

Kvalitetssäkring

2017-11-14 Klas Källström (TS)

2017-11-15 Peter Larsson (Godkänd)

Kommentar

Strålsäkerhetsmyndigheten
Att: Georg Lindgren
171 16 Stockholm

Svar till SSM på begäran om komplettering av ansökan om utökad verksamhet vid SFR angående konsekvensanalys

Strålsäkerhetsmyndigheten, SSM, har i sin skrivelse till Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB, daterad 2017-04-07 begärt förtydligande information av konsekvensanalys.

SKB översänder härmed begärd komplettering på skrivelse daterad 2017-04-07. I kommunikation mellan SSM och SKB har det framkommit att SSM anser att svaret på frågorna 1 och 5 är av stor vikt för tillståndsprocessen. SKB har därför tidigare skickat in brev med svar på dessa frågor. Detta är en komplett version av svarsbrevet, där även svaren på frågorna 1 och 5 ingår. Svaren på frågorna 1 och 5 är oförändrade. Leveransen består av detta brev och tillhörande bilagor.

- 1. I SR-PSU (SKB TR-14-02) anger SKB att de planerar att slutförvara 2384 plåtfat med radioaktivt avfall i 2BMA. SSM:s externa experter har i SKB:s svar på begäran om komplettering av data för konsekvensanalysberäkningar (SSM2015-725-32, SKB dokID 1557768) noterat att dessa plåtfat inte tillskrivs något radioaktivt innehåll (Towler och Penfold, 2017, avsnitt 2.3.2). SSM skulle vilja ha en förklaring till varför plåtfaten inte tillskrivs något radioaktivt innehåll. SSM skulle vidare vilja veta vilken doseffekt det skulle bli om plåtfaten har radioaktivt innehåll.**

SKB:s svar:

Avfallet i de 2384 plåtfaten utgjorde en del av det prognostiserade rivningsavfallet från de kärntekniska anläggningarna i Studsvik. I avsnitt 4.2.4 i *Redovisning av säkerhet efter förslutning för SFR. Huvudrapport för säkerhetsanalysen SR-PSU* redovisar SKB att ”Ingen radioaktivitet har tilldelats rivningsavfallet från AB SVAFO och Studsvik Nuclear AB, på grund av avsaknad av information”. Nu finns information tillgänglig om radioaktiviteten i allt rivningsavfall från de kärntekniska anläggningarna i Studsvik, inte bara det som enligt ansökan avsågs placeras i 2384 plåtfat i 2BMA, se bilaga 1. I den nya prognosen är fördelningen av avfallet mellan olika avfallskollin omgjord och avfallet i de 2384 plåtfaten är placerat i andra avfallskollin. I de nya dosberäkningar som har gjorts inkluderas därför aktiviteten i allt rivningsavfall från Studsvik som avses deponeras i SFR.

Dosberäkningarna som har gjorts för huvudscenariots variant med global uppvärmning, redovisas i detalj i bilaga 2. Resultaten jämförs med resultat från beräkningar med den korrigerade modellen för detta beräkningsfall (Åstrand et al. 2017a, b). Maximala årliga dosen för 2BMA ökar med ungefär 20 % (1,08 µSv till 1,31 µSv), medan den maximala årliga dosen för hela SFR endast ökar med ungefär 1 % (7,76 µSv till 7,83 µSv) när allt rivningsavfall från de kärntekniska anläggningarna i Studsvik inkluderas. Eftersom resultatet för detta beräkningsfall endast skiljer sig marginellt från resultatet i ansökan kvarstår slutsatserna i ansökan.

2. I SKB TR-14-09 (Tabell 4-5) anger SKB värden för andel cementpasta i konstruktionsbetong och kringgjutningsbruk. SSM kan inte hitta motsvarande värden för avfallskollin i betong och betongingjutet avfall. I en av SKB:s presentationer vid SKB-SSM mötet 2016-10-28 om konsekvensanalys och modellering med Ecolego beskrivs att parametern "FracCem" för "Waste_cement" och "Waste_concrete" är satt till 1,0 i modelleringen. SKB anger att istället kontrolleras den totala mängden sorberande material för avfallet av densiteten (SSM, 2016). SSM önskar en beskrivning, motivering och verifiering av hur avfallet i modelleringen parameteriseras och att SKB anger parametervärden för K_d , porositet och densitet för avfallet.

SKB:s svar:

För att förtydliga hur mängden sorberande material i avfallsformen hanterats i modelleringen beskrivs nedan hur sorptionskapacitet hanteras generellt i modellen och hur hanteringen av avfallsformen relaterar till detta.

I radionuklidtransportberäkningarna används ett uttryck "Capacity", se ekvation 1 (ekvation 9-2 i *Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09*) för att beskriva retardation av radionuklider i ett kompartiment. I detta uttryck ingår fri vattenvolym som är totalvolym multiplicerad med porositet ($V\phi$). Kapaciteten för det sorberande materialet beräknas genom att volymen av det sorberande materialet ($V(1-\phi)$) multipliceras med K_d och densitet för det sorberande materialet. Totala kapaciteten i ett kompartiment blir då:

$$Capacity = Volume(\phi + (1 - \phi)K_d\rho_{part}) \quad \text{Ekvation 1}$$

där:

ϕ : porositet för materialet i ett kompartiment. [-],

K_d : fördelningskoefficient för sorption [m^3/kg],

ρ_{part} : partikeldensitet för materialet i ett kompartiment. [kg/m^3].

Sorption på cementmaterial är betydande och därför finns K_d -värden framtagna för cement. För att få fram K_d -värden för konstruktionsbetong och kringgjutning används en skalfaktor ("FracCem") för att ta hänsyn till att betong/kringgjutning endast har en viss andel cement. Ingen hänsyn tas till sorption på ballasten i betongen/kringgjutningen, således beror K_d i radionuklidtransportberäkningarna i detta avseende endast på cementinnehållet. Utöver detta reduceras K_d för att ta hänsyn till inverkan av komplexbildning (*Data report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-10*). I beräkningarna används en skalfaktor ("KdFactor") för att åstadkomma den minskning av K_d som beror på komplexbildning. K_d för betong/kringgjutning beräknas således genom att K_d för cement multipliceras med de två faktorerna "FracCem" (som anger andelen cement i betong/kringgjutning) och "KdFactor" (som beräknats utifrån de koncentrationer av komplexbildare som kan förväntas förekomma i de olika förvarsdelarna), se ekvation 2.

$$K_d = FracCem KdFactor K_{d, cement} \quad \text{Ekvation 2}$$

Detta tillvägagångssätt används också för väggar i betongkokiller och betongtankar. Materialet i betongbehållarnas väggar benämns "Waste_wall_concrete" i modeller och datafiler. Betongbehållarnas väggar hanteras som ett separat material i modellerna för att möjliggöra modellering av ett annorlunda degraderingsförlopp för denna betong jämfört med övrig konstruktionsbetong.

För avfallsformen anges mängden cement på ett annorlunda sätt än för betongmaterialen som beskrivits ovan. Cementinnehållet anges här direkt, i stället för som en fraktion av vikten. De värden för cementinnehållet som använts är 560 kg/m^3 för cementingjutet avfall och 75 kg/m^3 för betongkringgjutet avfall. Dessa värden har satts in som indata för ”densiteten” direkt i ekvation 1 i radionuklidtransportberäkningen. Dessa värden avser alltså totala mängden cement per volymenhet, således behövs ingen reduktion av K_d med fraktion cement. ”FracCem” har således satts till 1. Detta innebär att cementinnehållet i avfallsformen angivits som bulkdensitet. I ekvation 1 ingår partikeldensitet och inte bulkdensitet. Faktorn $1 - \text{porositet}$ ($1 - \phi$) utgår när densiteten anges som bulkdensitet (jfr ekvation 9-4 i *Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09*). Dock har porositeten använts även för modellering av avfallsformen, vilket medför att beräkningen blir något pessimistisk. Porositeten för cementingjutet avfall är 0,33 och för betongkringgjutet avfall 0,34. Således motsvarar den beräkning som gjorts för cementingjutet avfall att 375 kg/m^3 sorberande cementpasta tillgodoräknats ($(1-0,33) \cdot 560 \text{ kg/m}^3 = 375 \text{ kg/m}^3$). För betongkringgjutet avfall har ca 50 kg/m^3 cementpasta tillgodoräknats ($(1-0,34) \cdot 75 \text{ kg/m}^3 = 49,5 \text{ kg/m}^3$).

I modellen som använts i SR-PSU har värden på densitet, porositet och fraktion cementpasta alltså inte samma innebörd för avfallsformen som det har för konstruktionsbetong och kringgjutningsbruk. I stället har fiktiva värden för dessa parametrar använts på ett sätt som leder till att sorptionskapaciteten i avfallsformen behandlats på ett pessimistiskt sätt.

Samma K_d -värden som använts för övriga cementbaserade material har använts för avfallsformen (*Data report for the safety assessment SR-PSU*, kapitel 7). Som beskrivits ovan så har ingen skalning med andel cementpasta gjorts för avfallsformen, eftersom totala mängden cement för avfallsformen har angetts direkt i modellen.

I tabell 1 ges en sammanställning av indata för K_d , porositet och fraktion cementpasta för avfallsformerna.

Tabell 1. Indata för K_d , porositet, densitet samt fraktion cementpasta för de cementbaserade avfallsformerna.

Material	K_d -värde (m^3/kg)	Porositet (-)	Fiktiv* densitet (kg/m^3)	Fiktiv* fraktion cementpasta
Cementsolidifierat avfall	Nuklidspecifika K_d för cement (SKB 2014a, kapitel 7)	0,33	560	1
Betongkringgjutet avfall	Nuklidspecifika K_d för cement (SKB 2014a, kapitel 7)	0,34	75	1

* De två fiktiva värdena ger tillsammans mängden cement som finns i avfallsformerna.

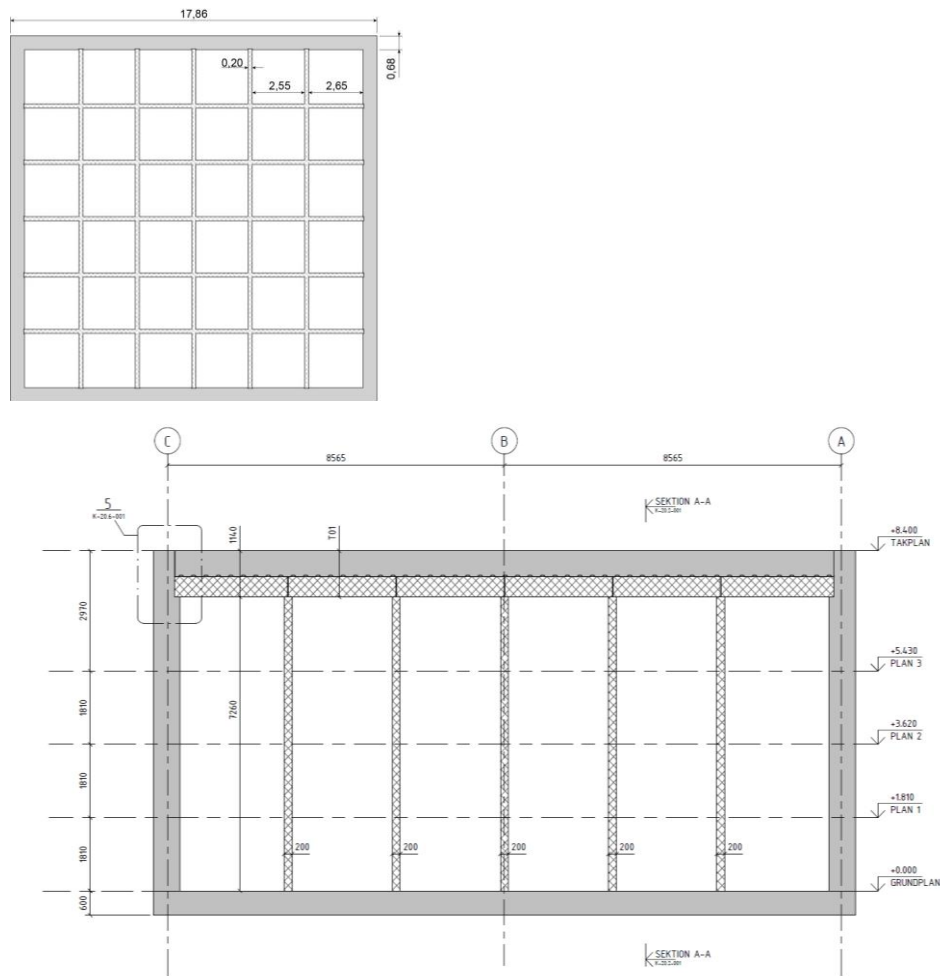
3. I SKB TR-14-02 (avsnitt 3.6) anger SKB avfallsmängder och dimensioner för avfallskollin och kassuner. Utifrån dessa data uppskattar SSM att volymen kringgjutningsbruk är ca 50% i varje kassun i 2BMA. Figur 7-1 i SKB R-13-40 visar att tjockleken på kringgjutningsbruket i 2BMA är 0,1 m och att det inte finns något kringgjutningsbruk på kassunens golv. Utifrån denna information uppskattar SSM att volymen kringgjutningsbruk är ca 5% i varje kassun i 2BMA. SSM behöver veta vilken volym kringgjutningsbruk som SKB planerar använda i 2BMA. SSM önskar också att SKB redovisar en detaljerad figur för placering av avfall i kassunerna i 2BMA. Vidare önskar SSM en detaljerad beskrivning av de modellparametrar som används för att beräkna diffusion genom kringgjutningsbruket i 2BMA. Till exempel tvärsnittsarean mellan avfallskollin och kringgjutningsbruk, samt diffusionsavstånd genom kringgjutningsbruket. SSM önskar också en detaljerad beskrivning av de modellparametrar som används för att beräkna radionuklidtransport i 1BMA i befintligt SFR.

