



Myndigheten för
samhällsskydd
och beredskap

VÄGLEDNING

Sanering efter en kärnteknisk olycka

Räkneexempel på stråldosreduktion till
allmänheten genom utrymning och sanering



Sanering efter en kärnteknisk olycka – Räkneexempel på stråldosreduktion till allmänheten genom utrymning och sanering

© Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB)

Enhet: RB-SC-BK: Enheten för befolkningskydd och kärnenergiberedskap

Foto omslag: Anders Landgren

Produktion: Advant

Publikationsnummer: MSB2425 – januari 2025

ISBN: 978-91-7927-540-2

Innehåll

Inledning	5
Sanering efter en kärnteknisk olycka – Räkneexempel på stråldosreduktion genom utrymning och sanering	5
När ska den här vägledningen användas	5
Kompletterande hjälp, hämta expertkunskap	7
Stråldoser till allmänheten vid ett utsläpp från en kärnteknisk anläggning	9
Stråldoser till boende i ett område med konstaterad markbeläggning av gammastrålande radionuklider	17
Nuklidsammansättningen betydelse för dosen till allmänheten	17
Ekologiska halveringstidens betydelse för dosen till allmänheten	18
Byggnadstypers inverkan på stråldos från markbeläggningen	23
Markbeläggnings fördelning på olika typer av ytor	25
Avstyrda doser genom långsiktiga skyddsåtgärder	28
Beräkningsexempel	35
Referenser	44

| Inledning

Inledning

I denna vägledning ges ett antal beräkningsexempel på vilka stråldoser till allmänheten som uppstår vid en omfattande markbeläggning av radioaktivt nedfall efter en kärnteknisk olycka. Detta kapitel kommer beskriva hur stråldosen kan minskas genom olika åtgärder, till exempel utrymning på grund av markbeläggning och sanering inom ett begränsat område.

Sanering efter en kärnteknisk olycka – Räkneexempel på stråldosreduktion genom utrymning och sanering

Detta avsnitt i vägledningen omfattar en beskrivning av stråldoser till allmänheten vid ett utsläpp från en kärnteknisk olycka och räkneexempel på hur stråldoserna kan reduceras med hjälp av skyddsåtgärder som utrymning och sanering. Syftet med denna text är att den ska fungera som en vägledning för beslutsfattare om genomförandet av långsiktiga skyddsåtgärder som utrymning och sanering av olika nedfallspåverkade områden vilket ska leda till reducerade stråldoser till allmänheten.

I detta avsnitt ges en övergripande översikt över vilka faktorer som reducerar stråldosen efter ett kärntekniskt utsläpp samt ett antal beräkningsexempel som illustrerar effekten på de långsiktiga stråldoserna genom utrymning och sanering.

När ska den här vägledningen användas

Vägledningen är ett stöd för förståelsen för hur stråldoser påverkas av sanering vid olika tidpunkter. För att på ett effektivt sätt få fram relevant information, är vägledningen därför en sammanfattning inom respektive område och den gör inte anspråk på att vara detaljerad och heltäckande.

Denna del av vägledningen är uppbyggd med en inledande beskrivning av vilka stråldoser som allmänheten utsätts för i händelse av ett utsläpp av radioaktiva ämnen från ett kärnkraftverk och hur dessa doser påverkas av skyddsåtgärderna utrymning och sanering. Därefter följer ett antal räkneexempel, som illustrerar vilka stråldoser som kan avstyras till allmänheten utifrån den initiala markbeläggningen av klyvningsprodukten cesium-137 (fysikalisk halveringstid = 30,0 år). Markbeläggningen av Cs-137 i kombination med den mer kortlivade isotopen Cs-134 (fysikalisk halveringstid = 2,06 år) avgör hur länge ett område behöver vara föremål för skyddsåtgärder innan möjlighet ges till återflytt och återställning av samhällets infrastruktur.

Efter ett utsläpp behöver markbeläggningen kartläggas. Länsstyrelserna ska ha en förmåga att själva ta fram en radiologisk lägesbild med hjälp av bland annat sin mätorganisation och sin kartfunktion över befolkning och infrastruktur. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) stöttar Länsstyrelserna med råd om strålningsmätningar samt resurser för avancerade strålningsmätningar, exempelvis för att uppskatta den relativa förekomsten av olika radionuklider i den aktuella händelsen.

Faktaruta 1

Nuklidbeteckning: Inom strålningsfysiken finns ett system att beteckna atomkärnor genom att ange den kemiska beteckningen för grundämnet, samt ett nummer som syftar på det så kallade masstalet hos atomerna. Masstalet anger hur tung atomerna är.

Denna beteckning kan skrivas på olika sätt; till exempel cesium-137, Cs-137 eller ^{137}Cs . Samtliga beteckningar anger att det är en cesiumisotop med masstalet 137. Vissa atomkärnor är instabila och sönderfaller, det vill säga de är radioaktiva. Cs-137 och I-131 är exempel på radioaktiva ämnen.

Fysikalisk halveringstid: Den tid det tar för en viss mängd atomer av ett radioaktivt ämne att genom radioaktivt sönderfall minska till hälften. Samtliga radionuklider har en viss bestämd fysikalisk halveringstid, $T_{1/2}$. För ^{137}Cs är halveringstiden ($T_{1/2}$) cirka 30,0 år, medan för den radioaktiva jodisotopen ^{131}I är den endast 8,06 dygn. Utifrån en given aktivitetsmängd i utsläppet kommer den radiologiska konsekvensen att bli mer långsiktig ju mer långlivade radionukliderna är.

Klyvningsprodukter (även kallade fissionsprodukter) och källterm: Både ^{131}I och ^{137}Cs är exempel på så kallade klyvningsprodukter. Klyvningsprodukter är de nuklider som skapas vid kärnklyvningsprocessen av uranbränslet. I konventionella kärnkraftverk i Sverige är det till stor del klyvning av uran-235 och plutonium-239 som bidrar till att producera värmeenergi. I en kärnreaktor under drift kommer de flesta klyvningsprodukterna att stanna kvar i själva uranbränslet. Vid en händelse som innebär förlust av kylning och/eller en okontrollerad kärnreaktion, kommer uranbränslet och härden att börja smälta. Vid den här typen av haveri, även benämnd *svårt haveri*, frigörs stora mängder radioaktiva ämnen från bränslet.

De svenska kärnkraftverken är försedda med konsekvenslindrande system för att minska utsläppet av radioaktiva ämnen i händelse av ett svårt haveri. Ett exempel är haverifilter vars uppgift i händelse av ett svårt haveri, härdsvälta, är att begränsa påverkan på omgivningen. Om dessa konsekvenslindrande system fungerar, kontamineras endast ett begränsat geografiskt område. Strålsäkerhetsmyndigheten har beräknat olika tänkbara konsekvenser i de fall de konsekvenslindrande systemen inte fungerar fullt ut. Utsläppen av radioaktiva ämnen, vilka omfattar både klyvningsprodukter och så kallade neutronaktiveringsprodukter, betecknas *källterm*.

Källtermen anger således sammansättningen och hur mycket aktivitet av de olika radioaktiva ämnena som medföljer utsläppet utifrån hur väl haverifiltret fungerar (SSM, 2017¹).

1. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), 2017. Översyn av beredskapszoner. Rapport SSM2017:27.

Kompletterande hjälp, hämta expertkunskap

Vissa av de frågor som kommer behöva behandlas är starkt knutna till lokala geografiska och demografiska förhållanden, som befolkningstäthet, åldersstruktur, boendeform, förekomst av samhällsviktig verksamhet, sysselsättningsgrad m.m. Eftersom man inte i förväg vet hur ett framtida utsläpp exakt kommer att fördela sig geografiskt över svenskt territorium är det många frågor som i förväg inte går att ge ett uttömmande svar på i denna vägledning. Däremot kan räkneexemplen i denna vägledning samt beräkningsverktyg som LARCalc² och DosCalc³ användas för att ge en fingervisning om tänkbara radiologiska konsekvenser vid ett nedfall över ett visst geografiskt område.

Framförallt kan beräkningsverktygen användas för att jämföra olika utfall av avstyrda stråldoser (det vill säga stråldosreduktion genom skyddsåtgärder) utifrån: i) olika tid för återflytt, ii) nivå av dosreducerande effekt av marksanering, samt iii) olika ålderssammansättning på befolkningen i ett påverkat område. Genom dessa beräkningar kan skyddsåtgärder identifieras vilka enskilt eller i kombination kan begränsa allmänhetens individuella stråldoser till ett visst målvärde, även benämnt ”referensnivå”. I SSM:s beslutstöd för åtgärder vid kärnteknisk olycka⁴ anges att referensnivån är *den nivå stråldos över vilket det anses olämpligt att planera för att exponering kan inträffa*. I planering av beredskap mot kärntekniska olyckor innebär referensnivån en högsta nivå som den planerade hanteringen av en radiologisk nödsituation kan tillåtas förväntas leda till. Ju *lägre* referensnivå som anges desto högre ambitionsnivå fordras av samhället för att genomföra skyddsåtgärder. I strålskyddsförordningen anges att en referensnivå får sättas till högst 20 mSv per år vid ett kärnkraftsutsläpp som är begränsat, men för händelser som leder till större utsläpp kommer ambitionsnivån på 20 mSv inte bli samhällsekonomiskt rimlig att genomföra utan istället anges i strålskyddsförordningen en referensnivå på 100 mSv.

2. Sundström, J., Isaksson, M., & Rääf, C. L. 2023. LARCalc, a tool to estimate sex- and age-specific lifetime attributable risk in populations after nuclear power plant fallout. Scientific Reports, 13(1), Artikel 21244. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-46964-6>.

3. SSM:s mjukvara DosCalc v 1.0 (Manual 20-914).

4. SSM2022-8091, Beslutstöd vid olycka i ett svenskt kärnkraftverk, version 2.1 (Rev. 2), Strålsäkerhetsmyndigheten, 2023-10-27.

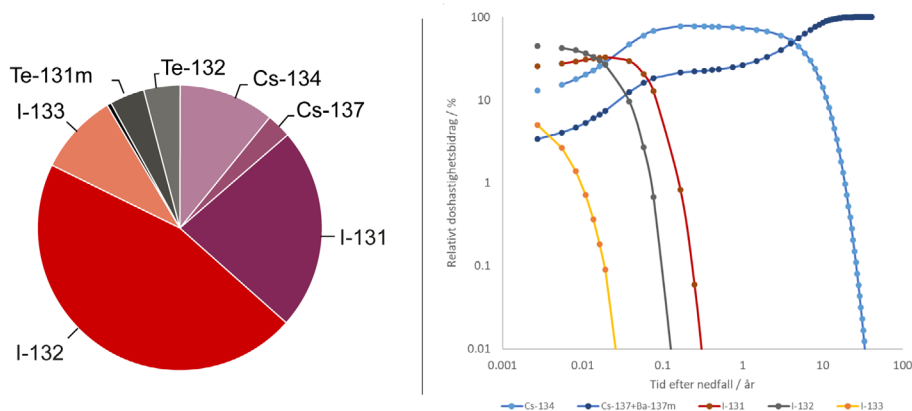


Stråldoser till allmänheten vid ett utsläpp från en kärnteknisk anläggning

Stråldoser till allmänheten vid ett utsläpp från en kärnteknisk anläggning

Kärnreaktorers innehåll av radionuklider (ofta benämnt som ”reaktorinventarium”) påverkas av fysikaliskt sönderfall och effekthistorik i reaktordriften (som i sin tur är kopplad till reaktorns energiproduktion). I händelse av att säkerhetsbarriärerna brutits kommer fysikaliskt sönderfall, smältpunkt för ämnet, kemiska egenskaper, hårdtemperatur, filtreringseffekt (avkylning och fördröjning), väderlek vid utsläppspunkten och väderlek vid nedfallsplatsen avgöra sammansättningen av radioaktiva ämnen som når ett visst område. Markbeläggningens sammansättning kommer i sin tur påverka stråldosen över lång tid. I Figur 1 ges till vänster en illustration över hur stor andel av en markbeläggningens totala aktivitet (Bq) som utgörs av en enskild radionuklids aktivitet (som till exempel jod-131 (I-131)) vid utsläppstillfället. Till höger i Figur 1 visas ett diagram över hur stor andel varje enskild radionuklid bidrar till den stråldos som uppmäts 1 meter ovan mark vid en viss tidpunkt efter nedfallstillfället. Beräkningen är baserad på Strålsäkerhetsmyndighetens uppskattade källterm (se faktaruta 1) i händelse av en svensk kärnkraftsolycka.

Figur 1. Olika radionuklidens bidrag till den totala aktiviteten och doshastigheten



Vänster: Figur över vilka radioaktiva klyvningsprodukter som bidrar till stråldoshastigheten från markbeläggning 48 h efter ett hypotetiskt svenskt kärnkraftsutsläpp (SSM, 2017⁵). I händelse av ett reaktorhaveri utan ett fungerande haverifilter, kommer ett utsläpp av radioaktivt cesium, i form av framför allt Cs-137 och Cs-134, även att medföljas av mer kortlivade gammastrålande nuklider, som till exempel jod-131 (I-131), jod-132 (I-132), tellur-132 (Te-132), jod-133 (I-133).

Höger: Diagram över hur klyvningsprodukternas andel (%) av det effektiva doshastigheten från gammastrålning från en markbeläggning ändras över tid. Efter cirka 1 år så kommer det huvudsakliga stråldosbidraget från markbeläggningen att domineras helt av Cs-137 och Cs-134.

5. Strålsäkerhetsmyndigheten. 2017. Översyn av beredskapszoner. Bilaga 3 Kärnkraftverken. Tabell 35.

Om en olycka inträffar i en svensk kärnteknisk anläggning där konsekvenslindrande system (som t.ex. det haverifiltersystem som nämndes i Faktaruta 1) inte fungerar kan det leda till stora utsläpp av klyvningsprodukter till omgivningen (SSM, 2017⁶). Länsstyrelserna har utifrån dessa olycksscenarioer tagit fram beredskapsplaner för att vidta skyddsåtgärder.

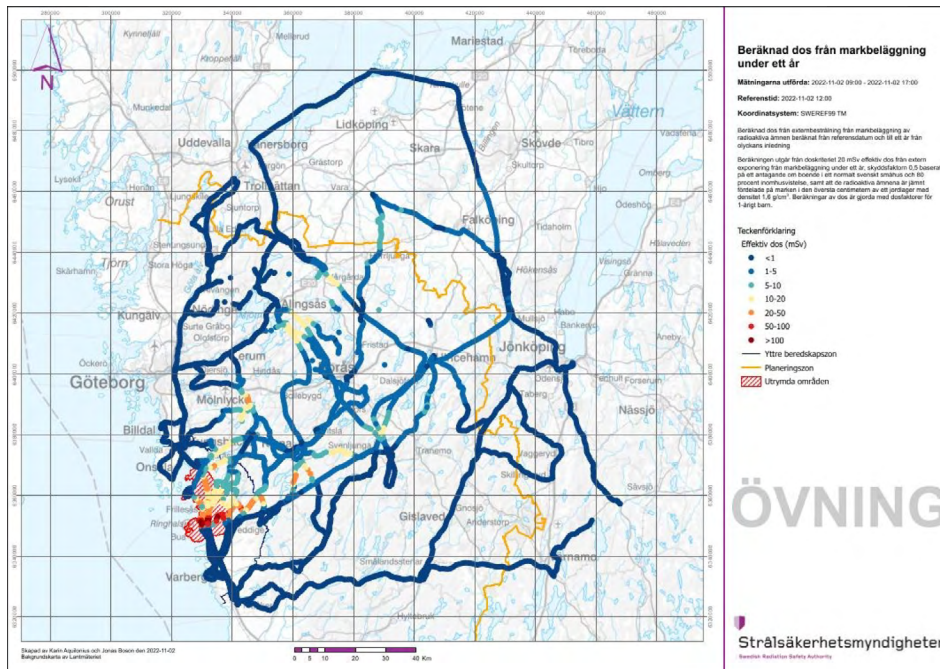
Tabell 1. Exempel på olika faktorer som påverkar hur mycket radioaktiva ämnen som släpps ut till omgivningen och var de hamnar samt vad dessa betyder

Information om...	...ger svar på...
Reaktorinnehåll av radionuklider (inventarium)	Hur mycket radioaktiva ämnen finns i den skadade härden?
Härdtemperatur	Vilka radioaktiva ämnen kan förångas och/eller frigöras från bränslet?
Filtrering	Hur stor andel av de frigjorda radioaktiva klyvningsprodukterna kan nå ut i atmosfären?
Plym	Geografisk form och volym på det moln av radioaktiva ämnen som sprids i luften vid ett utsläpp
Plymeffekt	Hur varmt är utsläppet och vilken stighöjd får det radioaktiva molnet?
Väderleksförhållanden	<ul style="list-style-type: none"> • Vilka och hur stora områden blir påverkade av utsläppet? • Hur stor blir markbeläggningen i de påverkade områdena? • Finns områden som kommer bli signifikant mer påverkade än andra?
Sammantaget ska informationen ovan ge en prognos:	
Prognos	<ul style="list-style-type: none"> • Var och när i tid kan ett utsläpp förväntas ske, Inom vilket storleksintervall. • Fungerar haverifilter och är det denna väg utsläppet förväntas ske. • Var bör saneringsinsatser förberedas?

