponerade gruppen. Detta finns även beskrivet i **Biosfärens syntesrapport** och SKB (2014b). I kapitel 10 beskrivs riskutvärdering för den mest exponerade gruppen.

Medelvärdesbildning över en livstid

Individrisken bör beräknas som ett årligt medelvärde utifrån en uppskattning av livstidsrisken för samtliga relevanta exponeringsvägar för varje individ. Livstidsrisken kan beräknas som den ackumulerade livstidsdosen multiplicerad med omvandlingsfaktorn 7,3 procent per sievert.

Hantering i SR-PSU: Doserna beräknas som ett årligt genomsnitt för en 50-årsperiod (motsvarande en vuxen individs livslängd), samtliga relevanta exponeringsvägar, och en representativ individ i den mest exponerade gruppen. Livstidsdosen omvandlas till risk (det vill säga sannolikheten för cancer och ärftliga genetiska skador), med en omvandlingsfaktor på 7,3 procent per sievert (kapitel 10).

Medelvärdesbildning mellan generationer

Både deterministiska och probabilistiska beräkningar kan användas för att belysa hur risken från slutförvaret utvecklas med tiden. En probabilistisk analys kan dock i vissa fall ge en otillräcklig bild av hur en enskild händelse som skadar slutförvaret, t ex ett större jordskalv, påverkar risken för en enskild generation. De probabilistiska beräkningarna bör i dessa fall kompletteras så som anges i bilaga B1.

Hantering i SR-PSU: Risk har i första hand beräknats utifrån en probabilistisk analys (av parameterosäkerhet). För att säkerställa att risken inte är signifikant utspädd mellan generationer har dessa beräkningar kontrasterats mot deterministiska beräkningar med hjälp av den bästa skattningen för alla parametrar. För beräkningar av risk förknippad med jordskalv har det säkerställts att det inte sker någon utspädning av risk mellan generationer (risken för enskilda simuleringar har summerats inte medelvärdesbildats). Detta beskrivs vidare i kapitel 10.

Val av scenarier

Bedömningen av ett slutförvars skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser bör baseras på en uppsättning scenarier som tillsammans illustrerar de viktigaste förloppen av betydelse för utvecklingen av slutförvarets egenskaper, dess omgivning och biosfären.

Hantering av klimatutveckling

Med hänsyn till de stora osäkerheter som är förknippade med antaganden om klimatutvecklingen i en avlägsen framtid och för att underlätta tolkningen av den risk som ska beräknas, bör riskanalysen förenklas till att omfatta några möjliga framtida klimatutvecklingar.

Till varje klimatutveckling bör kopplas en realistisk uppsättning biosfärsförhållanden. De olika klimatutvecklingarna bör väljas så att de tillsammans belyser de mest betydelsefulla och rimligt förutsägbara sekvenserna av framtida klimattillstånd och deras påverkan på slutförvarets skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser. Valet av de klimatutvecklingar som ligger till grund för analysen bör grundas på känslighetsanalyser och expertbedömningar. Ytterligare råd ges i råden till 10–12 §§.

För varje antagen klimatutveckling bör risken från slutförvaret beräknas genom att väga samman riskbidragen från ett antal scenarier som tillsammans belyser hur de mer eller mindre sannolika förloppen i slutförvaret och det omgivande berget påverkar slutförvarets skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser. Den beräknade risken bör redovisas och värderas mot föreskrifternas kriterium för individrisk, separat för varje klimatutveckling. Slutförvaret bör således kunna visas uppfylla riskkriteriet för de alternativa klimatutvecklingarna. Om en lägre sannolikhet än ett (1) anges för en viss klimatutveckling bör den motiveras, t ex genom expertbedömningar.

Hantering i SR-PSU: Hanteringen av de klimatrelaterade egenskaper, händelser och processer vilka är av betydelse för säkerheten efter förslutning beskrivs i avsnitt 3.5.1. Säkerhetsanalysen SR-PSU omfattar fyra framtida klimatutvecklingar vilka tillsammans täcker det förväntade maximala intervallet inom vilket klimatet och de klimatrelaterade processerna som har betydelse för förvarets långsiktiga säkerhet kan variera i de tidsskalor som analyseras i SR-PSU, d v s under de kommande 100 000 åren, se avsnitt 6.2. Den mest troliga klimatutvecklingen under perioden fram till tidpunkten för nästa förväntade glaciation i Forsmark täcks av huvudscenariots två klimatutvecklingar, global uppvärmning och tidigt periglacialt klimat. Dessutom används ett restscenario för att täcka in effekterna av ett fall med mycket kraftig global uppvärmning, scenariot förlängd global uppvärmning. För huvudscenariot beräknas den totala risken genom att väga samman riskbidraget från respektive klimatvariant av huvudscenariot med bidraget från de mindre sannolika scenarierna, se avsnitt 10.3. Då den beräknade maxdosen för förlängd global uppvärmning är lägre än för huvudscenariot har inte den totala risken för detta scenario utvärderats genom att kombinera riskbidraget med de mindre sannolika scenarierna. Det nuvarande kunskapsläget indikerar att på grund av mänskliga aktiviteter i kombination med kända framtida små variationer i den inkommande solstrålningen kommer den globala klimatutvecklingen under de närmaste hundratusen åren inte att likna den senaste glaciationscykeln. Klimatfallet som baseras på en rekonstruktion av den senaste glaciala cykeln ges därför mindre vikt i säkerhetsanalysen för SR-PSU som täcker just den perioden. Det kan dock inte helt uteslutas att en glaciation skulle kunna ske i Forsmark under perioden från 52 000 till 102 000 e Kr.

Förvarsutrymmenas strukturella integritet kan inte förväntas vara intakt efter en glaciation vilket medför att den utveckling av initialtillståndet som beskrivs av referensutvecklingen ej längre är relevant. Därför utvärderas risken för glaciala och postglaciala förhållanden med utgångspunkt från en förenklad pessimistisk beskrivning av förvarsystemets utveckling under och efter en glaciation, se avsnitt 7.7.8. För samtliga säkerhetsanalysscenarier relaterade till klimat (*global uppvärmning*, *tidigt periglacialt klimat*, *förlängd global uppvärmning*, och *glaciation och postglaciala förhållanden*) har SKB ansatt sannolikheten 1 (ett) vid utvärdering av radiologisk risk.

Mänsklig påverkan

Ett antal scenarier för framtida oavsiktlig mänsklig påverkan på slutförvaret bör redovisas. Scenarierna bör omfatta ett fall av direkt intrång i samband med borrning i förvaret, och några exempel på andra aktiviteter som indirekt försämrar slutförvarets skyddsförmåga, t ex genom att förändra de hydrologiska eller grundvattenkemiska förhållandena i slutförvaret eller dess omgivning. Urvalet av intrångsscenarier bör baseras på dagens levnadsvanor och tekniska förutsättningar, och ta hänsyn till slutförvarets egenskaper.

Konsekvenserna för det störda slutförvarets skyddsförmåga bör illustreras med beräkningar av stråldoser för individer i den mest exponerade gruppen, och redovisas separat utanför riskanalysen för det ostörda slutförvaret. Resultaten bör användas för att belysa tänkbara motåtgärder och ge ett underlag till tillämpning av bästa möjliga teknik (se råden om optimering och bästa möjliga teknik).

Direkta konsekvenser för de individer som gör intrång i slutförvaret behöver inte redovisas.

Hantering i SR-PSU: Tre scenarier för FHA har utvärderats: Borrning i förvaret, vattenverksamhet och byggkonstruktioner under mark. Doser till den mest exponerade gruppen har beräknats för borrningsscenariot. I beräkningarna ingår direkt exponering av borrpersonal och exponering genom utnyttjande av en deponi innehållande radionuklider från förvaret, antingen för byggnadsarbete eller för odling av grönsaker (beskrivs vidare i kapitel 7, 9 och **FHA-rapporten)**

Särskilda scenarier

För slutförvar som i första hand baseras på inneslutning av det använda kärnbränslet eller kärnavfallet bör en analys av ett tänkt bortfall, under de första tusen åren efter förslutning, av någon eller några barriärfunktioner av central betydelse för skyddsförmågan redovisas separat utanför riskanalysen. Syftet med en sådan analys bör vara att tydliggöra hur de olika barriärerna bidrar till slutförvarets skyddsförmåga.

Hantering i SR-PSU: Inte relevant för SR-PSU, men tre restscenarier har ändå valts för att visa betydelsen av olika barriärer.

Biosfärsförhållanden conditions och exponeringsvägar

De framtida biosfärsförhållandena för beräkningar av omgivningskonsekvenser för människa och miljö bör väljas så att de är överensstämmande med det klimattillstånd som antas råda. Om det inte är uppenbart orimligt bör dock dagens biosfärsförhållanden vid slutförvaret och dess omgivningar utvärderas, d.v.s. jordbruksmark, skog, våtmark (myr), insjö, hav eller andra relevanta ekosystem. Vidare bör hänsyn tas till landhöjning (-sänkning) och andra förutsägbara förändringar.

Riskanalysen kan innehålla ett begränsat urval av exponeringsvägar, men valet av dessa bör baseras på en analys av den mångfald av mänskligt utnyttjande av miljö- och naturresurser som kan förekomma i Sverige i dag. Hänsyn bör även tas till att enskilda individer kan beröras av kombinationer av exponeringsvägar inom och mellan olika ekosystem.

Hantering i SR-PSU: I fallet med global uppvärmning tillämpas dagens biosfärsförhållanden för alla ekosystem. Effekten av varmare eller kallare klimat på biosfären beaktas i fallen med utökad global uppvärmning respektive tidiga periglaciala förhållanden. En analys av exponeringsvägar har genomförts i projektet och de identifierade exponeringsvägarna har inkluderat för en eller flera av de fyra grupper som identifierats som gränssättande för den mest exponerade gruppen (beskrivs vidare i kapitel 7 och i **Biosfärens syntesrapport**).

Miljöskydd

Beskrivning av exponeringsvägar enligt ovan bör utföras så att de också inkluderar exponeringsvägar till vissa organismer i de ekosystem som angivits ovan och som bör ingå i riskanalysen. Koncentrationen av radioaktiva ämnen i jord, sediment och vatten bör redovisas där så är relevant för respektive ekosystem.

När biologisk effekt för de identifierade organismerna kan förmodas, bör en värdering göras av vilken konsekvens detta kan ha för de berörda ekosystemen, med syfte att möjliggöra bedömning av betydelse för biologisk mångfald och ett hållbart nyttjande av miljön.

Den analys av konsekvenser för organismer i ”dagens biosfär” som genomförs enligt ovan bör användas för bedömningen av miljömässiga konsekvenser i ett långtidsperspektiv. För antagna klimat där dagens biosfärsförhållanden är uppenbart orimliga, t ex ett kallare klimat med permafrost, är det tillräckligt att göra en översiktlig analys baserad på i dag tillgängliga kunskaper om tillämpliga ekosystem. Ytterligare råd ges i bilaga B2.

Hantering i SR-PSU: Dosrater till organismer i marina, limniska och terrestra ekosystem har beräknats och jämförts med screeningvärden (beskrivs närmare i kapitel 9). Eftersom alla de beräknade doserna var långt under screeningvärdena (se kapitel 9 och **Radionuklidtransportrapporten**) förväntas inga effekter av betydelse och därför har ingen utvärdering av konsekvenserna genomförts.

Redovisning av osäkerheter

Identifiering och bedömning av osäkerheter i t ex platsspecifika och generiska data och modeller bör ske i enlighet med de anvisningar som ges i allmänna råd till Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2008:21) om säkerhet vid slutförvaring av kärnämnen och kärnavfall. De olika kategorierna av osäkerheter, som anges där, bör utvärderas och redovisas på ett systematiskt sätt och värderas med hänsyn till deras betydelse för riskanalysens resultat. Redovisningen bör också innehålla en motivering av de metoder som valts för att hantera olika typer av osäkerheter, t ex i samband med val av scenarier, modeller och data. Samtliga beräkningssteg med tillhörande osäkerheter bör redovisas.

Oberoende expertbedömningar (peer review) och formaliserade expertutfrågningar (expert panel elicitation) kan, i de fall dataunderlaget är otillräckligt, användas för att stärka trovärdigheten i bedömningar av osäkerheter i frågor av stor betydelse för bedömningen av slutförvarets skyddsförmåga.

Hantering i SR-PSU: I kapitel 2 beskrivs metoden för hantering av osäkerheter.

Till 10–12 §§. Tidsperioder

I föreskrifterna definieras två tidsperioder; dels tiden fram till tusen år efter förslutning, dels tiden därefter.

För längre tidsperioder bör riskanalysens resultat successivt betraktas mer som en illustration av slutförvarets skyddsförmåga givet vissa antagna förutsättningar.

Riskanalysens begränsning i tiden

Följande principer bör vara vägledande för riskanalysens begränsning i tiden:

1. För ett slutförvar för använt kärnbränsle, eller annat långlivat kärnavfall, bör riskanalysen åtminstone omfatta cirka hundratusen år eller tiden för en glaciationscykel för att belysa rimligt förutsägbara yttre påfrestningar på slutförvaret. Riskanalysen bör därefter utsträckas i tid så länge som den tillför betydelsefull information om möjligheten att förbättra slutförvarets skyddsförmåga, dock längst för en tidsrymd upp till en miljon år.
2. För andra slutförvar för kärnavfall, än de som avses i punkt 1, bör riskanalysen åtminstone omfatta tiden fram till dess att de förväntade maximala konsekvenserna avseende risk och miljöpåverkan har inträffat, dock längst för en tidsrymd upp till hundratusen år. Argumenten för de valda begränsningarna av riskanalysen bör redovisas.

Hantering i SR-PSU: För analysen har en tidsperiod på 100 000 år valts, se avsnitt 2.3.1.

Redovisning för de första tusen åren efter förslutning

Tidsangivelsen tusen år bör betraktas som den ungefärliga tidsperiod för vilken en riskanalys kan genomföras med hög trovärdighet för många ingående faktorer, såsom klimat- och biosfärsförhållanden. För denna tidsperiod bör tillgängliga mätdata och annan kunskap om initiala förhållanden användas för en utförlig analys och redovisning av slutförvarets skyddsförmåga och dess omgivnings utveckling.

Förhållanden och processer under slutförvarets tidiga utveckling som kan påverka dess långsiktiga skyddsförmåga bör beskrivas särskilt utförligt. Exempel på sådana förhållanden och processer är återmättnad av slutförvaret, stabilisering av hydrogeologiska och geokemiska förhållanden, termisk utveckling och andra transienta förlopp.

Även biosfärsförhållanden och kända trender i omgivningen till slutförvaret bör beskrivas utförligt, dels för att kunna karaktärisera ”dagens biosfär” (se råden till 5 §), dels för att kunna karaktärisera de förhållanden som kan gälla vid ett tänkt tidigt utsläpp från slutförvaret. Med kända trender avses här t ex landhöjning (-sänkning), eventuella trender i klimatutvecklingen och därmed tillhörande förändringar i utnyttjande av mark och vatten.

Hantering i SR-PSU: De första 1 000 åren redovisas separat i referensutvecklingen.

Redovisning för mycket långa tider

Upp till hundratusen år

Redovisningen bör baseras på en kvantitativ riskanalys i enlighet med råden till 5–7 §§. Kompletterande indikatorer på slutförvarets skyddsförmåga, t ex barriärfunktioner, aktivitetsflöden, koncentrationer i miljön bör användas för att stärka trovärdigheten i beräknade risker.

Tidsangivelsen hundratusen år är ungefärlig och bör väljas så att påverkan av förväntade stora klimatförändringar, t ex en glaciationscykel, på slutförvarets skyddsförmåga och omgivningskonsekvenser kan illustreras,

Hantering i SR-PSU: Detta redovisas i kapitel 10.

Bortom hundratusen år

Riskanalysen bör belysa den långsiktiga utvecklingen av slutförvarets barriärfunktioner samt betydelsen av större yttre störningar på slutförvaret som t ex jordskalv och glaciationer. Med hänsyn till de, med tiden, ökande osäkerheterna bör beräkningen av stråldoser till människa och miljö göras på ett förenklat sätt med avseende på klimatutveckling, biosfärsförhållanden och exponeringsvägar. Klimatutvecklingen kan förenklat beskrivas som en upprepning av identiska glaciationscykler.

En strikt kvantitativ jämförelse av beräknad risk mot föreskrifternas kriterium för individrisk inte meningsfull. Bedömningen av slutförvarets skyddsförmåga bör i stället baseras på ett resonemang kring den beräknade risken tillsammans med flera kompletterande indikatorer på slutförvarets skyddsförmåga, t ex barriärfunktioner, aktivitetsflöden och koncentrationer i miljön. Om den beräknade risken överstiger föreskrifternas kriterium för individrisk, eller om det finns andra indikationer på betydande störningar av slutförvarets skyddsförmåga, bör de bakomliggande orsakerna till detta redovisas, liksom möjliga åtgärder för att förbättra slutförvarets skyddsförmåga.

Hantering i SR-PSU: Baserat på de allmänna råden i 10 till 12 §§ har en analysperiod på 100 000 år använts. Den maximala radiologiska konsekvensen inträffar under denna tidsperiod. Dessutom visar ett restscenario, som har definierats för att studera de radiologiska konsekvenserna under postglaciala förhållanden, att den radiologiska konsekvensen efter en glaciation är försumbar.

Sammanställning av argument för uppfyllelse av föreskriftens krav

Det bör framgå hur principerna för optimering och bästa möjliga teknik har tillämpats vid lokaliseringen och utformningen av slutförvaret med tillhörande systemkomponenter samt hur kvalitetssäkring använts i arbetet med slutförvaret och tillhörande riskanalyser.

Hantering i SR-PSU: I dokumentet om platsval (SKB 2013b) diskuteras frågor som rör lokalisering och i dokumentet om bästa möjliga teknik för SFR (SKBdoc 1415420) diskuteras BAT.

Argumenten för ett slutförvars skyddsförmåga bör värderas och redovisas på ett systematiskt sätt. Redovisningen bör innehålla en logiskt uppbyggd argumentation för slutförvarets skyddsförmåga med information om beräknade risker, osäkerheter i gjorda beräkningar och rimlighet i gjorda antaganden. För att ge en bra förståelse för riskanalysens resultat bör det framgå hur enskilda scenarier bidrar till risken från slutförvaret.

Hantering i SR-PSU: Detta behandlas i kapitel 10.

Råd om medelvärdesbildning av risk mellan generationer

För vissa exponeringssituationer ger en årlig risk, beräknad som ett medelvärde av alla tänkbara utfall av en probabilistisk riskberäkning, en otillräcklig bild av hur risken fördelas mellan framtida generationer. Detta gäller särskilt händelser som:

- kan bedömas leda till stråldoser under en begränsad tidsperiod i förhållande till den tidsperiod som riskanalysen omfattar, och
- om de uppkommer, kan bedömas ge upphov till en betingad individrisk som överstiger föreskrifternas kriterium för individrisk, och
- kan bedömas ha en så hög sannolikhet att inträffa över den tidsperiod riskanalysen omfattar att produkten av denna sannolikhet och den beräknade betingade risken är av samma storleksordning som, eller större än, föreskrifternas kriterium för individrisk.

För sådana exponeringssituationer bör en probabilistisk beräkning av risk kompletteras genom att beräkna risken för de individer som antas leva efter det att händelsen har inträffat och som påverkas av dess beräknade maximala konsekvens. Beräkningen kan göras t ex genom att illustrera betydelsen av att händelsen inträffar vid olika tidpunkter (T_1, T_2 …,T_n), under beaktande av sannolikheten för att händelsen har inträffat under respektive tidsintervall (T_0 till T_1, T_0 till T_2,…,T_0 till T_n, där T_0 motsvarar tidpunkten för förslutning av slutförvaret). Resultaten från dessa, eller likvärdiga beräkningar, kan på så sätt förväntas ge en illustration av effekterna av spridning av risk mellan framtida generationer och bör, tillsammans med övriga riskberäkningar, redovisas och utvärderas mot föreskrifternas kriterium för individrisk.

Hantering i SR-PSU: Riskutspädning behandlas i kapitel 10.

Råd om utvärdering av miljöskydd

De organismer som tas med i analysen av miljöpåverkan bör väljas utifrån deras betydelse i ekosystemen, men också utgående från deras skyddsvärde enligt övriga biologiska, ekonomiska eller naturvårdsmässiga kriterier. Med övriga biologiska kriterier avses bland annat genetisk särprägling och isolation (t ex i dag kända endemiska arter), med ekonomiska kriterier avses organismernas betydelse för olika slag av näringsfång (t ex jakt och fiske), och med naturvårdsmässiga kriterier om de omfattas av skydd enligt gällande lagstiftning eller lokalt utformade regler. Övriga aspekter, t ex kulturhistoriska, bör också beaktas i identifieringen av sådana organismer.

Bedömning av effekter av joniserande strålning i valda organismer, härrörande från radioaktiva ämnen som kan ha spridits från ett slutförvar, kan göras utifrån den generella vägledning som ges i den Internationella strålskyddskommissionens (ICRP) Publikation 91.[18] Tillämpligheten av de kunskaper och databaser som används avseende spridning av radioaktiva ämnen i ekosystem och strålningens effekter på olika organismer bör bedömas och redovisas.

Hantering i SR-PSU: Urvalet av arter baseras på rekommendationer från en tidigare studie (Jaeschke et al. 2013). Det miljöskydd som är relaterat till SFR diskuteras i kapitel 10, samt redovisas i **Radionuklidtransportrapporten** och **Biosfärens syntesrapport**.

[18] A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species, ICRP Publication 91, Annals of the ICRP 33:3, 2003.

Bilaga C

Hantering av förelägganden på SAR-08

C1 Svar på föreläggande SAR-08

SKB lämnade in säkerhetsanalysen SAR-08 till SSM den 30 april 2008 (SKB 2008a). I december 2009 beslutade Strålsäkerhetsmyndigheten att (SSM 2009):

- godkänna Svensk Kärnbränslehantering AB:s (SKB:s) säkerhetsredovisning (SAR-08) för slutförvaret av radioaktivt driftavfall (SFR 1) vad avser förvarsdelarna BLA, 1BTF, 2BTF och silon,

Samt att:

- förelägga SKB att senast den 30 april 2010 inkomma med en entydig och sammanhållen plan för de åtgärder som, i enlighet med gällande strålsäkerhetsvillkor, behöver vidtas vid förslutningen av anläggningen,
- förelägga SKB att i samband med att en ansökan om utbyggnad av slutförvaret inlämnas, dock senast den 31 december 2013, som ett underlag för en värdering av redovisade dos- och riskberäkningar, ska komplettera redovisningen med:
  - en redovisning av den förväntade barriärdegraderingen för förvarsdelen BMA som baseras på samtliga rimligt sannolika degraderingsprocesser,
  - en känslighetsanalys av risken för och betydelsen av ändrade redoxförhållanden på förvarsdjup, och
  - en utförlig motivering av tillämpligheten för de antagna parameterfördelningarna kopplade till grundvattenflödet i förvaret och dess närhet, samt en väl underbyggd diskussion om vilka modellvarianter som kan förkastas.

SKB besvarade den 30 april 2010 (SKBdoc 1240154) den första delen av föreläggandet. Efter att SKB beslutat att ansökan för ett utbyggt SFR skall lämnas in 31 mars 2014 i stället för 31 december 2013 ansökte SKB i augusti 2013 om förlängd tid för att besvara den andra delen av föreläggandet. SSM beslutade 19:e september 2013 att förlänga tiden för svar på föreläggandet till 31:a mars 2014.

C2 Kort sammanfattning av svaret 2010

I 2010 års svar (SKBdoc 1240154) presenterades en plan för förslutningen av anläggningen. Förslutningsplanen inkluderade följande komponenter:

- Pluggar, enligt referensutformningen som redovisas i SAR-08.
- Återfyllning av förvarsutrymmena, i SAR-08 såväl som i den nuvarande analysen förutsätts samtliga förvarsutrymmen förutom BLA vara återfyllda.
- Ingen kringgjutning av avfallskollin i BMA förutsattes i säkerhetsanalysen och krävdes således inte i förslutningsplanen. Däremot drogs slutsatsen att det skulle kunna vara fördelaktigt från ett hydrauliskt perspektiv.
- Återfyllning av tunnelsystemet är tänkt att göras med exempelvis bergkross. Förslutning av undersökningsborrhål ska göras så att egenskaperna hos dessa inte påverkar grundvattenflödet.

Förslutningsplanen har sedan dess beskrivits mer detaljerat (SKBdoc 1358612).

C3 Kort sammanfattning av svaret 2014

I 2014 års svar (SKBdoc 1386344) inkluderades resultat från studier som är relaterade till betongdegradering, ändrade redoxförhållanden och parameterfördelningar kopplade till grundvattenflöde. Resultat och slutsatser som ingick i svaret har varit en del av den nuvarande analysen.

C3.1 Förväntad barriärdegradering i BMA

Ett detaljerat svar gavs på den del av föreläggandet som rör den förväntade barriärdegraderingen i BMA. Svaret var baserat på det material som tagits fram inom den nuvarande analysen särskilt Höglund (2014) och som redovisas i kapitel 6 (referensutvecklingen) och **Barriärprocessrapporten**.

C3.2 Risken för och betydelsen av ändrade redoxförhållanden

Ett detaljerat svar gavs på den del av föreläggandet som rör risken för och konsekvensen av ändrade redoxförhållanden på förvarsdjup. Den del av svaret som relaterar till risken för ändrade redoxförhållanden återfinns i Duro et al. (2012) och i referensutvecklingen som redovisas i kapitel 6. Även om dessa studier visar att risken för oxiderande förhållanden i förvaret är låg inkluderas ett restscenario för oxiderade förhållanden i den nuvarande analysen, se kapitel 7. Konsekvensen av ändrade redoxförhållanden redovisas i kapitel 9 och i **Radionuklidtransportrapporten**.

Slutsatsen är att risken för ändrade redoxförhållanden är liten och att konsekvensen i form av radiologisk risk i händelse av oxiderande förhållanden är låg.

C3.3 Motivering av parameterfördelningarna kopplade till grundvattenflödet i förvaret

Ett detaljerat svar på den del av föreläggandet som rör valet av parameterfördelningar kopplade till grundvattenflödet i förvaret redovisades. Efter SAR-08 har ett omfattande arbete genomförts inom ämnesområdet hydrogeologi. Kompletterande platsundersökningar (SKB 2013e) har genomförts, och en uppdaterad hydrogeologisk modell har tagits fram (Odén et al. 2014). Den ökade platskunskapen stödjer tillämpligheten av de antagna parameterfördelningarna i SAR-08 och indikerar att andra modellvarianter kan uteslutas. Den nya modellen är väl lämpad för att ge underlag för svar på föreläggandet, eftersom den beskriver de hydrogeologiska förhållandena i befintligt SFR såväl som i det område som avses för projekt SFR utbyggnad.

Slutsatserna av flödessimuleringarna i den nya modellen är att de resultat som presenteras i SAR-08 väl överensstämmer med de slutsatser som kan dras från de nya analyserna.

Bilaga D

Omhändertagande av granskningskommentarer på SAR-08 i SR-PSU

I denna bilaga redovisas SSM:s granskning av SAR-08 komplettered med ett avsnitt “Hantering i SR-PSU” markerad med blå text. För tydlighetens skull har en innehållsförteckning lagts till och alla referenser som nämns i granskningen redovisas i avsnitt D4.

Innehåll

D1	**Inledning**	**407**
D1.1	Bakgrund	407
	D1.1.1 Tillståndsgivning för SFR-1	407
	D1.1.2 Granskningen av säkerhetsredovisningen 2001	408
D1.2	Syftet med denna granskning	408
D1.3	Granskningens genomförande	408
D2	**Juridiska förutsättningar och andra krav**	**409**
D2.1	Bakgrund	409
D2.2	Driftsvillkor utfärdade efter granskningen av SSR 2001	409
	D2.2.1 Begränsning av inventariet i SFR	409
	D2.2.2 Uppskattning av mät- och beräkningsmetoder för radioaktiva ämnen i avfallet	409
	D2.2.3 Krav på förslutningsplan för slutförvaret	410
	D2.2.4 Krav på återkommande säkerhetsredovisning	410
D2.3	Föreskrivna strålskyddskrav och säkerhetskrav	410
D3	**Långtidsfunktionen av SFR 1**	**410**
D3.1	Förslutningsåtgärder	410
	D3.1.1 Bakgrund	410
	D3.1.2 SKB:s redovisning	410
	D3.1.3 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	410
D3.2	Nuklidinventarium och avfall	411
	D3.2.1 Avfallet i SFR	411
	D3.2.2 Metodik för härledning av inventarium av kobolt-60, cesium-137 och plutonium-239 i SFR	411
	D3.2.3 Metodik för bestämning av inventariet av andra betydelsefulla radionuklider	413
	D3.2.4 Koppling mellan drift och långsiktigt strålskydd och säkerhet	416
D3.3	Metodik för säkerhetsanalys	417
	D3.3.1 SKB:s redovisning	417
	D3.3.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	418
D3.4	Klimatutveckling	418
	D3.4.1 Bakgrund	418
	D3.4.2 SKB:s redovisning	419
	D3.4.3 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	419
D3.5	Val av scenarier och scenariosannolikheter	423
	D3.5.1 SKB:s redovisning	423
	D3.5.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	424
D3.6	Metod för konsekvensanalys och beräkningsfall	425
	D3.6.1 SKB:s redovisning	425
	D3.6.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	425
D3.7	Hydrogeologi	426
	D3.7.1 SKB:s redovisning	426
	D3.7.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	426
	D3.7.3 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	428
D3.8	Analys av tekniska barriärer	433
	D3.8.1 SKB:s redovisning	433
	D3.8.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	434
D3.9	Utveckling av kemiska betingelser i SFR-1	436
	D3.9.1 SKB:s redovisning	436
	D3.9.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08	436
D3.10	Effekter av jordskalv på SFR-1	438
	D3.10.1 SKB:s redovisning	438
	D3.10.2 SSM's assessment of SKB's account in SAR-08	438

D3.11 Konsekvensberäkningar 439
D3.11.1 Modellering av slutförvaret 439
D3.11.2 Modellering av geosfären 440
D3.11.3 Modellering av radionuklidomsättning i biosfären 442
D3.11.4 Metoder för beräkning av effekter på miljön 444
D3.11.5 Redovisning av beräkningsresultat 445
D3.12 Karaktärisering av risk 447
D3.12.1 SKB:s redovisning 447
D3.12.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08 448
D3.13 SSM:s sammanfattande bedömning 450
D4 Referenser 451

Sammanfattning

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) lämnade år 2008 in en förnyad säkerhetsredovisning (SAR-08) för slutförvaret för radioaktivt driftavfall (SFR 1). Denna redovisning har granskats mot angivna villkor och föreskrivna krav utfärdade av Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM).

Myndigheten bedömer att den inlämnade redovisningen på ett bättre sätt analyserar och utvärderar den långsiktiga strålsäkerheten jämfört med tidigare redovisningar. De beräkningsfall och scenarier som härleds och analyseras är strukturerade på ett sätt som uppfyller myndighetens krav och följer i stort de anvisningar som myndigheten har utfärdat. Detta underlättar bedömningen mot det föreskrivna riskkriterium som gäller för de långsiktiga konsekvenserna vid slutförvaring av kärnavfall.

Resultaten från de dos- och riskberäkningar som presenteras bedöms huvudsakligen som trovärdiga. SSM bedömer att SKB och förvaret på ett tillfredsställande sätt tillgodoser myndighetens krav gällande det långsiktiga strålskyddet och säkerheten för förvarsdelarna BLA (bergrum för lågaktivt avfall), 1BTF, 2BTF (betongtanksförvaren) och silo. En kvarstående brist från redovisningen från 2001 är dock avsaknaden av en entydig och sammanhållen redovisning av de planerade åtgärderna i samband med förslutning av förvaret.

I granskningen pekar myndigheten på ett antal övriga frågeställningar som SKB behöver vidareutveckla inför kommande redovisningar. Detta inkluderar kvarvarande frågor rörande cementbarriärernas degradering. I granskningen bedömer SSM att denna frågeställning inte påverkar helhetsbedömningen av den långsiktiga strålsäkerheten för förvarsdelarna 1BTF, 2BTF och silo. SSM gör denna bedömning i första hand mot bakgrund av att de långsiktiga omgivningskonsekvenserna förväntas domineras av förvarsdelen BMA (bergrum för medelaktivt avfall). I granskningen har SSM även identifierat frågeställningar rörande bl.a. hydro-, hydrogeokemisk- samt biosfärsmodellering som SKB behöver ta hänsyn till i kommande redovisningar. SSM bedömer att dessa frågeställningar är av sådan karaktär att de för dessa förvarsdelar inte påtagligt bör förändra helhetsbedömningen gällande den långsiktiga strålsäkerheten för förvaret. För att säkerställa denna bedömning behövs ytterligare klargöranden från SKB.

När det gäller förvarsdelen BMA har SSM i granskningen identifierat vissa återstående frågor som påverkar möjligheterna att bedöma kravuppfyllelsen. Myndigheten bedömer att flera av de antaganden och parameterval som tillämpas i analysen är otillräckligt underbyggda. Detta gäller i första hand oklarheter rörande den förväntade utvecklingen av de tekniska barriärerna i förvarsdelen. Med tanke på förvarsdelens dominans avseende de långsiktiga omgivningskonsekvenserna bör även oklarheterna rörande de hydrologiska och hydrogeokemiska frågorna här få störst betydelse. Mot bakgrund av att den beräknade risken är i nivå med det föreskrivna riskkriteriet anser SSM att SKB behöver genomföra vissa förtydliganden alternativt kompletteringar av dessa frågor.

Syftet med denna bilaga är att beskriva i detalj hur SKB i säkerhetsanalysen SR-PSU har hanterat specifika och generella kommentarer givna av SSM i granskningen av SAR-08.

D1 Inledning

D1.1 Bakgrund

D1.1.1 Tillståndsgivning för SFR-1

1983 erhöll Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB (dåvarande SKBF), regeringens tillstånd att bygga SFR-1 vid Forsmarks kärnkraftverk (Regeringen 1983). En slutlig säkerhetsrapport, SSR, inlämnades 1987 till Statens strålskyddsinstitut (SSI) och Statens kärnkraftinspektion (SKI) som underlag för en ansökan om att ta SFR-1 i drift. Efter myndigheternas granskning erhöll SKB ett begränsat driftillstånd i april 1988, kopplat till ett villkor om vissa kompletterande redovisningar (SSI, 1988 och SKI 1988).

SKB redovisade 1991 en kompletterande säkerhetsanalys som granskades gemensamt av SKI och SSI. Baserat på denna granskning gav SSI och SKI i maj 1992 ett kompletterande driftmedgivande där bl.a. vissa restriktioner kring deponeringen av avfall i silon togs bort (SSI 1992 och SKI 1992). Därefter uppdaterade SKB under 1993 den fördjupade säkerhetsanalysen för SFR-1.

D1.1.2 Granskningen av säkerhetsredovisningen 2001

I enlighet med gällande driftsvillkor lämnade SKB år 2001 in en förnyad säkerhetsredovisning för såväl driften och det långsiktiga strålskyddet och säkerheten för anläggningen (SKB 2001). Säkerhetsredovisningen, fortsättningsvis benämnd SSR 2001, granskades gemensamt av myndigheterna (Dverstorp m.fl., 2003). En slutsats från granskningen var oklarheter i uppfyllelsen av ett antal utfärdade villkor och föreskriftskrav, bl.a. SSI:s riskbaserade hälsoskyddskrav, inventariet och mätmetoder för att verifiera inventariet av ett antal långlivade radionuklider. Efter granskningen beslutade därför SSI (SSI 2003a) och SKI (SKI 2003) att SKB skulle komplettera och förstärka analysen av förvarets långsiktiga skyddsförmåga och omgivningspåverkan.

Som en konsekvens av identifierade osäkerheter beslutade myndigheterna om förbud mot ytterligare deponering av avfallskollin innehållande jonbytarmassa från reningen av reaktorvattnet i Ringhals tryckvattenreaktorer (SSI 2003b, SKI 2003). SSI begärde samtidigt att SKB skulle inkomma med redovisningar av hur gällande strålskyddskrav efterlevdes, bl.a. gällande inventariegränser, program för mätningar av radionuklider i avfallet och uppfyllelse av bästa möjliga teknik (BAT) och optimering. Dessa frågor har följts upp och som en konsekvens utökade SSI den 19 mars 2008 deponeringsstoppet att även omfatta kondensatreningsavfall från Forsmarks Kraftgrupp AB (FKA) och visst radioaktivt avfall från icke-kärnteknisk verksamhet (IKA) som behandlas vid anläggningarna i Studsvik

Till årsskiftet 2005/06 inkom SKB med kompletteringar av säkerhetsanalysen (SKB 2005). Den kompletterade redovisning som inlämnades var dock ofullständig. SSI förelade därför den 26 februari 2006 (SSI 2006) SKB om att komplettera redovisningen på ett antal punkter. SKB begärde (SKB 2006) och beviljades (SSI 2007) anstånd med redovisningarna mot att säkerhetsredovisningen i sin helhet kompletterades till årsskiftet 2007/2008, vilket senare förlängdes till den 30 april 2008.

SKB lämnade in en förnyad säkerhetsrapport avseende anläggningsutformningen och driften (pärm 1) till myndigheterna i januari 2008 (SKB, 2008a) och avseende det långsiktiga strålskyddet och säkerheten (pärm 2) i april 2008 (SKB, 2008b).

D1.2 Syftet med denna granskning

Bakgrunden till denna granskning är flerfaldigt. Dels gäller att SSI och SKI i drifttillstånden för SFR-1 ställt som villkor att SKB minst vart tionde år ska genomföra en säkerhetsanalys för den långsiktiga säkerheten och strålskyddet för SFR 1 (SKI 1988, SSI 2003c). SKB:s avsikt med denna redovisning är att den ska medge att nästa redovisning kan lämnas in vid en senare tidpunkt jämfört med om SKB istället hade kompletterat SAFE-redovisningen från 2001. Ett viktigt syfte med granskningen är således ytterst att ta ställning till om SKB och slutförvaret uppfyller de krav som gäller för verksamheten, dels genom de begränsningar som följer av tillståndet med tillhörande villkor, dels vad som följer av de strålskydds- och säkerhetsföreskrifter som har utfärdats av myndigheterna.

Ett annat syfte med granskningen är för SSM att ta ställning till om de begränsningar som för närvarande gäller för driften av anläggningen kan hävas och om en ansökan om omfördelade inventariebegränsningar av radioaktiva ämnen i förvaret kan beviljas. I vilken mån detta är möjligt beror på i vilken grad en sådan ändring kan bedömas rymmas inom gällande tillstånd.

Denna granskningsrapport syftar till att ge ett underlag till myndighetens ställningstagande i dessa frågor.

Utöver kraven på en uppdaterad analys i enlighet med utfärdade villkor ställs det krav på en återkommande säkerhetsprövning för alla kärntekniska anläggningar i SSMFS 2008:1 (SSM 2008). Även denna redovisning ska inkomma minst vart tionde år. En sådan redovisning inlämnades till SKI år 2005 och myndigheten beslutade att denna ska kompletteras till årsskiftet 2009/2010 (SKI 2008).

D1.3 Granskningens genomförande

Granskningen har genomförts av tjänstemän på Strålsäkerhetsmyndigheten. Till stöd för SSM:s arbete har även extern expertis utnyttjats inom olika discipliner. Tabell 1 visar de av SSM anlitade experterna och deras rapportering.

Referens	Ämnesområde
Klos och Shaw, 2009	Biosfärsmodellering
Geier, 2009	Hydrologi
Zhou 2009	Kommentarer på SAR-08 och modellering
Kozak, 2009	Närområdesmodellering
Stenhouse m.fl., 2009	Kommentarer på SAR-08
Klos, 2009	Oberoende biosfärsmodellering

SSM har under granskningsperioden även deltagit i ett forskningsprojekt avseende modellering av kol-14 (Limer m.fl. 2009).

I enlighet med förvaltningslagens bestämmelser skickade SSM den 27 augusti 2009 de konsultrapporter som tagits fram till SKB att ta del av och därmed ges en möjlighet att lämna synpunkter på det underlag som tillförts ärendet (SSM 2009). I syfte att minimera risken för att SSM har missförstått SKB:s redovisning, skickades en preliminär utgåva av granskningsrapporten till SKB i september 2009. SKB inkom med kommentarer på denna den 21 oktober 2009.

D2 Juridiska förutsättningar och andra krav

D2.1 Bakgrund

I samband med myndigheternas granskning av den uppdaterade säkerhetsredovisning som SKB inlämnade år 2001 gjordes i kapitel 2 (Dverstorp m.fl. 2003) en omfattande genomgång av de juridiska förutsättningarna för förvaret. Delar av denna genomgång är fortfarande aktuell, men i vissa avseenden har dock kravbilden förtydligats eller skärpts genom bl.a. uppdaterade driftsvillkor för SFR-1 och utfärdande av nya föreskrifter och allmänna råd tillämpliga vid slutliga omhändertagande av kärnavfall. Nedan ges en kort sammanfattning av de viktigaste villkoren som tillkommit.

D2.2 Driftsvillkor utfärdade efter granskningen av SSR 2001

Efter avslutande av den gemensamma granskningen av SSR 2001 utfärdade respektive myndighet uppdaterade och kompletterade driftvillkor (SSI 2003, SKI 2003). Bakgrunden till att villkoren uppdaterades var att granskningen identifierade behov av vissa förtydliganden, t ex vad gäller nuklidinventariet, förslutningsplan, program för mätningar och andra metoder för att uppskatta nuklidinventariet i avfallet. I samband med att SSI uppdaterade strålskyddsvillkoren år 2003, ersattes de villkor som myndigheten tidigare hade meddelat under 1980- och 90-talet.

D2.2.1 Begränsning av inventariet i SFR

SSI angav att inventariet av radioaktiva ämnen inte får överstiga de gränser som förelåg som underlag till tillståndsansökan, men pekade på att det, efter myndighetens godkännande, bör vara möjligt till viss omfördelning mellan olika radionuklider i de olika förvarsdelarna. I en ansökan behöver en bedömning av hur förändringen kan förväntas påverka de långsiktiga omgivningskonsekvenserna finnas med. Detta villkor utfärdades som ett förtydligande av de begränsningar som redan fastslagits genom regeringstillståndet från 1983.

