



Strål
säkerhets
myndigheten

Swedish Radiation Safety Authority

Rapport

Stråldoskonsekvenser vid friklassning av markområden som förorenats med radioaktiva ämnen

2023:08

Författare: Celia Jones, Karin Norrfors, Karin Jonsson,
Mark Elert, Kemakta Konsult AB, Stockholm

Datum: juni 2023

Rapportnummer: 2023:08

ISSN: 2000-0456

Tillgänglig på www.ssm.se



Strål
säkerhets
myndigheten

Swedish Radiation Safety Authority

Författare: Celia Jones, Karin Norrfors, Karin Jonsson, Mark Elert,
Kemakta Konsult AB, Stockholm

2023:08

Stråldoskonsekvenser vid friklassning
av markområden som förorenats med
radioaktiva ämnen

Denna rapport har tagits fram på uppdrag av Strålsäkerhetsmyndigheten, SSM.
De slutsatser och synpunkter som presenteras i rapporten är författarens/
författarnas och överensstämmer inte nödvändigtvis med SSM:s.

SSM perspektiv

Bakgrund

Vid avveckling av verksamhet med strålning ska verksamhetsutövaren visa att tillräckliga åtgärder vidtas för att sanera och kontrollera lokaler och angränsande markytor som kan ha förorenats med radioaktiva ämnen. En frågeställning är därvid vilka eventuella kvarvarande föroreningsnivåer av radioaktiva ämnen som kan accepteras med tanke på lokalernas eller markens fortsatta användning. Strålsäkerhetsmyndigheten har identifierat att myndigheten behöver mer kunskapsunderlag inför beslut om friklassning av mark som har förorenats med radioaktiva ämnen. Myndigheten har därför finansierat ett uppdrag om att utföra en uppskattning av stråldoser som en viss förorening med radioaktiva ämnen i mark kan komma att ge upphov till. I likhet med Naturvårdsverket som tagit fram generella riktvärden för mark som förorenats med icke-radioaktiva ämnen skulle uppdraget utgå ifrån de generella exponeringsscenarierna känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Som känslig markanvändning räknas exempelvis mark för bostäder, förskolor, skolor och parker. Som mindre känslig markanvändning räknas exempelvis mark för industri, vägar, parkeringsplatser och handelscentrum.

Syfte

Uppdraget syftade till att utföra beräkningar av stråldoser till människa som en förorening med radioaktiva ämnen i mark kan ge upphov till. Uppdraget skulle omfatta uppskattning av individdoser för åldersgrupperna 0-5 år, 6-15 år och 16-70 år eller motsvarande vid två exponeringsscenarier, känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning. Beräkningar skulle utföras av individdoser för följande radionuklider: H-3, Cl-36, Fe-55, Co-60, Ni-63, Sr-90, Tc-99, Cs-134, Cs-137, Np-237, Am-241, Pu-241, Pu-238, Pu-239, Pu-240, U-232 serien med Th-228, U-235 serien med Pa-231 och Ac-227, U-238 serien med U-234, Th-230, Ra-226 och Pb-210, samt Cm-244. Uppdraget genomfördes med syftet att vara ett stöd för myndighetens pågående arbetet med framtagning av beslutsunderlag vid friklassning av mark som har förorenats med radioaktiva ämnen.

Resultat

Uppdraget utfördes av Kemakta Konsult AB och genomfördes genom att en modell utvecklades för beräkning av individdoser från radioaktiva ämnen i förorenad mark. Två exponeringsscenarier beaktades; känslig markanvändning och mindre känslig markanvändning. Individdoser har uttryckts som enhetsdoser i mikroSievert per år ($\mu\text{Sv}/\text{år}$) vid en antagen föroreningsnivå på 1 Becquerel per kilo (Bq/kg) för enskilda radionuklider homogent fördelad i det övre markskiktet. Enhetsdos beräknades för tre åldersgrupper: 1-åring, 10-åring och vuxna. Modellen inkluderar uppskattning av föroreningars fördelning i miljö, transport av föroreningar och exponering av människor genom ett antal exponeringsvägar. Exponeringsvägar som inkluderas i modellen är: extern dos, oralt intag av jord, inandning av damm, intag av dricksvatten från en brunn på det förorenade området, intag av växter som odlas på det förorenade området och intag av kött och mjölk som produceras på området. Beräkningarna har gjorts för tiderna 1, 10, 30, 100, 300 och 1000 år efter antagen tidpunkt för förorening. Resultaten visar att den högsta enhetsdosen vid känslig markanvändning beräknades för Ra-226 med dotterradionuklider ($2,1 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg). De näst högsta enhetsdoserna vid känslig markanvändning beräknades för Co-60 ($1,5 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) och U-232-serien ($1,2 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg). Vid mindre känslig markanvändning

beräknades de högsta enhetsdoserna för Co-60 (0,67 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) och därefter Ra-226 med dotterradionuklider (0,53 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg), U-232-serien (0,42 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) och Th-228 med dotterradionuklider (0,33 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg).

Slutsatser

Stråldoskonsekvenser som uppskattades med den utvecklade modellen för exponering av människa i detta uppdrag har beräknats som individdoser från en föroreningsnivå av enskilda radionuklider på 1 Bq/kg i mark. Resultaten som presenteras i denna rapport kan användas som beslutsunderlag vid friklassning av markområden som har förorenats med radioaktiva ämnen. De beräknade individdoserna ger en uppskattning om eventuella framtida stråldoser vid känslig och mindre känslig markanvändning baserat på försiktiga antaganden om den fortsatta användningen av marken, vilket innebär att den beräknade exponeringen kan antas vara högre än den genomsnittliga verkliga exponeringen på området. Det kan dock inte uteslutas att ovanliga beteenden eller andra omständigheter kan leda till en högre exponering än den beräknade. Sannolikheten för högre exponering än den som beräknats med modellen kan dock antas vara låg. Modellberäkningarna är avsedda att användas för mindre markområden som förorenats av radioaktiva ämnen. Den utvecklade modellen kan även användas för beräkning av radionuklidhalter i grundvatten samt radonhalt i inomhusluft som uppkommer som en konsekvens av markföroeningen.

Projektinformation

Kontaktperson SSM: Karolina Stark

Referens: SSM2021-7439

Sammanfattning

Vid avveckling av verksamhet med strålning ska verksamhetsutövaren visa att tillräckliga åtgärder vidtas för att sanera och kontrollera lokaler och angränsande markytor som kan ha förorenats med radioaktiva ämnen. En central fråga är därvid vilka eventuella kvarvarande föroreningsnivåer som kan accepteras med tanke på lokalernas eller markens fortsatta användning. För att kunna bedöma detta krävs kunskap om vilka stråldoser som en viss föroreningshalt kan komma att ge upphov till.

Denna rapport redovisar en modell som har utvecklats för att uppskatta individdoser från exponering för mark som har kontaminerats med radioaktiva ämnen. Modellen och de resultat som presenteras är avsedda att användas som underlag vid sanering och friklassning av mindre markområden som förorenats med radioaktiva ämnen till följd av verksamhet med strålning. Med hjälp av de individdoser som redovisas (enhetsdos, $\mu\text{Sv}/\text{år}$ för en antagen förorening om 1 Bq/kg jord för enskilda radionuklider) kan en grov uppskattning erhållas om eventuella framtida stråldoser, med försiktiga antaganden om den fortsatta användningen av marken.

De beräknade individdoserna baseras på exponeringsantaganden som så långt som möjligt är konsekventa med dem som används i Naturvårdsverkets modell för framtagning av riktvärden för förorenad mark. Två exponeringsscenarioer beaktas; känslig markanvändning, (t.ex. bostäder, förskolor, skolor, parker) och mindre känslig markanvändning, (t.ex. industriområden, vägar, parkeringsplatser, handelscentrum), som motsvarar scenarierna som har använts vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden.

Enhetsdos beräknades för tre åldersgrupper: 0-5 år (1-åring används i beräkningar), 6-15 år (10-åring används i beräkningar) och vuxna, till skillnad från Naturvårdsverkets modell, där två åldersgrupper beaktas. De tre åldersgrupperna som beaktas i denna rapport rekommenderas av ICRP 101 (2006) för bedömning av risker för allmänheten vid långvarig exponering för radionuklider.

Modellen inkluderar uppskattning av föroreningars fördelning i miljön, transport av föroreningar och exponering av människor för föroreningar genom ett antal exponeringsvägar. Exponeringsvägar som inkluderas i modellen är: extern dos, oralt intag av jord, inandning av damm, intag av dricksvatten från en brunn intill det förorenade området, intag av växter som odlas på det förorenade området och intag av kött och mjölk som produceras på området. Exponeringsvägarna extern dos och intag av kött och mjölk har lagts till de exponeringsvägar som beaktas av Naturvårdsverkets modell för förorenade områden, eftersom dessa exponeringsvägar kan vara viktiga vid exponering för radionuklider. Data som används i modellen redovisas i rapporten.

Dosberäkningar har gjorts för följande radionuklider:

H-3, Cl-36, Fe-55, Co-60, Ni-63, Sr-90, Tc-99, Cs-134, Cs-137, Np-237, Am-241, Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, U-232 serien med Th-228, U-235 serien med Pa-231 och Ac-227, U-238 serien med U-234, Th-230, Ra-226 och Pb-210, samt Cm-244.

Beräkningar har gjorts för tiderna 1, 10, 30, 100, 300 och 1000 år efter antagen tidpunkt för kontamination.

Den högsta enhetsdosen vid känslig markanvändning är för Ra-226 med dotterradianuklider ($2,1 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg). Dosererna från Co-60 ($1,5 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) och U-232-serien ($1,2 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) ger de näst högsta enhetsdoser.

Vid mindre känslig markanvändning är den högsta enhetsdosen från Co-60 ($0,67 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg). Även Ra-226 med dotterradianuklider ($0,53 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg), U-232-serien ($0,42 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) och Th-228 med dotterradianuklider ($0,33 \mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) ger relativt höga enhetsdoser.

Vid mindre känslig markanvändning dominerar i allmänhet externdosen. För ungefär hälften av de studerade nukliderna dominerar externdosen även vid känslig markanvändning. För känslig markanvändning är även direkt oralt intag av jord en viktig exponeringsväg och de övriga exponeringsvägarna dominerar dosen för någon eller några nuklider, under hela eller delar av den studerade tidsperioden. För flera av nukliderna avtar de beräknade doserna med tiden på grund av radioaktivt sönderfall. För andra nuklider ökar doserna med tiden på grund av inväxt av sönderfallsprodukter.

Vid känslig markanvändning är enhetsdosen högst för 0-5-åringar för alla nuklider utom Pa-231 med dotterradianuklider och Sr-90 då enhetsdosen är högst för 6-15-åringar samt Np-237, då enhetsdosen är högst för vuxna. Vid mindre känslig markanvändning är enhetsdosen högst för vuxna för alla radionuklider utom Pb-210 och Fe-55 då 0-5-åringar har den högsta enhetsdosen.

Innehåll

1. Inledning	5
2. Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark	5
3. Modellbeskrivning	8
3.1. Exponeringsvägar.....	8
3.2. Dosfaktorer och åldersgrupper.....	8
3.3. Beaktade radionuklider.....	10
3.3.1. Hantering av sönderfallskedjor.....	10
3.3.2. Sönderfallskedjan 4N (toriumserien).....	10
3.3.3. Sönderfallskedjan 4N+1 (neptuniumserien).....	10
3.3.4. Sönderfallskedjan 4N+2 (uranserien).....	10
3.3.5. Sönderfallskedjan 4N+3 (aktiniumserien).....	11
3.3.6. Singelnuklider.....	11
3.3.7. Sammanfattning.....	11
3.4. Modellstruktur.....	13
4. Exponeringsmodeller	15
4.1. Exponeringsvägar.....	15
4.1.1. Exponeringsparametrar.....	15
4.1.2. Extern exponering.....	16
4.1.3. Oralt intag av jord.....	16
4.1.4. Inandning av damm.....	17
4.1.5. Intag av dricksvatten.....	18
4.1.6. Intag av rot- och grönsaker.....	19
4.1.7. Intag av kött och mjölk.....	20
4.1.8. Dos från dotternuklider.....	21
5. Spridning och koncentration av radionuklider i recipienter	23
5.1. Källterm.....	23
5.1.1. Radionuklidinnehåll i mark inom området.....	23
5.1.2. Koncentration löst i porvatten inom området.....	23
5.2. Koncentration i en brunn.....	23
6. Indata	25
6.1. Radionuklidspecifika parametrar.....	25
6.1.1. Kd-värden.....	25
6.1.2. Överföringsfaktorer till växter och djurprodukter.....	25
6.2. Extern exponering.....	26
6.3. Radon.....	26
6.3.1. Halter av radon i grundvatten.....	26
6.3.2. Halter av radon i luft.....	27
6.4. Tritium.....	27
6.4.1. Modeller för tritium.....	27
6.4.2. Tritium i luft.....	28
7. Resultat	29
7.1. Åldersgrupper och tidpunkter.....	30
7.2. Exponeringsvägar.....	36
7.2.1. Intag av djurprodukter.....	38
7.2.2. Intag av grödor.....	39
7.2.3. Kd-värdet.....	45
8. Parameterlista	48
9. Referenser	50

Bilagor

- A Beräkning av dos från dotternuklider
- B Beräkning för Ra-226 med döttrar
- C Modelldata
- D Resultatsammanställning
- E Exponeringsväg – intag av djurprodukter
- F Nuklidkoncentration inom området och i nedströms liggande brunn respektive ytvatten

1. Inledning

Denna utredning genomförs som en del av Strålsäkerhetsmyndighetens (SSM) pågående arbete med framtagning av beslutsunderlag för friklassning av mark som har kontaminerats med radioaktiva ämnen. I detta projekt har en modell utvecklats för beräkning av individdoser från kontaminerad mark. Individdoser uttrycks som enhetsdoser i $\mu\text{Sv}/\text{år}$ vid en antagen föroreningsnivå på 1 Bq/kg i det övre markskiktet.

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för mark som är förorenade med icke-radioaktiva ämnen (Naturvårdsverket, 2009). Två generella exponeringsscenarier utvecklades för beräkning av riktvärden; känslig markanvändning, KM, och mindre känslig markanvändning, MKM. Dessa exponeringsscenarier har använts som utgångspunkt i föreliggande rapport för beräkning av individdoser från mark som kontaminerats med radioaktiva ämnen. Liknande antaganden har använts för exponeringsvägar och transportvägar för radionuklider. Vissa skillnader finns dock beroende på att exponering för radioaktiva ämnen i vissa avseenden skiljer sig från den från icke-radioaktiva ämnen. I linje med de antaganden som görs i Naturvårdsverkets modell antas det förorenade området ha en utbredning på 50 m \times 50 m och föroreningarna i jorden antas vara homogent fördelade i djupled ned till bergöverytan, mäktigheten av jordskiktet påverkar inte modellberäkningarna.

Denna rapport beskriver den modell som har utvecklats för beräkning av individdoser från exponering för mark som har kontaminerats med radioaktiva ämnen. Rapporten redovisar även resultaten av dosberäkningar för båda exponeringsscenarierna för förorenad mark (KM och MKM). Modellen kan även användas för beräkning av radionuklidhalter i grundvatten samt av radonhalt i inomhusluft som uppkommer som en konsekvens av markföroreningen.

Individdoser har beräknats för följande radionuklider:

H-3, Cl-36, Fe-55, Co-60, Ni-63, Sr-90, Tc-99, Cs-134, Cs-137, Np-237, Am-241, Pu-241, Pu-238, Pu-239, Pu-240, U-232 serien med Th-228, U-235 serien med Pa-231 och Ac-227, U-238 serien med U-234, Th-230, Ra-226 och Pb-210, Cm-244.

2. Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark

Naturvårdsverkets riktvärden anger den föroreningshalt under vilken skadliga effekter på människor och miljö inte förväntas uppkomma och uttrycks som totalhalt av en förorening i mark, mg/kg torrsubstans jord (TS). Detta innebär dock inte nödvändigtvis att överskridande av riktvärden medför skadliga effekter.

Riktvärdena beräknas med en modell som beskrivs i Naturvårdsverket (2009). Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är tillgänglig i Excelformat.

Vid beräkning av riktvärden med Naturvårdsverkets modell beaktas följande skyddsobjekt:

Människor som vistas på området

Markmiljö på området

Skydd av grundvatten
Skydd av ytvatten

Denna rapport beaktar endast den del av modellen som används för transport av radionuklider till grundvatten samt bedömning av hälsorisker. Ingen hänsyn tas till skydd av den terrestra miljön, akvatiska miljön eller skydd av grundvatten och ytvatten som resurser. Uppskattning av individens exponering för radionuklider baseras så långt som möjligt på samma exponeringsscenarier och samma parametrar som i Naturvårdsverkets modell.

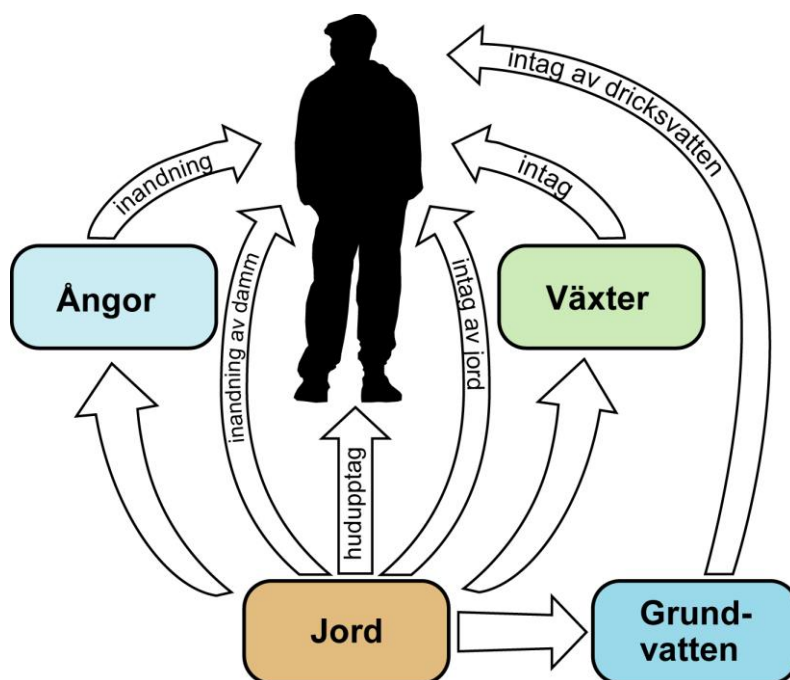
Naturvårdsverkets riktvärdesmodell kan beräkna generella eller platsspecifika riktvärden. Vid beräkning av generella riktvärden används två exponeringsscenarier som motsvarar två olika typer av markanvändning, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM):

Känslig markanvändning, KM, där markkvaliteten inte begränsar val av markanvändning och grundvattnet används som dricksvatten. Alla grupper av människor (barn, vuxna, äldre) kan vistas permanent inom området under en livstid.