I det tidiga skedet av händelsen är källtermen okänd. Väder och vind påverkar var och hur stort nedfallet blir. Vid en svensk kärnkraftsolycka förmedlar SSM ett kärntekniskt och radiologiskt underlag till ansvariga aktörer som baseras på ett beslutsstöd för skyddsåtgärder och andra åtgärder för allmänheten och de möjligheter som beredskapsplaneringen ger. Underlaget består av redovisning av händelse och utsläpp, spridningsprognoser, strålskyddsbedömning, och strålningsmätningar. I Tabell 1 ges en översikt över de frågeställningar ett prognosverktyg syftar till att besvara. Efter ett utsläpp måste omfattningen av markbeläggningen kartläggas genom strålningsmätningar. Prognoserna kan då utgöra ett underlag för att planera var mätningar ska genomföras. I Figur 2 ges ett exempel på hur dessa mätningar kan användas för att ta fram en så kallad nedfallskarta över områden som påverkats av ett kärnkraftsutsläpp. Notera att figuren bygger på datorsimulerade mätpunkter utifrån ett fiktivt reaktorutsläpp från Ringhals i samband med övning Ginsten som genomfördes år 2022.

6. Strålsäkerhetsmyndigheten. 2017. Översyn av beredskapszoner. Bilaga 3 Kärnkraftverken. Tabell 35.

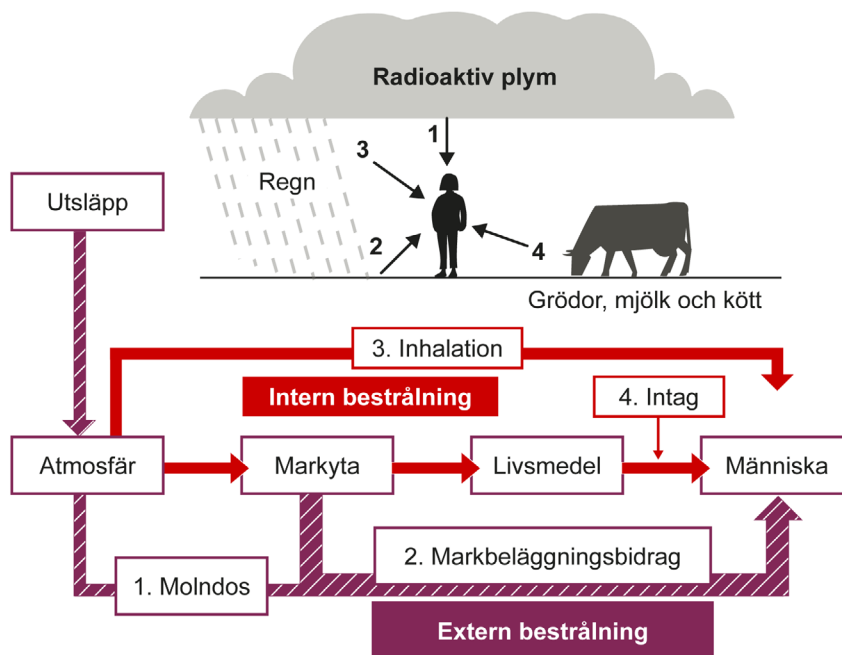
Figur 2. Simulerad nedfalls-karta utifrån ett fiktivt reaktorutsläpp från övning Ginsten, 2022, med beräknad projicerad dos (Se Figur 4 för beskrivning av projicerad dos) under 1 år räknat från en referenstid satt till cirka 2 dygn efter ett utsläpp



Av särskild betydelse är uppgifter om markbeläggning av de långlivade radionukliderna Cs-134 och Cs-137. Radioaktivt cesium har en rad egenskaper som medför att de radiologiska konsekvenserna i form av stråldos till allmänheten blir särskilt betydande då;

1. Ämnet cesium är flyktigt redan vid relativt låga temperaturer och kan vid ett reaktorhaveri lättare ta sig genom filteranläggningar än t.ex. ämnen som strontium och plutonium.
2. Ämnet cesium har en kemisk egenskap som gör att det kan binda vid lättflyktiga partiklar och därmed transporteras en lång sträcka längs med utsläppsplymen.
3. Cesiumisotoperna har relativt lång fysikalisk halveringstid (2,06 år för Cs-134 och 30,0 år för Cs-137) vilket gör att de finns kvar och påverkar omgivningen betydligt längre än t.ex. kortlivade jodisotoper som I-131.
4. Radionukliderna sänder ut långräckviddig gammastrålning som gör att människor och djur som vistas på nedfallsplatsen exponeras för extern bestrålning (extern exponering) under lång tid.
5. Ämnet cesium har en biokemisk egenskap som gör ämnet lättillgängligt för växter och djur vilket medför att ämnet sprids via livsmedelskedjan till djur och människor. Detta innebär i sin tur att de gammastrålande isotoperna Cs-134 och Cs-137 kommer ta sig in i kroppen via kosten och därefter ge en intern stråldos till olika organ.

Figur 3. Stråldosbidrag från olika exponeringsvägar för joniserande strålning som är betydelsefulla i inledningskedet efter ett radioaktivt utsläpp



De röda pilarna syftar till bidrag som ger så kallad "intern" exponering, det vill säga stråldos till människor genom intag eller inandning av radioaktiva ämnen som till exempel Cs-137. De streckade pilarna syftar till så kallad "extern" exponering som erhålls genom den gammastrålning som personer får från den omgivande markbeläggningen eller från det förbipasserande radioaktiva molnet.

Genom tidigare studier från kärnvapenedfallen på 1960- och 70-talen och utsläppet från Tjernobylolyckan 1986 har man konstaterat att man i Skandinavien och Östeuropa matematiskt kan beskriva stråldoser till olika befolkningsgrupper utifrån lokal respektive regional markbeläggning av Cs-137 (se t.ex. Isaksson *et al.*, 2019⁷ och Rääf *et al.*, 2020⁸). Med "lokal" markbeläggning avses den markbeläggning som i genomsnitt återfinns över en markyta som svarar mot cirka 200 m × 200 m (4 ha). Detta genomsnittliga värde kommer i sin tur avspeglar vilket externt stråldosbidrag (markbeläggningsbidrag i Figur 3) som de boende erhåller i sin närmiljö. Med "regional" markbeläggning avses den genomsnittliga markbeläggningen av Cs-137 över en yta motsvarande ett svenskt län, det vill säga cirka 10 000–20 000 km². Efter Tjernobyli kom länsvis nedfall att avspeglar överföringen av Cs-137 till mjölk eftersom de gamla länen svarade mot länsmejeriernas upptagningsområde. Även om denna koppling idag inte är lika klar kan man ändå använda länsmedelvärdet av markbeläggningen av Cs-137 som ett riktvärde för vilken överföring som kan förväntas av radioaktivt cesium till de livsmedel som produceras inom länet om inga särskilda livsmedelsåtgärder genomförs och om konsumenterna bibehåller sitt kostbeteende.

7. Isaksson M, Tondel M, Wälinder R, Rääf C. 2019. Modelling the effective dose to a population from fallout after a nuclear power plant accident—a scenario-based study with mitigating actions. *Plos One*. 14(4):e0215081. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215081> PMID: 30964917.

8. Rääf C, Markovic N, Tondel M, Wälinder R, Isaksson M. 2020a. Introduction of a method to calculate cumulative age- And gender-specific lifetime attributable risk (LAR) of cancer in populations after a large-scale nuclear power plant accident. *PLoS ONE*, 15(2), [e0228549]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228549>.

Fördelen med denna koppling mellan lokal och regional markbeläggning till de olika stråldosbidragen är att man i ett så tidigt skede som möjligt kan förutspå radiologiska konsekvenser i form av så kallad projicerad dos (uppskattad effektiv doshastighet som summerats 50 år fram i tiden efter nedfallet; se Faktaruta 2). Skyddsåtgärder som genomförs ska medföra att stråldoser till den berörda befolkningen undviks, eller *avstyrs*. Skillnaden mellan den stråldos som erhålls om ingen specifik skyddsåtgärd vidtas (projicerade dosen) och den dos som avstyrt med en eller fler skyddsåtgärder kallas *residualdos* (Ekv 1).

$$\text{Residualdos} = \text{Projicerad dos} - \text{Avstyrd dos} \quad (\text{Ekv. 1})$$

I Figur 4 (nedan) ges en illustration av hur storheterna *Projicerad (framskriven) dos*, *Avstyrd dos* och *Residualdos* förhåller sig till varandra. Termen residualdos är viktig eftersom det är den storhet som det internationella strålskyddsamfundet anser ska ligga till grund för vilka beslut om skyddsåtgärder som ska genomföras i en radiologisk eller nukleär olycka. Målsättningen ska vara att se till att allmänheten skyddas så att residualdosen understiger de referensnivåer som berörda myndigheter har angivit och regeringen har beslutat i anslutning till den nationella beredskapen mot kärntekniska olyckor (3 kap. 8 § i Strålskyddsförordningen (Sveriges riksdag, 2018⁹)).

Faktaruta 2

Projicerad dos: Den effektiva dos som en genomsnittlig person i ett påverkat område erhåller under en viss tidsperiod om inga skyddsåtgärder genomförs. Denna dos kan också benämnas som "oåtgärdad dos". Tidsperioden kan variera beroende bland annat vilka skyddsåtgärder som ska övervägas; för långsiktiga åtgärder som sanering och återflytt av utrymda bör en tidsperiod upp till 50 år beaktas.

Avstyrd dos: Den effektiva stråldos som en genomsnittlig person i ett nedfallsområde undviker att få genom en eller flera preciserade skyddsåtgärder. Differensen mellan den projicerade dosen och den dos samma person erhåller om till exempel utrymning genomförs under en tidsperiod kommer då att utgöra den avstyrda dos som uppnås genom skyddsåtgärden. Man kan ofta beräkna summan av de olika skyddsåtgärdernas avstyrda dos.

Residualdos: Den effektiva stråldos som en genomsnittlig person i det drabbade området erhåller efter att en eller flera skyddsåtgärder genomförts. Den internationella strålskyddskommittén (ICRP) rekommenderar att länders lagstiftning ska utforma en beredskap mot kärntekniska olyckor som ska ha målsättningen att ingen person ur allmänheten ska få högre residualdos än 100 mSv. Denna nivå benämns också "referensnivå".

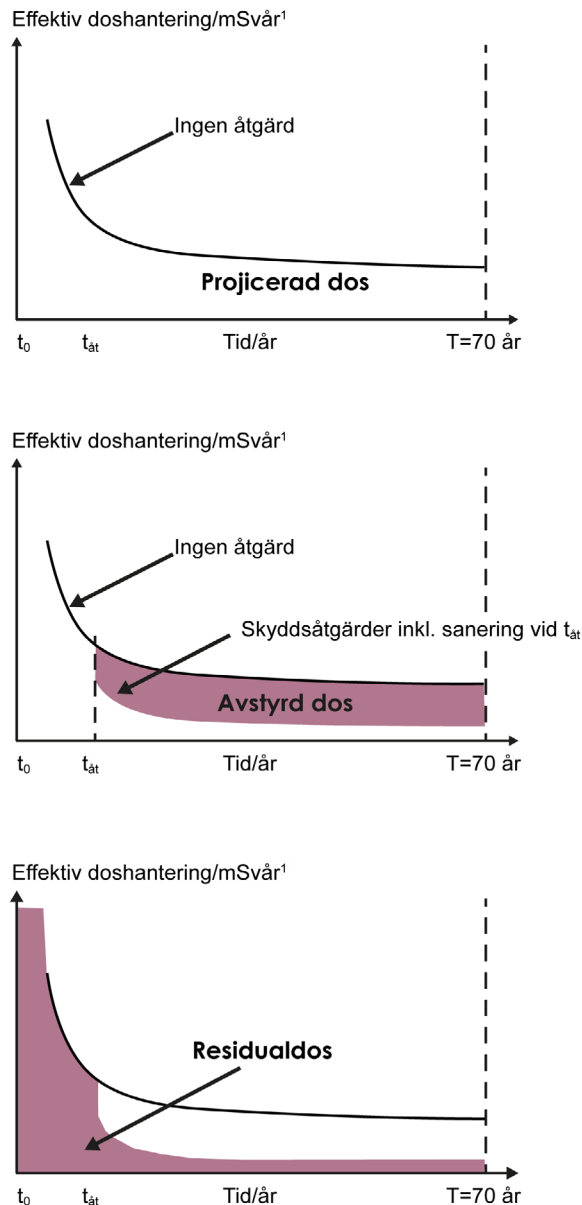
Referensnivå: En nivå på effektiv dos till en representativ person som ska understigas genom ett visst skyddsåtgärdspaket. Referensnivån kan beroende på sammanhang syfta till en effektiv dos under en viss preciserad tid (oftast under ett år). Referensnivån används för att beslutsfattare ska kunna optimera strålskyddet vid hantering av radiologiska olycka. Förenklat uttryckt skulle man kunna kalla referensnivån för en slags ambitionsnivå vad gäller de skyddsåtgärder som en räddnings/saneringsledning vill arbeta efter. Ju lägre referensnivå, desto högre krav på skyddsåtgärdernas omfattning, både resursmässigt och geografiskt.

9. 3 kap. 8 § Strålskyddsförordning (2018:506).

Som utgångspunkt för en saneringsledares beslut om långsiktiga skyddsåtgärder för ett påverkat område används så kallade målvärden, referensnivåer, och optimering. Länsstyrelsen måste därför utifrån en beslutad referensnivå fatta beslut om långsiktiga saneringsåtgärder som medför att dosen till allmänheten understiger referensnivån. Till exempel kan beslut om marksanering som beräknas färdigställas vid tidpunkt t_{at} (Se Figur 4), medföra att residualdosen (dvs den dos som återstår efter skyddsåtgärden genomförts) till allmänheten kan sänkas till ett värde under en viss referensnivå. Liksom flera andra skyddsåtgärder finns det en kvarvarande markbeläggning eller stråldosbidrag som man inte helt och hållet kan avstyra.

Marksanering kan vara en berättigad skyddsåtgärd om beräkningar visar att dosen till allmänheten per år, blir mindre än 20 mSv under första året efter återflytt för personer som återvänder till en plats som drabbats av radioaktivt nedfall.

Enligt forskningsframtagna modeller som nämndes innan kan man utifrån det initiala mätvärdet på markbeläggningen av Cs-137 i de olika påverkade områdena i förväg uppskatta vilka doserna blir på relativt lång sikt (50 år), samt också vilka doser som kvarstår efter att saneringsåtgärder vidtagits. I detta avsnitt av vägledningen ska vi med hjälp av några beräkningsexempel illustrera hur en saneringsledare och räddningsledare kan fatta beslut om utrymning på grund av markbeläggning och marksanering utifrån vissa indata som ska tillhandahållas av Länsstyrelsens mätorganisation och SSM:s krisorganisation.

