
Den genomsnittliga effektiva dosen hos finländarna 2018

**DEN HÄR RAPPORTEN HAR
UTARBETATS AV**

Siiskonen T (red.), Bly R, Isaksson R,
Kaijaluoto S, Kiuru A, Kojo K, Kurttio P,
Lahtinen J, Lehtinen M, Muikku M, Peltonen T,
Ruonala V, Torvela T, Turtiainen T, Virtanen S.

ISBN 978-952-309-495-6

ISSN 2243-1888



Den genomsnittliga effektiva dosen hos finländarna 2018

Siiskonen T. (red.)

Siiskonen Teemu (red.) Den genomsnittliga effektiva dosen hos finländarna 2018. STUK-A264, Helsinki 2020, 48 s.

NYCKELORD: årlig effektiv dos, befolkning, joniserande strålning

Sammanfattning

I den här rapporten uppdateras uppgifterna om den genomsnittliga effektiva dosen finländarna får årligen. Finländare exponeras för joniserande strålning från både naturliga och konstgjorda källor. År 2018 uppgick finländarnas genomsnittliga effektiva till 5,9 millisievert. Två tredjedelar av den här stråldosen, 4 mSv, härstammar från radon i inomhusluften. Cirka 1,1 mSv av finländarnas årliga effektiva dos beror på naturens bakgrundsstrålning (annat än radon i inomhusluften). Medicinsk användning av strålning orsakar finländare i genomsnitt en årlig effektiv dos på 0,76 mSv.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	4
1 INLEDNING	7
2 RADON I INOMHUSLUFTEN	9
2.1 RADONHALTEN I BOSTÄDER	9
2.2 EXPONERING I BOSTÄDER	12
2.3 SANITÄRA OLÄGENHETER ORSAKADE AV RADON	12
2.4 BERÄKNING AV EFFEKTIV DOS FÖR RADON	13
3 EXTERN BAKGRUNDSSTRÅLNING	15
3.1 RADIOAKTIVA ÄMNER I MARKEN OCH BYGGMATERIAL	15
3.2 KOSMISK STRÅLNING	21
3.3 FLYGNING	22
4 EXPONERING FÖR INTERN STRÅLNING – NATURLIGA NUKLIDER	24
4.1 KALIUM-40	24
4.2 URAN- OCH TORIUMSERIERNAS NUKLIDER I LIVSMEDEL	25
4.3 URAN- OCH TORIUMSERIENS NUKLIDER I HUSHÅLLSVATTEN	25

5	EXPONERING FÖR INTERN STRÅLNING - KONSTGJORDA NUKLIDER	28
5.1	DEN DOS INTERN STRÅLNING ORSAKAR UPPSKATTAD VIA FÖDAN	28
5.2	DEN DOS INTERN EXPONERING ORSAKAR UPPSKATTAD MED HJÄLP AV DIREKTA MÄNNISKOMÄTNINGAR	29
6	MEDICINSK ANVÄNDNING AV STRÅLNING	32
6.1	RÖNTGENUNDERSÖKNINGAR	32
6.2	ISOTOPUNDERSÖKNINGAR	33
7	SLUTSATSER	35
	BILAGA 1: STORHETER OCH TERMER SOM ANVÄNDS FÖR ATT FASTSTÄLLA DOSER	38
	LITTERATUR	42



I Inledning

Under sin livstid exponeras människan för joniserande strålning från både naturliga och konstgjorda källor. Denna exponering beskrivs med den effektiva dosen (och den livslånga fluensen) som samtidigt beskriver den olägenhet den joniserande strålningen orsakar för människans hälsa. En sådan här olägenhet som orsakas av joniserande strålning är cancer, vars risk enligt dagens uppfattning ökar i och med den effektiva dosen.

Den genomsnittliga effektiva dosen som finländarna får kan användas för att ställa hälsoolägenheterna från joniserande strålning i förhållande till olägenheter från andra faktorer. Med hjälp av dosuppgifterna kan vi jämföra olika källor för strålningsexponeringen och deras betydelse, samt fundera på motåtgärder och bekämpningsmetoder.

Största delen av den effektiva dos finländarna får årligen beror på radionuklider i naturen. De kan delas in i fyra grupper: kosmisk strålning, strålning från nuklider i jordmånen samt nuklider som människan sväljer (mat, dricksvatten) eller andas in. Dessa två första kan anses vara bakgrundsstrålning, eftersom den dos de orsakar har förblivit konstant i årtionden och det just inte alls går att påverka storleken på dosen. Det går däremot att påverka den dos som beror på naturnuklider vi andas in eller sväljer. Radon i inomhusluften orsakar den överlägset största strålningsexponeringen i Finland.