D2.2.2 Uppskattning av mät- och beräkningsmetoder för radioaktiva ämnen i avfallet

Villkoret fastslår att de för säkerhetsanalysen viktigaste radionukliderna fortlöpande ska bestämmas med metoder som är tillräckligt noggranna för att säkerställa att gällande gränser innehålls. Bakgrunden till förtydligandet av detta villkor var de slutsatser från granskningen som indikerade att de metoder som dittills hade använts underskattade innehållet av vissa betydelsefulla radioaktiva ämnen i avfallet.

D2.2.3 Krav på förslutningsplan för slutförvaret

Villkoret fastslår att en plan för de åtgärder som behöver vidtas vid förslutningen ska finnas framtagen som ett underlag för den löpande driften. Även detta villkor förtydligades som en följd av granskningen av SSR 2001. En slutsats från denna granskning var att det var en brist att det inte fanns en detaljerad plan framtagen för hur anläggningen slutligen avsågs att förslutas, detta eftersom detta utgör ett underlag för säkerhetsanalysen samt ett viktigt underlag för vissa driftrelaterade beslut som kan behöva fattas.

D2.2.4 Krav på återkommande säkerhetsredovisning

Villkoret fästställer att SKB minst vart tionde år ska ta fram och redovisa en uppdaterad analys av SFR 1 som beskriver strålskyddet under driften samt förvarets långsiktiga skyddsförmåga och dess omgivningskonsekvenser. I anslutning till varje redovisningstillfälle ska SKB redovisa viktiga kunskapsluckor och osäkerheter av betydelse för det långsiktiga strålskyddet samt ett program för hur dessa ska omhändertas.

D2.3 Föreskrivna strålskyddskrav och säkerhetskrav

I samband med granskningen av SKB:s senaste säkerhetsanalys för ett slutförvar för använt kärnbränsle, SR-Can, gjordes en genomgång av tillämpliga krav som ställs genom SSM:s föreskrifter och allmänna råd. Eftersom de formella kraven på ett slutförvar för radioaktivt reaktoravfall väsentligen motsvarar de krav som ställs på ett slutförvar för använt kärnbränsle hänvisas till genomgången i (Dverstorp och Strömberg m.fl. 2008). Den viktigaste skillnaden gäller kraven på hur lång tid säkerhetsanalysen behöver omfatta, där kraven på analysen för ett slutförvar som SFR 1 är begränsade till 100 000 år efter förvarets förslutning.

D3 Långtidsfunktionen av SFR 1

D3.1 Förslutningsåtgärder

D3.1.1 Bakgrund

I den granskning som myndigheterna gjorde av SSR 2001 konstaterades att det var en brist att SKB inte hade fastlagt en plan för hur anläggningen så småningom skulle förslutas. SKB:s plan var enbart beskriven i ”principiella termer” och lämnade därför frågor obesvarade vilket enligt myndigheterna försvårade analysen av förvarets långtidsfunktion. Som en följd av granskningen ställde därför respektive myndighet som villkor (SSI 2003 och SKI, 2003) att en plan för förslutningen ska finnas framtagen, vilken bl.a. utgör en grund för de driftbeslut som fattas. Ett exempel som lyftes fram var behovet av förslutningsåtgärder för förvarsdelen BLA där motstridiga uppgifter om behovet av detta angavs av SKB i SSR 2001. Andra exempel som myndigheterna pekade på gällde kringgjutning av avfallskollin i förvarsdelen BMA, där SKB lämnade oklara uppgifter, samt behov av att analysera degraderade pluggar, där SKB avfärdade detta med hänvisning till att deras utformning ännu inte var bestämd, se avsnitt 3.3 i granskningsrapporten (Dverstorp m.fl., 2003)

D3.1.2 SKB:s redovisning

SKB beskriver i ”principiella termer” planerade förslutningsåtgärder för de olika bergsalarna (avsnitt 5.5 i SAR-08). Vissa åtgärder genomförs under driftperioden, så som t ex kringgjutning av avfallskollin i Silon. För BTF planerar SKB att kringgjuta avfallskollina i samband med förslutning. För BLA anges att återfyllnad inte ska ske, men att detta kan behöva ses över. För BMA är frågan om förslutning inte slutligt bestämd. SKB anser att en slutlig planering av pluggar i förvaret först kan göras när den totala omfattningen av SFR 1 är känd.

D3.1.3 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

Sedan granskningen av SSR 2001 har SKB bara delvis förtydligat underlaget, främst genom att en preliminär design för utformningen av pluggar har tagits fram (Gunnarsson, 2005). SSM kan konstatera att SKB i övrigt inte har uppdaterat beskrivningen av planerna i SAR-08 för hur anläggningen ska förslutas jämfört med de planer som angavs i SSR 2001. Oklarheterna rörande det eventuella

behovet av återfyllnad av BLA och frågan om kringgjutning av avfallskollin i BMA kvarstår således från granskningen av SSR 2001. SSM anser återigen att frågan inte omhändertagits på ett tillfredsställande sätt och inte uppfyller angivna tillståndsvillkor för anläggningen. Särskilt otillfredsställande är oklarheterna för förvarsdelen BLA och de eventuella behoven att återfylla denna för att undvika en uppsprickning till förvarsdelen BMA. SKB utgår i avsnitt 5.5 från att förvarsdelen lämnas outfylld, men konstaterar samtidigt i avsnitt 6.4.3 att åtgärder för att minska på tomvolymen i BLA i syfte att minska uppluckringszonen bör övervägas i samband med förslutning av förvaret. I den modellering av grundvattenflödet som SKB genomfört utgår man dessutom från att förvarsdelen BLA återfylls (avsnitt 6.4.2). SSM anser att det är en brist att SKB inte fördjupat underlaget och tagit fram en mer utvecklad och entydig förslutningsplan för SFR-1 i SAR-08.

Med tanke på avfallets beskaffenhet i BLA (väsentligen containrar fyllda med sopor och skrot) kvarstår dessutom frågan om en återfyllning av BLA löser problemen med risken för uppsprickning mellan förvarsdelarna, eller om tomvolymen i avfallet är så stor att tillräcklig fyllnadsgrad ändå inte kan uppnås för att undvika en uppsprickning. Denna fråga behöver belysas ytterligare.

Hantering i SR-PSU

För ett ge en samlad redovisning av hur förvaret planeras att förslutas har en förslutningsplan tagits fram (SKBdoc 1358612). Syftet med förslutningsplanen är att ge en sammanhållen beskrivning av förslutningskomponenternas möjliga utformning och installation, med hänsyn tagen till konstruktionsstyrande antaganden och förutsättningar. Förslutningsplanen beskriver även kringgjutning av avfallet i de olika förvarsutrymmena, som en del av förberedelserna för den kommande förslutningen. Eftersom förslutning med möjlig utformning och installation baseras på dagens teknik, kommer det att vara nödvändigt att utveckla och utvärdera den presenterade utformningen av förslutningen i framtiden. Teknikutveckling och vidare verifiering kommer att utföras inför den slutliga utformningen av förslutningen.

Den teknikutveckling som behövs för att fastställa utbyggnadens utformning har identifierats i förslutningsplanen. För vidare beskrivning, se avsnitt 4.2.8.

Hantering av de två oklarheter som SSM särskilt tagit upp i sin bedömning:

Eventuellt behov av återfyllning av BLA
Behovet av återfyllning i förvarsutrymmena, speciellt BLA, har studerats (se förslutningsplanen) och ligger till grund för de förslutningsåtgärder som beskrivs i förslutningsplanen. Studien visar att BLA inte behöver återfyllas.

Kringgjutning av avfallskollin i BMA
Enligt förslutningsplanen kommer avfallet i både 1 och 2BMA att kringgjutas (se även **Initialtillståndsrapporten**). I förslutningsplanen redovisas motiv till behovet av kringgjutning.

D3.2 Nuklidinventarium och avfall

D3.2.1 Avfallet i SFR

I SFR 1 slutförvaras avfall som uppstår vid drift av de svenska kärnkraftverken samt visst avfall från Studsviks anläggningar. Huvudsakligen består avfallet av filter från vattenreningssystemen (i form av jonbytarmassor) samt av sopor och annat lågaktivt avfall som uppstått under driften. Innehållet av gammastrålande radionuklider i avfallet bestäms genom mätningar på verken där också avfallet behandlas och förpackas. Vid SFR 1 slutförvaras även visst radioaktivt avfall som härstammar från sjukhus, forskning och industri. Detta avfall har behandlats och förpackats vid Studsviks anläggningar innan transport till SFR 1.

D3.2.2 Metodik för härledning av inventarium av kobolt-60, cesium-137 och plutonium-239 i SFR

SKB:s redovisning

I rapporten R-07-17 (Almkvist och Gordon, 2007) redogör SKB för den metodik som tillämpas för att härleda de inventarier som utgör grund för konsekvensanalysen. SKB utgår från de s.k. typbeskrivningar som har eller kommer att tas fram för olika typer av avfall från de olika

avfallsproducenterna. Härledningen baseras på följande faktorer; 1) det antal avfallskollin av respektive typbeskrivning som var deponerade den 31 december 2006, 2) en prognos av årliga framtida produktionen avfallskollin tillhörande respektive avfallstyp och 3) ett referensinnehåll av radionuklider för respektive avfallstyp.

För respektive typbeskrivning har SKB presenterat ett referensinnehåll av olika radionuklider. SKB har dels utgått från framtagna data och erfarenheter från redan producerat avfall vid de svenska anläggningarna (främst för gammastrålarna och ”nyckelnuklierna” kobolt-60 och cesium-137 samt för den tredje ”nyckelnukliden” plutonium-239/240), dels använt sig av resultaten från de utredningar och analyser som genomförts av andra betydelsefulla radionuklider som kol-14, nickel-59, teknetium-99 och jod129.

Grundläggande uppgifter för framtagandet av inventariet är de gammaspektrometriska analyser som görs av de avfallskollin som produceras, genom vilka kollinas innehåll av de s.k. nyckelnuklierna kobolt-60 och cesium-137 bestäms. För den tredje nyckelnukliden plutonium-239/240 utgår SKB från de mätningar som regelbundet görs av bl.a. reaktorvattnet vid kärnkraftverken, genom vilka den totala mängden plutonium-239/240 i avfallet bestäms. Utifrån dessa analyser beräknas sedan:

- Ett referensinnehåll av kobolt-60 och cesium-137 för de olika varianterna av respektive typbeskrivning,
- Ett referensinnehåll av plutonium-239/240 som antas fördelas mellan de olika varianterna av de olika typbeskrivningarna baserat på deras referensinnehåll av kobolt-60 TD (vid tillverkningsdatumet).

Dessa uppgifter, tillsammans med uppgifter om antalet redan deponerade kollin av respektive variant av de olika typbeskrivningarna används för att beräkna inventariet per den 31 december 2006. För att beräkna inventariet i det avfall som ännu inte deponerats, men som ingår i de tre inventarier som beräknas, se nedan, baseras på en uppskattning av den årliga produktionen av avfall.

Inventariet av andra nuklider än nyckelnuklierna beräknas antingen genom korrelationen mot nyckelnuklierna, eller som en total mängd, eller som en kombination av dessa beräkningssätt. Detta beskrivs närmre nedan i avsnittet *Metod för bestämning av inventariet av andra betydelsefulla radionuklider*. Tre olika inventarier beräknas. Ett baseras på att kärnkraftverken, med undantag för Barsebäcksreaktorerna, drivs i 50 år och beräknas för år 2040, och ett baseras på 60 års drifttid och beräknas för år 2050. För reaktorerna i Barsebäck utgår SKB från den faktiska drifttiden. Ingen hänsyn har tagits till en ändrad avfallsproduktion som följd av effekthöjningar vid kärnkraftverken eller andra ändringar som kan påverka detta. För avfall från Studsviks anläggningar utgår SKB från att detta fyller den kvot som Studsvik enligt avtal har rätt att utnyttja. Det inventarium som utgår från 50 års drift av kärnkraftverken används i konsekvensanalysen. Slutligen beräknas ett inventarium för ett ”fullt” slutförvar där SKB fyller upp eventuell kvarvarande volym med ett hypotetiskt avfall så att det totala aktivitetsinnehållet i förvaret blir 10^{16} Bq vid år 2040. Detta inventarium används vid känslighetsanalyserna. SKB klargör att man är medveten om att de beräknade inventarierna kan överskrida gällande inventariebegräsningar.

SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM anser att SKB:s metodik för att beräknas inventariet i grunden är ändamålsenlig, men bedömer att redovisningen är ofullständig vilket innebär att det är svårt för SSM att i detalj kontrollera tillämpningen av den. Exempelvis har SKB valt att redovisa referensinnehållet endast för den vanligaste förekommande varianten av respektive avfallstyp, och inte som ett referensinnehåll för samtliga avfallskollin tillhörande avfallstypen. Detta innebär att beräknat inventarium för de olika avfallstyperna inte kan kontrolleras baserat på det redovisade underlaget. Direkta jämförelser med SKB:s tidigare redovisning i R-01-03 (Riggare och Johansson, 2001) är inte heller möjliga att genomföra för alla typer av avfall.

SSM drar, precis som vid granskningen av redovisningen 2001, slutsatsen att innehållet av de gammastrålande nyckelnuklierna (kobolt-60 och cesium137) huvudsakligen är väl dokumenterat genom de mätningar som görs av producerat avfall. Detta innebär även att underlaget för att göra prognoser för framtida avfall är tillfredsställande. I den granskning av inventariefrågor som följde efter

granskningen av säkerhetsredovisningen 2001 var avslutad har det dock konstaterats att det har förekommit problem att plocka ut uppgifter om de gammastrålande nyckelnukliderna från databasen på ett kvalitetssäkrat sätt (SSI, 2006). Definitiva slutsatser för om detta har bemästrats är svåra att dra från det redovisade underlaget.

Som framgår ovan bestäms den mängd av nyckelnukliden plutonium239/240 som årligen hamnar i avfallet genom analyser av reaktorvattnet och nukliderna fördelas ut mot kobolt-60 TD. SSM bedömer att denna metodik i grunden är acceptabel, men har invändningar mot att den ”fördelade” aktiviteten inte läggs fast för exempelvis varje driftår. SKB tillämpar i stället metodiken löpande, vilket innebär att den ackumulerade mängden kobolt-60 TD från varje kärnkraftverk i stället blir styrande. Detta leder till orimliga konsekvenser. Ett sådant exempel gäller deponering av kollin innehållande jonbytarmassa från reaktorvattenreningen som numera företrädesvis enbart deponeras i silon, och inte som tidigare också i BMA. Metodiken innebär att redan deponerat plutonium bokföringsmässigt kan komma att flyttas från BTF och BMA till silo, vilket kan påverka de beräknade konsekvenserna på ett icke konservativt sätt. SSM anser således att SKB behöver förbättra metodiken för hur plutonium fördelas mellan förvarsdelarna. Genom att avfallets innehåll av andra transuraner korreleras till mängden plutonium239, blir även SKB:s uppskattning av dessa radionuklider fel.

SSM kan även konstatera vissa andra felaktigheter i redovisningen av plutonium-239. För t ex reaktorvattenreningsavfall från Ringhals kärnkraftverk har SSM:s granskning visat att den totala mängden plutonium239 i avfallet (för avfallstyp R.16) har minskat med en faktor 4 mellan redovisningen 2001 och nu föreliggande redovisning, vilket uppenbarligen är orimligt. I själva verket borde mängden plutonium-239 ha ökat eftersom ytterligare 272 kollin har tillverkats under tiden mellan redovisningarna. Utifrån de kompletterande redovisningar som har tillställts SSM (SKB 2009) har även halten av plutonium-239 minskat med en faktor 2 i det avfall som Ringhals har deponerat i förvarsdelen BMA under den aktuella tidsperioden. Eftersom aktiviteten har minskat i såväl BMA som silo bör felaktigheten inte vara orsakad av den metodik som tillämpas för att fördela ut aktiviteten. Sannolikt beror avvikelserna på felaktigheter i redovisningarna i SKB:s rapportering för 2001 (i rapport R-01-03) samt 2007 (i rapport R-07-17). Exakt vad dessa felaktigheter består i har SSM inte kunnat få klarhet i.

Hantering i SR-PSU

Referensinnehåll för olika typer av avfall
I SR-PSU har alla varianter av en avfallstyp tagits med i beräkningen av referensinnehållet för de olika avfallstyperna. Metoden som används för att beskriva referensinnehållet för de olika avfallstyperna redovisas i SKB (2013a).

Data för gammastrålande nyckelnuklider
De problem som tidigare påträffats i samband med att ta fram data för de gammastrålande nyckelnukliderna från databasen på ett kvalitetssäkrat sätt bör inte längre vara aktuella, eftersom inventariedata som används i SR-PSU lagras i den nya databasen TRIUMF.

Felaktigheter i redovisningen av plutonium-239
I SR-PSU fördelas plutonium-239 mellan förvarsutrymmena i proportion till fördelningen av kobolt-60 TD (tillverkningsdatum) som beskrivs i avsnitt D3.2.3 nedan. Detta innebär att de problem som noterats av SSM för SAR-08 fortfarande kvarstår.

D3.2.3 Metodik för bestämning av inventariet av andra betydelsefulla radionuklider

Bakgrund

Frågor rörande inventariet i SFR av långlivade radionuklider har varit föremål för en omfattande utredningar och granskningar sedan myndigheterna avslutade granskningen av den säkerhetsredovisning för SFR-1 som inlämnades år 2001. Bakgrunden till de utredningar som begärts har varit tveksamheter om uppfyllelse av två av de villkor som framgår av SSI:s beslut den 8 december 2003 om uppdaterade strålskyddsvillkor för SFR-1 (SSI 2003a). SSI begärde att SKB dels skulle inkomma med en redovisning av det faktiska inventariet i slutförvaret per den 1 maj 2006, dels skulle redovisa det program för mät- och beräkningsmetoder som tillämpas för att bestämma innehållet av de

viktigaste radionukliderna i avfallet. De redovisningar som tillställdes myndigheten granskades som ett underlag till ett beslut daterat den 19 mars 2008 (SSI 2008). Underlaget till flertalet av de synpunkter som här anges, står att finna i detta beslut.

SKB:s redovisning

För långlivade och för säkerhetsanalysen betydelsefulla radionuklider som kol-14, klor-36, nickel-59, nickel-63, molybden-93, teknetium-99, jod-129 och cesium-135 utnyttjar SKB i första hand information från de utredningar som gjorts genom åren, bl.a. Lundgren (2005), Lundgren (2006), Magnusson, m.fl. (2007), Persson (2005), och som sammanställts i SKB (2008), och i andra hand de utredningar som gjorts av Lindgren m.fl. (2007).

Följande metodik har tillämpats. För ovan nämnda radionuklider (förutom för kol-14, nickel-59 och nickel-63) har ett inventarium för 2004 (eller till det år som respektive underlagsrapport medger) har beräknats. För det avfall som tillkommer efter detta datum baserar SKB sig på de korrelationsfaktorer som tagits fram av Lindgren m.fl. (2007).

För nickelisotoperna har inventariet beräknats med korrelationsfaktorer och normkollits innehåll av kobolt-60. För kol-14 har inventariet uppskattats utgående på den totala mängd för 40 års reaktordrift som beräknas i Magnusson m.fl. (2007). Den beräknade aktiviteten har fördelats mellan förvarsdelarna mot kobolt-60 TD.

SSM:s bedömning
Kol-14

En viktig slutsats från myndigheternas granskning av den säkerhetsredovisning som SKB inkom med år 2001 var att den metodik som tillämpades inte var godtagbar och sannolikt underskattade inventariet av kol-14 i driftavfallet. Metodiken har, som en följd av myndigheternas beslut, setts över och SKB utgår inte längre från en korrelation mellan förekomsten av kobolt-60 och kol-14 i avfallet. I stället baserar SKB uppskattningen på faktiska mätningar av kol-14 i olika typer av avfall från kärnkraftverken och baserat på dessa mätresultat har dels en total mängd kol-14 från 40 års drift beräknats dels ett årligt tillskott för ytterligare driftår.

SSM bedömer att utredningarna som genomförts är av god kvalitet och att det angivna inventariet av kol-14 ger en bättre uppskattning jämfört med tidigare. Utredningarna bekräftar myndigheternas tidigare slutsatser att primärreningsmassor från tryckvattenreaktorerna (PWR) vid Ringhals (block 2–4) är en viktig källa för kol-14 i driftsavfallet. Utredningarna visar att avfall från kokarvattenreaktorer (BWR) också kan vara en betydelsefull källa för kol-14, om än i mindre omfattning än avfallet från PWR. För BWR är det istället reningsmassorna från reningen av kondensatet som kan innehålla de största mängderna kol-14. I de studier som hittills genomförts har i första hand kondensatreningsmassor från Forsmark 1 och 2 identifierats som betydelsefulla källor för kol-14. Även om metodiken är en förbättring jämfört med tidigare, bedömer SSM att det hittills genomförda mätprogrammet inte är tillräckligt för att definitiva slutsatser ska kunna dras både vad gäller avfallets totala innehåll av kol-14 som dess fördelning mellan olika förvarsdelar i SFR-1. För en bättre uppskattning ska kunna genomföras behövs sannolikt resultat från det mätprogram som SSI beslutade om den 19 mars 2008 (SSI 2008). Metodiken för att fördela ut aktiviteten mellan de olika förvarsdelarna behöver också ses över till framtida redovisningar eftersom kol-14 sannolikt inte fördelas som kobolt60 i avfallet. Den metod som tillämpats i SAR-08 har sannolikt lett till att inventariet av kol-14 i BMA har underskattats, medan inventariet i silo kan vara överskattat.

Tidigare genomförda granskningar har också visat på oklarheter vad gäller innehållet av kol-14 i avfallet som omhändertas vid anläggningarna i Studsviks anläggning, främst genom omhändertagande av avfall från externa leverantörer. SKB anger i (SKB 2008 och Almkvist och Gordon 2007) att hittills deponerat avfall från Studsvik totalt innehåller mellan 0,1 – 1 GBq kol-14. Tidigare utredningar från Studsvik (Studsvik 1985 och SSI 1988) anger att den mängd kol-14 som årligen levereras från Studsvik till SFR-1 är i storleksordningen 10 GBq. Beroende på hanteringen i Studsvik kan hela eller delar av denna aktivitet ha förts till SFR (främst förvarsdelarna BLA och BTF). Dessa avvikelser och oklarheter kring hanteringen av avfall från externa leverantörer ledde till att SSI (2008) stoppade vidare deponering av delar av avfallet från Studsvik.

Nickel-63 och nickel-59

I (SSI 2008) konstateras att det uppskattade inventariet av nickel-59 och nickel-63 i SFR i hög grad bestäms av de korrelationsfaktorer som gäller för avfall från PWR och av fördelningen av kobolt-60 i avfallet från Ringhals, där avfall från BWR och PWR blandas. Inventariet är ungefär proportionellt mot korrelationsfaktorn för PWR och mot andelen kobolt-60 från PWR. Korrelationsfaktorerna bedöms konservativt valda medan argumentationen för att andelen kobolt-60 från PWR uppgår till 35 % behöver underbyggas bättre. SSI konstaterar också att även visst avfall från BWR kan vara av betydelse och beslutade därför om kompletterande mätningar.

I granskningen av Almkvist och Gordon (2007) har SSM kunnat konstatera vissa oklarheter i redovisningen av nickelisotoperna. För avfall från Ringhals har SKB endast angett de korrelationsfaktorer som gäller för avfall från BWR. För avfall från Clab (typbeskrivning C.24) har de korrelationsfaktorer angetts som gällde år 2001. Vid möte den 26 mars 2009 (SSM 2009) förklarade SKB att de felaktiga värdena för avfallet från Ringhals beror på att man endast kan ange en korrelationsfaktor i databasen, men för beräkningarna har faktorer giltiga för såväl PWR som BWR använts. Felet för avfallet från Clab beror på att denna uppgift inte har uppdaterats sedan 2001 eftersom inga nya kollin har tillverkats. I avvaktan på ytterligare utredningar godtar SSM aktuell uppskattning.

Klor-36, teknetium-99, jod-129 och cesium-137

Inventariet för dessa radionuklider har bestämts utifrån den totalt deponerade mängden avfall t.o.m. år 2004. Aktiviteten i förvaret fördelas mot kobolt-60 TD, förutom för cesium-135 som fördelas mot cesium-137 TD. För avfall som producerats efter detta datum har de korrelationsfaktorer som härleds i Lindgren m.fl. (2007) tillämpats.

Även detta granskades av SSI och myndigheten bedömde i beslutet den 19 mars 2008 att uppskattningen är rimligt tillförlitlig utifrån de mätdata som finns att tillgå. Myndigheten pekade i beslutet på nödvändigheten att regelbundet genomföra uppdaterade analyser för dessa nuklider, med utgångspunkt från den metodik som utgjorde underlag till myndighetens beslut. I avvaktan på ytterligare resultat bedömer SSM att det inventarium som ligger till grund för SFR SAR-08 utgör en rimlig uppskattning.

Hantering i SR-PSU

Metodik för bestämning av inventariet av kobolt-60, cesium-137 och plutonium-239 i SFR 1
SSM bedömde att inventarieredovisningen i Almkvist och Gordon (2007) var ofullständig då referensinnehållet endast redovisas för den vanligaste varianten av varje avfallstyp och inte för samtliga avfallskollin som tillhör avfallstypsbeskrivningen. I SKB (2013a) redovisades referensinnehållet som ett medelvärde för samtliga avfallskollin som tillhör avfallstypen. Referensinnehållet uppskattas och presenteras för tiden då förvaret försluts, alltså år 2075. Denna förändring gör det svårt att göra direkta jämförelser mellan tidigare redovisning i Almkvist och Gordon (2007) och den i SKB (2013a).

SSM anser att metodiken som använts för fördelningen av nyckelnukliden plutonium-239/240 är i princip acceptabel, men har invändningar mot aktivitetsfördelningen eftersom den inte läggs fast för varje driftår. SSM utrycker oro över att aktiviteten kommer att fördelas på ett icke-konservativt sätt mellan olika delar av förvaret. Metodiken för fördelningen av nyckelnuklider har inte ändrats. Under drift av förvaret kan de redovisade mängderna plutonium för respektive förvarsutrymme bli ”alltför stora”, eftersom allt producerat plutonium registreras som deponerat i SFR medan stora delar egentligen är lagrat vid kärnkraftverken i redan producerade kollin eller i tankar med jonbytarmassa. Att lägga till det lagrade plutoniuminnehållet varje år är administrativt svårt att genomföra eftersom SKB då måste hitta en metod för att fördela producerat plutonium på faktiska och framtida kollin. SKB anser att detta är svårt eftersom till exempel lagrad jonbytarmassa från många års produktion kan blandas innan avfallskollina tillverkas. SKB anser att årligt fastställande av plutoniuminnehållet inte nödvändigtvis leder till en bättre beskrivning av de verkliga förhållandena vid tiden för förslutning.

Sedan april 2014 har nya acceptanskriterier för SFR implementerats. De nya kriterierna reglerar innehållet av till exempel gasbildande material och organiska komplexbildare. För 2BMA är det till exempel inte tillåtet med cellulosa i sådana mängder att sorptionen av de mest känsliga radionukliderna påverkas.

Metodik för bestämning av inventariet av andra betydelsefulla radionuklider

C-14:
SSM anser att de utredningar som genomförts är av god kvalitet och att det angivna C-14-inventariet ger en bättre uppskattning jämfört med tidigare. SSM har dock invändningar mot den metod med vilken SKB fördelar C-14 i relation till mängden kobolt-60 (TD) i avfallet. Provtagningsprogrammet för mätning av C-14 fortskrider. Vidare har SKB justerat metoden för fördelning av C-14; den är nu baserad på den mängd jonbytarmassa som innehåller C-14 för varje förvarsutrymme, i stället för den tidigare fördelningen i förhållande till Co-60 (TD). Detta ger en bättre fördelning av C-14 mellan olika delar av förvaret och överskattar inte C-14-innehållet i silon jämfört med det i 1BMA. För mängden C-14 i avfall från Studsvik Nuclear AB och AB SVAFO har ingen förändring av metodiken implementerats. Försök har gjorts för att få bättre underlag från dessa avfallsproducenter. SKB:s ståndpunkt är att sådant avfall ska lagras i SFR enbart om ytterligare undersökningar kan visa, på ett godtagbart sätt, att avfallet innehåller acceptabla aktivitetsmängder av C-14.

Ni-59:
SSM fann att de korrelationsfaktorer som användes för att bestämma mängden nickel behövde motiveras bättre. Nickel-59 i avfallet från kärnkraftverken beräknas numera från uppmätta värden av nickel-63. För det redan deponerade avfallet, tillämpas fortfarande de korrelationsfaktorer som användes i Almkvist och Gordon (2007), samt fördelningen mellan BWR och PWR av kobolt-60 i avfallet från Ringhals.

Cl-36, Tc-99, I-129 och Cs-135:
SSM anser att uppskattningarna av dessa nuklider är rimligt noggranna, baserat på tillgänglig data. SSM poängterar behovet av att periodvis genomföra uppdaterade analyser. SKB har för dessa nuklider, sedan Almkvist och Gordon (2007), gjort årliga uppskattningar utifrån nuklidspecifika modeller.

D3.2.4 Koppling mellan drift och långsiktigt strålskydd och säkerhet

Bakgrund

I granskningen av SSR 2001 konstaterade myndigheterna att SKB borde ha redovisat hur det säkerställs att de driftrelaterade åtgärder som vidtas är optimerade med hänsyn till slutförvarets långsiktiga funktion så som den beskrivs i säkerhetsredovisningen. Detta gällde framtagande av avfallstyper, styrning av avfallskollin mot olika förvarsdelar, deponeringsförfarande och successiv driftförslutning. Myndigheterna konstaterade också att det fanns anledning för SKB att göra en översyn av avfallskollin mellan olika förvarsdelarna, särskilt med hänsyn till att den mest kvalificerade förvarsdelen (silon) endast prognostiserades att vara drygt halvfull när anläggningen förväntades förslutas.

Som en följd av den myndighetsgemensamma granskningen begärde SSI i ett beslut den 8 december 2003 (SSI 2003b) att SKB skulle redovisa hur SKB och avfallsproducenterna säkerställer uppfyllelse av kraven på strålskyddsoptimering och tillämpning av bästa möjliga teknik (BAT) vid driften av SFR-1. SKB inkom med de begärda redovisningarna den 31 januari 2008 (SKB 2008). I redovisningarna bedömde SSI att SKB på ett godtagbart sätt hade förtydligat kriterierna för hur avfall styrs till de olika förvarsdelarna. SKB pekade på att en totaloptimering av driften av förvaret planeras att göras i samband med att en ansökan om utbyggnad lämnas in år 2013. SKB konstaterade att dokumentationen i samspelet mellan drift och långsiktigt strålskydd behövde dokumenteras bättre i framtiden, vilket SSI bedömde vara nödvändigt.

SKB:s redovisning

I SAR-08 redogör SKB endast övergripande för de principer som tillämpas vid styrningen av avfall till de olika förvarsdelarna i SFR-1:

- Det medelaktiva avfallet, i huvudsak bestående av förbrukade jonbytarmassor, filtermassor samt filterpatroner från reaktor- och bassängvattenreningskretsar, deponeras tillsammans med visst avfall från Studsvik i silo.
- Medelaktivt avfall med kemiska eller mekaniskt oönskade egenskaper för silon deponeras i förvarsdelen BMA, tillsammans med annat avfall som inte behöver deponeras i silo, men som pga av strålskärmning inte kan placeras i förvarsdelen BLA. Avfallet utgörs till största delen av jonbytarmassor från kondensatreningskretsar samt cementsolidifierade sopor och skrot.

- I bergsalarna 1BTF och 2BTF deponeras medelaktiva avvattnade pulverformiga jonbytarmassor samt avfallsfat från förbränningen av lågaktivt sopavfall i Studsvik.
- Avfall med mycket lågt aktivitetsinnehåll deponeras i förvarsdelen BLA.

SKB anser att dessa fördelningsprinciper har tillämpats från anläggningens driftstart och att de avses att tillämpas framöver. SKB anger samtidigt att det från ALARA-synpunkt i vissa fall kan vara optimalt att deponera avfall i en förvarsdel som ursprungligen inte var tänkt och att man i sådana fall får göra en rimlighetsbedömning. Slutligen anges att om kraven för deponering i planerad förvarsdel inte uppfylls t ex genom missöden eller fel i produktionen så avgörs behov av åtgärd från fall till fall.

I samband med en framtida utbyggnad anger SKB att avsikten är att förvaret i sin helhet ska omlicensieras för att möjliggöra deponering av såväl drifts som rivningsavfall i förvaret i sin helhet.

SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

Vad det gäller styrningen av avfall mot de olika förvarsdelarna delar SSM inte SKB:s syn att de grundläggande principerna hittills har följts på ett stringent sätt. Det finns ett flertal orsaker till detta, vilket redan konstaterades i granskningen av SSR 2001 (Dverstorp m.fl. 2003). Ett viktigt exempel är att avfallskollin innehållande reningsmassor av reaktorvattnet och bränslebassängerna i stor utsträckning har deponerats i BMA i stället för i silo. Enligt SSM:s bedömning är det till stor del pga. dessa kollin som den nuvarande aktivitetsfördelningen mellan BMA och silo har uppstått, med en större andel långlivad aktivitet i BMA än vad som ursprungligen avsågs.

För den fortsatta driften av anläggningen bedömer dock SSM att det bör finnas förutsättningar för en mer stringent styrning av avfallet i enlighet med de ursprungliga intentionerna för anläggningen. SSM bedömer dock att detta inte framgår på ett tydligt sätt av SAR-08, utan i stället av de redovisningar som SKB tidigare lämnat till SSI (SKB 2008). Av detta dokument framgår de sorteringsrutiner som SKB och avfallsproducenterna numera tillämpar på ett godtagbart sätt. Med tanke på att detta dokument fastställdes efter det att SAR-08 togs fram godtar SSM redovisningen av denna fråga i SAR-08, men anser att SFR SAR i framtiden behöver uppdateras i detta avseende.

Vad det gäller den granskning som SKB gör av de typbeskrivningar som avfallsproducenterna tar fram har myndigheterna tidigare konstaterat brister i såväl dokumentationen av granskningen som för granskningen i sig. Tillräcklig hänsyn till kravet på tillämpning av BAT har inte tagits och myndigheterna har exempelvis avslagit ansökan om deponering av sådana avfallskollin som på sikt onödigtvis hade kunnat degradera slutförvarets barriärer. SSM kan konstatera att SKB i SAR-08 inte fördjupar hur den prövning som SKB gör av nya avfallstyper annat än att man konstaterar att ”påverkan på förvar och omgivning bedöms mot de säkerhetsanalyser som genomförts” och att ”Acceptanskriterierna för respektive förvarsdel ska vara uppfyllda.” SSM avser att följa upp denna fråga bl.a. i förbättrade föreskrifter och kommande granskningar av nya avfallstyper.

Hantering i SR-PSU

Samband mellan drift och långsiktigt strålskydd och säkerhet

Radionuklidtransportberäkningarna baseras på ett antagande om en framtida deponeringsstrategi som finns beskriven i **Initialtillståndsrapporten**. Dessutom har preliminära acceptanskriterier för avfall tagits fram och en ny metod för framtagandet av typbeskrivningar håller för närvarande på att upprättas. De nya typbeskrivningarna och acceptanskriterierna för avfall bör underlätta kommande arbete inom detta område.

D3.3 Metodik för säkerhetsanalys

D3.3.1 SKB:s redovisning

Säkerhetsanalysen för SFR-1 bygger enligt SKB delvis på den 9-stegs metodik som redovisats i den preliminära säkerhetsanalysen av slutförvaret för använt kärnbränsle, SR-Can (SKB 2006).

Ett första steg i metodiken är identifieringen av de faktorer som är viktiga för förvarets utveckling. Denna genomgång har SKB gjort i två steg, där det första genomfördes inför framtagandet av SSR 2001 och täcker tidsperioden fram till 10 000 år efter förslutning. I det andra steget har SKB kompletterat analysen för tiden fram till 100 000 år efter förslutning. I nästa steg beskrivs förvarets,

bergets och biosfärens initialtillstånd vid förslutning år 2040. Systemets säkerhetsfunktioner identifieras och beskrivs. Syftet med dessa är att beskriva systemets funktion som ligger till grund för framtagande av ett antal indikatorer mot vilka förvarets och det omgivande systemet kan utvärderas. Denna analys ligger till grund för val av scenarier och beräkningsfall. Baserat på identifieringen av viktiga egenskaper, händelser och processer tas en referensbeskrivning fram, tillsammans med ett antal andra mer eller mindre sannolika scenarier. Utifrån dessa formuleras sedan de beräkningsfall som analyseras. Resultaten från dessa utvärderas mot riskkriteriet och ligger till grund för en sammanfattande säkerhetsvärdering.

D3.3.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

Den nya säkerhetsanalysmetodiken för SAR-08, som påminner mycket om den som SKB utvecklade i SR-Can, baseras på olika väldefinierade steg så som: FEP-hantering, initialtillstånd, säkerhetsfunktioner, referensutveckling, val av scenarier, val av beräkningsfall, dos- och radionuklidtransportberäkningar, sammanvägning av risk, samt säkerhetsvärdering. SSM anser att denna metodik är ändamålsenlig och tydlig och anser att den skapar goda förutsättningar för att förmedla en tydlig bild av vilka förhållanden händelser och processer som påverkar förvarets långsiktiga strålsäkerhet. Användningen av grafiska hjälpmedel i SAR-08 så som interaktionsmatriser och informationsflödesdiagram bidrar till överskådligheten.

Ett område som kan förbättras är dock redovisningen av hur identifierande förhållanden händelser och processer har beaktats vid utvecklingen av de konceptuella beräkningsmodellerna. Ett sådant exempel gäller de biosfärsmodeller som har tagits fram. SSM anser att SKB i framtida analyser på ett mer utförligt sätt behöver förbättra detta steg i den tillämpade metodiken, se även (Klos och Shaw 2009).

SKB baserar SAR-08 på säkerhetsfunktioner liknande de som användes i SR-Can. SSM anser att detta är en lämplig metodik eftersom den skapar tydlighet kring funktionskrav för olika komponenter och underlättar att fokusera analysen på säkerhetskritiska frågor.

En viktig förändring i säkerhetsanalysen jämfört med SSR 2001 är förlängning av tidsskalan till 100 000 år. Denna förlängning innebär att analyser mer än väl täcker in externa förändringar som kan påverka förvarets säkerhetsfunktioner. Den är också lämplig med tanke på tidsskalan för avklingningen av de viktigaste radioaktiva ämnen i avfallet.

Särskilda beräkningsfall som intrångsbrunnar och konsekvenser av icke förslutet förvar är hanterat i enlighet med föreskrifterna.

Väl strukturerade underlagsrapporter har utvecklats inom SR-97 och SR-Can (model summary report etc.). Det är bra att SKB åtminstone delvis utvecklat en motsvarande rapportstruktur för SFR.

Beräkningsfallen ger överlag en god bra bild av de händelser och processer som kan påverka förvarets långsiktiga strålsäkerhet. I vissa fall är beräkningarna dock inte ändamålsenligt strukturerade för att belysa säkerhetsbetydelsen i förhållande till kvarstående osäkerheter. Ett exempel är beräkningsfallen som skall illustrera betydelsen av degraderade barriärer (tidig degradering av barriärer samt extrem permafrost).

Hantering i SR-PSU

En analys av egenskaper, händelser och processer som kan vara av betydelse för ytsystemens utveckling, för transport och ackumulation av radionuklider och för exponering av människor och andra organismer, beskrivs i SKB (2013c). Hanteringen av dessa processer i SR-PSU-analysen beskrivs i SKB (2014b).

D3.4 Klimatutveckling

D3.4.1 Bakgrund

Frågan om hur ett framtida klimat kommer att påverka slutförvarets funktion var en av de frågor som myndigheterna särskilt lyfte fram efter granskningen av SSR 2001 (Dverstorp m.fl. 2003). I SSR 2001 framhöll SKB att permafrost inte kan uteslutas inom en 5 000 års period, men att sannolikheten

för detta bör vara låg. Betydelsen av permafrost utvärderades genom att anta att hela slutförvarssystemet var fruset fram till 10 000 år efter förslutning. SKB antog att utsläppen därefter sker till en recipient som motsvarar dagens biosfärsförhållanden i området, dvs. till Östersjön. Detta kritiserades av myndigheterna som framförde att SKB borde ha motiverat vilka recipientförhållanden som kan förväntas råda i samband med permafrost och i stället utvärderat doskonsekvenserna för dessa recipienter.

D3.4.2 SKB:s redovisning

Även i SAR 08 är klimatscenarierna centrala för förvarets långtidsfunktion. För såväl förvarsdelen BMA som silo bedömer SKB att klimatet kommer vara styrande för hur länge de tekniska barriärerna kommer att vara intakta. För BMA styrs detta av vid vilket tidpunkt som barriärerna fryser sönder pga. permafrost. För silon kommer barriärernas livslängd ytterst att bestämma tidpunkten för den första omfattande nedisningen av förvaret, genom att bentonitleran runt silon riskerar att eroderas av smältvattnen.

SKB:s redovisning av tänkbara klimatutvecklingar utgår från det arbete som togs fram till redovisningen i SR-Can. SKB identifierar tre relevanta klimattillstånd för den aktuella platsen och för den aktuella analysperioden:

- Tempererat tillstånd
- Periglacialt tillstånd
- Glacialt tillstånd

Med utgångspunkt från rekonstruerade förhållanden för den senaste glaciationscykeln har en referensutveckling för klimatet tagits fram med hjälp av simuleringar av bl.a. inlandsisens rörelse och permafrosttillväxt. Eftersom beräkningarna utgår från analyserna som togs fram till SR-Can är beräkningarna av permafrostdjupet baserade på de termiska egenskaperna hos berget för den tänkta platsen för slutförvaret. SKB har dock genomfört (Vidstrand m.fl. 2007) en känslighetsanalys av betydelsen av bergets termiska diffusivitet och det geotermiska flödet.