SKB:s svar:

SKB har vidareutvecklat utformningen av förvardsdelen 2BMA vilket redovisades i kompletteringsbilaga *Vidareutvecklas utformning av förvarsutrymmet 2BMA i utbyggd del av SFR*. Med den vidareutvecklade utformningen är kringgjutning av avfallskollina inte nödvändigt ur mekanisk synvinkel, varför kringgjutning inte planeras genomföras även om möjligheten att kringgjuta bibehålls.

I den vidareutvecklade utformningen förses kassunerna med innerväggar som placeras i ett ruttmönster, så att varje kassun innehåller 6×6 fack (se figur 1). Varje fack rymmer då 2×2 kokiller i planet (där varje kokill mäter $1,20 \text{ m} \times 1,20 \text{ m}$). Ytterväggarna uppförs till en höjd 8400 mm ovan bottenplatta (se figur 1). Sex lager med kokiller eller åtta lager med fat på fatbricka kan då placeras i kassunen.

I nuläget finns ingen fastställd plan för hur olika avfall ska placeras i olika delar av kassuner eller hur de ska fördelas mellan olika kassuner.



Figur 1. Vidareutvecklad utformning av kassunerna i 2BMA. Vy från ovan och vy från sidan (Vidareutvecklad utformning av förvarsutrymmet 2BMA i utbyggd del av SFR).

Kringgjutningsbruk i 2BMA i SR-PSU

Avfallsprognosen som användes i SR-PSU visade att 2BMA inte kommer att fyllas helt med avfallskollin. I radionuklidtransportmodelleringen för SR-PSU användes en modell där avfallet fördelades lika över de 14 kassunerna, således blir tomutrymmet i varje kassun stort (ca 50 %). Genom att fördela avfallet över alla 14 kassunerna inkluderas effekten av de variationer i vattenflöde som förekommer längs tunneln (Abarca et al. 2013, figur 7-7). Det utrymme i kassunerna som inte upptas av avfall har i modellen hanterats som om det vore fyllt med kringgjutningsbruk.

Diffusion i kringgjutningsbruk

För att förtydliga hur diffusion i kringgjutning hanterats i modelleringen beskrivs nedan hur diffusion hanteras generellt i modellen och hur hanteringen av kringgjutning relaterar till detta.

Diffusionsmotstånd (res) beräknas enligt ekvation 3 (*Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09 Revised edition*, ekvation 9-9):

$$res = \frac{L}{AD_e} \quad \text{Ekvation 3}$$

där:

res : diffusiv resistans för ett kompartment [$\text{år}/\text{m}^3$],

L : diffusionslängd för ett kompartment [m],
 A : diffusionsarea för ett kompartment [m^2],
 D_e : diffusivitet i materialet i ett kompartment [$m^2/\text{år}$].

Notera att när diffusionsmotstånd som beräknats enligt ekvation 3 används i beräkningen av diffusionen mellan två angränsande kompartment i modellen delas diffusionsmotstånden med två, så att ett approximativt medelvärde av diffusionsmotstånden används för att representera diffusionsmotståndet mellan två angränsande kompartment, se ekvation 4 (*Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09 Revised edition*, ekvation 9-8).

$$TC_{diff\ ij}^n = \frac{1}{0,5(res_i + res_j)Capacity_i^n} \quad \text{Ekvation 4}$$

där:

$TC_{diff\ ij}^n$: överföringskoefficient för diffusion av radionukliden n från kompartment i till kompartment j [år^{-1}],

res_i : diffusiv resistans för kompartment i [$\text{år}/m^3$],

res_j : diffusiv resistans för kompartment j [$\text{år}/m^3$],

$Capacity_i^n$: "Capacity" för radionukliden n i kompartment i [m^3].

Observera att överföringskoefficienter för diffusion alltid används parvis ($TC_{diff\ ij}^n$ och $TC_{diff\ ji}^n$) mellan två angränsande kompartment i modellen. På så sätt modelleras nettoflödet av radionuklider på ett korrekt sätt.

Diffusion från avfallskollin till kringgjutningsbruk

För diffusion ut från avfallskollin till kringgjutningsbruk tillgodoräknas endast diffusionsmotstånd i avfallskollin. Diffusionsmotståndet i avfallskollin är samma som för 1BMA, se nedan.

Diffusion från kringgjutningsbruk till kassunvägg

För diffusion från kringgjutningsbruket till kassunväggen har diffusionsmotståndet i kringgjutningsbruket beräknats baserat på avstånd och tvärsnittsarea i sidled. Detta ger ett L/A -värde på $0,135\ m^{-1}$ ($14,2/(14,2 \cdot 7,4)$). Diffusionsmotståndet för kringgjutningsbruket fås genom att dela detta värde med effektiva diffusiviteter enligt tabell 2. Vid beräkning av diffusionen tillgodoräknas halva detta motstånd, i enlighet med ekvation 4. Diffusivitetsvärdena i tabell 2 är baserade på den utredning av betongbarriärernas degradering över tid som presenteras i Höglund (2014).

Tabell 2. Diffusivitet för kringgjutningsbruk (1-2BMA).

Tidsperiod, år efter stängning	Effektiv diffusivitet (m^2/s)
0-100	3,5E-10
100-20 000	4E-10
20 000-50 000	5E-10
50 000-100 000	1E-9

Transportparametrar för 1BMA

Här redovisas transportparametrar för diffusiv transport eftersom detaljerade vattenflöden har redovisats i kompletteringsbilaga *Vidareutvecklad utformning av förvarsutrymmet 2BMA i utbyggd del av SFR*.

För 1BMA användes en detaljerad tredimensionell modell av betongbarriärerna. Detta gör att de flesta kompartiment kan hanteras som rätblock där diffusionsmotstånd ges direkt av ekvation 3.

Diffusion i avfallskollin

Eftersom modellen är byggd så att ett modellavfallspaket representerar flera verkliga avfallskollin så delas diffusionsmotståndet med antalet avfallskollin som representeras av det aktuella modellavfallspaketet, det uttryck som används i modelleringen av avfallspaket visas i ekvation 5 (*Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09 Revised edition, ekvation 9-11*):

$$res = \frac{L}{NAD_e} \quad \text{Ekvation 5}$$

där:

N : antal verkliga avfallskollin som representeras av det aktuella modellavfallspaketet (se tabell 6).

Stor försiktighet har tillämpats vid val av diffusivitet för avfallsformerna. För bitumeningjutet avfall har ingen begränsning av diffusiviteten jämfört med vatten ($2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) tillgodoräknats. För övriga avfallsformer och kokillväggarna har diffusivitet enligt tabell 3 och tabell 4 använts. Antal avfallskollin per modellavfallstyp ges i tabell 7.

Tabell 3. Diffusivitet för de cementbaserade avfallsformerna.

Tidsperiod, år efter stängning	Effektiv diffusivitet (m ² /s)
0-100	3,0E-10
100-500	3,5E-10
500-1000	5,0E-10
1000-	1,0E-09

Tabell 4. Diffusivitet för kokillvägg (betongkokiller).

Tidsperiod, år efter stängning	Effektiv diffusivitet (m ² /s)
0-500	3,5E-12
500-10 000	2,0E-11
10 000-20 000	5,0E-11
20 000-50 000	1,0E-10
50 000-100 000	5,0E-10

Avfallet i 1BMA modelleras med hjälp av 7 olika modellavfallstyper som representerar alla avfallstyper som deponeras i 1BMA. Beskrivning av de olika modellavfallstyperna ges i tabell 5. Mappningen mellan verkliga avfallstyper och modellavfallstyper ges i tabell 6. Totalt antal kollin per modellavfallstyp totalt och i varje fack redovisas i tabell 7.

Tabell 5. Beskrivning av modellavfallstyper i 1BMA-modellen.

Modellavfallstyp	Beskrivning	Kod i tabell 6
wasteConcreteContainer	Betongkringgjutet avfall i plåtkokill	CoC
wasteConcreteMould	Betongkringgjutet avfall i betongkokill	CoM
wasteConcreteDrum	Betongkringgjutet avfall i plåtfat	CoD
wasteCementContainer	Cementingjutet avfall i plåtkokill	CeC
wasteCementMould	Cementingjutet avfall i betongkokill	CeM
wasteBitumenContainer	Bitumeningjutet avfall i plåtkokill	BC
wasteBitumenDrum	Bitumeningjutet avfall i plåtfat	BD

Tabell 6. Mappning av verkliga avfallstyper till modellavfallstyper.

Avfallstyp	Antal i 1BMA	Modellavfallstyp
B.05	4252	wasteBitumenDrum
B.23	33	wasteConcreteContainer
C.01	68	wasteCementMould
C.23	63	wasteConcreteMould
F.05	1712	wasteBitumenDrum
F.15	11	wasteCementContainer
F.17	1382	wasteBitumenContainer
F.23:S	220	wasteConcreteContainer
F.23:C	57	wasteConcreteMould
F.99	2	wasteBitumenContainer
O.01	675	wasteCementMould
O.23	509	wasteConcreteMould
R.01	1689	wasteCementMould
R.10	121	wasteCementMould
R.15	186	wasteCementContainer
R.23:S	172	wasteCementContainer
R.23:C	338	wasteCementMould
R.29	188	wasteCementMould
S.21	488	wasteConcreteDrum
S.23	113	wasteCementMould
Totalt	12279	

Tabell 7. Antal avfallskollin per modellavfallstyp och fack.

Fack	Avfallstyp (se tabell 4)						
	CoC	CoM	CoD	CeC	CeM	BC	BD
1	0	0	0	0	576	0	0
2	0	0	0	0	148	0	2094
3	0	0	0	0	144	144	1438
4	15	85	0	132	344	0	0
5	0	0	0	0	144	28	2096
6	0	0	0	3	144	261	336
7	10	38	0	0	528	0	0
8	88	150	0	80	250	0	0
9	0	167	0	16	393	0	0
10	38	115	0	0	163	211	0
11	28	25	110	31	119	211	0
12	29	24	110	32	120	211	0
13	29	25	110	31	119	212	0
14	8	0	79	22	0	53	0
15	8	0	79	22	0	53	0
Totalt	253	629	488	369	3192	1384	5964

För att beräkna diffusionsmotstånd i modellen beräknas först kvoten L/A. De värden för L/A som använts i beräkningarna i SR-PSU ges i tabell 8 (värden i tabellen avser ett avfallskolli).

Tabell 8. L/A i kompartments som representerar avfallskollin.

	L/A (m ⁻¹)
Kokillvägg	0,017
Kokillavfall yttre*	0,006
Kokillavfall inre*	0,09
Fat, yttre betong*	0,006
Fat, inre betong*	0,09

*Avfallet i kokiller och fat har delats upp i två kompartments, ett yttre och ett inre.

De L/A-värden som anges i tabell 8 har beräknats/uppskattats enligt följande:

Kokillvägg (för betongkokiller)

L/A för kokillväggen har beräknats som kokillväggens tjocklek (0,1 m) delat med (inre) arean på kokillväggen (6 m^2), detta ger ett L/A värde på $0,017 \text{ m}^{-1}$.

Avfallsformen i betong- och plåtkokiller

Avfallsformen i betongkokiller delades upp i två delar så att den inre delen av avfallsformen innehåller 80 % av volymen och den yttre får således 20 % av volymen.

Detta ger att den inre kuben har sidlängden 0,93 m och den yttre kompartimenten får således en tjocklek på 0,035 m.

Den inre kompartimenten har en yttre area på $5,19 \text{ m}^2$ ($6 \cdot 0,93^2$) och avståndet till mitten (0,465 m) används som diffusionslängd således blir L/A $0,09 \text{ m}^{-1}$.

Den yttre kompartimenten får ett L/A-värde på $0,006 \text{ m}^{-1}$ ($0,035/6$).

För avfallsformen i plåtkokiller har samma L/A-värde som för avfallsformen i betongkokiller använts.

Avfallsformen i plåtfat

L/A för avfallsformen i plåtfat är högre än för kokillavfall, men i modelleringen användes samma värden som för kokillavfall, detta kan betraktas som ett försiktigt tillvägagångssätt eftersom ett lägre L/A ger ett lägre diffusionsmotstånd.