Radioaktiva ämnen som uppstår eller används i människornas funktioner kallas konstgjorda radioaktiva ämnen oberoende av om de ursprungligen varit naturliga radionuklider eller om de uppstått till följd av en kärnreaktion eller annan verksamhet. Konstgjorda radioaktiva ämnen har frigjorts i miljön och små mängde frigörs alltjämt. De konstgjorda strålkällor - med undantag av strålningens medicinska användning - som orsakar mest strålningsexponering för finländarna är kärnvapenproven på 1950–60-talen samt Tjernobylyolyckan som inträffade 1986. Idag har båda en mycket liten inverkan på den årliga effektiva dosen.

Radioaktiva ämnen och joniserande strålning används i medicinska och diagnostiska undersökningar och ingrepp samt i strålbehandlingar.

I undersökningarna används i huvudsak röntgenstrålning eller radioaktiva läkemedel. Vid strålbehandling används externa och interna strålkällor eller radioaktivt läkemedel. Strålexponeringen på grund av strålbehandling beaktas inte i den här rapporten. Då strålning används inom medicinen exponeras människan för strålning eftersom detta anses ge hälsoeffekter.

2 Radon i inomhusluften

I den här uppskattningen granskas endast de effektiva doser som beror på det radon som förekommer i bostädernas inandningsluft. Ingen dosuppskattning görs för den radonexponering som sker på jobbet och andra vistelseutrymmen (t.ex. daghem, skolor, motionsinrättningar, bibliotek). Majoriteten av radonexponeringen sker i genomsnitt i hemmet.

2.1 Radonhalten i bostäder

För att räkna ut den dos som beror på radon i inomhusluften behövs uppgifter om den genomsnittliga exponeringshalten i bostaden samt en uppskattning om den tid som tillbringas där hemma. Uppskattningarna om exponeringshalterna får vi från VARO-undersökningen som gjordes 2006–2007 med ett befolkningsurval (Mäkeläinen et al. 2009). I undersökningen deltog 2 866 varav 2 267 var småhus (rad- och egnahemshus) och 599 höghus. Radonhalternas medelvärde under ett år utreddes med två halvårsmätningar. Mätningarna gjordes med STUKs radonmätningsturk som baserar sig på alfaspårsmetod (Reisbacka 2011).

Medelvärdet för mätningarna i alla småhus viktade enligt befolkningsmängderna är 121 Bq/m³ och i höghus 49 Bq/m³. Det invånarspecifika medelvärdet för radonhalten i rumsluften uppgick till 96 Bq/m³. Enligt social- och hälsovårdsministeriets förordning 1044/2018 är referensvärdet för radonhalten i inomhusluften 300 Bq/m³. Referensvärdet som gäller planeringen och genomförandet av en ny byggnad är 200 Bq/m³. Enligt resultaten hade 15 procent av småhusen en radonhalt som överskred 200 Bq/m³.

Av Finlands radonkarta (bild 1) ser vi att det i hela landet förekommer områden där radonhalterna som uppmätts i små hus är högre än referensvärdet för planeringen och genomförandet. Särskilt vanligt är detta dock i Salpausselkäs grusområden samt i Sydöstra Finland.