Figur 4. Storheter för berättigande av skyddsåtgärder

Övre: Projicerad dos, som representeras av arean under kurvan fram till ett visst tidsintervall. ICRP rekommenderar 50 år (för vuxna) och 70 år (för barn).

Mitten: Avstyrd dos, som representeras av den lila-färgade delen under kurvan, och som utgör differensen mellan den projicerade dosen och den kvarstående dosen (residualdosen) räknat över samma tidsintervall som i den vänstra figuren. Notera att skyddsåtgärden kan sättas in vid olika tidpunkter, t_{at} (år), efter olyckans början.

Nedre: Residualdos under samma tidsperiod som i figurerna till vänster och mitten. Residualdosen är differensen mellan projicerad dos och den effektiva dos som avstyrs genom en eller flera skyddsåtgärder.

I Strålsäkerhetsmyndighetens beslutstöd finns förslag till processer för hur skyddsåtgärder vid befarade eller konstaterade utsläpp ska genomföras på ett så optimalt sätt som möjligt (SSM, 2023¹⁰). Beslutstödet anger också mer ingående olika definitioner av de stråldosbegrepp som beskrivs i Faktaruta 2.

10. SSM2022-8091 2023. Beslutstöd vid olycka i ett svenskt kärnkraftverk, version 2. (Rev.2), Strålsäkerhetsmyndigheten, 2023-10-27.

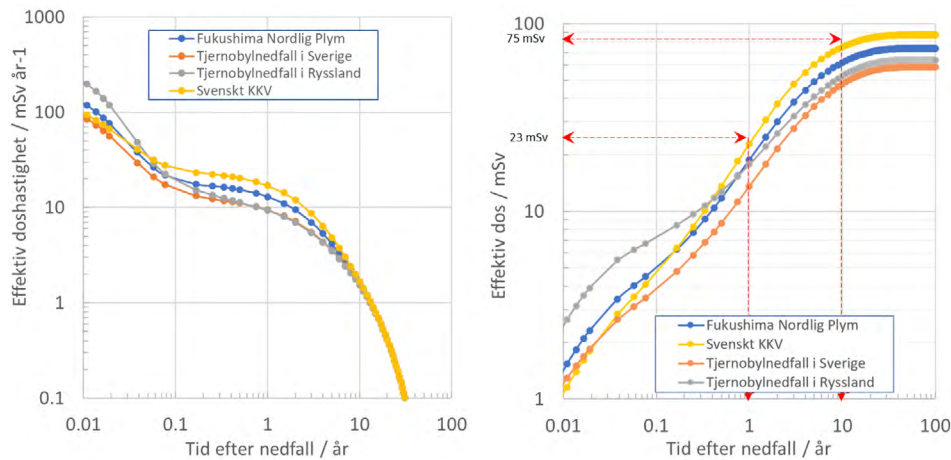
**Stråldoser till
boende i ett område
med konstaterad
markbeläggning av
gammastrålande
radionuklider**

Stråldoser till boende i ett område med konstaterad markbeläggning av gammastrålande radionuklider

Nuklidsammansättningen betydelse för dosen till allmänheten

Som framgått ur Figur 1 kommer andelen av olika medföljande radionuklider till Cs-137 i ett nedfall i det påverkade området ha stor betydelse för det externa stråldosbidraget över lång tid. I Figur 5 visas ett diagram över hur den tidssummerade externa stråldosen blir som funktion av tiden om inga skyddsåtgärder genomförs. Beräkningarna har utgått från ett svenskt bostadsområde bestående av enplans trähus samt en så kallad ekologisk halveringstid för cesiumisotoper på 6,7 år (se nästa stycke). Det framgår ur figuren att för en person som bor i området kommer stråldosen efter 1 års vistelse i området att uppgå till mellan 15 och 25 mSv per 1 000 kBq/m² nedfall av Cs-137, beroende på vilken sammansättning av medföljande klyvningsprodukter till cesiumet som deponerats. Efter 10 års motsvarande tid, blir det summerade stråldosbidraget från markbeläggningen mellan 50 och 75 mSv per 1 000 kBq/m² Cs-137 (se röda avläsningslinjer i Figur 5 till höger), beroende på den initiala sammansättningen av medföljande klyvningsprodukter i nedfallet.

Figur 5. Effektiv doshastighet och effektiv dos till en vuxen boende i ett trähusområde som funktion av tiden



Vänster: Effektiv doshastighet (mSv/år) till en vuxen boende i ett trähusområde (80 % inomhusvistelse med en så kallad skärningsfaktor på 0,35 (Se avsnitt 2.3) som funktion av tid från markbeläggning som innehåller **1 000 kBq/m² Cs-137** efter ett utsläpp från ett reaktorhaveri. Beräkningen utgår från *våtdeponering* och har gjorts för fyra olika sammansättningar (källtermer) av medföljande gammastrålande radioaktiva ämnen till Cs-137. Källtermen "Svenskt KKV" utgörs av ett fiktivt utsläpp från ett svenskt kärnkraftverk som togs fram av Strålsäkerhetsmyndigheten 2017 (SSM, 2017¹¹). För övriga källtermer finns en detaljerad beskrivning i Sundström *et al.*, (2023)¹². I modellen har antagits en ekologisk halveringstid för cesium på 6,7 år (Jönsson *et al.*, 2017¹³).

Höger: Den effektiva dosen (mSv) fram till en viss tidpunkt efter nedfallet från motsvarande markbeläggning som i figuren till vänster. För källtermen "Svenskt KKV" kan man ur figuren avläsa att den summerade effektiva dosen fram till 1 år blir cirka 23 mSv, och fram till 10 år blir motsvarande dos cirka 75 mSv (se röda avläsningslinjer i Figur 5 till höger).

Ekologiska halveringstidens betydelse för dosen till allmänheten

Ekologisk halveringstid hos cesium har stor radiologisk betydelse: Radioaktiv markbeläggning kommer att avklinga på grund av de radioaktiva ämnernas fysikaliska halveringstid (Faktaruta 1). Hade alla de radioaktiva cesiumatomerna "frysts" i sina positioner i marken vid nedfallstillfället hade doshastigheten ovan mark följt den avklingning som motsvarar nuklidernas fysikaliska halveringstid (i vårt fall 2,06 år för Cs-134 och 30,0 år för Cs-137. Emellertid kommer även andra processer i mark och ekosystem bidra till att minska eller dämpa stråldoshastigheten ovan mark från en markbeläggning.

I Figur 6 illustreras hur stort stråldosbidraget i form av så kallad effektiv doshastighet (i enheten mSv per år) 1 meter ovan marknivån beror av tiden efter ett nedfall från ett hypotetiskt svenskt kärnkraftsutsläpp, där markbeläggningen för Cs-137 i inledningsskedet uppgår till 1 000 kBq/m².

11. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), 2017. Översyn av beredskapszoner. Rapport SSM2017:27.

12. Sundström, J., Isaksson, M., & Rääf, C. L. 2023. LARCalc, a tool to estimate sex- and age-specific lifetime attributable risk in populations after nuclear power plant fallout. Scientific Reports, 13(1), Artikel 21244. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-46964-6>.

13. Jönsson, M., Tondel, M., Isaksson, M., Finck, R., Wälinder, R., Mamour, A., & Rääf, C. 2017. Modelling the external radiation exposure from the Chernobyl fallout using data from the Swedish municipality measurement system. Journal of Environmental Radioactivity, 178-179, 16-27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.07.003>.

I figuren finns fyra kurvor inritade, vilka representerar de olika tidstrender i effektiv doshastighet 1 meter ovan mark som följer av hur snabbt kombinationen av fysikaliskt sönderfall och ekologiska processer dämpar stråldosbidraget från markbeläggningen. Den streckade svarta kurvan visar hur stråldoshastigheten avtar om radionukliderna i nedfallet hade hållit sig fixerad på sin ursprungliga plats, och där endast den fysikaliska sönderfallet avgör hur snabbt doshastigheten i området avtar. De tre övriga kurvorna illustrerar den teoretiska förväntade utvecklingen av doshastigheten från samma ursprungliga nedfallskoncentration om man också tar hänsyn till cesiumets gradvisa nerträngning i marken. De tre olika kurvorna baseras på rapporterade data ur forskningslitteratur (Räaf *et al.*, 2022¹⁴) och representerar olika så kallade djupprofiler av marknerträngning av cesium som observerats på tre enskilda platser (här benämnda Japan_01, Sweden_01 och Sweden_02).

På grund av kemiska, biokemiska och fysikaliska processer i markens olika lager så kommer det radioaktiva cesiumet succesivt förflytta sig ner i djupare delar av marken. Men ju djupare det radioaktiva cesiumet tränger ner, desto mer dämpas den gammastrålning som utsänds på grund av absorptionsprocesser i markytan, vilket resulterar i att en mindre andel av gammastrålningen når fram till markytan. Man ser då tydligt i Figur 6 att doshastigheten med tiden sjunker snabbare i praktiken jämfört med referensfallet där enbart det radioaktiva sönderfallet beaktas. Effekten av marknedträngningen blir alltså en snabbare dämpning av stråldoshastigheten jämfört med referensfallet. Denna dämpning beskrivs matematiskt som en så kallad ekologisk halveringstid.

I Figur 6 illustreras dock också att förändringstakten i doshastigheten ovan mark kan variera över längre tid, vilket är kopplat till olika markkemiska egenskaper. Man kan dock förenklat uttrycka denna ekologiska dämpning av doshastigheten från en radioaktiv gammastående nuklid med en så kallad effektiv ekologisk halveringstid, $T_{1/2,eff}$:

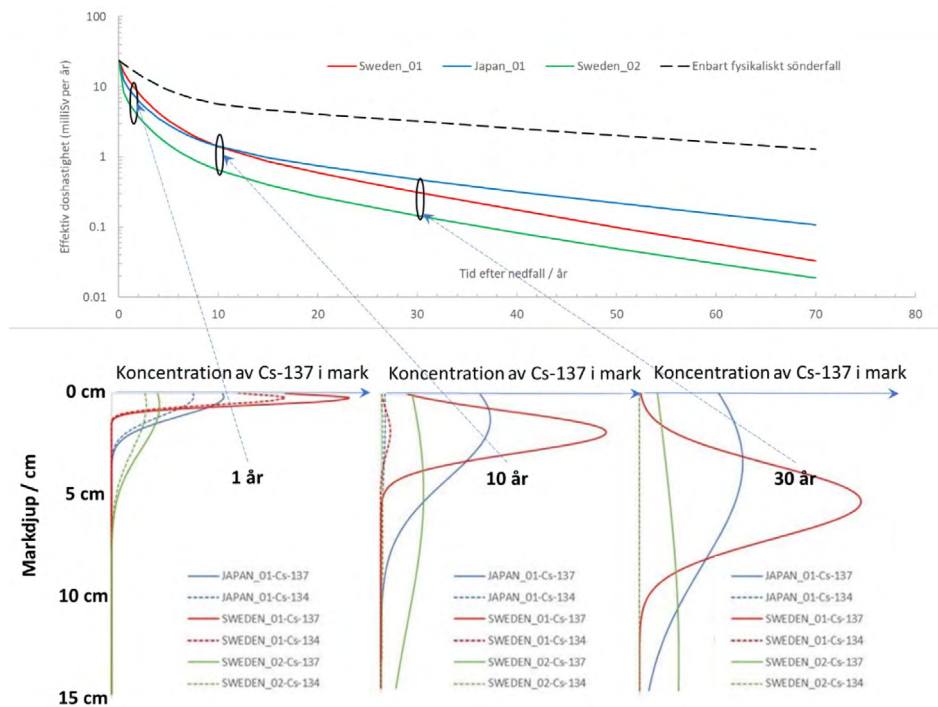
$$\frac{1}{T_{1/2,eff}} = \frac{1}{T_{1/2}} + \frac{1}{T_{1/2,eko}} \quad (\text{Ekv. 1 b})$$

där $T_{1/2}$ är det gammastrålande radionuklidens fysikaliska halveringstid, till exempel 30,02 år för Cs-137, och där $T_{1/2,eko}$ är en matematisk representation på hur snabbt det radioaktiva ämnet tränger ner i marken, och är starkt kopplat till de nedträngningsprofiler som visas i Figur 6. $T_{1/2,eff}$ kommer i vårt fall representera den tid för vilket den uppmätta stråldoshastigheten 1 meter ovan mark på en plats med nedfall av Cs-137 har halverats. Den ekologiska halveringstiden, $T_{1/2,eko}$, är egentligen en mycket svårbestämd parameter, men kan uppskattas genom omfattande markprovtagning på en viss plats samt kombination med matematiska marktransportmodeller. För att illustrera hur formeln skulle kunna användas kan man använda ett förenklat räkneexempel: antag att man på en viss nedfallspåverkad plats genom omfattande undersökningar kan uppskatta den ekologiska halveringstiden för Cs-137 till 20 år, det vill säga $T_{1/2,eko} = 20$ år, så blir den förväntade effektiva halveringstiden av den uppmätta stråldoshastigheten under den efterföljande perioden $= 1 / ((1/30,02) + (1/20)) = 12$ år.

14. Räaf, C. L., Isaksson, M., Martinsson, J., & Finck, R. 2022. Time-dependence of decontamination efficiency after a fallout of gamma-emitting radionuclides in suburban areas: a theoretical outlook on topsoil removal. *Scientific Reports*, 12(1), [21656]. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25956-y>

Det vill säga, man kan förvänta sig att doshastigheten på platsen kommer avta i en takt som innebär en halvering efter 12 år. I en extrem situation där det färskna nedfallet av någon anledning ”fryses” fast i marken så kommer $T_{1/2,eko}$ matematiskt beskrivas som ett mycket högt tal, (t.ex. 1 000 år på grund av mycket långsamma ekologiska processer), och ger då en effektiv ekologisk halveringstid $T_{1/2,eff} = 1 / ((1/30,02) + (1/1000)) = 29$ år, det vill säga doshastigheten 1 meter ovan mark skulle i detta extremfall i princip följa den halveringstid som ger av Cs-137 fysikaliska sönderfall.

Figur 6. Principskisser över hur successiv marknerträngning av radioaktivt cesium bidrar till snabbare avklingning av stråldosbidraget från markbeläggningen jämfört med om all beläggning stannat kvar på ytan (dvs en snabbare avklingning $T_{1/2,eff}$ jämfört med enbart fysikalisk halveringstid, $T_{1/2}$)



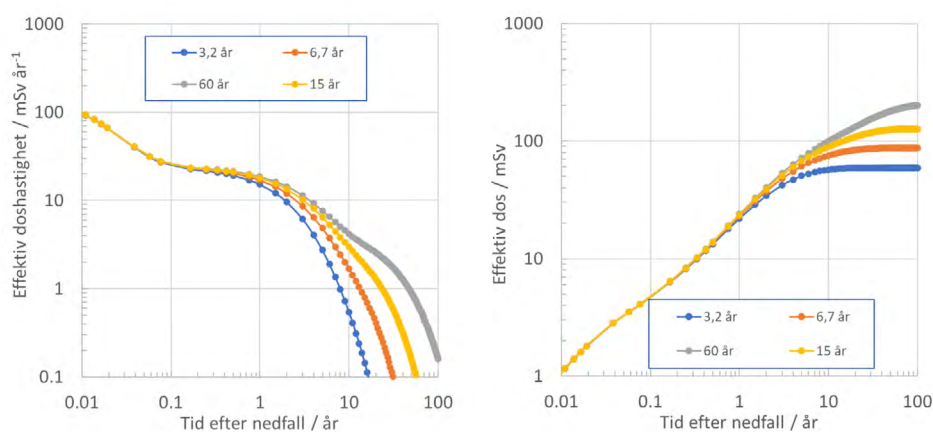
Observerade effektiva ekologiska halveringstider finns rapporterade för olika platser och vid olika tidsintervall efter ett nedfall. I Gävle efter Tjernobylnedfallet 1986 uppmättes under perioden fram till 2002 en ungefärlig $T_{1/2,eff}$ för Cs-137 till cirka 5,5 år (Jönsson *et al.*, 2017), vilket enligt formeln ovan skulle innebära en $T_{1/2,eko} = 6,7$ år. Från Ryssland har motsvarande värden på $T_{1/2,eff}$ rapporterats till cirka 15 år i de nedfallsdrabbat områdena utanför Tjernobyll, och från Schweiz har motsvarande värden för Cs-137 rapporterats till 14 år, vilket representerar en $T_{1/2,eko}$ på 26 år. Efter Fukushimaolyckan i Japan observerades under de första 10 åren ett ganska snabbt avtagande av stråldoshastigheten från markbeläggningen på knappt 3 år (Hayes *et al.*, 2020¹⁵). I den rapporteringen blandas dock effekten av den mer kortlivade Cs-134 inverkan på nedfallet in i den uppmätta effektiva halveringstiden vilket försvårar tolkning och jämförelse

15. Hayes, J. M. et al. Effective half-life of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in Fukushima prefecture when compared to theoretical decay models. Health Phys. 118(1), 60–64. <https://doi.org/10.1097/HP.0000000000001129> (2020).

med andra länders resultat. Baserat på markprovtagningar så kan man dock förvänta sig en betydligt långsammare avtagande av stråldoshastigheten under de närmaste decennierna i de nedfallsdrabbade områdena i Japan. Över ett visst område kan det också finnas en lokal variation i hur dessa nerträngningsprofiler ser ut (se t.ex. Almgren och Isaksson, 2006¹⁶) vilket kan försvåra möjligheten att hitta ett representativt värde på den effektiva ekologiska halveringstiden för ett större område. För att förenkla beräkningarna i de kommande räkneexemplen används dock schablonvärden för den ekologiska avklingningens effekt som vi ansätter gäller under 70 år efter nedfallstillfället.