Att ett högre L/A-värde kunde ha valts för fat visas nedan:

Fatens höjd = 0,88 m och diameter = 0,59 m (*Initial state report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-02*).

Faten delas upp i en inre och en yttre kompartiment med 80 % respektive 20 % av innehållet. Då får den inre kompartimenten en höjd på 0,83 m och diametern 0,54 m (dimensionerna väljs så att tjockleken på det yttre området (2,5 cm) blir samma vid mantelytan som i topp och botten).

L/A för den inre volymen kan betraktas som en parallellkoppling av L/A för topp, botten och mantelytan.

- L/A topp-inre = $1,8 \text{ m}^{-1}$. Detta värde beräknas som halva höjden för det inre området delat med arean av toppen på det inre området ($0,415/(0,27 \cdot 0,27 \cdot \pi)$).
- L/A botten-inre blir p.g.a. symmetrin samma som L/A topp-inre.
- L/A mantel-inre = $0,19 \text{ m}^{-1}$. Detta värde beräknas som radien för det inre området delat med arean på mantelytan för det inre området ($0,27 / (0,54 \cdot \pi \cdot 0,83)$).

Total L/A inre blir således $0,16 \text{ m}^{-1}$. Detta värde beräknas som en parallellkoppling av ovanstående tre L/A-värden ($1/(1/1,8+1/1,8+1/0,19)$).

Tjockleken på det yttre området är enligt ovan 0,025 m. Diffusionsarean för det yttre området kan approximeras med hela ytterarean $2,2 \text{ m}^2$, vilken beräknas som $2 \cdot 0,295 \cdot 0,295 \cdot \pi + 0,59 \cdot \pi \cdot 0,88$. Således blir L/A för det yttre området $0,01 \text{ m}^{-1}$ ($0,025/2,2$).

Diffusion i kringgjutning

Diffusion från avfallskollin till kringgjutning

För diffusion ut från avfallskollin till kringgjutning tillgodosätts endast diffusionsmotstånd i avfallskollin.

Diffusion från kringgjutning till betongvägg

För kringgjutningen betraktas transport i alla tre rumsliga dimensioner var för sig. För att beteckna de olika riktningarna används följande benämningar. "H" riktning tvärs tunneln, "V" riktning vertikalt, "L" riktning längs tunneln. L/A-värden för kringgjutningen ges i tabell 9. I tabellen avser alltså L längd i den aktuella riktningen och A avser area tvärs denna riktning. Diffusionsmotståndet för kringgjutningen fås genom att dela detta värde med effektiva diffusiviteter enligt tabell 2. Vid beräkning av diffusion mellan två angränsande kompartiment tillgodosätts halva detta motstånd för vardera kompartiment, i enlighet med ekvation 4.

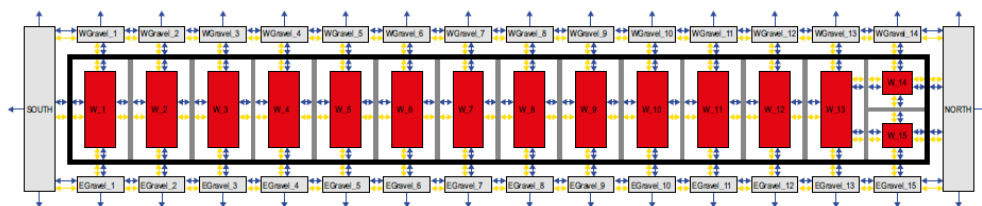
Tabell 9. L/A-värden för kringgjutningen i 1BMA.

Sektion	Riktning*	A [m ²]	L [m]	L/A [m ⁻¹]
1-13	H	85	15,6	0,18
	V	155	8,6	0,056
	L	135	9,9	0,074
14-15	H	43	7,8	0,18
	V	39	8,6	0,22
	L	67	4,95	0,074

* H betecknar riktning tvärs tunneln, V riktning vertikalt och L riktning längs tunneln.

Diffusion i betongväggar

1BMA består av en lång betongkonstruktion med mindre fack som avgränsas med mellanväggar. Diskretiseringen har gjorts på så sätt att modellen är indelad i 15 sektioner, 13 större och 2 mindre (se figur 2). Sektionerna motsvarar de verkliga facken som finns i 1BMA. Eftersom 1BMA-modellen är tredimensionell så representeras väggar i olika riktningar var för sig, således omges varje sektion av 6 väggar där ytterväggarna har diskretiserats i 5 kompartiments vardera medan väggar till angränsande sektioner endast representerats med ett kompartiment vardera. De delar i sektionerna som representerar återfyllnad representeras av ett kompartiment vardera.



Figur 2. Schematisk bild av hur 1BMA representeras i radionuklidtransportmodellen. Figuren visar ett horisontellt tvärsnitt av modellen (dvs kompartiment som representerar tak/golv och övre/undre återfyllnad visas ej i figuren). Blå pilar representerar advektiv transport i radionuklidtransportmodellen. Gula pilar representerar diffusiv transport i modellen. Varje röd låda i figuren representerar flera kompartiment som används för att modellera avfallet.

I betongkonstruktionen betraktas bara transport tvärs genom väggarna (dvs ingen transport längs väggen). L/A-värden för väggar, golv och tak ges i tabell 10. Diffusionsmotståndet för betongväggarna fås genom att dela detta värde med effektiva diffusiviteter enligt tabell 11. Vid beräkning av diffusionen tillgodosätts halva detta motstånd, i enlighet med ekvation 4.

Tabell 10. L/A-värden som använts för radionuklidtransport i betongkonstruktionen i 1BMA.

Sektion	Väggdel	A [m ²]	L [m]	Antal kompartiment	L/A [m ⁻¹] per kompartiment
1	Vägg mot söder	135	0,4	5	0,0006
1-13	Tak	155	0,915	5	0,0012
	Vägg mot öst	85	0,4	5	0,0009
	Vägg mot väst	85	0,4	5	0,0009
	Golv	155	0,25	5	0,0003
	Vägg mot norr	135	0,4	1	0,0030
14	Tak	39	0,915	5	0,0047
	Vägg mot öst	43	0,4	1	0,0093
	Vägg mot väst	43	0,4	5	0,0019
	Golv	39	0,25	5	0,0013
	Vägg mot norr	67	0,6	5	0,0018
15	Tak	39	0,915	5	0,0047
	Vägg mot öst	43	0,4	5	0,0019
	Vägg mot väst	43	0,4	1	0,0093
	Golv	39	0,25	5	0,0013
	Vägg mot norr	67	0,6	5	0,0018

Tabell 11. Diffusivitet för konstruktionsbetong (1-2BMA).

Tidsperiod, år efter stängning	Effektiv diffusivitet (m ² /s)
0-100	3,5E-12
100-20 000	5E-12
20 000-50 000	1E-11
50 000-100 000	2E-10

Diffusion i återfyllnad (krossat berg/makadam)

För de flesta av återfyllnadens delar betraktas transport i flera riktningar. L/A-värden för återfyllnaden ges i tabell 12. Endast de L/A-värden som använts i beräkningen anges i tabellen. Värdet för effektiv diffusivitet i återfyllnaden är $6 \cdot 10^{-10}$ m²/s och konstant över tid. Värdena i tabell 12 delas med diffusiviteten, $6 \cdot 10^{-10}$ m²/s, för att erhålla transportmotstånd för återfyllnadskompartiment. Vid beräkning av diffusionen tillgodoses halva detta motstånd, i enlighet med ekvation 4.

Tabell 12. L/A-värden för återfyllnaden i 1BMA.

Sektion	Återfyllnadsdel	Riktning*	A [m ²]	L [m]	L/A [m ⁻¹]
South	Söder	L	268	2,4	0,0090
1-13	Topp	V	194	6,39	0,033
		L	125	9,9	0,079
	Öst	H	85	1,99	0,023
		L	17	9,9	0,58
	Väst	H	85	1,99	0,023
		L	17	9,9	0,58
	Botten	V	155	0,45	0,0029
		L	7,0	9,9	1,4
14-15	Topp	V	97	6,39	0,066
		L	125	4,95	0,040
	Öst	H	43	1,99	0,047
		L	17	4,95	0,29
	Väst	H	43	1,99	0,047
		L	17	4,95	0,29
	Botten	V	77	0,45	0,0058
		L	7,0	4,95	0,70
North	llastningszon	L	268	17,75	0,066

* H betecknar riktning tvärs tunneln, V riktning vertikalt och L riktning längs tunneln.

4. I SKB TR-14-09 (Bilaga D) förklarar SKB att för sprickmodellen, som är en del av flödesmodellen, görs antagandet att radionuklider inte sorberar på sprickor i betongen. I SKB (2015, avsnitt 6.6.3) redovisar SKB att periglaciala förhållanden kan leda till allvarlig strukturell degradering av betongen och att materialet inte längre begränsar advektivt flöde men fortsätter att fungera som sorptionsbarriär. För SSM:s externa experter (Towler och Penfold, 2017, avsnitt 2.3.5) är det otydligt hur SKB i den konceptuella och matematiska flödesmodelleringen behandlar sorption av radionuklider på betong över tid. Därför önskar SSM att SKB redovisar detta på ett sammanhållet sätt.

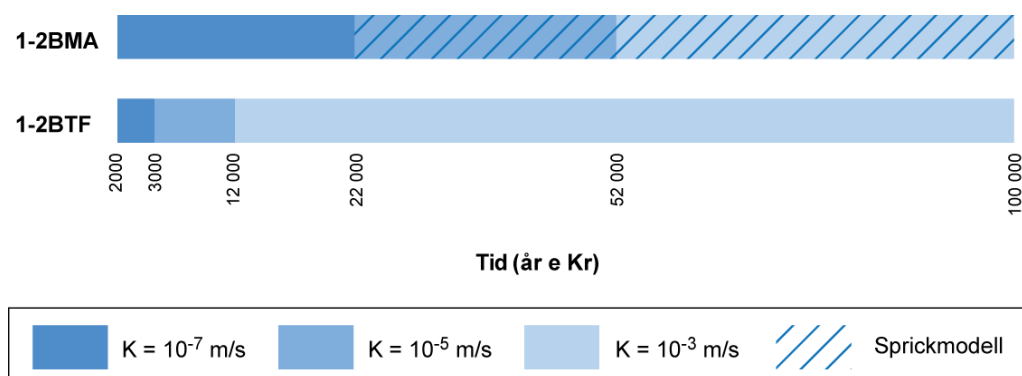
SKB:s svar:

I radionuklidtransportmodellen modelleras ingen transport av radionuklider från sprickor i betongkonstruktionen till delar av betongkonstruktionen som omger sprickan, således sker ingen sorption på sprickväggarna (*Radionuclide transport and dose calculations for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-09 Revised edition, Appendix D*). Men, i modellen ingår transport av radionuklider som kan förväntas ske från avfall och kringgjutning till intakta delar av betongkonstruktionen och för denna del av radionuklidtransporten modelleras sorption i betongen. Modellen består alltså av två parallella vägar; en väg genom sprickan utan hänsyn till sorption och en väg genom betongen med hänsyn till sorption.

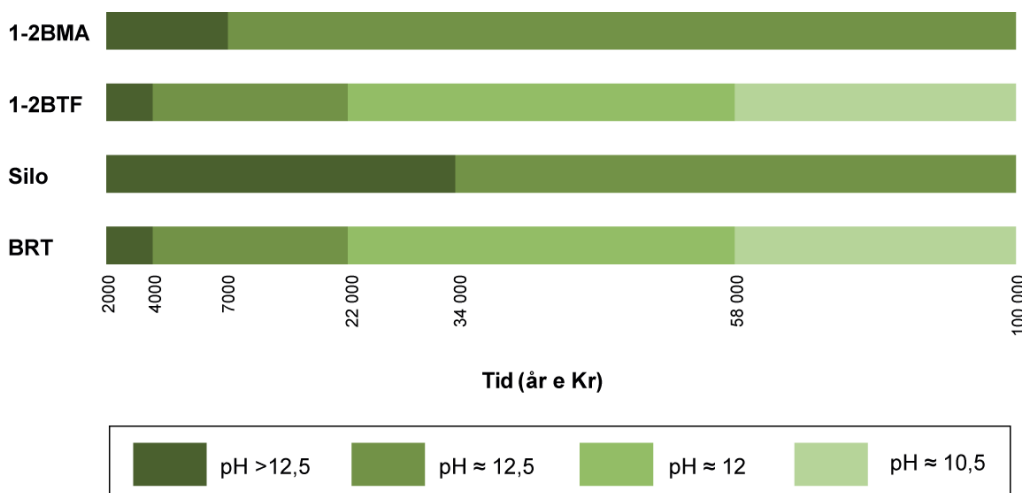
Transport genom intakta delar av betongkonstruktionen modelleras huvudsakligen som diffusion, men modellen har byggts så att det finns en möjlighet att fördela vattenflödet mellan sprickorna och de intakta delarna av kassunväggarna. Dock har ingen utförlig analys gjorts av hur stor del av vattenflödet som vid sprickbildning kan förväntas kvarstå i intakta delar av kassunväggarna. I modellen som användes för SR-PSU har därför detta flöde approximativt satts till 0,1 gånger det totala vattenflödet genom kassunerna och detta flöde har inte räknats bort från det totala vattenflödet som går genom kassunväggarna. Detta bedöms vara ett pessimistiskt tillvägagångssätt.