Mindre känslig markanvändning, MKM, där markkvaliteten begränsar val av markanvändning för t.ex. kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna antas vara personer som vistas på objektet under sin yrkesverksamma tid samt barn och äldre som vistas på området tillfälligt.

De generella riktvärdena är anpassade för vanliga förhållanden vid förorenade områden och är beräknade för att ge skydd mot hälso- och miljöeffekter vid flertalet förorenade områden i Sverige, dock inte samtliga.

Beräkning av hälsorisker från förorenade områden baserar sig på en uppskattning av den föroreningsexponering som en människa som vistas i området utsätts för. I modellen beaktas sex olika sätt på vilka människor kan exponeras direkt eller indirekt från förorenad jord, så kallade exponeringsvägar, se figur 2-1.



Figur 2-1 Exponeringsvägar som beaktas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Exponeringen är beräknad med rimligt försiktiga antaganden. Detta innebär att den beräknade exponeringen kan antas vara högre än den genomsnittliga verkliga exponeringen på området, men det kan inte uteslutas att ovanliga beteenden eller andra omständigheter kan leda till en högre exponering än den beräknade. Sannolikheten för högre exponering än den som beräknats med modellen kan dock antas vara låg. I Naturvårdsverkets modell jämförs den beräknade exponeringen med toxikologiska referensvärden för de aktuella föroreningarna. Dessa anger exponeringsnivåer där inga negativa hälsoeffekter förväntas.

Omfattningen av exponeringen beräknas utgående från olika exponeringsparametrar. I tabell 2-1 sammanfattas vilka exponeringsvägar som beaktas vid beräkning av generella riktvärden för respektive typ av markanvändning.

Tabell 2-1 Exponeringsvägar till människa som beaktas vid beräkning av generella riktvärden för scenarierna känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM).

Exponeringsväg	KM	MKM
Intag av jord	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Hudupptag	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Inandning av damm	Heltidsvistelse	Deltidsvistelse
Inandning av ångor	Inomhus	Inomhus
Intag av växter	Intag av egenodlade grönsaker	Inget intag av växter
Intag av grundvatten	Brunn på området	Inget intag av grundvatten

En komplett beskrivning av modellen och de parametervärden som används i modellen finns i Naturvårdsverkets dokumentation (Naturvårdsverket, 2009, med uppdateringar 2016). De ekvationer som används i modellen för mark förorenad med radioaktiva ämnen för att beräkna individdoser via de olika exponeringsvägarna beskrivs i kapitel 5 nedan.

3. Modellbeskrivning

I detta kapitel beskrivs modellen som har utvecklats för beräkning av individdoser.

Modellen beräknar individdoser från 1 Bq/kg av en radionuklid i jord. Det kontaminerade området antas vara 50 m × 50 m, vilket är konsekvent med Naturvårdsverkets modell. Radionuklidhalten i marken antas vara homogen (1 Bq/kg TS) ned till bergöverytan (mäktigheten av jordskiktet påverkar inte modellberäkningarna).

Beräkningar har gjorts för tiderna 1, 10, 30, 100, 300 och 1000 år efter en första antagen tidpunkt för kontamination.

3.1. Exponeringsvägar

I figur 3-1 visas de exponeringsvägar som beaktas i dosmodellen. Exponeringsvägar som beaktas i Naturvårdsverkets modell visas i grått. Vita pilar markerar exponeringsvägar som tillkommer i modellen för mark som kontaminerats med radioaktiva ämnen. De huvudsakliga skillnaderna i modellen för radioaktiva ämnen är:

- Djurprodukter (mjölk och kött) beaktas i modellen för radioaktiva ämnen. Djuren exponeras genom intag av kontaminerat grundvatten och kontaminerat foder (inklusive direkt intag av jord) samt inandning av damm från det kontaminerade området.
- Dos på grund av extern strålning tillkommer.
- Exponering för ytvatten antas vara av mindre betydelse för den totala dosen än exponering för jord och grundvatten, varför ingen beräkning görs av dos vid exponering för ytvatten.
- Exponering genom inandning av ångor är relevant endast för radon och dess dotterradionuklider samt för tritium. Därför har inte denna exponeringsväg inkluderats i den totala individdosen från enhetskoncentrationen i mark. För radon beräknas istället koncentrationen av radon i inomhusluft. Denna koncentration kan jämföras med strålskyddskriterier för radon i inomhusluft. För tritium visar överslagsberäkningar att dosen från inandning av tritium i luft som avgår från marken är av liten betydelse jämfört med andra exponeringsvägar, varför ingen beräkning görs av dos till följd av inandning av tritium.

Överslagsberäkningar visar att exponeringsvägarna hudupptag av radionuklider och hud-dos är av underordnad betydelse och därför inkluderas inte dessa exponeringsvägar.

Beräkning av exponeringen via enskilda exponeringsvägar beskrivs i kapitel 4.

3.2. Dosfaktorer och åldersgrupper

IAEA anger dos per enhetsintag, dosfaktorer, för olika radionuklider i Sv per Bq. I modellen görs beräkningarna för en åldersgrupp i taget. Doskoefficienter (Sv/Bq) finns för sex åldersgrupper, men på grund av osäkerheterna vad gäller värdena av doskoefficienter och exponeringsparametrar, bedömer ICRP (2006) att tre åldersgrupper är tillräckligt för att uppskatta doskonsekvenser från långvarig exponering. De tre ålderskategorierna som rekommenderas för dosuppskattningar är; 0-5 år, 6-15 år och 16-70. För praktiska tillämpningar av dessa kategorier föreslås att doskoefficienter och exponeringsparametrar används för följande representanter för de tre åldersgrupperna: en 1-åring, en 10-åring och

en vuxen. Doskoefficienter för dessa åldersgrupper finns i ICRP (2012) och IAEA (2014).

Den senaste sammanställning av doskoefficienter från IAEA (2014) har använts för de tre åldersgrupperna. Motsvarande åldersgrupper benämns i IAEA (2014) som 1-2 år, 7-12 år och vuxna, se tabell 3-1.

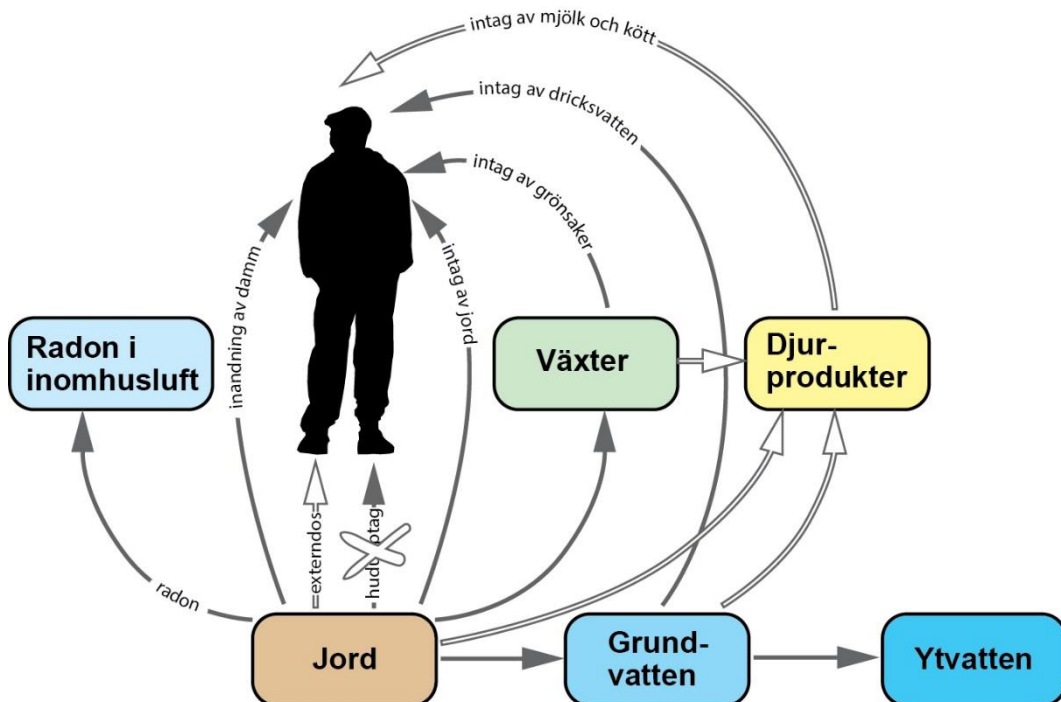
Tabell 3-1 Åldersgrupperna som beaktas av ICRP (2012) och IAEA (2014). Åldersgrupperna som beaktas i denna rapport är färgade.

	Åldersgrupper (år)					
		0-5		6-15		vuxna
ICRP 2006 och denna rapport						
ICRP 119 (2012)	infant	1	5	10	15	vuxna
IAEA BSS (2014)	<1	1-2	2-7	7-12	12-15	vuxna

För beräkning av dos genom inandning används även lung-clearance faktorer från IAEA, 2005.

Dosfaktorer för externbestålning tas från USEPA (2019) och avser dos över en oändlig yta förorenad med given aktivitetskoncentration till ett oändligt djup.

Exponeringsparametrar behövs för alla tre åldersgrupper för att kunna beräkna individdoser. Antaganden om konsumtion av vatten, djur och växtprodukter samt inandningshastighet hämtas från Studsviks modell för beräkning av stråldos till allmänhet vid utsläpp av radioaktiva ämnen från kärntekniska anläggningar (Studsvik, 2001).



Figur 3-1. Sammanställning över beaktade exponeringsvägar.

3.3. Beaktade radionuklider

I modellen används 26 så kallade huvudnuklider. Dessa utgörs av långlivade medlemmar i sönderfallskedjorna samt 13 st. singelnuklider. För var och en av dessa huvudnuklider kan ett initialinventarium ges. Modellen beräknar sedan hur den initiala halten av huvudnukliden förändras med tiden på grund av sönderfall och hur halten av dotternukliderna påverkas av inväxt och sönderfall. De doser som beräknas i programmet hänförs till huvudnukliden och inkluderar således dosen från de dotternuklider som bildats på grund av sönderfall av huvudnukliden.

Radionuklidernas halveringstider är hämtade från ICRP (2008) och återfinns i Bilaga C, tabell C-1.

3.3.1. Hantering av sönderfallskedjor

Modellen omfattar vissa av de nuklider som ingår i de fyra sönderfallskedjorna (4N, 4N+1, 4N+2 och 4N+3). För beräkningarna har vissa förenklingar av sönderfallskedjorna gjorts. Dessa bygger på att dotternuklider som har en kort halveringstid i förhållande till a) modernuklidens halveringstid samt b) den tidsperiod som är av intresse för beräkningarna, kan antas befinna sig i jämvikt med modern. Med detta resonemang som bakgrund har beräkningarna inriktats på segment i sönderfallskedjorna där väsentliga förändringar kan förväntas under den period som är av intresse för beräkningarna (1 – 1000 år).

3.3.2. Sönderfallskedjan 4N (toriumserien)

För kedjan 4N modelleras U-232 och Th-228. Vid beräkning av dos inkluderas bidraget från de kortlivade döttrarna till Th-228. Således inkluderar dosen för Th-228 även Ra-224, Pb-212, Bi-212, Po-212 och Tl-208 vid beräkning av dos från inandning och oralt intag. För nukliderna Rn-220, Po-216, Po-212 och Tl-208 inkluderas deras bidrag i dosen från deras mer långlivade modernuklider. Vid beräkning av externdos för Th-228 inkluderar strålningen från Ra-224, Rn-220, Po-216, Pb-212, Bi-212, Po-212 och Tl-208. För att markera att döttrarnas bidrag inkluderas i beräknad dos används i modellen ett +-tecken efter nuklidnamnet, Th-228+.

3.3.3. Sönderfallskedjan 4N+1 (neptuniumserien)

För kedjan 4N+1 modelleras Pu-241 och Am-241 som en kedja. Bidraget till dosen från Np-237 och efterföljande döttrar har försumrats eftersom halveringstiden för Np-237 är så lång att aktiviteten av Np-237 som bildas från Am-241 är liten och dosmässigt helt underordnad i det aktuella tidsperspektivet. Np-237 modelleras istället som en singelnuklid.

3.3.4. Sönderfallskedjan 4N+2 (uranserien)

Kedjan 4N+2 modelleras som en kedja bestående av U-238, U-234, Th-230, Ra-226 samt Pb-210. Dosen för U-238 inkluderar bidraget från Th-234 och Pa-234, och för externdos även Pa-234m. Dosen från Ra-226 inkluderar dosen från Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210 och Po-210 i den mån detta är relevant, se bilaga C tabell C-2 och C-3. Undantag utgörs av fallet då Ra-226 utgör huvudnuklid. Då beräknas

bidraget från Pb-210 separat och dosen för Pb-210 inkluderar dosen från Bi-210 och Po-210.

3.3.5. Sönderfallskedjan 4N+3 (aktiniumserien)

Kedjan 4N+3 modelleras med Pu-239 som singelnuklid och en kedja bestående av U-235, Pa-231 och Ac-227. Pu-239 läggs som en singelnuklid eftersom den tillkommande aktiviteten av U-235 kan försummas under de aktuella tidrymderna. Dosen för U-235 inkluderar bidraget från Th-231 och dosen för Ac-227 inkluderar döttrarna Th-227, Fr-223, Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Po-211 och Tl-207 i den mån detta är relevant, se bilaga C tabell C-2 och C-3.

3.3.6. Singelnuklider

Förutom nukliderna i sönderfallskedjorna omfattar modellen även H-3, Cl-36, Fe-55, Co-60, Ni-63, Sr-90, Tc-99, Cs-134, Cs-137, Np-237, Pu-238, Pu-240 och Cm-244. Beräknad dos för Sr-90 inkluderar dosbidraget från Y-90. Beräknad dos för Np-237 inkluderar dosbidraget från Pa-233 och U-233. Beräknad dos för Cm-244 inkluderar dosbidraget från Pu-240. Cs-137 sönderfaller till Ba-137m och den stabila isotopen Ba-137. Dosbidraget från barium som bildas i kroppen inkluderas i dosfaktorn för cesium. Den fotonenergi som avges när Ba-137m sönderfaller till Ba-137 beaktas i modellen.

3.3.7. Sammanfattning

I tabell 3-2 ges en sammanställning över vilka nuklider som beaktas i modellen. De 26 radionuklider som individdosen beräknas för redovisas i andra kolumnen från vänster i tabellen. I denna rapport benämns dessa 26 nuklider för huvudnuklider. Vid beräkningarna har hänsyn tagits till att aktiviteten inom det förorenade området förändras med tiden på grund av sönderfall och inväxt av dotternuklider. De huvudnuklider och sönderfallsdöttrar som omfattas av beräkningen av aktivitet anges med fet stil i tabellen. Inom parentes anges de nuklider som bara inkluderas vid beräkning av dos med antagandet att de befinner sig i jämvikt. För att markera att bidraget från döttrar inkluderas i dosen används i modellen ett +-tecken efter nuklidnamnet, t ex Th-228+. För vissa nuklider finns inga separata dosfaktorer framtagna för oralt intag respektive inandning på grund av extremt korta halveringstider. Istället inkluderas dessa i dosfaktorn för respektive modernuklid. I bilaga C tabell C-2 och C-3 redovisas använda dosfaktorer för oralt intag respektive inandning.

Tabell 3-2 Sammanställning över vilka nuklider som beaktas vid beräkning av dos till allmänheten. För nuklider som markerats med fetstil har förändringen i aktiviteten med tiden på grund av kedjesönderfall inkluderats. För nuklider med plustecken har bidraget från kortlivade döttrar i jämvikt (givna inom parentes) inkluderats i nuklidens dosfaktor, se bilaga C tabell C-2 och C-3.

	Huvudnuklid	Beaktade nuklider
Kedja 4N	U-232	U-232, Th-228+ (Ra-224, Rn-220, Po-216, Pb-212, Bi-212, Po-212, Tl-208)
	Th-228	Th-228+ (Ra-224, Rn-220, Po-216, Pb-212, Bi-212, Po-212, Tl-208)
Kedja 4N+1	Pu-241	Pu-241, Am-241
	Am-241	Am-241
Kedja 4N+2	U-238	U-238+ (Th-234, Pa-234m, Pa-234), U-234, Th-230, Ra-226+ (Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210)
	U-234	U-234, Th-230, Ra-226+ (Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210)
	Th-230	Th-230, Ra-226+ (Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210)
	Ra-226	Ra-226+ (Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214), Pb-210+ (Bi-210, Po-210)
	Pb-210	Pb-210+ (Bi-210, Po-210)
Kedja 4N+3	Pu-239	Pu-239
	U-235	U-235+ (Th-231), Pa-231, Ac-227+ (Th-227, Fr-223, Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Po-211, Tl-207)
	Pa-231	Pa-231, Ac-227+ (Th-227, Fr-223, Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Po-211, Tl-207)
	Ac-227	Ac-227+ (Th-227, Fr-223, Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Po-211, Tl-207)
Singelnuklid	H-3	H-3
	Cl-36	Cl-36
	Fe-55	Fe-55
	Co-60	Co-60
	Ni-63	Ni-63
	Sr-90	Sr-90+ (Y-90)
	Tc-99	Tc-99
	Cs-134	Cs-134
	Cs-137	Cs-137+ (Ba-137m)
	Np-237	Np-237+ (Pa-233, U-233)
	Pu-238	Pu-238
	Pu-240	Pu-240
	Cm-244	Cm-244+ (Pu-240)

3.4. Modellstruktur

En modell, bestående av kalkylblad i Excel, har utvecklats för dosberäkningarna. Beräkningarna utgår från ett antaget radionuklidinventarium i marken inom området vid en given tidpunkt.