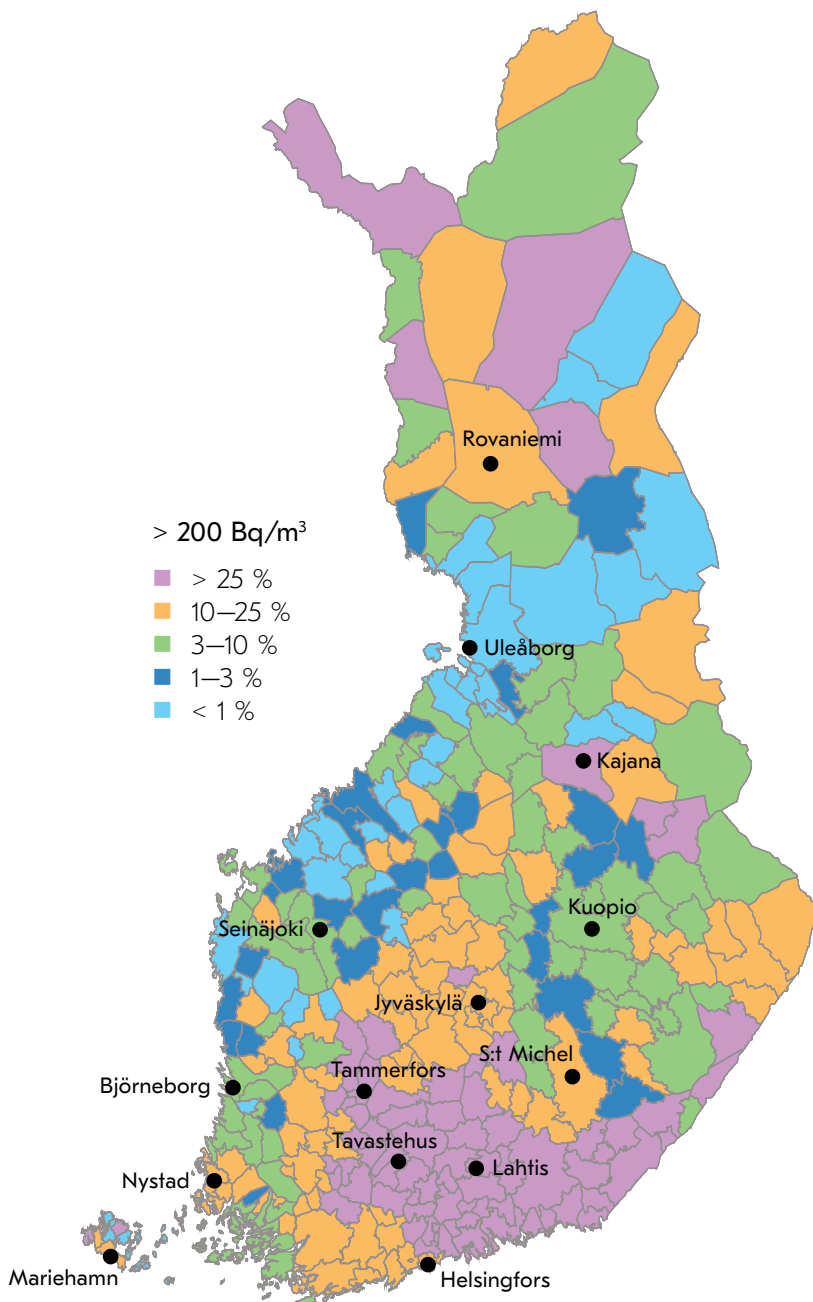


BILD 1. Den kommunspecifika andelen av uppmätta småhuslägenheter där radonhalten var större än 200 Bq/m³

De största radonhalterna i bostäderna förekommer i små- och radhuslägenheter samt i höghusens våningar mot markytan. I småhusen förekommer de största halterna i hus på slutande tomter där jordtrycksväggen har byggts med lättbetong- eller lättklinkerblock som släpper igenom radon och/eller hus med golvplatta mot marken.

Radonhalterna i bostäderna 2018 är sannolikt lägre än uppskattningarna utifrån materialet i VARO-undersökningen. Två olika utvecklingsriktningar pekar på detta:

- 1 Andelen befolkning som bor i höghus har ökat i Finland. Enligt statistiken från 2006 var antalet höghusbostäder 43 procent av alla bostäder och cirka 34 procent av befolkningen bodde i höghus. Enligt statistiken från 2018 var antalet höghusbostäder 46 procent av alla bostäder och cirka 37 procent av befolkningen bodde i höghus (Bostäder och levnadsförhållanden, Statistikcentralen). Eftersom radonhalten i höghusbostäder är klart lägre än i småhus är även befolkningens genomsnittliga radonexponering nuförtiden lägre.
- 2 Radonhalterna i nya bostadsbyggnader har klart minskat på 2000-talet. Orsaken till detta är att radonbekämpning blivit vanligare i byggandet. Medelvärde för radonhalten i småhus byggda 2000–2005 är 120 Bq/m³, i småhus byggda 2006–2008 95 Bq/m³ och i småhus som fått byggnadstillstånd 2012–2013 var medelvärdet längre 71 Bq/m³ (Mäkeläinen et. al. 2009, Arvela et.al. 2010, Kojo et.al. 2016).

På grund av landets interna flyttrörelser skulle den nuvarande befolkningsviktningen i materialet vara något annorlunda än 2006. Dess inverkan på radonhaltens medelvärde uppskattas inte i denna rapport. Den inverkan förnyandet av bostadsbeståndet har på den genomsnittliga radonhalten är svår att uppskatta tillförlitligt utan en ny nationell stickprovsundersökning så dess inverkan uppskattas inte heller här. En ny stickprovsundersökning planeras inledas de kommande åren.