Transporten av radionuklider sker främst genom sprickan och betongens påverkan beror främst på dess sorptionskapacitet. Denna sorptionskapacitet förändras med tiden på grund av kemisk degradering, men inte alls i samma omfattning (de flesta

radionuklider har en god sorption även i det sista degraderingstillståndet som uppnås under analysperioden) som den mekanisk/fysikaliska degraderingen som styr sprickbildningen, se figur 3 och 4. Sprickmodellen tillämpas för betongkonstruktionen i 1-2BMA. Barriärsystemet i 1-2BTF är enklare än i 1-2BMA och utformningen saknar en omgivande sluten betongkonstruktion. Därför är degraderingsförloppet i 1-2BTF betydligt snabbare, se figur 3 och 4. Någon detaljerad modell med sprickor i 1-2BTF bedömdes därför inte vara motiverad. I silon styrs vattenflödet helt av bentonitens låga hydrauliska konduktivitet, varför eventuell sprickbildning i betongen är av underordnad betydelse. Därför ingår inte sprickor i betongen i modellen för silon.



Figur 3. Illustration av utvecklingen av den hydrauliska konduktiviteten hos betong i huvudscenariot i SR-PSU 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. Endast de förvarsutrymmen där betongen utgör en viktig flödesbarriär visas. Rastreringen visar när sprickmodellen används (Huvudrapport SR-PSU, modifierad från figur 7-8).



Figur 4. Illustration av utvecklingen av de fyra kemiska betongdegraderingstillstånden för varsutrymmen i huvudscenariot i SR-PSU. 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 (Huvudrapport SR-PSU, figur 7-9).

5. **SSM:s externa experter påpekar att SKB:s redovisning av beräkningen av radionuklidkoncentrationen i en dikad myr inte överensstämmer med specifikationen och implementeringen i modellen (Walke et al., 2017, avsnitt 2.2.1). Enligt specifikationen ingår den area som dräneras och används som jordbruksmark i myrmarkens area (se parameter farea i ekvation 7-26 i SKB R 13-46). SKB implementerar objektets totala area istället. SSM önskar därför en förklaring av detta.**

SKB:s svar:

SSM:s externa experter har påpekat att redovisning av beräkningen av radionuklidkoncentrationen i en dikad myr (Saetre et al. 2013a) inte överensstämmer med den som använts vid implementeringen i Ecolego. Vidare menar SSMs konsulter att en sådan diskrepans skulle kunna förklara skillnaden i resultat mellan SKB:s beräkningar och de som SSM:s konsulter gjort med en oberoende implementering av SKB:s modell i Amber (exempelvis figur 9 i Walke et al. 2017).

Radionuklidmodellen har implementerats på ett matematiskt korrekt sätt, vilket redovisas nedan. SKB vill även poängtera att så länge myren är tillräckligt stor för att försörja den mest exponerade gruppen (vilket är fallet för samtliga undersökta biosfärsubjekt) så är den beräknade koncentrationen i den dikade marken oberoende av myrmarkens storlek (all jordbruksmark utgörs av myrmark och myrmarkens koncentration är homogen). Vidare gäller att även medelkoncentrationen i jorden under respektive jordbruksgröda är oberoende av storleken på jordbruksytan (som poängteras i slutet av avsnitt 7.2.6 i Saetre et al. 2013a). Den utpekade diskrepansen bygger på missförstånd, som kan ha orsakats av att representationen i Ecolego-koden inte använde samma ytenhet som i den skriftliga dokumentationen, samt att dokumentationen (Saetre et al. 2013a) har varit knapphändig. SKB har nu gjort en korrigering (errata) av modellbeskrivningen för att det även i beskrivningen av ekvation 7-45 i Saetre et al. (2013a) tydligt ska framgå att koncentrationen inte beror på odlingsytans storlek för en enskild gröda. Nedan förtydligar SKB kort hur initialförråd, och belastning, men inte koncentration, påverkas av områdesstorlekar, samt hur SKB uppdaterat modellbeskrivningen.

För radionuklider där växtupptaget styrs med ett CR-värde har SKB valt att dela upp beräkningarna per gröda, eftersom CR-värdet kan variera mellan olika grödor, och detta påverkar hur stor andel av det totala radionuklidförrådet som återfinns i jorden¹. För beräkningarna som berör ytor av de enskilda grödorna kommer initialförråd [Bq] och belastningen via grundvatten [Bq år⁻¹] alltså att vara beroende av ytan för respektive gröda. Men detta gäller alltså inte för beräkningarna av aktivitetskoncentrationen.

Att odlingsytan för respektive gröda inte påverkar koncentrationsberäkningarna inses genom följande exempel. När initialförrådet för de enskilda grödornas jordlager beräknas delar man först upp det totala initialförrådet för den dikade myren på respektive yta. Då radionuklider antas vara homogent fördelade följer det att uppdelningen bör ske i förhållande till odlingsytans storlek. Odlingsytan för respektive gröda kan alltså uttryckas som en fraktion av den odlade ytan, $f_{area,i}$ (m² m⁻², används t.ex. i ekvation 7-36 i Saetre et al. 2013a). Initialkoncentrationen för respektive grödas jordlager beräknas därefter genom att dividera initialförrådet med jordvolymen, vilket motsvarar odlingsytan multiplicerat med jorddjupet:

¹ Detta eftersom SKB för transportberäkningarna tar hänsyn till att delar av radionuklid inventariet fysiskt befinner sig i växtbiomassa och därför inte kan lakas ut från jorden (se Appendix C i Saetre et al. 2013).

$$\begin{aligned}
 AC_{regUp,DM,t0,i}^{RN} &= \frac{RegoUp_{DM,t0,i}^{RN}(1-f_i)}{area_{cult,i}Z_{drain,agri}dens_{regUp,DM}} \\
 &= \frac{f_{area,i}RegoUp_{DM,t0}^{RN}(1-f_i)}{f_{area,i}area_{cult}Z_{drain,agri}dens_{regUp,DM}} = \\
 &= \frac{RegoUp_{DM,t0}^{RN}(1-f_i)}{area_{cult}Z_{drain,agri}dens_{regUp,DM}}; \quad i = \{fodder, tuber, cereal\},
 \end{aligned}$$

Där

$f_{area,i}$ är andelen av den odlade ytan som täcks av gröda i [m^2],
 f_i är andelen av aktivitetsförrådet som är bundet i växtbiomassa [-],
 $RegoUp_{DM,t0,i}^{RN}$ är initiala aktiviteten för odlingsystem i [Bq]:
 $RegoUp_{DM,t0,i}^{RN} = f_{area,i} \cdot RegoUp_{DM,t0}^{RN}$

$area_{cult,i}$ är ytan som odlas med gröda i [m]: $area_{cult,i} = f_{area,i} \cdot area_{cult}$

Termen $f_{area,i}$ ingår i både täljare² och nämnare för beräkningen av jordbruksjordens medelkoncentration (ekvation 7-45 i Saetre et al. 2013a), och går därför att förkorta bort. För täljaren har detta möjligen inte varit helt uppenbart i den befintliga dokumentationen. För att förtydliga detta har SKB nu valt att göra följande tillägg i beskrivningen under ekvation 7-45 i modellbeskrivningen (första raden under where):

$RegoUp_{i,aver,DM}^{RN}$ is the average inventory for crop system i , which implies that all right hand terms of equation 7-44 are scaled by the fraction of area used for each crop respectively ($f_{area,i}$).

Då beräkningarna av aktivitetskoncentration för den dikade odlingsmarken är areaberoende, och då aktiviteten antas vara homogent fördelad i biosfärsobjekt, så spelar det alltså ingen roll på vilken nivå som beräkningarna av koncentrationen görs (hela biosfärsobjektet, den odlade delen, eller ytan för en enskild gröda), så länge som *samma* nivå används för samtliga förråd och flöden som ingår i beräkningarna (dvs initialförråd, belastning från grundvatten och urlakning via avrinning).

Med denna kännedom har SKB i Ecolego-implementeringen valt nivån i biosfärsobjektet. För slutresultatet (medelkoncentrationen) är detta matematiskt ekvivalent med framställningen i dokumentationen. Men för de enskilda uttrycken för t ex initialförråd, grundvattenbelastning och ytan/volymen för beräkningarna kommer det naturligtvis inte att stämma 1:1 med dokumentationen. Detta är olyckligt och förmodligen en anledning till att SSMs externa experters uppfattat att fel yta använts för att beräkna aktivitetskoncentrationen³.

² Täljaren specificeras i ekv 7-44 i Saetre et al. (2013). Samtliga termer, dvs initialförråd (se täljaren i exemplet ovan) och grundvattenbelastning (ekv 7-36 i Saetre et al. (2013)), är skalade med andelen av ytan för respektive gröda.

³ Kommentar angående uttrycket AC_RegoUpobj157_2.doses. Drained_mire.crop på s. 16 i Walke et al. 2017.

6. **SSM:s externa experter påpekar att den exponeringsgrupp som utgörs av hushåll med köksträdgård har väldigt litet intag av potatis (5% av totalt kol) samt frukt och grönsaker (3% av totalt kol) från sina köksträdgårdar. Vidare påpekar de att exponeringstiderna som SKB uppskattar, för inägo- och utmarksjordbrukare samt jordbrukare som använder dikad myr, är väldigt låga. Vad gäller jägare och samlare menar SSM:s externa experter att den gruppen får en väldigt liten del av sitt näringsintag (0,7%) från objekt 157-2 som är det biosfärsobjekt där radioaktiva utsläpp från geosfären når biosfären (Walke et al., 2017, avsnitt 2.3.4). SSM önskar att SKB motiverar sina antaganden om dessa grupper exponering.**

SKB:s svar:

Efter SSM:s granskning av säkerhetsanalysen SR-Site har SKB vidareutvecklat metodiken för att beräkna dosen för en representativ individ från den mest exponerade gruppen (Saetre et al. 2013b). SKB har i detta arbete utgått från landskapets produktionskapacitet och ICRP:s rekommendationer. Externa experter till SSM har uttryckt att SKB:s uppdaterade metodik är en signifikant förbättring jämfört med den tidigare säkerhetsanalysen SR-Site (Klos och Wörman 2017).

SKB vill inledningsvis poängtera att, på grund av den långa tid som säkerhetsanalysen spänner över, kommer framtida invånares egenskaper med nödvändighet att baseras på ett antal antaganden (ICRP 1998). Följaktligen bör den representativa individen endast ses som en hypotetisk beräknings-konstruktion, vars funktion är att sätta en trovärdig övre begränsning för den exponering som framtida invånare kan utsättas för.

I enlighet med ICRP (2006) utgår avgränsningen av den representativa individen från en analys av relevanta exponeringsvägar, och antaganden om ett rimligt och uthålligt utnyttjande av naturresurser. Den mest exponerade gruppen utgår alltså ifrån postulerade framtida invånare som vistas i, och/eller brukar naturresurser från det område som har den högsta koncentrationen av radionuklider. Då intag av föda är den klart dominerande källan för dos, har bärkraftiga levnadssätt och vanor som resulterar i höga intag av lokalt producerad föda hämtats från historiska självförsörjande samhällen. Med utgångspunkt från dessa samhällen har SKB därefter härlett rimliga parametrar som beskriver intag av enskilda födoelement, exponering för extern strålning och storlekar på försörjningsområden som krävs för de antagna bruken av naturresurser, givet fysiska och ekologiska begränsningar som sätts av landskapet och av människors fysiologiska krav på intag av näring.

I avsnitt 3.4 i SKB (2014c) beskrivs de exponeringsgrupper som SKB använt i SR-PSU och samtliga parametrar för födointag och exponeringstider finns motiverade i kapitel 10 i Grolander (2013)⁴. Nedan följer en sammanfattning av SKB:s motiveringar avseende de specifika aspekter av den mest exponerade gruppen som SSM efterfrågat. Konsekvenser av alternativa antaganden diskuteras även kort.

Dietandelar för ett hushåll med en köksträdgård

Den exponerade gruppen som brukar en köksträdgård har införts av SKB för att beräkna en övre gräns för den dos som kan resultera från ett antal exponeringsvägar vilka inte omfattas av de övriga grupperna. Dessa innefattar bevattning av en småskalig odling, gödsling med alger eller aska, samt förbränning av ved eller torv (dvs fall där naturresurser i området med högst koncentration av radionuklider

⁴ Avsnitten 10.6 och 10.7 beskriver och motiverar valet av dietandelar (f_diet), och avsnitt 10.12 motiverar valet av exponeringstider.

bedömts vara otillräckliga för ett storskaligt bruk)⁵. SKB ser att det postulerade småskaliga utnyttjandet av miljön och naturresurser är förenligt med vad som kan förekomma i Sverige idag, och har därför inte valt någon historisk förebild för denna grupp. Istället har SKB använt parametrar för förbränning, gödsling och bevattning som speglar småskalig energiförbrukning och odling under dagens förutsättningar⁶. I konsekvens med detta speglar andelen potatis och grönsaker en typisk nutida svensk diet⁷, som beräknats från jordbruksverkets statistik på konsumtionen av livsmedel och dess näringsinnehåll (Wikberg och Johansson 2006).