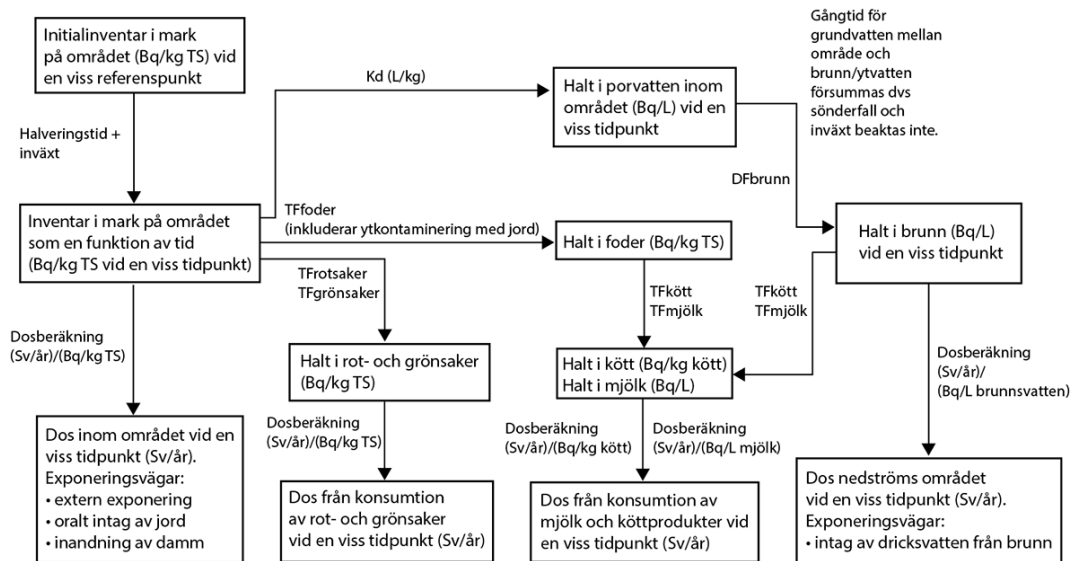
Vad gäller exponering för radionuklider är exponeringsantagandena så långt som möjligt konsekventa med Naturvårdsverkets modell för generella riktvärden för förorenad mark. Utifrån beräknade radionuklidkoncentrationer i mark, porvatten och recipient beräknar modellen externdos, dos från oralt intag av jord, dos från inandning av damm, dos från inandning av radon i inomhusluft och dos från konsumtion av dricksvatten samt grödor, mjölk och kött som producerats på det förorenade området, se figur 3-2. Beräkning av exponering för radionuklider beskrivs i kapitel 4.

Modellkonceptet sammanfattas i figuren nedan. Modellen utgår från en initialkoncentration av en radionuklid inom området på 1 Bq/kg TS. Radioaktivt sönderfall och inväxt av dotternuklider medför att inventariet i marken inom området förändras med tiden. Däremot tas ingen hänsyn till borttransport av radionuklider från området genom lakning med infiltrerande nederbörd. Detta är konsekvent med antaganden i Naturvårdsverkets modell.

Halten av radionuklider i porvatten inom området beräknas genom att anta att det råder ett linjärt jämviktssamband mellan halten i mark och i porvatten (Kd-koncept). Radionuklider transporteras med grundvatten till en brunn. Under transporten sker det en utspädning av radionuklider med icke-kontaminerat vatten (DF_{brunn}). Däremot försummas transporttiden mellan området och recipienten, dvs sönderfall och inväxt under transporttiden beaktas inte.

Dosen som en individ erhåller genom extern bestrålning, oralt intag av jord, inandning av damm, intag av grönsaker och dricksvatten och inandning av radon i inomhusluft beräknas genom att multiplicera radionuklidkoncentrationen i marken inom området eller i en nedströms belägen brunn med en konstant, s.k. dosberäkningsfaktor. Faktorn är beroende av exponeringsväg, och varierar med exponerad åldersgrupp och scenario (KM eller MKM). Dos på grund av intag av kött- och mjölkprodukter beräknas på ett liknande sätt, men här går beräkningen via en beräkning av radionuklidhalten i det foder som kreaturen äter och den halt som köttet och mjölken erhåller genom att kreaturen äter förorenat foder och dricker förorenat vatten. Föroreningshalten i foder kopplas till halten i jorden genom en överföringsfaktor (TF_{foder}). På samma sätt används överföringsfaktorer för att beskriva förhållandet mellan halten i kött ($TF_{\text{kött}}$) respektive mjölk ($TF_{\text{mjölk}}$) och djurets radionuklidintag via foder respektive vatten.

En detaljerad beskrivning av hur dos beräknas för respektive exponeringsväg ges i kapitel 4 och i kapitel 5 beskrivs beräkning av radionuklidtransport.



Figur 3-2. Schematisk beskrivning av modellkoncept.

4. Exponeringsmodeller

4.1. Exponeringsvägar

I modellen ingår följande exponeringsvägar:

- Extern exponering
- Intag av kontaminerad jord
- Inandning av damm
- Intag av växter
- Intag av kött- och mjölkprodukter
- Intag av dricksvatten från en brunn
- Inandning av radon i inomhusluft

Vid en markanvändning motsvarande KM beaktas samtliga dessa exponeringsvägar.

Vid MKM antas att det inte sker något intag av växter och grödor som växer inom det förorenade området eller av mjölk- och köttprodukter från kreatur inom området. Det antas heller inte ske något intag av dricksvatten som är påverkat av föroreningar inom området.

Tabell 4-1 Sammanställning av beaktade exponeringsvägar för fallet känslig respektive mindre känslig markanvändning.

Exponeringsväg	KM	MKM
Externdos	X	X
Intag av kontaminerad jord	X	X
Inandning av damm	X	X
Intag av dricksvatten	X	-
Intag av växter	X	-
Intag av kött- och mjölkprodukter	X	-
Inandning av radon i inomhusluft	X	X

I följande avsnitt beskrivs de ekvationer som ligger till grund för beräkning av dos till exponerad individ med en beskrivning av indata för exponeringsparametrarna.

4.1.1. Exponeringsparametrar

Exponeringsparametrar har i möjligaste mån valts i enlighet med Naturvårdsverkets modell för riktvärden i förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009), där motiv för värdena redovisas i rapportens bilaga 1. Vad gäller direkt oralt intag av jord beaktar Naturvårdsverkets modell endast två åldersgrupper (vuxna respektive barn 0-6 år). I beräkningen av enhetsdoser för radionuklider har de värden som Naturvårdsverket använder för barn tilldelats båda åldersgrupperna 0-5 år och 6-15 år. Data för åldersspecifika inandningshastigheter har hämtats från Studsviks modell för beräkning av stråldos till allmänhet från kärntekniska anläggningar (Studsvik, 2001). Från samma referens tas även konsumtionsmängder vad gäller grönsaker, rotsaker, kött- och mjölkprodukter samt dricksvatten. Kött- och mjölkkreaturens intag av foder och vatten tas från i IAEA (1994). Radionuklid-specifika indata redovisas i kapitel 6 och i bilaga C.

4.1.2. Extern exponering

Externdos från förorenad mark beräknas som:

$$D_{ext,i} = C_{jord,i} \cdot t \cdot x_1 \cdot EF_i \cdot Rho \cdot$$

$D_{ext,i}$	= externdos för radionuklid i , (Sv/år)
$C_{jord,i}$	= aktivitetskoncentration i jord av radionuklid i (Bq/kg TS)
t_{exp}	= exponeringstid (h/år)
x_i	= andel av sönderfallen som för grenade kedjor sker enligt den aktuella sönderfallsvägen (-)
EF_i	= exponeringsfaktor, ((Sv/s)/(Bq/m ³)), se avsnitt 6.2
Rho	= jordens densitet (kg/m ³ TS)

Exponeringstiderna som har använts vid beräkning av externdos visas i tabell 4-2. Denna exponeringsväg saknas i Naturvårdsverkets modell. Antal dygn som exponering sker har antagits motsvara de tider som används för intag av jord. För både KM och MKM har antagits att den dagliga exponeringstiden motsvarar en utomhusvistelse på 8 timmar per dag. Exponeringsfaktorn är åldersspecifik och hämtad från USEPA (2019).

Tabell 4-2 Daglig exponeringstid och antal dygn för exponering för olika åldersgrupper och markanvändningar.

Parameter	Enhet	Vuxen (>17 år)	1 år (1-2 år)	10 år (7-12 år)
KM				
Daglig exponeringstid för externdos	h/d	8	8	8
Antal dygn för extern-exponering	d/år	365	365	365
MKM				
Daglig exponeringstid för externdos	h/d	8	8	8
Antal dygn för extern-exponering	d/år	200	60	60

För mindre känslig markanvändning antas de exponerade grupper vara personer som vistas i området under sin yrkesverksamma tid samt barn och äldre som vistas i området tillfälligt.

4.1.3. Oralt intag av jord

Barn och vuxna som vistas på förorenade markområden kan få i sig förorenad jord via munnen antingen genom att jord tas in direkt i munnen, jordiga fingrar stoppas i munnen eller att damm fastnar i mun och svalg. Exponering kan ske både utomhus och inomhus genom att förorenad jord följer med in i huset. Intaget är åldersberoende och antas vara högst hos barn genom deras "hand till mun" beteende.

Dos från oralt intag av jord beräknas som:

$$D_{jord,i} = C_{jord,i} \cdot I_{jord} \cdot DF_{ing,i}$$

$D_{jord,i}$	= dos från radionuklid i vid direktintag av jord, (Sv/år)
--------------	---

$C_{jord,i}$	= aktivitetskoncentration i jord av radionuklid i (Bq/kg TS)
I_{jord}	= intag av jord (kg TS/år, (mg TS/dag x antal dygn som exponering sker x 10^{-6}))
$DF_{ing,i}$	= dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq)

Exponeringsparametrarna som har använts vid beräkning av oralt intag av jord visas i tabell 4-3.

Tabell 4-3 Dagligt intag av jord och antal dygn för direkt intag av jord från det kontaminerade området, olika åldersgrupper och markanvändningar.

Parameter	Enhet	Vuxen (>17 år)	1 år (1-2 år)	10 år (7-12 år)
KM				
Dagligt intag av jord	mg TS/d	50	120	120
Antal dygn för direkt intag av jord	d/år	365	365	365
MKM				
Dagligt intag av jord	mg TS/d	20	80	80
Antal dygn för direkt intag av jord	d/år	200	60	60

4.1.4. Inandning av damm

Människor kan andas in finkornigt material som sprids från den förorenade marken. Partiklar större än 10 µm hindras i stor utsträckning av cilierna i luftvägarna från att komma ned i lungorna, men kan istället sväljas och beaktas då genom exponeringsvägen ”oralt intag av jord”. Viktiga parametrar för exponering av damm är:

- halten partiklar i den inandade luften
- inandningshastighet
- exponeringstid

Dos från inandning av damm beräknas som:

$$D_{inh,i} = C_{jord,i} \cdot t_{exp} \cdot C_{luft} \cdot I_{luft} \cdot DF_{inh,i}$$

$D_{inh,i}$	= dos från radionuklid i vid inandning (Sv/år)
$C_{jord,i}$	= aktivitetskoncentration i jord av radionuklid i (Bq/kg TS)
t_{exp}	= exponeringstid (h/år)
C_{luft}	= dammkoncentration i luft korrigerad för anrikningsfaktor och andel av dammet som kommer från det förorenade området (kg TS/m ³)
I_{luft}	= andningshastighet (m ³ /h)
$DF_{inh,i}$	= dosfaktor för inandning av radionuklid i (Sv/Bq)

Exponeringsparametrarna som har använts vid beräkning av dos från inandning av damm visas i tabell 4-4.

Halterna damm i omgivningsluften varierar kraftigt mellan olika lokaler och mellan olika tidpunkter. Mätningar av dammhalt i luft görs ofta på dammpartiklar med en diameter mindre än 10 µm (PM10). På landsbygden i Sverige räknar man med ett årsmedelvärde på PM10 på 8 - 16 µg/m³. I stadsmiljö är bakgrunden ca 14 - 20 µg/m³, men kan i trafikerade gatumiljöer vara betydligt högre och är på många platser över den miljökvalitetsnorm som finns, max 40 µg/m³ i årsmedelvärde (SFS 2010:477).

Utgående från en urban bakgrundshalt på ca 14 – 20 µg/m³ och att upp till hälften av PM10 halten kan ha mineralogent ursprung bedöms en dammhalt från resuspenderad jord på ca 10 µg/m³ vara ett rimligt konservativt årsmedelvärde i utomhusluft.

Föroreningshalterna är ofta högre i fina partiklar än i den förorenade jorden som genomsnitt. En faktor 5 används för att relatera föroreningshalten i damm till den genomsnittliga halten i marken. Andelen damm i luften som kommer ifrån det kontaminerade området antas vara 40 % baserat på erfarenheter från förorenade markområden. I beräkningarna används en effektiv dammhalt på 20 µg/m³ damm (10 µg/m³ × 5 × 0,4) för att direkt relatera föroreningshalten i dammpartiklar med föroreningshalten i den kontaminerade jorden.

Tabell 4-4. Inandningshastighet, daglig exponeringstid för damm och antal dygn för direkt exponering som sker för olika åldersgrupper och markanvändningar.

Parameter	Enhet	Vuxen (>17 år)	1 år (1-2 år)	10 år (7-12 år)
Inandningshastighet (Studsvik, 2001)	m ³ /h	1,28	0,33	0,94
KM				
Daglig exponeringstid för damm	h/d	24	24	24
Antal dygn som exponering för damm sker	d/år	365	365	365
MKM				
Daglig exponeringstid för damm	h/d	8	8	8
Antal dygn som exponering för damm sker	d/år	200	60	60

4.1.5. Intag av dricksvatten

Exponering för kontaminerat vatten från en brunn sker huvudsakligen genom intag av dricksvatten. Dos från intag av dricksvatten beräknas som:

$$D_{dv,i} = C_{dv,i} \cdot I_{dv} \cdot DF_{ing,i}$$

$D_{dv,i}$ = dos från radionuklid i vid intag av vatten, (Sv/år)

$C_{dv,i}$ = aktivitetskoncentration i dricksvatten av radionuklid i (Bq/l)

I_{dv} = intag av dricksvatten (l/år)

$DF_{ing,i}$ = dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq)

C_{dv} är identisk med C_{brunn} , jämför kapitel 5.

Dricksvattenintaget som har använts vid beräkning av dos från dricksvatten visas i tabell 4-5. I modellen antas att allt dricksvatten kommer från den kontaminerade brunnen.

Tabell 4-5 Dricksvatten intaget för olika åldersgrupper. (Studsвик, 2001)

Parameter	Enhet	Vuxen (>17 år)	1 år (1-2 år)	10 år (7-12 år)
KM				
Konsumtion av vatten	liter/år	600	235	429

4.1.6. Intag av rot- och grönsaker

Modellen för upptag av radionuklider i växter baseras på antagandet att radionuklid-koncentrationen i en växt är i jämvikt med koncentrationen i marken. Jämviktsfaktor betecknas överföringsfaktor. Eventuell bevattning av odlad mark med kontaminerat grundvatten bedöms ge ett litet bidrag och har inte tagits med i beräkningen.

Det antas att 10 % av det årliga intaget av rotsaker och grönsaker härrör från det förorenade området. Vissa produkter (t ex spannmål) har inte inkluderats i modellen eftersom det bedöms som mindre troligt att en betydande del av intaget av dessa produkter skulle komma från det förorenade området.

Dos från intag av rot- och grönsaker beräknas som:

$$D_{grö,i} = C_{jord,i} \cdot (I_{rot} \cdot DF_{ing,i} \cdot TF_{rot,i} + I_{gr} \cdot DF_{ing,i} \cdot TF_{gr,i}) \cdot x_{grödor}$$

$D_{grö,i}$	= dos från radionuklid i vid intag av rot- och grönsaker, (Sv/år)
$C_{jord,i}$	= aktivitetkoncentration i jord av radionuklid i (Bq/kg TS)
I_{rot}	= intag av rotsaker (kg TS/år)
I_{gr}	= intag av grönsaker (kg TS/år)
$DF_{ing,i}$	= dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq)
$TF_{rot,i}$	= överföringsfaktor rotsaker/jord för radionuklid i (Bq/kg TS rotsaker)/(Bq/kg TS jord)
$TF_{gr,i}$	= överföringsfaktor grönsaker/jord för radionuklid i (Bq/kg TS grönsaker)/(Bq/kg TS jord)
$x_{grödor}$	= andel av intaget av rot- och grönsaker som kommer från det förorenade området, 0,1

Intag av rot- och grönsaker som har använts vid dosberäkningarna visas i tabell 4-6.

Tabell 4-6 Konsumtion av rot- och grönsaker för olika åldersgrupper (Studsвик, 2001)

Parameter	Enhet	Vuxen (>17 år)	1 år (1-2 år)	10 år (7-12 år)
KM				
Konsumtion av rotsaker	kg/år	84	37	128
Konsumtion av grönsaker	kg/år	51	26	91

4.1.7. Intag av kött och mjölk

Boskap (mjölk- och nötkreaturen) exponeras genom att de äter foder som kommer från det förorenade området och dricker förorenat vatten som antas komma från brunnen. Eventuell bevattning av betesmark eller fodervallar med kontaminerat grundvatten bedöms ge ett litet bidrag och har inte tagits med i beräkningen.

I modellen antas att 10 % av fodret kommer från det förorenade området. Detta antagande är ganska försiktigt eftersom det förorenade områdets storlek är begränsad (2500 m²) och de flesta jordbruksanläggningar är mycket större. Över 80% av alla mjölkkor i Sverige finns på anläggningar som har över 50 ha åkermark (Jordbruksstatistisk årsbok, 2008). Idisslarbaserad köttproduktion kräver ca 20 m² naturbetesmark och 15 m² åker per kg kött. Svinbaserad köttproduktion kräver något mindre areal. Detta betyder att det är osannolikt att mer än 100 kg kött kan produceras på området (Kumm, 1999). Dessutom är det osannolikt att hela foderproduktionen (inklusive betesmark) för en gård som driver mjölk- eller köttproduktion kan härröra från det kontaminerade området. En gård med det genomsnittliga antal mjölkkor köper i genomsnitt ca 50% av det totala foderbehovet (torrvikt) (Kumm, 2008).