I figuren beskrivs hur stråldoshastigheten (i form av effektiv dos per år) resp. ackumulerad stråldos (effektiv dos) kommer bero av tiden efter ett nedfall från ett fiktivt svenskt kärnkraftsutsläpp för ett antal olika ekologiska halveringstider.

Figur 7. Effektiv doshastighet per år och motsvarande tidsintegrerad dos till vuxen boende i ett trähus-område



Vänster: Projicerad stråldoshastighet (effektiv doshastighet; mSv per år till vuxen boende i ett trähus-område (20 % utomhusvistelse) som funktion av tid från markbeläggning som innehåller $1\,000\text{ kBq/m}^2$ Cs-137 och $1\,000\text{ kBq/m}^2$ Cs-134 efter ett utsläpp från ett reaktorhaveri för fyra olika observerade ekologiska halveringstider. $T_{\%,\text{eko}} = 3,2, 6,7, 15$ år resp. 60 år. Dessa värden är ett urval av rapporterade observationer i forskningslitteratur.

Höger: Motsvarande tidsintegrerad effektiv dos från en markbeläggning av $1\,000\text{ kBq/m}^2$ Cs-137 för de fyra olika observerade ekologiska halveringstiderna $T_{\%,\text{eko}}$.

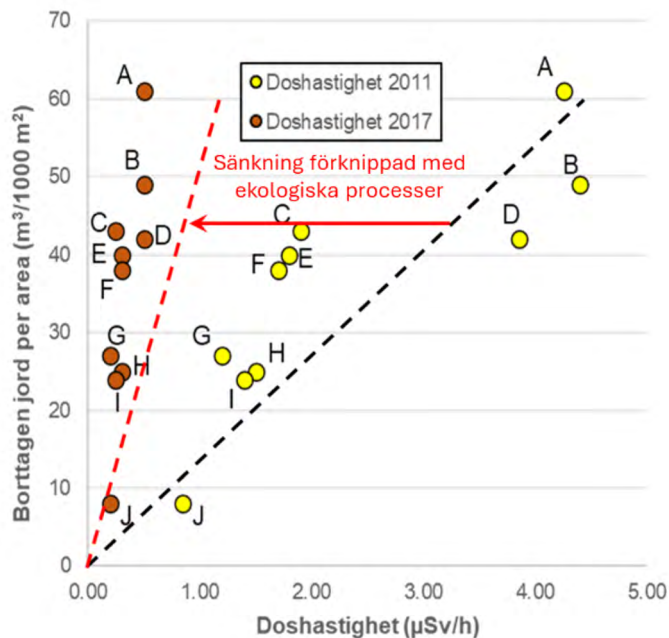
Den ekologiska halveringstidens bidrag till avklingningen i stråldoshastigheten ovan mark i ett nedfallsdrabbat område visade sig ha en särskild inverkan i utvärderingen av saneringsarbetet i Japan efter Fukushimaolyckan 2011. I de utvärderingar av saneringsinsatsernas effektivitet som gjordes av japanska Ministry of Environment (MOE, 2018¹⁷ så antingen försumrades denna inverkan eller så förväxlades den med de dossänkningar som åstadkoms genom de saneringsinsatser som gjordes. I Figur 8 illustreras hur stor andel av sänkningen av stråldoshastigheten i ett antal sanerade platser i Japan som ändå hade skett utan att marksaneringen utförts. Vad figuren avspeglar är att det i själva verket var en ganska liten andel (mindre än 15 %) av sänkningen som faktisk kom från den själva fysiska saneringen genom markborttagning.

16. Hayes, J. M. *et al.* Effective half-life of ^{134}Cs and ^{137}Cs in Fukushima prefecture when compared to theoretical decay models. *Health Phys.* 118(1), 60–64. <https://doi.org/10.1097/HP.0000000000001129> (2020).

17. Ministry of Environment (MOE). 2018. Decontamination Projects for Radioactive Contamination Discharged by Tokyo Electric Power Company Fukushima Daiichi Nuclear. Ministry of the Environment, Japan, MOE.

Modellberäkningar (bl.a. Kinase *et al.* 2014¹⁸) och mätningar (Andoh *et al.* 2020¹⁹) visar att doshastigheten i genomsnitt reducerades med cirka 85 % mellan 2011 och 2017 endast på grund av ekologiska processer (Se Figur 8). Man kan dra flera slutsatser ur denna observation, men den viktigaste är kanske att saneringsåtgärders radiologiska nytta i form av dossänkning, ”tävlar” mot de naturliga ekologiska processerna som över tid kommer sänka stråldoserna i liknande grad. Den extra nytta som ett bostadsområde och samhälle får av en saneringsinsats är därför att den kan möjliggöra återflytt tidigare än om man enbart hade väntat ut att en dossänkning under referensnivån sker genom den ekologiska och fysikaliska avklingningen av nedfallet.

Figur 8. Doshastighet på ett antal olika platser (benämnda A till J) utanför Fukushima under sommaren 2011, strax efter nedfallstillfället i mars 2011, jämfört med 2017 då samtliga platser genomgått ett saneringsprogram med markborttagning. Den rödstreckade linjen representerar de stråldoshastighetsnivåer som skulle uppmätts om inga saneringsåtgärder genomförts



18. Kinase, S., Takahashi, T., Saito, K. 2017. Long-term prediction of ambient dose equivalent after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. J. Nuclear Science and Technology. ISSN:002-3131 (Print) 1881–1248 <https://doi.org/10.1080/00223131.2017.1365659>.

19. Andoh, M. *et al.* 2020. Evaluation of decreasing trend in air dose rate and ecological half-life within an 80 km range from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, using car-borne survey data measured by KURAMA systems up to 2018. J Nucl. Sci. Technol. 57(12), 1319–1330. <https://doi.org/10.1080/00223131.2020.1789008>.

Byggnadstypers inverkan på stråldos från markbeläggningen

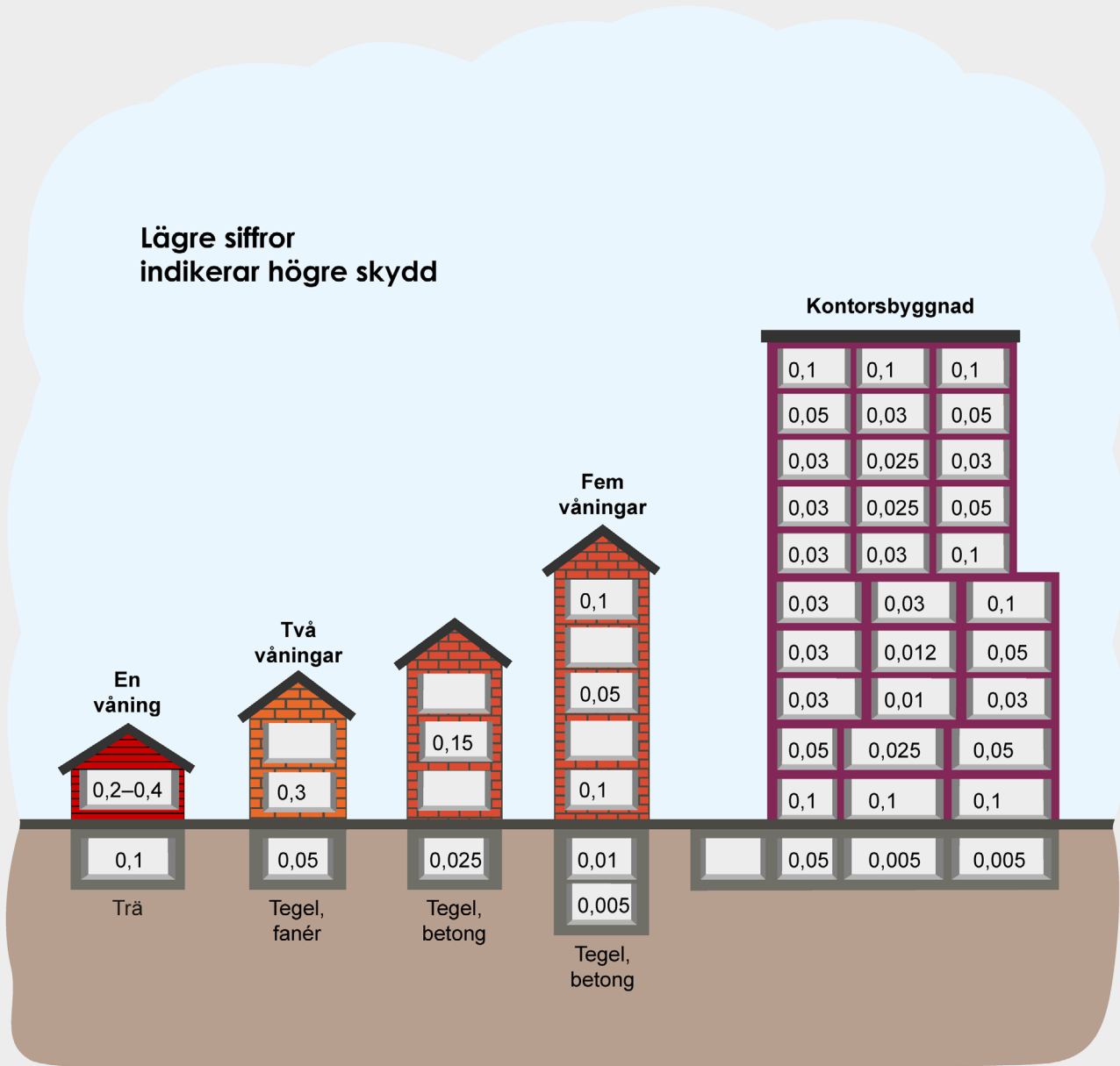
Fasta och rörliga (mobila) mätsystem som mäter effektiv stråldoshastighet (t.ex. i enheterna mSv/år ($\mu\text{Sv/h}$) cirka 1 meter ovan mark syftar oftast till att bestämma den stråldos som en person får som står oskyddad fritt ute på en öppen plats. Stråldoser till boende i ett typiskt svenskt bostadsområde efter ett radioaktivt nedfall kan beräknas indirekt genom att utifrån den projicerade dosen ta hänsyn till att vistelse inomhus ger en avsevärd skärmning av gammastrålning från omgivande markbeläggning. I Figur 9 illustreras hur mycket olika typer av byggnader skärmar den externa gammastrålningen från markbeläggningen som ger upphov till effektiv dos hos de boende. *Skärningsfaktorn är definierad som kvoten mellan den stråldos en person får inuti en viss byggnad, jämfört med om denna person hade vistats utomhus på samma plats som byggnaden står.* Även om denna skärningsfaktor är svår att mäta upp i praktiken, kan man med datorsimuleringar få fram typiska skärningsfaktorer (se bl.a. R. Finck, 1992).

Som framgår ur Figur 9 är småhusbebyggelse den boendeform som ger minst skyddande skärmningseffekt mot gammastrålning från intilliggande mark- och ytbeläggning. Man kan därför utgå från att de stråldoser till boende som beräknas för denna bebyggelse typ kommer bli högre än för boende i andra typer av bostadsområden. För ett typiskt svenskt bostadsområde med en- eller 1½-plansbyggnader kan man anta att cirka 65 % av gammadosbidraget från intilliggande markbeläggning skärmas bort, och motsvarande siffra för en tegelbyggnad är cirka 83 % (siffrorna baserade på beräkningar redovisade i Rääf *et al.*, 2022²⁰). För boende i flerbostadshus blir denna skärmningseffekt mycket mer uttalad, och för stenhus (t.ex. av typ ”sekelskiftsbyggnader”) kommer närmare 99 % av omgivande markbeläggningens gammastrålning att skärmas bort (Finck, 1992²¹).

20. Rääf, C. L., Isaksson, M., Martinsson, J., & Finck, R. 2022. Time-dependence of decontamination efficiency after a fallout of gamma-emitting radionuclides in suburban areas: a theoretical outlook on topsoil removal. Scientific Reports, 12(1), [21656]. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25956-y>.

21. Finck, R., 1992. Field Gamma Spectrometry. Thesis Paper 6 – Shielding Factors for Gamma Radiation – Experiments and Calculations for Swedish Dwellings. Tillgänglig: https://www.researchgate.net/publication/281207266_Robert_Finck_-_Field_Gamma_Spectrometry_Thesis_Paper_6_-_Shielding_Factors_for_Gamma_Radiation_-_Experiments_and_Calculations_for_Swedish_Dwellings.

Figur 9. Skärningsfaktorer för olika typer av byggnader

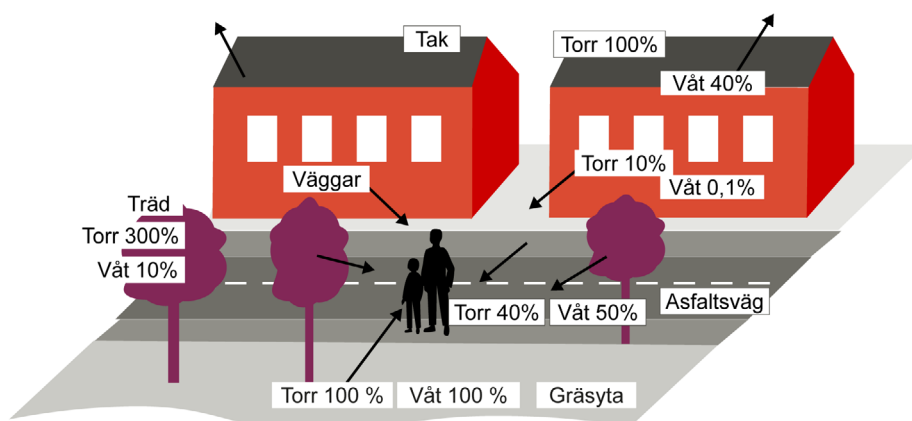


Boendeformen i kombination med andel utomhusvistelse, är de faktorer som främst påverkar effektiv doshastighet till boende från markbeläggning i ett bostadsområde. För flerfamiljshus är denna skärningsfaktor så låg som 0,05, men för ett enskilt hus i trä kan denna faktor bli så hög som 0,40. Notera att skärningsfaktorn per definition kan anses en aning motsägelsefull (icke-intuitiv) eftersom en hög skärningsfaktor innebär SÄMRE skärningsförmåga hos byggnaden. Detta innebär att personer som bor i hus med låg skärningsfaktor (t.ex. i flervåningshus av sten) får betydligt lägre stråldosbidrag från markbeläggningen än de som bor i enfamiljshus av trä.