Det är naturligtvis så att potatiskonsumtionen i Sverige tidvis och lokalt varit högre än dagens genomsnitt. T ex har SKB skattat fraktionen till 11 % vid 1900-talets början⁸, och i BIOMASS metodologin finns argument för att medelintaget av ett enskilt födoslag kan vara en faktor tre högre för en liten grupp med särskilda kostvanor ($\leq 5\%$ av populationen) än vad som är förekommande i allmänhet⁹. SKB har emellertid valt att se den mest exponerade gruppen som den grupp som har ett maximalt nyttjande av naturresurser från området med högst koncentration radionuklider, och inte som den grupp som konsumerar en ovanligt stor mängd rotfrukter eller grönsaker.

I huvudberäkningsfallet (CC1) är det gödsling med torvaska som ger det dominerade dosbidraget för den exponerade gruppen som är knuten till köksträdgården. I SKB:s beräkningar läggs all aska från förbränningen av torv (som motsvarar ett hushålls energibehov för uppvärmning) på köksträdgården⁵. Vidare är köksträdgårdens storlek dimensionerad för att täcka den antagna fraktionen av potatis och grönsaker¹⁰. Ett alternativt antagande med t.ex. tre gånger högre konsumtion av potatis och grönsaker, skulle alltså leda till att askgivan per kvadratmeter minskar med motsvarande faktor. Detta innebär i sin tur även att koncentrationen i jord och växter minskar med en faktor tre¹¹. Ett eventuellt ökat intag av potatis och grönsaker från köksträdgården skulle alltså balanseras av en minskad koncentration av radionuklider, och intaget av aktivitet (och den resulterande dosen) skulle därför inte påverkas nämnvärt.

Tider för extern exponering

När exponeringstider för vinstelser på den odlade marken har beräknats, har SKB utgått från beskrivningen av respektive odlingssystem. Enligt Widgrens (1979) beskrivning av ett typiskt inägo-utmarks-jordbruk krävs 0.5 hektar jordbruksmark och 5 hektar slåttermark för att försörja en vuxen individ. Baserat på jordbruksverkets produktionsstatistik har SKB beräknat att det krävs 0.3 hektar jordbruksmark och 0.2 hektar vall för att försörja en vuxen individ vid 1900-talets början. Myrdal (1996) har skattat arbetsåtgången per ytenhet för sådd, plöjning, och sädes- respektive höskörd för respektive jordbrukssystem. För inägo-utmarks-jordbruket uppgår arbetet på åkern till 240 timmar per hektar, medan höskörden tar 20 timmar per hektar i anspråk. För ett lätt mekaniserat jordbruk i slutet av 1800-talet är motsvarande siffror för stråsäd och vall ca 150 respektive 20 timmar per hektar. Ytor och arbetsåtgång (per ytenhet) har sedan multiplicerats för att skatta exponeringstiden för respektive grupp och marktyp¹². SKB redovisar dessa beräkningar i avsnitt 10.12 i Grolander (2013).

⁵ Sid 66-67 i SKB R-14-20, avsnitt 9.5 i SKB R-13-46

⁶ Se avsnitt 9.14.2 och 9.14.5 (för bevattning), 9.14.8 och 9.14.9 (för bränslebehov), och 9.14.17 för behov av gödsling med alger i SKB R-13-18, samt avsnitt 7.3.2 i R-13-46 för ett gränssättande antagande om gödsling med aska.

⁷ Se avsnitt 10.6 i SKB R-13-18, samt Tabell S2 i Saetre et al. 2013b.

⁸ Se avsnitt 10.7 i SKB R-13-18.

⁹ Sid 105 i IAEA 2003, samt t.ex. tabell C32 senare.

¹⁰ Stycke 9.14.1 i R-13-18

¹¹ Detta följer av ekvation 7-78 då aska dominerar Σ input

¹² Se tabell 10-4 i R-13-18.

SKB noterar även att man för jägare och samlare inte haft ett lika bra underlag för att beräkna en realistisk exponeringstid. För denna grupp har SKB därför använt den övre gränsen för extern exponering som är möjlig (dvs dygnets alla timmar). I sammanhanget skulle detta kunna tolkas som att individerna i denna grupp spenderar större delen av dygnets timmar i ett läger som är lokaliserat inom biosfärsobjektet, utan någon som helst fysisk avskärmning. SKB har alltså tagit hänsyn till en exponeringstid som är många gånger högre än den som använts för jordbrukare, och alternativa antaganden om längre exponeringstider på åkermarken kan därför inte rimligtvis påverka SKB:s bedömning av risken som resulterar från extern exponering under vistelse i området med den högsta koncentrationen av radionuklider.

Dietandelar för jägare och samlare

För jägare och samlare har SKB inte gjort några uttryckliga antaganden om dietens sammansättning. Då produktiviteten av fisk, vilt, bär och svamp är låg har SKB istället antagit att gruppen äter all mat som produceras i de områden som berörs av utsläppen från förvaret; dvs objekt 157_1, 157_2, och 159, (och i viss mån objekt 116) då landskapet ligger under hav¹³, samt objekt 157_2, 157_1 och 116 när landskapet stigit över havsnivå (se avsnitt 9.3 i Saetre et al. 2013a).

Dietandelen är alltså direkt proportionell till områdes storlek och produktivitet för ett födoämne, och omvänt proportionell till vald gruppstorlek (ekvation 9-22 i Saetre et al. 2013a). Att ta hänsyn till landskapets produktivitet när den mest exponerade gruppen ska karaktäriseras är en självklarhet för SKB, följer SKB:s tidigare metodik (i SR-Site), och stöds av IAEA:s råd för analys av strålsäkerhet (IAEA 2012)¹⁴.

Skattningarna av produktivitet i naturliga ekosystem i det framtida Forsmark är välförankrade i platsdata, vilket betyder att det är förväntat att dietandelen från ett område av 157_2s storlek blir begränsad. För gruppen jägare och samlare har SKB valt en storlek på 30 individer. Detta antal motsvarar en typisk (median) storlek för en familjegrupp av jägare/samlare, och motsvarar även den förväntade storleken av en sådan grupp när hänsyn tas till den stående biomassan i de terrestra ekosystemen i området (Marlow 2005, avsnitt 10.10 i Grolander 2013).

Då dietandelen är omvänt proportionell mot gruppstorleken kommer den att öka med en faktor tre om antalet individer i gruppen sätts till tio personer istället för 30, eller med en faktor sex om gruppens storlek reduceras till fem individer. SKB har emellertid valt att härleda gruppstorleken från en diger sammanställning av historiska etnologiska data, istället för att basera beräkningarna på en godtyckligt vald storlek. Vidare gäller det att när en grupp kan anses omfatta ett fåtal individer, så kan kriteriet för individrisk anses vara uppfyllt när risken inte överstiger 10^{-5} per år (vilket motsvarar en faktor tio jämfört med det riskkriterium som SKB använt). Detta betyder att alternativa antaganden om gruppens storlek rimligtvis inte kan påverka SKB:s bedömning om förvarets säkerhet i någon väsentlig grad.

¹³ Under havsperioden när arealen av havsbassängerna är stora begränsas intaget av fisk av protein-toxicitet, se ekvation 9-13 och figur 9-2 i R-13-46

¹⁴ Se t.ex. artikel 5.32 i IAEA 2012 (sid 51).

7. SSM noterar att det finns betydande skillnader mellan modelleringen av 14C i SR-PSU och i säkerhetsanalysen SAR-08 för SFR (SKB R-08-16). SSM invänder inte emot att SKB utvecklar nya modeller i sitt långsiktiga säkerhetsanalyserbete men anser att SKB bör motivera varför nya modeller introduceras och förklara hur modelleringen bidrar till en förbättrad säkerhetsanalys. SSM hittar ingen sådan motivering och förklaring i SR-PSU vad gäller modelleringen av 14C.

SSM noterar SSM:s externa experter har följande synpunkter på 14C modelleringen (Walke et al., 2017, kapital 3).

- Förekomst av och egenskaper hos 14CH₄ i regolitskiktet, vilket är speciellt intressant för myrlandskap, diskuteras inte och ingår inte i modelleringen [A]¹⁵.
- SKB:s modellering av 14C ackumulering i fisk ger betydligt lägre koncentrationer än de som rekommenderas av IAEA [B].
- De hastigheter för gasflöde från mark som SKB antar är mycket högre än de hastigheter som används i andra liknande säkerhetsanalyser (se avsnitt 3.3.2 i Walke et al., 2017). Hastigheter för gasflöde från mark finns också analyserad i nyare litteratur som kan utgöra jämförelsematerial [C].

SKB:s svar:

SKB arbetar kontinuerligt med att förbättra biosfärmodelleringen i sina säkerhetsanalyser. Detta sker i linje med resultat från SKB:s forsknings- och utvecklingsprogram, i respons till kommentarer från SSM och deras externa granskare, samt genom att följa den internationella utvecklingen på området. Efter SAR-08 genomförde SKB säkerhetsanalysen SR-Site och i samband med denna gjordes en omfattande uppdatering av transport och dosberäkningarna (se nedan).

I Saetre et al. (2013a) vidareutvecklades biosfärmodellen från SR-Site. Utgångspunkten för uppdateringen var en genomgång av konceptuella modeller, av landskapsbeskrivningen, samt av de FEPar som identifierats som relevanta för ett geologiskt slutförvar av radioaktivt avfall (*Handling of biosphere FEPs and recommendations for model development in SR-PSU. SKB R-14-02*). Då C-14 var dosdominerande i den tidigare säkerhetsanalysen av SFR (SKB 2008), är det viktigt för SKB att en biosfärmodell som används för att utvärdera säkerheten av ett utbyggt SFR speglar huvudsakliga förråd av C-14 i miljön, samt ger en trovärdig representation av de processer som styr ackumulering och frisättning av C-14 i miljön. I och med de uppdateringar som gjorts anser SKB nu att biosfärmodellen uppfyller dessa krav.

En översiktlig beskrivning av och motivering till förändringarna av biosfärberäkningarna från SAR-08 till SR-PSU (med avseende på biosfärmodellen, biosfärobjekten och källdata), och hur detta påverkar dosen från ett enhetsutsläpp av samtliga undersökta radionuklider (inklusive C-14) finns redovisad i sektion 10.4.2 i ansökansdokumentet *Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06*. Nedan beskrivs de modelluppdateringar som gjorts i SR-Site och SR-PSU, och för de senare beskrivs hur de bidragit till en förbättrad säkerhetsanalys.

¹⁵ Hakparenteser införda av SKB för att förenkla identifieringen av svaren.

Modelluppdateringar i SR-Site

I arbetet med SR-Site gjordes en omfattande revision av tidigare biosfärsmodeller (t ex Bergström et al. 2008). En stor förändring jämfört med tidigare säkerhetsanalyser var att transporten av radionuklider i naturliga ekosystem nu beskrevs med en modell, som fångade successionen från havsbassäng, till en helt igenväxt sjö, och beskrev ackumulation av radionuklider och ekosystemövergångar som en kontinuerlig funktion av landskapsutvecklingen. Utöver detta gjordes flera andra viktiga förändringar: transporten från geosfären omfattade en inledande ackumulation i djupare jordlager (morän och glaciärra); modellkomponenterna primärproducenter och förna¹⁶, samt processerna primärproduktion, död, nedbrytning av organiskt material, gasutbyte med atmosfären samt molekylär diffusion inkluderas i modellen för de naturliga ekosystemen. Vidare, beskrevs den dikade jordbruksmarken med en separat modell, där storleken på initialförråd av radionuklider beräknades med utgångspunkt från relevanta regolitlager i myren, och effekter av bevattning integrerades i beräkningarna. Slutligen inkorporerades beräkningarna av transport och ackumulation av C-14 i samma modell som övriga radionuklider¹⁷ (Avila et al. 2010, 2013).

Modelluppdateringar i SR-PSU

För att spegla ackumulationen av C-14 i organiskt material i sediment- och torvlager valde SKB i Saetre et al. (2013a) att införa separata modellkomponenter för organiskt och oorganiskt material i både akvatiska och terrestra ekosystem. Följaktligen delade SKB upp det mellersta regolitlagret (RegoMid) i ett övre lager som innehåller organiskt material (Iergyttja, RegoPG) och ett undre lager utan organiskt material (glaciärra, RegoGL). För att karaktärisera frisättningen av C-14 från de organiska förråden i naturliga ekosystem valde SKB vidare att särskilja den översta syresatta horisonten (där nedbrytningshastigheten är relativt hög) från de undre anaeroba jordlagren (där nedbrytningen är betydligt långsammare). Radionuklidförrådet i regolitlager som innehåller organiskt material delades därefter upp i två komponenter (en organisk och en oorganisk) (Figur 3-1 i Saetre et al. 2013b)¹⁸. Även för jordbruksmodellerna inkluderas en komponent för organiskt material som representerade radionuklidförrådet i gödsel (alger eller dynga) eller i organiskt material med ursprung från den dikade våtmarken.