Enligt SKB:s beräkningar kommer permafrost att nå förvarsdjup efter cirkaa 10 000 år efter förslutning. Mer utvecklad permafrost för den postulerade klimatutvecklingen sker efter ytterligare 10 000 respektive 35 000 år in i framtiden. Vid den senare tidpunkten förväntas temperaturen på förvarsdjup nå till ca –5 °C.

SKB presenterar även en klimatutveckling som tar hänsyn till den ökande växthuseffektens inverkan på klimatet. I detta fall antas ett tempererat klimattillstånd råda under 50 000 år efter förslutning, vilket sedan följs av den initialt milda perioden av klimatutvecklingen baserad på rekonstruktionen av Weichsel. För denna klimatutveckling inträffar den första permafrosten på förvarsdjup ca 60 000 år in i framtiden.

I underlagsrapporten Vidstrand m.fl. (2007) tas även en klimatutveckling med ett torrt klimat, gynnsamt för permafrostbildning, fram baserat på Weichsel. Förutsättningarna innebär att inlandsis inte kommer att etableras vilket innebär att permafrosten för tiden efter 50 000 år kommer att hinna utvecklas till ett större djup. En annan viktig skillnad är att de tidigare perioderna av permafrost kommer att bli mer uttalade, vid t ex 10 000 år efter förslutning förväntas temperaturen på förvarsdjup vara ca 2 °C lägre än för referensutvecklingen.

D3.4.3 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

I granskningen av den klimatrapport som SKB tog fram till SR-Can, vilken klimatanalysen för SAR 08 baseras på, konstaterade myndigheterna att SKB i huvudsak står på en god grund beträffande förståelsen av de flesta aspekterna av kommande klimatförändringar. Även i denna granskning kan SSM nu konstatera att SKB:s analys av betydelsen av framtida klimatförändringar på ett bättre sätt

har integrerats i säkerhetsanalysen än vad som var fallet i SSR 2001[19]. SKB:s ansats följer även den struktur på säkerhetsanalysen som rekommenderas i SSMFS 2008:37, nämligen att analysen bör utgå från ett antal definierade klimatsekvenser som behandlas separat i riskanalysen.

Beträffande analysen av den termiska utvecklingen i SFR-1 som följd av ett kallare klimat, anser SSM att SKB borde ha beaktat möjliga skillnader mellan de termiska egenskaper som råder för berget vid SFR och egenskaperna för berget vid platsen för ett ev. slutförvar för använt kärnbränsle.

Som framgår av de allmänna råden till SSMFS 2008:37 bör de klimatutvecklingar som väljs för riskanalysen ”väljas så att de tillsammans belyser de mest betydelsefulla och rimligt förutsägbara sekvenserna av framtida klimattillstånd och deras påverkan på slutförvarets skyddsförmåga och omgivningskonsekvenserna.” SSM bedömer att det alternativa klimatscenario ”Extrem permafrost” är en rimlig utgångspunkt för att utvärdera hur en alternativ klimatutveckling kan påverka utvecklingen i förvaret.

Den viktigaste bristen i SKB:s redovisning gäller kopplingen mellan klimatutvecklingen och barriärernas långtidsfunktion. Som konstateras i avsnitt 3.8 är marginalerna mot att cementbarriärerna kan skadas redan vid temperaturer strax under 0 °C otillräckligt undersökta. SSM anser att SKB bör ta fram en mer rigorös teknisk utvärdering av bl.a. vilka termiska förhållanden som kan skada förvarets barriärer och med utgångspunkt från en sådan analys, fördjupat utvärderingen av betydelsen av de permafrostperioder som enligt Vidstrand m.fl. (2007) kan komma att inträffa redan under den första 10 000 års perioden. SSM bedömer att det behövs fördjupade insatser inom detta område för att förstärka tilltron till riskutvärderingen.

Hantering i SR-PSU

Strategin och metodiken för att analysera framtida klimat och klimatrelaterade processer i säkerhetsanalysen SR-PSU beskrivs i korthet nedan. Denna beskrivning är hämtad från avsnitt 3.5.1. Efter det beskrivs svaret på SSM:s kommentarer till SAR-08.

Den övergripande strategin för att hantera klimat och klimatrelaterade processer i säkerhetsanalyserna är att definiera ett antal möjliga framtida klimatutvecklingar (klimatfall) som täcker in osäkerheten i den framtida klimatutvecklingen. Till följd av skillnader i avfallets natur (radioaktivitetsnivå och halveringstider), vilka bestämmer den tidsperiod som säkerhetsanalysen ska täcka, och skillnader i förvarskoncepten (barriärmaterial och förvarsdjup), varierar däremot det spann som representeras av klimatfallen mellan olika säkerhetsanalyser (se vidare Näslund et al. 2013). Radioaktiviteten hos avfallet i SFR avtar till låga nivåer inom de första tiotusen åren efter förslutning, vilket motiverar en total analysperiod om cirka 100 000 år. Detta kan jämföras med säkerhetsanalysen för ett förvar för använt kärnbränsle (SR-Site), där analysperioden är en miljon år. Den kortare analysperioden för SFR, samt ett grundare förvarsdjup (cirka 60–140 m för SFR jämfört med 450–470 m för kärnbränsleförvaret), kräver ett större fokus på klimatutvecklingen under de närmaste tiotusentals åren. Den tidigast möjliga tidpunkten för permafrosttillväxt och frysning av barriärkonstruktionerna i SFR är då av stor vikt. Denna frågeställning var inte relevant i säkerhetsanalysen för SR-Site. Där var i stället den relevanta frågan om nedfrysning i samband med permafrost kan nå ner till förvarsdjup någon gång under analysperioden om en miljon år (SKB 2011).

I tidigare säkerhetsanalyser för låg- och medelaktivt avfall (SAR-08) och för använt kärnbränsle (SR-Can, SR-Site) användes en rekonstruktion av den senaste glaciationscykeln tillsammans med ett spann av andra klimatfall för att analysera förvarets långsiktiga säkerhet. I nuvarande säkerhetsanalys har metodiken för att analysera säkerheten för SFR utvecklats vidare. Givet det grunda förvarsdjupet och barriärernas egenskaper har analysen fokuserat på att bestämma tidpunkten för början av den första perioden med permafrost i Forsmarksområdet. Nuvarande kunskap av relevans för

[19] 1 SSM vill dock påpeka att det sätt som SKB modellerat det s.k. växthusscenariot inte kan anses tillräckligt välmotiverat. En ändring av klimatförhållandena pga. av en ökad växthuseffekt kan inte förväntas förskjuta en klimatutveckling driven av astronomiska faktorer (som representeras som en upprepning av Weichsel), utan snarare överlagra denna. Detta innebär att om perioden med växthuseffekt varar 50 000 år så kommer en period med väsentligt kallare klimat, som till stor del styrs av astronomiska faktorer, att inträffa straxt efter 50 000 år även i ett växthusfall, och inte först om ca 100 000 år som SKB utgår från. Denna felaktighet påverkar dock inte konsekvensanalysen i SAR-08, eftersom växthusscenariot inte är gränssättande för riskanalysen.

denna frågeställning har därför givits större vikt vid definitionen av de klimatfall som analyseras i SR-PSU. Det nuvarande kunskapsläget tyder på att den globala klimatutvecklingen under de närmaste hundratusen åren inte kommer att likna den senaste glaciationscykeln på grund av mänskliga aktiviteter i kombination med små variationer i den framtida solinstrålningen (**Klimatrapporten**). Klimatfallet som baseras på en rekonstruktion av den senaste glaciationscykeln ges därför mindre vikt i säkerhetsanalysen för SR-PSU. Sammanfattningsvis motiveras skillnaden i strategin för att definiera klimatfall av relevans för säkerhetsanalysen mellan den nuvarande SR-PSU och den tidigare säkerhetsanalysen för Kärnbränsleförvaret (SR-Site) i första hand av det faktum att:

- Tidsperioden för säkerhetsanalysen är 100 000 år för låg- och medelaktivt avfall, jämfört med 1 000 000 (1 miljon) år för använt kärnbränsle. Detta innebär att den nuvarande säkerhetsanalysen hanterar en *specifik* hundratusenårsperiod, under vilken effekterna av mänskliga aktiviteter väntas vara relevanta. I motsats till detta hanterar säkerhetsanalyser för förvar av använt kärnbränsle en *typisk* hundratusenårsperiod som representerar naturliga klimatvariationer registrerade i geologiska arkiv under de senaste 700 000 åren.
- Vår vetenskapliga förståelse av effekterna av människans aktiviteter på den långsiktiga klimatutvecklingen har förbättrats under de senaste årtiondena. De kommande 100 000 åren förväntas kännetecknas av en förlängd interglacial period som varar i 50 000, eller till och med 100 000, år till följd av de höga koncentrationerna av koldioxid i atmosfären i kombination med små variationer i solinstrålning.

Termiska egenskaper för berget vid SFR jämfört med den föreslagna platsen för slutförvaret för använt bränsle
Efter SAR-08 har platsspecifika simuleringar av bergets termiska utveckling, inklusive bildning av permafrost och fruset berg, genomförts inom ramen för SR-Site (Hartikainen et al. 2010). Dessa simuleringar gjordes längs en 15 km lång profil som skär både Kärnbränsleförvaret och SFR. I de flesta fall där resultat från SR-Site används i SR-PSU så utnyttjas data från SFR:s läge. I fallet där särskilda permafrostsimuleringar gjordes för SR-PSU (Brandefelt et al. 2013) analyserades data från SFR, det vill säga de termiska egenskaperna för berget vid SFR har inkluderats i alla dessa nya simuleringar.

Dessutom visar systematiska känslighetsanalyser av hur olika parametrar påverkar temperaturen i berggrunden tydligt att det är främst förhållandena vid markytan – såsom lufttemperatur, mängden nederbörd under vintern, typ av växtlighet och markfuktighet – som är avgörande i detta avseende (Hartikainen et al. 2010). Faktorer i geosfären, såsom bergets termiska egenskaper och vattnets kemiska sammansättning, är enbart av sekundär vikt för bergets temperaturutveckling (inklusive tillväxten av permafrost och fruset berg).

Samband mellan klimatutveckling och barriärernas långtidsfunktion
Eftersom tidpunkten för den första potentiella perioden med permafrost i Forsmark är av stor betydelse för SFR:s långsiktiga säkerhet har denna fråga undersökts i en studie som redovisas i en bakgrundsrapport (Brandefelt et al. 2013). Studien syftade till att analysera möjligheten för permafrost i Forsmark under de kommande 60 000 åren med kända variationer i solinstrålning och en spännvidd av möjliga atmosfäriska koldioxidkoncentrationer. Särskilt fokus låg på att besvara frågeställningen om klimatet i Forsmark skulle kunna bli tillräckligt kallt för att resultera i permafrost under perioder med låg solinstrålning, vilka kommer att inträffa om omkring 17 000 och 54 000 år. Det framtida klimatet simulerades för dessa perioder med hjälp av en förenklad klimatmodell, LOVECLIM (Driesschaert et al. 2007), och en klimatmodell i forskningsfronten, CCSM4 (Gent et al. 2011).

För att ge underlag till analysen av möjligheten för permafrost i Forsmark gjordes både jämviktssimuleringar (där drivningsvillkor såsom atmosfäriska växthusgaskoncentrationer och solinstrålning hölls konstanta) och transienta simuleringar (där den rumsliga och säsongsmässiga fördelningen av solinstrålning varierade i tiden såsom förväntas med utgångspunkt från framtida variationer i de astronomiska parametrarna). Jämviktssimuleringarna genomfördes för perioderna 17 000 och 54 000 år efter förslutning och med atmosfäriska koldioxidkoncentrationer i spannet 180 till 400 ppmv (andel per miljon, volym). Den simulerade temperaturen i Forsmark som gav det kallaste klimatet användes sedan som indata för samma permafrostmodell som användes för SR-Site (Hartikainen et al. 2010, SKB 2010c). Med utgångspunkt från känslighetsstudierna som gjordes i Hartikainen et al. (2010) har här antagits ett torrt klimat och en torr markyta ovanför SFR i permafrostsimuleringarna, eftersom

dessa förhållanden är mest gynnsamma för permafrosttillväxt. Vidare gjordes ett antal nya känslighetsexperiment med permafrostmodellen där lufttemperaturen sänktes jämfört med den som simulerats med klimatmodellen. Resultaten från klimatsimuleringarna visar, som väntat, att klimatet kan bli kallare under de framtida perioderna omkring 17 000 och 54 000 år efter förslutning. Studiens slutsatser baserades på en jämförelse av de aktuella resultaten med andra studier av framtida klimat där en utvärdering av osäkerheterna i resultaten var central. Samtliga osäkerheter i det simulerade klimatet antogs påverka resultaten mot ett maximalt kallt klimat.

När osäkerheterna i metodik och nuvarande kunskapsläge om framtida klimatutveckling inkluderats blir slutsatsen från studien att permafrost skulle kunna bildas i området kring SFR både om 17 000 och 54 000 år, under förutsättning att den atmosfäriska koldioxidkoncentrationen har minskat till relativt låga nivåer (**Klimatrapporten**). Detta betyder dock inte automatiskt att förvarskonstruktionerna i SFR kommer att frysa, eftersom till exempel betong har en lägre frystemperatur än vatten. Detta har studerats genom att frysa betongprover (Thorsell 2013). Baserat på dessa resultat har fryskriteriet satts till –3 °C (avsnitt 6.5.8). I säkerhetsanalysen SR-PSU har denna information tillsammans med resultaten från klimat- och permafrostsimuleringarna använts för att analysera när frysning av betongkonstruktionerna i SFR tidigast skulle kunna ske.

Motivering för klimatfallet med global uppvärmning
Det är mycket troligt att den nuvarande interglacialen (Holocen) blir betydligt längre än tidigare interglacialer som ett resultat av människans koldioxidutsläpp till atmosfären samt de framtida variationerna i solinstrålning (t ex Berger och Loutre 2002). Under tidigare interglacialer, till exempel Eem som startade för ca 130 000 år sedan, nådde koldioxidkoncentrationen i atmosfären ett maximum på cirka 300 ppmv, varefter koncentrationen sjönk. Detta står i stark kontrast till dagens situation, där koldioxidkoncentrationen har ökat från cirka 280 ppmv till närmare 400 ppmv på 160 år och väntas öka ytterligare till ett maximum som bestäms av mänskliga aktiviteter (t ex Solomon et al. 2011, IPCC 2013). Koldioxidkoncentrationen förväntas sedan sjunka mycket sakta till följd av de processer som avlägsnar koldioxid från atmosfären. Baserat på nuvarande kunskapsläge drar till exempel Archer et al. (2009) slutsatsen att effekterna av koldioxidutsläppen på jordens klimat kommer att vara tydliga under tiotusentals, eller till och med hundratusentals, år in i framtiden. Baserat på det nuvarande kunskapsläget bedöms en trend mot ett kallare klimat – liknande den utveckling som skedde mot slutet av den senaste interglacialen, Eem, cirka 115 000 år sedan – inte som realistisk under de kommande 10 000 åren, och möjligen inte heller under de kommande 100 000 åren.

För att hantera osäkerheten i den framtida klimatutvecklingen under de kommande 100 000 åren har fyra olika klimatfall definierats i SR-PSU. Dessa har definierats med utgångspunkt från aktuell vetenskaplig kunskap om den framtida utvecklingen av klimatet och klimatrelaterade processer. Varje klimatfall representerar en framtida utveckling av klimatet och klimatrelaterade processer i Forsmark. Syftet med klimatfallen är att dessa ska utgöra underlag för en analys av klimatrelaterade processer som kan ha en påverkan på förvarets säkerhetsfunktioner.

De fyra klimatfallen finns beskrivna i kapitel 4 i **Klimatrapporten**. De tre första klimatfallen har definierats för att representera den osäkerhet i den framtida klimatutvecklingen som beror på osäkerheten i omfattningen och varaktigheten av mänsklig påverkan på klimatsystemet. Dessa tre fall representerar därför låga, medelhöga och höga antropogena utsläpp av växthusgaser, där dessa definierats med utgångspunkt från IPCC:s definition av låga, medelhöga och höga utsläpp (IPCC 2007). De tre fallen är:

- *Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*, vilket representerar låga antropogena utsläpp av växthusgaser och en relativt snabb minskning av den atmosfäriska koldioxidkoncentrationen
- *Klimatfallet med global uppvärmning,* vilket representerar medelhöga antropogena utsläpp av växthusgaser
- *Klimatfallet med förlängd global uppvärmning,* vilket representerar höga antropogena utsläpp av växthusgaser

Längden på den initiala perioden med stor antropogen påverkan på klimatutvecklingen, vilken ifrågasattes av SSM i granskningen av SAR-08 (avsnitt D3.4.3 ovan), har definierats med utgångspunkt i en förnyad genomgång av det aktuella kunskapsläget, se avsnitt 3.3.5 i **Klimatrapporten.** Osäkerheten i längden på denna period representeras av dessa tre klimatfall.

Klimatfallet med global uppvärmning har definierats för att avspegla resultaten av ett antal modelleringsstudier, vilka beskrivs i avsnitt 3.3.5 i **Klimatrapporten**. Slutsatsen av dessa studier är att om den atmosfäriska koldioxidkoncentrationen har minskat till en förindustriell nivå på cirka 280 ppmv kan inlandsisar börja växa till på norra halvklotet om cirka 50 000 år.

Klimatfallet med tidigt periglacialt klimat representerar den nedre änden av osäkerhetsintervallet kring framtida antropogena utsläpp av växthusgaser, den globala kolcykeln och klimatsystemets reaktion på utsläppen. Det definieras som en variant av *klimatfallet med global uppvärmning* med ett snabbare avtagande av den atmosfäriska koldioxidkoncentrationen, vilket resulterar i ett kallt klimat i Forsmark under en period runt nästa solinstrålningsminimum om cirka 17 000 år. Baserat på studien om potentialen för kallt klimat och permafrost i Forsmark under de kommande 60 000 åren (Brandefelt et al. 2013) som nämns ovan antas lufttemperaturen i Forsmark vara tillräckligt låg under denna period för att permafrost ska kunna bildas.

Klimatfallet med förlängd global uppvärmning representerar den övre änden av osäkerhetsintervallet kring framtida antropogena utsläpp av växthusgaser, den globala kolcykeln och klimatsystemets reaktion på utsläppen. Detta klimatfall har definierats för att avspegla resultaten från de modelleringsstudier som beskrivs i avsnitt 3.3.5 i **Klimatrapporten**. Slutsatsen av dessa studier är att om den atmosfäriska koldioxidkoncentrationen fortsätter att vara mycket högre än den förindustriella nivån på cirka 280 ppmv kan tillväxten av inlandsisar på norra halvklotet inte börja förrän efter omkring 100 000 år.

Det fjärde klimatfallet är *klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel*, vilket representerar en upprepning av de förhållanden som rekonstruerats för den senaste glaciationscykeln (det vill säga Weichsel och Holocen). Detta fall inkluderas för att representera osäkerheten beträffande tidpunkten för och hastigheten av inlandsisens bildning på norra halvklotet. Rekonstruktionen av den senaste glaciationscykeln används också för att representera naturliga klimatvariationer efter perioden med stor antropogen påverkan på klimatutvecklingen i *klimatfallet med global uppvärmning* och *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*. Detta klimatfall är endast något justerat jämfört med referensutvecklingen i SAR-08 och *Referensglaciationscykeln* i säkerhetsanalysen för Kärnbränsleförvaret, SR-Site.

D3.5 Val av scenarier och scenariosannolikheter

D3.5.1 SKB:s redovisning

Begreppen säkerhetsindikatorer och säkerhetsfunktionsindikatorer introducerades i säkerhetsanalysen SR-Can. Metodiken att härleda val av scenarier utifrån en analys av dessa för tiden efter förslutning har tillämpats i SAR-08.

SKB anger att de grundläggande säkerhetsfunktionerna för slutförvaret är att begränsa och fördröja utsläpp och att dessa delvis skiljer sig mellan olika delar av förvaret. SKB anger dessutom att det begränsade inventariet av radioaktiva ämnen är en förutsättning för en säker funktion. Följande säkerhetsfunktioner identifieras:

- BLA: Begränsad avfallsmängd
- BTF: Begränsad avfallsmängd och hydraulisk och kemisk funktion hos betongtankar
- BMA: Begränsad avfallsmängd, hydraulisk funktion och kemisk funktion hos betongstrukturer
- Silo: Begränsad avfallsmängd, hydraulisk funktion hos siloväggen och kemisk funktion hos betongstrukturer.

Till detta tillkommer förvarets läge jämfört med strandlinjen, eftersom inga dricksvattenbrunnar är att förvänta under den tid som förvaret ligger under Östersjön. För var och en av säkerhetsfunktionerna identifieras en eller flera säkerhetsfunktionsindikatorer, vilka anges i tabell 5-3 i SAR-08. Dessa utgör grunden för SKB:s val av scenarier för säkerhetsanalysen.

Scenarierna omfattar ett huvudscenario som bygger på en referensutveckling av förvaret och ett antal kompletterande scenarier. Huvudscenariot baseras på ett specificerat initialtillstånd och två varianter av klimatutvecklingen (upprepning av Weichsel och en växthusvariant). I de två beräkningsfallen antar man att förslutningsplan, inventarium och prestanda följer den bästa uppskattningen. Barriärer för BMA och silo bedöms vara intakta 42 000 resp. 66 000 år efter slutning.

De kompletterande scenarierna delar i två grupper, dels sju stycken s.k. mindre sannolika scenarier, dels fem stycken s.k. restscenarier. I mindre sannolika scenarier ingår beräkningsfall som effektpåverkan av jordskalv, tidig frysning av förvaret, talik (icke-kontinuerlig permafrost), höga koncentrationer av komplexbildare, ökad gasbildning i silon, samt brunn i utströmningsområde. I restscenarierna ingår beräkningsfall av t ex alternativt inventarium, ingen sorption i närområdet och tidig degradering av tekniska barriärer etc. För huvudscenarierna och de mindre sannolika scenarierna anger SKB de uppskattade sannolikheterna i tabell 7-18. För restscenarierna ges ingen sannolikhet.

D3.5.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM kan konstatera att SKB:s metod för att härleda scenarier för säkerhetsanalysen har förbättrats jämfört med SSR 2001. Metoden innebär en strukturerad ansats att identifiera de kritiska frågorna för förvarets långtidsfunktion. SSM kan också konstatera att metoden på en övergripande nivå uppfyller myndighetens föreskriva krav, dels genom uppdelningen mellan huvudscenario, mindre sannolika scenarier och restscenarier, dels genom att analysera alternativa klimatsekvenser separat, var och en med en sannolikhet på ett.

SKB baserar sitt resonemang om sannolikheten för att en brunn etableras i utströmningsområdet på den förväntade brunnsfrekvensen i området runt Forsmark och utströmningsområdets storlek. SKB bedömer att sannolikheten för att en brunn ska etableras inom det område som kan påverkas är mindre än 0,1. För fallet SFR 1 är detta resonemang i enlighet med de rekommendationer som anges i de allmänna råden till SSM:s föreskrifter SSMFS 2008:37, eftersom SKB jämför den beräknade risken mot kriteriet 10^{-6}. Hade SKB, som i SSR 2001, i stället valt att jämföra den beräknade risken med det riskkriterium på 10^{-5}, som kan användas om enbart en mindre grupp människor kan antas bli exponerade, bör i fallet SFR i stället en sannolikhet på 1 användas för denna typ av exponeringsväg. Denna redovisning är således en förbättring jämfört med tidigare säkerhetsredovisning.

Den viktigaste invändningen mot SKB:s scenarieval och val av beräkningsfall gäller utvärderingen av den förväntade gradvisa degraderingen av barriärerna. SSM anser att SKB:s hantering av denna fråga är bristfälligt redovisad, vilket även framfördes vid granskningen av SSR 2001 (Dverstorp m.fl. 2003). SSM:s konsulter (Zhou m.fl., 2009) framhåller att SKB:s långtgående slutsats rörande säkerhetsfunktionerna ”lågadvektiv transport” och ”sorption”, som anses upprätthållas över mycket långa tider, är svåra att motivera utan relevanta fält- eller analogidata. SSM:s konsulters oberoende beräkningar med en alternativ modell visar att maxutsläppen med hänsynstagande till en hypotetisk gradvis degradering av barriärerna skulle kunna påverka de beräknade doserna med en faktor mellan 15 till 30 (Zhou m.fl., 2009). SSM anser därför att det är angeläget att komplettera SKB:s redovisning med ytterligare beräkningar och/eller utförligare motiveringar.

Utöver denna synpunkt vill myndigheten ge följande synpunkter som kan behöva iakttas i kommande säkerhetsredovisningar.

- *Inverkan av gas.* SSM delar Zhou m.fl. (2009) åsikt att SKB inte tillräckligt tydligt motiverat varför beräkningsfallet inverkan av gas kan uteslutas ur SKB:s huvudscenario. Beräkningsfallet för inverkan av gas betraktas i stället som ett mindre sannolik scenario i SKB:s analys, men ges ändå en sannolikhet på 1 vid riskutvärderingen. Detta innebär att SKB har hanterat frågan på ett korrekt sätt vad gäller beräknad risk, men SSM anser ändå att motiveringen av scenariobeskrivningarna i SAR-08 kan förbättras.
- *Analys av osäkerheter i inventariet av radioaktiva ämnen*. SSM anser att det måste anses tveksamt om SKB:s utgångspunkt om en symmetrisk fördelning av osäkerheterna för inventariet runt centralvärdet är korrekt. Ett särskilt beräkningsfall borde istället fokuseras på om en rimlig skattning av kvarvarande inventarieosäkerheter för hela den förväntade driftsperioden av SFR kan medföra en väsentligt högre dos/risk i jämförelse med huvudscenariot. Enligt avsnitt 3.2 bör de för riskanalysen viktigaste osäkerheterna vara förknippad med inventariet av kol-14 i förvarsdelarna BMA, BTF och BLA.
- *Betydelsen av framtida intrång.* En begränsning är att utvärderingen av påverkan på förvarets skyddsförmåga till följd av ett intrång i form av en brunn begränsas till en utvärdering av vattenflödet i BLA. SKB:s resonemang of den ackumulerade sannolikheten för ett intrång bedöms trovärdigt, till kommande analyser efterlyser dock SSM någon form av analys av betydelsen av en direkt påverkan på de tekniska barriärerna i de mest kvalificerade förvarsdelarna BMA och silo, alternativt klargöra att detta saknar betydelse för förvarets funktion.

Hantering i SR-PSU

Gradvis degradering av barriärer
I SR-PSU har SKB gjort ytterligare utvärderingar rörande barriärernas utveckling över tiden, som sammanfattas i avsnitt 6.3.8. SKB har dragit slutsatsen att barriärdegradering kan förväntas inträffa tidigare än vad som uppskattades i SAR-08. I sin modellering för SR-PSU tar SKB hänsyn till en gradvis barriärdegradering i huvudscenariot, som beskrivs i avsnitt 7.4.3.

Inverkan av gas
Gasbildning kommer att orsaka att kontaminerat vatten pressas in i bufferten eller makadamet/bergkrosset runt betongkonstruktionen och slutligen in i sprickor i berget som omger förvarsutrymmena. Den mängd vatten som förträngs beror på det ökade trycket i förvarsutrymmena som orsakas av gasbildning. Förträngning av vatten skulle kunna inträffa inom de första åren till följd av snabb aluminiumkorrosion. Om det skulle hända kommer det förträngda vattnet att innehålla mycket begränsade mängder radionuklider, så påverkan kommer att vara begränsad. 2BMA kommer att uppföras på ett sådant sätt att bildad gas ska kunna komma ut från avfallsdomänen utan att förtränga något kontaminerat porvatten. Se avsnitten 6.3.7 och 6.3.8.

Osäkerheter i inventariet
I SR-PSU har ett mindre sannolikt scenario, *scenariot med högt inventarium*, valts för att utvärdera osäkerheter i det initiala inventariet (osäkerheter i mätning, osäkerheter i korrelationsfaktorer och osäkerheter i andra metoder som används för att beräkna den bästa uppskattningen av inventariet som används i huvudscenariot). Värden för den 95:e percentilen för varje radionuklid i varje förvarsutrymme används för att belysa inverkan av ett högre inventarium. Liksom alla mindre sannolika scenarier har detta scenario utvärderats med dos- och riskberäkningar. Se avsnitt 7.6.1, 9.3.1 och kapitel 10.

Betydelsen av framtida intrång
SKB har genomfört en omfattande analys i SR-PSU av risken att en framtida befolkning borrar en brunn på en viss plats i området. Denna analys baseras på etablering av mänsklig bebyggelse kopplat till möjligheten för jordbruk i landskapet. På detta sätt har ett antal platser i området identifierats som möjliga platser för brunnar. Hydrologiska beräkningar har sedan utförts för att analysera hur stor andel av de radionuklider som potentiellt frigörs från förvaret som kan nå brunnarna. SKB:s metod för brunnsanalys har därmed vidareutvecklats jämfört med tidigare ansatser som baserades på ett rent statistiskt resonemang.

Inverkan av vatten- och prospekteringsborrning på barriärerna i förvaret diskuteras i **FHA-rapporten**. Effekterna av vatten och prospekteringsborrning på barriärerna anses vara små. I restscenariot med *förlust av barriärfunktion– högt vattenflöde i förvaret* analyseras effekten av förlorade barriärer och högt flöde. Ett borrhål genom förvaret kommer inte ge fullständig förlust av barriärerna och därmed mindre påverkan av flödet genom förvaret än i detta scenario. Scenariot *förlust av barriärfunktion – högt vattenflöde i förvaret* kan dock ses som en övre gräns för radiologisk påverkan från vatten- eller prospekteringsborrning.

D3.6 Metod för konsekvensanalys och beräkningsfall

D3.6.1 SKB:s redovisning

SKB:s metod för dosberäkningar delas in i två delar: utsläpp från geosfären samt dosfaktorn (DF) för enhetsutsläpp av olika radionuklider till biosfären. Dosen till människor beräknas genom att multiplicera dosfaktorn med geosfärsutsläppen.

D3.6.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM anser att nackdelen med SKB:s metod för dosberäkningar är att vissa processer i systemet inte har kunnat analyseras. Ett exempel är att radionuklidtransport genom kvartäravlagringar inte har inkluderats i systemet. SKB anger att radionuklider som beräknas förekomma direkt i toppsedimentet eller i vattenfasen ger en högre dos än de som beräknas genom kvartära avlagringar och konstaterar att detta är ett konservativt antagande (Bergström m.fl., 2008). Ackumulation av radionuklider i kvartära avlagringar kan dock komma att fördröja transporttiden vilket kan påverka miljön som de

radioaktiva ämnena till slut släpps ut i. I och med SFR 1-systemet är komplicerat anser SSM därför att det inte enkelt går att avgöra huruvida SKB:s antagande i detta fall är konservativt, i varje fall inte utan en mer fördjupad analys. SSM anser därför att konsekvensanalysen i framtida utvärderingar bör göras med hela systemet för slutförvaret i stället för att separeras i två delar (geosfär resp. biosfär).

Hantering i SR-PSU

I SR-PSU använder SKB en radionuklidtransportkod där alla delsystem (närzon, geosfär och biosfär) kan simuleras kopplat i samma modell. Ackumulation i sediment är därmed automatiskt integrerad i simuleringarna.

D3.7 Hydrogeologi

D3.7.1 SKB:s redovisning

SKB:s redovisning av hydrogeolgiska förhållanden utgår från beräkningarna som genomfördes i samband med säkerhetsredovisningen 2001 (i huvudsak Holmén och Stigsson, 2001ab). Beräkningarna omfattar modelleringsstudier som uppskattar de framtida grundvattenflödena genom SFR:s förvarsdelar och det omgivande berget. SKB redovisar transportvägar från förvaret till ytan samt tillhörande advektiva transporttider för två tidsperioder (de närmaste 1 000 åren och från 3 000–20 000 år).

SKB har utökat materialet från tidigare säkerhetsredovisningen med tre ytterligare studier (Holmén 2005, Holmén 2007, Vidstrand m.fl., 2007) för att tillgodose synpunkterna myndigheterna redovisade i förra granskningsrapporten (Dverstorp m.fl., 2003). Syftet med SKB:s nya studier är osäkerhetsanalyser för de modellerade vattenflödena och flödesvägarna från förvarsdelarna. För tidsrymden 20 000 till 100 000 år framåt är syftet att uppskatta hur mycket flödena förändras i samband med klimatutvecklingen.

D3.7.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM anser att redovisningen är en förbättring jämfört med materialet som presenterades i förra säkerhetsredovisningen. SKB har nu tagit fram en godtagbar metod för att tillgodose osäkerheterna i bergets hydrauliska egenskaper och har genomfört en utvärdering av osäkerheterna i parametriseringen av modellerna. SKB har även beaktat frågorna kring inverkan av flödesmätningar i öppna tunnlar på parametriseringen av bergets hydrauliska egenskaper under vattenmättade förhållanden. SSM anser att storleksordningen på SKB:s flödesförutsägelser verkar rimlig.

SSM har dock fortfarande svårt att bedöma om osäkerheterna i flödesmodelleringen återspeglas i resultaten i tillräcklig grad. SSM bedömer att kopplingen mellan relevanta data och parametriseringen av modellerna inte är väl redovisad. Huvudanledningen till detta är att SSM saknar förklaringar och kvantitativa argument för de antagna parametervärdena och parameterfördelningarna samt bedömningen huruvida de kan anses vara realistiska eller konservativa. Utöver frågorna kring redovisningen av parametriseringen av modellerna saknar SSM en väl underbyggd diskussion om tillämpligheten av de olika modellvarianterna och vilken eller vilka bör föras vidare till konsekvensanalysberäkningarna.

SSM bedömer att angelägna ytterligare insatser och förtydliganden främst är:

- *SKB behöver underbygga de statistiska fördelningarna för de olika parametrarna (Kapitel 5 Holmén, 2005) med platsdata, generiska data eller kvantitativa argument.* SSM anser att dessa fördelningar är centrala för de hydrogeologiska beräkningarna. Detta inte minst med tanke på att parameterfördelningarna i de flesta fall inte begränsas av testerna mot inflödesdata. Det är med andra ord sannolikt att modellen kan ge en godtagbar passning till flödesdata även med parametrar som ligger utanför de antagna parameterfördelningarna.

  När det gäller transmissivitet i de olika sprickzonerna saknar SSM en diskussion om hur de i tabell 5-2 (Holmén, 2005) redovisade medelvärdena är relevanta för parametriseringen av fördelningarna av transmissiviteterna i modellen. De uppmätta transmissiviteterna från enkel- och flerhålstesterna (Axelsson och Mærsk Hansen, 1998) uppvisar en spännvidd på flera storleks-

ordningar. SSM saknar en diskussion hur denna spridning, som kan tillskrivas dataosäkerheter och heterogeniteten i berget, påverkar valet av fördelningarna. SSM bedömer det sannolikt att kanaliserade flödesvägar förekommer och anser därför att SKB bör belysa hur detta återspeglas i parametriseringen. I förra granskningsrapporten (Dverstorp et al. 2003) påpekades att det finns indikationer på ytterligare sprickzoner i förvarsområdet. SKB bör belysa hur sådana osäkerheter beaktas i modellen.

När det gäller hydrauliska konduktiviteten i bergmassan saknar SSM en diskussion om fördelningens relevans. Det uppskattade värdet som fördelningen är centrerat kring förefaller vara taget från beräkningen på sid. 31 i Holmén och Stigsson, 2001a. SKB behöver belysa varför detta antagande även är relevant när skin effekter beaktas.

När det gäller ”skin” faktorn behöver SKB redovisa relevansen av den antagna statistiska fördelningen i avsaknad av en sådan diskussion i Holmén (2005) kapitel 5. SSM noterar att SKB tagit fram data för inflöde till öppna tunnlar i samband med exempelvis Stripa ”simulated drift” experimentet och ”site characterization validation drift” experimentet (Olsson, 1992).

SKB behöver belysa varför antagandet av ett uniformt värde för porositeten i och mellan sprickzoner samt förvarsdelarna (Holmén 2007, sidan 15) kan anses vara konservativt. SKB motiverar det uniforma värdet med att bättre kunna jämföra transportmotstånd (så kallade F faktorn) som är beräknade med olika angreppssätt. SSM anser att variabiliteten och osäkerheten av F faktorerna förmodligen blir underskattad med detta antagande och anser det oklart ifall antagandet är konservativt eller inte.

- *SKB behöver förbättra diskussionen om vilka modellvarianter i Holmén (2005) behöver föras vidare till efterföljande beräkningar.* SSM bedömer att SKB behöver föra vidare relevanta varianter om de inte på goda grunder kan uteslutas.

  SKB argumenterar i Holmén (2005, sid. 87) för att spännvidden av flöden är för vid i modellvarianten som tillgodoser heterogenitet i berget mellan sprickzonerna. SKB framför att realisationerna av konduktivitetsfältet kan skilja sig signifikant från den strukturgeologiska tolkningen. Baserat på detta argument förkastar SKB modellvarianten i de efterföljande beräkningarna (Holmén, 2007, sid. 35). SSM anser att SKB:s argument inte stöds av erfarenheterna från platsundersökningarna i Forsmark (SKB, 2008). Dessa visar att det kan finnas ett brett spektrum av sprickzoner i skalor som är mindre än de som normalt sätt är deterministiskt kartlagda i platsundersökningarna. SSM anser att förekomsten av sådana strukturer kan leda till rumsliga korrelationer av konduktiviteten på blockskala och att det är en svaghet att SKB inte beaktar sådana korrelationer. Därutöver anser SSM att även om SKB kan visa att vissa realiseringar är irrelevanta så är det inte ett skäl att bortse från alla realiseringar. SSM noterar vidare att det så kallade ”base case” som förs vidare till efterföljande beräkningar förefaller att leda till mer optimistiska resultat än de andra varianterna.
- *SKB behöver redovisa att ventilationsluften inte för ut betydelsefulla mängder vatten ur tunnelsystemet som kan påverka kalibreringen av flödesmodellen.* I Holmén (2005) sid. 37 hänvisas till ”personlig kommunikation” för att argumentera för att detta inte är fallet. SSM anser att ett argument som har betydelse för redovisningen av slutförvarets säkerhet ska kunna härledas till en utförlig skriftlig redovisning. Därutöver anser SSM att SKB:s redovisning inte klargör ifall detta påstående gäller för hela tunnelsystemet eller specifikt för BMA tunneln i vilken inflödesmätningarna användes för att skatta hydrauliska konduktiviteten (Holmén, 2005, tabell 5-2).

Kvalitetssäkringen av beräkningarna anser myndigheten är viktig. SSM saknar exempelvis information om hur stickprover dras ur parameterrymden i den inversa modelleringsansatsen. SSM anser att denna information är nödvändig för att bedöma om osäkerheterna i parametriseringen tas omhand på ett lämpligt sätt. Myndigheten anser även att SKB behöver förklara vilken status den så kallade ”Model summary report” har i samband med flödesmodelleringarna med tanke på att modelleringsstudierna inte hänvisar till den utan till andra källor. I modellrapporten saknar SSM information om hur indata har arkiverats.

Förutom dessa angelägna insatser kan det på längre sikt så som vid uppdatering av kommande säkerhetsanalyser även behövas ytterligare förbättringar. SKB bör se över redovisningen av

hydroberäkningarna under de olika klimatförhållandena (Vidstrand m.fl. 2008). SSM konstaterar att det finns ett flertal exempel på mindre svagheter t ex avsaknad av motiveringar och inkonsekvenser i redovisningen[20]. Dessa svagheter bedömer dock myndigheten är av sådan karaktär att de inte avsevärt påverkar riskbedömningen.

D3.7.3 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM har svårt att bedöma ifall osäkerheterna i flödesmodelleringarna återspeglas i dess resultat i tillräcklig grad. Som beskrivet ovan i granskningskommentarerna under 3.7.2 saknar SSM argument för de antagna parameterfördelningarna och bedömningen av deras grad av konservatism. Därutöver efterlyser SSM en väl underbyggd diskussion om vilka modellvarianter kan förkastas. SKB behöver även visa ventilationsluftens betydelse för hydrologiska kalibreringen på ett utförligt sätt.

SKB kan eventuellt åtgärda dessa frågor främst genom att komplettera beräkningarna med relevant information och diskussioner som baseras på tillgängligt material. Detta förutsätter dock att de genomförda beräkningarna återspeglar osäkerheterna i tillräcklig grad.

Hantering i SR-PSU

SSM:s kommentarer rör den hydrogeologiska modelleringen som utgjorde grunden för SAR-08. Den modelleringen baserades på den information och modelleringsmetodik som fanns tillgänglig vid den tidpunkten, och inkluderade information som erhållits från undersökningar som utförts innan uppförandet av den befintliga anläggningen SFR 1, och från flödesmodelleringsverktyget GEOAN (Holmén och Stigsson 2001). Grunden för en diskussion avseende trovärdighet i modeller och ingående parameterfördelningar baserades på förståelse för platsen och en beskrivning av dess egenskaper.

Sedan SAR-08 har SKB utvecklat den platsbeskrivande modellen för SFR-området i samband med att en ny platsbeskrivande modell (Site Descriptive Model, SDM) tagits fram inom inom projekt SFR-utbyggnad (PSU). SDM-PSU (SKB 2013e) innefattar ett stort antal nya borrhål, sprickkarteringar och hydrauliska tester, vilket har lett till en stor ökning i mängden platsdata jämfört med vad som fanns tillgängligt för SAR-08. Detta innebär att de parametrar som används i dag kan motiveras på mer utförligt sätt än i SAR-08. Svaret till kommentarerna baseras därför på det totala informationsunderlaget, inklusive den nya information som har blivit tillgänglig. SDM-PSU används som underlag för analyserna inför utbyggnaden av SFR. Vidare har flödesmodelleringsverktyget GEOAN blivit ersatt av DarcyTools (Svensson et al. 2010), som erbjuder bättre möjligheter att modellera berggrundens strukturer och dess egenskaper.

Ny hydrogeologisk modellering för olika klimatförhållanden har utförts inom SR-PSU, med nya eller modifierade modelleringsantaganden och randvillkor jämfört med modelleringen i SAR-08.