Markbeläggnings fördelning på olika typer av ytor

Vid ett radioaktivt nedfall kommer de deponerade radioaktiva ämnena att fördela sig olika utifrån vilken typ av ytor som finns vid nedfallsplatsen. En typisk fördelning av markbeläggning mellan olika typer av ytor i ett bostadsområde för Cs-137 illustreras i Figur 10 (hämtad från Isaksson och Rääf, 2016²²). Man skiljer på två olika typer av markbeläggning; i) torrdeponering som innebär att markbeläggningen skett under torr väderlek och utan nederbörd, samt ii) våtdeponering, som innebär att markbeläggningen skett i anslutning till nederbörd (regn eller snö). En våtdeponering innebär oftast att radionuklider i den radioaktiva plymen i snabbare takt faller ner mot marken, och kan skapa så kallade ”heta fläckar” av markbeläggning som kan bli mer än 10 gånger högre än på andra platser på samma avstånd från utsläppspunkten. Denna effekt observerades bl.a. i Gävle efter att Tjernobylutsläppet kommit in på svenskt territorium den 28 april 1986, där vissa områden erhöll markbeläggning på nivåer över 180 kBq/m² (SGU:s flygkartering över det svenska Tjernobylnedfallet;²³).

Figur 10. Markbeläggning av Cs-137 för ett antal olika typer av ytor (i %) jämfört med gräsbevuxen yta



Värden markerade med "Våt" syftar till så kallad våtdeponering, det vill säga då nedfallet skett i samband med nederbörd, och värden markerade med "Torr" syftar till så kallad torrdeponering som sker i frånvaro av nederbörd. Som exempel på hur figuren kan tolkas kan nämnas att vid våtdeponering av radioaktivt nedfall kommer ytbeläggningen (mätt i aktivitet per ytenhet; kBq/m²) på en takyta att vara cirka 40 % relativt den markbeläggning (mätt i kBq/m²) som uppmäts på en plan gräsbevuxen yta.

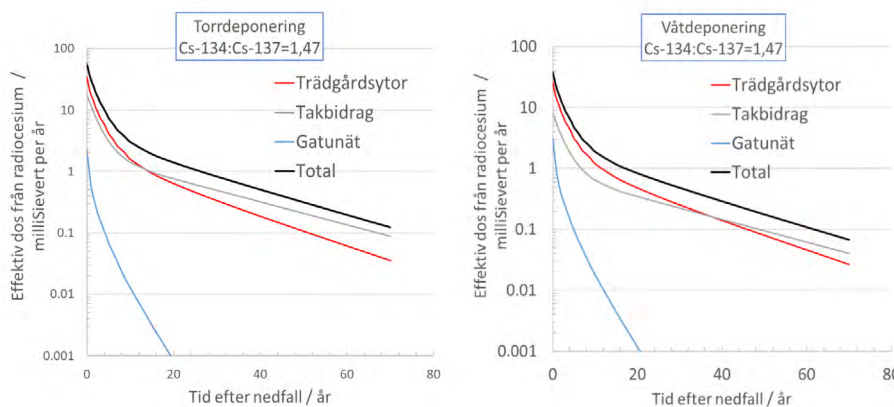
22. Rääf, C., & Isaksson, M. 2016. Environmental radioactivity and emergency preparedness. (1st edition uppl.) CRC Press.

23. Byström S. 2000. Beräkning av cecium-137 baserad på flygmätningar från 1986 till 2000. På uppdrag av Statens Strålskyddsinstitut. Projekt P1075.98. SGU-rapport 2001:09. Tillgänglig: <https://apps.sgu.se/geolagret/GetMetaDataById?id=md-0bf24e42-71bf-4529-a499-0ef297c5993e> på uppdrag av SSI; Statens strålskyddsinstitut. Rapport SSI projekt SSI P1075.98. SGU dnr 08-783/98. Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökningar.

Som exempel på hur Figur 10 kan tolkas kan nämnas att vid våtdeponering av radioaktivt nedfall kommer ytbeläggningen uttryckt i Bq/m² bli cirka 50 % av vad som uppmäts i samma område på en öppen plan gräsyta. För torrdeponering kommer yt-aktiviteten på tak att bli densamma som på en gräsbevuxen yta på samma plats. Anledningen till skillnaden mellan våt- och torrdeponering kommer sig av att cirka hälften av den radioaktiva beläggningen från våtdeponeringen kommer rinna bort från takytorna jämfört med om nedfallet kommer i form av torra partiklar, som har en större tendens att fastna i takmaterialet. För asfaltvägar och annan typ av hårdgjorda ytor (stenbeläggning mm) kommer cirka 50 % av nedfallet att rinna bort vid en våtdeponering. Sker nedfallet i form av torrdeponering så kommer endast 40 % att fastna på asfalt- eller stenbeläggningsytan, och resten att föras bort med vindar eller till exempel genom att de torra nedfallspartiklarna fastnar på förbipasserande fordons däckytor. För vegetation i ett nedfallsdrabbat område så kommer torrdeponerad beläggning att fastna på lövverket och resultera i att ytbeläggningen kan bli cirka 3 gånger högre än motsvarande markbeläggning på intilliggande gräsbevuxna markytor. Däremot, sker nedfallet genom våtdeponering kommer betydligt mindre andel av nedfallet att fastna i vegetationen. Saneringsinsatser i småhusområden bör utöver åtgärder riktade mot själva byggnaderna även innefatta bortförsl av kontaminerad vegetation som träd och buskage, särskilt om nedfallet dominerats av torrdeponering och skett under lövsäsongen.

I Figur 11 visas exempel på hur stråldosbidraget från beläggning av Cs-137 på olika ytor förändras med tiden. Det framgår ur figuren att för boende kan bidrag från takbeläggning med tiden (mer än 20 år) överstiga bidraget från intilliggande trädgårdsytor i ett typiskt svenskt bostadsområde. Detta innebär att om saneringsinsatser görs efter cirka 20 års tid så kan taktvätt eller takbyte ge en större relativ dosreduktion till boende än markborttagning av intilliggande trädgårdsytor.

Figur 11. Stråldosbidrag från torr- och våtdeponering på olika ytor i ett bostadsområde



Vänster: Stråldosbidrag (effektiv doshastighet) från torrdeponering på olika ytor i ett bostadsområde med 1½-plans trähus utifrån matematiska beräkningar som tagits fram i projekt MSB2017:7043²⁴. Dosbidraget beräknas utifrån en initial genomsnittlig markbeläggning av 1 000 kBq per m² av Cs-137 över ett bostadsområde, och med en medföljande aktivitetskvot av Cs-134 på 147 % jämfört med Cs-137.

Höger: Motsvarande effektiv doshastighet för våtdeponering.

24. Slutrapport för projekt MSB2017:7043: Återställning av förorenade områden efter en RN-olycka: Samhällets problem och hur bästa kombination av långsiktiga åtgärder kan väljas för att skydda människor i bebyggda miljöer mot bestrålning. <https://www.msb.se/sv/publikationer/aterstallning-av-foro-renade-omraden-efter-en-rn-olycka> (2022).



**Avstyrda doser
genom långsiktiga
skyddsåtgärder**

Avstyrda doser genom långsiktiga skyddsåtgärder

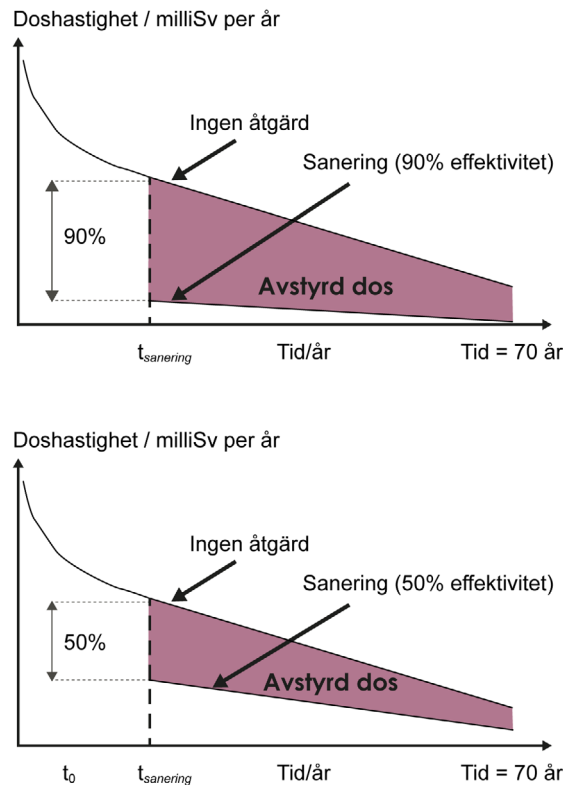
Genom sanering eller en kombination av sanering med utrymning kan den effektiva stråldoshastigheten och den projicerade dosen (exemplifierade i figurerna 4 och 5) sänkas betydligt. Sanering kan innefatta en rad olika åtgärder för att sänka externdosbidragen från markbeläggningar i en tätortsmiljö. För jordbruksmark kan vissa motåtgärder som innefattar sanering också bidra till att minska interndoser från kontaminerade livsmedel. Effektiviteten av en saneringsåtgärd för att sänka externdosen till boende i ett bostadsområde kan definieras som hur stor andel av den uppmätta doshastigheten ovanför en yta kontaminerad med markbeläggning av till exempel Cs-137 som reduceras direkt efter att ytan har sanerats. Denna effektivitet kan uppskattas med ett gammakänsligt instrument som placeras på ett visst avstånd från den yta som ska saneras. Instrumentets känsliga del omsluts med en så kallad kollimator som förhindrar att gammastrålning från intilliggande ytor bidrar till mätsignalen. Mätningen upprepas sedan efter att ytan sanerats. Kvoten mellan de två mätsignalerna kan då tecknas som en så kallad saneringseffektivitet enligt ekvation 2;

$$\text{Saneringseffektivitet(\%)} = \left(1 - \left(\frac{\text{Mätutslag efter sanering}}{\text{Mätutslag innan sanering}} \right) \right) \cdot 100 \quad (\text{Ekv. 2})$$

Uttrycket för saneringseffektiviteten i Ekv 2 syftar egentligen till hur väl en specifik yta har sanerats. I ett bostadsområde eller på en plats där människor ska vistas och arbeta, så kommer utfallet av saneringen av ett flertal olika ytor att bidra till en dosreduktion. Dessa ytor kan behöva saneras på lite olika sätt beroende på hur hårt nedfallet fastnat och trängt in i ytorna.

Saneringseffektiviteten är både ett mått på hur stor doshastighetsreduktion som initialt åstadkommit med åtgärden men den är också fingervisande om hur väl denna saneringsinsats åstadkommer en dosreduktion över längre sikt. Ju lägre värde på saneringseffektiviteten, desto sämre har åtgärden lyckats sänka stråldosen till allmänheten. Man kan efterlikna detta med att residualdosen i Figur 4 inte sänkts tillräckligt. En illustration över vilken inverkan en saneringseffektivitet på 90 % respektive 50 % har på den dos som avstyrs ges i Figur 12.

Figur 12. Inverkan av saneringseffektiviteten på den avstyrda dosen

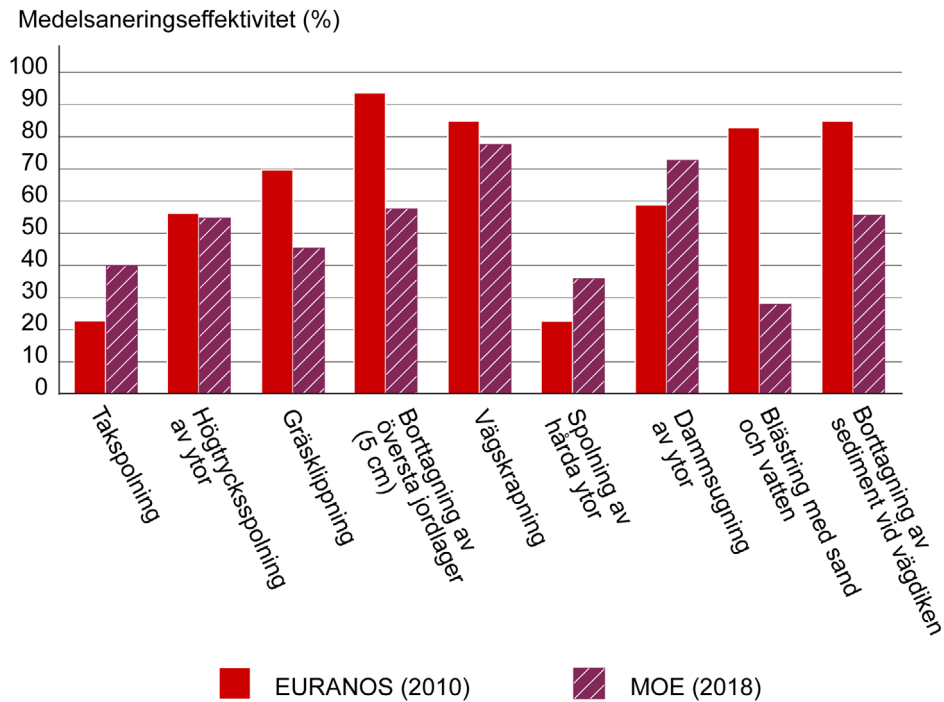


Övre: Exempel på avstyrd dos (representerat av den rosafärgade ytan) efter att vid saneringstillfälle, $t_{sanering}$, åstadkommit en reduktion av markbeläggningen av Cs-137 på 90 %.

Nedre: Motsvarande avstyrda dos om saneringsåtgärden endast avlägsnar 50 % av markbeläggningen av Cs-137. Man ser hur den avstyrda dosen till allmänheten har minskat genom att saneringsåtgärden inte varit lika effektiv som i det övre fallet. OBS: Notera att y-axeln representerar logaritmen av doshastigheten i syfte att tydligare åskådliggöra hur stråldosen 1 m ovan mark avtar över lång tid.

I Figur 13 återges saneringseffektiviteten för ett antal olika saneringsåtgärder. Diagrammet baseras dels på utfallet från erfarenheterna från saneringsinsatser i Japan, dels på vilken teoretisk saneringseffektivitet som metoden skulle ha enligt den tidigare europeiska handboken EURANOS från 2010 (figur tagen från Martinsson *et al.*, 2022). Man ser i figuren att den saneringseffektivitet som beskrivs i handboken EURANOS i verkligheten oftast blir svår att uppnå. För merparten av åtgärderna blir effektiviteten i verkligheten lägre, till exempel för borttagning av övre jordlager så åstadkom man i Japan en effektivitet på 58 % jämfört med de 93 % som beskrevs i handboken. Beträffande takspolning åstadkom man i Japan däremot en högre effektivitet i avlägsnandet av Cs-137, där man uppnådde en effektivitet på 40 % jämfört med handbokens angivna riktvärde på 24 %.

Figur 13. Jämförelse av medelsaneringseffektivitet från EURANOS handboken (2010) mot uppmätt medelsanerings-effektivitet i Japan efter kärnkraftsolyckan i Fukushima-Daiichi (Ministry of Environment (MOE)), 2018²⁵



Figuren är baserad från en rapport av Martinsson *et al.*, 2022²⁶.

En komplett sanering innefattar således ett flertal av de åtgärder som visas i Figur 13. Förenklat kan man säga att om samtliga enskilda saneringsmetoder har en genomsnittlig effektivitet på 50 % enligt Ekv. 2, så kommer bidraget från den radioaktiva markbeläggningen till doshastigheten 1 met ovan mark att totalt minska med 50 %. Detta innebär i sin tur att det årliga stråldosbidraget från extern strålning (exponeringsväg 2 i Figur 3) kommer att halveras jämfört med om ingen sanering hade genomförts. Detta samband blir dock mer komplext om man inte genomför komplett sanering, till exempel enbart byter tak men utan att genomföra marksanering, enbart spolar gat-ytor men avstår från övrig sanering, mm. Som tidigare nämnts framgår ur Figur 11 hur mycket enskilda typer av ytor bidrar till stråldosen från markbeläggningen. Stråldosbidraget från trädgårdsytor dominerar framför övriga markytor fram till cirka 10 år efter ett nedfall. Följaktligen kommer en sanering som omfattar markborttagning att initialt resultera i den största dosreduktionen av de saneringsmetoder som finns angivna i Figur 13.