I modellen antas att djuren dricker vatten som tas från den förorenade brunnen, vilket är ett konservativt antagande jämfört med att anta att djuren dricker vatten från en ytvattenrecipient.

De exponerade personernas halva årsintag av mjölk och kött antas härröra från det kontaminerade området.

Radionuklidkoncentrationen i mjölk och kött beräknas från följande ekvation:

$$C_{mjölk,i} = C_{jord,i} \cdot (TF_{mjölk,i} \cdot TF_{fod,i} \cdot N_{fod,mjolk} \cdot x_{foder}) + C_{dv,i} \cdot (TF_{mjölk,i} \cdot N_{vatten,mjolk} \cdot x_{vatten})$$

$$C_{kött,i} = C_{jord,i} \cdot (TF_{kött,i} \cdot TF_{fod,i} \cdot N_{fod,kött} \cdot x_{foder}) + C_{dv,i} \cdot (TF_{kött,i} \cdot N_{vatten,kött} \cdot x_{vatten})$$

Dos från intag av mjölk och kött beräknas som:

$$D_{mk,i} = C_{mjölk,i} \cdot (I_{mjölk} \cdot x_{mjölk} \cdot DF_{ing,i}) + C_{kött,i} \cdot (I_{kött} \cdot x_{kött} \cdot DF_{ing,i})$$

$D_{mk,i}$ = dos från radionuklid i vid intag av mjölk och kött (Sv/år)

$C_{mjölk,i}$ = aktivitetskoncentration i mjölk av radionuklid i (Bq/l)

$C_{kött,i}$ = aktivitetskoncentration i kött av radionuklid i (Bq/kg)

$C_{jord,i}$ = aktivitetskoncentration i jord av radionuklid i (Bq/kg TS)

$C_{dv,i}$ = aktivitetskoncentration i dricksvatten av radionuklid i (Bq/l)

$I_{mjölk}$ = intag av mjölk (l/år)

$I_{kött}$ = intag av kött (kg/år)

$DF_{ing,i}$ = dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq)

$TF_{mjölk,i}$ = överföringsfaktor mjölk för radionuklid i (d/l)

$TF_{kött,i}$ = överföringsfaktor kött för radionuklid i (d/kg)

$TF_{fod,i}$ = överföringsfaktor djurfoder/jord för radionuklid i
(Bq/kg TS djurfoder)/(Bq/kg TS jord)

$N_{fod,mjolk}$ = intag av foder, mjölkko (kg/d)

$N_{fod,kött}$ = intag av foder, nötkreatur (kg/d)

$N_{vatten,mjolk}$ = intag av vatten, mjölkko (l/d)

$N_{vatten,kött}$ = intag av vatten, nötkreatur (l/d)

$x_{kött}$ = andel av intaget av kött från det förorenade området

$x_{mjölk}$ = andel av intaget av mjölk från det förorenade område

x_{foder} = andel av kreaturets intag av foder från det förorenade området

x_{vatten} = andel av kreaturets intag av vatten från den förorenade brunnen

C_{dv} är identisk med C_{brunn} , jämför kapitel 5. I de fall som modernuklider även inkluderar dos från dotternukliderna används överföringsfaktorerna $TF_{mjölk,i}$, $TF_{kött,i}$ och $TF_{fod,i}$ för modernukliden, se tabell 4-8.

De data för mjölk- och köttkonsumtion som har använts vid beräkning av dos visas i tabell 4-7.

Tabell 4-7 Mjölk- och köttkonsumtion för olika åldersgrupper (Studsvik, 2001)

Parameter	Enhet	Vuxen (>17 år)	1 år (1-2 år)	10 år (7-12 år)
KM				
Konsumtion av kött	kg/år	72	13	73
Konsumtion av mjölk	liter/år	115	265	341

4.1.8. Dos från dotternuklider

I vissa fall har de radionuklider som ingår i modelleringen kortlivade dotternuklider som antas befinna sig i jämvikt. För att ta hänsyn till dosbidraget från dessa adderas medelfotonenergin per sönderfall och dosfaktorn för dessa döttrar. I det fallet grenade sönderfallkedjor förekommer görs en viktning med andelen av sönderfallen som går via de olika grenarna. I förekommande fall tas även hänsyn till överföringsfaktorer för dotternukliderna. Hur de olika kedjorna behandlas redovisas i tabell 4-8. En sammanställning över hur bidraget från dotternuklider har beaktats vid beräkning av dos ges i bilaga A. Vid beräkning av dos från Ra-226 vid intag av dricksvatten tas även hänsyn till att radondöttrarna inte befinner sig i jämvikt, se bilaga B.

Tabell 4-8 Sammanställning över vilka nuklider som antas vara i radioaktiv jämvikt vid beräkning av överföringsfaktorer och dosfaktorer

Nuklid, i	Överföringsfaktorer Foder $TF_{fod,j}$ Kött $TF_{kött,j}$ Mjök $TF_{mjök,j}$	Överföringsfaktorer Grönsaker $TF_{gr,j}$ Rotsaker $TF_{rot,j}$	Dosfaktorer Extern dos $E_{\gamma,j}$ Intag $DF_{ing,j}$ Inandning $DF_{inh,j}$
Ac-227	Ac-227	Ac-227	Ac-227, Th-227, Fr-223, Ra-223, Rn-219, Po-215, Pb-211, Bi-211, Po-211, Tl-207
Am-241	Am-241	Am-241	Am-241
Cl-36	Cl-36	Cl-36	Cl-36
Cm-244	Cm-244	Cm-244	Cm-244, Pu-240
Co-60	Co-60	Co-60	Co-60
Cs-134	Cs-134	Cs-134	Cs-134
Cs-137	Cs-137	Cs-137	Cs-137 ³⁾
Fe-55	Fe-55	Fe-55	Fe-55
H-3	H-3	H-3	H-3
Ni-63	Ni-63	Ni-63	Ni-63
Np-237	Np-237	Np-237	Np-237, Pa-233, U-233
Pa-231	Pa-231	Pa-231	Pa-231
Pb-210	Pb-210	Pb-210	Pb-210, Bi-210, Po-210
Po-210	Po-210	Po-210	Po-210
Pu-238	Pu-238	Pu-238	Pu-238
Pu-239	Pu-239	Pu-239	Pu-239
Pu-240	Pu-240	Pu-240	Pu-240
Pu-241	Pu-241	Pu-241	Pu-241
Ra-226 ¹⁾	Ra-226	Ra-226, Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210	Ra-226, Rn-222, Po-218, At-218, Pb-214, Bi-214, Po-214, Pb-210, Bi-210, Po-210
Ra-226 ²⁾	Ra-226	Ra-226	Ra-226, Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214
Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90, Y-90
Tc-99	Tc-99	Tc-99	Tc-99
Th-228	Th-228	Th-228	Th-228, Ra-224, Rn-220, Po-216, Pb-212, Bi-212, Po-212, Tl-208
Th-230	Th-230	Th-230	Th-230
U-232	U-232	U-232	U-232
U-234	U-234	U-234	U-234
U-235	U-235	U-235, Th-231	U-235, Th-231
U-238	U-238	U-238, Th-234, Pa-234m, Pa-234	U-238, Th-234, Pa-234m, Pa-234

1 Då Ra-226 utgör en dotter till Th-230.

2 Då Ra-226 utgör huvudnuklid.

5. Spridning och koncentration av radionuklider i recipienter

5.1. Källterm

5.1.1. Radionuklidinnehåll i mark inom området

Aktivitetskoncentrationen i mark inom området beräknas enligt:

$$C_{jord,i} = C_{0,i} \cdot \exp(-\lambda_i \cdot t)$$

$C_{jord,i}$ = aktivitetskoncentration av radionuklid i inom området efter tiden t från referenstid punkten (Bq/kg TS)

$C_{0,i}$ = aktivitetskoncentration av radionuklid i inom området vid en referenstidpunkt (Bq/kg TS)

t = tid från referenstidpunkt (år)

λ_i = sönderfallskonstant för nukliden i (1/år)

Ekvationen ovan gäller för singelnuklider. För de radionuklider som ingår i sönderfalls-kedjor tas även hänsyn till inväxt av dotternuklider. Beräkningarna utgår från 1 Bq/kg TS i initialinventarium för respektive huvudnuklid och att samtliga dess döttrar har ett nolinventarium initialt.

5.1.2. Koncentration löst i porvatten inom området

Nederbörd som infiltrerar och grundvatten som strömmar genom det kontaminerade markområdet medför att radionuklider lakas ut från marken. Sambandet mellan aktivitetskoncentrationen i mark och löst i porvatten inom området beskrivs av ett linjärt K_d -samband som tar hänsyn till den andel av aktiviteten som är sitter i den fasta fasen i jorden (K_d -termen) och den andel som finns löst i porvattnet i jorden (θ/ρ):

$$C_{w,i} = \frac{C_{jord,i}}{K_d + \frac{\theta}{\rho}}$$

$C_{w,i}$ = porvattenkoncentration inom området av radionuklid i (Bq/l)

K_d = fördelningskoefficient mellan fastfas jord och porvatten (l/kg)

ρ = jordens torra densitet (kg TS/dm³ totalvolym jord)

θ = jordens vattenhalt (l vatten/dm³ totalvolym jord)

Modellen beaktar inte att utlakningen medför en reduktion av aktivitetskoncentrationen i mark utan tar endast hänsyn till radioaktivt sönderfall. För en långlivad nuklid innebär detta att källtermen i praktiken är oändlig för de tidsperioder som modelleras.

5.2. Koncentration i en brunn

Radionuklider som lakas ut från marken inom det förorenade området transporteras nedströms med grundvattnet och når en recipient i form av en brunn. Det förorenade vattnet späds ut med annat vatten längs transportvägen mellan området och recipienten. Utspäd-

ningen som sker till en brunn är platsspecifik och styrs bl.a. av avståndet till brunnen, infiltrationen i området och de geohydrologiska förhållandena, t.ex. markens hydrauliska konduktivitet och mäktigheten på de vattenförande lagren.

Den modell som används för att beräkna utspädningen vid transport till en brunn baseras på följande antaganden:

- Koncentrationen i porvattnet antas vara i jämvikt med totalhalten i jorden i enlighet med avsnitt 5.1.2.
- När det infiltrerande vattnet når grundvattnet sker en utspädning med grundvatten som kommer uppströms det förorenade området.
- Under transporten mellan området och brunnen späds det förorenade grundvattnet ut genom spridning i djupled och sidled samt genom utspädning med nederbörd som infiltrerar längs transportvägen.
- Sorption av radionuklider i marken mellan det förorenade området och brunnen försummas, inte heller beaktas sönderfall under den tid transporten tar.
- Brunnens upptagsområde antas ligga helt inom föroreningsplymen, dvs eventuell utspädning som kan ske i brunnen i de fall brunnens upptagsområde är mycket större än föroreningsplymens utsträckning försummas.

Koncentrationen av radionukliden i en brunn nedströms det förorenade området (C_{brunn}) beräknas enligt:

$$C_{brunn} = DF_{brunn} \cdot C_w$$

där C_w är porvattenkoncentration inom det förorenade området enligt ekvationen ovan och DF_{brunn} är utspädningsfaktorn mellan porvatten och brunnsvatten.

Vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden ger de antagna parametervärdena en utspädningsfaktor mellan porvatten och brunnsvatten på 14 (Naturvårdsverket, 2009).

6. Indata

De indata som går in i modellen är dels radionuklidspecifika parametrar, såsom halveringstid, K_d -värden, dosfaktorer och överföringsfaktorer, dels exponeringsparametrar, exempelvis konsumtionsvanor och exponeringstider. En del av dessa data är åldersspecifika. Exempel på detta är inandningshastighet och dosfaktorer för intag av föda och inandning. Även direktintaget av jord är till viss del åldersberoende.

I detta kapitel diskuteras en del av de parametrar som modellen bygger på. En fullständig sammanställning av indata och de värden som används ges i bilaga C.

6.1. Radionuklidspecifika parametrar

De radionuklidspecifika parametrar som ingår är:

- Halveringstid
- Medelenergi per sönderfall
- Sönderfallsandel
- K_d -värde
- Överföringsfaktorer
- Dosomvandlingsfaktorer för oralt intag och inandning

De tre första parametrarna i listan bedöms vara väl kartlagda. Värden på halveringstider har tagits från ICRP (2008) och dosfaktorer för externstrålning från (USEPA, 2019). Dosomvandlingsfaktorer hämtas från IAEA (2014). För K_d -värden och överföringsfaktorer har en genomgång av tillgängliga data gjorts.

6.1.1. K_d -värden

K_d -värden för radionuklider från ett antal källor har jämförts. In-data till modellen tas huvudsakligen från IAEA (2010) tabell 12 och 14, värden gällande "all soils". För tritium har K_d -värdet beräknats utgående från innehållet av väte i organiskt material i jorden.

En sammanställning av K_d -värdena från IAEA (2010) finns i bilaga C, tabell C-5.

6.1.2. Överföringsfaktorer till växter och djurprodukter

Individdosen har beräknats med överföringsfaktorer till växter huvudsakligen från IAEA (2010) (tabell 17 och 18 ^{137}Cs och ^{99}Tc) som kompletterades med data från andra källor för vissa radionuklider. För ^3H har överföringsfaktorer beräknats från den specifik aktivitetsmodell som redovisas i IAEA (2009). Upptagsfaktorer till rot- och grönsaker för protaktinium har tagits från IAEA (2001) och för nickel från IAEA (in press). Överföringsfaktorer till mjölk och kött har huvudsakligen tagits från IAEA (2010) (tabell 26 och 30). För ^{137}Cs har värden från Howard et al. (2009) använts och för curium, neptunium, protaktinium, och teknetium och för torium används IAEA (in press). Överföringsfaktorer för tritium till kött och mjölk har tagits från Galeriu et al. (2007). Överföringsfaktorer visas i bilaga C, tabell C-5.

Överföringsfaktorer för rotfrukter och grönsaker har räknats om till torrviktsbas med antaganden att torrviktshalten är 20% respektive 10%.

I Naturvårdsverkets modell görs olika beräkningar för rot- och grönsaker utifrån två växtupptagsfaktorer. IAEA (2010) anger upptagsfaktorer för en rad olika växter, IAEA (in press) anger olika växtupptagsfaktorer för rot- respektive grönsaker medan IAEA (2001) endast anger en växtupptagsfaktor för alla växter.

6.2. Extern exponering

De dosfaktorer för extern exponering som används antar att radionukliderna är homogent fördelade i jorden till ett oändligt djup (USEPA, 2019). Detta ger en något högre exponeringsfaktor än om radionukliderna är fördelade över ett mer ytligt skikt. Jämfört med fallet där radionukliderna är fördelade över de övre 0,15 m av jorden är exponeringsfaktorn för oändligt djup i genomsnitt ca 12 procent högre och maximalt 50 procent högre. Jämfört med en ytlig förorening (fördelad över 0,01 m) är exponeringsfaktorerna för ett oändligt djup typiskt 4 till 6 gånger högre.

6.3. Radon

Dos via inandning av radon beräknas inte i modellen. Detta beror på att de metoder som används för dosberäkningar för övriga radionuklider är mindre lämpliga för radon. I stället beräknas radonkoncentrationen i vatten och inomhusluft. Dessa halter kan sedan jämföras med relevanta riktvärden och gränsvärden för radon.

6.3.1. Halter av radon i grundvatten

Halterna av radon och radondöttrar i grundvatten ligger inte i jämvikt med halten radium i grundvatten. Detta beror på att radon inte binds till mineraler i jorden utan frigörs i porvattnet, vilket ger en anrikning av radon och radondöttrar i vattenfasen. I princip kan förhållandet mellan radon och radium beräknas teoretiskt från K_d -värdena för radium (2500 l/kg) respektive radon, där det senare i princip är 0. Utifrån de data som används i modellen skulle detta ge ett aktivitetsförhållande radon/radium i grundvatten på cirka 300, se bilaga B. Denna beräkning förutsätter jämviktsförhållanden och att radon inte avgår från vatten genom avgasning.

Halter av radium, radon och radondöttrar har också mätts upp i ett större antal svenska brunnar (Ek m.fl., 2007). I undersökningen har 768 brunnar analyserats med avseende på naturligt förekommande radionuklider och tungmetaller, totalt drygt 1 100 analyser. I 467 av dessa analyser har halter av både radium och radon kunnat detekteras. En utvärdering av data visar att det inte finns några helt entydiga samband mellan halten radon och halten radium i brunnsvattnet, se bilaga B. Kvoten Rn-222/Ra-226 för de olika brunnarna varierar mellan 100 och 100 000 med ett medelvärde på 10 500 och ett medianvärde på 5 078. Om endast de brunnar som har en radiumhalt över 0,1 Bq/l beaktas blir kvoten något lägre, medelvärde 5 860 och medianvärde 3 000.

Baserat på den teoretiska uträkningen och de uppmätta halter som finns har en kvot radon/radium på 1 000 använts i beräkningarna.

6.3.2. Halter av radon i luft

Halten av radon i markens porluft kan uppskattas under antagande av jämvikt genom att använda jämviktskonstanten mellan radon i vattenfas och gasfas (dimensionslös Henrys konstant = 4,4). Detta ger dock en kraftig överskattning av halten radon i porluften om man jämför med mätningar som SGU genomfört i mark i Sverige (Jelinek, 2008a och 2008b). Överskattningen beror sannolikt på att beräkningen inte tar hänsyn till sönderfall eller avgasning av radon.

Modellen utgår i stället från ett empiriskt samband mellan radiumhalten i marken och radonhalten i porluften som härletts från SGU:s data. Detta visar att halten i porluft av Rn-222 mätt i kBq/m³ är i samma storleksordning som halten i marken av Ra-226 mätt i Bq/kg. En enhetskoncentration i marken på 1 Bq/kg radium skulle således ge en radonhalt i porluften på 1 kBq/m³.

Halten av radon i inomhusluft beräknas med den utspädningsfaktor mellan porluft och inomhusluft som används i Naturvårdsverkets modell för riktvärden i mark (Naturvårdsverket, 2009). Där används för normaltät jord en utspädningsfaktor på 10 000. Med den radonhalt i porluften på 1 kBq/m³ som motsvarar enhetskoncentrationen av radium i mark beräknas halten i inomhusluft till 0,1 Bq/m³.