---

[20] SKB framhåller att resultaten i rapporten visar samma generella beteende som resultaten i Holmén och Stigsson (2001a) och att detta höjer förtroendet för resultaten. För SSM är det oklart vad denna bedömning grundas på. SSM anser att det är oklart hur antagna hydrauliska konduktiviteten i Vidstrand m.fl. (2007 sid. 34) följer ur studien Holmén och Stigsson (2001a) som använder en annorlunda modell och representerar regionala zoner separat. SSM har svårt att förstå varför SKB redovisar scenarier med sprickzoner runt förvaret som i SKB:s redovisning inte anses tillämpbara (Vidstrand m.fl. 2007 sid. 64). SSM noterar att beräknade flödena i zonerna under tempererade förhållanden är orealistiskt höga.

SKB framhåller att man kan använda resultaten från Vidstrand m.fl. (2007) i säkerhetsanalysen med ett lämpligt mått av försiktighet, givet konservativa parametriseringar och randvillkor. SSM finner inga diskussioner om lämpligt mått av försiktighet vid användandet av faktorerna i senare modelleringar (Thomson m.fl. 2008 sid. 38). Exempelvis förefaller antagandet i Vidstrand m.fl. (2007) om mätvolymernas storlek och riktning i förhållande till flödesriktningarna i modellen ha betydelse för faktorerna.

SKB fäster vikt vid de visualiserade resultaten i diskussionen. SSM noterar de märkliga resultat som presenteras i exempelvis figur 3-14 och anser att SKB ska välja en programvara som kan återge beräkningsresultaten på ett korrekt sätt.

SKB argumenterar för att förvaret ligger på skuggsidan av en höjd och därför kan komma att frysa i ett tidigt skede av permafrostutvecklingen. Givet detta argument anser SSM det oklart varför beräkningarna under partiell permafrost antar att permafrostområdena ligger på de topografiska topparna.

Kommentarerna från SSM till redovisningen av hydroberäkningar under olika klimatförhållanden i SAR-08, som ges i fotnot 2 ovan, är därför inaktuella. Den nya modelleringen presenteras i Odén et al. (2014).

SKB behöver underbygga de statistiska fördelningarna för de olika parametrarna (Holmén 2005, kapitel 5) med platsdata, generiska data eller kvantitativa argument
Kommentaren nämner inte explicit vilka parameterfördelningar som menas. Följande parametrar identifieras i SSM:s granskningsrapport:

1. Deformationszonernas transmissivitet.
2. Bergmassans konduktivitet.
3. Den ”skinfaktor” som används för att kalibrera modellen mot uppmätta vatteninflöden i tunnlar och förvarsutrymmen.

Förutom skinfaktorn relaterar parametrarna till förståelse för förvarsplatsen och detaljeringsgraden i platsmodellen.

I SAR-08 redovisas fördelningar (eng. ”given parameter distributions”) i tabell 5-2 i Holmén (2005). Intervall som spänner två storleksordningar har använts för både deformationszoner (transmissivitetsvärden) och bergmassa (konduktivitetsvärden). Ett intervall på 0,05 till 0,1 har använts för skinfaktorn. Fördelningarna, specifikt för deformationszonernas transmissivitet och bergmassans konduktivitet, täcker in uppskattade medelvärden.

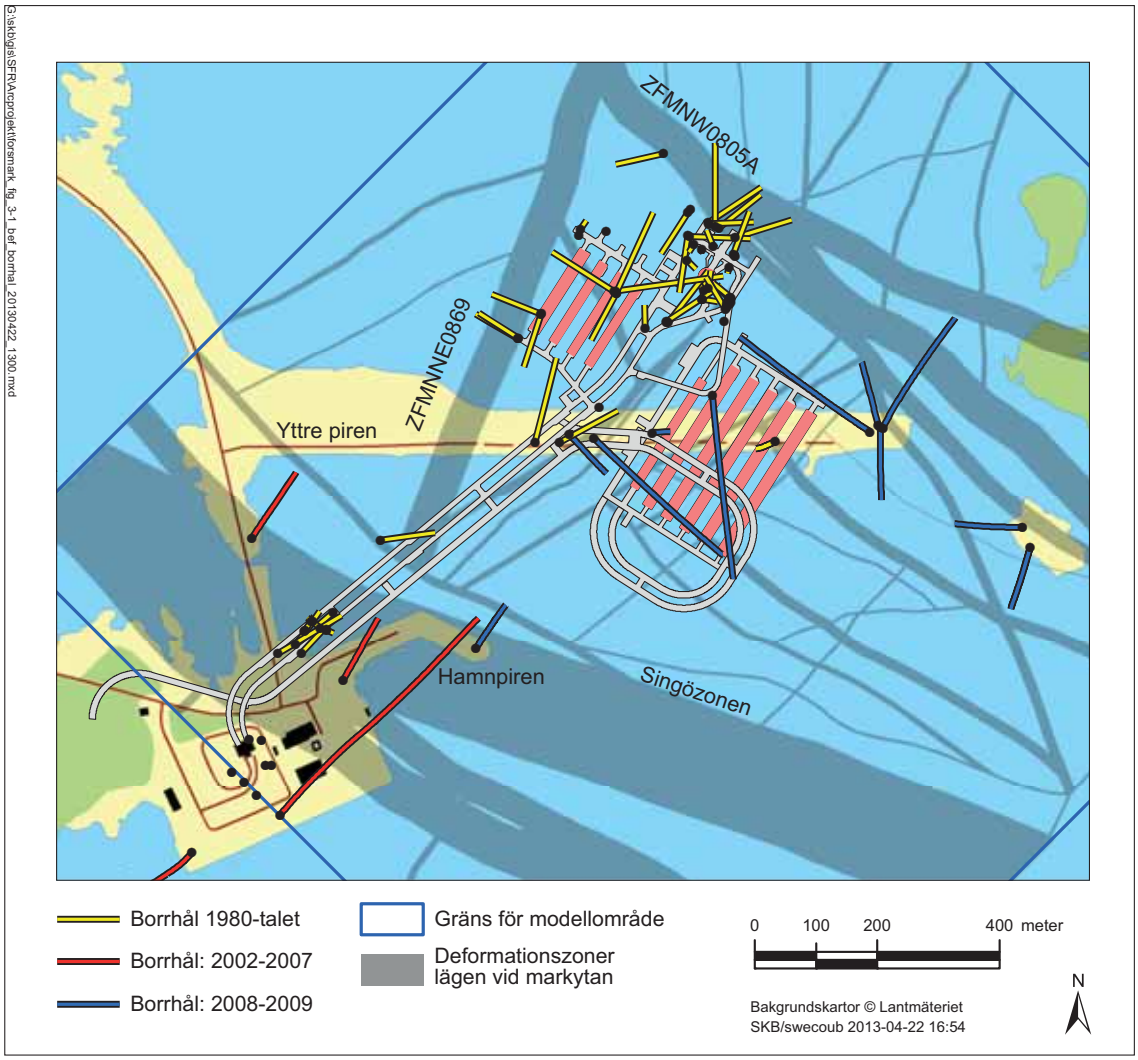
De antagna fördelningarna bör betraktas som känslighetsanalyser eller osäkerhetsanalyser snarare än som uttryck för en kunskap om platsens naturliga rumsliga heterogenitet. När SAR-08 genomfördes fanns endast en begränsad datamängd tillgänglig. Detta återspeglas i analysens upplägg med en generisk känslighetsanalys.

Inför säkerhetsanalysen i projekt SFR-utbyggnad, SR-PSU, genomfördes en platsundersökning för att öka kunskapen om platsens egenskaper, inklusive dess hydrogeologiska egenskaper (SKB 2013e, avsnitt 4.8.1). Den nya typen av tillgängliga data innebär att en delvis annorlunda modelleringsmetodik än den som användes i SAR-08 nu kan användas. SR-PSU har använt en modelleringsmetodik som är baserad på den metodik som använts i och erfarenheterna från säkerhetsanalysprojektet SR-Site.

Genomförda platsundersökningar – förståelse för förvarsplatsen
Tillämpbarheten i de modeller och parametrar som används baseras, som nämnts ovan, på förståelsen för den plats som skall modelleras och detaljeringsgrad i den modell som tagits fram. Holmén och Stigsson (2001) drog slutsatsen att den största källan till osäkerhet i deras resultat berodde på den begränsade platsinformationen. Dagens ökade förståelse för platsen baseras på ytterligare data från två perioder (se figur D-1):

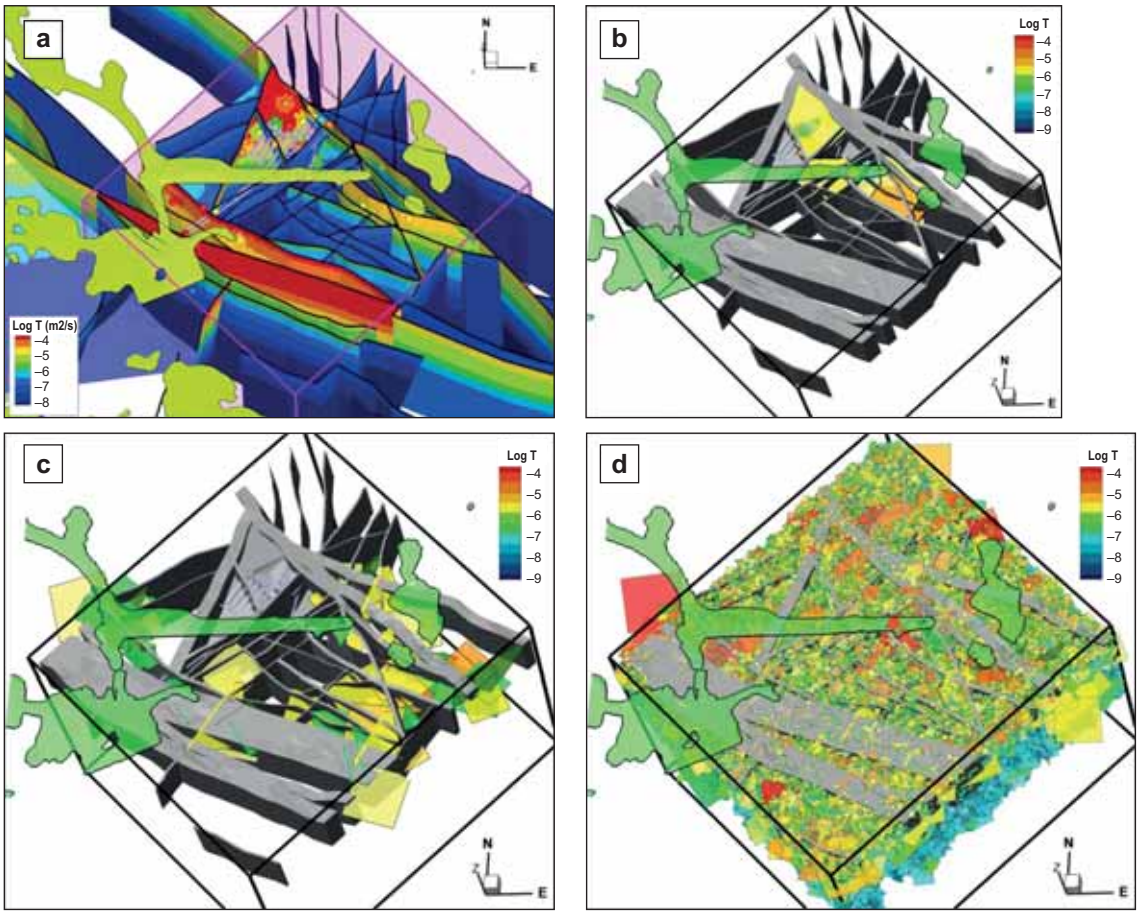
1. *Undersökningsborrhål i SFR-området som borrats under perioden 2002–2007.* Borrhålen borrades i samband med platsundersökningarna för Kärnbränsleförvaret. Undersökningsresultaten från dessa borrhål har använts i Kärnbränsleprojektet, men det har också varit möjligt att använda några av borrhålen som underlag för fortsatta analyser av SFR och området för den planerade utbyggnaden.
2. *Undersökningsborrhål som borrats under perioden 2008–2009 inom PSU.* Tolv undersökningsborrhål borrades inom projekt SFR-utbyggnad. Samtliga borrhål utom tre borrades från piren med fokus på området sydost om SFR 1. Av dessa tre borrades två från en holme sydost om piren, medan det tredje borrades nästan horisontellt under marken från SFR 1.

Platsundersökningsprogrammet resulterade i en platsbeskrivande modell som inkluderar bland annat en hydrogeologisk modell. Den uppdaterade hydrogeologiska modellen (Odén et al. 2014) består av fyra typer av strukturer: HCD (Hydraulic Conductor Domain), SBA (Shallow Bedrock Aquifers), Unresolved PDZ (Possible Deformation Zones) och DFN (Discrete Fracture Networks), se figur D-2. HCD och SBA har modellerats deterministiskt, medan PDZ och DFN modelleras stokastiskt. De stokastiska objekten, PDZ och DFN, betecknas med ett namn som HRD (Hydraulic Rock Mass Domain).



Figur D-1. *Lägen för undersökningsborrhål i SFR-området. Hål som borrats på 1980-talet inför etableringen av SFR 1 visas i gult, hål som borrats under platsundersökningen för Kärnbränsleförvaret under perioden 2002–2007 visas i rött och hål som borrats under perioden 2008–2009 under platsundersökningen inom PSU visas i blått.*

HCD:	Deterministiskt modellerade strukturer (geologiskt tolkade deformationszoner, DZ) med hydrauliska egenskaper som hämtas från både gamla och nya hydrauliska mätningar. Det finns 40 HCD i SFR-området.
SBA:	Deterministiskt modellerade strukturer som enligt hydrotestdata (flödesloggning i enskilda borrhål, tryckresponser under borrning och riktade interferenstester) kan tolkas representera stråk av transmissiva och företrädesvis flacka sprickor där orienteringsdata kommer från sprickdata i studerade borrhål. Åtta SBA-strukturer har modellerats.
Unresolved PDZ:	Stokastiskt modellerade strukturer som, enligt hydrotestdata, förekommer i närheten av större deformationszoner.
DFN:	Stokastiskt modellerade strukturer (sprickor).



Figur D-2. *Exempel på de fyra hydrauliska strukturer som används för att beskriva berget i SFR-området: a HCD, b SBA, c PDZ, och d DFN.*

Den ytterligare information som erhållits från de två nämnda platsundersökningsperioderna möjliggör en heterogen och anisotrop beskrivning av både deformationszoner och mellanliggande berg. Den uppdaterade platsmodellen innebär också att:

1. Statistisk information angående enskilda sprickors orientering och transmissivitet finns tillgänglig för den del av området som omfattas av den planerade utbyggnaden. Bergmassan mellan deformationszonerna har därmed varit möjlig att beskriva med ett diskret spricknätverk, DFN. Modelleringsmetodiken förklaras i Öhman et al. (2012, 2013).
2. Förekomsten av deterministiskt modellerade deformationszoner (DZ) i SFR-området har uppdaterats (Curtis et al. 2011) och täcker ett större område än SAR-08. Antalet DZ har ökat till 40 i PSU, jämfört med SAR-08 där 8 DZ har modellerats deterministiskt.

SKB behöver förbättra diskussionen om vilka modellvarianter i Holmén (2005) som bör föras vidare till efterföljande beräkningar

Med hjälp av fyra modellvarianter undersökte Holmén och Stigsson (2001) de osäkerheter som är relaterade till nederbörd och den hydrogeologiska beskrivningen av berget. Ytterligare modellvarianter lades till i Holmén (2005) med avseende på beskrivningen av berget, som ett komplement till Holmén och Stigsson (2001). Osäkerhetsfaktorer som beräknats i Holmén (2005) används tillsammans med de tunnelflöden som presenteras i Holmén och Stigsson (2001). Följaktligen bör de konceptuella beskrivningarna i Holmén (2005) och Holmén och Stigsson (2001) vara rimligt likartade. ”Basfallet” har därför förts vidare till de efterföljande beräkningarna, och de andra fallen betraktades som känslighetsfall som utfördes för att öka förståelsen för hur det studerade systemet fungerar.

Ytterligare modellvarianter har undersökts i kompletterande modellering (Odén et al. 2014), dessa diskuteras i detalj i Öhman et al. (2014) och sammanfattas nedan med fokus på hydrogeologiska modellvarianter.

Kompletterande modellering – kunskap om förvarsplatsen
99 realiseringar av HRD (det vill säga PDZ och DFN) genererades som ett första steg. En statistisk analys genomfördes där två realiseringar valdes ut för att representera extremfall av de 99 realiseringarna (SKBdoc 1395200) med avseende på förväntade flöden genom bergssalarna i SFR 1:

1. R18, en optimistisk realisering (få stora sprickor som skär SFR 1).
2. R85, en pessimistisk realisering (ett större antal stora sprickor som skär SFR 1).

Sedan analyserades (SKBdoc 1395214) hur kombinationen av beskrivningen av HCD, SBA och HRD påverkar: 1) flöden genom bergssalar, 2) utströmningspunkter och 3) advektiv gångtid (eftersom arbetet utfördes inom SR-PSU, studerades också interaktionen mellan SFR 1 och en planerad utbyggnad). Totalt testades 62 olika hydrauliska parametriseringar av berget:

- Homogena HCD i kombination med 21 HRD-realiseringar (R1-R20 och R85)
- Homogena HCD, men med utökad geometrisk utbredning av den flacka zonen ZFM871, i kombination med 21 HRD-realiseringar (R1-R20 och R85)
- Tio heterogena HCD-realiseringar, var och en i kombination med 2 HRD-realiseringar (R18 och R85)

Analysen visar att vattenflödet genom bergssalarna är mer beroende av parametriseringen av HCD än av HRD (detta är ännu tydligare i området kring den planerade utbyggnaden). Baserat på resultaten från denna studie har 17 olika modellvarianter av berget utformats (Öhman et al. 2014) för ytterligare analyser under tempererade klimatförhållanden. Tillsammans med de två tidigare utvalda HRD-realiseringarna, R18 och R85, har ytterligare en realisering studerats, R03, där ett större antal stora sprickor skär platsen för den planerade utbyggnaden. Dessa tre HRD-realiseringar kombinerades med 10 olika beskrivningar av HCD (med avseende på djuptrend, heterogenitet och konditionering mot borrhålsdata) så att totalt 17 modellvarianter testas. De 17 modellvarianterna, som redovisas i Öhman et al. (2014, avsnitt 2.2), har utformats för att fånga upp osäkerheten/variationen i parametriseringen och för att de i någon mån gränssätter flödena genom bergssalarna.

Resultaten från alla 17 modellvarianter går vidare till radionuklidtransportanalysen. För hydrogeologiska simuleringar under permafrostförhållanden och för detaljerade beräkningar av flödena genom förvarsutrymmena valdes tre hydrogeologiska modellvarianter ut från de ovan nämnda alternativen för att representera osäkerheten/ variabiliteten i beskrivningen av bergets hydrauliska egenskaper:

1. En variant med låga flöden genom förvarsutrymmen.
2. Ett basfall med medelflöden genom förvarsutrymmen.
3. En variant med höga flöden genom förvarsutrymmen.

Proceduren för valet av dessa tre fall beskrivs i detalj i Öhman et al. (2014, avsnitt 6.2.3). Modellvarianter baserade på osäkerheter i grundvattenbildning (beroende på SFR-pirens egenskaper) och andra klimatrelaterade parametrar, som till exempel temperatur, har studerats med hjälp av gränssättande modeller (SKBdoc 1395215, Odén et al. 2014).

SKB behöver visa att ventilationsluften inte avlägsnar betydande mängder vatten från tunnelsystemet som kan påverka kalibreringen av flödesmodellen
Granskningen av SAR-08 ifrågasatte hur kalibreringen av flödesmodellen gjordes mot inflöden till SFR 1, med avseende på både ventilationsluftens och skinfaktorparametriseringens betydelse. I den uppdaterade modellen har parametriseringen baserats på hydrauliska mätningar i undersökningsborrhål. Detta har gjorts delvis för att undvika konceptuella osäkerheter kring hur uppmätta inflöden bör tolkas och användas (inflödena har minskat med cirka 60 % sedan den första mätningen, se avsnitt 4.8.2), men även för att platsen för den planerade utbyggnaden innehåller deformationszoner med liten eller ingen koppling till inflödet till SFR 1. Inflödena till SFR 1 används i den uppdaterade modellen för att kontrollera att parametriseringen ger inflöden av korrekt storleksordning (Öhman et al. 2013). Parametriseringen av olika hydrauliska strukturer i SR-PSU beskrivs i detalj i Öhman et al. (2012) och sammanfattas i SDM-PSU (SKB 2013e, kapitel 7). De slutliga parameterfördelningarna som används i SR-PSU redovisas i Öhman et al. (2014, kapitel 4). I Öhman et al. (2014) tas även hänsyn till osäkerheter i parametriseringen av de hydrogeologiska enheterna i en känslighetsanalys av olika modellvarianter.

D3.8 Analys av tekniska barriärer

D3.8.1 SKB:s redovisning

En partiell degradering av barriärer så som cementkonstruktioner och bentonit förväntas inträffa under den period då säkerhetsfunktioner erfordras (dvs. tiden fram till 100 000 år). Analysen av degraderingsförloppet för barriärer är ett centralt tema i säkerhetsanalysen då involverade processer förväntas medföra en förhöjd risk genom ett snabbare utläckage av radionuklider. Fysikalisk och kemisk degradering kan båda leda till försämrad täthet och transportegenskaper för barriärerna medan förändrade kemiska förhållanden kan leda till sämre retardation av radionuklider. En degradering av cement är representerad i konsekvensberäkningar av de förhöjda grundvattenflöden som fås efter att materialets hydrauliska konduktivitet ökats med flera tiopotenser (från ca 10^{-9} m/s till 10^{-5} m/s). En viss sprickbildning i cementen antas förmodligen finnas redan från början (t ex mindre sprickor från cementens härdningsfas). Detta kan hanteras genom att ett högre värde för den hydrauliska konduktiviteten används i analysen än det förväntade värdet för helt sprickfri cement (ca 10^{-10} m/s).

För BTF-förvaren bedömer SKB i SAR-08 att cementkonstruktionerna kommer att degradera efter den inledande 1 000-års perioden. BMA- och siloförvaren förväntas ha en betydligt längre livslängd och degradering är i SKB:s säkerhetsanalys i huvudsak kopplad till större klimatförändringar så som permafrost och glaciation (för BLA-förvaret förutsätts inga barriärfunktioner). Under perioden med kraftigare permafrost runt 40 000 år, förutsätts att cementkonstruktionerna runt BMA kommer att frysa sönder. Bentoniten runt silon förutsätts vara intakt under närmare 60 000 år, men utspädda smältvatten anses därefter att kunna erodera denna barriär. Större jordskalv kan potentiellt också leda till en omfattande degradering av barriärer, men detta fall tas upp separat i avsnitt 3.10. Andra typer av mekanisk påverkan på barriärerna till följd av t ex sättningar eller uppbyggnad av gastryck (från korrosion av metaller) kan enligt SKB inte heller helt uteslutas.

Cementkonstruktioner i de olika förvarsdelarna och bentonitbarriären i silon kommer att långsamt degraderas i kontakt med grundvatten. För cement beror detta på en långsam utlakning och kemisk omvandling av huvudkomponenterna portlandit resp. kalciumsilikathydrat, vilket åtföljs av en gradvis reduktion av materialets hållfasthet. Reaktioner inuti cementen som leder till nya mineral med hög molvolym kan dessutom orsaka inre sprickbildning. För bentonit i direktkontakt med cement sker en omvandling av lermineralet montmorillonit till mineral med sämre självtätande förmåga. Förutom för BTF och BLA (utan robusta cementbarriärer) anser inte SKB att dessa gradvisa omvandlingsprocesser påverkar förvarets långsiktiga skyddsförmåga under den tid som barriärfunktioner erfordras. Som grund för detta åberopas detaljerade modelleringsstudier av bl.a. Cronstrand (2007), Gaucher m.fl. (2005) och Höglund (2001). Dessa studier visar att kemiska omvandlingar kan lokalt vara omfattande men att inträngningsdjupet för kemiska omvandlingar är begränsat så att avfallsmaterialet inuti betongväggar och bentonit endast påverkas i mindre utsträckning. Cronstrand (2007) visar dock att betydande sprickbildning och stora permeabilitetsförändringar i cementen inducerat av permafrost eller annan orsak, kan leda till ett väsentligt snabbare degraderingsförlopp.

Ytterligare en kategori av processer som behöver beaktas är att komponenter i avfallet frigörs och reagerar med omgivande cement. Exempel är bildning av det svällande mineralet ettringit från frigörelse av sulfat från jonbytarmassor, karbonatisering pga. koldioxidbildning från degradering av organiskt material i avfallet, eller frigörelser av salter från industarkoncentrat. Korrosion av armeringsjärn kan även medföra lokal sprickbildning. SKB påpekar att det finns en tillgänglig expansionsvolym som kan ta upp volymökning i samband med dessa processer. SKB utesluter dock inte en lokal påverkan på porositet och en eventuell sprickbildning kan förekomma i dessa fall.

I enlighet med tillämpliga föreskrifter (SSM 2008:21) redovisar SKB den troliga utvecklingen av cement och bentonitbarriärerna i ett huvudscenario. Detta innefattar degradering av barriärerna i BMA förvaret och silon efter perioder av omfattande permafrost och glaciation så som beskrivs ovan. SKB redovisar dessutom ett scenario med tidig frysning av förvaret då betongbarriärerna i BMA-förvaret anses frysa sönder efter ungefär 25 000 år (silo-förvaret anses inte påverkas eftersom denna förvarsdel även har bentonitbarriären som också begränsar grundvattenflödet). SKB bedömer att detta scenario är mindre sannolikt, men SKB antar ändå en sannolikhet 1 vid risksummeringen eftersom det inte finns underlag för att uppskatta en faktisk sannolikhet. SKB redovisar även ett restscenario kopplat till barriärdegradering (dvs. ett scenario som tas med för att illustrera betydelsen för olika barriärfunktioner utan hänsyn till dess faktiska sannolikhet). Här anses att förvarets cement och

bentonitbarriärer i stort sätt helt förlorat sina flödesbegränsande egenskaper vid tidpunkten för övergången mellan kust och sjö (dvs. vid tiden 5 000 år).

D3.8.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM anser att förståelsen av barriärdegradering och dess betydelse har förbättrats i och med SAR-08. Den största förändringen jämfört med tidigare säkerhetsanalyser är den förlängda tidsskalan till 100 000 år som möjliggör ett beaktande av klimatförändringarnas påverkan på barriärernas långsiktiga beständighet. SKB har också sedan SSR 2001 tagit fram ytterligare underlag för bedömning av kemiska processer vid långsamma reaktioner mellan grundvatten och cement/bentonit (t ex Cronstrand, 2007, Gaucher m.fl., 2005) samt frysning och upptining av cement/bentonit (Emborg m.fl., 2007). Studien av Cronstrand kan anses vara en stor förbättring jämfört med tidigare insatser, vilket även Savage (2009) påpekar. Den diskuterar vissa frågor som togs upp i myndigheternas granskning av SSR 2001, bl.a. temperaturvariation, salinitetsvariation, dynamisk porositetsutveckling samt sprickbildning och dess koppling till accelererad kemisk omvandling.

SSM har dock uppfattningen att degraderingen av cement/bentonit och dess inverkan på långsiktig strålsäkerhet förblir svårbedömd trots dessa ytterligare studier. Denna bedömning baseras främst på vissa brister i representation och resonemang kring barriärdegraderingseffekter främst inom huvudscenariot. Bedömningen är också kopplad till att SKB:s redovisning ger mycket begränsade insikter kring hur pass omfattande barriärdegradering som krävs för en signifikant påverkan på dos/risk. SKB:s angreppssätt att ta hänsyn till degradering av barriärer och tunnelpluggar är fortfarande densamma som vid SSR 2001, då konsekvensanalysberäkningarna baseras på en momentan ökning av den hydrauliska konduktiviteten i berörda förvarsdelar med flera tiopotenser. Metoden är visserligen enkel men den ger ingen grund för bedömning av den förväntade barriärdegraderingens gradvisa och heterogena förlopp.

Eftersom inga barriärförändringar inkluderas i huvudscenariot för en tidsperiod ända upp till 40 000 år så kan SSM inte att utesluta att detta är ett optimistiskt snarare än ett realistiskt fall. Det särskilda fallet ”tidig degradering av barriärer” visar visserligen inverkan av en omfattande och möjligtvis gränssättande degradering men detta fall ger för stora konsekvenser och är sannolikt allt för konservativt för att utgöra grund för bedömning av kravuppfyllelse.

Resonemanget kring betongdegradering i huvudscenariot har fördjupats. En mer omfattande degradering beskrivs i beräkningsfallet accelererad degradering.

SSM anser att angelägna ytterligare insatser och förtydliganden främst är:

- *Bättre underbygga huvudsceneriot som grund för bedömning av kravuppfyllelse gentemot SSM:s riskkriterium.* Det behövs ett ytterligare beräkningsfall som visar inverkan av en rimlig barriärdegradering på karakteriseringen av risk, alternativt ett mera utförligt resonemang kring varför inverkan av samliga rimligt sannolika barriärdegraderingsprocesser kan uteslutas för en tidsperiod upp till 40 000 år för förvarsdelarna BMA och silo.
- *Ett förbättrat underlag för att bedöma risken för frysning av cementbarriärer under perioden med permafrost runt 10 000 år som finns med i sceneriet extrem permafrost*. Marginalen mot frysning är liten redan i sceneriet som baseras på den senaste glaciala cykeln. Detta kan inkludera en bättre undersökning av vid vilken temperatur aktuell cement kan anses förbli intakt. Bättre kunskap om fryspunktnedsättningen i cement har betydelse eftersom sceneriet extrem permafrost inkluderar en period med betydande permafrost redan efter 10 000 år. Om förvaret fryser sönder då istället för efter 25 000 år skulle doseffekterna under nästa efterföljande tempererade fas bli större än de som nu redovisas. Risken för tidig frysning har omvärderats. Nya undersökningar för fryspunkten hos betongen har gjorts.
- *Komplettera och uppdatera redovisning som motiverar hantering av växelverkan mellan avfallsmaterial, armeringsjärn och cement.* Det är inte uppenbart från SKB:s redovisning att samtliga dessa processer kan hanteras enbart genom att referera till ett ”tillgängligt expansionsutrymme” i förvaret. SKB:s formuleringar i SAR-08 avsnitt 6.4.4. visar att det finns återstående frågor som behöver hanteras med referens till ett spårbart underlag. Det kan konstateras att inga väsentliga förbättringar har gjorts sedan SSR 2001 inom detta område. Dessa processer har en potential att åtminstone i viss mån bidra till sprickbildning i cementmatrisen, vilket kan påskynda både uttransporten av radionuklider och det fortsatta kemiska degraderingsförloppet.

Förutom dessa angelägna ytterligare insatser kan det på längre sikt så som vid uppdatering av kommande säkerhetsanalyser även behövas insatser inom följande områden:

- Förbättra och vidareutveckla representationen av barriärdegradering inom analysen av hydrogeologi och risk. Det kan t ex konstateras att Holmén och Stigsson (2001) enbart diskuterar väl tilltagna momentana förändringar i permeabilitet. Förutom att detta är en väl grov förenkling finns också oklarheter kring hur stor del av förvaret som permeabilitetsförändringen verkligen avser vid implementeringen av resultaten i SAR-08. Barriärsdegradering kan studeras närmare på olika sätt t ex genom känslighetsanalyser (som visar i vilken utsträckning parametrar som porositet och diffusivitet måste förändras för att väsentligt påverka radionuklidtransport) eller genom modellstudier med explicit representation av sprickor i cementmatrisen (Chambers, 1995). Sådana modellstudier kan användas för att få en mera detaljerad förståelse för uttransport av radionuklider både via advektion och via diffusion samt ge ett bättre underlag för att motivera kopplingen mellan olika barriärdegraderingprocesser och radionuklidtransport
- I fall det är möjligt att göra relevanta jämförelser med naturliga eller antropogena analogier så bör dessa inkluderas i säkerhetsanalysen (Zhou m.fl., 2009).
- Omfattningen av skador efter frysning kan behöva utredas ytterligare. Slutsatsen i Emborg m.fl. (2007) är visserligen konservativt att cementmaterialet efter frysning/tining är att betrakta som sand/grus (jämför med t ex Cronstrand som förutsätter en gradvis förvärrad degradering för varje passerad frys/tina cykel). Utredningen är dock väl summarisk med avseende på en sådan för slutförvaringen väsentlig slutsats.
- Antagandet att bentoniten runt silon återfår sina skyddande egenskaper efter en frys/tina cykel och att bentoniten runt silon inte påverkas av en degradering av de omslutna betongbarriärerna behöver underbyggas bättre. Den enda referens för detta som finns i Emborg m.fl. (2007) är muntlig kommunikation med L. Börgesson 2007. SKB kan också behöva beakta ny kunskap som tas fram i det pågående bufferterosionsprojektet (inom projektet slutförvaring av använt kärnbränsle) vid förnyade bedömningar av tåligheten för bentonitbarriären runt silon.

Det finns förhållanden som talar för att effekten av en sen barriärdegradering i samband med stora klimatförändringar inte har samma påtagliga effekt på förvarets strålsäkerhet som de tidigare effekterna under de närmaste 1 000-talen åren. Detta kan visas t ex genom att jämföra beräkningsfallen extrem permafrost och tidig degradering av barriärer. En omfattande barriärdegradering kopplat till klimatförändringar leder också till liknande ökningar av risken vid en barriärdegradering (under kommande interglaciärer från t ex jod-129, nickel-59) men när kol-14 har avklingat blir doserna, så som SKB:s analys visar, betydligt lägre. Detta förutsätter dock att det inte finns någon risk för stora tillkommande bidrag av redoxkänsliga nuklider (se avsnitt 3.9).

Hantering i SR-PSU

Degradering av barriärer

I SR-PSU har SKB byggt ut analysen av barriärernas långsiktiga utveckling, som sammanfattas i avsnitt 6.3.8. SKB har dragit slutsatsen att barriärdegradering kan förväntas inträffa tidigare än vad som uppskattades i SAR-08. I sin modellering för SR-PSU tar SKB hänsyn till en gradvis barriärdegradering över tid i huvudscenariot, vilket beskrivs i avsnitt 7.4.3. Huvudscenariot har kompletterats med *scenariot med accelererad betongdegradering* (avsnitt 7.6.3) och *scenariot med förlust av barriärfunktion – högt flöde i förvaret* (avsnitt 7.7.3), för att ytterligare förbättra förståelsen för hur betongbarriärernas nedbrytning påverkar förvarets funktion.

Risk för tidig frysning

Risken för tidig frysning har omprövats. Nya undersökningar rörande betongens fryspunkt har gjorts, se avsnitt 6.2.3.

Interaktioner mellan avfallsmaterial, armeringsjärn och cement

Avsnitten 6.3.7 och 6.3.8 sammanfattar den uppdaterade redovisningen av interaktionerna mellan avfall, armeringsjärn och cement. Stödjande studier har inkluderat modeller där diskreta sprickor i cementmatrisen har beaktats.

Representation av barriärernas degradering i analysen av hydrogeologi och risk
Modellen av närzonens hydrologi har utvärderat den inverkan som barriärdegradering kan ha på flödet genom förvaret (Abarca et al. 2013). En serie degraderingssteg, från initialtillståndet till ett helt degraderat tillstånd, har beaktats. Motsvarande flödesfält fungerar som indata till beräkningarna av radionuklidtransport, som redovisas i **Radionuklidtransportrapporten**. Barriärernas olika degraderingstillstånd i huvudscenariot beskrivs i avsnitt 7.4.3.

Barriärskador och bentonitegenskaper efter en frysning/tiningscykel
Omfattningen av skadorna på betongen efter frysning och dess inverkan på betongens hydrauliska egenskaper är starkt beroende av betongens egenskaper före frysning. Som beskrivs i avsnitt 6.5.8 kan betongen frysa om marktemperaturen på förvarsdjup faller under –3 °C, vilket påverkar förvarets strukturella integritet. Inom SR-PSU antas permafrosten nå förvarsdjup runt 17 500 e Kr. Dock antas inte –3 °C-isotermen nå förvarsdjup före 52 000 e Kr. Under perioden innan denna händelse kommer betongkonstruktionerna att brytas ned så som beskrivs i avsnitt 6.3.8. Detta leder till slutsatsen att frysning inte leder till sådana dramatiska effekter på betongen som beskrivs i SAR-08.

Bentoniten kommer att behålla sina egenskaper efter en frysning/tiningscykel. Detta förtydligas ytterligare i Birgersson och Andersson (2014). Effekten av frysskador på betongkonstruktionerna och på bentonitens egenskaper i silon har inte analyserats i SR-PSU. Eftersom silon är mer eller mindre helt fylld med betong och kringgjutningsbruk förväntas dess volym inte förändras som en effekt av frysning. Bentonitens fysiska struktur kan därför antas vara intakt även efter en mekanisk degradering av betongkonstruktionen.

D3.9 Utveckling av kemiska betingelser i SFR-1

D3.9.1 SKB:s redovisning

Den kemiska utvecklingen i SFR innefattar förändringar i den omgivande grundvattenkemin, samt förändringar orsakade av reaktioner som involverar cement och bentonit. Grundvattensammansättningen mäts vid SFR-1 i enlighet med instruktioner i aktuellt kontrollprogram för anläggningen. Mätbara förändringar i grundvattenkemi förväntas vara mycket små, men i och med utökning av tidsskalan upp till 100 000 år tillkommer framtida hypotetiska förändringar i grundvattenkemi orsakade av stora klimatförändringar. Den mest omfattande effekten på förvaret, enligt SKB:s redovisning, är tillförsel av mycket utspädda grundvatten enligt SKB:s Weichselvariant, som efter 60 000 år skulle kunna erodera bentoniten runt silon. Perioder under vilka förvaret är under havsbotten leder till högre salthalt, medan under utdragna tempererade perioder kommer salthalten minska pga. tillförsel av nederbördsvatten.

De kemiska betingelserna i förvaret är starkt reducerande främst tackvare förekomsten av korroderande armeringsjärn och järnskrot. Det finns också en naturlig kapacitet att upprätthålla reducerande betingelser tackvare Fe(II)mineraler i berggrunden. Efter tiotusen år är det dock troligt att allt järn i avfallet har förbrukats. SKB förväntas sig dock att degradering av smektit samt upplösning av bildade korrosionsprodukter (förmodligen magnetit) kommer att fortsätta säkerställa om inte starkt reducerande så åtminstone anoxiska förhållanden i förvaret. För en kommande glaciationsfas utesluter dock inte SKB oxiderande förhållanden på förvarsdjup.

Cementkonstruktionerna och avfallsmatrisen i SFR-1 bidrar till att upprätthålla alkaliska pH förhållanden i och omkring förvaret under hela tidsperioden. I de yttersta delarna av betongen samt i BTF-förvaren med förhållandevis liten mängd cement kan dock en betydande pH sänkning komma att ske efter ett antal tusen år. Detta skulle i så fall innebära en viss försämring av retardationen av radionuklider.

Ytterligare en viktig kemiparameter är utvecklingen av koncentrationer av komplexbildande ämnen i slutförvaret. Eftersom nedbrytning av cellulosa är en långsam process kan nedbrytningsprodukten och komplexbildaren ISA (isosackarinat) finnas kvar i förvarsmiljön under mycket lång tid. SKB anger att man beaktat måttliga halter av ISA vid val av sorptionsdata. SKB förväntar sig att halterna av komplexbildare hålls nere av sorption till cement samt utfällning av deras kalciumsalter.

D3.9.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SKB:s slutsatser kring den kemiska utvecklingen i förvaret är trovärdiga och i huvudsak baserade på väl etablerad vetenskap. SSM anser dock att det finns följande angelägna behov av kompletteringar och ytterligare insatser:

- Utredning av om redoxkänsliga nuklider som teknetium-99 skulle kunna ge ett stort dosbidrag efter utarmning av förvarets redoxbuffrande förmåga. SKB förväntar sig som utrycks i SAR-08 en omvandling från starkt reducerande till anoxiska förhållanden i förvaret efter att järnet har korroderat. Det finns dock ingen närmare analys av de involverade kemiska processerna som visar att de har tillräcklig kapacitet och tillgänglighet för att undvika uppkomst av oxiderande förhållanden i förvaret. Det finns ej heller någon justering eller ens diskussion av påverkan på sorptionsdata för redoxkänsliga nuklider. SSM kan därför för närvarande inte utesluta att oxiderande förhållanden kan uppstå i förvaret. Detta kan möjligtvis leda till doseffekter i form av ett snabbt utläckage av långlivade redoxkänsliga nuklider som teknetium-99.

Förutom denna angelägna ytterligare insats kan det på längre sikt så som vid uppdatering av kommande säkerhetsanalyser även behövas insatser inom följande områden:

- Fördjupade studier av hur bentonitbarriären påverkas av utspädda grundvatten. Inom SR-Can visades att den kustnära Forsmarksområdet påverkas av långa perioder med tempererande förhållanden pga. landhöjning och infiltration av nederbördsvatten. Detta ger gradvis mera utspädda vatten och SSM anser därför att SKB behöva modellera utvecklingen av jonstyrka och undersöka huruvida det finns någon risk att bentoniten som omger silon kan påverkas av sådana vatten. En sådan studie bör baseras på uppdaterad kunskap från pågående SKB projekt om vilka grundvatten som potentiellt kan påverka bentonitstabilitet
- Uppdatering av databaser för retentionsparametrar med hänsyn till ny data från såväl internationellt arbete som arbete inom SKB:s eget program. SSM:s konsulter Zhou m.fl. (2009) har vissa invändningar kring SKB:s parameterval (t ex penetrationsdjup i geosfären samt K_d-värden för teknetium(IV), neptunium(IV) och plutonium(IV) förbentonit samt sand/bentonit). Även om det beräknade dos- och riskbidraget från dessa nuklider är marginellt, bör databaser för samtliga rimligt relevanta nuklider uppdateras med hänsyn till ny kunskap.