Om man i ett nedfallspåverkat område betraktar residualdosen 20 mSv per år första året efter återflytt från en utrymning som ett målvärde för allmänheten, så kan Tabell 2 användas. Tabellen ger en skattning på vilka initialt uppmätta markbeläggningsnivåer av Cs-137 (angivna i kBq/m²) som efter en viss utrymningstid ger ett dosbidrag på 20 mSv det första året efter återflytten. Dessa

25. Ministry of Health (MOE). 2018. Decontamination Projects for Radioactive Contamination Discharged by Tokyo Electric Power Company Fukushima Daiichi Nuclear. Ministry of the Environment, Japan, MOE.

26. Martinsson, J., Finck, R., Rääf, C., 2022. Decontamination efficiency and waste generation for the decontamination of radioactively contaminated urban and rural environments. Lund University. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21069.31202>.

markbeläggningsnivåer finns angivna för tre olika exempel på utsläpp; i) ett fiktivt utsläpp vars nuklidsammansättning vid nedfallstillfället liknar Tjernobylnedfallet i Sverige 1986, och som innehåller en markbeläggning på 1 000 kBq/ m² Cs-137, ii) ett motsvarande utsläpp med en nuklidsammansättning som liknar Fukushimas nordliga plym 2011 i Japan, samt iii) ett fiktivt svenskt kärnkraftsutsläpp med en sammansättning av radioaktiva ämnen som hämtats från beräkningar av SSM (SSM, 2017²⁷). I beräkningarna ansätts den projicerade dosen till 80 % inomhusvistelse i enplans-trähus av svensk modell med skärningsfaktor 0,35 (denna siffra är hämtad från en beräkning beskriven i Rääf *et al.*, 2022²⁸). Den ekologiska halveringstiden för radioaktivt cesiums dosbidrag 1 m ovan mark har satts till 6,7 år baserat på observationer hämtade från en studie från Gävle (Jönsson *et al.*, 2017²⁹). Saneringsåtgärder som innefattar markborttagning 5 cm samt takspolning, antas ge en initial dosreducerande effekt på antingen 50 % (realistiskt scenario) eller 90 % (optimistiskt scenario). Ur tabellen framgår att målvärdet på 20 mSv per år kan uppnås genom en kombination av utrymning och sanering beroende på hur i) lång utrymningstiden görs, samt ii) hur effektiv marksaneringen är (se Ekv 2). I beräkningsexempel 4 som följer görs en demonstration av hur tabellen ska användas i praktiken.

Tabell 2. Högsta initiala markbeläggning av Cs-137 i kBq per m² (uppmätt inom cirka 3 dygn efter utsläppets avslut) som vid en viss tids återflytt efter utrymning, med resp. utan sanering, understiger referensnivån 20 mSv per år till vuxen. Fall exempel: Våtdeponering samt med en ekologisk halveringstid för cesium på 6,7 år som observerats i Gävle (Jönsson *et al.*, 2017³⁰).

Utrymningstid (år)	Tjernobylnedfall i Sverige 1986*			Fukushima – nordlig plym*			Svenskt kkv-utsläpp**		
	(Cs-134/Cs-137=0,56)			(Cs-134/Cs-137=1,0)			(Cs-134/Cs-137=1,47)		
	Utan sanering	Med sanering (Eff=50 %)	Med sanering (Eff=90 %)	Utan sanering	Med sanering (Eff=50 %)	Med sanering (Eff=90 %)	Utan sanering	Med sanering (Eff=50 %)	Med sanering (Eff=90 %)
1	1 970	3 950	19 700	1 500	3 000	15 000	1 220	2 440	12 200
2	4 040	8 080	40 400	3 240	6 480	32 400	2 740	5 480	27 400
3	5 050	10 100	50 500	4 210	8 410	42 100	3 660	7 330	36 700
5	6 110	12 200	61 100	6 630	13 300	66 300	6 110	12 200	61 100
10	15 700	31 400	157 000	15 700	31 300	157 000	15 700	31 400	157 000

*Nuklidsammansättning tagen från Sundström *et al.*, 2023³¹.

**Nuklidsammansättning tagen från SSM, 2017³².

27. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), 2017. Översyn av beredskapszoner. Rapport SSM2017:27.

28. Rääf, C. L., Isaksson, M., Martinsson, J., & Finck, R. 2022. Time-dependence of decontamination efficiency after a fallout of gamma-emitting radionuclides in suburban areas: a theoretical outlook on topsoil removal. *Scientific Reports*, 12(1), [21656]. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25956-y>.

29. Jönsson, M., Tondel, M., Isaksson, M., Finck, R., Wälinder, R., Mamour, A., & Rääf, C. 2017. Modelling the external radiation exposure from the Chernobyl fallout using data from the Swedish municipality measurement system. *Journal of Environmental Radioactivity*, 178–179, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.07.003>.

30. Jönsson, M., Tondel, M., Isaksson, M., Finck, R., Wälinder, R., Mamour, A., & Rääf, C. 2017. Modelling the external radiation exposure from the Chernobyl fallout using data from the Swedish municipality measurement system. *Journal of Environmental Radioactivity*, 178–179, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.07.003>.

31. Sundström, J., Isaksson, M., & Rääf, C. L. 2023. LARCalc, a tool to estimate sex- and age-specific lifetime attributable risk in populations after nuclear power plant fallout. *Scientific Reports*, 13(1), Artikel 21244. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-46964-6>.

32. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), 2017. Översyn av beredskapszoner. Rapport SSM2017:27.

Tabell 3 visar motsvarande beräkning som i föregående exempel fast med det betydligt lägre målvärdet 1 mSv per år första året efter återflytt. Det framgår vid en jämförelse med Tabell 2 att det redan vid markbeläggning av Cs-137 på cirka 100 kBq/m^2 , vilket motsvarar den beläggning som Gävle kommun fick efter Tjernobylyolyckan 1986, skulle bli aktuellt med utrymning upp till 2 år för att åstadkomma detta målvärde. Jämförelsen mellan Tabell 2 och 3 antyder hur mycket mer ambitiöst ett målvärde på 1 mSv per år blir jämfört med 20 mSv per år , eftersom områden med relativt låg markbeläggning, som kan uppta betydligt större ytor än de mest påverkade områdena, i så fall kommer bli aktuella för storskaliga utrymnings- och saneringsåtgärder.

Tabell 3. Högsta initiala markbeläggning av **Cs-137 i kBq per m²** (uppmätt inom cirka 3 dygn efter utsläppets avslut) som vid en viss tids återflytt efter utrymning, med resp. utan sanering, understiger **referensnivån 1 mSv per år** till vuxen. Fallexempel: Våtdeponering samt med en ekologisk halveringstid för cesium på 6,7 år som observerats i Gävle (Jönsson *et al.*, 2017³³).

Utrymnings-tid (år)	Tjernobylnedfall i Sverige 1986*			Fukushima – nordlig plym**			Svenskt kvv-utsläpp***		
	(Cs-134/Cs-137=0,56)			(Cs-134/Cs-137=1,0)			(Cs-134/Cs-137=1,47)		
	Utan sanering	Med sanering (Eff=50 %)	Med sanering (Eff=90 %)	Utan sanering	Med sanering (Eff=50 %)	Med sanering (Eff=90 %)	Utan sanering	Med sanering (Eff=50 %)	Med sanering (Eff=90 %)
1	99	197	986	75	150	750	61	122	610
2	202	404	2 020	162	324	1 620	137	274	1 370
3	252	505	2 520	210	421	2 100	183	367	1 830
5	305	611	3 060	331	663	3 310	305	611	3 060
10	785	1 570	7 850	783	1 560	7 820	785	1 570	7 850

*Nuklidsammansättning tagen från Sundström *et al.*, 2023³⁴.

**Nuklidsammansättning tagen från x

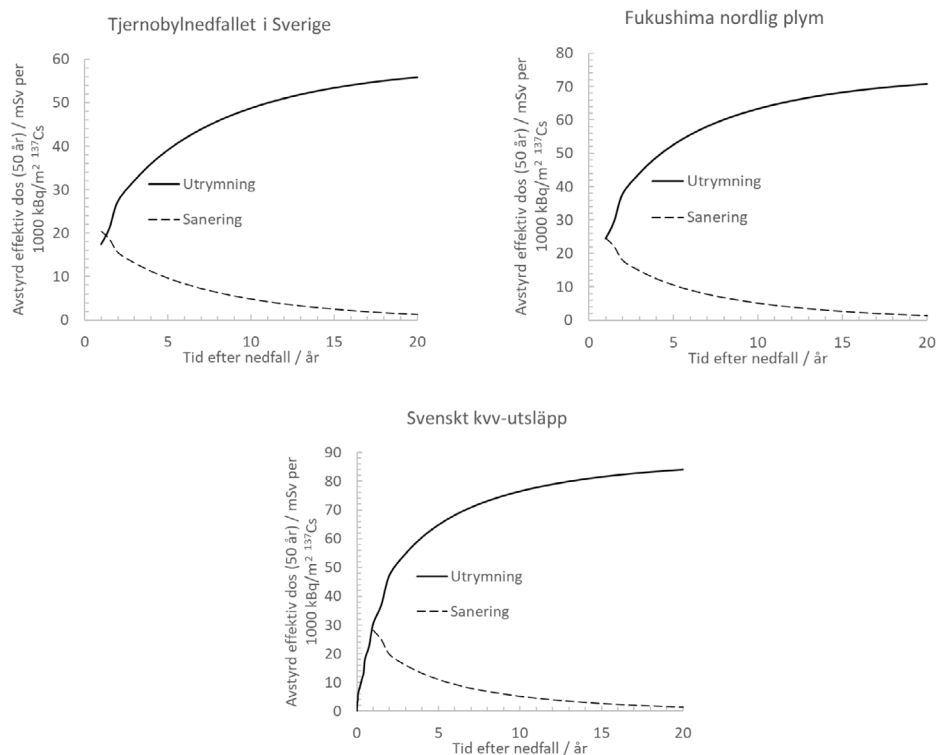
För att få en förståelse för hur mycket de båda skyddsåtgärderna utrymning och sanering enskilt bidrar till att reducera stråldoser som funktion av tid är det lämpligt att istället betrakta vilka stråldoser som avstyrs till allmänheten. I Figur 14 finns tre diagram som illustrerar hur mycket de två skyddsåtgärderna sanering och utrymning relativt sett (avstyrd dos över 50 år per initial markbeläggning av Cs-137 (mSv per kBq/m^2)) bidrar till att reducera stråldosen till allmänheten i ett nedfallspåverkat område. Ur diagrammen framgår att den stråldos som saneringsåtgärder bidrar till att avstyra, avtar med ökad utrymningstid, det vill säga ju längre en befolkning hålls utrymd från ett område, desto mindre kommer saneringsåtgärder bidra till att reducera deras stråldoser vid en återflytt.

33. Jönsson, M., Tondel, M., Isaksson, M., Finck, R., Wälinder, R., Mamour, A., & Rääf, C. 2017. Modelling the external radiation exposure from the Chernobyl fallout using data from the Swedish municipality measurement system. *Journal of Environmental Radioactivity*, 178-179, 16-27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.07.003>.

34. Sundström, J., Isaksson, M., & Rääf, C. L. 2023. LARCalc, a tool to estimate sex- and age-specific lifetime attributable risk in populations after nuclear power plant fallout. *Scientific Reports*, 13(1), Artikel 21244. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-46964-6>.

Om sanering bedöms som berättigat utifrån att det möjliggör en tidig återflytt, så bör saneringsledaren överväga hur man ska optimera saneringsinsatserna på ett sådant sätt att de kan färdigställas inom en så kort tidsperiod att de inte förlorar sin dosreducerande verkan.

Figur 14. Sanerings respektive utrymnings bidrag till att reducera stråldosen till allmänheten



Avstyrd effektiv dos (mSv) som funktion av tid för skyddsåtgärderna i) utrymning, samt ii) sanering med **50 % saneringseffektivitet**, för tre olika typer av nuklidsammansättning i utsläppet. I beräkningen har antagits en våtdeponering med en initial uppmätt markbeläggning på 1 000 kBq/m² och med en ekologisk halveringstid för cesium på 6,7 år.



Beräknings- exempel

Beräkningsexempel

I följande avsnitt av vägledningen ges fyra olika räkneexempel på hur man utifrån information om uppgift om doshastighet och markbeläggning kan göra vissa prognoser över vilka stråldoser allmänheten i områden påverkade av radioaktivt nedfall kan få utifrån från val av ett antal skyddsåtgärder. I en verklig händelse kommer Länsstyrelsen i första hand använda sig av uppgifter om stråldoshastighet från rapporterade mätdata från Länsstyrelsens mobila fältmätningar. Lägesbilden kan kompletteras genom spridningsberäkningar av hypotetiska fall av utsläpp med hjälp av beräkningsverktyg som Strålsäkerhetsmyndigheten förfogar över i syfte att skapa en förståelse för möjliga långsiktiga stråldoser i det nedfallspåverkade området.

Faktaruta Räkneexempel

Exempel 1

I detta beräkningsexempel utgår man från en situation där Länsstyrelsens mätorganisation och Strålsäkerhetsmyndighetens expertstöd rapporterat in uppgifter om markbeläggning av Cs-137 på en plats som kan beskrivas som ett typiskt svenskt tätortsområde. I exemplet visas hur man utifrån denna uppgift kan använda **Figur 5** för att göra en uppskattning över vilken stråldos allmänheten får och vid vilken tidpunkt en referensnivå på 20 mSv kommer uppnås om inga skyddsåtgärder genomförs.

Exemplet visar hur beräkningar kan användas för att bedöma om ett område måste omfattas av skyddsåtgärder.

Exempel 2

I detta exempel görs en fördjupning i hur stor andel olika typer av ytor i ett tätortsområde bidrar till stråldosbidraget till allmänheten, med respektive utan skyddsåtgärder. I exemplet beskrivs också hur den avstyrda stråldosen påverkas genom hur effektivt en saneringsåtgärd kan genomföras. Exemplet kombinerar information som finns i **Figur 11** med **Figur 13**. Syftet med exemplet är att visa att man även vid ganska effektiva saneringsåtgärder fortfarande måste räkna med kvarstående stråldoser (residualdoser) till allmänheten.

Exemplet visar hur beslutsunderlag kan tas fram för vilken typ av sanering som ska göras i tätortsbebyggelse.

Exempel 3

I detta beräkningsexempel illustreras hur **Figur 14** används för att beräkna hur en kombination av skyddsåtgärderna utrymning och sanering sammantaget bidrar till att sänka stråldoserna till allmänheten. Syftet med exemplet är att visa betydelsen av tid för insatserna, men i exemplet illustreras också hur insattiden och effektiviteten i saneringsåtgärderna kan samverka för hur mycket stråldos som kan reduceras till allmänheten.

Exemplet visar hur ett underlag för beslut om utrymning och/eller kombination av utrymning och sanering kan tas fram.

Exempel 4

I detta exempel visas hur informationen i **Tabell 2** kan användas för att beräkna hur sammansättningen av ett kärnkraftsutsläpp påverkar de beräkningar som beskrivits i Exempel 1 till 3.