Med den dosfaktor som anges av ICRP (2017) på $6,7 \cdot 10^{-6}$ mSv per Bq h/m³ skulle dosen med radoninandning vara ungefär dubbelt så hög som dosen från radium via övriga exponeringsvägar.

För byggnader på mer genomsläpplig mark och större inflöde av markluft kan utspädningsfaktorn till inomhusluft vara betydligt lägre, ca 1000 gånger. I detta fall skulle dosen från inandning av radon vara ca 20 gånger högre än dosen från radium via övriga exponeringsvägar.

6.4. Tritium

Tritium är en radioaktiv isotop av väte och finns i miljön i formen av vatten och vattenånga, samt i biologiska vävnader. Eftersom väte finns i stora mängder i alla medier i miljön, finns många processer som påverkar transporten av tritium och upptag i biota.

6.4.1. Modeller för tritium

I denna rapport har individdosen till följd av exponering för tritium i marken beräknats på samma sätt som för övriga radionuklider, med användning av jämviktsöverföringsfaktorer för beräkning av upptag från jord till växter och överföring från växter till kött och mjölkprodukter.

Det finns flera alternativa modeller för beräkning av dos till människor från tritium i miljön. Flera organisationer har använt så kallade specifika aktivitetsmodeller för bedömning av radiologiska konsekvenser av tritiumutsläpp och halterna av tritium i olika delar av miljön, t.ex. dricksvatten, växter och djurprodukter (IAEA, 2009). I modellerna antas vanligen att kvoten mellan H-3 och stabilt väte är likadan i alla delar av miljön inom ett område, t.ex. i porvatten, porluft, växter och djur. Modellerna förutsätter dock en obegränsad och homogen källa, och tar ingen hänsyn till den utspädning som sker i miljön i samband med transport av vatten och överföring till växter och djur. Modellerna är därför mindre lämpliga för beräkningar av dos från ett begränsat område som är kontaminerat

med radionuklider. Därför har doserna från tritium i mark i denna studie beräknats med samma metod som används för övriga radionuklider.

I denna studie antas att tritium rör sig i miljön tillsammans med vatten. Det finns fördjupade modeller som tar hänsyn till upptaget av tritium i organiska molekyler där utbyte med andra väteatomer inte är möjligt, så kallade OBT (organically bound tritium). Dessa modeller antar inte jämvikt mellan tritiumaktivitet i alla former och medier i miljön och kräver mycket data som är platsspecifika. Sådana modeller är därför inte lämpliga att använda för generella beräkningar av det slag som görs i denna rapport.

Vissa modeller som används för beräkning av doser från radionuklider i miljön använder specifika aktivitetsmetodikerna i vissa delar (submodeller) för beräkning av doser från tritium. USDOE modellen RESRAD (Yu et al., 2001) inkluderar submodeller som kan ta hänsyn till platsspecifika faktorer i beräkning av tritiumöverföring i näringskedjan. Modellen anger dock även överföringsfaktorer till växter och djurprodukter som kan användas för enkla, icke-platsspecifika uppskattningar av doser från tritium i marken. Galeriu et al. (2007) beräknade jämviktsöverföringsfaktorer från föda till djurprodukter för tritium med fysiologiska modeller för vätemetabolismen. De beräknade överföringsfaktorerna överensstämmer med empiriska överföringsfaktorer, och även med resultaten av modeller som tar hänsyn till upptag och överföring av OBT.

I denna studie har överföringsfaktorer för bladgrönsaker och rotsaker beräknats enligt den metodik som redovisas i IAEA (2009) och överföringsfaktorer från RESRAD har använts för upptag av tritium i foderväxter. Överföringsfaktorer till kött och djurprodukter kommer från Galeriu et al. (2007), och stämmer även med värden som anges i IAEA (1994). Tritium har antagits finnas i markens vattenfas men även bundet till organiskt material i jorden, antaget 2 % organiskt kol, vilket motsvarar 3 % organiskt bundet vatten. K_d -värdet har beräknats som halt vatten i den torra jorden (dvs. i det organiska materialet) genom halten vatten i jorden. Detta ger ett K_d -värde på 0,03 l/kg.

Modellen som används i denna studie bedöms inte underskatta doserna från tritium i mark.

6.4.2. Tritium i luft

Eftersom tritium kan finnas i form av vattenångor kan inandning av tritiumångor vara en exponeringsväg för människor, särskilt inomhus.

Överslagsberäkningar har gjorts för att uppskatta dosbidraget från inandning av tritiumångor inomhus. Beräkningarna utgår ifrån tritiumhalten i porvatten som uppskattas av modellen. Specifika aktiviteten av tritium i vattenånga i porluft antas vara samma som tritiumaktiviteten i porvatten. Vid transport av porluft till inomhusluft sker en utspädning av porluften. Naturvårdverkets modell antar en utspädningsfaktor av ca 10 000. Antagande 50% relativ luftfuktighet och 20°C, beräknades dosen från tritium i vattenånga som skulle härröra från en aktivitet av 1 Bq/kg av tritium i jorden till 0,0003 μ Sv/år. Detta är ca 30 till 40 gånger lägre än dosen från de övriga exponeringsvägarna. Eftersom exponering för tritiumångor är av liten betydelse för den totala dosen har denna exponeringsväg inte inkluderats i modellen.

7. Resultat

I detta kapitel redovisas beräknade enhetsdoser för de två olika scenarierna känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning. Beräkningarna baseras på ett initialinventarium av respektive huvudnuklid på 1 Bq/kg TS och initialt noll i aktivitetskoncentration av huvudnuklidens döttrar i kedjesegmentet. Med tiden så ökar halten av döttrarna på grund av inväxt. I den dos som redovisas för huvudnukliden ingår dosen från döttrar som växer in, denna betecknas med ”Summa”. I bilaga F redovisas radionuklidinventariet inom området samt halter i en nedströms liggande brunn som en funktion av tid.

Den maximala totala enhetsdosen ($\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg TS jord) som erhålls genom att summera dosen för de olika exponeringsvägarna redovisas i Tabell 7-1. Enhetsdoserna som visas i tabellen är maximal dos över alla åldersgrupper och tidpunkter som använts i beräkningarna.

Tabell 7-1 Maximal total enhetsdos ($\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg TS jord). Åldersgruppen och tidpunkt där maximal dos inträffar visas i tabellen.

Radionuklid	Känslig markanvändning (KM)			Mindre känslig markanvändning (MKM)		
	Max dos	åldersgrupp	tid	Max dos	åldersgrupp	tid
	($\mu\text{Sv}/\text{år}$)		(år)	($\mu\text{Sv}/\text{år}$)		(år)
Summa U-232	1,17E+00	0-5 år	10	4,24E-01	Vuxen	10
Th-228+	8,07E-01	0-5 år	1	3,26E-01	Vuxen	1
Summa Pu-241	8,19E-04	0-5 år	100	1,32E-04	Vuxen	100
Am-241	2,81E-02	0-5 år	1	4,53E-03	Vuxen	1
Summa U-238	7,80E-02	0-5 år	1000	2,45E-02	Vuxen	1000
Summa U-234	2,61E-02	0-5 år	1000	1,31E-03	Vuxen	1000
Summa Th-230	8,31E-01	0-5 år	1000	1,92E-01	Vuxen	1000
Summa Ra-226	2,13E+00	0-5 år	100	5,31E-01	Vuxen	10
Pb-210	9,00E-01	0-5 år	1	6,01E-02	0-5 år	1
Pu-239	3,25E-02	0-5 år	1	3,05E-03	Vuxen	1
Summa U-235	1,25E-01	0-5 år	1000	4,08E-02	Vuxen	1000
Summa Pa-231	8,34E-01	6-15 år	300	1,61E-01	Vuxen	300
Ac-227	6,11E-01	0-5 år	1	1,41E-01	Vuxen	1
H-3	1,15E-02	0-5 år	1	3,67E-07	Vuxen	1
Cl-36	8,21E-01	0-5 år	30	3,88E-03	Vuxen	1
Fe-55	1,20E-04	0-5 år	1	8,95E-06	0-5 år	1
Co-60	1,49E+00	0-5 år	1	6,67E-01	Vuxen	1
Ni-63	4,70E-04	0-5 år	1	3,80E-05	Vuxen	1
Sr-90+	2,83E-01	6-16 år	1	2,28E-02	Vuxen	1
Tc-99	6,14E-01	0-5 år	1	9,34E-04	Vuxen	1
Cs-134	7,14E-01	0-5 år	1	3,13E-01	Vuxen	1
Cs-137+	3,56E-01	0-5 år	1	1,55E-01	Vuxen	1
Np-237+	2,47E-01	Vuxen	1	5,51E-02	Vuxen	1
Pu-238	3,08E-02	0-5 år	1	2,78E-03	Vuxen	1
Pu-240	3,25E-02	0-5 år	1	3,04E-03	Vuxen	1
Cm-244+	1,63E-02	0-5 år	1	1,54E-03	Vuxen	1

Summa betecknar dos från nuklid inklusive inväxt av dotternuklider.

Den högsta enhetsdosen vid KM är för summa Ra-226 (2,13 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg). Doserna från Co-60 (1,49 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) och summa U-232 (1,17 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) ger de näst högsta enhetsdoser.

Vid MKM är den högsta enhetsdosen från Co-60 (0,67 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg). Även summa Ra-226 (0,53 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg), summa U-232 (0,42 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) och Th-228 (0,33 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ per Bq/kg) ger relativt höga enhetsdoser.

7.1. Åldersgrupper och tidpunkter

I tabellerna 7-2 och 7-3 visas den totala enhetsdosen för alla åldersgrupper och tidpunkter för känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning. Den åldersgrupp som dominerar dosen för respektive radionuklid vid de olika tidpunkterna är inramad och markerad i gult.

För känslig markanvändning (KM) och en given radionuklid är det vanligen samma åldersgrupp som erhåller högst enhetsdos under hela den studerade tidsperioden (0-1 000 år). Undantag är Pu-241 och Ra-226 där åldersgruppen 6-15 år (10-åring) har den högsta dosen vid de första tidpunkterna. För de flesta radionuklider är det åldersgruppen 0-5 år (1-åringar) som har högst enhetsdos under hela perioden. För Pa-231 och Sr-90 är enhetsdosen högst för åldersgruppen 6-15 år (10-åringar). För Np-237 är enhetsdosen högst för vuxna, men det är mycket lite skillnad mellan åldersgrupper för denna radionuklid.

Vid mindre känslig markanvändning erhåller vuxna högst enhetsdos för de flesta av de beaktade nukliderna. Detta beror på att vuxna har längre exponeringstider (motsvarande arbetstid) på det förorenade området än barn, som antas vistas i mindre utsträckning på mark med denna användning. Exponeringsvägar som dominerar dosen för mindre känslig markanvändning är huvudsakligen extern exponering och inandning av damm. För dessa exponeringsvägar är exponeringen direkt relaterad till vistelsetiden på det kontaminerade området. För fyra radionuklider (U-234, Th-239 (endast vid $t=1$), Pb-210+ och Fe-55) får yngre åldersgrupper högst enhetsdos, varvid direkt intag av jord dominerar exponeringen.

I bilaga D redovisas grafer för enhetsdosen från de olika nukliderna som en funktion av tid fördelad över exponeringsvägarna. Grafen gäller för den åldersgrupp som beräknas få högst enhetsdos för respektive radionuklid. Av dessa grafer, och även i tabell 7-2 och tabell 7-3, framgår att totaldosen för respektive radionuklid i allmänhet avtar med tiden alternativt är i det närmaste konstant. Enhetsdosen för vissa nuklider (Th-230, Pa-231, U-234 och U-235) ökar med tiden. Förklaringen till detta är att dosen längre fram i tiden inte domineras av huvudnukliden utan av en dotternuklid som växer in. Det tydligaste exemplet på detta är Th-230. På grund av inväxt av dotternukliden Ra-226 är totaldosen för Th-230 ca 20 gånger högre efter 1000 år än vid 1 år. Dosen från radionukliderna Th-230, U-234, och U-235 fortsätter öka efter 1000 år, dvs, maxdosen har inte nåtts vid 1000 år. Dosen från radionuklider Pu-241 och Ra-226 är högst vid 100 år.

Tabell 7-2 Sammanställning av total enhetsdos (µSv/år per Bq/kg) för olika åldersgrupper: Känslig markanvändning (KM)

Tid (år)	Summa U-232	Th-228+	Summa Pu-241	Am-241	Summa U-238	Summa U-234	Summa Th-230	Summa Ra-226	Pb-210+	Pu-239	Summa U-235	Summa Pa-231	Ac-227+
KM Vuxen													
1	3,53E-01	6,06E-01	5,76E-04	2,03E-02	5,76E-02	1,39E-02	1,87E-02	1,03E+00	1,57E-01	3,04E-02	8,12E-02	1,85E-01	4,01E-01
10	8,67E-01	2,32E-02	6,08E-04	2,00E-02	5,76E-02	1,39E-02	2,33E-02	1,07E+00	1,19E-01	3,04E-02	8,12E-02	2,85E-01	3,01E-01
30	7,29E-01	1,64E-05	6,35E-04	1,93E-02	5,76E-02	1,39E-02	3,35E-02	1,11E+00	6,36E-02	3,04E-02	8,14E-02	4,27E-01	1,59E-01
100	3,60E-01	1,56E-16	5,93E-04	1,73E-02	5,76E-02	1,40E-02	6,83E-02	1,14E+00	7,15E-03	3,03E-02	8,21E-02	5,68E-01	1,72E-02
300	4,82E-02	4,98E-48	4,31E-04	1,25E-02	5,76E-02	1,42E-02	1,62E-01	1,05E+00	1,39E-05	3,01E-02	8,46E-02	5,83E-01	2,94E-05
1000	4,21E-05	2,91E-158	1,40E-04	4,08E-03	5,77E-02	1,61E-02	4,32E-01	7,74E-01	4,47E-15	2,95E-02	9,32E-02	5,74E-01	6,17E-15
KM 10-åring													
1	4,57E-01	6,98E-01	5,88E-04	2,37E-02	6,91E-02	2,07E-02	3,87E-02	1,36E+00	5,93E-01	3,12E-02	9,64E-02	3,18E-01	5,21E-01
10	1,05E+00	2,67E-02	6,56E-04	2,33E-02	6,91E-02	2,07E-02	4,62E-02	1,50E+00	4,47E-01	3,12E-02	9,65E-02	4,48E-01	3,91E-01
30	8,78E-01	1,89E-05	7,21E-04	2,26E-02	6,91E-02	2,07E-02	6,29E-02	1,70E+00	2,40E-01	3,12E-02	9,67E-02	6,32E-01	2,07E-01
100	4,34E-01	1,79E-16	6,92E-04	2,02E-02	6,91E-02	2,07E-02	1,20E-01	1,85E+00	2,69E-02	3,12E-02	9,78E-02	8,15E-01	2,23E-02
300	5,80E-02	5,74E-48	5,04E-04	1,47E-02	6,91E-02	2,11E-02	2,74E-01	1,73E+00	5,23E-05	3,10E-02	1,01E-01	8,34E-01	3,82E-05
1000	5,07E-05	3,36E-158	1,64E-04	4,77E-03	6,92E-02	2,43E-02	7,17E-01	1,27E+00	1,68E-14	3,04E-02	1,14E-01	8,22E-01	8,02E-15
KM 1-åring													
1	4,85E-01	8,07E-01	4,62E-04	2,81E-02	7,79E-02	2,19E-02	5,14E-02	1,35E+00	9,00E-01	3,25E-02	1,08E-01	2,04E-01	6,11E-01
10	1,17E+00	3,09E-02	6,25E-04	2,77E-02	7,79E-02	2,19E-02	6,01E-02	1,57E+00	6,79E-01	3,25E-02	1,08E-01	3,56E-01	4,59E-01
30	9,82E-01	2,19E-05	7,97E-04	2,68E-02	7,79E-02	2,19E-02	7,92E-02	1,87E+00	3,64E-01	3,25E-02	1,09E-01	5,72E-01	2,43E-01
100	4,86E-01	2,07E-16	8,19E-04	2,40E-02	7,79E-02	2,20E-02	1,45E-01	2,13E+00	4,09E-02	3,24E-02	1,10E-01	7,88E-01	2,61E-02
300	6,49E-02	6,63E-48	5,98E-04	1,74E-02	7,79E-02	2,24E-02	3,22E-01	1,99E+00	7,94E-05	3,23E-02	1,13E-01	8,11E-01	4,49E-05
1000	5,68E-05	3,88E-158	1,94E-04	5,66E-03	7,80E-02	2,61E-02	8,31E-01	1,47E+00	2,56E-14	3,16E-02	1,25E-01	7,99E-01	9,41E-15

Tabell 7-2 Forts. av tabell.