Hantering i SR-PSU

Inverkan av ändrade redoxförhållanden

SSM påpekade att ändrade redoxförhållanden på förvarsdjup kan resultera i ett stort dosbidrag då förvarets redoxbuffrande förmåga utarmas. För att kunna bedöma påverkan av ändrade redoxförhållanden i SFR har SKB modellerat den troliga redoxutvecklingen i SFR 1 efter förslutning (Duro et al. 2012). Baserat på modelleringen har sannolikheten för framtida oxiderande förhållanden uppskattats. Dessutom bedöms konsekvenserna av oxiderande förhållanden, till exempel förändrad speciering av redoxkänsliga nuklider, (SKBdoc 1430701) som en del av SKB:s svar på SSM:s föreläggande angående risken och konsekvenserna av ändrade redoxförhållanden på förvarsdjup (SSM 2010).

Inverkan av utspädda grundvatten på bentonitbarriärer

SSM påpekade att de vill att SKB ska utföra detaljerade studier av hur bentonit påverkas av utspädda grundvatten. Montmorillonitens dispersionsbeteende beror i hög grad på valensen och koncentrationen hos jonerna i porutrymmet. Dispersion (bildning av en lerkolloid) av aggregerad lera (lergel) är främst relevant i närvaron av utspädda grundvatten, och i synnerhet vid låga koncentrationer av divalenta katjoner i grundvattnet (Ca, Mg). För parameterrymden av enkla mono- och divalenta katjoner (med en monovalent motanjon), beskrev Birgersson et al. (2009) de kompositionsfält där bildningen av lerdispersioner är möjlig. De identifierar två gränssättande förhållanden för att undvika bildning av en lerkolloid:

- Den yttre lösningens jonstyrka behöver vara $\geq$ 25 mM
- Andelen divalenta joner i leran behöver vara $\geq$ 90 %

Detta förhållande kan jämföras med de katjonkoncentrationer som i allmänhet förväntas i kontakt med färsk eller degraderad hydratiserad cement, eller mer specifikt, med de värden som beräknats av Gaucher et al. (2005). Även för den längsta tidsramen som beaktas (upp till 100 000 år) förutsäger de tillräckligt höga Ca-koncentrationer i gränsytan mellan bentonit och sprutbetong för att undvika lerdispersion och kolloidbildning. Detta tyder starkt på att denna process inte är relevant för utformningen som används för silon.

Databas för retentionsparametrar
SSM efterfrågar en uppdatering av databaserna där hänsyn tas till ny data från såväl det internationella arbetet och det arbete som har genomförts inom ramen för SKB:s egna program. Som en del av SR-PSU-ansökan lämnas en datarapport (**Datarapporten**) in, i vilken fördelningskonstanterna (K_d) ses över och uppdateras där det behövs. Information har extraherats både från internationella studier och från SKB:s egna program. De K_d-värden som används listas i kapitel 7 och 8 av **Datarapporten**. Parametrar som kan påverka K_d-värdet beskrivs vidare i avsnitt 6.3.7 och ett scenario med förhöjda koncentrationer av komplexbildare hanteras som ett mindre sannolikt scenario (se avsnitt 7.5.4**)**. Ingen retention hanteras som ett restscenario i avsnitt 7.7.1.

Andra förbättringar sedan SAR-08
Sedan analysen i SAR-08 har SKB fortsatt sitt arbete med att förstå hur och till vilken grad organiska komplexbildare kan påverka SFR:s säkerhetsfunktioner. Som en del av SR-PSU har SKB uppdaterat koncentrationerna av komplexbildare i både SFR 1 och 3 (Keith-Roach et al. 2014). Nyare rön kring nedbrytningshastigheten för cellulosa används i SR-PSU (Glaus och Van Loon 2008). SKB har även förbjudit användningen av större mängder starka organiska komplexbildare i kärnkraftverken tills kunskaperna om deras påverkan av sorption för relevanta radionuklider har undersökts vidare.

D3.10 Effekter av jordskalv på SFR-1

D3.10.1 SKB:s redovisning

SKB gör för första gången i SAR-08 ett särskilt scenario för jordskalvs påverkan på SFR 1. Detta scenario utgår ifrån att större skalv kan orsaka skador på tekniska barriärer (cement och bentonit) som medför en snabbare uttransport av radionuklider via grundvattenflödet (enbart BMA och silon beaktas eftersom tillämpbara säkerhetsfunktioner har mycket mindre betydelse för andra förvarsdelar). SKB utgår ifrån att endast skalv med en magnitud större än 5 inom en radie av 10 km skadar förvaret. Denna utgångspunkt för analysen baseras på att befintliga underjordstunnlar vanligtvis förblir intakta vid ytaccelerationer lägre än 0,2g (Richter magnitud och avstånd ger tillsammans ett mått på ytacceleration; Bäckblom och Munier, 2002). Riskbidraget från jordskalvscenariot baseras på en bearbetning av relevant statistik för jordskalv i kombination med ett antagande att om väl ett skalv inträffar sker en förhållandevis snabb radionuklidtransport ut ur förvaret. Vissa konservativa antaganden har utnyttjas vid beräkningen av risk så som att hela radionuklidinventariet görs tillgängligt för snabb uttransport (i verkligheten kanske ett skalv bara påverkar delar av förvaret), samt att sorption och transportmotstånd i geosfären inte tillgodoräknas för detta scenario. SKB beaktar inte jordskalv i samband med kommande istider efter istiderna hur som helst antas skada de tekniska barriärerna på motsvarande sätt.

D3.10.2 SSM:s analays av SKB:s redogörelse SAR-08

SSM anser att utvecklingen av ett särskilt jordskalvscenario ger en ökad tilltro till säkerhetsanalysens fullständighet. SSM anser att SKB:s ansats, som innebär att hela förvaret degraderar som en följd av ett jordskalv av tillräcklig storlek, i grunden är ett konservativt angreppssätt. SKB kan dock på sikt behöva genomföra vissa förbättringar, t ex därför att man inte har gjort någon bedömning kring förvarets motståndskraft mot skakningar och skalvrörelser i berget. Jämförelsen med befintliga underjordsanläggningar (Bäckblom och Munier, 2002) ger visserligen en värdefull fingervisning, men den kan inte betraktas som helt tillförlitlig eftersom det är svårt att bedöma hur pass jämförbara dessa anläggningar är med SFR. SKB kan också behöva beakta att förvarets motståndskraft under en tidsperiod av några tusen år kan reduceras pga. de åldringsprocesser som SKB tidigare studerat (cementdegradering, bentonitomvandling etc.).

Hantering i SR-PSU
Inom ramen för SR-PSU har SKB genomfört en stabilitetsstudie för silon och dess motståndskraft mot jordskalv (Georgiev 2013). Konservativa antaganden har gjorts med avseende på vattenmättnad, som förväntas ha en dämpande effekt på skalv och därför inte har beaktats. Randvillkor valdes för att erhålla ett relativt enkelt basfall, med avsikten att succesivt öka komplexiteten i i den fortsatta modellutvecklingen. På grund av detta enkla basfall kunde stabilitetsanalysen tillämpa samma lastfall som tidigare tillämpats på kärnkraftverken ovan mark som ligger på granitisk berggrund

(SKI 1992b). I denna studie har således ett responsspektrum (det vill säga uppmätta frekvenser som associeras med jordskalv av olika magnituder) tillämpats för detta relativt ytnära underjordiska förvar på liknande sätt. Sannolikheterna för att jordskalv av olika magnituder ska inträffa är dock desamma som i tidigare säkerhetsanalyser (ingen ny vetenskaplig information finns att tillgå). Risken och konsekvensen beror på dosberäkningarna och scenarioanalysen (se avsnitt 7.6.5). Beräkningsfall som rör effekten av ett jordskalv presenteras i radionuklidtransportberäkningarna tillämpade på ett liknande sätt som i tidigare säkerhetsanalyser, det vill säga med snabb uttransport av radionuklider från förvaret (**Radionuklidtransportrapporten**) och med en risk som beräknats med hjälp av ett kumulativt tillvägagångssätt för sannolikheten att ett jordskalv kommer att inträffa under analysperioden (avsnitt 9.3.5 i **Radionuklidtransportrapporten**).

D3.11 Konsekvensberäkningar

D3.11.1 Modellering av slutförvaret

SKB:s redovisning

I SAR-08 använder SKB samma kompartmentmodell för närzonen (NUCFLOW) som används i föregående konsekvensanalys, SSR 2001. Modellen är denna gång implementerad i AMBER. Modellen tar hänsyn till processer som advektion, diffusion, sorption och radioaktivt sönderfall. Ett stort antal diskretiseringar för var och en av förvarsdelarna (silo, BMA, 1BTF, 2BTF, BLA) har valts för att representera avfallet, tekniska barriärer etc.

Ett omfattande arbete har genomförts för att återskapa resultaten från NUCFLOW med användning av AMBER. Bortsett från vissa brister som har upptäckts i implementeringen av närzonsmodellen i NUCFLOW kan AMBER i princip återskapa resultaten (Thomson m.fl., 2008a).

AMBER-koden kan hantera tidsberoende transport med stegvisa ändringar och flera parallella transportvägar för nukliderna. Två typer av modelleringar har genomförts i SAR 08. Deterministisk modellering har gjorts vid användning av parametrar som antas som bästa uppskattade värde, medan probabilistisk modellering har gjorts vid användning av parametrar som samplats med den så kallade ”Latin Hypercube Sampling” metoden.

SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM anser det positivt att SKB har kunnat återskapa resultaten av närzonsmodellen från NUCFLOW vid användning av AMBER (Thomson m.fl., 2008a). Samtidigt anser SSM att trots det faktum att närzonsmodellerna har implementerats i AMBER istället för NUCFLOW så kvarstår flera kommentarer från tidigare granskningar. Modelleringar och dokumentation för närområdet har i grunden inte uppdaterats i SAR-08. Detta gäller t ex dokumentationen av modellen i befintliga rapporter, vars brister har försvårat möjligheterna för SSM att granska och återskapa SKB:s beräkningar av närzonstransport.

Ett viktigt exempel gäller beskrivningen och motiveringen av den detaljerade utformningen/diskretiseringen av beräkningsmodellerna för varje förvarsdel. Avsaknad av en diskussion kring modellens utformning gör det svårt att bedöma t ex hur viktiga olika element i modellen är, hur de påverkar andra element av förvaret och om det finns alternativa antaganden som behöver beaktas, se även Zhou m.fl. 2009. SSM efterlyser en motivering kring utformningen av modellen, och särskilt val av diskretisering. I radionuklidtransportrapporten (Thomson m.fl. 2008b) presenteras bara resultaten från modelleringarna. SSM anser att modellering av radionuklidtransport i säkerhetsanalysen bör utformas så att den utöver att ge resultat för riskanalysen, även ger en insikt av den säkerhetsmässiga betydelsen av olika förvarsfunktioner. Ett exempel på en sådan frågeställning som är bristfälligt belyst i Thomson m.fl. (2008b) är diskretisering av den yttersta barriären (se Zhou m.fl., 2009).

Ett annat exempel gäller beskrivningen av grundvattensflödet. Flödesstorlek anges visserligen i beräkningsrapporten (Thomson m.fl. 2008b), men det saknas en beskrivning av hur flödet fördelas mellan olika vägar och hur riktningen ändras med tiden. Detta har i viss mån försvårat genomförandet av SSM:s oberoende kontrollberäkningar. Detta är en möjlig förklaring till skillnaderna mellan SKB:s resultat och resultaten från de beräkningar som SSM:s konsulter har genomfört.

SSM anser att SKB till kommande uppdateringar av säkerhetsredovisningen behöver uppdatera närområdesmodelleringen och tillhörande dokumentation.

I SAR-08 har SKB inkluderat probabilistiska beräkningar för närområdet och geosfären. Det framgår dock inte av rapporten om och i så fall hur de probabilistiska beräkningarna har tagit hänsyn till korrelationen mellan parametrar, vilket kan ha betydelse för beräkningarnas resultat, se även avsnitt 3.7.2. SSM anser att även denna del av analysen behöver förtydligas.

Hantering i SR-PSU

Diskretisering av barriärerna

I SR-PSU har SKB utfört simuleringar med modeller med olika grader av diskretisering, för att belysa effekten av diskretisering av barriärerna.

Diskretisering av barriärer med intakt betong har testats med flera olika modeller, med 1–10 kompartment i de yttre barriärerna. Modellen för 1BMA användes för detta test (Bilaga B i **Radionuklidtransportrapporten**). Som ett resultat av dessa tester konstaterades att det var lämpligt att använda 5 kompartment i de yttre barriärerna för alla modeller med betongbarriärer, det vill säga 1–2BMA, silon och 1–2BTF.

Det har också tagits i beaktande att en diskretiserad kompartmentmodell potentiellt kan underskatta utflödet under förhållanden med väsentligt degraderad betong, vilka antas utvecklas i den senare delen av analysperioden. För att utvärdera detta har en jämförelse gjorts mellan olika kompartmentmodeller, inklusive en mer realistisk modell för sprucken betong (Bilaga D i **Radionuklidtransportrapporten**). Som ett resultat av denna utredning valdes modelleringsmetoden att modellera advektiv transport genom barriärerna som en direkt transport genom barriärerna under perioder med väsentligt degraderad betong, utan att ta hänsyn till sorption i barriärerna. Detta tillvägagångssätt användes för modellerna för 1–2BMA.

Grundvattenflöde

I SR-PSU har SKB uppdaterat den hydrologiska modelleringen (Oden et al. 2014). En detaljerad modellering av hydrologin på förvarsnivå har genomförts (Abarca et al. 2013). Flödet genom olika delar av förvaret har beräknats på den detaljnivå som motsvarar diskretiseringen av radionuklidtransportmodellen. Kopplingen mellan den hydrologiska modellen och radionuklidtransportmodellen i närzonen förklaras i avsnitt 9.2 i **Radionuklidtransportrapporten**.

D3.11.2 Modellering av geosfären

SKB:s redovisning

FARF31-modellen (Norman och Kjellbert, 1990) används, liksom i SSR 2001, för radionuklidtranport i geosfären. Modellen tar hänsyn till processer som advektion, dispersion, matrisdiffusion, sorption samt kedjesönderfall. Även denna modell är implementerad i AMBER som har använts för att lösa partiella differentiellekvationer för radioanuklidtransport i geosfären.

Transportmodellen representeras i AMBER i två dimensioner bestående av 40 kompartment som används för att representera transportprocesser som advektion och dispersion i sprickriktningen och 7 kompartment för att representera transportprocesser som matrisdiffusion och sorption i bergmatrisens riktning. För att öka beräkningarnas effektivitet genomfördes beräkningarna med ett reducerat antal matriselement i huvudtransportriktningen. I Thomson m.fl. (2008a) presenteras även en jämförelse mellan tidigare modellering genomförd i FARF 31 och kompartmentmodellen i AMBER och visar på en bra överensstämmelse när det gäller icke- och svagt sorberade nuklider. För starkt sorberade nuklider skiljer sig resultaten i viss utsträckning.

SKB konstaterar att en viktig egenskap hos AMBER-modellen är att den kan representera en geosfär som förändras med tiden för att på så sätt ta hänsyn till att transportlängden ökar med tiden när transportriktningen i geosfären ändras från vertikal till horisontell pga. landhöjningen. Detta har hanterats på så sätt att längden för varje kompartment i AMBER-modell ökar med tiden. Ändringen sker stegvis.

SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM ser positivt på att SKB har tagit hänsyn till myndigheternas granskningskommentar avseende SSR 2001 och att SKB i SAR 08 inkluderar radionuklidtransporten i geosfären.

SSM har inga invändningar mot att SKB använder en kompartmentmodell för att lösa partiella differentialekvationer för radionuklidtransporten i geosfären. På motsvarande sätt som för närområdesmodelleringen anser dock SSM att SKB inför kommande analyser behöver förbättra dokumentationen och motiven för den använda modellen.

Exempelvis anser SSM att SKB kan behöva genomföra en mer omfattande analys av betydelsen av diskretiseringen av kompartmentmodellen i båda riktningarna, d.v.s. både för transport längs sprickan och i bergmatrisen. Enligt tidigare erfarenheter (Broed och Xu, 2008) kan antalet kompartment påverka resultaten för olika radionuklider. Resultaten från de analyser som gjorts i syfte att öka beräkningarnas effektivitet övertygar därför inte, eftersom lösningarna inte konvergerar enligt när diskretiseringen ökar (figur på sidan 140 i Thomson m.fl. 2008b).

Ett annat exempel gäller gradvisa förändringar av förutsättningar för transport i geosfären. SSM anser att SKB:s antagande beträffande ändring från vertikal till horisontell transport genom att omvandla en vertikal kompartment till en horisontell inte med säkerhet kan anses vara konservativt. Även om storleken på det förväntade utsläppet blir större så leder det ökade horisontella flödet till att utsläppet till recipienten sker tidigare. Ett senare, men mera begränsat utsläpp kan tänkas ge högre dosereftersom utsläppet i stället sker till en insjö istället för till Östersjön, som ger en stor utspädningseffekt.

Myndigheten gör dock bedömningen att uppdatering av modellen och dess dokumentation med avseende på dessa brister kan anstå till kommande analyser, bl.a. på grundval av de oberoende modelleringar som Zhou m.fl. (2009) har genomfört. SSM:s konsulter använder en FARF 31 liknade modell med SKB:s närzonsutsläpp som indata. Konsulternas stickprovnings resultat stämmer ganska bra med SKB:s med endast små skillnader. Dessa kan möjligtvis förklaras av skillnader mellan SKB:s och SSM konsulternas diskretiseringsmetoder.

En särskild fråga gäller ackumulation av radionuklider i sediment som bland annat är beroende på modelleringen av radionuklidtransporten genom geosfären. SKB räknar enbart med en utsläppspunkt, i stället för två, vilket, utifrån SKB:s analys av hydrologin i området bör vara ett mer realistiskt antagande. Även detta kan leda till att konsekvenserna underskattas eftersom det vertikala geosfärsutsläppet genom kustperioden kan enligt SSM leda till ackumulation av radioaktiva ämnen i sediment. En sådan ackumulation kan innebära att radioaktiva ämnen i ett senare skede blir tillgängliga i brukbar jord i jordbruksmodellen. Denna fråga kopplar även till SKB:s biosfärsanalys, vilken kommenteras i avsnitt 3.11.3.

Slutligen SSM anser att det matrisdjup om 2 m som användes i SAR-08 inte är ett konservativt antagande och är inte heller konsistent med säkerhetsanalysen SR-Can. I SR-Can används att värde av matrisdjup om 0.03 m i deterministiska beräkningar (Hedin 2007). SSM anser att SKB har en otillräcklig motivering av parameterval i denna fråga, och att detta behöver förbättras till kommande redovisningar. SSM konstaterar samtidigt att denna fråga sannolikt är av mindre betydelse för beräknad risk.

Hantering i SR-PSU

Diskretisering av kompartmentmodellen

I SR-PSU använder SKB en kompartmentmodell som är baserad på samma konceptuella modell som FARF31. Diskretiseringen av modellen har utvärderats och som en följd av det har antalet kompartment, både längs sprickan och i matrisen, utökats. Modelleringsverktyget som nu används har också optimerats för att använda modeller med fler kompartment, då den möjligen bristfälliga diskretiseringen som användes i SAR-08 delvis var resultatet av en kompromiss mellan numerisk noggrannhet och simuleringstid (se **Radionuklidtransportrapporten**).

Gradvisa förändringar i transportförutsättningar
Den modelleringsmetod som nu används av SKB möjliggör gradvisa förändringar av flödesparametrar i geosfären genom interpolation mellan värdena för diskreta tidpunkter som beräknats i hydromodelleringen. På så sätt kan den gradvisa förändringen under landhöjningen modelleras på ett mer realistiskt sätt (Odén et al. 2014).

Ackumulation av radionuklider i sediment
Som nämns i avsnitt D3.6 ovan tillåter den kopplade modelleringsmetoden som användes av SKB i SR-PSU mer realistisk modellering av radionuklidackumuleringen i sediment.

Matrisdjup
Det bör noteras att matrisdjupet representerar ett teoretiskt maximalt djup för radionukliddiffusion: (halva) det genomsnittliga avståndet mellan vattenbärande sprickor i berget. Därför representerar det inte det faktiska inträngningsdjupet för de flesta radionukliderna. Inträngningsdjupet är, för de flesta radionukliderna, begränsat av sorption och nuklidens halveringstid (se **Radionuklidtransportrapporten**).

D3.11.3 Modellering av radionuklidomsättning i biosfären

SKB:s redovisning

För beräkning av spridning och omsättning av radionuklider i biosfären använder SKB landskapsmodeller som utvecklats i samband med säkerhetsanalysen SR-Can. Landskapmodeller tar hänsyn till ekosystemens evolution p.g.a. landhöjning och transport mellan olika ekosystem i modellområdet. En ny kol-14-modell för både terrestral och akvatisk miljö har utvecklats och använts i SAR 08. Ekosystemmodeller är i princip samma som används i säkerhetsanalysen SSR 2001 (Karlsson m.fl., 2001) med få modifieringar.

Modelleringsansatsen är lik den som används i SR-Can men i stället för en landskapsdosfaktor (LDF) för hela landskap och för hela modelleringsperioden presenteras en dosfaktor (DF) för tre olika landskapskonfigurationer. SKB modellerar dessa tre landskap separat och beräkningstiden för varje landskapskonfiguration är 20 000 år. Övergången mellan de olika landskapskonfigurationerna sker inte dynamiskt. SKB konstaterar att det är alltid det är det biosfärsobjektet som först tar emot utsläpp som ger högst dos till den mest exponerade gruppen.

SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM ser positivt på att SKB har beaktat myndigheternas tidigare granskningskommentarer, t ex genom att använda en landskapmodell som tar hänsyn till spridning av radionuklider mellan olika ekosystem och som möjliggör en utvärdering av parallella exponeringsvägar.

SSM har identifierat ett antal brister i SKB:s biosfärmodellering som möjligen kan påverka beräkningsresultaten. SSM delar Klos och Shaws (2009) åsikt att SKB bör göra en revision av de antaganden som dosberäkningarna är baserade på för att avgöra graden av konservatism i den uppskattade risken. Särskilt angeläget är en översyn av frågor kopplade till SKB:s val av storlek av biosfärsobjekt (se Xu m.fl. 2008), osäkerheter kring avrinningsområdenas storlek, hanteringen av ackumulation samt representation av vissa retentionsprocesser, exempelvis:

- *SKB:s modellering utvärderar inte explicit betydelsen av övergång från en landskapsmodell till en annan.* SSM bedömer att ansatsen är alltför stiliserad. Å ena sidan är ansatsen konservativ med tanke på att beräkningstiden av DF för varje landskapskonfiguration är 20 000 år, vilket är betydligt längre än den förväntade tidsperiod som landskapskonfigurationen avses representera (som snarare är i storleksordningen några tusen år). Men å andra sidan har ackumulation av radionuklider från den ena konfigurationen till den andra inte tagits hänsyn till. Denna bedöms särskilt betydelsefull för den biosfärsutveckling som sker som ett resultat av den pågående landhöjningen, t ex
  - Beträffande övergång från sjö till myr anges i appendix E i den tekniska underlagsrapporten (Bergström m.fl. 2008) faktorer för att ta hänsyn till ackumulation i sjöbottensedimenten. Dessa faktorer används dock inte av SKB i analysen med motivering att utsläppen under den aktuella tidsperioden domineras av kol-14. SSM delar bedömningen att denna process sannolikt inte kommer att påverka den högst beräknade dosen, men anser att SKB i kommande analyser på ett bättre sätt bör inkludera betydelsen av ackumulation vid framtagning av DF.

  - Beträffande övergången från myrmark till jordbruk beräknas DF för jordbruksmark baserat på aktivitetskoncentrationen i myrmarken. SSM anser att SKB behöver klargöra att detta är en konservativ ansats.
  - Slutligen anser SSM att SKB borde ha utvärderat betydelsen av att utsläppspunkten successivt flyttas genom landhöjningen. Betydelsen av ackumulation av de utsläpp som sker under de inledande tusentals åren borde i princip ha inkluderats som en parallell exponeringsväg vidutvärderingen av DF för den s.k. insjöperioden. Även i detta fall gör SSM bedömningen att detta inte skulle påverka de maximalt beräknade doserna, men anser ändå att detta bör omhändertas i kommande analyser.

- *En utvärdering av betydelsen av den kontaminerade ytans storlek och storleken på avrinningsområdet saknas.*
  - SSM ser positivt på att SKB har genomfört en osäkerhets och känslighetsanalys, men anser att vissa viktiga parametrar saknas i utvärderingen av t ex vattenresidenstiden i akvatiska biosfärsobjekt, t ex avrinningsområdets storlek som har stor betydelse. Detta kommer i sin tur på att påverka aktivitetskoncentrationen i miljön och därigenom den beräknade dosen. SKB har i en egen studie utvärderat olika modeller som uppskattar avrinningsområdets storlek och vattenresidenstiden för 24 sjöar i Forsmark område (Jarsjö m.fl. 2007). Resultaten skiljer sig med en faktor 5 jämfört med SKB:s tidigare studie (Brunberg m.fl. 2004). SSM anser att SKB behöver ta hänsyn till denna osäkerhet i kommande analyser.
  - I samband med myndigheternas granskning av SR-Can visar myndigheternas oberoende modellering att inflödet av radionuklider till biosfären kan ske till geografiskt merbegränsade områden (Xu m.fl. 2008). Även SKB:s egen modelleringsstudie har visat liknande resultat (Holmén och Stigsson, 2001, s. 234). Uppskattad storlek av kontaminerad area enligt Xu m.fl. (2008) och Holmén och Stigsson, (2001) är någon storleksordning mindre vilket skulle kunna leda till motsvarande ökning i stråldoserna. Detta gäller dock under förutsättning att den kontaminerade ytan räcker till för att försörja den grupp människor som ska skyddas. SSM anser därför att SKB i kommande analyser behöver utvärdera betydelsen av osäkerheterna i denna fråga.

SSM delar konsulternas synpunkter (Klos och Shaw, 2009) att modellbeskrivningen för den nya kol-14-modellen som SKB tagit fram (Avila och Pröhl, 2008) är tydlig och att modellen kan vara en rimlig utgångspunkt för att använda i ett säkerhetsanalyssammanhang. SSM:s konsulter framhåller dock att kopplingen mellan analysen av s.k. FEP (av engelskans features, events, processer) och beskrivningen av biosfärmodellen inte är transparent.

Det pågår en modelljämförelse inom Bioprota:s kol-14 projekt (Bioprota är att internationellt forum för biosfärsmodellering). I modelljämförelse ingår SKB:s nya kol-14-modell för terrestral miljö. SSM anser SKB bör följa upp arbetet och att SKB kan behöva genomföra ytterligare insatser inom detta område eftersom detta i hög grad kan påverka de beräknade doserna för utsläpp av kol-14 som sker efter insjöperioden, dvs. från tiden 7 000 år och framåt.

Hantering i SR-PSU

Landskapsutveckling – övergångar från en landskapsmodell till en annan

- I SR-PSU modelleras övergången från ett landskap till ett annat som ett kontinuerligt förlopp. Detta innebär att flera ekosystem kan förekomma samtidigt i ett specifikt objekt, och att ekosystemens relativa betydelse kommer att förändras gradvis enligt strandlinjens regression och vegetationens inväxt i sjöar. Organiskt material som byggts upp under det akvatiska stadiet bibehålls i modellen då en sjö omvandlas till ett landområde. Följaktligen kan eventuellt frigjorda radionuklider i ett objekt hållas kvar under olika successionsstadier från ett ekosystem till ett annat. Så snart ett biosfärsobjekt (det vill säga ett område där radionuklider från förvaret kan nå biosfären) till följd av strandlinjeregression har nått en tillräckligt hög höjd för att inte vara täckt av havsvatten (definierat som 1 m ovanför havsnivån), antas det att objektet kan dikas och användas för att bedriva jordbruk. I modelleringen antas att dikning och uppodling av mark kan påbörjas i varje modellerad tidpunkt. Följaktligen utvärderas både det naturliga ekosystemet med dess ackumulerade radionuklider och det nyodlade objektet med samma mängd ackumulerade radionuklider i dosmodelleringen för varje tidpunkt.

- I dosmodelleringen beräknas inte doser från jordbruksmark direkt från koncentrationer av radionuklider i våtmark. När våtmarker brukas kompakteras torven, och i de fall där de kompakterade torvlagren är mindre än 50 cm tjocka läggs den underliggande jorden upp till ett totalt djup på 50 cm till i radionuklidkoncentrationsberäkningen för jordbruksjorden (för en detaljerad beskrivning, se kapitel 7 i Saetre et al. (2013).
- Analyser av utströmningsområden i SR-PSU visar att större delen av utströmningen under det marina stadiet förekommer i de centrala delarna av bassäng 157. Under det följande terrestra stadiet koncentreras utströmningen ytterligare till biosfärsobjekt 157_2. För att undvika att den potentiella dosen från objekt 157_2 underskattas antas det därför att all utströmning i bassäng 157 under hela den analyserade perioden kommer att förekomma i objekt 157_2. För att utvärdera betydelsen av radionuklidutsläpp till andra områden har ett beräkningsfall där utsläppet fördelats över landskapet inkluderats i osäkerhetsanalysen för biosfären (**Biosfärens syntesrapport**).

Betydelsen av biosfärsobjektens och avrinningsområdenas storlek
I SR-PSU analyserades alternativa avgränsningars effekt på aktivitetskoncentrationer för biosfärsobjektet där den största delen av förvarets utströmning förekommer (objekt 157_2). För ytterligare detaljer, se avsnitten 7.4.7 och 10.7 i **Biosfärens syntesrapport**.

Transparens i förhållandet mellan FEP-analysen och utvecklingen av biosfärsmodellen

- Kopplingen mellan FEP-analysen för biosfären och biosfärmodelleringen i SR-PSU beskrivs i SKB (2014b)

Ytterligare arbete avseende C-14 modellering

- SKB deltar aktivt i det C-14-relaterade arbete som utförs inom Bioprota. I SR-PSU har modellen för atmosfärisk spridning av C-14 uppdaterats, tillsammans med vissa andra aspekter av C-14-modelleringen. Radionuklidmodellen beskrivs i Saetre et al. (2013) och hanteringen av C-14 i modelleringen beskrivs vidare i SKB (2014b).

D3.11.4 Metoder för beräkning av effekter på miljön

SKB:s redovisning

SKB använder ERICA-verktyget som har tagits fram inom ramen för ERICA-projektet i EU:s sjätte ramprogram för att uppskatta effekter på miljön. I ERICA-verktyget görs en riskuppskattning i tre steg (”tier 1 – 3”). Tier 1 baseras på riskkvoter (RQ) där givna aktivitetskoncentrationer för radionuklider i jord, vatten respektive sediment (s.k. ”Environmental Media Concentration Limit”, EMCL) jämförs med maximalt uppmätta eller modellerade aktivitetskoncentrationer i aktuellt område. SKB redovisar att riskkvoter för kustvatten, sjövatten och jord och argumenterar varför riskkvoter för havssediment och sjösediment inte behövs. Beräknade RQ för samtliga radionuklider är väl under 1 och även summan av kvoterna är under 1. SKB konstaterar att effekt på miljön p.g.a. eventuellt utsläpp är försumbart. Därför kan analysen begränsas till det första steget (tier 1).

SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM ser positivt på att SKB analyserar effekter på miljön i enlighet med föreskriften (SSMFS 2008:37). SSM anser att ERICA-verktyget kan användas för att uppskatta effekter på miljön. Det finns dock vissa oklarheter som beskrivs nedan.

Såsom SSM konstaterar i avsnitt 3.11.2 tar SKB inte hänsyn till överföring av ackumulerade radionuklider från ett tidigare ekosystem till ett senare ekosystem i analysen, vilket kan leda till att koncentrationerna underskattas. Även storleken på det kontaminerade området kan vara mindre än det valda modellområdet, vilket kan påverka aktivitetskoncentrationerna. SSM kan samtidigt konstatera att de beräknade koncentrationerna med så pass god marginal understiger den nivå då analyser behöver fördjupas anser SSM att SKB:s redovisning är godtagbar. Inför kommande säkerhetsanalyser bör dock SKB vidareutveckla denna del av analysen.

Hantering i SR-PSU

Genom att använda en modell där övergången från ett landskap till ett annat modelleras som ett kontinuerligt förlopp (se avsnitt D3.11.3 ovan) bibehålls alla radionuklider som ackumuleras i ett objekt under landskapsövergången. Vidare har effekterna av det kontaminerade områdets storlek på aktivitetskoncentrationerna utvärderats i ytterligare beräkningar genom att analysera alternativa objektsavgränsningar (se avsnitt D3.11.3 ovan). SKB har också utvecklat analysen av SFR-förvarets eventuella inverkan på miljön, till exempel genom att använda platsspecifika data för artförekomster, levnadsmiljöanvändning och koncentrationsfaktorer (Jaeschke et al. 2013, **Biosfärens syntesrapport**).

D3.11.5 Redovisning av beräkningsresultat

SKB:s redovisning

SKB redovisar doskonsekvenserna separat för utsläpp från förvarets olika delar (silo, BMA, 1BTF, 2BTF, BLA), för de olika scenarierna och för olika beräkningsfallen. För huvudscenariot med Weichselvarianten redovisas även dosbidraget för de olika radionukliderna separat för respektive förvarsdel.

Utsläppen av radionuklider från närområdet (Bq/år) stiger brant efter återmättnaden av slutförvaret och är för samtliga fall störst en kort tid därefter. Utsläppen minskar därefter gradvis på grund av urlakning och avklingning. Stråldoserna är dock så gott som försumbara under förstaperioden av 2 000 år då Östersjön fortfarande är recipient. Doserna ökarmarkant då andra exponeringsvägar efter denna tid blir möjliga. Ökningen efter Östersjöperioden beror på minskad utspädning då en sjö blir den huvudsakliga recipienten. I vissa fall fås en ytterligare ökning då sjön försvinner och ersätts med en myr/skog. De högsta doserna fås generellt från användning av en brunn i närheten av slutförvaret.

Beräkningarna visar att kol-14 i de allra flesta fall dominerar stort både för maximala doser och maximala utflöden. Den organiska fraktionen som inte sorberar ger generellt det största bidraget men oorganiskt kol-14 kan också ge betydande tillskott. För fallet med utsläpp till en myrmark dominerar cesium-135 och för konsumtion av brunnsvatten i utströmningsområdet ger även nickel-59, selen-79, jod-129, molybden-93 ett betydande tillskott till den beräknade dosen. För beräkningsfallet intrångsbrunn i BLA ger även transuraner ett visst dosbidrag.

Maxdoserna för huvudscenariot med Weichselvarianten ligger runt 0,01 mSv/år. Doserna till följd av konsumtion av dricksvatten från en brunn i utströmningsområdet varierar mellan de olika förvarsdelarna. Jämfört med doserna till följd av utsläpp till miljön blir doserna från denna exponeringsväg lägre för förvarsdelarna silo och BMA, något högre för BTF-förvaren och mycket högre för BLA. Utsläppen från BTF och BLA påverkar dock inte den totala dosen, eftersom denna domineras av utsläpp från BMA och silo.

För huvudscenariot med Växthusvarianten skiljer sig inte de beräknade maximala doserna på ett avgörande sätt jämfört med Weichselvarianten. Doserna domineras av utsläpp från BMA under hela den analyserade tidsperioden, utom under den tid då utsläppen sker till en sjö, då även utsläpp från silon ger ett betydande bidrag.

Övriga s.k. mindre sannolika scenarier ger ingen signifikant påverkan på de beräknade dosen, med undantag för exponering genom konsumtion av vatten från en brunn borrad direkt in i de olika förvarsdelarna, då doserna som mest uppgår till 10 mSv/år. Dessa doser från intrång behöver inte inkluderas i riskutvärderingen i enlighet med SSMFS 2008:37.

För de s.k. restscenarier som redovisas beräknas doser i intervallet mellan 0,01 och drygt 0,3 mSv/år, där de högsta doserna härstammar från fallet med tidigt degraderade barriärer och domineras av utsläpp från förvarsdelen BMA.

SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

SSM konstaterar att doserna som inte redovisas på något avgörande sätt skiljer sig från de doser som uppskattades i SSR 2001. En möjlig delförklaring är att analysen av hydrologin och modelleringen av närområdet i egentlig mening inte har uppdaterats till SAR-08.

En faktor som i hög grad påverkar de beräknade doserna är den utspädning av utsläppen i Östersjön som sker under den tid som förvaret ligger underhavets yta. Östersjön är även av avgörande betydelse för att förhindra intrång i förvaret i ett tidigt skede efter förslutningen. För vissa långlivade nuklider är sorption på betong och cement den mest kritiska säkerhetsfunktionen.

Under inlandsperioden är dessutom det begränsade grundvattenflödet genom förvarsutrymmena en betydelsefull säkerhetsfunktion.

Efter granskningen av SSR 2001 efterlyste myndigheterna en mer utförlig analys av vilka doser som kan inträffa långt in i framtiden, dvs. bortom de 10 000 år efter förslutning som SSR 2001 var begränsad till. SSM kan konstatera att de beräknade doserna är som högst under den första 10–20 000 års perioden. Resultaten från de mindre sannolika scenarierna och restscenarierna visar också att systemet är känsligare för olika typer av störningar under den inledande tidsperioden. Av denna anledning är det särskilt viktigt att hanteringen processer som kan leda till ökade utsläpp under denna tidsperiod är väl underbyggd.

En särskild fråga gäller SKB:s modellering av kol-14. För huvudscenariot ger denna nuklid upphov till de högsta doserna genom exponering via konsumtion av fisk fångad i en insjö. Utsläpp av kol-14 till andra recipienter, som myrmark och skog ger enligt SKB betydligt lägre konsekvenser. Som framgår av avsnitt 3.11.3 kan det dock inte uteslutas att detta beror på det sätt som SKB modellerar utsläpp av kol-14 till terrestra miljöer. Utifrån det redovisade underlaget kan inte SSM avgöra om detta kan förväntas påverka den högsta beräknade dosen. SSM anser att SKB i kommande redovisningar behöver fördjupa dessa delar av analysen.

De dosberäkningar som presenteras påvisar systemets känslighet för en tidig degradering av barriärerna. Detta gäller särskilt för förvarsdelen BMA och i viss mån för silo, medan en degradering av barriärerna långt in i framtiden inte medför samma stora påverkan på de maximala doserna. SSM anser att den mest angelägna kompletteringen av SAR-08 behöver innefatta en genomgripande analys görs för i vilken omfattning relevanta degraderingsprocesser som under de första 10 000 åren efter förslutning kan påverka barriärernas funktion. Som SSM konstaterar i avsnitt 3.8 återstår det ännu en del i detta arbete, både vad gäller eventuella klimatförändringars betydelse som andra degraderingsförlopp.

SKB:s beräkningar av betydelsen av en brunn i utströmningsområdet indikerar att doserna i första hand beror på förekomsten av långlivade radionuklider, men att konsekvenserna från dricksvattenkonsumtion successivt minskar, sannolikt till följd av att radionukliderna lakas ut från förvarssystemet.

Hantering i SR-PSU

Modellering av kol-14

SKB har utvecklat hanteringen av C-14 i radionuklidtransportmodelleringen av ytekosystemen. Till exempel har regolitens diskretisering vidareutvecklats och inkluderar nu en organisk reservoar, som möjliggör kolackumulering i modellen. Modelleringen av frigörelse av gasformigt kol i myrar har uppdaterats och en ny atmosfärsmodell har tagits fram. Dessutom har en uppdaterad landskapsmodell resulterat i något förändrade mönster för de platser i landskapet där C-14 från förvaret potentiellt kan frigöras. Den uppdaterade landskapsmodellen beskrivs i **Biosfärens syntesrapport**, medan frågeställningar som undersökts för utvecklingen av C-14-modelleringen beskrivs i detalj i SKB (2014b). Den uppdaterade radionuklidmodellen för biosfären beskrivs i Saetre et al. (2013).

Analys av barriärernas degraderingsprocesser under de första 10 000 åren

Klimat och klimatrelaterade frågor och barriärdegradering har analyserats vidare i SR-PSU och två mindre sannolika scenarier har valts för att utvärdera osäkerheter i barriärdegradering, *scenariot med accelererad betongdegradering* och *scenariot med bentonitdegradering*. Analysen av klimatet har fokuserat på att bestämma den potentiella tidpunkten för den första perioden med permafrost i Forsmarksområdet, vilket resulterat i fallet med tidigt periglacialt klimat som är en av varianterna av huvudscenariot.

Ny modellering av betongdegradering (Höglund 2014, kapitel 6 i denna rapport) stöder valet av data i både huvudscenariot och *scenariot med accelererad betongdegradering*, se avsnitt 7.6.3.

Klimatförhållandena i båda varianterna av huvudscenariot (varianterna med *global uppvärmning* och *tidigt periglacialt klimat*) tyder på att frysning av betongen (berggrundstemperatur på mindre än –3 °C) inte kommer att äga rum förrän 52 000 e Kr, se avsnitt 6.2.3. Fysisk/mekanisk degradering kommer att ske i en sådan omfattning innan 52 000 e Kr att den exakta tiden för frysningen är av liten betydelse.

Ytterligare studier har också genomförts för att utvärdera bentonitdegradering. Dessa stödjer både huvudscenariot och *scenariot med bentonitdegradering* (Börgesson et al. 2014, kapitel 6 i denna raport). *Scenariot med bentonitdegradering*, se avsnitt 7.6.4**,** har valts för att utvärdera osäkerheter rörande konsekvenserna av omfattande periglaciala förhållanden i kombination med osäkerheter i bentonitens tätande egenskaper. Dock är SSM:s kommentarer relaterade till degradering under de första 10 000 åren och detta scenario antas vara möjligt tidigast då islinsbildning sker under den första perioden med permafrost i *klimatfallet med tidigt periglacialt klimat*, det vill säga under perioden från 17 500 till 20 500 e Kr.