Exempel 1a

Ett utsläpp från en av reaktorerna i Forsmark har konstaterats. I Uppsala län har Räddningsledaren beslutat om mobila dosratsmätningar i yttre beredskapszonen. Vid en så kallad nuklidspecifik mätning³⁵ tre dygn efter påbörjat utsläpp uppmäts i tätorten Gimo en markbeläggning av Cs-137 till cirka 2 050 kBq per m². Vilken ungefärlig doshastighet, uttryckt i enheten mSv per år, kommer föreligga i tätorten Gimo efter i) 1 månad, ii) 1 år resp. iii) 10 år efter utsläppet? Antag en nuklidsammansättning enligt SSM:s beräkningar från 2017 (SSM, 2017³⁶) och att den ekologiska halveringstiden för cesium är 6,7 år (vilket motsvarar det värde som uppmättes i Gävle kommun efter Tjernobylnedfallet 1986; Jönsson *et al.*, 2017³⁷). Utgå från diagrammen i Figur 5.

Lösning

Ett nedfall från kärnteknisk olycka gör att markbeläggningen av radionuklider kommer ligga kvar och ge stråldos till boende under flera år fram i tiden. Hur snabbt dosen avtar beror på nuklidsammansättningen i relation till klyvningsprodukten Cs-137, fysikalisk halveringstid hos de olika radionukliderna, samt den så kallade ekologiska halveringstiden ($T_{1/2,eko}$) som avgör hur snabbt cesium och andra ämnen transporteras bort eller ner i marken. Om vi gör följande antaganden: i) vi antar att vi i Gimo får samma ekologiska halveringstid som observerades i Gävle mellan 1987 och 2002 efter Tjernobylnedfallet, det vill säga 6,7 år, samt ii) att nedfallet har samma nuklidsammansättning som anges av Strålsäkerhetsmyndigheten 2017:27 Bilaga 3 (SSM, 2017³⁸), så kan vi använda vänstra diagrammet i Figur 5 för att avläsa hur stråldosen avtar med tiden. Om vi följer den gula kurvan i vänsterdiagrammet så ser vi att vid tiden 1 månad (ca 1/12=0,08 år) har en effektiv doshastighet på ca 25 mSv per år för ett nedfall av Cs-137 på 1 000 kBq/m². Motsvarande värde för tiden 1 år är 17 mSv per år, och efter 10 år är värdet cirka 1,5 mSv per år.

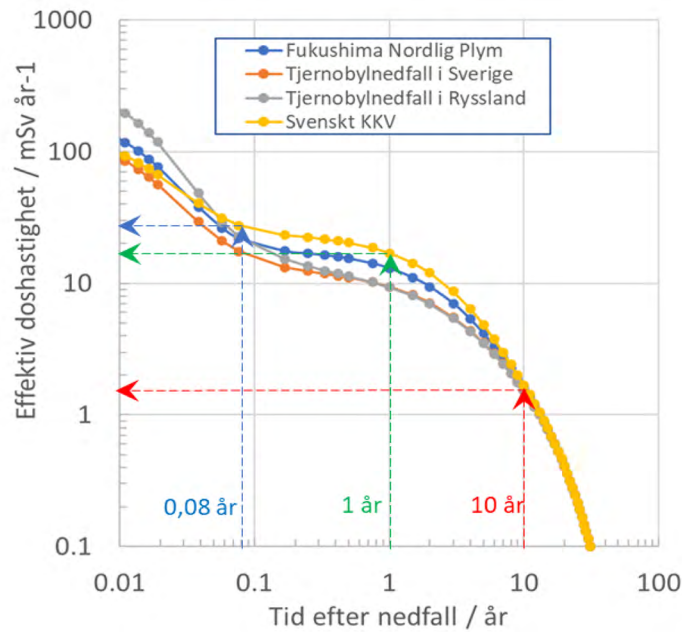
35. I anslutning till en kärnenergiolycka är det av central betydelse att kunna bestämma markbeläggningens sammansättning med avseende på olika radionuklider. Denna typ av s.k. nuklidspecifik mätning görs med hjälp av särskilda gammaskänsliga instrument, s.k. gammaspektrometrar. Dessa mätningar kan utföras av det nationella expertstödet som samordnas av Strålsäkerhetsmyndigheten. Sedan 2022 kan även Länsstyrelsernas egen mätorganisation genomföra gammaspektrometriska mätningar med de NaI(Tl)-detektorsystem som numera används vid rörlig indikering.

36. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), 2017. Översyn av beredskapszoner. Rapport SSM2017:27.

37. Jönsson, M., Tondel, M., Isaksson, M., Finck, R., Wälinder, R., Mamour, A., & Rääf, C. 2017. Modelling the external radiation exposure from the Chernobyl fallout using data from the Swedish municipality measurement system. *Journal of Environmental Radioactivity*, 178–179, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.07.003>.

38. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), 2017. Översyn av beredskapszoner. Rapport SSM2017:27.

Figur 15. Exempel 1a



Värdena som fås fram i diagrammet gäller alltså för en markbeläggning av Cs-137 på 1 000 kBq/ m². I nästa steg måste vi skala upp dessa värden för att svara mot den markbeläggning av Cs-137 på 2 050 kBq/m² som rapporterats från Gimo, fortfarande utgående från att vi har samma nuklidsammansättning som anges i SSM 2017:27 Bilaga 3 (Svenskt KKV). Omvandling av värdet sker genom att multiplicera värdena 25, 17 resp. 1,5 mSv per år med kvoten (2 050 kBq/m²)/(1 000 kBq/ m²)=2,05. Svaret på exempelfrågan blir då följande: i) 2,05×25=51 mSv per år efter en månad, ii) 2,05×17=35 mSv per år efter 1 år, samt iii) 2,05×1,5=3,1 mSv per år efter 10 år.

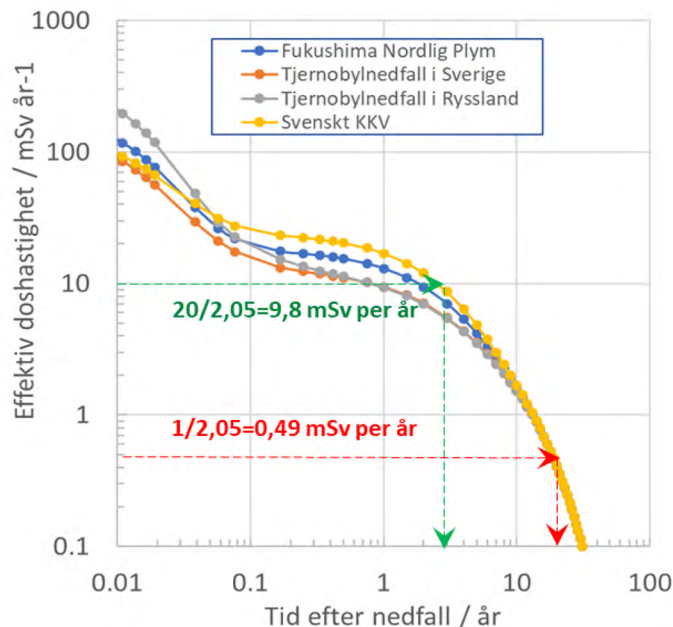
Exempel 1b

Vid vilken tidpunkt kommer effektiv doshastighet enligt exemplet ovan att bli lika med eller lägre än i) 20 mSv per år, ii) 1 mSv per år? Utgå från diagrammen i Figur 5.

Lösning

Ur samma diagram kan man läsa ut på omvänt sätt genom att i stället utgå från ett visst värde på y-axeln för att se vid vilken tid en doshastighetsnivå uppnås. Återigen för vårt fall så använder vi den gula kurvan. En högre markbeläggning än $1\ 000\ \text{kBq/m}^2$ Cs-137 förskjuter y-värdet proportionellt uppåt på kurvorna, och påverkar inte det vi kallar "tidsmönstret", det vill säga hur snabbt doshastigheten förändras med tiden. Eftersom y-axeln anger effektiv doshastighet per $1\ 000\ \text{kBq/m}^2$ Cs-137, så måste alltså det avlästa värdet på kurvorna i y-axeln svara mot den dos som gäller i Gimo om beläggningen hade varit $2\ 050/1\ 000=2,05$ ggr lägre. För doshastigheten 20 mSv per år så går vi därför in på y-axeln vid $20/2,05=9,8$ mSv per år, och avläser vid vilken tid den gula kurvan korsar denna nivå. Denna nivå korsas strax före 3 år efter nedfallet (se grön pil i Figur Exempel 1b). Svaret på i) blir då vid tiden cirka 3 år. Efter 3 år kommer den effektiva doshastigheten i Gimo bli 20 mSv per år. För att hitta vid vilken tid vi får doshastigheten 1 mSv per år får vi på motsvarande sätt dela värdet med faktorn 2,05 (vilket ger $1/(2,05)=0,49$ mSv) för att ur diagrammet avläsa att denna nivå korsas efter cirka 20 år (se röd pil i Figur Exempel 2b). Svaret på ii) blir då 20 år.

Figur 16. Exempel 1b



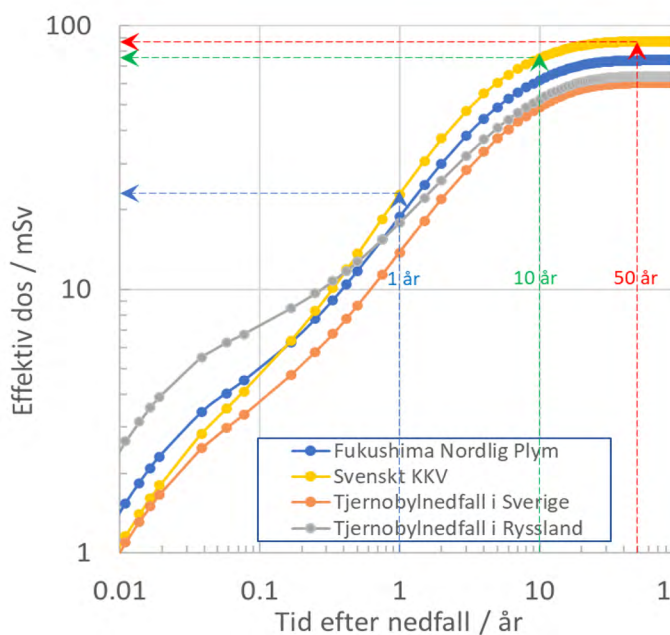
Exempel 1c

Om inga skyddsåtgärder hade genomförts, hur hög stråldos får en invånare boende i ett enfamiljshus av trä vid 20 % utomhusvistelse i Gimo efter i) 1 år, ii) 10 år resp. iii) 50 år? Utgå från diagrammen i Figur 5.

Lösning

I högra diagrammet i Figur 5, som syftar till boende i just trähus som i exemplet ovan, kan man avläsa vilken dos i mSv en person ur allmänheten får summerat över tiden om den vistas på en nedfallspåverkad plats med en markbeläggning som innehåller $1\,000\text{ kBq/m}^2$ Cs-137. Om vi följer den gula kurvan (som motsvarar en ekologisk halveringstid som uppmätts i Gävle efter Tjernobylnedfallet) till 1 år på tidsaxeln, får vi ett värde på cirka 23 mSv. Eftersom det rapporterade markbeläggningen i Gimo är 2,05 ggr högre än $1\,000\text{ kBq/m}^2$ måste vi multiplicera detta värde med 2,05 för att få den effektiva dos som en person skulle få i Gimo. Svaret på i) blir då $2,05 \times 23 = 47,2\text{ mSv}$. På motsvarande sätt kan man avläsa värdena efter 10 resp. 50 år, och man får då ut en summerad effektiv dos på cirka $2,05 \times 75 = 154\text{ mSv}$ och $2,05 \times 90 = 184\text{ mSv}$.

Figur 17. Exempel 1c



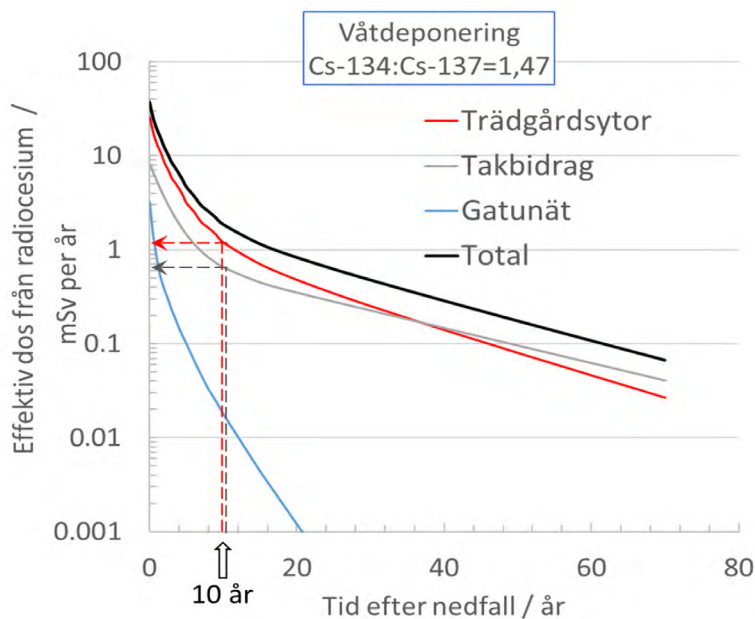
Exempel 2a

Den gammaspektrometriska mätningen i Exempel 1 utfördes ovanför en gräsbeväxt fotbollsplan i Gimo. Utsläppet bedömdes ha skett under ett antal timmars tid i samband med ett regnväder, två dygn innan mätningen kunde genomföras. Uppskatta utifrån Figur 11, hur stort det årliga effektiva dosbidraget (mSv per år) blir vid 100 % inomhusvistelse i ett enplans trähus från i) takbeläggning resp. ii) trädgårdsytor i närheten av mätplatsen 10 år efter nedfallet om ingen sanering genomförs.

Lösning

Den rapporterade mätningen har utförts på en gräsyta, och ur informationen att nedfallet skedde i anslutning till regnväder drar vi slutsatsen att markbeläggningen är så kallad våtdeponering. Ur det högra diagrammet i Figur 11 kan vi utläsa hur stråldosbidragen från en våtdeponering av $1\ 000\ \text{kBq}/\text{m}^2$ av Cs-137 (med ett medföljande nuklidbidrag av Cs-134 på $1470\ \text{kBq}/\text{m}^2$) blir från de olika ytorna i ett typiskt enplanshus. Den grå kurvan representerar doshastighetsbidraget från takytor. Ur figuren (Exempel 2a) kan vi utläsa att det årliga dosbidraget från takytor i enplans trähus approximativt blir cirka $0,65\ \text{mSv per år}$ för $1\ 000\ \text{kBq}/\text{m}^2$ markbeläggning av Cs-137. Liksom i föregående exempel så måste detta värde räknas om till det rapporterade mätvärdet på markbeläggningen på $2\ 050\ \text{kBq}/\text{m}^2$ för att få fram dosbidraget i motsvarande byggnader i Gimo, det vill säga $(2\ 050/1\ 000) \times 0,65 = 1,33\ \text{mSv per år}$. Ur samma diagram kan vi få fram motsvarande dosbidrag från trädgårdsytor genom att avläsa den röda kurvan, och vi får då fram att en initial markbeläggning på $1\ 000\ \text{kBq}/\text{m}^2$ av Cs-137 ger ett stråldosbidrag på cirka $1,1\ \text{mSv per år}$, och för den rapporterade beläggningen i Gimo blir detta värde då $(2\ 050/1\ 000) \times 1,1 = 2,25\ \text{mSv per år}$. Svaret på i) och. ii) blir således $1,33$ resp. $2,25\ \text{mSv per år}$.

Figur 18. Exempel 2a



Exempel 2b

Cirka 10 år efter nedfallet övervägs ett beslut om kollektiv sanering av bostadsområdet. I saneringsinsatsen ska följande åtgärder ingå: i) Spolning av tak med uppsamling av processvatten, ii) Borttagning av övre jordlager i trädgårdsytor + spolning av gator samt spolning av tak med uppsamling av processvatten. Anta att effektiviteten i de tre åtgärderna ges av den europeiska saneringshandboken EURANOS (2010)³⁹ i stapeldiagrammet i Figur 13. Hur högt skulle det årliga dosbidraget efter saneringsinsatsen bli från i) trädgårdsytor, ii) tak, samt iii) totalbidraget från kvarvarande beläggningen av Cs-137 på ytor i bostadsområdet?