Den slutgiltiga uppsättningen modellkomponenter är beskriven och motiverad i avsnitt 3.1 av Saetre et al. (2013b). SKB:s representation av organiskt material liknar den som allmänt används för att beskriva omsättningen av organiskt material i mark (t ex Jenkinson and Rayner 1977, Ågren 1998), eller torvtillväxt i våtmarksmiljöer (Clymo et al. 1998, Clymo och Bryant 2008). SKB:s uppdelning av markförråd har även likheter med SSMs SSPAM14C (Limer et al. 2013) då modellen har separata komponenter för oorganiskt och organiskt C-14, samt att organiska förråd delas upp med avseende på nedbrytningshastigheten. Med den nya modellen dominerar den organiska komponenten ackumulationen av C-14 i de övre regolitlagren under landperioden (avsnitt 10.5.2 i *Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06*)¹⁹, vilket leder till att SR-PSU-modellen ger en högre och mer realistisk bild av exponering från inandning och från extern strålning av C-14 för människor och organismer som vistas i våtmarksmiljön.

¹⁶ Ackumulation av förna fanns enbart representerad i myren i SR-Site.

¹⁷ Liksom i SR-PSU skilde sig uttrycken för några av radionuklidflödena (t.ex. växtupptag och atmosfärsutbyten) mellan C-14 och andra radionuklider.

¹⁸ Detta omfattade även partikulärt material i vattenmassan.

¹⁹ Efter isolering var aktiviteten i RegoUp_org och RegoPeat_org i myren (157_2) samt RegoUp_org och RegoPG_org i nedströmssjön (157_2) större än de motsvarande oorganiska C-14 förråd (Figur 10-2 i SKB 2014c)

Radionuklidflödena i SR-PSU modellen är i stort sett de samma som i SR-Site modellen, och i likhet med den tidigare modellen frisätts C-14 från alla organiska (icke levande) komponenter genom nedbrytning. Till skillnad från SR-Site, utgår den matematiska härledningen och beskrivningen av samtliga radionuklidflöden uttryckligen från massflöden av vatten, fast materia eller gas, och det finns en tydlig och dokumenterad motivering till varje flödesuttryck (kapitel 4-8 i Saetre et al. 2013b). För en mer fullständig och enhetligare beskrivning har även ett fåtal radionuklidflöden tillkommit i SR-PSU modellen. T ex har (vertikala) diffusionsflöden implementerats parallellt med (vertikala) advektiva flöden mellan samtliga regolitlager; tillväxt av det översta regolitlagret leder i SR-PSU modellen till en motsvarande volymförflyttning till underliggande lager i både myr och sjö; gasutbytet med atmosfären sker i bägge riktningar för både myr- och sjöecosystemet. Även de förenklade jordbruksmodellerna inkluderar nu en gasavgång av C-14 till atmosfären²⁰.

I några fall har SKB lagt till radionuklidflöden som inte alls fanns representerade i SR-Site modellen. SR-PSU modellen omfattar t.ex. upptag av C-14 i markvatten via rötter (i samtliga terrestra modeller²¹), och i modellen för den dikade myren ingår ett flöde av radionuklider från djupare jordlager (avsnitt 3.2 i Saetre 2013b). Att en liten andel av växters kolassimilation kommer från rotupptag är väldokumenterat (se källor i avsnitt 9.4.4 av Grolander 2013). Det är vanligt att denna upptagsväg finns representerad i modeller för säkerhetsanalys (se t.ex. Limer et al. 2013), och i SR-PSU ger rotupptaget ett signifikant bidrag till växtens totala upptag av C-14 (Tabell 10-3 i *Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06*). Radionuklidbelastning via grundvatten finns representerad i SAFE modellen för jordbruksmark, som användes i en tidigare säkerhetsanalys av SFR (Karlsson et al. 2001). Då odlade växterna har ett vattenunderskott under sommarmånaderna finner SKB det rimligt att i en heltäckande säkerhetsanalys inkludera möjligheten att radionuklider från djupare jordlager kan nå omättade jordlager via kapillärkrafter (se även avsnitt 9.8.2 av Grolander 2013).

Slutligen har SKB i SR-PSU gjort en omfattande uppdatering av beräkningarna av C-14 i atmosfären, (som tidigare baserats på en modell från SAR-08 (Avila and Pröhl 2008)). I den nya modellen särskiljer SKB på tre olika luftlager, och C-14 koncentrationen beräknas för en gradient från ett marknära lager (där fotosyntes sker) till högre luftlager (ovanför nivån för inandning). Utvecklingen av modellen har drivits av resultat från en modelljämförelse inom BIOPROTA, där spridningen i beräknade atmosfärskoncentrationer från fem olika C-14 modeller var stor (Limer et al. 2012). Den nya modellen utgår ifrån mikrometeorologiska processer, och liknande modeller har den senaste tiden använts i säkerhetsanalyser internationellt (Walke 2017). Den nya atmosfärsmodellen har reducerat osäkerheterna i beräkningarna av atmosfärskoncentrationer väsentligt, och stratifieringen av luftlager ger mer relevanta skattningar av C-14 koncentrationer för växtupptag och exponering via inandning.

Sammanfattningsvis konstaterar SKB att de viktigaste motiven för uppdateringar har varit att biosfärmodellen i SR-PSU ska ha förmåga att spegla ackumulation av de huvudsakliga förråd av C-14 i miljön, samt ge en trovärdig representation av de processer som styr ackumulation och frisättning av C-14 i miljön. Vidare har SKB i

²⁰ I SR-Site modellen saknades alltså följande radionuklidflöden: via diffusion i nedåtgående riktning ovanför det mellersta regolitlagret, via en tillväxt av det övre torvlagret i myren, via gasupptag från atmosfären till myren, samt via gasavgång från jordbruksmarken.

²¹ I de förenklade jordbruksmodellerna representeras inte växtbiomassa och växtupptag uttryckligen i modellen. Istället antas koncentrationen i växten vara i jämvikt med koncentrationen i markvatten (via rotupptag) och i atmosfären (via upptag genom klyvöppningarna).

sitt utvecklingsarbete eftersträvat en ökad tydlighet och enhetlighet i beskrivningen av transportprocesser mellan jordlager och delmodeller. Med tanke på att SR-PSU omfattar många olika utsläppsscenarioer och att spannen i, och kombinationer av, parametervärden varit mycket stora vill SKB även poängtera att det i många fall har varit svårt (eller rentav omöjligt) att i förhand avgöra under vilka förutsättningar en modelluppdatering kommer att ha betydelse för konsekvensberäkningar. SKB är väl medveten om att en stor detaljrikedom kan påverka modellprestanda och förståelse på ett negativt sätt. SKB anser emellertid att detaljeringsgraden i biosfärsmodellen är välmotiverad och balanserar SKB:s ambitioner på trovärdighet, tydlighet och funktionalitet.

SKB:s svar 7A - Förekomst av och egenskaper hos $^{14}\text{CH}_4$ i regolithskiktet:

Modeller för att beräkna radiologiska effekter från utsläpp av $^{14}\text{CH}_4$ från ett geologiskt förvar av radioaktivt avfall har utvecklats under mer än 20 år (Mobbs et al. 2014). Dessa modeller har tydligt visat att upptag av växter, och därefter överföring av organiskt kol till andra organismer i näringskedjan, är den klart viktigaste exponeringsvägen för framtida invånare²². Doser som orsakas av inandning av radioaktiva gaser och damm är flera storleksordningar mindre än de som orsakas av förtäring av föda²³, och därför är det i princip en regel i denna typ av modellering att göra det försiktiga antagandet att all C-14 aktivitet som når biosfären är tillgänglig för växtupptag (Shaw and Thorne 2016). Detta väletablerade försiktiga antagande har även SKB gjort i Saetre et al. (2013b), liksom i de tidigare säkerhetsanalyser SR-Site och SAR-08.

Som en del av arbetet med SR-PSU utförde SKB en litteraturgenomgång med avseende på produktion och omsättning av metan i boreala våtmarker, vilken presenterades vid ett BIOPROTA möte i februari 2013 (Mobbs et al. 2014). Denna genomgång håller för närvarande på att utökas med en uppdatering av motsvarande kunskapsläge för sjöar och vattendrag.

I anaeroba miljöer kan metanogena bakterier omvandla både CO_2 och lågmolekylära organiska kolföreningar till metan. Metan kan i sin tur transporteras till atmosfären (t ex via bubbelbildning, diffusion, eller transport i växtstrukturer) eller oxideras till CO_2 i syresatta miljöer (Figur 5). Att metan bildas och avges från naturliga utströmningsområden för djupt grundvatten, dvs sjöar, bäckar och våtmarker, är välkänt. Regionala uppskattningar av metanavgången under vegetationsperioden för trädlösa kärr är i storleksordningen $30\text{-}50 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ (Nilsson et al. 2001)²⁴. Motsvarande siffra för mindre sjöar är något lägre ($\sim 1.5\text{-}15 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, t.ex. Natchimuthu et al. 2015), medan metanavgång i vassbälten som omger sjöar har uppskattats till omkring $200\text{-}300 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ (Kasimir-Klemedtsson et al. 2001, Juutinen et al. 2004). Det saknas emellertid platsspecifik uppskattning av metanavgång för naturliga ekosystem i Forsmark, och även på en regional nivå är den kvantitativa betydelsen av de underliggande processerna (produktion, konsumtion och transport) oklar. För att förbättra platsbeskrivningen av Forsmark har SKB nu inlett fältundersökningar av metanomsättningen i vattendrag och sjöar (SKB 2016). I förlängningen kan mätningar i kombination med processbaserad modellering ge ett underlag för att kvantifiera metanomsättningen på skalan av ett utströmningsområde,

²² Detta innefattar fixering av kol av akvatiska växter, och vidare propagering av organiskt C-14 till den akvatiska näringskedjan och invånare som äter t.ex. fisk.

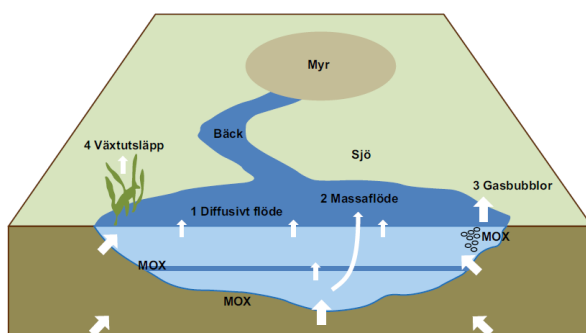
²³ SKB har trots det ringa dosbidraget även beaktat exponering via inandning i SR-PSU (avsnitt 9.1 i Saetre et al. 2013a, Tabell 10-1 i SKB 2014c).

²⁴ Den lägre siffran avser lågstarrkärr (*Eriophorum vaginatum*), medan den högre avser högstarrkärr (*Carex rostrata*).

samt identifiera effekter av de faktorer som styr metanomvandling och metanavgång i Forsmark.

Med utgångspunkt från SKB:s litteraturgenomgång är det rimligt att anta att delar av ett utsläpp av C-14 som når en vattenmättad miljö (d.v.s. våtmarker eller akvatiska sediment), via utströmning av djupt grundvatten, kommer att omvandlas till metan. SKB bedömer det emellertid som svårt att i nuläget göra relevanta skattningar av hur stor del av ett utsläpp av C-14 som kan nå atmosfären som metan, (och alltså inte kommer att vara tillgänglig för växtupptag), och detta är motiveringen till det förenklade antagandet som används i SR-PSU. Även om detta antagande är försiktigt anser SKB att det inte är en orimlig förenkling, med tanke på att det även i våtmarksmiljöer ofta förekommer att i princip all metan som bildas oxideras (t ex när grundvattennivån är låg, eller då vattendjupet i en sjö är stort).

För konsekvensberäkningar vill SKB även poängtera att det i SR-PSU är jordbruksmarken som ger den högsta beräknade dosen från C-14, och att dosen som resulterar från konsumtion av föda från våtmarker och sjöar är nästan en storleksordning lägre (Figur 10-6 i *Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06*). Den uppåtriktade transporten av grundvatten under vegetationsperioden utgör huvudkällan för växtupptag av C-14 i SKB:s modellerade jordbruksmark, och bidraget från mineraliseringen av torv är begränsat i det område där radionuklider från förvaret förväntas nå ytan. Detta betyder att alternativa antaganden om i vilken grad C-14 kan avgå som metan från vattenmättade miljöer (och alltså inte är tillgängligt för växtupptag) bara kan ha en marginell påverkan på den beräknade dosen för den mest exponerade gruppen.