Tid (år)	H-3	Cl-36	Fe-55	Co-60	NI-63	SI-90+	Tc-99	Cs-134	Cs-137+	Np-237+	Pu-238	Pu-240	Cm-244+
KM Vuxen													
1	5,92E-03	1,57E-01	1,85E-05	1,22E+00	2,03E-04	1,21E-01	1,87E-01	5,77E-01	2,88E-01	2,47E-01	2,77E-02	3,04E-02	8,76E-03
10	3,57E-03	1,57E-01	1,90E-06	3,73E-01	1,91E-04	9,71E-02	1,87E-01	2,81E-02	2,34E-01	2,47E-01	2,58E-02	3,04E-02	6,21E-03
30	1,16E-03	1,57E-01	1,20E-08	2,69E-02	1,66E-04	6,00E-02	1,87E-01	3,41E-05	1,48E-01	2,47E-01	2,21E-02	3,03E-02	2,89E-03
100	2,25E-05	1,57E-01	2,40E-16	2,70E-06	1,02E-04	1,11E-02	1,87E-01	2,13E-15	2,96E-02	2,47E-01	1,27E-02	3,01E-02	1,98E-04
300	2,93E-10	1,57E-01	2,41E-38	1,02E-17	2,56E-05	9,02E-05	1,87E-01	1,48E-44	2,99E-04	2,47E-01	2,61E-03	2,94E-02	9,32E-08
1000	2,30E-27	1,57E-01	2,47E-115	1,08E-57	2,01E-07	4,32E-12	1,87E-01	1,30E-146	3,09E-11	2,46E-01	1,03E-05	2,73E-02	2,13E-19
KM 10-åring													
1	1,02E-02	4,36E-01	7,28E-05	1,34E+00	4,47E-04	2,83E-01	4,95E-01	6,39E-01	3,19E-01	2,26E-01	2,78E-02	3,12E-02	1,12E-02
10	6,16E-03	4,36E-01	7,45E-06	4,12E-01	4,20E-04	2,28E-01	4,95E-01	3,12E-02	2,60E-01	2,26E-01	2,59E-02	3,12E-02	7,93E-03
30	2,00E-03	4,36E-01	4,70E-08	2,97E-02	3,66E-04	1,41E-01	4,95E-01	3,78E-05	1,64E-01	2,26E-01	2,21E-02	3,11E-02	3,68E-03
100	3,89E-05	4,36E-01	9,41E-16	2,98E-06	2,25E-04	2,61E-02	4,94E-01	2,36E-15	3,28E-02	2,26E-01	1,27E-02	3,09E-02	2,52E-04
300	5,05E-10	4,36E-01	9,47E-38	1,13E-17	5,64E-05	2,12E-04	4,94E-01	1,64E-44	3,32E-04	2,26E-01	2,61E-03	3,03E-02	1,19E-07
1000	3,98E-27	4,35E-01	9,70E-115	1,20E-57	4,43E-07	1,01E-11	4,93E-01	1,45E-146	3,43E-11	2,26E-01	1,03E-05	2,81E-02	2,72E-19
KM 1-åring													
1	1,15E-02	8,21E-01	1,20E-04	1,49E+00	4,70E-04	1,85E-01	6,14E-01	7,14E-01	3,56E-01	2,45E-01	3,08E-02	3,25E-02	1,63E-02
10	6,91E-03	8,21E-01	1,23E-05	4,58E-01	4,42E-04	1,49E-01	6,14E-01	3,48E-02	2,90E-01	2,45E-01	2,87E-02	3,25E-02	1,15E-02
30	2,24E-03	8,21E-01	7,77E-08	3,30E-02	3,85E-04	9,18E-02	6,14E-01	4,22E-05	1,83E-01	2,45E-01	2,45E-02	3,24E-02	5,36E-03
100	4,37E-05	8,21E-01	1,55E-15	3,32E-06	2,37E-04	1,70E-02	6,14E-01	2,63E-15	3,66E-02	2,45E-01	1,41E-02	3,22E-02	3,67E-04
300	5,67E-10	8,21E-01	1,56E-37	1,26E-17	5,93E-05	1,38E-04	6,13E-01	1,83E-44	3,70E-04	2,45E-01	2,90E-03	3,15E-02	1,73E-07
1000	4,46E-27	8,19E-01	1,60E-114	1,33E-57	4,66E-07	6,61E-12	6,12E-01	1,61E-146	3,83E-11	2,45E-01	1,15E-05	2,93E-02	3,95E-19

Tabell 7-3 Sammanställning av total enhetsdos ($\mu\text{Sv/år}$ per Bq/kg) för olika åldersgrupper: Mindre känslig markanvändning (MKM)

Tid (år)	Summa U-232	Th-228+	Summa Pu-241	Am-241	Summa U-238	Summa U-234	Summa Th-230	Summa Ra-226	Pb-210+	Pu-239	Summa U-235	Summa Pa-231	Ac-227+
MKM Vuxen													
1	1,43E-01	3,26E-01	6,10E-05	4,53E-03	2,45E-02	3,56E-04	1,70E-03	5,30E-01	1,38E-02	3,05E-03	3,75E-02	2,09E-02	1,41E-01
10	4,24E-01	1,25E-02	9,22E-05	4,47E-03	2,45E-02	3,56E-04	3,82E-03	5,31E-01	1,04E-02	3,05E-03	3,75E-02	5,60E-02	1,06E-01
30	3,57E-01	8,84E-06	1,25E-04	4,33E-03	2,45E-02	3,57E-04	8,49E-03	5,31E-01	5,57E-03	3,05E-03	3,75E-02	1,06E-01	5,59E-02
100	1,77E-01	8,38E-17	1,32E-04	3,87E-03	2,45E-02	3,68E-04	2,45E-02	5,20E-01	6,26E-04	3,04E-03	3,77E-02	1,55E-01	6,02E-03
300	2,36E-02	2,68E-48	9,64E-05	2,81E-03	2,45E-02	4,53E-04	6,77E-02	4,78E-01	1,21E-06	3,03E-03	3,84E-02	1,61E-01	1,03E-05
1000	2,07E-05	1,57E-158	3,14E-05	9,13E-04	2,45E-02	1,31E-03	1,92E-01	3,53E-01	3,91E-16	2,97E-03	4,08E-02	1,58E-01	2,17E-15
MKM 10-åring													
1	5,00E-02	1,08E-01	3,41E-05	2,15E-03	8,37E-03	4,05E-04	1,40E-03	1,79E-01	2,31E-02	1,73E-03	1,30E-02	1,01E-02	5,38E-02
10	1,43E-01	4,15E-03	4,70E-05	2,12E-03	8,37E-03	4,05E-04	2,19E-03	1,84E-01	1,74E-02	1,73E-03	1,30E-02	2,35E-02	4,04E-02
30	1,21E-01	2,94E-06	6,06E-05	2,05E-03	8,37E-03	4,06E-04	3,93E-03	1,91E-01	9,33E-03	1,73E-03	1,30E-02	4,25E-02	2,14E-02
100	5,97E-02	2,79E-17	6,26E-05	1,83E-03	8,37E-03	4,10E-04	9,89E-03	1,93E-01	1,05E-03	1,73E-03	1,31E-02	6,15E-02	2,30E-03
300	7,98E-03	8,91E-49	4,56E-05	1,33E-03	8,37E-03	4,43E-04	2,59E-02	1,78E-01	2,04E-06	1,72E-03	1,33E-02	6,35E-02	3,95E-06
1000	6,97E-06	5,21E-159	1,49E-05	4,33E-04	8,37E-03	7,65E-04	7,21E-02	1,31E-01	6,56E-16	1,69E-03	1,43E-02	6,26E-02	8,27E-16
MKM 1-åring													
1	5,66E-02	1,21E-01	3,37E-05	2,87E-03	9,60E-03	6,67E-04	2,21E-03	2,00E-01	6,01E-02	2,27E-03	1,48E-02	1,21E-02	6,77E-02
10	1,61E-01	4,63E-03	5,52E-05	2,83E-03	9,60E-03	6,67E-04	3,23E-03	2,14E-01	4,54E-02	2,26E-03	1,49E-02	2,90E-02	5,08E-02
30	1,35E-01	3,28E-06	7,81E-05	2,74E-03	9,60E-03	6,68E-04	5,46E-03	2,33E-01	2,43E-02	2,26E-03	1,49E-02	5,29E-02	2,69E-02
100	6,69E-02	3,11E-17	8,36E-05	2,45E-03	9,60E-03	6,74E-04	1,31E-02	2,47E-01	2,73E-03	2,26E-03	1,50E-02	7,68E-02	2,89E-03
300	8,94E-03	9,94E-49	6,10E-05	1,78E-03	9,60E-03	7,17E-04	3,37E-02	2,29E-01	5,30E-06	2,25E-03	1,53E-02	7,93E-02	4,97E-06
1000	7,82E-06	5,82E-159	1,99E-05	5,78E-04	9,60E-03	1,13E-03	9,31E-02	1,69E-01	1,71E-15	2,20E-03	1,65E-02	7,81E-02	1,04E-15

Tabell 7-3 Forts. av tabell.

Tid (år)	H-3	Cl-36	Fe-55	Co-60	Ni-63	Sr-90+	Tc-99	Cs-134	Cs-137+	Np-237+	Pu-238	Pu-240	Cm-244+
MKM Vuxen													
1	3,67E-07	3,88E-03	1,04E-06	6,67E-01	3,80E-05	2,28E-02	9,34E-04	3,13E-01	1,55E-01	5,51E-02	2,78E-03	3,04E-03	1,54E-03
10	2,21E-07	3,88E-03	1,06E-07	2,04E-01	3,57E-05	1,83E-02	9,34E-04	1,53E-02	1,26E-01	5,51E-02	2,59E-03	3,04E-03	1,09E-03
30	7,18E-08	3,88E-03	6,70E-10	1,47E-02	3,11E-05	1,13E-02	9,33E-04	1,85E-05	7,95E-02	5,51E-02	2,21E-03	3,04E-03	5,07E-04
100	1,40E-09	3,88E-03	1,34E-17	1,48E-06	1,92E-05	2,10E-03	9,33E-04	1,15E-15	1,59E-02	5,51E-02	1,27E-03	3,01E-03	3,47E-05
300	1,81E-14	3,88E-03	1,35E-39	5,61E-18	4,80E-06	1,70E-05	9,33E-04	8,02E-45	1,61E-04	5,51E-02	2,62E-04	2,95E-03	1,64E-08
1000	1,43E-31	3,88E-03	1,38E-116	5,94E-58	3,77E-08	8,17E-13	9,30E-04	7,08E-147	1,66E-11	5,51E-02	1,03E-06	2,74E-03	3,74E-20
MKM 10-åring													
1	2,03E-07	1,29E-03	4,10E-06	2,20E-01	1,37E-05	7,75E-03	3,16E-04	1,04E-01	5,14E-02	1,88E-02	1,54E-03	1,73E-03	8,90E-04
10	1,23E-07	1,29E-03	4,20E-07	6,74E-02	1,29E-05	6,24E-03	3,16E-04	5,07E-03	4,18E-02	1,88E-02	1,43E-03	1,73E-03	6,30E-04
30	3,98E-08	1,29E-03	2,65E-09	4,86E-03	1,12E-05	3,85E-03	3,16E-04	6,15E-06	2,64E-02	1,88E-02	1,22E-03	1,73E-03	2,93E-04
100	7,75E-10	1,29E-03	5,30E-17	4,89E-07	6,91E-06	7,15E-04	3,16E-04	3,83E-16	5,29E-03	1,88E-02	7,04E-04	1,71E-03	2,01E-05
300	1,01E-14	1,29E-03	5,34E-39	1,85E-18	1,73E-06	5,79E-06	3,16E-04	2,66E-45	5,34E-05	1,88E-02	1,45E-04	1,68E-03	9,47E-09
1000	7,91E-32	1,29E-03	5,47E-116	1,96E-58	1,36E-08	2,78E-13	3,15E-04	2,35E-147	5,53E-12	1,88E-02	5,73E-07	1,56E-03	2,16E-20
MKM 1-åring													
1	3,28E-07	1,46E-03	8,95E-06	2,45E-01	1,78E-05	8,69E-03	3,66E-04	1,17E-01	5,79E-02	2,15E-02	2,14E-03	2,26E-03	1,52E-03
10	1,98E-07	1,46E-03	9,16E-07	7,50E-02	1,67E-05	7,00E-03	3,66E-04	5,69E-03	4,71E-02	2,15E-02	1,99E-03	2,26E-03	1,08E-03
30	6,42E-08	1,46E-03	5,78E-09	5,41E-03	1,46E-05	4,32E-03	3,66E-04	6,90E-06	2,97E-02	2,15E-02	1,70E-03	2,26E-03	5,02E-04
100	1,25E-09	1,46E-03	1,16E-16	5,44E-07	8,98E-06	8,02E-04	3,66E-04	4,30E-16	5,95E-03	2,15E-02	9,79E-04	2,24E-03	3,44E-05
300	1,62E-14	1,46E-03	1,16E-38	2,06E-18	2,25E-06	6,50E-06	3,66E-04	2,99E-45	6,01E-05	2,15E-02	2,01E-04	2,19E-03	1,62E-08
1000	1,28E-31	1,46E-03	1,19E-115	2,18E-58	1,76E-08	3,12E-13	3,65E-04	2,64E-147	6,22E-12	2,15E-02	7,97E-07	2,04E-03	3,70E-20

7.2. Exponeringsvägar

I tabell 7-4 redovisas vilken exponeringsväg som ger störst bidrag till enhetsdosen till en individ inom respektive åldersgrupp för de två undersökta scenarierna KM respektive MKM. En fullständig redovisning av de olika exponeringsvägarnas bidrag till den totala individdosen finns i figurer och tabeller i bilaga D.

För de radionuklider där flera exponeringsvägar anges i tabell 7-4 ändras den dominerande exponeringsväg med tiden. Till exempel, vid exponering av vuxna för Pu-241 vid mindre känslig markanvändning dominerar damning inledningsvis för att vid en senare tidpunkt övertas av externdos.

Vid mindre känslig markanvändning dominerar i allmänhet externdosen. För några nuklider dominerar dock damning alternativt direkt intag av jord, åtminstone under vissa tidsperioder. Då yngre åldersgrupper får den högsta dosen vid mindre känslig markanvändning dominerar exponeringen av jordintag.

Även vid känslig markanvändning dominerar externdosen för många radionuklider – strax under hälften av de studerade. För känslig markanvändning dominerar dock dosen av jordintag för många radionuklider, särskilt för de yngre åldersgrupper. För flera radionuklider där jordintag är dominerande för yngre åldersgrupper är denna exponeringsväg inte dominerande för vuxna, och vid vuxenålder dominerar exponeringen av andra exponeringsvägar såsom intag av dricksvatten, konsumtion av grödor och damning. Intag av djurprodukter är dominerande för de mycket rörliga radionukliderna (H-3 och Cl-36) och intag av grödor är dominerande för relativt rörliga radionuklider (Tc-99, Ni-63 och Sr-90). Dricksvatten är den dominerande exponeringsväg endast för summa U-234. Intag av djurprodukter är aldrig dominerande vid vuxen ålder då exponeringen domineras istället av intag av dricksvatten.

Tabell 7-4 Sammanställning över dominerande exponeringsväg för respektive åldersgrupp vid känslig markanvändning.

	Känslig markanvändning			Mindre känslig markanvändning		
	Vuxen	10 år	1 år	Vuxen	10 år	1 år
Summa U-232	E	E	E	E	E	E
Th-228+	E	E	E	E	E	E
Summa Pu-241	Dr, Da	J	J	Da, E	J	J
Am-241	Da	J	J	E	J	J
Summa U-238	E	E	E	E	E	E
Summa U-234	Dr	Dr	Dr	J, E	J	J
Summa Th-230	Dj, E	Dj, E	Dj, E	J, E	J	J
Summa Ra-226	E	E	E	E	E	E
Pb-210+	G	G	J	J	J	J
Pu-239	Dr	J	J	Da	J	J
Summa U-235	E	E	E	E	E	E
Summa Pa-231	G, E	G, E	G, J, E	E	J	J
Ac-227+	E	E	E	E	E	E
H-3	Dr	Dj	Dj	E	J	J
Cl-36	Dr	Dj	Dj	E	E	E
Fe-55	Dr	J	J	J	J	J
Co-60	E	E	E	E	E	E
Ni-63	G	G	G	E	E	E
Sr-90+	G	G	G	E	E	E
Tc-99	G	G	G	E	E	E
Cs-134	E	E	E	E	E	E
Cs-137+	E	E	E	E	E	E
Np-237+	Dr	E	E	E	E	E
Pu-238	Dr	J	J	Da	J	J
Pu-240	Dr	J	J	Da	J	J
Cm-244+	Da	J	J	Da	J	J

Da=damning, Dj=kött- och mjölkprodukter, Dr=dricksvatten, E=extern dos, G=grödor, J=jordintag.

Markerade rutor visar vilken åldersgrupp som får högst total enhetsdos.

Vilka parametrar som är av störst betydelse för den beräknade enhetsdosen är beroende på radionuklid, exponeringsscenario, åldersgrupp och tid.

Inverkan av variation av parametervärden på enhetsdosen har undersökts för ett begränsat antal parametrar. I kommande avsnitt diskuteras vissa parametervärden som används för beräkning av exponeringsvägarna intag av djurprodukter och grödor samt Kd-värdet.

7.2.1. Intag av djurprodukter

Intag av djurprodukter beaktas endast vid känslig markanvändning. Exponeringsvägen ger ett betydelsefullt bidrag till den totala dosen för H-3 och Cl-36, där dosen domineras av intag av djur- och mjölkprodukter (55 % och 62 % av den totala exponeringen för åldersgruppen 0-5 år). Även för Th-230 domineras den totala dosen av djurprodukter vid de första tidpunkterna (upp till ca 50 år). För Sr-90 är bidraget från denna exponeringsväg 19% och för U-232 14% för åldersgruppen 0-5 år (1-åringar). För andra radionuklider är exponering via intag av djurprodukter mindre än 10% av den totala exponeringen.

Inverkan av andelen av kreaturens dricksvatten som kommer från en kontaminerad brunn

I modellen antas att allt vatten som kött- och mjölkkreaturen dricker kommer från en brunn som är förorenad pga ett uppströms liggande förorenat markområde. Om djuren även dricker vatten från annan källa, minskar deras intag av radionuklider, vilket påverkar radionuklidhalten i kött- och mjölkprodukter och därmed individdosen. I bilaga E, tabell E-2 visas kvoten mellan dos från intag av kött och mjölkprodukter då 100% respektive 10% av kreaturens dricksvatten kommer från den kontaminerade brunnen. Beräkningarna har gjorts för åldersgrupp 0-5 år (1-åring), eftersom bidraget via intag av djurprodukter till den totala dosen är störst för denna grupp. Som jämförelse visas motsvarande beräkningar för åldersgrupperna 12-17 år och vuxna i bilaga E, tabell E-3 och E-4.

Andelen av kreaturens dricksvatten som kommer från en förorenad brunn har störst effekt på dosen från intag av djur- och mjölkprodukter för plutoniumisotoper, se bilaga E. Dosen via intag av djurprodukter är upp till 5 gånger större när 100% av djurens dricksvatten kommer från den förorenade brunnen jämfört med när 10% kommer från brunnen. För Fe-55, Np-237 och Am-241 är skillnaden cirka en faktor 2. Inverkan på totaldosen för dessa nuklider är dock av liten betydelse på grund av att intag av djurprodukter inte är dominerande för den totala dosen.