D3.12 Karaktärisering av risk

D3.12.1 SKB:s redovisning

SKB:s metod för uppskattning av den årliga risken anges i avsnitt 10.1.2. Av denna framgår att uppskattningen baseras på det aritmetriska medelvärdet av de probabilistiska dosberäkningar som har genomförts tillsamman med sannolikhetsbedömningar för scenarierna och omvandlingsfaktorn 7,3 procent per sievert. För varje scenario har SKB gjort en uppskattning av risken för fallen utan brunn, med brunn i utströmningsområdet och för en del scenarier även för en intrångsbrunn i förvaret. Den samlade risken från ett scenario utgörs av risken från fallet utan brunn och den brunn som ger den högsta risken. SKB har jämfört den beräknade risken med det angivna riskkriteriet på 10^{-6} per år (enligt 5§ SSMFS 2008:37), men för även ett resonemang om det högre riskkriteriet på 10^{-5} per år och dess tillämpbarhet vid exponering vid konsumtion av dricksvatten från en brunn och exponering genom intag av fisk under insjöperioden.

SKB konstaterar att de beräknade doserna för de båda varianterna av klimatutvecklingar (Weichsel resp. växthus) är lika stora, beroende på att den högsta dosen inträffar relativt tidigt under förvarets utveckling, dvs. under den tid då klimatutvecklingarna inte skiljer sig åt.

Den högsta risken, ungefär 10^{-6} per år, inträffar strax efter år 5000 i ett sjöekosystem och orsakas främst av organiskt kol-14 från silo och BMA samt av oorganiskt kol-14 från 2BTF. Dostillskottet från en brunn i utströmningsområdet är som mest ca 15 µSv/år, vilket tillsammans med en sannolikhet på 0,1 ger en riskbidrag på 10^{-7} per år. Motsvarande dosbidrag från en intrångsbrunn är som mest drygt 1 mSv/år (för förvarsdelen 2BTF) och med sannolikhet på $1{,}5\times10^{-3}$ blir riskbidraget 2×10^{-7} per år. Eftersom den högsta exponeringen från brunnarna sker år 3000 blir bidraget till den högst beräknade risken marginell, då denna beräknas äga rum först år 5000.

Effekterna till följd av jordskalv analyseras av SKB genom att utgå från att effekterna på förvaret är lika, oavsett storleken på jordskalvet, och med hänsyn till sannolikheten för att ett jordskalv har ägt rum. I analysen utgår SKB från att skalv med en magnitud mindre än 5 inte kommer att påverka förvaret. Den högsta årliga risken beräknas med dessa förutsättningar till 8×10^{-7} per år och inträffar vid år 5000.

I scenariot tidig frysning av förvaret utvärderas genom fyra beräkningsfall av vilka beräkningsfallet extrem permafrost ger upphov till den högsta dosen. Denna beräknas inträffa år 39 000 och uppgår till 1×10^{-6} per år.

Liknande resonemang förs rörande sannolikheten för att en talik bildas vid förvaret (baserat på Weichsel, men att under tider med permafrost antas ett ofruset område vid förvaret där grundvatten kan flöda). Baserat på svårigheterna att ange sannolikheten för scenariot ansätts ett värde på ett. De beräknade doserna skiljer sig dock inte från huvudscenariot för tiden fram till 25 000 år och de högsta doserna inträffar vid år 5000 och uppgår till 12 µSv/år.

Scenariot med höga halter komplexbildare utgår från Weichsel men tar hänsyn till signifikant högre halter komplexbildare i närområdet. För fallet utan brunn inträffar den högst dosen runt år 5000 och uppgår till 11 µSv/år. För fallet brunn i utströmningsområdet infaller den högsta dosen runt år 4000

och uppgår till 19 µSv/år. SKB bedömer sannolikheten för scenariot till 0,1 vilket innebär att den högst risken beräknas till 8×10^{-8} per år. För intrångsbrunn i förvaret blir den högsta dosen knappt 10 mSv/år (för 2BTF). Sannolikheten för en intrångsbrunn anges till $1{,}5\times10^{-3}$, vilket tillsammans med sannolikheten för scenariot om 0,1 ger en beräknad risk på 9×10^{-8} per år.

SKB bedömer scenariot gasdriven advektion genom att beakta konsekvenserna av det utsläpp av radionuklider genom utträngning av vatten till följd av gasutveckling i silo. Eftersom denna gasutveckling äger rum under den tid som förvaret ligger under vatten blir den beräknade risken motsvarande den för huvudscenariot om en sannolikhet på ett tillskrivs för scenariot.

SKB uppskattar den påverkan på förvarets skyddsförmåga som en intrångsbrunn kan ge upphov till. SKB hänvisar till de hydrologiska beräkningar som togs fram av (Holmén och Stigsson 2001) till SSR 2001. I denna studie utvärderades påverkan på det hydrologiska flödet en intrångsbrunn kan ge upphov till och de visar att en intrångsbrunn i BLA kan komma att påverka flödet genom BLA med en faktor 3 till 7, jämfört med en situation utan borrhål.

SKB presenterar även en uppskattning av betydelsen av riskutspädning för tre enskilda händelser; risken för jordskalv, brunn i utströmningsområdet samt intrångsbrunn i förvaret. För varje händelse illustreras risken genom att den ackumulerade sannolikheten beräknas för olika tidpunkter. Risken beräknas genom att multiplicera den beräknade sannolikheten med den beräknade doskonsekvensen till följd av händelsen och med dosomvandlingsfaktorn. Beräkningarna visar att risken för de tre händelserna ökar med någon storleksordning.

SKB för ett resonemang om trovärdigheten i beräkningsresultaten och de antaganden som är inbyggda i analyserna. SKB pekar på de försiktiga antaganden som har gjorts och utvärderar de viktigaste osäkerheterna i beräkningarna. SKB:s övergripande slutsats från analysen är att det framförallt är tre olika beräkningsfall som ger de högsta doserna; huvudscenariot, jordskalvsscenariot och scenariot med tidig frysning av förvaret. SKB anger att de två senare scenarierna har hanterats på ett sådant sätt att de överskattar de beräknade konsekvenserna. Även för huvudscenariot bedömer SKB att de viktigaste osäkerheterna har hanterats på ett sätt som innebär att det inte är troligt att en högre risk än den beräknade skulle kunna förekomma.

D3.12.2 SSM:s bedömning av SKB:s redovisning i SAR-08

Presentation och riskmetodik

SSM bedömer att SKB:s samlade riskuppskattning innehåller en strukturerad genomgång av de olika beräkningsfallen och scenarierna. SSM ser positivt på redovisningen av den beräknade maximala stråldosen och en uppskattad sannolikhet för varje beräkningsfall. Detta underlättar bedömningen mot det föreskrivna riskkriteriet. SSM kan även konstatera att SKB:s analys av osäkerheterna har förbättrats. Jämfört med SSR 2001 har presentationen och argumenten för val av scenarier och beräkningsfall utvecklats på ett positivt sätt. SSM:s synpunkter på de valda beräkningsfallen och scenarierna anges nedan.

Redovisningen präglas i viss utsträckning av att SKB inom vissa områden har utgått från den SSR 2001. Inom områdena närområdesmodellering och hydromodellering är detta särskilt påtagligt och till viss del kvarstår flera av de tidigare framförda granskningskommentarerna. Svårigheterna för SSM att förstå och kunna reproducera SKB:s beräkningar påverkar i viss mån tilltron till analysen. SSM anser att SKB inför kommande säkerhetsredovisningar behöver vidareutveckla analysen och dess presentation.

Scenarier och scenariosannolikheter

SSM kan konstatera att SKB:s metoder för val av scenarier har förbättrats jämfört med SSR 2001. Metoden följer på en övergripande nivå väsentligen den struktur som anges i SSM:s föreskrifter, bl.a. genom hur scenarierna sorteras. SKB:s integrering av olika möjliga klimatutvecklingar i huvudscenariot följer också SSM:s anvisningar. SKB:s resonemang om betydelsen av en dricksvattenbrunn i utströmningsområdet resp. intrångsbrunn i förvaret är huvudsakligen i överensstämmelse med SSM:s föreskrifter.

En viktig slutsats från myndigheternas granskning av SSR 2001 var att modelleringen av den successiva degraderingen av barriärerna behövde förbättras. Framsteg inom detta område har gjorts, i synnerhet för modelleringen av förvarsdelen silo. SSM bedömer att större osäkerheter råder för den långsiktiga utvecklingen av barriärerna i BMA, där såväl hydrogeologiska, geokemiska och klimatrelaterade faktorer kan ha stor påverkan på riskanalysen. Som framgår av granskningen bedömer SSM att SKB:s argument för att barriärfunktionen i BMA inte nämnvärt försämras under drygt 40 000 år inte som tillräckligt övertygande. Degraderingsprocesser kopplade till reaktion med avfallsmaterial och armeringsjärn är eller ej heller motiverad på ett spårbart sätt. SSM anser en komplettering eller utförligare motivering av SKB:s analys och redovisning av barriärdegradering erfordras. Myndighetens största svårighet vid bedömningen av denna fråga är att SKB:s beräkningar inte visar hur pass omfattande degraderingsprocesserna behöver vara för att ge signifikant påverkan på dos/risk. Det bör i sammanhanget framföras att SKB har genom ytterligare studier på ett väsentligt sätt har förbättrat förståelsen för storskaliga kemiska förändringar i barriärsystemet. Sammantaget blir dock bedömningen att SKB ännu inte på ett helt godtagbart sätt har adresserat den brist som framfördes i Dverstorp m.fl. (2003). Detta har främst betydelse för uppskattad dos/risk för förvarsdelen BMA.

Den mest kritiska exponeringsvägen är enligt SKB:s analys konsumtion av fisk från en insjö till vilken utsläppen sker. De beräknade stråldoserna domineras av utsläppen av kol-14 och den beräknade risken är i paritet med det föreskrivna riskkriteriet. En särskilt kritisk faktor är om processer som kan påverka utsläppen, såsom barriärsdegradering, kommer att inträffa före eller efter den tidsperiod som utsläppen sker till insjön. Enligt det s.k. restscenariot Utebliven barriärsfunktion – Tidig degradering av tekniska barriärer ökar de beräknade doserna med en faktor 30 om degraderingen av betongbarriärerna sker redan år 5000, jämfört med om degraderingen sker vid år 25 000 eller senare. Den stora ökningen orsakas främst av ökade utsläpp från förvarsdelen BMA. SSM kan dock inte utesluta att en uppdatering av biosfärsmodelleringen, och i synnerhet kol-14-modellen, skulle kunna innebära högre doser för tiden efter insjöperioden. Detta kan innebära att analyserna blir mindre känsliga för när i tiden barriärsdegraderingen inträffar. För att mer definitiva slutsatser ska kunna dras behöver analysen fördjupas.

Bedömning av osäkerheter i riskanalysen

SSM bedömer att SKB:s beräkningar huvudsakligen ger en tydlig illustration av vilka parametrar, händelser och processer som är mest kritiska för riskanalysen. Till dessa hör de tekniska barriärernas långtidsfunktion (särskilt för förvarsdelen BMA), inventariet av vissa radionuklider (främst kol-14, nickel-59 samt jod-129), grundvattenflödet i slutförvaret samt recipientförhållanden i biosfären.

SSM pekar i granskningen på ett antal delar av biosfärsmodelleringen som behöver vidareutvecklas till kommande säkerhetsanalyser. Detta gäller bl.a. hur övergången mellan olika ekosystem modelleras, hur storleken på den kontaminerade ytans storlek bestäms och modelleras, modelleringen av myrmark samt kol-14-modellen för terrestral miljö. Med tanke på att de beräknade doserna till följd av utsläpp från SFR-1 domineras av utsläpp av kol-14 till en insjö kan dock myndigheten bedöma att flertalet av dessa oklarheter i första hand inte skulle påverka den maximalt beräknade dosen, utan snarare doserna som förväntas uppkomma efter den s.k. insjöperioden.

SSM har svårt att bedöma ifall osäkerheterna i flödesmodelleringarna återspeglas i dess resultat i tillräcklig grad. Som beskrivet i granskningskommentarerna ovan saknar SSM tillräckligt utförliga argument för de antagna parameterfördelningarna och en väl underbyggd diskussion om vilka modellvarianter kan förkastas. SKB kan eventuellt åtgärda dessa frågor främst genom att komplettera beräkningarna med relevant information och diskussioner som baseras på tillgängligt material. Detta förutsätter dock att de genomförda beräkningarna på ett rimligt sätt återspeglar de kvarvarande osäkerheterna i tillräcklig grad.

SSM:s granskning av SKB:s redovisning av inventariet av radioaktiva ämnen har försvårats genom den struktur på redovisningen som tagits fram. Inför kommande redovisningar bör strukturen därför ses över i enlighet med de synpunkter som har identifierats. Uppskattningen bedöms likväl, med några undantag, ge ett godtagbart underlag för säkerhetsanalysen. Viktiga kvarvarande frågetecknen rör i första hand den använda metoden att fördela kol-14 mellan förvarsdelarna BMA och silo samt inventariet av kol-14 i avfall som levererats från Studsvik. SSM bedömer att det inte kan uteslutas att halterna i förvarsdelarna BMA, BTF och BLA kan vara underskattade. Ett förbättrat underlag vad

gäller kol-14 halten i avfallet är att förvänta från de analyser av avfallet som har påbörjats i enlighet med tidigare myndighetsbeslut. Metoden att uppskatta halten av plutonium och andra transuraner i de olika förvarsdelarna behöver också revideras.

Slutsatser för långtidsfunktionen

SSM anser att SKB:s redovisning i SAR 2008 ger ett bättre och i de flesta avseenden tillräckligt underlag för att ta ställning till och utvärdera uppfyllelsen av SSM:s riskkriterium, jämfört med SSR 2001. SKB har på ett bättre sätt än tidigare argumenterat för val av scenarier och scenariosannolikheter och de dos-och riskberäkningar som presenteras bedöms huvudsakligen som trovärdiga. Den största svårigheten att slutligt ta ställning till uppfyllelsen av SSM:s riskkriterium bedöms vara kopplad till vissa antaganden och parametervärden i modelleringen. SKB:s analyser pekar på att de största konsekvenserna och osäkerheter i förvarsutvecklingen är kopplad till förvarsdelen BMA. SSM har i granskningen kunnat peka på oklarheter rörande exempelvis barriärdegraderingen, vilket gör det svårt att bedöma att de beräknade utsläppen av radioaktiva ämnen från denna förvarsdel är konservativt hanterade. Med tanke på att den beräknade risken är i nivå med det föreskrivna riskkriteriet anser SSM att SKB behöver genomföra vissa förtydliganden alternativt kompletteringar innan slutligt ställningstagande till SAR-08 kan göras.

Hantering i SR-PSU

Scenarier och scenariesannolikheter
Barriärdegradering:
Se SKB:s svar i avsnitten D3.5.2 och D3.11.5 ovan.

Bedömning av osäkerheter i riskanalysen
Biosfärsmodellering:
Se SKB:s svar i avsnitt D3.11.3 ovan angående SSM-kommentarerna om övergången mellan olika ekosystem, hur storleken på det kontaminerade området bestäms, och kol-14-modellen. En utvärdering av osäkerheten i biosfärmodelleringen i SR-PSU sammanfattas i avsnitt 11.2 i **Biosfärens syntesrapport**.

Flödesmodellering:
Se SKB:s svar i avsnitt D3.7.3 ovan för en diskussion om de valda parametervärdena och modellvarianterna.

Inventarier:
Se SKB:s svar i avsnitt D3.5.2 ovan.

D3.13 SSM:s sammanfattande bedömning

SSM har granskat redovisningen och bedömer att den, med ett undantag, på ett tillfredsställande sätt tillgodoser myndighetens krav gällande det långsiktiga strålskyddet och säkerheten för förvarsdelarna BLA, 1BTF, 2BTF och silo. De beräkningsfall och scenarier som härleds och analyseras är strukturerade på ett sätt som uppfyller myndighetens krav och följer i stort de anvisningar som myndigheten har utfärdat. Detta underlättar bedömningen mot det föreskrivna riskkriterium som gäller för de långsiktiga konsekvenserna för slutförvaring av kärnavfall. Resultaten från de dos- och riskberäkningar som presenteras bedöms huvudsakligen som trovärdiga. En kvarstående brist från redovisningen från 2001 är dock avsaknaden av en entydig och sammanhållen redovisning av de planerade åtgärderna i samband med förslutning av förvaret.

I granskningen pekar myndigheten på ett antal övriga frågeställningar som SKB behöver ta hänsyn till inför kommande redovisningar. Av dessa vill SSM särskilt lyfta fram vissa kvarvarande frågor rörande cementbarriärernas degradering, vilka i princip har relevans för förvarsdelarna 1BTF, 2BTF, BMA och silo (BLA saknar cementbarriärer). SSM bedömer dock att denna frågeställning främst kan få genomslag för de beräknade långsiktiga utsläppen från förvarsdelen BMA. För förvarsdelarna BTF och silo har dessa frågor däremot inte sådan betydelse att de påverkar helhetsbedömningen av den långsiktiga strålsäkerheten för förvaret. Silon är utformad med den omgivande bentonitlerans ytterligare barriärfunktion. I beräkningarna för BTF används en mycket mer konservativ ansats för cementdegradering jämfört med BMA. I granskningen har SSM även identifierat frågeställningar rörande

hydro-, hydrogeokemisk- samt biosfärsmodellering som SKB behöver vidareutveckla inför kommande redovisningar. SSM bedömer dock att dessa frågeställningar för förvarsdelarna BLA, 1BTF, 2BTF och silo, inte påtagligt bör förändra helhetsbedömningen gällande den långsiktiga strålsäkerheten för förvaret. För att säkerställa denna bedömning behövs ytterligare klargöranden från SKB.

När det gäller förvarsdelen BMA gör SSM bedömningen att kompletterande information behövs innan SSM slutligt kan ta ställning till kravuppfyllelsen. Myndigheten bedömer att flera av de antaganden och parameterval som tillämpas i analysen är otillräckligt underbyggda. Detta gäller i första hand oklarheter rörande den förväntade utvecklingen av de tekniska barriärerna i förvarsdelen. Med tanke på förvarsdelens dominans avseende de långsiktiga omgivningskonsekvenserna får även oklarheterna rörande de hydrologiska och hydrogeokemiska frågorna här sannolikt störst betydelse. Mot bakgrund av att den beräknade risken är i nivå med det föreskrivna riskkriteriet anser SSM att SKB behöver genomföra förtydliganden alternativt kompletteringar av dessa frågor.

D4 Referenser

Kapitel D1

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003.

Geier, J., Review of Hydrogeological Models Supporting the SAFE SFR Final Safety Report, SSM dnr 2008/981, 2009

Klos, R., Numerical modelling of SAR-08 biosphere objects, SSM dnr 2008/3158, 2009

Klos. R och Shaw, G., Review of biosphere modelling in SAR-08, SSM dnr 2008/3158, 2009

Kozak M. W., Assessment of SFR Analyses – Initial Simplified Assessment of Near Field Models, Report MSCI-2818-2 Rev 0.1, SSM dnr 2008/3239, 2009

Limer, L., Albrecht, A., Marang, L., Smith, K., Thorne, M., Wiebert, A., Xu, S. och Smith, G., C-14 Long-Term Dose Assessment: Quantitative Model Comparison and Development, SSM dnr 2008/2982 Regeringen, Regeringsbeslut – Tillstånd enligt atomenergilagen (1956:306) att anlägga, inneha och driva ett slutförvar för låg- och medelaktivt avfall i Forsmark, beslut 62, 1983-06-22, Stockholm, 1983

SKB, Slutförvar för radioaktivt driftavfall, SFR 1, Slutlig säkerhetsrapport, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2001

SKB, Angående SAFE-komplettering, 2005-12-08, SKB ref DL 10, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2005.

SKB, Begäran om anstånd med redovisningar, 2006-04-06, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2006.

SKB, SFR 1 – Slutlig säkerhetsrapport – pärm 1, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2008a

SKB, SFR 1 – Slutlig säkerhetsrapport – pärm 2, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2008b

SKI, SFR-1 – Ansökan om tillstånd för drifttagning, 1988-03-24, ref 7.41 955/87, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm 1988.

SKI, Kompletterande driftmedgivande för SFR-1, 1992-05-20, SKI dnr 7.41 433/88, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm, 1992.

SKI, Ytterligare villkor som behövs från säkerhetssynpunkt för Svensk Kärnbränslehantering AB:s tillstånd den 22 juni 1983 att anlägga, inneha och driva ett slutförvar för låg- och medelaktivt avfall i Forsmark, ref 7.49/011030, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm, 2003

SKI, Komplettering av den återkommande helhetsbedömningen av säkerheten för slutförvaret för låg- och medelaktivt avfall, SFR 1, 2008-0613, SKI dnr 2005/1200, dok. Nr. 67914, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm, 2008

SSI, Drifttillstånd för SFR-1 Etapp 1, 1988-03-30, Dnr 343/833/87, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm 1988.

SSI, Kompletterande driftmedgivande för SFR-1, etapp 1, SSI Dnr 833/1326/91, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 1992.

SSI, Begäran om kompletterande redovisningar angående SKB:s säkerhetsrapport för SFR 1, 2003-12-08, SSI dnr 6222/3019/01, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003a

SSI, beslut om begränsad drift för SFR 1 samt begäran om redovisning av uppfyllelse av strålskyddsvillkor för SFR 1, 2003-12-08, SSI dnr 6222/3745/03, Statens strålskyddsinstitut, 2003b

SSI, Uppdaterade driftsvillkor för SFR 1, 2003-12-08, SSI dnr 6222/3744/03, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003c

SSI, Föreläggande om redovisning, 2006-02-27, SSI dnr 2006/6-257, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2006.

SSI, Ansökan om anstånd med redovisningar, 2007-03-12, SSI dnr 2006/6257, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2007.

SSI 2008, Beslut rörande driften av slutförvaret för radioaktivt driftavfall vid Forsmark, SFR 1, 2008-03-19, SSI dnr 2006/6-257, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2008.

SSM, Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om säkerhet i kärntekniska anläggningar; Strålsäkerhetsmyndighetens allmänna råd om tillämpning av föreskrifterna (SSMFS 2008:1) om säkerhet i kärntekniska anläggningar, SSMFS 2008:1, Strålsäkerhetsmyndigheten, Stockholm, 2008.

SSM, Möjlighet att lämna synpunkter på uppgifter som tillförts ärendet vid granskningen av SFR SAR 08, 2009-08-27, Strålsäkerhetsmyndigheten, Stockholm, 2009

Stenhouse, M, Kozak, M. W och Zhou, W, Review and Assessment of SFR Analyses, Report MSCI-2818-1 Rev 0.1, SSM dnr 2008/3239, 2009

Zhou, W, Kozak, M. W., Xu, S. och Stenhouse, M., Review and Assessment of SFR 1 Long-term Safety Analyses, Report MSCI-2818-3 Rev 3, SSM dnr 2008/3239, 2009

Kapitel D2

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003.

Dverstorp, B., Strömberg, B., Brickstad. B., Lindgren, G., Liu. J.,Toverud, T., Wallberg, P., Xu, S., Aghili, B., Andersson, P., In de Betou, J., Jensen, M., Merck, P. och Nordén, M., SKI:s och SSI:s gemensamma granskning av SKB:s säkerhetsrapport SR-Can – SKI Rapport 2008:19, SSI rapport 2008:04, Statens kärnkraftinspektion och Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2008.

SKI, Ytterligare villkor som behövs från säkerhetssynpunkt för Svensk Kärnbränslehantering AB:s tillstånd den 22 juni 1983 att anlägg, inneha och driva ett slutförvar för låg- och medelaktivt avfall i Forsmark, ref 7.49/011030, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm, 2003

SSI, Uppdaterade driftsvillkor för SFR 1, 2003-12-08, SSI dnr 6222/3744/03, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003

Avsnitt D3.1

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003.

Gunnarsson D, PM: Preliminary design for plugging of SFR, 2005

SKI, Ytterligare villkor som behövs från säkerhetssynpunkt för Svensk Kärnbränslehantering AB:s tillstånd den 22 juni 1983 att anlägg, inneha och driva ett slutförvar för låg- och medelaktivt avfall i Forsmark, ref 7.49/011030, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm, 2003

SSI, Uppdaterade driftsvillkor för SFR 1, 2003-12-08, SSI dnr 6222/3744/03, Statens strålskydds-institut, Stockholm, 2003

Avsnitt D3.2

Almkvist, L och Gordon, A., Low and intermediate level waste in SFR 1 – Reference waste inventory 2007, SKB R-07-17, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2007

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003.

Riggare, P. och Johansson, C., Project SAFE – Low and intermediate level waste in SFR-1 – Reference waste inventory, SKB R-01-03, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2003.

Lindgren et al. Correlation factors för C-14, Cl-36, Ni-59, Ni-63, Mo-93, Tc99, I-129 and Cs-135, Kemakta AR-2006-11, Stockholm, 2007

Lundgren, K., Jod-129: Uppskattning av aktivitet i driftavfall från svenska LWR, SKB R-05-79, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2005

Lundgren, K., Mo-93, Tc-99 och Cs-135: Uppskattning av aktivitet i driftavfall i svenska LWR, Alara Engineering 06-0031R, 2006-09-06, 20062006

Magnusson, Å., Stenström, K. och Aronsson, P-O, Characterization of 14C in process water systems, spent resisns and off-gas of Swedish LWRs, Report 01/07 (LUNFD6/(NFFR-3102)/1-81/(2007), Lund Univeristy, Lund (Draft), 2007

Persson, P., Measurements of activity concentrations of 59Ni and 63Ni in spent ion exchange resisns, ver 2.0, SKB R-05-77, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2005

SKB, SKB SFR 1 – Svar på av SSI begärd redovisning enligt SSI-beslut 2006/6-257, daterat 2007-11-28, SKB id 1094549, 2008-01-31, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm 2008

SKB, e-post meddelande till SSM den 6 april 2009, SSM dnr 2008/981, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2009.

Studsvik, Arbetsrapport – Avfall från isotopanvändare, NW-85/1064, 198512-11, Studsvik Energiteknik AB, Nyköping, 1985.

SSI, Granskningspromemoria: Slutförvar för reaktoravfall – SFR-1, SSI rapport 88-05, Statens strål-skyddsinstitut, Stockholm, 1988

SSI, Uppdaterade driftsvillkor för SFR 1, 2003-12-08, SSI dnr 6222/3744/03, Statens strålskydds-institut, Stockholm, 2003a

SSI, beslut om begränsad drift för SFR 1 samt begäran om redovisning av uppfyllelse av strål-skyddsvillkor för SFR 1, 2003-12-08, SSI dnr 6222/3745/03, Statens strålskyddsinstitut, 2003b

SSI, Föreläggande om redovisning, 2006-02-27, SSI dnr 2006/6-257, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2006.

SSI, Beslut rörande driften av slutförvaret för radioaktivt driftavfall vid Forsmark, SFR 1, 2008-03-19, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2008.

SSM, Minnesanteckningar möte mellan SKB och SSM om SFR SAR-08, 2009-03-31, SSM dnr 2008/981, Strålsäkerhetsmyndigheten, Stockholm 2009.

Avsnitt D3.3

Klos. R och Shaw, G., Review of biosphere modelling in SAR-08, SSM dnr 2008/3158, 2009

SKB, Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation. Main report for the SR-Can project. SKB TR-06-09, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2006

Avsnitt D3.4

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003.

SSM, Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (SSMFS 2008:37) om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall, Strålsäkerhetsmyndigheten, Stockholm, 2008.

Vidstrand, P., Näslund, J.-O., Hartikainen, J., Svensson, U., 2007, Hydrogeological flux scenarios at Forsmark. Generic numerical flow simulations and compilation of climatic information for use in the safety analysis SFR 1 SAR-08, SKB R-07-63, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Avsnitt D3.5

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003.

SSM, Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (SSMFS 2008:37) om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall, Strålsäkerhetsmyndigheten, Stockholm, 2008.

Zhou, W, Kozak, M. W., Xu, S. och, Stenhouse, M. Review and Assessment of SFR 1 Long-term Safety Analyses, Report MSCI-2818-3 Rev 3, SSM dnr 2008/3239, 2009.

Avsnitt D3.6

Bergström, U., Avila, R. och de la Cruz, I. (2008). Dose assessments for SFR 1. SKB R-08-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Avsnitt D3.7

Axelsson, C.-L., Mærsk Hansen, L.,1998, Update of structural models at SFR nuclear waste repository, Forsmark, Sweden, SKB R-98-05, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm.

Holmén, J.G., 2005, SFR-1 Inverse modelling of inflow to tunnels and propagation of estimated uncertainties to predictive stages, SKB R-05-74, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Holmén, J.G., 2007, SFR inverse modelling part 2, Uncertainty factors of predicted flow in deposition tunnels and uncertainty in distribution of flow paths from deposition tunnels, SKB R-07-61, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Holmén, J.G., Stigsson, M., 2001a, Modelling of future hydrogeological conditions at SFR, SKB R-01-02, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Holmén, J.G., Stigsson, M., 2001b, Details of predicted flow in deposition tunnels at SFR, Forsmark, SKB R-01-21, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Olsson O (ed), 1992, Site Characterization and Validation – Final Report. Technical Report of the Stripa Project, managed by Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co on behalf of OECD/NEA. SKB TR-92-22, 184 pp. Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

SKB, 2008, Site description of Forsmark at completion of the site investigation phase, SDM-Site Forsmark, SKB TR-05-08, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Vidstrand, P., Näslund, J.-O., Hartikainen, J., Svensson, U., 2007, Hydrogeological flux scenarios at Forsmark. Generic numerical flow simulations and compilation of climatic information for use in the safety analysis SFR 1 SAR-08, SKB R-07-63, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm.

Avsnitt D3.8

Chambers A. (1995) Modelling radionuclide transport in cracks through cementitious radioactive waste, In Scientific Basis for Nuclear Waste Management XVIII (eds. Murakami T., Ewing R.).

Cronstrand P. (2007) Modelling of the long-term stability of the engineered barriers of SFR with respect to climate changes, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R-07-51.

Emborg M., Jonasson J.-E., Knutsson S. (2007) Långtidsstabilitet till följd av frysning och tining av betong och bentonit vid förvaring av låg-och medelaktivt kärnavfall i SFR 1, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R07-60.

Gaucher E., Tournassat C., Nowak C. (2005) Modelling of the geochemcial ecolution of the multi-barrier system of the Silo of the SFR repository. Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R-05-80.

Holmén J.G., Stigsson M. (2001) Modelling of future hydrological conditions at SFR. Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R-01-02.

Höglund L.O. (2001) Project SAFE Modelling of long-term concrete detradation processes in the Swedish SFR repository. Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB R-01-08.

Savage D. (2009) Review of SKB reports on long-term stability of SFR barriers, Quintessa Limited, QRS-1470A-1.

SSM, Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (SSMFS 2008:21) om säkerhet vid slutförvaring av kärnämne och kärnavfall, Strålsäkerhetsmyndigheten, Stockholm, 2008.

Zhou, W, Kozak M.W., Xu S.,.Stenhouse M. (2009) Review and Assesment of SFR-1 Long-term Safety Analyses, Monitor Scientific LLC, Report MSCI-2818-3.

Avsnitt D3.9

Zhou, W, Kozak M.W., Xu S.,.Stenhouse M. (2009) Review and Assesment of SFR-1 Long-term Safety Analyses, Monitor Scientific LLC, Report MSCI-2818-3.

Avsnitt D3.10

Bäckblom, G. och Munier, R., Effects of earthquakes on the deep repository for spent fuel in Sweden based on case studies and preliminary model results, SKB TR-02-24, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2002.

Avsnitt D3.11

Avila, R. och Pröhl, G. Models used in the SFR 1 SAR-08 and KBS-3H safety assessments for calculation of 14C doses. SKB R-08-16, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2008
Bergström, U., Avila, R. och de la Cruz, I. Dose assessments for SFR 1. SKB R-08-15, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2008.

Broed, R. och Xu, S., User's manual for Ecolego Toolbox and the Discretization Block. SSI Report 2008:10. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2007

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003

Hedin, A., E-mail to Björn Dverstorp and Bo Strömberg dated 19/3/07 on the subject of input files for SR-Can calculations, 2007

Holmén, J.G., Stigsson, M., Modelling of future hydrogeological conditions at SFR, SKB R-01-02, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2001

Jarsjö, J., Destouni, G., Persson, K. and Prieto, C., Solute transport in coupled inland-coastal water system. SKB report R-07-65. Svensk Kärnbränslehantering AB, 2007

Karlsson, S., Bergström, U. and Meili, M., Models for dose assessments Models adapted to SFR-area, Sweden. SKB TR-01-04. Svensk Kärnbränslehantering AB, 2001

Klos, R, Numerical modelling of SAR-08 biosphere objects, SSM dnr 2008/3158, 2009

Klos. R., och Shaw, G., Review of biosphere modelling in SAR-08, SSM dnr 2008/3158, 2009

Limer, L., Albrecht, A., Marang, L., Smith, K., Thorne, M., Wiebert, A., Xu, S., och Smith, G., C-14 Long-Term Dose Assessment: Quantitative Model Comparison and Development, SSM dnr 2008/2982, 2008

Norman, S. and Kjellbert, N., FARF31 – A far field radionuclide migration code for use with the PROPER package. SKB TR 90-01, Svensk Kärnbränslehantering AB, 1990 SSM, Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (SSMFS 2008:37) om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall, Strålsäkerhetsmyndigheten, Stockholm, 2008.

Thomson, G., Herben, M., Lloyd, P., Rose, D., Smith, C. och Barraclough, I., Implementation of project Safe in AMBER. Verification study for SFR 1 SAR-08. SKB R-01-13, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2008a

Thomson, G., Miller, A., Smith, G. och Jackson, D., Radionuclide release calculations for SAR-08. SKB R-08-14, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2008b

Xu, S, Wörman, A., Dverstorp, B., Klos, R., Shaw, G. and Marklund, L., SSI's independent consequence calculations in support of the regulatory review the SR-Can safety assessment. SSI Report 2008:08. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2007.

Zhou, W., Kozak, M. W., Xu, S. och, Stenhouse, M., Review and Assessment of SFR 1 Long-term Safety Analyses, Report MSCI-2818-3 Rev 3, SSM dnr 2008/3239, 2009

Avsnitt D3.12

Dverstorp, B., Sundström, B., Avila, R., Berglund, T., Hedberg, B., Jensen, M., Kautsky, F., Larsson, C.-M., Lilja, C., Lund, I., Löfgren, T., Moberg, L.,Nordén, M., Simic, E., Strömberg, B., Toverud, Ö., Wiebert, A., Wingefors, S., Zika, H., 2003, SSI:s och SKI:s granskning av SKB:s uppdaterade Slutlig Säkerhetsrapport för SFR 1 Granskningsrapport, SSI rapport 2003:21, SKI rapport 2003:37, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, 2003

Holmén, J.G., Stigsson, M., Modelling of future hydrogeological conditions at SFR, SKB R-01-02, Svensk Kärnbränslehantering AB, Stockholm, 2001

SSM, Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter och allmänna råd (SSMFS 2008:37) om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall,

Strålsäkerhetsmyndigheten, Stockholm, 2008.

Bilaga E

Termer och förkortningar

Förkortning	Beskrivning
3DEC	Datorprogram som använts för modellering av bergets stabilitet över tid.
AB SVAFO	Företag som hanterar kärnavfall och kärntekniska anläggningar från den tidiga svenska kärntekniska forskningen. AB SVAFO ägs av kärnkraftsföretagen Forsmarks Kraftgrupp AB, Ringhals AB, Barsebäck Kraft AB och OKG AB.
ADINA	Datorprogram som använts för att beräkna bergspänningar i scenariot med jordskalv.
Advektion	Transport av ett löst ämne via vattenflöden.
AMBER	Datorprogram för kompartmentmodellering (Assisted Model Building with Energy Refinement).
AMF	Modell- och dataflödesschema (Asessment Model Flowchart).
Anslutande tunnel	Allmän term som används för tunnlar utanför förvarsutrymmen, till exempel BST och TT.
Avfallsform	Avfall inklusive eventuell konditionering. (Den fysikaliska och kemiska formen efter behandling och/eller konditionering (Översatt från IAEA 2007).)
Avfallsbehållare/Behållare	Den yttre barriären som skyddar avfallsformen. Omfattar alla ingående komponenter (till exempel absorberande material, distanshållare, strålskydd, serviceutrustning) (Översatt från IAEA 2007).
Avfallskolli/Kolli	Avfallsform och avfallsbehållare.
Avfallstyp	För att systematiskt klassificera avfallet, har olika avfallstyper definierats och ett kodsystem utvecklats.
BAT	Bästa möjliga teknik (Best Available Techniques).
BCC	Beräkningsfall för biosfären, detaljer kring BCC finns i Biosfärens syntesrapport (Biosphere Calculation Case).
BE	Bästa skattning (Best Estimate).
BLA	Bergsal för lågaktivt avfall.
BMA	Bergsal för medelaktivt avfall.
BRT	Bergsal för reaktortankar.
BST	Bergsalstunnel.
BT	Byggtunnel.
BTF	Betongtankförvar.
BWR	Kokvattenreaktor (Boiling Water Reactor).
CCSM4	Datorprogram som använts för simuleringar av tidigare, nuvarande, och framtida klimat, inklusive dynamiken i atmosfär, hav, havsis och mark.
CCxx	Beräkningsfall xx (Calculation Case xx).
Clab	Centralt mellanlager för använt kärnbränsle i Oskarshamn.
Clink	Centralt mellanlager och inkapslingsanläggning. Clab och inkapslingsanläggningen som en integrerad enhet.
Comsol Multiphysics	Generellt datorprogram som i denna analys använts för beräkningar av vattenflöden i närzonen och svällning av bitumeniserat avfall.
CR	Koncentrationskvot (Concentration Ratio). Används för att beräkna upptag av radionuklider i organismer och definieras som den elementspecifika kvoten mellan koncentrationen i organismer och koncentrationen i det omgivande mediet (mark eller ytnära vatten).
CSH	Kalciumsilikathydrater (Calcium Silicate Hydrates).
CT	Centraltunnel.
Darcy Tools	Datorprogram för hydrogeologiska beräkningar.
DCRL	Härledda referensbedömningsnivåer som används för screening av exponering av andra organismer än människa för att säkerställa skydd av miljön (Derived Consideration Reference Levels).
DEM	Digital höjdmodell (Digital Elevation Model).
DIC	Löst oorganiskt kol (Dissolved Inorganic Carbon).

DOC	Löst organiskt kol (Dissolved Organic Carbon).
DT	Drifttunnel (en av tre nedfartstunnlar).
DTPA	Dietylentriaminpentaättiksyra, en komplexbildare (Diethylene Triamine Pentaacetic Acid).
EBS	Tekniska barriärer i ett slutförvar (Engineered Barrier System).
ECOCLAY-II	EU-projekt om cements effekter på lerbarriärers funktion – fas II.
Ecolego	Datorprogram för att beräkna radionuklidtransport och dos.
EDTA	Etylendiamintetraättiksyra, en komplexbildare (Ethylene Diamine Tetraacetic Acid).
EDZ	Skadad zon (Excavation-Damaged Zone). Berg runt ett berguttag där irreversibla förändringar ägt rum.
EPIC	EU-projekt som tog fram screeningvärden för att bedöma miljörisk från joniserande föroreningar i Arktis (Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Arctic). https://wiki.ceh.ac.uk/display/rpemain/EPIC.
ERICA	EU-projekt som tog fram screeningvärden för att bedöma miljörisk från joniserande föroreningar (Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and management). https://wiki.ceh.ac.uk/display/rpemain/ERICA.
ERICA-verktyget	Datorprogram för att beräkna aktivitetskoncentrationer i och radiologisk påverkan på andra organismer än människa.
EU	Europeiska Unionen.
Eustatiska förändringar	Förändringar i havsnivån till följd av förändringar i havsvattenvolym.
FARF31	Semi-analytiskt datorprogram för modellering av radionuklidtransport i geosfären.
FASSET	EU-projekt som tog fram screeningvärden för att bedöma miljörisk. (Framework for ASSessment of Environmental ImpacT). https://wiki.ceh.ac.uk/display/rpemain/FASSET.
FastReact	Datorprogram som använts för simulering av reaktiv transport längs en uppsättning strömlinjer baserat på mekanistiska och geokemiska processer.
FEP	Egenskaper, händelser och processer (Features, Events and Processes).
FHA	Framtida mänskliga handlingar (Future Human Actions).
F-PSAR	Förberedande preliminär säkerhetsredovisning, se även PSAR.
Friklassningsnivå	Ett värde som har fastställts av ett tillsynsorgan och som uttrycks i termer av aktivitetskoncentration och/eller total aktivitet vid eller under vilken en strålningskälla kan friklassas. (Översatt från IAEA 2007).
Fud	Forskning, utveckling och demonstration.
Förvarssystem	Definieras som det deponerade avfallet, avfallsbehållarna, de tekniska barriärerna, geosfären och biosfären som omger förvaret. Synonymt med förvaret och dess omgivning.
Förvarsutrymme	Utrymme där avfallskollin placeras för slutlig förvaring.
GAP	Ett multilateralt forskningsprojekt på Grönlands västkust (öster om Kangerlussuaq) (Greenland Analogue Project).
GEKO/QI	Den bentonit som använts i silon.
GIA	Glacial isostatisk justering (Glacial Isostatic Adjustment).
Glaciationscykeln Weichsel	Den senaste 120 000 år långa glaciationscykeln i nordöstra Europa.
GSG-1	IAEA:s klassificering av radioaktivt avfall (IAEA 2009), i vilken avfallet delas in i sex klasser.
HC	Hydroxikarboxylsyror (Hydroxy Carboxylic acids).
HFR	Hammarborrhål FoRsmark.
Historiskt avfall	Avfall som genererats från tidigare verksamhet som inte är knuten till drift eller avveckling av de kärntekniska anläggningarna, produktion av kärnenergi eller användning av radioisotoper i forskning, industriella och medicinska tillämpningar.
IAEA	Internationella atomenergiorganet (International Atomic Energy Agency).
ICRP	Internationella strålskyddskommissionen (International Commission on Radiological Protection).
Initialtillstånd	Det tillstånd som råder i SFR och dess omgivning direkt efter förslutning.
IPCC	FN:s klimatpanel (Intergovernmental Panel on Climate Change).
ISA	Isosackarinat, en komplexbildare som är en produkt av cellulosadegradering.
ISO	Internationella standardiseringskommissionen (International Organization for Standardization).