Lösning

Från beräkningsuppgift 2a kom vi fram till de årliga dosbidragen tio år efter nedfallet från tak och trädgårdsytor i Gimo till 1,33 resp. 2,25 mSv per år. Ur Figur 13 kan vi avläsa följande; taks spolning bör enligt EURANOS ge en dosreduktion på cirka 22 %, det vill säga efter denna saneringsåtgärd kommer stråldosbidraget från taket att minska med 22 %, från 1,33 mSv per år till $((100-22)/100) \times 1,33 = 1,04$ mSv per år. För den andra åtgärden, borttagning av övre marklager i trädgårdsytor, så anger EURANOS en dosreduktion på 93 %, det vill säga genom markborttagning kommer stråldosbidraget 2,25 mSv per år minskas till $((100-93)/100) \times 2,25 = 0,16$ mSv per år. Ur Figur 11 framgår dessutom att bidraget från gatunätet efter 10 år kommer bli försumbart, och det totala dosbidraget efter kombinationen av de två saneringsåtgärderna kommer därför bli $1,04 + 0,16 = 1,20$ mSv per år.

Exempel 3

För nedfallssituationen i Exempel 1, hur stor andel av den avstyrda dosen utgörs av sanering om man kombinerar utrymning med saneringsåtgärder innan återflytt med en återflyttstid på i) 2 år, ii) 5 år resp. iii) 10 år? Antag att man kan åstadkomma en initial saneringseffektivitet på 50 % med ett åtgärds paket för ett bostadsområde med enfamiljshus av trä som bl.a. innefattar markborttagning och takbyte. Utgå från diagrammen i Figur 14. Hur stora hade motsvarande andelar blivit om man i stället lyckas åstadkomma en saneringseffektivitet på 75 %?

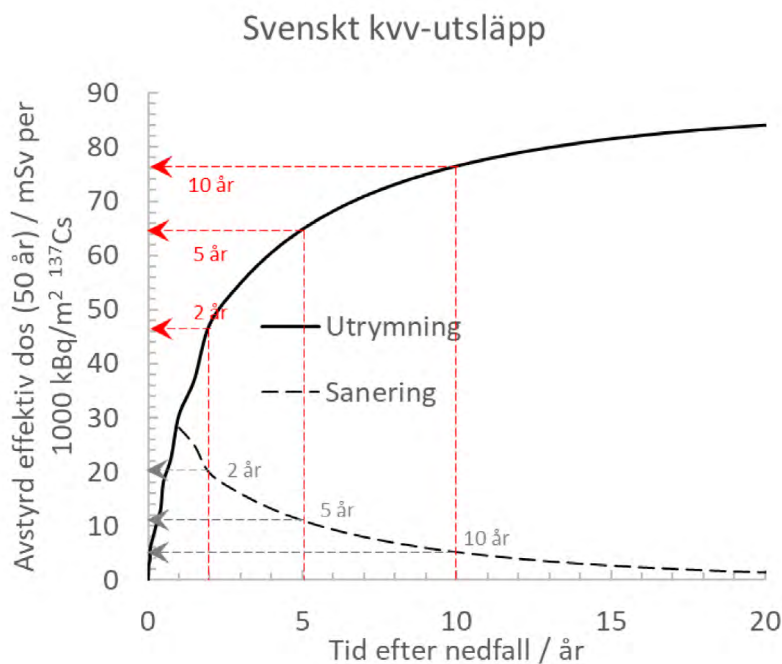
Lösning

Nedfallssituationen i Exempel 1 beskrivs av en möjlig nuklidsammansättning från ett svenskt kärnkraftverk. I det nedre diagrammet i Figur 14, som avser denna typ av nuklidsammansättning, kan man på y-axeln utläsa hur stor avstyrd dos till person ur allmänheten som erhålls genom utrymning (heldragen linje), samt den extra avstyrda dos som kan åstadkommas genom att dessutom sanera med en saneringseffektivitet på 50 % (streckade kurvan). Kurvorna avser de avstyrda doser som erhålls vid en initialt uppmätt markbeläggning på 1 000 kBq/m² av Cs-137. I Exempel 1 hade vi en rapporterad markbeläggning av Cs-137 på 2050 kBq/m². I likhet med föregående exempel måste man alltså först avläsa värdet på y-axeln efter i) 2 års tid (=46 mSv för utrymning (röd pil i Figur Exempel 3) samt 20 mSv

39. Nisbet, A. F., Brown, J., Cabianna, T., Jones, A. L., Andersson, K. G., Hänninen, R., Ikäheimonen, T., Kirchner, G., Bertsch, V., Heite, M., 2010. Generic handbook for assisting in the management of contaminated inhabited areas in Europe following a radiological emergency. EURANOS(CAT1)-TN(09)-03.

för sanering (grå pil i Figur Exempel 3)), ii) 5 års tid (=64 mSv för utrymning och 11 mSv för sanering) samt iii) 10 års tid (=76 mSv för utrymning och 5 mSv för sanering). Eftersom dessa värden motsvarar en Cs-137 beläggning på 1 000 kBq/m² måste vi multiplicera upp dem med en faktor $(2\,050/1\,000)=2,05$ för att få svaren på frågan i exemplet, det vill säga efter 2 års tid avstyrs $(46+20)\times 2,05=135$ mSv, efter 5 år avstyrs $(64+11)\times 2,05=154$ mSv och efter 10 års tid avstyrs $(76+5)\times 2,05=166$ mSv. Detta exempel visar hur den avstyrda dosen som saneringsåtgärder bidrar med, gradvis minskar med tiden om man väntar med återflytten, och att andelen avstyrd dos genom sanering blir försumbar vid återflyttningstider mer än 10 år.

Figur 19. Exempel 3



En saneringseffektivitet på ett visst procenttal svarar mot i vilken grad den kvarvarande dosen från markbeläggningen kan reduceras. Följdfrågan om hur de avstyrda doserna blir om man istället kan åstadkomma saneringsåtgärder med 75 % effektivitet i dosreduktion kan därför besvaras genom att multiplicera de avlästa värdena för den streckade kurvan för 2, 5 resp. 10 år med en faktor som är proportionell mot kvoten $75\%/50\%=1,5$. Svaren blir då i) $(46+20\times 1,5)\times 2,05=156$ mSv, efter 5 år avstyrs $(64+11\times 1,5)\times 2,05=165$ mSv och efter 10 års tid avstyrs $(76+5\times 1,5)\times 2,05=171$ mSv. I detta fall illustreras att avstyrda doser kan bli högre vid kortare återflyttningstider om insatserna kan utföras med hög effektivitet.

Exempel 4

Ett kärnkraftsutsläpp från Ringhals medför en markbeläggning av Cs-137. Några dygn efter att utsläppet har upphört kan man med en kombination av Länsstyrelsens mobila mätningar och med expertstödets nuklidspecifika mätningar fastställa att markbeläggningen i tätorten Veddige varierar mellan 2 500 och 3 000 kBq/m².

Preliminära uppskattningar av nuklidsammansättningen visar att den liknar utsläppet enligt SSM:s konsekvensbedömningar från 2017 (Svenskt kkv utsläpp). Uppskatta utifrån Tabell 2 hur mycket tiden för en återflytt skulle förkortas i Veddige om ett saneringspaket med en effektiv dosreducerande effekt på 50 % genomförts? Åtgärdsnivån för återflytt är 20 mSv per år första året vid återflytt.

Lösning

I kolumnen i mitten Tabell 2 återfinns värden för högsta initiala markbeläggning av Cs-137 (kBq/m²) för ett kärnkraftutsläpp vars nuklidsammansättning liknar den som finns angiven i SSM (2017) och som i tabellen benämns "Svenskt kkv utsläpp", som svarar mot kriteriet att dosen till allmänheten blir lägre än 20 mSv per år första året efter återflytt. Ur tabellen kan man därför få fram sambandet mellan hur snabbt ett område kan bli beboeligt utifrån en initial markbeläggning av Cs-137. Ju högre initial markbeläggning av Cs-137, desto längre måste allmänheten hållas utrymd för att området ska bli beboeligt enligt kriteriet med en referensnivå på 20 mSv per år. I exemplet anges en ungefärlig markbeläggning på cirka 2750 kBq/m² (genomsnitt av 2 500 och 3 000 kBq/m²). I spalten "Utan sanering" (se röd markering i figur Exempel 4) kan vi utläsa att efter 2 års utrymningstid så kan ett område med en maximal beläggning på 2 740 kBq/m² bli bebodigt. Om vi ökar utrymningstiden till 3 år så blir motsvarande maxnivå 3 660 kBq/m². Värdet i exemplet, det vill säga cirka 2 750 kBq/m², ligger alltså precis ovanför värdet för 2 års utrymningstid (röd ruta och pil i Fig. Exempel 4). Man kan då snabbt skatta att den rapporterade nivån svarar mot en utrymningstid på något mer än 2 år.

Om vi i stället kombinerar utrymningen med saneringsåtgärder, med en antagen effektivitet på 50 %, ser vi att det rapporterade värdet på 2 750 kBq/m² är större än värdet på markbeläggningen för 1 års utrymningstid, 2 440 kBq/m². Skillnaden mellan värdena, det vill säga (2 750-2 440=310 kBq/m²) utgör ca 10 % av skillnaden i tabellvärdena för markbeläggningen mellan 1 resp. 2 års utrymningstid (=5 480-2 440=3 040 kBq/m²). Vi kan därför grovt skatta att den minimala tid för återflytt som vid nivån 2 750 kBq/m² möjliggör att den externa stråldosen understiger målvärdet 20 mSv per år vid återflytt blir 1 år + 10 % av ytterligare ett år=1,1 år. Det vill säga, med sanering kan vi åstadkomma en kortare utrymningsperiod än om vi inte genomför sanering (1,1 år jämfört med 2 år).

Figur 20. Exempel 4

Utrymnings-tid (år)	Tjernobylnedfall i Sverige 1986*			Fukushima – nordlig plym*			Svenskt kkv-utsläpp**		
	(Cs-134/Cs-137=0,56)			(Cs-134/Cs-137=1,0)			(Cs-134/Cs-137=1,47)		
	Utan Sanering	Med sanering (Eff=50%)	Med sanering (Eff=90%)	Utan sanering	Med sanering (Eff=50%)	Med sanering (Eff=90%)	Utan sanering	Med sanering (Eff=50%)	Med sanering (Eff=90%)
1	1970	3950	19700	1500	3000	15000	1220	2440	12200
2	4040	8080	40400	3240	6480	32400	2740	5480	27400
3	5050	10100	50500	4210	8410	42100	3660	7330	36700
5	6110	12200	61100	6630	13300	66300	6110	12200	61100
10	15700	31400	157000	15700	31300	157000	15700	31400	157000

Referenser

Nedan följer en lista över källhänvisningar till det material som presenterats i vägledningen. I de flesta fall finns rapporterna gratis tillgängliga för nerladdning.

Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), 2017. Översyn av beredskapszoner. Rapport SSM2017:27.

Sundström, J., Isaksson, M., & Rääf, C. L. 2023. LARCalc, a tool to estimate sex- and age-specific lifetime attributable risk in populations after nuclear power plant fallout. *Scientific Reports*, 13(1), Artikel 21244. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-46964-6>.

SSM:s mjukvara DosCalc v 1.0 (Manual 20-914).

SSM2022-8091, Beslutsstöd vid olycka i ett svenskt kärnkraftverk, version 2.1 (Rev. 2), Strålsäkerhetsmyndigheten, 2023-10-27.

Strålsäkerhetsmyndigheten. 2017. Översyn av beredskapszoner. Bilaga 3 Kärnkraftverken. Tabell 35.

Isaksson M, Tondel M, Wälinder R, Rääf C. 2019. Modelling the effective dose to a population from fallout after a nuclear power plant accident—a scenario-based study with mitigating actions. *Plos One*. 14(4):e0215081. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215081> PMID: 30964917.

Rääf C, Markovic N, Tondel M, Wälinder R, Isaksson M. 2020a. Introduction of a method to calculate cumulative age- And gender-specific lifetime attributable risk (LAR) of cancer in populations after a large-scale nuclear power plant accident. *PLoS ONE*, 15(2), [e0228549]. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228549>.

Strålskyddsförordning (2018:506).

SSM2022-8091 2023. Beslutsstöd vid olycka i ett svenskt kärnkraftverk, version 2. (Rev.2), Strålsäkerhetsmyndigheten, 2023-10-27.

Jönsson, M., Tondel, M., Isaksson, M., Finck, R., Wälinder, R., Mamour, A., & Rääf, C. 2017. Modelling the external radiation exposure from the Chernobyl fallout using data from the Swedish municipality measurement system. *Journal of Environmental Radioactivity*, 178–179, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.07.003>.

Hayes, J. M. *et al.* Effective half-life of ^{134}Cs and ^{137}Cs in Fukushima prefecture when compared to theoretical decay models. *Health Phys.* 118(1), 60–64. <https://doi.org/10.1097/HP.0000000000001129> (2020).

Almgren, S. & Isaksson, M. Vertical migration studies of ^{137}Cs from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident. *J Env Radioactivity* 91, 90–102. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.08.008> (2006).

Kinase, S., Takahashi, T., Saito, K. 2017. Long-term prediction of ambient dose equivalent after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *J. Nuclear Science and Technology*. ISSN:002-3131 (Print) 1881–1248
<https://doi.org/10.1080/00223131.2017.1365659>.

Andoh, M. *et al.* 2020. Evaluation of decreasing trend in air dose rate and ecological half-life within an 80 km range from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, using car-borne survey data measured by KURAMA systems up to 2018. *J Nucl. Sci. Technol.* 57(12), 1319–1330.
<https://doi.org/10.1080/00223131.2020.1789008>.

Finck, R., 1992. Field Gamma Spectrometry. Thesis Paper 6 – Shielding Factors for Gamma Radiation – Experiments and Calculations for Swedish Dwellings. Tillgänglig: <https://www.researchgate.net/publication/281207266> Robert Finck - Field Gamma Spectrometry Thesis Paper 6 - Shielding Factors for Gamma Radiation - Experiments and Calculations for Swedish Dwellings.

Räaf, C. L., Isaksson, M., Martinsson, J., & Finck, R. 2022. Time-dependence of decontamination efficiency after a fallout of gamma-emitting radionuclides in suburban areas: a theoretical outlook on topsoil removal. *Scientific Reports*, 12(1), [21656]. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25956-y>.

Räaf, C., & Isaksson, M. 2016. Environmental radioactivity and emergency preparedness. (1st edition uppl.) CRC Press.

Byström S. 2000. Beräkning av cecium-137 baserad på flygmätningar från 1986 till 2000. På uppdrag av Statens Strålskyddsinstitut. Projekt P1075.98. SGU-rapport 2001:09. Tillgänglig: <https://apps.sgu.se/geolagret/GetMetaDataById?id=md-0bf24e42-71bf-4529-a499-0ef297c5993e>.

Slutrapport för projekt MSB2017:7043: Återställning av förorenade områden efter en RN-olycka : Samhällets problem och hur bästa kombination av långsiktiga åtgärder kan väljas för att skydda människor i bebyggda miljöer mot bestrålning. <https://www.msb.se/sv/publikationer/aterstallning-av-forenade-omraden-efter-en-rn-olycka> (2022).

Martinsson, J., Finck, R., Räaf, C., 2022. Decontamination efficiency and waste generation for the decontamination of radioactively contaminated urban and rural environments. Lund University.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21069.31202>.

Nisbet, A. F., Brown, J., Cabianna, T., Jones, A. L., Andersson, K. G., Hänninen, R., Ikäheimonen, T., Kirchner, G., Bertsch, V., Heite, M., 2010. Generic handbook for assisting in the management of contaminated inhabited areas in Europe following a radiological emergency. EURANOS(CAT1)-TN(09)-03.

Ministry of Health Environment (MOE). 2018. Decontamination Projects for Radioactive Contamination Discharged by Tokyo Electric Power Company Fukushima Daiichi Nuclear. Ministry of the Environment, Japan, MOE.



Myndigheten för
samhällsskydd
och beredskap