Figur 5. Processer som påverkar utströmning och omvandling av metan i ytnära ekosystem. Metan kan avgå till atmosfären genom diffusion (1), vattentransport (2), gasbildning (3) eller växtutsläpp (4). Metan kan också omvandlas till koldioxid (och organiskt material) av metanoxiderande mikrober (betecknade som MOX i figuren). Figur från Fud (SKB 2016).

SKB:s svar 7B - SKB:s modellering av 14C ackumulering i fisk:

I SR-PSU har SKB använt den specifika aktiviteten för att beräkna upptaget av C-14 från miljön till primärproducenter i akvatiska och terrestra ekosystem, och koncentrationen i växterna har sedan propagerats uppåt i näringskedjan. För beräkningar antas C-14 i oorganisk form (koldioxid och/eller karbonat) blandas (fysiskt och kemiskt) med motsvarande former av stabilt kol i atmosfär, markvatten eller havs/sjövatten, vilket resulterar i en specifik aktivitet. En organism som tar upp ett stabilt ämne från miljön antas alltså ta upp radioisotopen i proportion till dess relativa förekomst, och organismen uppnår vid jämvikt samma specifika aktivitet som den i upptagsmiljön. Att använda specifik aktivitet för att beräkna upptag och koncentration av C-14 i växter är brukligt i modeller som används för att bedöma radiologisk säkerhet (se t ex litteraturgenomgång av Limer et al., 2013).

Den helt dominerande formen av kol i alla levande organismer är organiskt kol. Heterotrofer (dvs herbivorer, rovdjur, detrivorer och omnivorer) kan inte fixera organiskt kol, och kol i organiska molekyler har därför alltid sitt ursprung i kol som fixeras av primärproducenter. Eftersom diskriminering av C-14 under kolmetabolism (och syntes) är liten, och sönderfallet av radioaktivt kol är långsamt jämfört med organismens livstid, kommer den specifika aktiviteten hos primärproducenter att bevaras i näringskedjan. Följaktligen har den specifika aktiviteten i fisk satts till samma värde som den hos vattenväxter (makroalger, mikroalger och plankton) i SKB:s biosfärberäkningar (Saetre et al. 2013b). Detta resonemang är helt analogt med det som ligger bakom IAEA:s rekommendationer för användningen av specifik aktivitet vid beräkningar av konsekvenser från C-14 utsläpp för människor (IAEA 2001, Annex III).

Redan 2003 använde SKB antaganden om specifik aktivitet för att modellera transport och ackumulation av C-14 i marina ekosystem (Kumblad et al. 2003). I SAR-08 tillämpade SKB principen för att beräkna koncentrationer av C-14 i organismer och bedöma radiologisk säkerhet för SFR (Avila och Pröhl 2008). I SR-Site användes principen för att beräkna koncentrationen i nysyntetiserad växtbiomassa, samtidigt som hänsyn togs till utsläppets fördelning (och transport) mellan den akvatiska och den terrestra delen av utströmningsområdet, samt till det radioaktiva sönderfallet i växten (Avila et al. 2010). Primärproducenternas specifika aktivitet antogs propagera till vilt och fisk, och dessa principer har även använts i biosfärmodelleringen i Saetre et al. (2013a).

Fallgroparna med att tillämpa samma tillvägagångssätt för att modellera spridning och upptag av C-14 som för andra radionuklider, dvs. baserat på överföringsfaktorer (CR-värden), har påpekats av SKB och andra (se t.ex. diskussion i Avila et al., 2006). Till exempel har svårigheterna med att hitta lämpliga värden för överföringsfaktorer från jord eller vatten till biota uppmärksammats, och rimligheten i att använda överföringsfaktorer för C-14 har ifrågasatts, då dessa inte alls återspeglar de relevanta överföringsmekanismerna. Även IAEA (2004) påpekar att beräkningar av överföringsfaktorer (CR-värden) för C-14 är problematiska, både på grund av antaganden om i vilka former C-12 och C-14 kan antas vara i jämvikt, och vilka former som är relevanta för upptag hos olika organismer. Tabellerade CR-värdena för marin fisk är t ex beräknade med utgångspunkt från (och därför främst tillämpliga för) den organiska fasen av C-14. I motsvarande rapport för överföringsfaktorer i terrestra och limniska miljöer tar IAEA (2010) upp specifik aktivitet som ett alternativ till överföringsfaktorer för beräkningar med C-14. Då den radioaktiva sönderfallshastigheten i primärproducenter är försumbar i sammanhanget noterar SKB att beräkningarna för koncentration i insjöfisk i SR-PSU (efter enhetskonvertering) i praktiken är identiska med de som beskrivs i kapitel 10 av IAEA 2010 (avsnitt 10.2.2 samt tabell 62).

SKB:s svar 7c - Hastigheter för gasflöde från mark:

I den biosfärmodell som använts i SR-PSU beskriver SKB gasflödet från mark med utgångspunkt från de fysikaliska processer som styr gasutbytet med atmosfären. För mättade jordlager (och öppet vatten) begränsar fasövergången (mellan vätska och gas) gasutbytet, medan hastigheten för gasdiffusionen styr gasutbytet i omättade jordlager.

SSM:s externa experter har påpekat att omsättningshastigheten av C-14 i mark, till följd av gasutbytet, är högre i SKB:s beräkningar än vad som rekommenderas för denna typ av modeller. Rekommendationen för omsättningshastigheten av C-14 i omättade jordlager som åberopas, 0.04 per dag (geometrisk standardavvikelse =3.2), bygger på en tidig empirisk studie (Sheppard et al. 1991). SKB är medveten om att detta värde använts i flera modeller för bedömning av konsekvenser av C-14 utsläpp (Limer et al. 2013). Men det råder ingen konsensus om att denna omsättningshastighet bör användas. Tvärtom har Thorne (2005) hävdade att utbytesprocesser mellan atmosfären och marken sker på en tidsskala av timmar eller dagar, och omsättningshastigheter på denna skala har t ex använts i FSA:s modell för slam från reningsverk, och i NDA RWM:s utökade RIMERS modell (Limer et al. 2013)²⁵.

SKB har nu jämfört representationen av gasutbyte i biosfärmodellen med nyare litteratur (se nedan), och finner beräkningarna välgrundade. Då SKB dessutom använder en dynamisk modell som bygger på den specifika aktiviteten i miljön, bör hastigheten på gasutbytet (som påverkar C-14 och stabilt kol på samma sätt) ha en marginell effekt för konsekvensberäkningarna (se nedan för en mer utförlig förklaring), och antaganden om gasutbyteshastigheter påverkar därför inte SKB:s bedömning om förvarets säkerhet i någon väsentlig grad.

Gasflöde från mättade marklager

SKB har i SR-PSU beräknat gasutbytet mellan mättade jordlager och ovanpå liggande luftlager med en sk pistonmodell (avsnitt 5.2.9 i Saetre et al. 2013b). Modellen beskriver fasövergången mellan vatten och gas, och utbyteshastigheten är proportionell mot koncentrationen av löst oorganiskt kol (DIC), andelen av DIC-förrådet som är i form av CO₂/H₂CO₃, och en gasutbyteskoefficient (den sk pistonhastigheten) som för en öppen vattenyta är beroende på vindhastighet²⁶. Beräkningsmetodiken är väletablerad och metoden har verifierats med sk Eddy-kovariansteknik (t ex MacIntyre et al. 2010, Tedford 2014).

Wania et al. (2010) använde även denna typ av modell för att simulera gasemission från sju boreala våtmarker. För dessa beräkningar använde författarna en pistonhastighet för öppet vatten som motsvarade en vindhastighet på 0 m/s. Uppskattningar och mätningar av gasutbyteskoefficienter för vindstilla förhållanden har god överensstämmelse mellan olika studier²⁷, men hastigheten kan förväntas påverkas av både vegetationstäckets och fluktuationer i grundvattenytans nivå. Då dessa samband inte är välbeskrivna i litteraturen valde SKB istället att justera gasutbyteskoefficienten baserat på massbalanssimuleringar av stabilt kol (C-12) i våtmarkskomplex i Forsmark (kapitel 8 i *Biosphere synthesis report for the safety assessment SR-PSU. SKB TR-14-06*).

För massbalanssimuleringen användes radionuklidmodellen för biosfären (som inkluderar processerna grundvattentransport, gasutbyte, inväxt av vegetation,

²⁵ FSA = Food Standard Agency (UK); NDA = Nuclear Decommissioning Authority (UK) RWMD = Radioactive Waste Management (UK)

²⁶ Avsnitt 5.2.9 och 6.2.6 i R-13-46

²⁷ Hastigheten varierar t.ex. mellan 1.7 och 2,6 cm per timme i studier av Cole and Caraco 1998, Bastviken et al 2004, MacIntyre et al. 2010, och Tedford et al. 2014.

fotosyntes, sedimentation och mineralisering), samt parametervärden och randvillkor baserade på mätningar från platsen. De modellerade kolbalanserna faller inom det förväntade spannet av boreala torvmarker (Yu 2006). Den långsiktiga ackumulationshastigheten för kol stämmer överens med regionala uppskattningar (Turunen et al. 2002, Turunen 2003) och lokala skattningar för unga våtmarker (Schoning 2014). När gasutbyteskoefficienten reducerats till en tredjedel av den för fritt vatten ($d v s$ till 0.7 cm h^{-1} eller 50 m år^{-1}) stämde även simulerade och uppmätta (Löfgren 2011) koncentrationer av DIC i det ytliga torvlageret. En reduktion av gasutbyteshastigheten (jämfört med den för fritt vatten) är förväntad eftersom det övre torvlaget i regel är delvis omättat, åtminstone under delar av vegetationsperioden (Limpens et al. 2008). En reduktion i den skattade storleksordning stämmer även överens med vad som observerats i sjöar, där en matta av flytbladsvegetation kan reducera emission av koldioxid och metan med upp till 60 % (Attermeyer et al. 2016).

Gasflöde från omättade marklager

Att molekylär diffusion är en huvudmekanism för gastransport i omättade jordlager är välkänt (t ex De Jong and Schappert 1972, Simunek and Suarez 1993, Smith et al. 2003). SKB har därför använt sig av denna process för att beskriva transport av CO_2 i jordbruksmark. Det vill säga, i SKB:s beräkningar är det uppåtriktade gasflödet proportionellt mot koncentrationsgradienten i marken och den effektiva diffusionskoefficienten (Appendix D i Saetre et al. 2013b). Detta är en generalisering av Ficks lag, och SKB har liksom Wania (2010) använt Millington-Quirk modellen (MQ) för att ta hänsyn till hur porositet och vattenmättnad påverkar gasdiffusionen i organiska jordar (Grolander 2013).

Inom RWM:s program för att utveckla förståelsen för transport och ackumulation av C-14 från ett underjordiskt förvar för radioaktivt avfall har en serie av fält- och laborieförsök nyligen utförts av forskare på Nottingham University. I dessa försök kunde både koncentrationsgradienten och gasutflödet av CO_2 från jordbruksmark beskrivas med en detaljerad modell, där transporten beräknades med gasdiffusion (Hoch et al. 2014). I fältförsök var den uppmätta tiden för transporten av en märkt gaspuls genom ett 0.45 m tjockt marklager i storleksordningen 8 timmar till ett dygn (t.ex. Shaw et al. 2014). Det vill säga på en skala av en dag snarare än en skala på flera veckor.

Som ett led i programmet utvecklades även en ny modell för att bedöma säkerheten vid ett utsläpp av gasburen C-14 (Hoch 2014). Beräkningarna av gastransport i omättade jordlager i denna modell bygger på samma tillämpning av Ficks lag som SKB använder, men Hoch beräknade den effektiva diffusionskoefficienten med SWLR-modellen (Moldrup et al. 2013). Med de jordegenskaper som SKB ansätter i sin analys (Tabell 5.12 i Grolander 2013) är skillnaden i den beräknade effektiva diffusiviteten mindre än en faktor två mellan SWLR-modellen och den klassiska MQ modellen (som SKB använt).

SKB noterar att den luftfyllda porositeten i mark är den faktor som har störst betydelse för gasdiffusionshastigheten i mark, oavsett vilken modell som används för att beräkna diffusiviteten (MQ, BCC, MPD, TPM eller SWLR)²⁸. Eftersom porositeten i regel är behäftad med en liten osäkerhet, så är det graden av vattenmättnad som blir avgörande för den modellerade hastigheten på gasutbytet (och omsättningshastigheten). I de marklager där rotupptag sker är markrespirationen den helt dominerande källan för löst stabilt oorganiskt kol i porvattnet (DIC-12). Det radioaktiva kolet (C-14), från förvaret förväntas däremot att nå dessa marklager underifrån. Då även det radioaktiva kolet förväntas vara i oorganisk löst form (eller omvandlas till denna form i de

²⁸ BCC, MPD och TPM modellerna beskrivs t.ex. i Kawamoto et al. 2006.

syresatta marklagren) kommer stabilt och radioaktiv kol att påverkas av gasutbytes hastigheten på samma sätt. Förhållandet mellan radioaktivt och stabilt kol i porvattnet kommer därför i princip bara att bero på förhållandet mellan markrespirationen och tillförseln underifrån. Det betyder att den specifika aktiviteten i porvattnet, och aktivitetskoncentrationen i grödan som beror på rotupptag, i praktiken inte kommer att påverkas av gasutbytes hastigheten. I bilaga 3 visar SKB detta. I de nya beräkningarna ersätts parametern som beskriver DIC koncentrationen i odlad mark med en funktion av markrespirationen (en välkänd och välmätt egenskap, Oertel et al. 2016), och gasutbytes hastigheten enligt samma principer som används för beräkningarna för C-14. Denna uppdatering av biosfärsberäkningarna är i linje med granskningss kommentarer från SSM:s externa experter och kan sannolikt ge en väsentlig reduktion av osäkerheten i den beräknade dosen för C-14 (se bilaga 3).