För andra radionuklider har andelen vatten från den förorenade brunnen mindre påverkan på dos från djurprodukter. För dessa radionuklider är bidraget från dricksvatten till djurens totala intag mindre viktigt än bidraget från foderintag.

För radionuklider där djurprodukter är viktiga för den totala dosen minskas den totala dosen till 85% av basfallet för H-3, 82% för Cl-36 och 97% för U-234 då andelen av djurens dricksvatten från den förorenade brunnen minskas från 100% till 10% enhetsdoser. För de andra radionuklider som studerades påverkas inte den totala enhetsdosen nämnvärt.

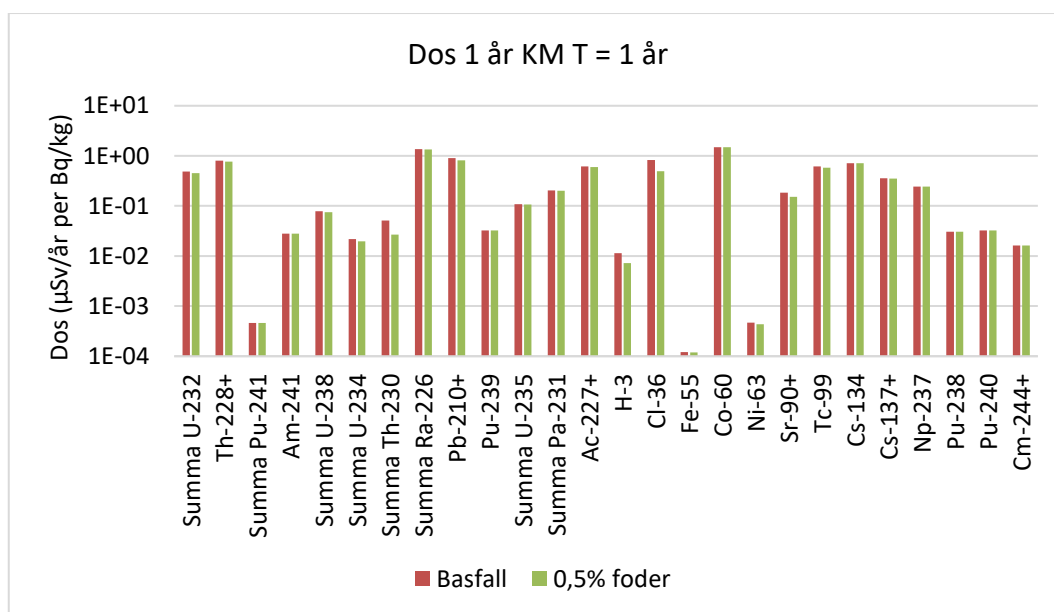
Slutsatsen är att andelen förorenat vatten som kreaturen dricker har en mindre påverkan på den totala dosen för H-3, Cl-36 och U-234, medan totala dosen för övriga radionuklider inte påverkas nämnvärt.

Inverkan av andelen kreatursfoder som kommer från det förorenade området

Intaget av radionuklider i foder beror av djurens vistelsetid på det förorenade området och av andelen av djurens foder som kommer från andra områden och därför inte antas vara kontaminerad med radionuklider. I basfallet antas andelen foder som kreaturen äter från området vara 10 % av det totala foderintaget. Detta är ett rimligt försiktigt antagande, men för moderna jordbruksenheter med stora arealer är andelen foder från det förorenade området sannolikt mycket mindre och kan realistiskt antas vara så liten som 0,5 %.

En jämförelse av den totala enhetsdosen i basfallet och i fall när endast 0,5% av djurens foder kommer från det förorenade området visas i figur 7-1 för 1-åringar (gruppen 0-5 år) vid T=1 år. Påverkan av antagandet om en mindre andel foder från det förorenade området är viktigast för denna åldersgrupp och tidpunkt.

För radionuklider där dosen från intag av kött och mjölkprodukter ger ett viktigt bidrag till den totala dosen (H-3, Cl-36 och Th-230) reduceras den totala dosen märkbart då andelen foderintag från det förorenade området sätts till 0,5 %. Den totala enhetsdosen reduceras till 52% av basfallet för Th-230, till 60% av basfallet för Cl-36 och till 64% för H-3. Även för Sr-90 reduceras den totala enhetsdosen, till 83% av basfallet. För övriga radionuklider är reduktionen i den totala dosen mindre än 10% om andelen foderintag från området är 0,5% jämfört med 10%.



Figur 7-1 Jämförelse av total enhetsdos då 0,5 % respektive 10 % (basfallet) av foderintaget kommer från det förorenade området.

7.2.2. Intag av grödor

Intag av grödor som kommer från det förorenade området påverkar scenariot känslig markanvändning (KM) men inte scenariot mindre känslig markanvändning (MKM) eftersom intag av grödor inte beaktas för MKM.

Resultaten som redovisas i Bilaga D för basfallet visar att det är ett fåtal radionuklider där intaget av grödor ger ett betydande bidrag till den totala individdosen. Exponeringsvägen har stor betydelse för Sr-90, Ni-63, Tc-99 och summa Pa-231 då den är styrande för den högsta enhetsdosen (1 åringar). För vuxna och 10-åringar är denna exponeringsväg även viktig även för Pb-210. För 10-åringar är enhetsdosen lägre än för 1-åringar för radionukliderna Sr-90 och Pa-231 även om intag av grödor är den dominerande exponeringsvägen för dessa radionuklider.

Inverkan av andelen grödor som individen konsumerar från det förorenade området

I basfallet anges andelen konsumerade grönsaker från det förorenade området till 10 % av den totala grönsakskonsumtionen. Detta är baserat på Naturvårdsverket (2016) antaganden för förorenade områden och motsvarar det genomsnittliga intaget (på nationell nivå) av hemodlade rot- och grönsaker. Antagandet kan dock vara otillräckligt för att skydda hemodlare med hög konsumtionsandel.

Som ett variationsfall har andelen grödor som kommer från det förorenade området ökat till 40 %. I figur 7-2 visas påverkan av antagandet för åldersgruppen 6-15 åringar (10 år). En ökning av andelen grödor från området medför att den totala enhetsdosen (ökar med ca en faktor 3 för Ni-63, Tc-99, Pa-231 och Sr-90. För radionukliderna H-3, Cl-36 och Pb-210 ökar den totala enhetsdosen med en faktor runt 2 och för Ra-225 och U-234 med ca en faktor 1,5. För andra radionuklider är påverkan på den totala enhetsdosen liten.

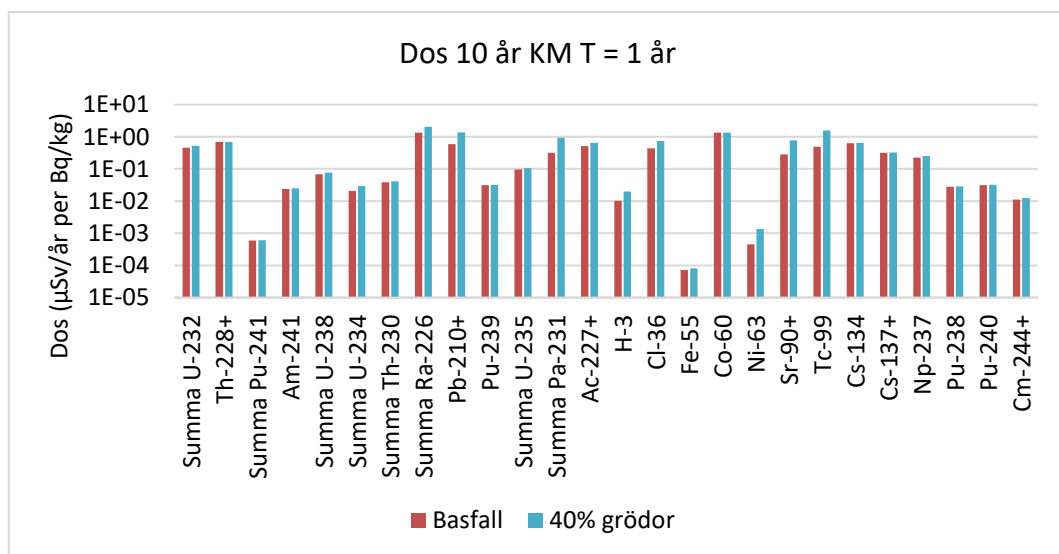


Figure 7-2 Påverkan på total enhetsdos av antagandet att 40% av den totala konsumtionen av grödor kommer från det förorenade området.

Inverkan av ändring i växtupptagsfaktor

Upptaget av radionuklider till växter varierar med jordart, växtart och med markförhållanden (t.ex. pH, redoxförhållanden, halten organiskt material och näringsämnen). Inverkan av variation i växtupptagsfaktorer har studerats genom att beräkna total enhetsdos i fall med höga respektive låga växtupptagsfaktorer relativt basfallet.

Höga och låga växtupptagsfaktorer har för de flesta radionuklider beräknats från data i IAEA, 2010. Utifrån det geometriska medelvärdet och GSD har 95-percentilen och 5-percentilen beräknats. För vissa ämnen är GSD-värdet mycket stor, främst på grund av att antalet data är få. I beräkning av 95- och 5-percentilen har vi antagit att högsta GSD är 9. För ämne där inga GSD finns (gäller ämnen där växtupptagsfaktorer kommer från IAEA 2001 eller IAEA (in press) antogs ett defaultvärde för GSD vara 4. De höga och låga växtupptagsfaktorerna visas i tabell 7-8.

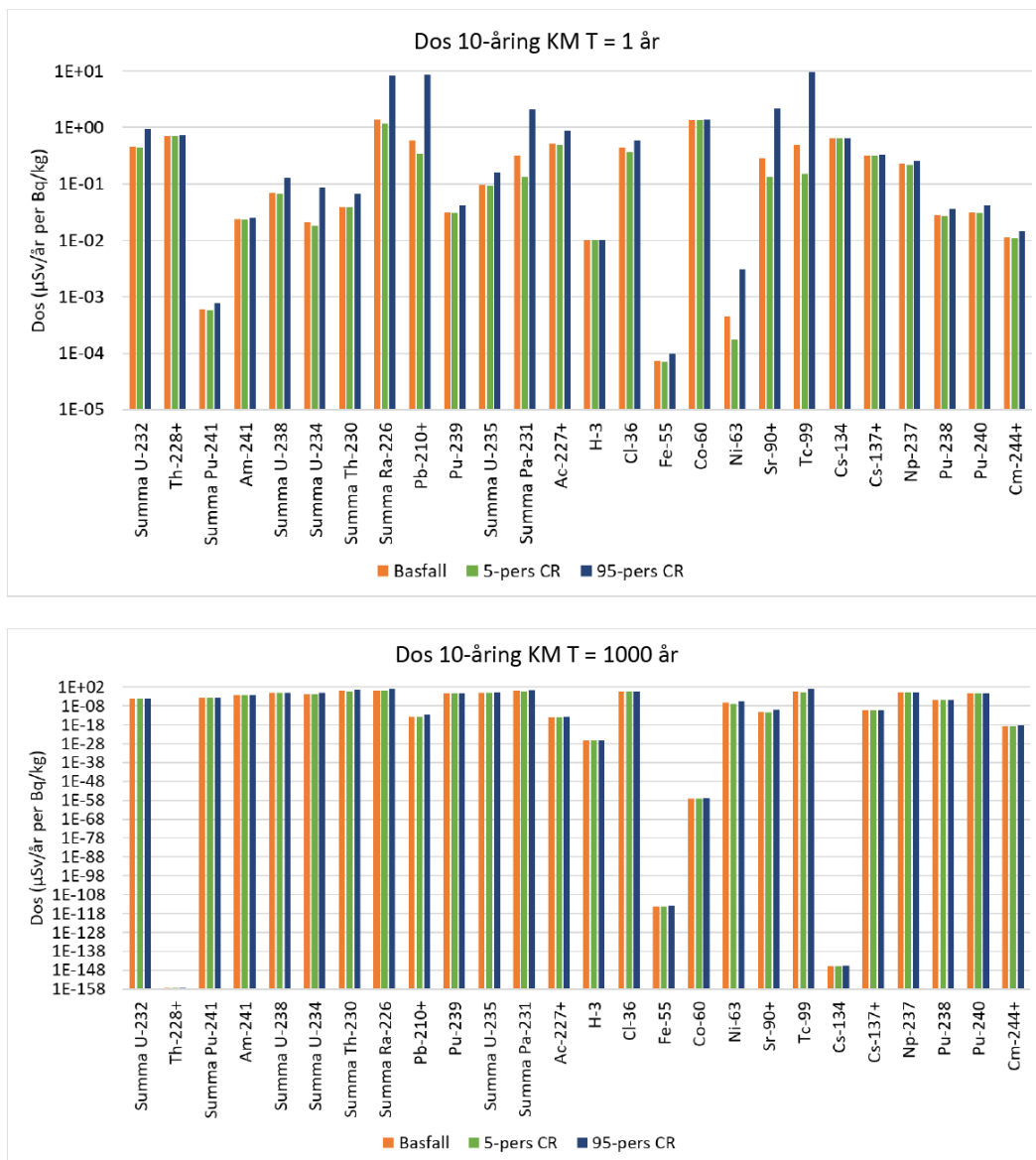
För tritium har 95- och 5-percentiler beräknats från IAEA, 2009.

Inverkan av växtupptagsfaktorer har studerats för två tidpunkter, $t=1$ år (figur 7-3) och $t=1000$ år. Påverkan av ändringar i koncentrationsfaktorer för växter är betydligt lägre vid $t=1000$ år än vid $t=1$ år.

Tabell 7-8 Växtupptagsfaktorer (Bq/kg torr växt per Bq/kg jord TS) som används i basfallet och i variationsberäkningar

Radionuklid	Root crops/roots/all soils					Leafy vegetables/leaves/all soils					Referenser		
	Geomedel	Min	Max	GSD/sd	5-perc	95-perc	Geomedel	Min	Max	GSD/sd		5-perc	95-perc
	(Bq/kg rotfrukt TS)/(Bq/kg jord TS)					(Bq/kg grönsak TS)/(Bq/kg jord TS)							
ac	0,005	5,00E-04	1,00E-02		5,11E-04	4,89E-02	0,01	1,00E-03	2,00E-02		1,02E-03	9,78E-02	IAEA, 2001
am	0,00067	2,00E-04	1,70E-03	2,4	1,59E-04	2,83E-03	0,00027	4,00E-05	1,50E-03	3,3	3,79E-05	1,92E-03	IAEA, 2010
at	0,5	5,00E-02	1,00E+00		5,11E-02	4,89E+00	1	1,00E-01	2,00E+00		1,02E-01	9,78E+00	New SR 19*
ba	0,005	5,00E-04	1,00E-02	1 data	5,11E-04	4,89E-02	0,005	5,00E-04	1,00E-02	1 data	5,11E-04	4,89E-02	IAEA, 2010
bi	0,5	5,00E-02	1,00E+00		5,11E-02	4,89E+00	1	1,00E-01	2,00E+00		1,02E-01	9,78E+00	IAEA, 2001
cl	12	4,80E+00	3,60E+01	1,8	4,56E+00	3,16E+01	26	1,40E+01	4,80E+01	1,7	1,09E+01	6,22E+01	IAEA, 2010
cm	0,00085	2,00E-04	3,90E-03	3	1,40E-04	5,18E-03	0,0014	2,00E-04	8,10E-03	4,5	1,18E-04	1,66E-02	IAEA, 2010
co	0,11	4,70E-02	7,20E-01	2,2	3,01E-02	4,02E-01	0,17	1,30E-02	1,00E+00	2,7	3,32E-02	8,71E-01	IAEA, 2010
cs	0,042	1,00E-03	8,80E-01	3	6,89E-03	2,56E-01	0,06	3,00E-04	9,80E-01	6	3,15E-03	1,14E+00	IAEA, 2010
fe	0,001	1,00E-04	2,00E-03	1 data	1,02E-04	9,78E-03	0,001	1,00E-04	2,00E-03	1 data	1,02E-04	9,78E-03	IAEA, 2010
fr	0,15	1,50E-02	3,00E-01		1,53E-02	1,47E+00	0,3	3,00E-02	6,00E-01		3,07E-02	2,93E+00	New SR 19*
h-3	19,6				2,00E+00	1,92E+02	44				4,50E+00	4,30E+02	Beräknad från IAEA (2009)
i	0,04	4,00E-03	8,00E-02		4,09E-03	3,91E-01	0,08	8,00E-03	1,60E-01		8,18E-03	7,82E-01	IAEA, 2001
ni	0,25	2,50E-02	5,00E-01		2,56E-02	2,44E+00	0,5	5,00E-02	1,00E+00		5,11E-02	4,89E+00	New SR 19*
np	0,022	5,00E-03	3,60E-02	2	7,04E-03	6,88E-02	0,027	5,00E-03	8,00E-02	3	4,43E-03	1,64E-01	IAEA, 2010
pa	0,05	5,00E-03	1,00E-01		5,11E-03	4,89E-01	0,1	1,00E-02	2,00E-01		1,02E-02	9,78E-01	IAEA, 2001
pb	0,015	2,40E-04	3,30E+00	16	4,04E-04	5,57E-01	0,08	3,20E-03	2,50E+01	1,30E+01	2,16E-03	2,97E+00	IAEA, 2010
po	0,0058	2,40E-04	4,90E-02	4,3	5,27E-04	6,39E-02	0,0074	2,50E-04	5,00E-02	6,9	3,09E-04	1,77E-01	IAEA, 2010
pu	0,00039	7,00E-05	5,80E-03	10	1,05E-05	1,45E-02	0,000083	1,00E-05	2,90E-04	2,7	1,62E-05	4,25E-04	IAEA, 2010

Radionuklid	Root crops/roots/all soils					Leafy vegetables/leaves/all soils					Referenser		
	Geomedel	Min	Max	GSD/isd	5-perc	95-perc	Geomedel	Min	Max	GSD/isd		5-perc	95-perc
	(Bq/kg rotfrukt TS)/(Bq/kg jord TS)					(Bq/kg grönsak TS)/(Bq/kg jord TS)							
ra	0,07	2,00E-03	5,60E+01	9,2	1,89E-03	2,60E+00	0,091	1,80E-03	1,30E-02	6,7	3,98E-03	2,08E+00	IAEA, 2010
rn	0	0,00E+00	0,00E+00				0	0,00E+00	0,00E+00				New SR 19*
sr	0,72	3,00E-02	4,80E+00	4,1	7,07E-02	7,33E+00	0,76	3,90E-03	7,80E+00	6	3,99E-02	1,45E+01	IAEA, 2010
tc	46	1,40E+01	7,90E+01	2 data	4,70E+00	4,50E+02	180	4,50E+00	3,40E+03	13,5	4,85E+00	6,68E+03	IAEA, 2010
th	0,0008	8,20E-06	9,50E-02	1,30E+01	2,16E-05	2,97E-02	0,0012	9,40E-05	2,10E-01	6	6,30E-05	2,29E-02	IAEA, 2010
tl	1,5	1,50E-01	3,00E+00		1,53E-01	1,47E+01	3	3,00E-01	6,00E+00		3,07E-01	2,93E+01	New SR 19*
u	0,0084	4,90E-04	2,60E-01	6,2	4,18E-04	1,69E-01	0,02	7,80E-05	8,80E+00	7,3	7,60E-04	5,26E-01	IAEA, 2010
antas vara 4													
antas vara 9													



Figur 7-3: Påverkan på total enehetsdos (6-15 år, 10 åring) av variationer i koncentrationsfaktorer för växter för t=1 år (övre) och t= 1000 år (undre).