Isostatiska förändringar	Vertikala rörelser av jordskorpan orsakade av förändringar i last från till exempel en inlandis.
ISRM	Internationell förening för bergmekanik (International Society for Rock Mechanics).
KBS-3	Metod som utvecklats av SKB för slutförvaring av använt kärnbränsle
K_d	Fördelningskoefficient för sorption [L^3/M]. Fördelningskoefficienten definieras som förhållandet mellan ämneskoncentrationen i fast och flytande fas.
KFR	Kärnborrhål FoRsmark.
Konditionering	Behandling av det ursprungliga avfallet för att ett avfallskolli ska bli lämpligt för hantering, transport, mellanlagring och/eller förvaring. (Översatt från IAEA 2007)
Kontrollvolym	Delvolym i den hydrologiska närzonsmodellen som används vid beräkning av vattenbalansen genom att flöden över volymens ytor bestäms. Radionuklidtransportmodellens kompartments i närzonen motsvarar kontrollvolymer i den hydrologiska modellen eller delar av dessa.
L/ILW	Låg- och medelaktivt avfall (Low and Intermediate Level Waste).
Landhöjning	Höjning av jordskorpan som en reaktion på deglaciation.
Layout 1.5	Layout för SFR 3 från mars 2012, som används i den långsiktiga säkerhetsanalysen för SFR.
Layout 2.0	Slutgiltig layout för SFR 3 som används i ansökan.
LOVECLIM	Datorprogram som använts tillsammans med CCSM4 för att bedöma potentialen för förhållanden med kallt klimat i Forsmark. Det omfattar dynamiken i atmosfären, haven, havsisen och vegetationen.
m ö h	Meter över havet.
Makadam	Bergkross siktad i fraktioner mellan 2–65 mm. Makadam har inget eller mycket lite finkornigt material (kornstorlek < 2mm). Fraktionerna ges som intervall, till exempel är ”Makadam 16–32” bergkross som omfattar fraktionen 16–32 mm.
MIKE SHE	Datorprogram för att simulera grundvatten- och ytvattenflöden.
Montmorillonit	Ett svällande fyllosilikat som är huvudkomponent i bentonit.
MX-80	Ett varumärke för bentonitlera.
NBT	Nedre byggtunnel.
NDB	Nedre dräneringsbassäng.
NEA	En samarbetsorganisation för atomenergifrågor inom OECD (Nuclear Energy Agency).
NEP	Nettoekosystemsproduktion (Net Ecosystem Production).
NRVB	Ett återfyllnadsmaterial (Nirex Reference Vault Backfill).
NSP	Nedre siloplugg.
NTA	Nitrilotriättiksyra, en komplexbildare (nitrilotriacetic acid).
Objekt 157_1	Biosfärsobjekt 157_1 (se karta i bilaga H) är en bassäng belägen i havet, med ett genomsnittligt djup på 11 meter och ett maximalt djup på 16,5 meter. Omkring 4500 e Kr kommer den framtida sjön att vara isolerad från havet. Den totala isoleringsprocessen tar cirka 400 år. Medeldjupet i sjön vid isolering kommer att vara 2 meter, och maxdjupet 3 meter. Under den efterkommande perioden på 1 200 år växer sjön långsamt igen genom sedimentackumulation och tillväxt av vegetation. Omkring 5700 e Kr blir sjön helt igenfylld och endast ett litet vattendrag passerar genom objektområdet och avvattnar avrinningsområde 157 och området uppströms 157_2.
Objekt 157_2	Biosfärsobjekt 157_2 (se karta i bilaga H) är i nuläget under havsnivån (genomsnittligt djup 5,8 meter och maximalt djup 13,5 meter). Objektområdet kommer inte att ha någon framtida sjö och successionen från ett marint ekosystem till ett landekosystem kommer att ske utan något sjöstadium. Startpunkten för övergången från ett marint ekosystem till ett landekosystem är omkring 3000 e Kr och det totala området blir land omkring 4500 e Kr. Hydrologisk modellering visar att området kommer ha höga vattennivåer i det översta jordlagret och en våtmark kommer att bildas efter att havet har dragit sig tillbaka på grund av strandlinjeförskjutningen. Objektet avvattnas via ytvatten till nedströms objekt157_1.
OPC	Vanlig portlandcement (Ordinary Portland Cement).
Periglacialt klimattillstånd	Ett klimattillstånd som karakteriseras av områden med permafrostförhållanden utan istäcke
PFL-f	Metod för mätning av diskret inflöde (Posiva Flow Logging).
Phast	Datorprogram som använts för beräkningar av betongdegradering och geokemisk utveckling i geosfären.
PhreeqC	Datorprogram som använts för geokemisk modellering av utvecklingen av förvarets pH och redox.

Projektrelaterade FEP	FEP i NEA:s FEP-databas som har identifierats inom olika organisationers säkerhetsanalysprojekt.
PROTECT	EU-projekt som gav screeningvärden för att bedöma miljörisk. Skydd av miljön från joniserande strålning i lagstiftningssammanhang. https://wiki.ceh.ac.uk/display/rpemain/PROTECT.
PSAR	Preliminär säkerhetsredovisning (Preliminary Safety Analysis Report).
PSS	Utrustning för hydrauliska injektions- och pulstester i kärnborrhål (Pipe String System)
PSU	Projektet SFR utbyggnad.
PVC	Polyvinylklorid (PolyVinyl Chloride).
RDC	Reducerande kapacitet (ReDucing Capacity).
RDM	Modell för regolitdjup (Regolith Depth Model).
Regolit	Används i denna rapport för alla avlagringar ovanpå berggrunden och omfattar kvartära avlagringar, jord, sediment, förna, ytan på berghällar och av människan tillverkade strukturer.
RHB 70	Det svenska geografiska höjdsystemet.
RN	Radionuklid.
RPV	Reaktortank (Reactor Pressure Vessel).
RTT	Reaktortanktunnel, en av tre nedfartstunnlar.
SAFE	Långsiktig säkerhetsanalys för SFR som lämnades in till myndigheterna 2001.
SAR	Säkerhetsredovisning (Safety Analysis Report).
SAR-08	Långsiktig säkerhetsanalys för SFR som lämnades in till myndigheterna 2008.
SBA	Sektioner med förhöjd frekvens av flacka sprickor i bergmassan mellan de geologiskt modellerade brant stupande deformationszonerna (Shallow Bedrock Aquifer).
SDM	Platsbeskrivande modell, som är en syntes av förvarsplatsens geologi, bergmekanik, termiska egenskaper, hydrogeologi, hydrogeokemi, transportegenskaper hos berggrunden och ytsystemets egenskaper (Site Descriptive Model).
SDM-PSU	Platsbeskrivande modell för SFR-området.
SDM-Site	Platsbeskrivande modell för slutförvaret av använt kärnbränsle i Forsmarksområdet.
SFL	Slutförvar för långlivat radioaktivt avfall.
SFR	Slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall.
SFR 1	Befintligt SFR.
SFR 3	Utbyggd del av SFR.
SGU	Sveriges Geologiska Undersökning.
Silo	Cylindriskt utrymme för medelaktivt avfall (del av SFR 1).
SKB	Svensk kärnbränslehantering AB.
SKI	Statens kärnkraftinspektion. SKI och SSI slogs samman till Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) i juli 2008.
SMHI	Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut.
Sorption	I denna rapport används termen för att beteckna alla processer genom vilka ett löst ämne hålls kvar på en fast yta.
SR-97	Preliminär säkerhetsanalys för det planerade Kärnbränsleförvaret, som publicerades 1999.
SR-Can	Preliminär säkerhetsanalys för det planerade Kärnbränsleförvaret, som publicerades 2006.
SR-PSU	Denna långsiktiga säkerhetsanalys (Säkerhetsredovisning – Projekt SFR-Utbyggnad).
SR-Site	Redovisning av säkerheten efter förslutning av slutförvaret för använt kärnbränsle, som redovisades för myndigheterna 2011.
SSI	Svenska strålskyddsinstitutet. SSI och SKI slogs samman till Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) i juli 2008.
SSM	Strålsäkerhetsmyndigheten. SSI och SKI slogs samman till Strålsäkerhetsmyndigheten i juli 2008.
SSMFS	Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter.

STP	Silotakplugg.
STT	Silotaktunnel.
Systemkomponent	En fysisk komponent i förvarssystemet; ett delsystem.
Säkerhetsfunktion	Ett sätt på vilket en förvarskomponent bidrar till säkerheten.
Säkerhetsfunktionsindikator	En mätbar eller beräkningsbar egenskap hos en förvarskomponent som anger i vilken utsträckning en säkerhetsfunktion uppfylls.
$T_{1/2}$	Halveringstid.
Talik	Partier med ofrusen mark inom ett område med permafrost som orsakas av en lokal anomali i termiska, hydrologiska, hydrogeologiska eller hydrokemiska förhållanden.
Tempererat klimattillstånd	Regioner utan permafrost eller inlandsis som i vid mening domineras av ett tempererat klimat med kalla vintrar och antingen kalla eller varma somrar. Inom det tempererade klimattillståndet kan förvarsplatsen för SFR också vid vissa tidpunkter täckas av hav.
THM	Termiska, Hydrauliska och Mekaniska.
TOC	Total mängd organiskt kol (Total Organic Carbon).
TT	Tvärtunnel.
UMISM	Datorprogram som använts för att rekonstruera inlandsisen under den senaste glaciationscykeln för uppförandet av klimatfallet med glaciationscykeln Weichsel, och för indata till simuleringarna av andra fenomen såsom permafrost, isostatiska förändringar, spänningar i jordskorpan och grundvattenflöde (University of Maine Ice Sheet Model).
UNSCEAR	FN:s vetenskapliga strålningskommitté (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation).
WAC	Acceptanskriterier för avfallet (Waste Acceptance Criteria).
WRA	Vattenreducerande tillsatsmedel för betong (Water Reducing Admixtures).
V-SMOW	Standarden mot vilken isotopiska sammansättningar av både väte och syre redovisas (Vienna-Standard Mean Ocean Water).
ÖSP	Övre siloplugg.
Övergångsmaterial	Komponent i jorddammsplugg, exempelvis 30/70-blandning av bentonit och bergkross. Syftet med övergångsmaterialet är att förhindra uttransport av bentonit från den hydrauliskt täta sektionen, att ta upp lasten från bentonitens svällning och vidarebefordra den till återfyllnadssmaterialet.

Tabeller som är kopplade till hanteringen av FEP

Denna bilaga presenterar de tabeller som har tagits fram för varje systemkomponent för att visa hanteringen av interna processer, med utgångspunkt från den hantering som dokumenterats i **Processrapporterna** och den rapport som behandlar hanteringen av processer i biosfären (SKB 2014b).

Bilagan innefattar även en tabell med en sammanfattning av analysaktiviteter som ingår i AMF-schemat (bilaga G), inklusive en beskrivning av vilka processer som ingår i de olika analysaktiviteterna, var analysaktiviteten dokumenteras samt vilka kopplingar som levererar indata till de olika analysaktiviteterna.

Avfallsform

Tabell F-1. Interna processer i avfallsformen och hantering i SR-PSU.

Process	Hantering
WM01 Radioaktivt sönderfall	Processen ingår i modellberäkningarna av radionuklidtransport.
WM02 Strålningsdämpning/ värmealstring	Strålningdämpning försummas, till följd av den låga radioaktiviteten. Värmealstring till följd av strålning i avfallet har visats vara försumbar, liksom värmealstring från korrosion, till följd av den låga radioaktiviteten och begränsade mängder aluminium i avfallet.
WM03 Radiolytisk nedbrytning av organiskt material	Svällning till följd av radiolytisk nedbrytning av bitumen försummas till följd av den låga radioaktiviteten i avfallet och det faktum att den bedöms vara underordnad svällning till följd av vattenupptag. Bildandet av komplexbildare, till exempel oxalsyra, från nedbrytning av bitumen försummas till följd av försumbar radiolytisk nedbrytning av bitumen under de förhållanden som råder i avfallet. Bildandet av ettringit från frigörelse av sulfat försummas till följd av jonbytarmassornas försumbara radiolytiska nedbrytningshastighet.
WM04 Vattenradiolys	Vattenradiolys i avfallet har visats vara försumbar till följd av den låga radioaktiviteten i avfallet.
WM05 Värmetransport	Temperaturutvecklingen i SFR styrs helt av de externa förhållandena, det vill säga temperaturen bestäms av det omgivande berget. Inverkan av temperaturutvecklingen på radionuklidtransport är försumbar.
WM06 Fasförändringar/frysning	Frysning förväntas resultera i strukturell nedbrytning (sprickbildning) av cement, betong och bitumen, material som förekommer som en stabiliserande matris i olika avfallskollin. Detta hanteras genom att välja lämpliga värden för hydraulisk konduktivitet och diffusivitet i modelleringen av exempelvis vattenflöde, betongdegradering och radionuklidtransport.
WM07 Vattenupptag och transport under omättade förhållanden	Vattenupptag och vattentransport under omättade förhållanden är bara relevant under en kort inledande period. Vattenupptag definierar den tid då utsläpp av radionuklider inleds. Till följd av det faktum att omättade förhållanden kommer att råda under en relativt kort tid, bedöms ingen vidare hantering vara nödvändig i säkerhetsanalysen.
WM08 Vattentransport under mättade förhållanden	Processen ”vattenflöde under mättade förhållanden” kommer att vara avgörande för säkerhetsanalysen. Vattenflödet genom avfallet uppskattas genom numerisk modellering. Tidpunkten vid vilken vattenmättnad uppnås i olika delar av förvaret beräknas genom numerisk modellering.
WM09 Sprickbildning	Sprickbildning hanteras genom att välja lämpliga värden för hydraulisk konduktivitet och diffusivitet i modelleringen av exempelvis vattenflöde, betongdegradering och radionuklidtransport.
WM10 Advektiv transport av lösta ämnen	Advektion spelar en central roll för transporten av lösta ämnen i alla delar av SFR, inklusive avfallet. Advektionsprocessen ingår i modellering av exempelvis betongdegradering och radionuklidtransport.
WM11 Diffusiv transport av lösta ämnen	Diffusion spelar en central roll för transporten av lösta ämnen i alla delar av SFR, inklusive avfallet. Diffusionsprocessen ingår i modellering av exempelvis betongdegradering och radionuklidtransport.

Process	Hantering
WM12 Sorption/upptag	Sorption och upptag av radionuklider ingår i modelleringen av radionuklidtransport. Sorption och upptag kvantifieras genom användning av fördelningskoefficienter (Kd-värden), som är beroende av ämne/oxidationstillstånd. Hänsyn tas inte till sorption och upptag av radionuklider på andra matriser än cement.
WM13 Kolloidbildning och transport	Låga koncentrationer av kolloider förväntas i de flesta av förvarets delar, så inverkan av kolloider på radionuklidtransport försummas i huvudscenariot. Bitumenkolloider förväntas i höga koncentrationer i de delar av förvaret som innehåller bitumen. Graden av komplexbildning med radionuklider förväntas dock vara låg, varför inverkan av bitumenkolloider på radionuklidtransport försummas.
WM14 Upplösning, utfällning och omkristallisering	Cementmatrisens beständighet är viktig, eftersom nedbrytning kan påverka pH. Cementmatrisens beständighet utvärderas genom reaktiv transportmodellering.
WM15 Nedbrytning av organiska material	Nedbrytning av cellulosa till ISA i en alkalisk miljö är den enda kemiska nedbrytningsprocessen som har betydelse för säkerheten. Andra kemikalier som finns i SFR har bedömts vara stabila under de förhållanden som råder i SFR eller brytas ned till ämnen som inte förväntas påverka sorptionen. Deras förmåga att påverka radionuklidernas mobilitet bedöms därför i deras ursprungliga form.
WM16 Vattenupptag/svällning	Kunskapen om svälltryck som en funktion av expansionsvolym används för att utvärdera hur mycket tryck konstruktioner och barriärer som omgärdar bituminiserat avfall kommer att utsättas för. Effekten av vattenupptag på det efterföljande utsläppet av radionuklider hanteras genom att tilldela lämpliga utsläppshastigheter för radionukliderna från bituminiserat avfall.
WM17 Mikrobiella processer	Till följd av det förväntat högt pH försummas effekten av mikrobiella processer på förvarets funktion ur ett säkerhetsanalysperspektiv, med undantag av gasbildningsprocesser.
WM18 Metallkorrosion	Sprickbildning till följd av mindre täta/kompakta korrosionsprodukter ingår kvalitativt i valet av hydraulisk konduktivitet. Bidrag till uppkomsten av reducerande förhållanden från korrosionen av metalliskt avfall tas hänsyn till. Utvecklingen av redoxförhållanden modelleras. Metallkorrosionsprocessen bedöms vara en av de viktigaste gasbildningsprocesserna.
WM19 Gasbildning och transport	Volymen gas som bildas beräknas. Gastransport i avfallet behandlas inte specifikt. Avfallet betraktas endast som en gaskälla. Förskjutning av porvatten som innehåller radionuklider modelleras som en funktion av gasbildning.
WM20 Speciering av radionuklider	Speciering av de redoxkänsliga radionukliderna Se, Tc, Np och Pu beräknas med termodynamiska data (det vill säga under antagande om jämvikt). Koncentrationerna av radionuklider i avfallet uppskattas (baserat på inventariet och geometriska överväganden) vara under alla relevanta löslighetsgränser. Speciering av ej redoxkänsliga radionuklider tas hänsyn till indirekt genom val av Kd-värden.
WM21 Transport av radionuklider i vattenfasen	Radionuklidtransport i avfallet ingår i radionuklidtransportmodellen för hela förvarssystemet.
WM22 Transport av radionuklider i gasfasen	Bildandet av metangas till följd av mikrobiell aktivitet har visats vara underordnat, så länge det förekommer andra elektronacceptorer. Utsläpp av C-14 som metan hanteras genom överslagsberäkningar.

Avfallsbehållare

Tabell F-2. Interna processer i avfallsbehållarna och hantering i SR-PSU.

Process	Hantering
Pa01 Värmetransport	Se avfallsform, WM05.
Pa02 Fasförändringar/frysning	Se avfallsform, WM06.
Pa03 Vattenupptag och transport under omättade förhållanden	Se avfallsform, WM07.
Pa04 Vattentransport under mättade förhållanden	Se avfallsform, WM08.
Pa05 Sprickbildning/deformation	Det finns inga krav gällande den långsiktiga funktionen för stålbehållare. För betongbehållare se avfallsform, WM09.
Pa06 Advektiv transport av lösta ämnen	Se avfallsform, WM10.
Pa07 Diffusiv transport av lösta ämnen	Diffusion i betongbehållare se avfallsform, WM11. För stålbehållare tas ingen hänsyn till transportmotstånd i modelleringen, till följd av osäkerheter i omfattningen av korrosion under driftskedet.
Pa08 Sorption/upptag	Se avfallsform, WM12.
Pa09 Kolloidtransport och filtrering	Se avfallsform, WM13.
Pa10 Upplösning, utfällning och omkristallisering	Beständigheten i betongbehållare är viktig, eftersom dess degradering kan påverka pH i området runt förvaret. Degraderingshastigheten påverkar också de kemiska förhållandena i avfallet och de närliggande betongbarriärerna. Betongbehållare utvärderas som en del av avfallsdomänen i den långsiktiga reaktiva transportmodelleringen, vilket innebär att dessa processer inte behandlas separat.
Pa11 Mikrobiella processer	Mikrobiella processer i stål- och betongbehållare försummas.
Pa12 Metallkorrosion	Stålbehållare antas inte ha någon långsiktig barriärfunktion i säkerhetsanalysen. Metallkorrosion ingår explicit, eftersom den bidrar till reducerande förhållanden. Metallkorrosion ingår också i säkerhetsanalysen som en av de dominerande gasbildande processerna.
Pa13 Gasbildning och transport	Mängden $H_2(g)$ från korrosion av stål inkluderas i beräkningarna av mängden gas som bildas. Gasen antas frigöras från behållarna utan fördröjning och utan att orsaka skada.
Pa14 Speciering av radionuklider	Se avfallsform, WM20
Pa15 Transport av radionuklider i vattenfasen	För betongbehållare se avfallsform, WM21. För stålbehållare, till följd av osäkerheter i omfattningen av korrosion under driftskedet tas ingen hänsyn till transportmotstånd i modelleringen.
Pa16 Transport av radionuklider i gasfasen	Det förutsätts att behållarna inte ger något transportmotstånd för gaser.

1–2BMA

Tabell F-3. Interna processer i 1–2BMA och hantering i SR-PSU.

Process	Hantering
BMABa01 Värmetransport	Hanteras som randvillkor.
BMABa02 Fasförändringar/frysning	Betong: Antas spricka under permafrost. Krossat berg: Påverkas inte av frysning.
BMABa03 Vattenupptag och transport under omättade förhållanden	Tiden till vattenmättnad uppskattas med en enkel modell.
BMABa04 Vattentransport under mättade förhållanden	Bestämning av de initiala transportegenskaperna (hydraulisk konduktivitet). Analys av effekten av betongdegradering på hydraulisk konduktivitet. Modellering av vattentransport i BMA under olika förhållanden.
BMABa05 Gastransport/upplösning	Analys av förträngning av kontaminerat vatten till följd av gasfasuppbyggnad.
BMABa06 Mekaniska processer	Analys av: *Krossat berg:* Last från egenvikt och sättningar vid vattenmättnad – ger information om utrymmet vid taket. Effekt av nedfallande stenblock. Deformation till följd av gastryck. Hydraulisk last och kryp försummas. *Betong:* Spänning orsakad av last från egenvikt av betong, återfyllnadsmaterial och avfallskollin som en följd av betongdegradering. Spänning orsakad av en svällande avfallsform, korrosion av armering, frysning och sprickbildning (se frysning och betongdegradering). Indirekta effekter av nedfallande stenblock, hydraulisk last och kryp försummas.
BMABa07 Advektion och dispersion	Inkluderad i modellering av radionuklidtransport och betongdegradering.
BMABa08 Diffusion	Inkluderad i modellering av radionuklidtransport och betongdegradering.
BMABa09 Sorption på betong/sprutbetong	Inkluderad i modellering av radionuklidtransport.
BMABa10 Sorption på bergkrossåterfyllnad	Inkluderad i modellering av radionuklidtransport.
BMABa11 Kolloidstabilitet, transport och filtrering	Låga koncentrationer av kolloider förväntas för cementbaserade förhållanden i barriärerna och därmed har inverkan av kolloider på radionuklidtransport försummats i huvudscenariot.
BMABa12 Betongdegradering	Utvärderas med en reaktiv transportmodell.
BMABa13 Speciering och reaktioner i vattenfas	Inkluderad som en del i analysen av sorption, diffusion och betongdegradering.
BMABa14 Mikrobiella processer	Processen kan försummas under perioden med högt pH.
BMABa15 Metallkorrosion	Inkluderad i analysen av sprickbildning i betong, uppbyggnad av gasfas och bestämning av redoxförhållanden.
BMABa16 Gasbildning	Inkluderad i analysen av sprickbildning i betong, uppbyggnad av gasfas och bestämning av redoxförhållanden.
BMABa17 Radionuklidspeciering	Inkluderad i radionuklidtransport i vattenfas.
BMABa18 Transport av radionuklider i vattenfas	Inkluderad i radionuklidtransportmodellen för hela förvaret.
BMABa19 Transport av radionuklider i gasfas	Behandlas i ett separat förenklat fall.

1–2BTF

Tabell F-4. Interna processer i 1–2BTF och hantering i SR-PSU.

Process	Hantering
BTFBa01 Värmetransport	Hanteras som randvillkor.
BTFBa02 Fasförändringar/frysning	Betong: Antas spricka under permafrost. Krossat berg: Påverkas inte av frysning.
BTFBa03 Vattenupptag och transport under omättade förhållanden	Tiden till vattenmättnad uppskattas med en enkel modell.
BTFBa04 Vattentransport under mättade förhållanden	Bestämning av de initiala transportegenskaperna (hydraulisk konduktivitet). Analys av effekten av betongdegradering på hydraulisk konduktivitet. Modellering av vattentransport i 1-2BTF under olika förhållanden.
BTFBa05 Gastransport/upplösning	Analys av förträngning av kontaminerat vatten till följd av uppbyggnad av gasfas.
BTFBa06 Mekaniska processer	Analys av: *Sand:* Last från egenvikt och sättningar vid vattenmättnad – ger information om utrymmet vid taket. Effekten av nedfallande stenblock. Deformation till följd av gastryck. Hydraulisk last och kryp försummas. *Betong:* Spänning orsakad av betongens egenvikt, återfyllnadsmaterial och avfallskollin som en följd av betongdegradering. Effekter av korrosion av armering, frysning och sprickbildning (se frysning och betongdegradering). Indirekta effekter av nedfallande stenblock, hydraulisk last och kryp försummas.
BTFBa07 Advektion och dispersion	Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport och betongdegradering.
BTFBa08 Diffusion	Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport och betongdegradering.
BTFBa09 Sorption	Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport.
BTFBa10 Kolloidstabilitet, transport och filtrering	Låga koncentrationer av kolloider förväntas under cementbaserade förhållanden i barriärerna och därmed har inverkan av kolloider på radionuklidtransport försummats i huvudscenariot.
BTFBa11 Betongdegradering	Utvärderas med en reaktiv transportmodell.
BTFBa12 Speciering och reaktioner i vattenfas	Inkluderad som en del i analysen av sorption, diffusion och betongdegradering.
BTFBa13 Mikrobiella processer	Processen kan försummas under perioden med högt pH.
BTFBa14 Metallkorrosion	Inkluderad i analysen av uppbyggnad av gasfas och bestämning av redoxförhållanden.
BTFBa15 Gasbildning	Inkluderad i analysen av uppbyggandet av gasfas och bestämning av redoxförhållanden.
BTFBa16 Radionuklidspeciering	Inkluderad i radionuklidtransport i vattenfas.
BTFBa17 Transport av radionuklider i vattenfas	Inkluderad i radionuklidtransportmodellen för hela förvaret.
BTFBa18 Transport av radionuklider i gasfas	Behandlas i ett separat förenklat fall.

Silo

Tabell F-5. Interna processer i silon och hantering i SR-PSU.

Process	Hantering
SiBa01 Värmetransport	Hanteras som randvillkor.
SiBa02 Fasförändringar/frysning	Betong: Antas spricka under permafrost. Krossat berg: Påverkas inte av frysning. Bentonit: Analys av frysningssekvens, med islinsbildning.
SiBa03 Vattenupptag och transport under omättade förhållanden	Modellering av vattenmättnadsprocessen.
SiBa04 Vattentransport under mättade förhållanden	Bestämning av de initiala transportegenskaperna (hydraulisk konduktivitet). Uppskattning av konsekvenserna av kanalbildning/erosion. Analys av effekten av betongdegradering på hydraulisk konduktivitet och volymförändringar. Analys av effekten av bentonit/betonginteraktion. Modellering av vattentransport i silon under olika förhållanden. Känslighetsanalyser.
SiBa05 Gastransport/upplösning	Analys av betydelsen av gastryck för silons mekaniska integritet. Analys av förträngning av kontaminerat vatten till följd av gasfasuppbyggnad.
SiBa06 Kanalbildning/erosion	Analys av massförlust av bentonit.
SiBa07 Mekaniska processer	Analys av: *Väggfyllning av bentonit:* Last från egenvikt, hydraulisk last, svällning under bevätning, svälltryck efter bevätning och deformation. Självläkning efter kanalbildning. Effekter till följd av cementdegradering. Effekten av nedfallande stenblock. Indirekta effekter av cement/bentonitinteraktion. Effekten av jonbyte. *Toppfyllning:* Last från egenvikt, sättning vid vattenmättnad – ger information om utrymmet vid taket. Effekten av nedfallande stenblock. Deformation till följd av gastryck. Hydraulisk last och kryp försummas. *Betong:* Spänning orsakad av betongens egenvikt, återfyllnadsmaterial och avfallskollin som en följd av betongdegradering. Spänning orsakad av svällande avfallsform, korrosion av armeringsjärn, frysning och sprickbildning (se frysning och betongdegradering). Indirekta effekter av nedfallande stenblock, hydraulisk last och kryp försummas. *Bottenfyllning:* Processerna i bottenfyllningen är inte viktiga för funktionen och kommer inte att analyseras.
SiBa08 Advektion och dispersion	Inkluderad i modelleringen av vattenmättnad. Kan försummas i en fungerande silo. Inkluderad i beräkningarna av radionuklidtransport för en defekt bentonitbarriär.
SiBa09 Diffusion	Inkluderad i modelleringen av betong/bentonitinteraktion. Inkluderad i modelleringen av vattenmättnad. Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport.
SiBa10 Sorption (inklusive jonbyte av viktiga joner)	Inkluderad i modelleringen av betong/bentonitinteraktion. Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport. Inkluderad i modelleringen av jonbyte.
SiBa11 Omvandling av föroreningar	Inkluderad i modelleringen av betong/bentonitinteraktion.
SiBa12 Kolloidtransport och filtrering	Kolloider försummas.
SiBa13 Betongdegradering	Utvärderas med en reaktiv transportmodell.
SiBa14 Upplösning/utfällning	Inkluderad i modelleringen av betong/bentonitinteraktion.
SiBa15 Speciering och reaktioner i vattenfas	Inkluderad som en del i analysen av sorption, diffusion och betongdegradering.
SiBa16 Osmos	Utvärderas med empiriska data för svälltryck som en funktion av salthalt.
SiBa17 Montmorillonitomvandling	Inkluderad i modelleringen av betong/bentonitinteraktion.
SiBa18 Järn/bentonitinteraktion	Försummas jämfört med betong/bentonitinteraktion.
SiBa19 Bildning av montmorillonitkolloider	Försummas, Ca-koncentrationen från cement är tillräcklig för att undertrycka denna process.
SiBa20 Mikrobiella processer	Processen kan försummas under perioden med högt pH.

Process	Hantering
SiBa21 Cementering i bentonit	Inkluderad i modelleringen av betong/bentonitinteraktion.
SiBa22 Metallkorrosion	Inkluderad i analysen av sprickbildning i betong, uppbyggnad av gasfas och bestämning av redoxförhållanden.
SiBa23 Gasbildning	Inkluderad i analysen av sprickbildning i betong, uppbyggnad av gasfas som leder till att ett tryck byggs upp och bestämning av redoxförhållanden.
SiBa24 Radionuklidspeciering	Inkluderad i radionuklidtransport i vattenfas.
SiBa25 Transport av radionuklider i vattenfas	Inkluderad i radionuklidtransportmodellen för hela förvaret.
SiBa26 Transport av radionuklider i gasfas	Behandlas i ett separat förenklat fall.

1–5BLA

Tabell F-6. Interna processer i 1–5BLA och hantering i SR-PSU.

Process	Hantering
BLABa01 Värmetransport	Hanteras som randvillkor.
BLABa02 Fasförändringar/frysning	Betong: Antas spricka under permafrost. Krossat berg: Påverkas inte av frysning.
BLABa03 Vattenupptag och transport under omättade förhållanden	Antas ske snabbt.
BLABa04 Vattentransport under mättade förhållanden	Inkluderad i den hydrologiska modelleringen av SFR.
BLABa05 Gastransport/upplösning	Försummas, eftersom alla gaser som bildas i avfallsformen och behållarna kan antas transporteras ut från förvarsutrymmet till geosfären utan att betydande tryck byggs upp.
BLABa06 Mekaniska processer	Försummas, eftersom nedfallande stenblock från tak och väggar inte förväntas påverka förvarets funktion.
BLABa07 Advektion och dispersion	Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport.
BLABa08 Diffusion	Försummas, eftersom fullständigt blandade förhållanden antas i säkerhetsanalysen, med advektionsdominerande förhållanden.
BLABa09 Sorption	Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport, men ingen hänsyn tas till sorption på de små mängderna cementbaserade material.
BLABa10 Kolloidstabilitet, transport och filtrering	Försummas eftersom höga jonstyrkor förväntas under tempererade förhållanden.
BLABa11 Speciering och reaktioner i vattenfas	Inkluderad som en del i analysen av sorption.
BLABa12 Mikrobiella processer	Processen bedöms som irrelevant för beskrivningen av BLA.
BLABa13 Nedbrytning av bergbultar, armering och betong	Försummas, ingen hänsyn tas till sorption på dessa material.
BLABa14 Radionuklidspeciering	Inkluderad i radionuklidtransport i vattenfas.
BLABa15 Transport av radionuklider i vattenfas	Inkluderad i radionuklidtransportmodellen för hela förvaret.
BLABa16 Transport av radionuklider i gasfas	Behandlas i ett separat förenklat fall.

BRT

Tabell F-7. Interna processer i BRT och hantering i SR-PSU.

Process	Hantering
BRTBa01 Värmetransport	Hanteras som randvillkor.
BRTBa02 Fasförändringar/frysning	Betong: Antas spricka under permafrost. Makadam: Påverkas inte av frysning.
BRTBa03 Vattenupptag och transport under omättade förhållanden	Antas ske snabbt.
BRTBa04 Vattentransport under mättade förhållanden	Inkluderad i den hydrologiska modelleringen av SFR.
BRTBa05 Gastransport/upplösning	Försummas eftersom alla gaser som bildas i avfallsformen och avfallsbehållarna kan antas transporteras ut från förvarsutrymmet till geosfären utan att ett stort tryck byggs upp.
BRTBa06 Mekaniska processer	Försummas eftersom nedfallande stenblock från tak och väggar inte förväntas påverka funktionen. Ingen hänsyn tas till betongens hydrauliska prestanda.
BRTBa07 Advektion och dispersion	Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport.
BRTBa08 Diffusion	Försummas eftersom fullständigt blandade förhållanden antas i säkerhetsanalysen, med advektionsdominerande förhållanden.
BRTBa09 Sorption	Inkluderad i modelleringen av radionuklidtransport.
BRTBa10 Kolloidstabilitet, transport och filtrering	Låga koncentrationer av kolloider förväntas för cementbaserade förhållanden i barriärerna och därmed har inverkan av kolloider på radionuklidtransport försummats i huvudscenariot.
BRTBa11 Betongdegradering	Utvärderas med en reaktiv transportmodell. Antas vara analog med BMA.
BRTBa12 Speciering och reaktioner i vattenlösning	Inkluderad som en del i analysen av sorption.
BRTBa13 Mikrobiella processer	Processen kan försummas under perioden med högt pH.
BRTBa14 Metallkorrosion	Inkluderad i analysen av sprickbildning i betong, uppbyggnad av gasfas som leder till att tryck byggs upp och bestämning av redoxförhållanden.
BRTBa15 Gasbildning	Inkluderad i analysen av sprickbildning i betong, uppbyggnad av gasfas som leder till att tryck byggs upp och bestämning av redoxförhållanden.
BRTBa16 Radionuklidspeciering	Inkluderad i radionuklidtransport i vattenfas.
BRTBa17 Transport av radionuklider i vattenfas	Inkluderad i radionuklidtransportmodellen för hela förvaret.
BRTBa18 Transport av radionuklider i gasfas	Behandlas i ett separat förenklat fall.

Pluggar och andra förslutningskomponenter

Tabell F-8. Interna processer i pluggar och andra förslutningskomponenter och hantering i SR-PSU.

Process	Hantering
Pg01 Värmetransport	Hanteras som randvillkor.
Pg02 Fasförändringar/frysning	Betong: Antas spricka under permafrost. Krossat berg: Påverkas inte av frysning. Bentonit: Analys av frysningssekvens, med islinsbildning.
Pg03 Vattenupptag och transport under omättade förhållanden	Modellering av vattenmättnadsprocessen.
Pg04 Vattentransport under mättade förhållanden	Känslighetsstudier för att bedöma betydelsen av långsiktig pluggdegradering.
Pg05 Gastransport/upplösning	Analys av betydelsen av gastryck för pluggarnas mekaniska integritet.
Pg06 Kanalbildning/erosion	Analys av massförlust av bentonit.
Pg07 Mekaniska processer	Analys av: Svällning och homogenisering av pluggarna, interaktion mellan bentonitpluggar och degraderade betongpluggar, interaktion mellan bentonitpluggar och övergångsområden och återfyllnadsmaterial, effekter av tomumsområden, effekter av massförluster.
Pg08 Advektion och dispersion	Utvärderas utifrån modelleringen av förvarets hydrauliska funktion.
Pg09 Diffusion	Försummas eftersom det diffusiva motståndet kan förväntas vara högre i pluggarna än i deras omgivning.
Pg10 Sorption (inklusive jonbyte av viktiga joner)	Försummas eftersom det förväntas att lösta ämnen inte kommer att transporteras till pluggarna vare sig genom advektion eller diffusion.
Pg11 Omvandling av föroreningar i bentonit	Försummas eftersom det diffusiva motståndet kan förväntas vara högre i pluggarna än i deras omgivning.
Pg12 Upplösning, utfällning, omkristallisering och igensättning i återfyllnadsmaterial	Försummas eftersom processen kommer att ha mycket begränsad eller ingen påverkan alls på förvarets funktion.
Pg13 Speciering och reaktioner i vattenlösning	Försummas för pluggarna eftersom motståndet mot transport av reaktanter kan förväntas vara högre i pluggarna än i deras omgivning. För andra förslutningskomponenter kommer processen att ha mycket begränsad eller ingen påverkan alls på förvarets funktion.
Pg14 Osmos	Baserat på det beräknade hydrauliska motståndet i pluggarna försummas processen.
Pg15 Montmorillonitomvandling	Processen försummas, baserat på det höga motståndet mot transport av reaktanter i pluggarna.
Pg16 Montmorillonitkolloidfrigörelse	Ca-koncentrationen från cement är tillräcklig för att undertrycka denna process.
Pg17 Mikrobiella processer	Försummas eftersom processerna kommer att ha mycket begränsad eller ingen påverkan alls på förvarets funktion.
Pg18 Nedbrytning av bergbultar, armeringsjärn och betong	Själva degraderingsprocessen försummas. Konsekvenserna hanteras i Pg07.
Pg19 Radionuklidspeciering	Försummas eftersom det förväntas att lösta ämnen inte kommer att transporteras till pluggar vare sig genom advektion eller diffusion.
Pg20 Transport av radionuklider i vattenfas	Indirekt via den hydrologiska modellen.
Pg21 Transport av radionuklider i gasfas	Irrelevant.

Geosfären

Tabell F-9. Interna processer i geosfären och hantering i SR-PSU. Processerna Ge08 och Ge18 har uteslutits (sammanslagna med andra processer).

Process	Hantering
Ge01 Värmetransport	Värmeflödet från den djupa geosfären representeras explicit i modelleringen av permafrost-utveckling i Forsmark.
Ge02 Frysning	Modelleras med den kopplade klimatmodellen och den tvådimensionella permafrostmodellen. Beaktas i beräkningarna av radionuklidtransport.
Ge03 Grundvattenflöde	Grundvattenflödet under mättade förhållanden modelleras. Jämn grundvattendensitet (det vill säga inte densitetdrivet flöde) antas vid alla tidpunkter och även i permafrostmodelleringen.
Ge04 Gasflöde/upplösning	Gasströmningen är snabb jämfört med grundvattenflödet och därmed försummas gaslösning. Gastransport hanteras i Ge24. Naturliga (geotermiska) gaser från den djupa geosfären förväntas inte vid dessa ytliga höjningar.
Ge05 Deformation i intakt berg	Termomekaniska effekter som förväntas under de periglaciala och glaciala klimattillstånden försummas under analysperioden. Deformation i intakt berg till följd av utgrävningar är inkluderad i stabilitetsmodelleringen.
Ge06 Förskjutningar längs befintliga sprickor	Försummas i modelleringen av grundvattenflöde. Inverkan på sprickgeometri är försumbar jämfört med den övergripande osäkerheten och förenklingarna av spricknätverket i modellerna. Sprickförskjutning är en del av de stabilitetsmodelleringar som utförs.
Ge07 Sprickbildning	Försummas. Modellerna antar ett elastiskt bergblocksmaterial. De befintliga sprickorna antas dominera grundvattenflödet.
Ge09 Erosion/sedimentation i sprickor	Obetydlig inverkan i tempererat och periglacialt klimattillstånd jämfört med processerna under perioder med glacialt klimattillstånd.
Ge10 Advektiv transport/blandning av lösta ämnen	Advektiv transport hanteras i SR-PSU. Det inkluderas i modelleringen, både explicit i transportekvationerna för radionuklider och indirekt genom endimensionell strömlinjemodellering av utvecklingen av grundvattnets sammansättning.
Ge11 Diffusiv transport i bergmassan	Diffusivt utbyte mellan flödesvägen och det omgivande stillastående vattnet ingår i ekvationerna i modellerna.
Ge12 Speciering och sorption	Kd-data med osäkerhetsintervall antas vara approximativt giltiga, eller konservativa, för grundvattnets sammansättningsintervall på platsen. Olika Kd-värden ges för olika specieringar som en följd av olika redoxpotentialintervall. De mest konservativa värdena väljs.
Ge13 Reaktioner grundvatten/bergmatris	Bedöms inte leda till betydande förändringar i bergmatrisens porositet eller mineralogiska miljö. Beaktas indirekt genom användning av jämviktade grundvattensammansättningar i ämnestransportmodelleringen. Ödet för mineraler i bergmatrisen analyseras inte i SR-PSU.
Ge14 Upplösning/utfällning av sprickfyllningsmaterial	Tas inte hänsyn till i radionuklidtransportmodellering. Inkluderad i den termodynamiska analysen av grundvattnets sammansättning.
Ge15 Mikrobiella processer	Efter förslutning förväntas den mikrobiella populationen förbruka syre vilket leder till anaeroba förhållanden. Den mikrobiella aktiviteten anses vara begränsad (ogästvänliga förhållanden, högt pH, låga mängder av löst organiskt material i geosfären) och ha en försumbar inverkan på radionuklidtransport.
Ge16 Nedbrytning av kringgjutningsbruk	Nedbrytning av kringgjutningsbruk kan påverka grundvattnets pH. Mängden cement i avfallet och barriärsystemet överstiger dock kraftigt mängden i kringgjutningsbruket. Därmed anses kringgjutningsbruket ha en försumbar inverkan.
Ge17 Kolloidala processer	Låga koncentrationer av kolloider förväntas. Därmed har inverkan av kolloider på radionuklidtransport försummats i huvudscenariot.
Ge1 Bildning av metanis	Försummas. Ogynnsamma förhållanden för bildning av metanis, vilken därför inte förväntas förekomma.
Ge20 Saltutfrysning	Försummas. Inget densitetdrivet flöde, låga initiala salthalter på grundare djup än 200 m, kommer sannolikt inte att induceras.
Ge21 Jordströmmar	Jordströmmar (till exempel från elektrokemiska reaktioner) försummas. Ytkonduktivitetseffekter beaktas indirekt i bedömningen av platsspecifika diffusiviteter. Och det finns inga malmkroppar i området (det vill säga inget potentiellt elektriskt ledande innehåll).
Ge22 Speciering av radionuklider	Pessimistiskt val av parametrar, analys av känslighetsfall.
Ge23 Transport av radionuklider i vattenfas	Inkluderad i radionuklidtransportmodelleringen. I vissa beräkningsfall beaktas inte transportmotståndet i geosfären.
Ge24 Transport av radionuklider i gasfas	Gasen (främst till följd av korrosion av stål i avfallet) antas läcka ut genom geosfären utan fördröjning och utan att orsaka skada.