Med vänlig hälsning

Svensk Kärnbränslehantering AB
Projekt SFR Utbyggnad

Peter Larsson
Projektledare Projekt SFR Utbyggnad

Bilagor

- 1 *SFR-avfall från rivning av kärntekniska anläggningar i Studsvik.* SKBdoc 1599504 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- 2 *Radionuklidtransportberäkningar för SFR med uppdaterat inventarium från Studsvik,* SKBdoc 1603691 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- 3 *Kompletterande beräkningar för gasavgång.* SKBDoc 1610560, ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

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.

Attermeyer K, Flury S, Jayakumar R, Fiener P, Steger K, Arya V, Wilken F, van Geldern R, and Premke K, 2016. Invasive floating macrophytes reduce greenhouse gas emissions from a small tropical lake, *Sci Rep.* 2016 Feb 5;6:20424. doi: 10.1038/srep20424

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.

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, Pröhl G, 2008. 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.

Avila R, Thiry Y, Gilbin R, Agüero A, Thorne M, Sheppard M, Tamponnet C, Ikonen A, Xu S, 2006. Recommendations for improving predictions of the long-term environmental behaviour of ¹⁴C, ³⁶Cl, ⁹⁹Tc, ²³⁷Np and ²³⁸U; Findings of the IUR "Radioecology and Waste" Task Force IUR Report 6, 2006 (<http://www.iur-uir.org/upload/xeyyqtjqie.pdf>).

Bastviken D, Cole J, Pace M, Tranvik L, 2004. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB4009, doi:10.1029/2004GB002238.

Bergström U, Avila R, Ekström P-A, de la Cruz I, 2008. Dose assessments for SFR 1. SKB R-08-15, Svensk Kärnbränslehantering AB

Clymo R S, Turunen J, och Tolonen K, 1988. Carbon accumulation in peatland. *Oikos*, 81:368-388.

Clymo R S and Bryant C L, 2008. Diffusion and mass flow of dissolved carbon dioxide, methane, and dissolved organic carbon in a 7-m deep raised peat bog, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 72, 2048 – 2066.

Cole J J, Caraco N F, 1998. Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography* 43, 647-656.

De Jong E and Schappert H J V, 1972. Calculation of soil respiration and activity from CO₂ profiles in soil. *Soil Sci.* 113, 328–333.

Grolander S, 2013. Biosphere parameters used in radionuclide transport modelling and dose calculations in SR-PSU. SKB R-13-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hoch A R, Lever D A and Shaw G, 2014. Uptake of Carbon-14 in the Biosphere: Summary Report. Amec report. AMEC/004041/008

Hoch A R, 2014. Uptake of Gaseous Carbon-14 in the Biosphere: Development of an Assessment Model, AMEC Report AMEC/004041/007.

Höglund L O, 2014. The impact of concrete degradation on the BMA barrier functions. SKB R-13-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.

IAEA, 2012. The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste. Specific Safety Guide IAEA Safety Standards Series No. SSG-23.

IAEA, 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Reports Series, 472, 208 pp.

IAEA, 2004. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. Technical Report Series, 422.

IAEA, 2003. "Reference Biospheres" for solid radioactive waste disposal. Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSESSment (BIOMASS) Programme. Part of the IAEA Co-ordinated Research Project on Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS). IAEABIOMASS-6, International Atomic Energy Agency.

IAEA, 2001. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Reports Series No. 19, 2001.

ICRP, 1998. Protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. ICRP Publication 81. *Annals of the ICRP* 28(4).

ICRP, 2006. Assessing dose of the representative person for the purpose of protection of the public and the optimisation of radiological protection: Broadening the process. ICRP Publication 101. *Annals of the ICRP* 36(3).

Jenkinson D S and Rayner J H, 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123, 298-305.

Juutinen S, Alm J, Larmola T, Saarnio S, Martikainen P J, Silvola J, 2004. Stand-specific dynamics of CH₄ fluxes in boreal lakes: Patterns and controls. *Journal of Geophysical Research* 109

Karlsson S, Bergström U, Meili M, 2001. Models for dose assessments. Models adapted to the SFR-area, Sweden. SKB TR-01-04. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Kasimir-Klemedtsson Å, Nilsson M, Sundh I, and Svensson B H, 2001. Växthusgasflöden från myrar och organogena jordar, report, 54 pp., Naturvårdsverket, Stockholm.

Kawamoto K, Moldrup P, Schjonning P, Iversen B V, Rolston D E, Komatsu T, 2017. Gas Transport Parameters in the Vadose Zone: Gas Diffusivity in Field and Lysimeter Soil Profiles. *Vadose Zone Journal* 5:1194-1204.

Klos R, Wörman A, 2017. Review of dose assessment landscape models SSM Dnr. SSM2016-3261-2.

Kumblad L, Gilek M, Naeslund B, Kautsky U, 2003. An ecosystem model of the environmental transport and fate of carbon-14 in a bay of the Baltic sea, Sweden. *Ecological modelling* 166: 193–210.

Limer L M C, Smith K, Albrecht A, Marang L, Norris S, Smith G M, Thorne M C och Xu S, 2012. C-14 Long-Term Dose Assessment: Data Review, Scenario Development, and Model Comparison. Final Report, Version 3.0. A report prepared within the BIOPROTA international cooperation programme and published by the Swedish Radiation Safety Authority: 2012:47.

Limer L, Klos R, Shaw G och Walke R, 2013. Terrestrial Biosphere Modelling of 14C Research. SSM Rapport nummer: 2013:20. Svenska Strålskyddsmyndigheten.

Limpens J, Berendse F, Blodau C, Canadell J G, Freeman C, Holden J, Roulet N, Rydin H, Schaepman-Strup G, 2008. Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeosciences* 5, 1475–1491. doi: 10.5194/bg-5-1475-2008.

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.

MacIntyre S, Jonsson A, Jansson M, Aberg J, Turney D E and Miller S D, 2010. Buoyancy flux, turbulence, and the gas transfer coefficient in a stratified lake, *Geophysical Research Letters*, 37, doi:10.1029/2010gl044164.

Mobbs S, Smith K, Thorne M and Smith G, 2014. Modelling Approaches to C-14 in Soil-plant Systems and in Aquatic Environments, Swedish Radiation Safety Authority Report SSM 2014:30, Available at www.stralsakerhetsmyndigheten.se.

Moldrup P, Chamindu Deepagoda T K K, Hamamoto S, Komatsu T, Kawamoto K, Rolston D E and de Jonge L W, 2013. Structure-dependent Water-induced Linear Reduction Model for Predicting Gas Diffusivity and Tortuosity in Repacked and Intact Soil, *Vadose Zone J.* 12, 2013.

Myrdal J, 1996. Betingelser och arbetsgång i lantbruket. In Perlinge A (ed). Landbon, ladan och lagen och hägnaderna, arbetstiden och bygdelaget samt ytterligare 20 agrarhistoriska artiklar. Stockholm: Kungliga Skogs- och lantbruksakademien.

Natchimuthu S, Sundgren I, Gålfalk M, Klemedtsson L, Crill P, Danielsson Å, Bastviken D, 2015. Spatio-temporal variability of lake CH₄ fluxes and its influence on annual whole lake emission estimates. *Limnology and Oceanography* 61:13-26.

- Nilsson M, Mikkelfi C, Sundh I, Granberg G, Svensson B H and Ranney B, 2001.** Methane emission from Swedish mires: National and regional budgets and dependence on mire vegetation. *Journal of Geophysical Research*: 106: 20,847-20,860.
- Oertel C, Matschullat J, Zurba K, Zimmermann F, Erasmi S, 2016.** Greenhouse gas emissions from soils – A review. *Chemie der Erde*, 76, 327-352.
- Saetre P, Nordén S, Keesmann S, Per-Ekström A, 2013a.** The Biosphere model for radionuclide transport and dose assessment in SR-PSU. SKB R-13-46, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Saetre P, Valentin J, Lagerås P, Avila R, Kautsky U, 2013b.** Land use and food in-take of future inhabitants: outlining a representative individual of the most exposed group for dose assessment. *Ambio* 42, 488–496.
- Schoning K, 2014.** Torvtillväxt och kolackumulaton hos unga torvmarker i Uppland. SGU-rapport 2014:35.
- Shaw G, Atkinson B, Meredith W, Snape C, Steven M, Hoch A and Lever D, 2014.** Quantifying ¹²/₁₃CH₄ migration and fate following sub-surface release to an agricultural soil. *Journal of Environmental Radioactivity* 133:18-23
- Shaw G G, Thorne M C, 2016.** The oxidation of methane in soil as a factor in determining the radiological impact of a geological disposal facility. RWM005675, AMEC/200047/001 Issue 1, Radioactive Waste Management Limited.
- Sheppard M I, Sheppard SC, Amiro BD, 1991.** Mobility and plant uptake of inorganic ¹⁴C and ¹⁴C-labelled PCB in soils of high and low retention. *Health Physics* 61 (4), 481-492.
- Simunek J and Suarez D L, 1993.** Modeling of carbon dioxide transport and production in soil: 1 Model development. *Water Resour. Res.* 29:497-497.
- SKB, 2008.** Safety analysis SFR 1 Long-term safety. SKB R-08-130, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2016.** Fud-program 2016. Program för forskning, utveckling och demonstration av metoder för hantering och slutförvaring av kärnavfall.
- Smith K A, Ball T, Conen F, Dobbie K E, Massheder J, Rey A, 2003.** Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54 (4): 1365-2389.
- Tedford E W, MacIntyre S, Miller S D and Czikowsky M J, 2014.** Similarity scaling of turbulence in a temperate lake during fall cooling, *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 119(8), 4689-4713, doi:10.1002/2014JC010135.
- Thorne M C, 2005.** Development of Increased Understanding of Potential Radiological Impacts of Radioactive Gases from a Deep Geological Repository: Review of FSA and Nirex Models and Associated Scoping Calculations. Mike Thorne and Associates Limited report to UK Nirex Limited MTA/P0011b/2005-5: Issue 2, November 2005.
- Turunen J, 2003.** Past and present carbon accumulation in undisturbed boreal and subarctic mires: a review. *Suo* 54, 15–28.
- Turunen J, Tomppo E, Tolonen K, Reinikainen A, 2002.** Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland – application to boreal and subarctic regions. *The Holocene* 12, 69–80.

Walke R, Limer L, Shaw G, 2017. In-depth review of key issues for the main review phase regarding biosphere models for specific radionuclides in SR-PSU. SSM Dnr. SSM2016-3262-3, Strålsäkerhetsmyndigheten.

Wania R, Ross I, Prentice I C, 2010. Implementation and evaluation of a new methane model within a dynamic global vegetation model: LPJ-WHyMe v1. 3.1. Geoscientific Model Development 3, 565–584.

Widgren M, 1979. A simulation model of farming systems and land use in Sweden during the early Iron Age, c. 500 B.C. – A.D. 550. Journal of Historical Geography 5, 21–32.

Wikberger C and Johansson M, 2006. Konsumtion av livsmedel och dess näringsinnehåll. Jordbruksverket, Statistikrapport 2006:2, Stockholm, Sverige.

Yu Z, 2006. Modeling ecosystem processes and peat accumulation in boreal peatlands. In Wieder R K, Vitt D H (eds) Boreal peatland ecosystems. Berlin: Springer-Verlag. (Ecological Studies 188) 313–329.

Ågren G I and Bosatta E, 1998. Theoretical Ecosystem Ecology - Understanding Element Cycles. Cambridge Univ. Press. New York.

Åstrand P-G, Lindgren M, Ekström P-A, 2017a. Corrected implementation of fracture model used for 1BMA and 2BMA in SR-PSU. SKBdoc 1585173 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Åstrand P-G, Lindgren M, Ekström P-A, 2017b. Corrected waste volumes in radionuclide transport models used in SR-PSU. SKBdoc 1585177 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Revisionsförteckning

Version	Datum	Revideringen omfattar	Utförd av	Kvalitetssäkrad	Godkänd
1.0	20170822	Versionen innehåller svar på fråga 5	Peter Saetre	Se sidhuvud	Se sidhuvud
2.0	20170929	Versionen innehåller svar på fråga 1	Maria Lindgren	Se sidhuvud	Se sidhuvud
3.0	20171114	Versionen innehåller svar på fråga 2-4, 6 och 7	Peter Saetre, Maria Lindgren	Se sidhuvud	Se sidhuvud