Skillnaden mellan fallen i totaldos med låga och höga växtupptagsfaktorer är störst för radionukliderna Tc-99 (64 ggr), Pb-210 (26 ggr), Ni-63 (18 ggr), Sr-90 (16 ggr), Pa-231 (15 ggr) och Ra-226 (7 ggr). För övriga radionuklider är skillnaden mellan fallen med låga och höga koncentrationsfaktorer för växter mindre än en faktor 5.

7.2.3. Kd-värdet

Ändringar i Kd-värden påverkar främst exponeringsvägen intag av dricksvatten, men även exponeringsvägen intag av djurprodukter eftersom djuren också exponeras för kontaminerat dricksvatten. Kd-värdet påverkar inte exponeringsvägar där direkt exponering för kontaminerad jord sker, eftersom ingen hänsyn tas till utlakning av radionuklider från området över tid.

Variationsberäkningar har genomförts med Kd-värden som representerar höga och låga Kd-värdena för alla jordarter från IAEA (2010), se tabell 7-9. 95-percentilen och 5-percentilen av fördelningen av Kd-värdena har beräknats utifrån det geometriska medelvärdet och GSD i IAEA, 2010. För vissa ämnen är GSD högt, ofta på grund av få data. I beräkningen av 95- och 5-percentilen GSD antagits vara högst 9. För ämnen där ingen statistik finns om fördelning av Kd-värdena (värden från Yu et. al. 2015) antogs ett default GSD av 4. 95- och 5-percentilerna visas i tabell 7-9 nedan.

Eftersom intag av dricksvatten och intag av djurprodukter inte beaktas vid mindre känslig markanvändning har variationsberäkningar genomförts endast för känslig markanvändning.

Intag av dricksvatten är dominerande för den totala enhetsdosen för U-234, där denna exponeringsväg är dominerande för alla åldersgrupper. För vuxna är dricksvattenintag även dominerande även för Pu-241, Pu-239, H-3, Cl-36, Fe-55, Np-237, Pu-238 och Pu-240.

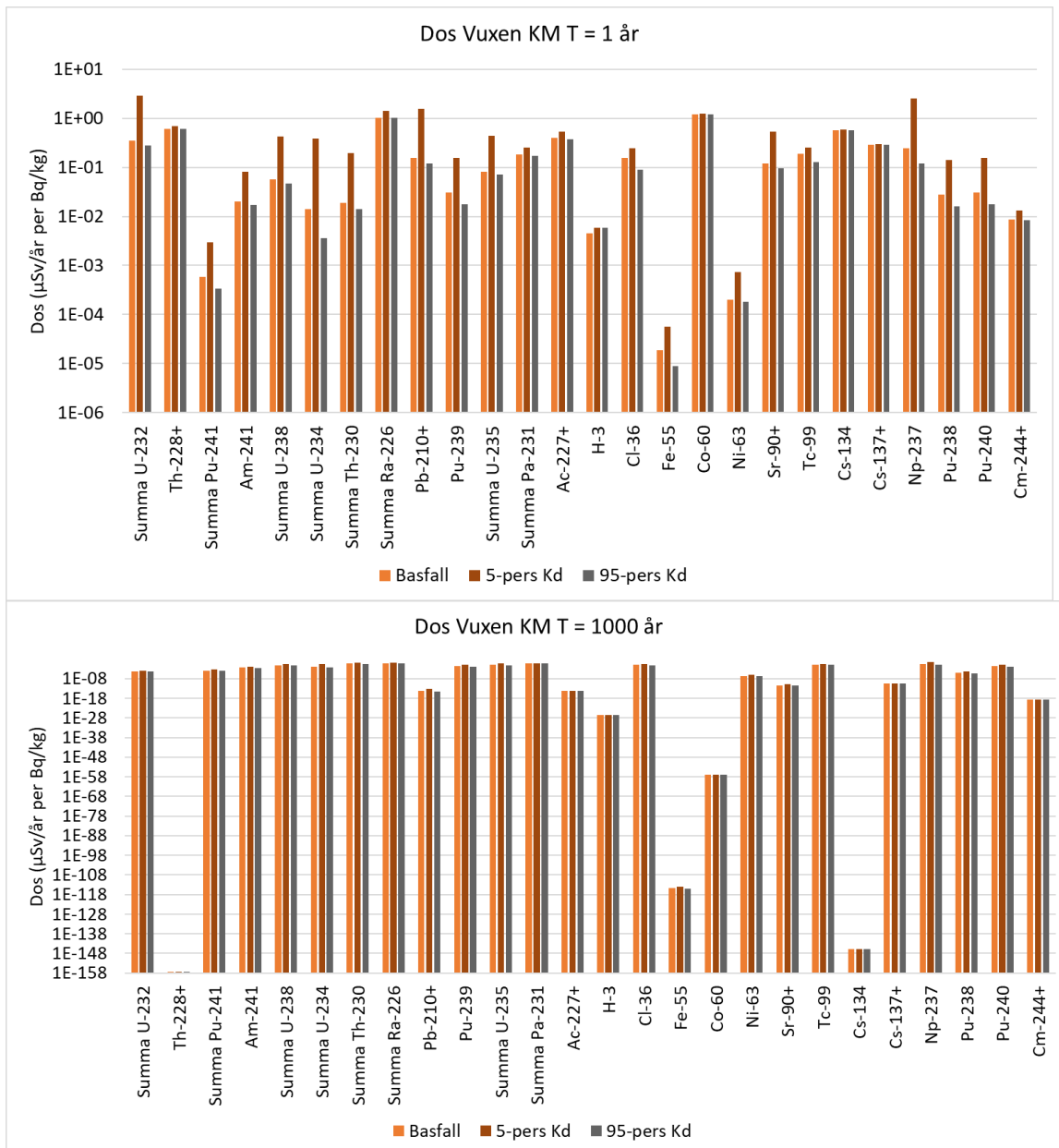
Den relativa skillnaden mellan fallen med låga och höga Kd-värden är störst för vuxna, då intag av dricksvatten är en viktigare exponeringsväg för denna grupp. Figur 7-4 visar skillnaden i totalenhetsdos för vuxna mellan de två fallen.

Tabell 7-9 Kd-värden (l/kg) som används i basfallet och i variationsberäkningar

Radionuklid	Valt Kd	Min	Max	GSD	5-perc	95-perc	Referenser
	Basfall						
l/kg							
ac	1700	4,50E+02	5,40E+03	2,80E+00	3,13E+02	9,25E+03	IAEA, 2010
am	2600	5,00E+01	1,10E+05	6,10E+00	1,33E+02	5,09E+04	IAEA, 2010
at	0						Yu et al. 2015
ba	0,4			4			IAEA, 2010
bi	480	1,20E+02	1,00E+05	2,30E+00	1,22E+02	1,89E+03	IAEA, 2010
cl	0,3	4,00E-02	1,2	3	4,92E-02	1,83E+00	IAEA, 2010
cm	9300	1,90E+02	5,20E+04	3,80E+00	1,03E+03	8,36E+04	IAEA, 2010
co	480	2		16	5,02E+00	4,59E+04	IAEA, 2010
cs	1200	4,3	3,80E+05	7	4,89E+01	2,95E+04	IAEA, 2010
fe	880	2,20E+02	4,90E+03	2,30E+00	2,24E+02	3,46E+03	IAEA, 2010
fr	200						Yu et al. 2015
h-3	0,3						IAEA, 2010
i	6,9	1,00E-02	5,80E+02	5,4	4,31E-01	1,11E+02	IAEA, 2010
ni	280	3	7,20E+03	7	1,14E+01	6,87E+03	IAEA, 2010
np	35	1,3	1,20E+03	6,10E+00	1,79E+00	6,85E+02	IAEA, 2010
pa	2000	5,40E+02	6,60E+03	2,80E+00	3,68E+02	1,09E+04	IAEA, 2010
pb	2000	2,50E+01	1,30E+05	9,90E+00	4,61E+01	8,68E+04	IAEA, 2010
po	210	1,20E+01	7,00E+03	5,4	1,31E+01	3,36E+03	IAEA, 2010
pu	740	3,20E+01	9,60E+03	4	7,57E+01	7,24E+03	IAEA, 2010
ra	2500	1,20E+01	9,50E+05	13	3,68E+01	1,70E+05	IAEA, 2010
rn	0						Yu et al. 2015 ^a
sr	52	4,00E-01	6,50E+03	5,9	2,81E+00	9,64E+02	IAEA, 2010
tc	0,23	1,00E-02	1,10E+01	33	7,31E-04	7,23E+01	IAEA, 2010
th	1900	1,80E+01	2,50E+05	10	4,30E+01	8,39E+04	IAEA, 2010
tl	0						Yu et al. 2015
u	200	7,00E-01	6,70E+04	12	3,36E+00	1,19E+04	IAEA, 2010

antas vara 4

antas vara 9



Figur 7-4 Påverkan på total enhetsdos (vuxna) av variationer i Kd-värdet vid t=1 år (övre) och t=1000 år (undre).

Effekter av höga Kd-värden är störst för U-234 då skillnaden i totalenhetsdos för vuxna mellan fallen med låg och hög Kd-värdet är en faktor 100. För Np-237 är skillnaden mellan låg- och hög-Kd beräkningsfall en faktor 20, för Th-230 och Pb-210 ungefär en faktor 14 och för U-232 en faktor 10. För andra radionuklider är skillnaden mellan låg- och hög-Kd fallen mindre än en faktor 10.

Jämfört med basfallet ger fallet med lågt Kd-värde en ökning i den totala enhetsdosen för vuxna med upp till en faktor 28 för U-234. Med låga Kd-värden ökar den totala dosen med en faktor 10 för Th-230, Pb-210 och Np-237 och över en faktor 5 för U-232, U-238, U-235 samt plutoniumisotoperna (Pu-241, Pu-239, Pu-238 och Pu-240).

8. Parameterlista

$C_{jord,i}$	aktivitetskoncentration i jord av radionuklid i (Bq/kg TS)
$C_{0,i}$	initial aktivitetskoncentration av radionuklid i (Bq/kg TS)
C_{brunn}	aktivitetskoncentration i brunn (Bq/l)
$C_{dv,i}$	aktivitetskoncentration i dricksvatten av radionuklid i (Bq/l)
C_{luft}	dammkoncentration i luft (kg TS/m ³)
C_w	aktivitetskoncentration i det vatten som når brunn (Bq/l)
$D_{dv,i}$	dos från radionuklid i vid intag av vatten, (Sv/år)
$D_{ext,i}$	externdos för radionuklid i , (Sv/år)
$D_{grö,i}$	dos från radionuklid i vid intag av rot- och grönsaker, (Sv/år)
$D_{inh,i}$	dos från radionuklid i vid inandning (Sv/år)
$D_{jord,i}$	dos från radionuklid i vid direktintag av jord, (Sv/år)
$D_{mk,i}$	dos från radionuklid i vid intag av mjölk och kött, (Sv/år)
DF_{brunn}	utspädningsfaktor för brunn (-)
$DF_{ing,i}$	dosfaktor för oralt intag av radionuklid i (Sv/Bq)
$DF_{inh,i}$	dosfaktor för inandning av radionuklid i (Sv/Bq)
d_a	akviferens mäktighet (m)
d_{mix}	blandningszonens tjocklek (m)
EF	exponeringsfaktor ((Sv/h)/(MeV·Bq/kg TS))
$E_{\gamma,i}$	medelfotonenergi per sönderfall för radionuklid i (MeV)
h	ytjordens mäktighet (m)
I	infiltration (m ³ /(m ² , år))
I^*	mängd infiltrerande vatten genom det förorenade området (m ³ /(m ² , år))
I_{dv}	intag av dricksvatten (l/år)
I_{luft}	andningshastighet (m ³ /h)
I_{gr}	intag av grönsaker (kg TS/år)
I_{jord}	intag av jord (kg TS/år)
$I_{kött}$	intag av kött (kg/år)
$I_{mjölk}$	intag av mjölk (l/år)
I_{rot}	intag av rotsaker (kg TS/år)
i	hydraulisk gradient (m/m)
K	hydraulisk konduktivitet (m/år)
Kd	fördelningskoefficient (m ³ /kg)
L	områdets längd i grundvattnets strömningsriktning (m)
$N_{fod,kött}$	intag av foder, nötkreatur (kg/d)
$N_{fod,mjölk}$	intag av foder, mjölkko (kg/d)
$N_{vatten,kött}$	intag av vatten, nötkreatur (l/d)
$N_{vatten,mjölk}$	intag av vatten, mjölkko (l/d)
Q_{ytv}	flöde i vattendraget (m ³ /år)
$TF_{fod,i}$	överföringsfaktor djurfoder/jord för radionuklid i (Bq/kg TS djurfoder)/(Bq/kg TS jord)
$TF_{gr,i}$	överföringsfaktor grönsaker/jord för radionuklid i (Bq/kg TS grönsaker)/(Bq/kg TS jord)
$TF_{kött,i}$	överföringsfaktor kött för radionuklid i (d/kg)
$TF_{mjölk,i}$	överföringsfaktor mjölk för radionuklid i (d/l)
$TF_{rot,i}$	överföringsfaktor rotsaker/jord för radionuklid i (Bq/kg TS rotsaker)/(Bq/kg TS jord)

TS	torrsubstanshalt (kg TS/kg våtvikt)
t	tid (år)
$t_{1/2}$	halveringstid (år)
t_{exp}	exponeringstid (h/år)
W	områdets bredd vinkelrätt mot grundvattnets strömningsriktning (m)
X	avstånd mellan det förorenade området och brunn (m)
x_i	andel av sönderfall i en grenad kedja som går via en viss gren för radionuklid i (-)
y_{mix}	utsträckning av blandningszonen vinkelrätt mot grundvattnets strömningsriktning (m)
λ_i	sönderfallskonstant för radionuklid i (år ⁻¹)

9. Referenser

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.

Galeriu D et al. (2007): Modelling H-3 and c-14 transfer to farm animals and their products under steady state conditions. *Journal of environmental radioactivity*, 98, 205-217

Howard BJ, Beresford NA, Barnett CL, Fesenko S (2008) Radionuclide transfer to animal products: revised recommended transfer coefficient values *Journal of environmental radioactivity*, 100, 263-273

Howard BJ, Wells C, Barnett CL, Howard DC (2017) Improving the quantity, quality and transparency of data used to derive radionuclide transfer parameters for animal products. 2. Cow milk *Journal of environmental radioactivity*, 167, 254-268

IAEA (1994): Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical Report no. 364. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (2001): Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Report Series no. 19, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (2005): Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance, Safety Report Series no. 44, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (2009): Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. Technical document 1616. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (2010): Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer In terrestrial and freshwater environments. Technical reports series, no. 472. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA (2014): Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3.

IAEA, In press. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Safety Report Series 19. IAEA, Vienna, Austria. Uppdatering 2020-10-08.

ICRP (2006): Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public, ICRP Publication 101a Ann. ICRP 36 (3).

ICRP (2008): Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations. ICRP Publication 107. Ann. ICRP 38 (3).

ICRP (2012): Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.).

ICRP (2017): Occupational intakes of radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).

Jelinek C (2008a): Regionala radonundersökningar inom Västra Mälardalen, SGU Rapport 2008-12, Sveriges Geologiska Undersökning.

Jelinek C (2008b): Regionala radonundersökningar inom Stockholms län, SGU Rapport 2008-13, Sveriges Geologiska Undersökning.

Kumm K I (1999): Hållbar köttproduktion. Fakta Jordbruk, nr 4, 1999. Sveriges Lantbruksuniversitet.

Kumm K I (2008): Personlig kommunikation. Områdeskalkyler. Sveriges Lantbruksuniversitet.

Naturvårdsverket (2009): Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning, NV rapport 5976, med uppdateringar 2016,


<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-fororenad-mark/>

Studsvik (2001): Data erhållna via SSM från Studsviks modell för beräkning av stråldos till allmänhet från kärntekniska anläggningar.

USEPA, 2019. External exposure to radionuclides in air, water and soil. EPA-402/R19/002. www.epa.gov/radiation. Office of Radiation and Indoor Air, US Environmental Protection Agency.

Yu C et al. (2001): Users manual for RESRAD version 6, Environmental Assessment Division, ANL/EAD-4 Argonne National Laboratory, United States Department of Energy.

Yu C et al. (2015): Data collection to support modelling impacts of radioactive material in soil and building structures. Yu C, Kamboj S, Wang C och Cheng JJ. ANL/EVS/TM-14/4. Argonne National Laboratories, USA.



Strålsäkerhetsmyndigheten arbetar pådrivande och förebyggande för att skydda människor och miljö från oönskade effekter av strålning, nu och i framtiden.

Du kan ladda ner våra publikationer från www.stralsakerhetsmyndigheten.se/publikationer. Om du behöver alternativa format som exempelvis lättläst, punktskrift eller Daisy, kontaktar du oss på e-post registrator@ssm.se.

Strålsäkerhetsmyndigheten
171 16 Stockholm
08-799 40 00
www.stralsakerhetsmyndigheten.se
registrator@ssm.se

©Strålsäkerhetsmyndigheten