Biosfären

Tabell F-10. Processerna i biosfären och hanteringen i SR-PSU. Biosfärsmodelleringen innefattar ett antal olika modelleringsaktiviteter. Radionuklidmodellen (som beskrivs i kapitel 8) omfattar både radionuklidtransportmodellering och dosberäkningar. Hydrologisk modellering, landskapsmodellering och beräkningar av parametervärden är stödjande aktiviteter i radionuklidmodelleringen. Processerna Bio11, Bio20, Bio23, Bio44 och Bio46 har uteslutits eftersom dessa inte är viktiga att beakta för ett låg- och medelaktivt avfallsförvar beläget i berggrunden i Forsmark och således inte behöver ingå i säkerhetsanalysen (SKB 2013c, 2014b).

Process	Hantering
Bio01 Bioturbation	Bioturbation ingår i radionuklidtransportmodellen, både i jordbrukssystem där radionuklidinventarier från de övre regolitlagren initialt blir blandade i ett biologiskt aktivt odlingsskikt, och i parametervärden för bioturbationsdjup som används för att definiera det övre regolitlagret i akvatiska ekosystem.
Bio02 Konsumtion	Konsumtion ingår i radionuklidtransportmodellen och påverkar flödet från organismer till regolitlager i den akvatiska och terrestra delen av radionuklidtransportmodellen. Konsumtion beaktas även i dosberäkningar för människor och andra organismer. Igenväxning (en funktion för produktion av biomassa som påverkas indirekt av konsumtion, död och nedbrytning) i grunda vikar och sjöar beskrivs i landskapsutvecklingsmodellen.
Bio03 Död	Död ingår i radionuklidtransportmodellen och påverkar flödet från organismer till regolitlager i den akvatiska och terrestra delen av radionuklidtransportmodellen. Igenväxning av grunda vikar och sjöar påverkas av tillförsel av dött material, och därmed ingår processen död även i landskapsutvecklingsmodellen.
Bio04 Nedbrytning	Nedbrytning av organiskt material ingår i alla organiska regolitlager i radionuklidtransportmodellen där flödet från organiska till oorganiska reservoarer (mineralisering) modelleras.
Bio05 Exkretion	Exkretion påverkar flödet från organismer till regolitlager i den akvatiska och terrestra delen av radionuklidtransportmodellen. Exkretion beaktas också i beräkningen av parametervärden för radionuklidtransportmodellen. Parametervärden som är förknippade med upptag och exkretion av organismer (CR-värden och exkretion eller upptag av CO_2) är i hög grad baserade på platsdata och därmed antas effekterna av exkretion indirekt ingå i parametervärdena.
Bio06 Födotillgång	Födotillgång (mängden tillgänglig föda) beaktas i dosberäkningarna. Miljöer som tillhandahåller föda, såsom jordbruksmark, våtmarker och sjöar, identifieras i landskapsutvecklingsmodellen och aktivitetskoncentrationer i födan beräknas med resultaten från radionuklidtransportmodellen.
Bio07 Tillväxt	Tillväxt beaktas i radionuklidmodellen genom användning av landskapsparametrar, där tillväxt av vass är det första steget i igenväxningen av sjöar och grunda vikar. Tillväxt av primärproducenter beaktas också i parametern *washoffCoeff* i radionuklidmodellen, som beskriver minskningen (utspädningen) av uppfångade ämnen till följd av processer som tillväxt.
Bio08 Habitattillgång	Den tillgängliga habitattillgången (levnadsmiljön) inom biosfärsobjekt beaktas i dosberäkningarna för människor och andra organismer. Tillgången på habitattillgång beaktas i radionuklidtransportmodellen genom att tillämpa landskapsparametrar (där olika habitat modelleras) och ekosystemparametrar (t ex biomassa och produktion som är beroende av olika typer av habitat).
Bio09 Intrång	En intrångsbrunn som borras in i förvaret ingår i ett särskilt beräkningsfall, där intag av brunnsvatten och dos från användning av brunnsvatten för bevattning ingår i dosberäkningarna.
Bio10 Materialtillgång	Materialtillgång är den mängd material som är tillgänglig för mänskligt nyttjande för andra ändamål än föda. Detta beaktas i dosberäkningarna där torv används som biobränsle och tång och spillning som gödningsmedel.
Bio12 Partikelutsläpp/infångning	Partikelutsläpp/infångning ingår i radionuklidtransportmodelleringen och påverkar flödet från organismer till regolitlager i den akvatiska och terrestra delen av modellen. Det partikulära innehållet i ytvatten och atmosfären beaktas i radionuklidmodellen genom användning av parametrar som beskriver vattnets och atmosfärens sammansättning vilket påverkas av partikelutsläpp/infångning från/ av organismer.
Bio13 Primärproduktion	Primärproduktion, det vill säga fixering av kol, ingår i radionuklidtransportmodellen som upptag i växter. Nettoprimärproduktion driver även förnarespiration och produktion av förna, det vill säga transport från primärproducenter till regolitlager i radionuklidtransportmodellen. Primärproduktionen ingår i landskapsmodelleringen och i ekosystemparameterberäkningar av produktionen av tillgänglig föda från olika ekosystem.
Bio14 Stimulering/inhibering	Organismer kan stimulera eller inhibera (hämma) varandra och därmed påverka varandras biomassa och produktion. Stimulering/inhibering ingår i de ekosystemparametervärden som används i radionuklidtransportmodellen, exempelvis är biomassa och produktionsvärden baserade på platsdata där effekten av stimulering/inhibering indirekt ingår.

Process	Hantering
Bio15 Upptag	I akvatiska ekosystem i radionuklidtransportmodellen ingår växtupptag av lösta radionuklider från det omgivande vattnet i. I terrestra ekosystem i radionuklidmodellen ingår växtupptag av radionuklider från de övre regolitlagren (rotupptag) och från trädkronorna (genom löven). Upptag av radionuklider modelleras genom att använda elementspecifika CR-värden. Parametrar i radionuklidmodellen som påverkas av upptag och exkretion av organismer, baseras i hög grad på platsdata och inkluderar därmed indirekt även dessa processer. Dessutom beaktas upptag av radionuklider i vatten för både människor och andra organismer i dosberäkningarna.
Bio16 Antropogena utsläpp	Antropogena utsläpp ingår i radionuklidtransportmodellen som en överföring från myrar till jordbruksmark genom gödsling med organiska gödningsmedel som härstammar från hö från myrar och genom bevattning med brunnsvatten som innehåller radionuklider.
Bio17 Materialanvändning	Användning av spillning och tång för gödsling beaktas i radionuklidtransportmodellen. Förbränning av biomassa (torv och trä) för uppvärmning ingår i dosberäkningar för människor.
Bio18 Utrotning och tillförsel av arter	Tillförsel av arter beaktas i dosberäkningarna. När våtmarker omvandlas till jordbruksmark introduceras grödor i biosfärsobjekten. Dessutom, för att överväga flera exponeringsvägar för människor från akvatiska ekosystem än i dagens Forsmark antas det att kräftor introduceras i området, trots att sjöarna inte är optimala kräftlokaler.
Bio19 Vattenanvändning	Vattenanvändning syftar till människors användning av vatten för andra ändamål än dricksvatten (vilket ingår i upptag). Bevattning av ett trädgårdsland ingår i radionuklidtransportmodellen och dosberäkningarna.
Bio21 Kompaktering	Kompaktering av regolitlager när myren dräneras ingår i radionuklidtransportmodellen.
Bio22 Elementtillgång	Elementtillgång är inte explicit modellerat i radionuklidtransportmodellen, men beaktas genom användning av parametervärden, exempelvis genom att elementtillgång påverkar biomassa och produktionsparametrar såväl som platsspecifika Kd- och CR-värden.
Bio24 Fasövergångar	Fasövergångar beaktas i radionuklidtransportmodellen i utbytet över gränsytan mellan luft och vatten.
Bio25 Förändringar i fysikaliska egenskaper	Förändringar i fysikaliska egenskaper beaktas i radionuklidtransportmodellen för regolit när våtmark dräneras och odlas. I akvatiska ekosystem förändras sedimentens egenskaper när marina bassänger omvandlas till sjöar.
Bio26 Kemiska reaktioner	Kemiska reaktioner leder till överföring av radionuklider från ett medium till ett annat i radionuklidtransportmodellen. Jämviktskoncentrationskvoten mellan fasta och flytande faser (Kd) och koncentrationskvoten mellan organismer och deras omgivande medium (CR) inkluderar resultatet av kemiska reaktioner. Jämvikt för CO_2/HCO_3 och H_2CO_3 ingår explicit i radionuklidtransportmodellen för att uppskatta överföring av kol-14 till atmosfären.
Bio27 Sorption/desorption	Sorption/desorption leder till överföring av radionuklider från ett medium till ett annat i radionuklidmodellen. Sorption/desorption ingår genom användning av ekosystemspecifika parametrar (Kd-värden). Sorption/desorption beaktas också i dosberäkningarna för människor (till exempel sorption till huden) och andra organismer genom användning av CR-värden som tar hänsyn till sorption av radionuklider.
Bio28 Vattentillgång	Vattentillgången beaktas i dosberäkningarna. Sjöar och vattendrag som kan användas som vattenresurs modelleras med avseende på läge och volymer i landskapsutvecklingsmodellen. Hydrologiska modeller utvärderar om ytvattenkällorna i landskapsutvecklingsmodellen är tillräckligt stora för människors behov och utvärderar möjliga brunnslokaliseringar som senare används i den hydrogeologiska modelleringen.
Bio29 Vittring	Vittring beaktas vid beräkning av parametervärden som används i radionuklidtransportmodellen. Den höga koncentrationen av löst oorganiskt kol (dissolved inorganic carbon DIC) i våtmark och i regolitlagren är till stor del en följd av kemisk vittring av kalcit. Eftersom de parametervärden som används för DIC-koncentrationer är baserade på platsdata ingår vittring indirekt. Vittring kan också påverka sorptions-/desorptionsprocesser och därmed påverka de empiriska K_d-värdena.
Bio30 Vind	Vind ingår i de landskaps- och ekosystemparametrar som används i radionuklidtransportmodellen, exempelvis är fetch (bestäms av bl.a. vind) en faktor som bestämmer var ackumulationen av glacial och postglacial lera inträffar.
Bio31 Acceleration	Acceleration ingår i radionuklidtransportmodellen genom användning av hydrologiska parametervärden. I marina bassänger modelleras vattnets uppehållstid baserat på batymetrin i bassängerna vid olika tidpunkter, vilket påverkar hastigheten av vattenomsättningen.
Bio32 Konvektion	Konvektiv transport modelleras i radionuklidtransportmodellen och beaktas också i flera av de underliggande modellerna som resulterar i parametervärden som används i radionuklidmodellen, exempelvis merparten av de hydrologiska parametrar som beskriver vattenflöden mellan regolitlager.

Process	Hantering
Bio33 Täckning	Täckning ingår i radionuklidtransportmodellen i övergången från sjö till våtmark (igenväxning). Effekten av täckning betraktas också i flera av de underliggande modellerna som resulterar i parametervärden för radionuklidmodellen, det vill säga landskapsmodellering, hydrologisk modellering och parameterisering av ekosystem (exempelvis i parametrar som är beroende av perioden av istäckning).
Bio34 Deposition	Deposition omfattar både sedimentation och nederbörd. Transport av radionuklider i sediment via sedimentation ingår i radionuklidtransportmodellen. Effekten av sedimentation på successionen i landskapet ingår i landskapsmodelleringen, och effekten av nederbörd på vattenflöden ingår i den hydrologiska modelleringen.
Bio35 Export	Export ingår i radionuklidtransportmodellen som flöden ut ur biosfärsobjektet via vatten och luft. Export beaktas också i underliggande modeller (landskapsmodelleringen och hydrologiska modelleringen).
Bio36 Import	Import ingår i radionuklidtransportmodelleringen som flöden in i biosfärsobjektet via vatten och gas. Import beaktas också i underliggande modeller (landskapsutvecklingsmodelleringen och hydrologiska modelleringen).
Bio37 Interception	Effekten av radionuklidretention på bladytor till följd av uppfångat bevattningsvatten ingår i radionuklidtransportmodellen. Interception beaktas också i den hydrologiska modelleringen.
Bio38 Omlokalisering	Omlokalisering av organiskt material via gödsling ingår i radionuklidtransportmodellen. I landskapsmodelleringen ingår omlokalisering av sediment i marina bassänger.
Bio39 Resuspension	Resuspension av radionuklider från övre sediment till vatten ingår i radionuklidtransportmodellen. Resuspension ingår också i landskapsmodelleringen.
Bio40 Vattenmättnad	Vattenmättnad ingår i radionuklidtransportmodellen genom användning av ekosystemparametrar för jordbruksjord (myrar och akvatiska ekosystem antas vara mättade). Vattenmättnad beaktas också i den hydrologiska modelleringen och i landskapsmodelleringen.
Bio41 Radioaktivt sönderfall	Radioaktivt sönderfall och inväxt av dotternuklider ingår i alla delar av radionuklidtransportmodellen.
Bio42 Exponering	Exponering av människor beaktas i dosberäkningarna genom en uppsättning av exponeringsvägar som inkluderar både yttre och inre exponering. Aktivitetskoncentrationer i födoämnen och i omgivande medier som modellerats i radionuklidtransportmodellen används för att beräkna exponeringen. Dosberäkningar för andra organismer beaktas också och beräknas utifrån aktivitetskoncentrationer i omgivande medier.
Bio43 Värmelagring	Värmelagring ingår inte i radionuklidtransportmodellen, men beaktas genom användning av platsspecifika ekosystemparametrar för akvatiska ekosystem och för myrar. Värmelagring dämpar effekten av stora temperatursvängningar i luften och påverkar exempelvis förekomsten av olika typer av organismer.
Bio45 Ljusrelaterade processer	Nettoprimärproduktion är beroende av tillgång på ljus och eftersom ekosystemparametervärdena för primärproduktion (som används i radionuklidtransportmodellen) är baserade på platsdata, beaktas effekterna av ljusrelaterade processer.
Bio47 Radionuklidutsläpp	Radionuklidutsläpp beaktas i radionuklidtransportmodellen. Det modellerade utsläppet från förvaret antas komma in i biosfären via geosfären.
Bio48 Förändring i bergytans läge	Förändring i bergytans läge i kombination med att havsnivån förändras driver strandlinjeförskjutningen. Detta beaktas i landskapsmodelleringen, och därmed i parametrarna för radionuklidtransportmodellen (exempelvis förändrade geometrier för varje tidpunkt i modellen). Förändring i bergytans läge beaktas också i den hydrologiska modelleringen.
Bio49 Havsnivåförändring	Förändring i havsnivå i kombination med förändring i bergytans läge driver strandlinjeförskjutningen. Detta beaktas i landskapsmodelleringen och den hydrologiska modelleringen, och resulterar i parametervärden för radionuklidtransportmodellen, förändrade geometrier för varje tidpunkt i modellen och starten och slutet på sjöisolering). Förändring i bergytans läge beaktas också i den hydrologiska modelleringen.
Bio50 Trösklar	Förekomsten av och de geografiska lägena för topografiska trösklar tas med i landskapsmodelleringen, vilket resulterar i parametervärden som beskriver tidpunkten för sjöisolering och platser för marina bassänger och sjöar. Trösklar ingår också i den hydrologiska modelleringen.

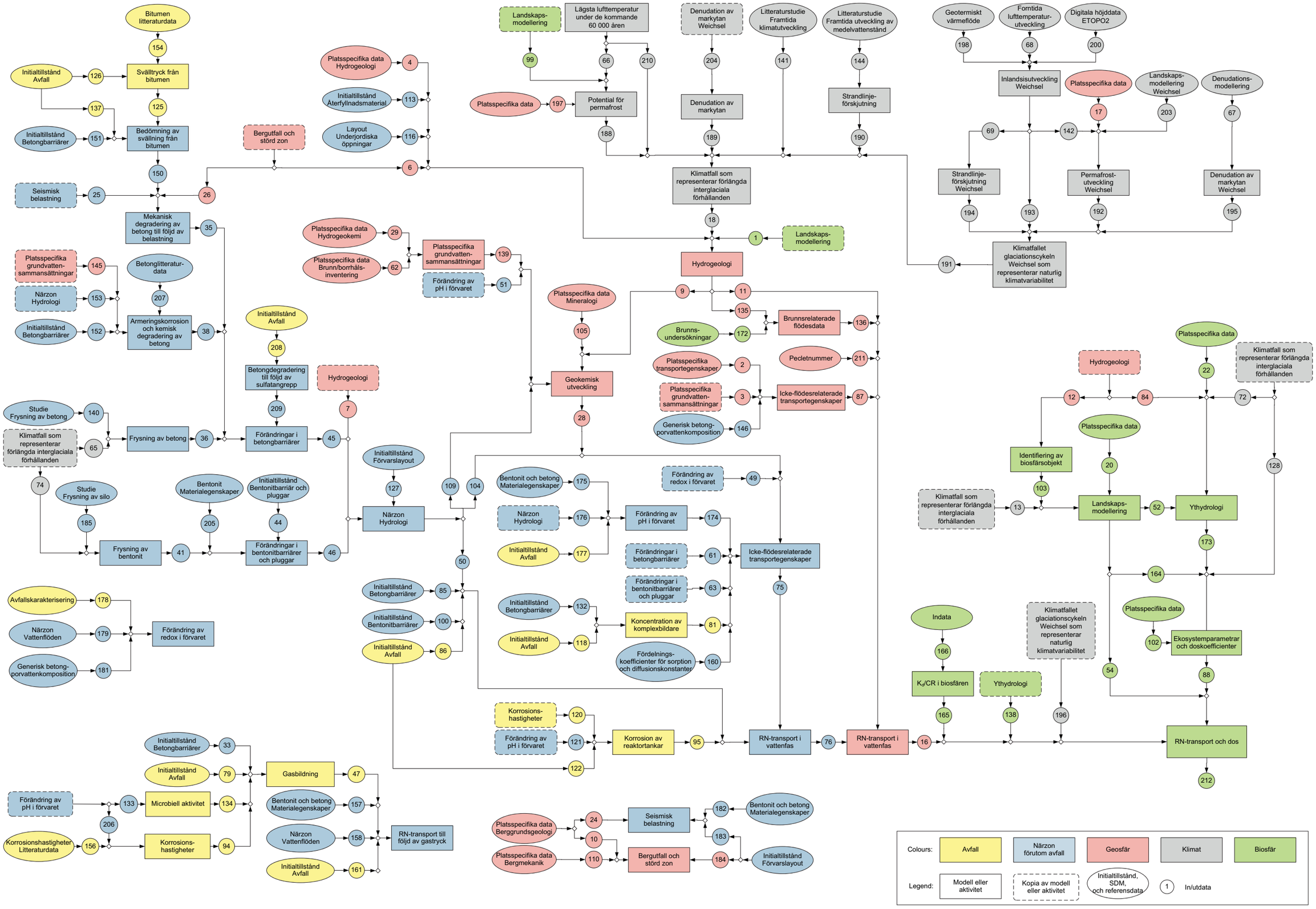
Tabell F-11. Analysaktiviteter inom SR-PSU, processer som ingår i analysaktiviteterna, underlagsrapporter och datorprogram.

Analysaktivitet	Processer som ingår i analysaktiviteten (se föregående tabeller)	Avsnitt i denna rapport eller referens till var analysaktiviteten beskrivs	Underlagsrapporter	Verktyg/Program	Indata från koppling nr * (se, AMF)
Analysaktiviteter avseende avfallet					
Svälltryck från bitumen	WM16	**Data/Indatarapport**	–	Bedömning	126, 154
Koncentration av komplexbildare	WM03, 12 15, 21 Pa08, 15 BMABa09, 18 BTFBa09, 17 SiBa10 SiBa25	6.3.7, 8/9	Keith-Roach et al. 2014	Analytisk lösning	118, 132
Korrosionshastigheter	WM18, 19 Pa12, 13 BMABA15, 16 BTFBa14, 15 SiBa22, SiBa23 BRTBa14, 15	6.3.7	**Datarapporten**	Litteraturgenomgång	156, 206
Korrosion av reaktortankar	WM18 21 BRTBa17	8/9	**Radionuklidtransportrapporten**	Ecolego	120, 121, 122
Mikrobiell aktivitet	WM17, Pa11, BMABa14, BTFBa13, SiBa20, BLABa12, BRTBa13 Pg17	6.3.7	–	Bedömning	133
Gasbildning	WM19, Pa13, BMABa16, BTFBa15, SiBa23	6.3.7	Moreno och Neretnieks 2013	Analytisk lösning	33, 79, 94, 134
Analysaktiviteter avseende närzonen exklusive avfall					
Bedömning av svällning från bitumen	WM09, WM16, Pa05, BMABa06, SiBa07	6.3.7	von Schenck och Bultmark 2014	Comsol-Multiphysics	125, 137, 151
Betongdegradering till följd av sulfatangrepp	WM14, Pa10, BMABa12, BTFBa11, SiBa13, BRTBa11	6.3.8	–	Bedömning	208
Förändringar i bentonitbarriärer och pluggar	SiBa02, Pg02	6.3.8, 6.4.8, 6.5.8	–	Bedömning	41, 44, 205
Förändringar i betongbarriärer	Se föregående aktiviteter i AMF-schemat	6.3.8, 6.4.8, 6.5.8	–	Bedömning	35, 36, 38, 209
Förändring av pH i förvaret	WM08, 15, 18, Pa04, 12 BMABa04, 15 BTFBa04, 14 SiBa04 22	6.3.7, 6.4.7	Cronstrand 2014	PhreeqC	175, 176, 177
Förändring av redox i förvaret	WM15, 17, 18, 19 Pa12, Pa13 BMABa14, 15, 16 BTFBa13, 14, 15 SiSiBa22, SiBa23	6.3.7, 6.4.7, 6.5.7	Duro et al. 2012	PhreeqC	178, 179, 181
Frysning av bentonit	SiBa02 Pg02	6.5.8	–	Bedömning	74, 185
Frysning av betong	WM06, 09, 10, 21 Pa02, 05, 15 BMABa02, 18 BTFBa02, 17, SiBa02, 25, BRTBa02 ,17	6.5.8	Thorsell 2013	Bedömning	65, 140
Mekanisk degradering av betong till följd av belastning	Se föregående analysaktivitet i AMF-schemat	6.3.3	–	Bedömning	25, 26, 150
Hydrologi	BMABa04, BTFBa04, SiBa04, BLABa04 BRTBa04	6.3.5, 6.4.5, 6.6.5	Abarca et al. 2013	Comsol-Multiphysics	7, 45, 46, 127
Icke-flödesrelaterade transportegenskaper	Se föregående analysaktiviteter i AMF-schemat	**Datarapporten/ Indatarapporten**	–	Bedömning	28, 49, 61, 63, 81, 104, 160, 174

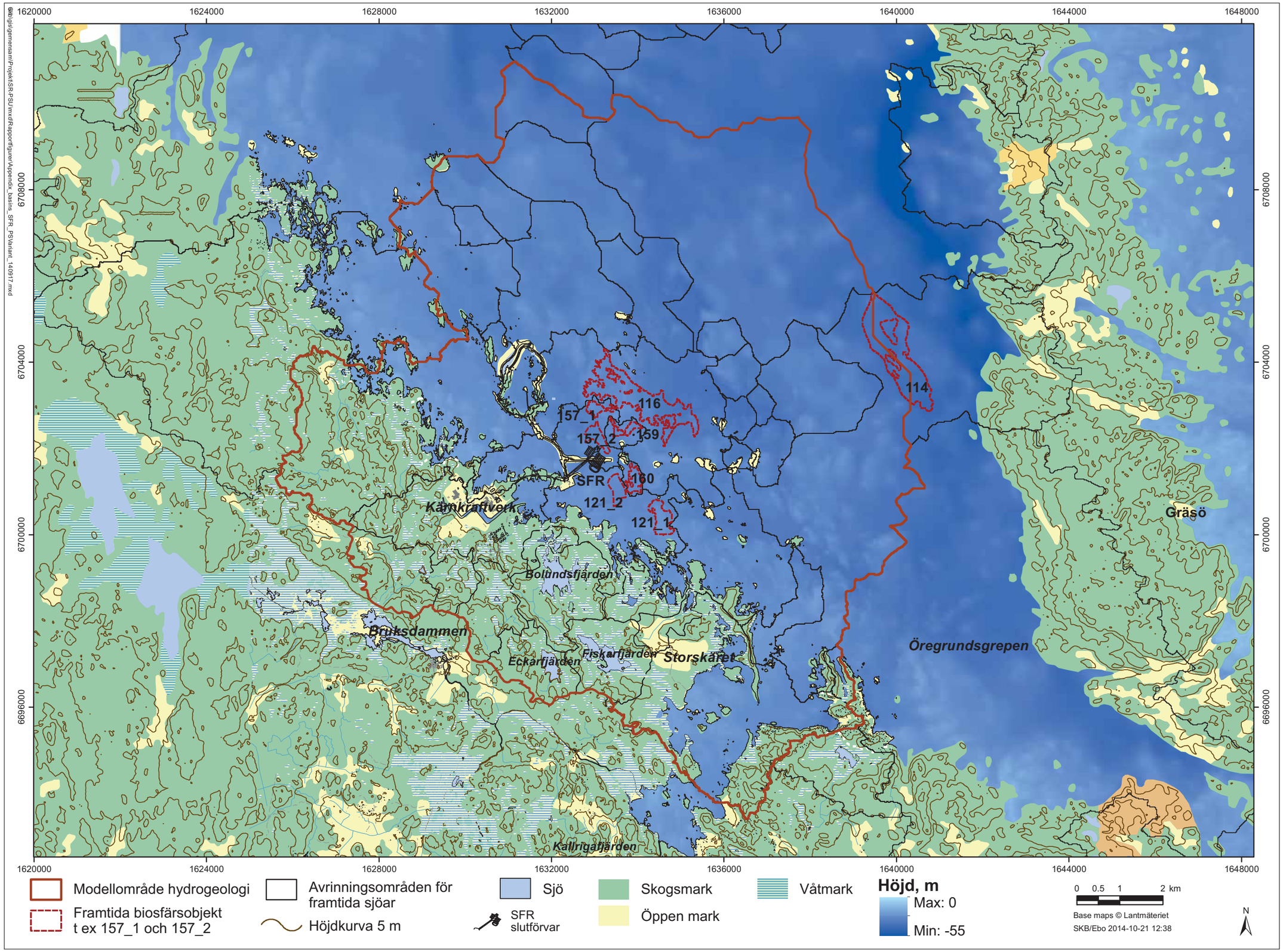
Analysaktivitet	Processer som ingår i analysaktiviteten (se föregående tabeller)	Avsnitt i denna rapport eller referens till var analys-aktiviteten beskrivs	Underlagsrapporter	Verktyg/Program	Indata från koppling nr * (se, AMF)
Armeringskorrosion och kemisk degra-dering av betong	Pa05, 06, 07, 10 BMABa06, 07, 08, 12 BTFBa06, 07, 08, 11 SiBa07, 08, 09 13	6.3.8, 6.4.8, 6.5.8	Höglund 2014	PHAST	145, 152, 153, 207
RN-transport till följd av gastryck	WM19, 22, Pa13, 16 BMABa19, BTFBa05, 15, 18, SiBa05, 23, 26	8/9	Moreno och Neret-nieks 2013	Analytiska lösning	47, 157, 158, 161
RN-transport i vattenfas	WM21, Pa15, BMABa18, BTFBa17, SiBa25, BLABa15, BRTBa17 (Dessa inkluderar delproces-ser WM01, WM10, WM11, WM12, WM20	8/9	**Radionuklid-transportrapporten**	Ecolego	50, 75, 85, 86 95, 100
Seismisk belastning	LSGe02	Bilaga D och 7/8	Georgiev, 2013 **FEP-rapporten**	ADINA	24, 182, 183
Analysaktiviteter avseende geosfären					
Geokemisk utveckling	Ge10, Ge11, Ge13 Ge14	6.3.6, 6.4.6, 6.5.6	Auqué et al. 2013, Román-Ross et al. 2014	Bedömning, FastReact	9, 51, 105, 109, 139
Hydrogeologi	Ge03	6.3.4, 6.4.4, 6.5.4	Odén et al. 2014	Darcy Tools	1, 4, 6, 18, 113, 116
Icke-flödesrelate-rade transport-egenskaper	Ge22, Ge12	Data/Indatarapport	Crawford 2013	Bedömning	2, 3, 146
RN-transport i vattenfas	Ge23 (omfattar del-processer)	8/9	**Radionuklid-transportrapporten**	Ecolego	11, 76, 87, 136, 211
Bergutfall och störd zon	Ge05, Ge06, Ge07	6.3.3	Mas Ivars et al. 2014	3DEC	10, 110, 184
Platsspecifika grundvatten-sammansättningar	Ge10	6.3.6, 6.4.6, 6.5.6	Auqué et al. 2013	Bedömning	29, 62
Brunnsrelaterade flödesdata	Ge03, Bio19, Bio28 Bio32	4.5.6, 6.3.1	Werner et al. 2013	Bedömning	135, 172
Analysaktiviteter avseende biosfären					
Identifiering av biosfärsobjekt	Bio48, Bio49, Bio50	8.2.3	**Biosfärssyntesrap-port**, Brydsten och Strömgren 2013	ArcGIS	12
Ekosystem-parametrar och doskoefficienter	Bio01, Bio02, Bio03, Bio04, Bio05, Bio06, Bio07, Bio08, Bio09, Bio10, Bio12, Bio13, Bio14, Bio15, Bio16, Bio17, Bio18, Bio19, Bio21, Bio22, Bio24, Bio25, Bio26, Bio28, Bio29, Bio30, Bio32, Bio33, Bio34, Bio37, Bio38, Bio39, Bio40, Bio41, Bio43 Bio45	4.5.3, 4.5.4, 4.5.5, 6.3.1, 6.4.1, 6.5.1, 8.2.3	Grolander 2013	Beräkningar av parametervärden för Ecolego-modell	102, 128, 164, 173
K_d /CR i biosfären	Bio05, Bio15, Bio22, Bio26, Bio27 Bio29	4.5.2, 8.3	Tröjbom et al. 2013	Beräkning av parametervärden för Ecolego-modell	166
Landskaps-modellering	Bio02, Bio03, Bio04, Bio06, Bio07, Bio08, Bio10, Bio13, Bio14, Bio22, Bio28, Bio30, Bio33, Bio34, Bio35, Bio36, Bio38, Bio39, Bio40, Bio48, Bio49 Bio50	4.5.1, 6.3.1, 6.4.1, 6.5.1, 8.2.3	**Biosfärens syntes-rapport,** Strömgren och Brydsten 2013, Brydsten och Strömgren 2013, Strömgren et al. 2013	ArcGIS	13, 20, 103

Analysaktivitet	Processer som ingår i analysaktiviteten (se föregående tabeller)	Avsnitt i denna rapport eller referens till var analys-aktiviteten beskrivs	Underlagsrapporter	Verktyg/Program	Indata från koppling nr * (se, AMF)
RN-transport och dos	Bio01, Bio02, Bio03, Bio04, Bio05, Bio06, Bio08, Bio09, Bio10, Bio12, Bio13, Bio15, Bio16, Bio17, Bio18, Bio19, Bio21, Bio24, Bio25, Bio26, Bio27, Bio28, Bio32, Bio33, Bio34, Bio35, Bio36, Bio37, Bio38, Bio39, Bio41, Bio42 Bio47	8.2.3	**Biosfärens syntesrapport, Radionuklid-transportrapporten,** Saetre et al. 2013	Ecolego	16, 54, 88, 138, 165, 196
Ythydrologi	Bio24, Bio25, Bio28, Bio31, Bio32, Bio33, Bio34, Bio35, Bio36, Bio37, Bio40, Bio48, Bio49 Bio50	4.5.2, 6.3.1, 6.4.1, 6.5.1, 8.2.3	Werner et al. 2013	MIKE SHE	22, 52, 72, 84
Analysaktiviteter avseende klimatet					
Klimatfall som representerar förlängda interglaciala förhållanden	Bio49, Ge01, Ge02, Ge03, Ge09, Externa processer, se **Klimat-rapporten**	6.2	Brandefelt et al. 2013, **Klimat-rapporten**	Bedömning baserad på CCSM4, LOVECLIM, GIA-modell och 2D-permafrost-modell och litteraturgenom-gångar	141, 188, 189, 190, 191, 210
Lägsta luft-temperatur under de kommande 60 000 åren	Externa processer, se **Klimatrapporten**	6.2	Brandefelt et al. 2013, **Klimat-rapporten**	Bedömning baserad på CCSM4, LOVECLIM och litteraturgenom-gångar	Ingen
Potential för permafrost	Ge01, Ge02, Ge03, Ge09, Externa processer, se **Klimatrapporten**	6.2	Brandefelt et al. 2013, **Klimat-rapporten**	Bedömning baseras på CCSM4, LOVECLIM, 2D-permafrost-modell och litteraturgenom-gångar	66, 99, 197
Strandlinje-förskjutning	Bio49, Externa processer, se **Klimatrapporten**	6.2	**Klimatrapporten**	GIA-modell	144
Denudation av markytan	Externa processer, se **Klimatrapport**	6.2	**Klimatrapporten**	Bedömning	204
Klimatfallet glaciationscykeln Weichsel som representerar naturlig klimatvariabilitet	Bio49, Ge01, Ge02, Ge03, Ge09, Externa processer, se **Klimat-rapporten**	**Klimatrapporten**	Helmens 2013, Wohlfarth 2013, **Klimatrapporten**	Bedömning baserad på GIA-modell, 2D-permafrostmodell, paleo-proxydata och litteraturgenomgångar	192, 193, 194, 195
Inlandsisutveckling (Weichsel)	Externa processer, se **Klimatrapporten**	**Klimatrapporten**	**Klimatrapporten**	UMISM	68, 198, 200
Permafrost-utveckling (Weichsel)	Ge01, Ge02, Ge03, Ge09, Externa processer, se **Klimatrapporten**	**Klimatrapporten**	**Klimatrapporten**	Bedömning baserad på CCSM4, LOVECLIM och litteraturgenom-gångar	17, 142, 203
Strandlinje-förskjutning (Weichsel)	Bio49, Externa processer, se **Klimatrapport**	**Klimatrapporten**	**Klimatrapporten**	GIA-modell	69
Denudation av markytan (Weichsel)	Externa processer, se **Klimatrapporten**	**Klimatrapporten**	**Klimatrapporten**	Bedömning	67

* Vissa siffror saknas, till följd av att AMF-schemat har modifierats under arbetets gång.



Senast sparad: 150828


©SKB\gisgemensam\Projekt\SR-PSU\mxd\Rapportfigurer\Appendix_basins_SFR_PSVariant_140917.mxd
1620000
1624000
1628000
1632000
1636000
1640000
1644000
1648000
6708000
6704000
6700000
6696000
157_1
157_2
116
159
160
121_2
121_1
114
SFR
Kärnkraftverk
Bolundsfjärden
Bruksdammen
Eckarfjärden
Fiskarfjärden
Storskäret
Öregrundsgrepen
Gräsö
Kallrigafjärden
Modellområde hydrogeologi
Framtida biosfärsobjekt
t ex 157_1 och 157_2
Avrinningsområden för framtida sjöar
Höjdkurva 5 m
Sjö
SFR slutförvar
Skogsmark
Öppen mark
Våtmark
Höjd, m
Max: 0
Min: -55
0 0.5 1 2 km
Base maps © Lantmäteriet
SKB/Ebo 2014-10-21 12:38
N

Bilaga I

Krav på pH och den maximala mängden cellulosa i SFR-förvaret

I1 Inverkan av gasformigt ^{14}C utsläpp

Organiskt material som finns i avfallet kan brytas ned genom mikrobiell aktivitet och under dessa processer kan bland annat vätgas, metan och koldioxid bildas som gasformiga produkter (**Processrapport avfall**). Av dessa kan koldioxid och metan innehålla ^{14}C. Gaser som bildas i SFR kommer initialt att lösas i vattnet i överensstämmelse med deras löslighetsjämvikter. Om lösligheten för gasen överskrids kan bubblor bildas och skapa en gasfas som kan främja transport av gasformiga radionuklider till biosfären. Merparten av $^{14}CO_2$ kommer att försvinna till följd av karbonatisering av cement som finns i närzonen. $^{14}CH_4$, å andra sidan, kan nå biosfären. För att undvika potentiell dos från $^{14}CH_4$, måste metanbildande mikroorganismer minimeras fram till dess att en väsentlig del av ^{14}C har avklingat. Det är inte möjligt att skapa och säkerställa en helt steril miljö i förvaret, därför måste förhållandena för metanbildning till följd av mikrobiella processer kontrolleras. Detta kan uppnås genom att säkerställa högt pH i förvarsutrymmen där ^{14}C är vanligt förekommande (BTF, BMA och silon) under en tillräckligt lång tidsperiod. Merparten av ^{14}C förekommer i jonbytarmassorna som karbonat och i mindre mängd som lågmolekylära organiska syror som är löst sorberat till jonbytarmassa via jon-joninteraktion. Till följd av hyperalkaliskt pH kommer alla sorberade ^{14}C-specier att bytas ut mot OH-grupper i jonbytarmassan och därmed frigöras till vattnet antingen som karbonat eller lågmolekylära organiska syror. Dessa skulle potentiellt kunna användas som kolkälla för mikrober. Eftersom pH i detta vatten antas vara hyperalkaliskt, det vill säga > 12,6, är det dock osannolikt att metanogener kommer att vara aktiva.

Metanogener återfinns i nästan alla anaeroba miljöer. De metanbildande mikroberna kan respirera över ett brett pH-intervall från 4 till 10, även om mikrobernas optimala pH i allmänhet varierar från 6 till 8 (se tillexempel Ferry (1993)). Det är inte troligt att metanogenes startar förrän pH har sjunkit till under hyperalkaliska värden (Ferry 1993). I en nyligen genomförd studie av Brazelton et al. (2013) observerades ökade cellmängder upp till ett pH på 12,6, vilket inte är vanligt eftersom mer extrema förhållanden vanligen resulterar i minskad aktivitet (Pedersen et al. 2004). Även om metanogener inte är aktiva vid dessa förhållanden tyder dessa nya rön på att fler mikrobiella studier i alkalisk miljö behövs. Kunskapen om så kallade alkalifiler är fortfarande mycket begränsad eftersom mycket få studier har genomförts under närapå hyperalkaliska förhållanden. Ytterligare forskning behövs för att bättre förstå metanogenesens pH-beroende och för att ta reda på var den faktiska övre gränsen för aktiv metanogenes ligger. pH i förvarsutrymmena där ^{14}C är vanligt förekommande måste vara högre än 12,5 fram till dess att en väsentlig del av ^{14}C har avklingat.

I2 Inverkan av komplexbildande ämnen som bildas genom nedbrytning av cellulosa

Under de förhållanden som råder i de flesta förvarsutrymmena, det vill säga högt pH och en miljö som är rik på Ca^{2+}, kommer cellulosa att brytas ned till mer lågmolekylära organiska föreningar. Av de föreningar som bildas under nedbrytningen av cellulosa är 3-deoxi-2-C-hydroximetyl-D-erytro-pentansyra (α-ISA) och 3-deoxi-2-C-hydroximetyl-D-treo-pentansyra (β-ISA) de vanligast förekommande. En större andel av ISA bildas genom nedbrytning som har skett i närvaro av kalciumjoner (Machell och Richards 1960). Bland nedbrytningsprodukterna från cellulosa har ISA dessutom entydigt identifierats som en central komponent och ett av de organiska ämnen som har störst inverkan på speciering och mobilitet för radionuklider i SFR. Därför måste produktionen av ISA i SFR kontrolleras.

Den alkaliska degraderingshastigheten är en av de faktorer som avgör koncentrationen av cellulosahärledda komplexbildare såsom ISA i lösning (Chambers et al. 2002, Askarieh et al. 2000). Nyligen utförda experiment av nedbrytning av cellulosa (Glaus och Van Loon 2008) genomfördes under alkaliska och aeroba förhållanden vid rumstemperatur under en tidsperiod av 12 år. Mot bakgrund av dessa nya data och den modell som presenteras i Glaus och Van Loon (2008) kan osäkerhetsintervallet rörande fullständig nedbrytning av cellulosa under SFR-förhållanden begränsas till en bästa uppskattning om 1 000 till 5 000 år. Beräkningar baserade på cellulosainventariet i SFR tyder på att all cellulosa kommer att vara nedbruten inom cirka 5 000 år efter det att förvaret återmättats med vatten (Keith-Roach et al. 2014). Keith-Roach et al. (2014) drar vidare slutsatsen att koncentrationen av ISA når värden där sorption påverkas innan all cellulosa är nedbruten.

De preliminära acceptanskriterierna för avfall (SKBdoc 1368638) tillåter inte cellulosa i 2BMA och silon i sådan mängd att sorption till följd av bildning av ISA påverkas (Keith-Roach et al. 2014). För de andra bergssalarna är förekomsten av cellulosa inte strikt reglerad i acceptanskriterierna för avfallet (WAC), men bör hållas så låg som möjligt. För 1 BMA kommer den redan deponerade cellulosan att ge upphov till ISA-koncentrationer så att sorptionen kommer att påverkas för ett antal radionuklider. Mängden cellulosa i alla delar av förvaret kommer därför högst sannolikt att regleras i kommande WAC.