Det är dock enkelt att göra en korrektionsterm enligt punkt 1 för VARO-materialet. Med en viktning enligt bostadsstatistiken för 2018 (småhus-höghus) blir medelvärdet 94 Bq/m³.

2.2 Exponering i bostäder

I tidigare dosuppskattningar (Muikku et al. 2014) uppskattades exponeringstiden i bostäderna vara 7 000 timmar i året. Det är samma som den internationellt använda viktfaaktorn för vistelse inomhus, dvs. 0,8 (t.ex. UNSCEAR, 2000). Enligt en undersökning från 2002 tillbringar finländarna i genomsnitt 6 400 h/a hemma hos sig och 300 h/a hemma hos någon annan (Mäkeläinen et. al. 2005), så exponeringstiden som användes i beräkningarna var sannolikt något för stor. I den här dosuppskattningen används dock alltså 7 000 h/a, som genomsnittlig exponeringstid eftersom den motsvarar den internationellt använda viktfaaktorn för tid tillbringad inomhus.

2.3 Sanitära olägenheter orsakade av radon

Exponeringen för radon ökar risken för lungcancer. Sambandet mellan radonexponering och lungcancer har konstaterats i många epidemiologiska undersökningar. Andra hälsoeffekter har inte kunnat påvisas utan tvekan.

I hem ökar risken för lungcancer relativt med 16 procent för varje 100 Bq/m³ av radonhalt då exponeringstiden är cirka 30 år (Darby et.al. 2006). Risken för lungcancer dubblas alltså då den långvariga exponeringshalten är cirka 600 Bq/m³. För rökare är basrisken betydligt högre och därmed ökar även den absoluta risken mer än hos icke-rökare (bild 2). Hos en rökare är basrisken att insjukna i lungcancer 10 procent enligt uppskattningen i bild 2 och 0,4 procent för en icke-rökare. Kombinationsrisken har uppskattats för den genomsnittliga befolkningen i olika landsdelar där det förekommer både rökare och icke-rökare (ICRP, 2010).

Det uppskattas ske cirka 280 dödsfall årligen i Finland på grund av radonorsakad lungcancer. Av dessa beror cirka 240 på samverkan mellan tobak och radon (Mäkeläinen 2010).

Den absoluta tilläggsrisken (i procent) att dö av lungcancer innan 75 års ålder.

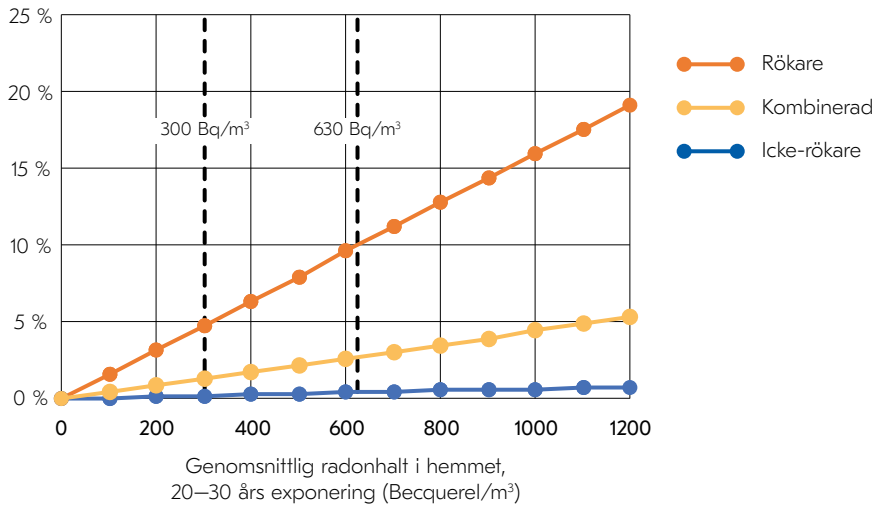


BILD 2. Den absoluta tilläggsrisken att avlida i lungcancer ökar linjärt som en funktion av radonexponeringen.

2.4 Beräkning av effektiv dos för radon

Den effektiva dosen är en storhet som används i strålskyddet för att uppskatta olika strålningsexponeringars sammanlagda mängd och begränsa exponeringen så liten som det bara praktiskt är möjligt. När det gäller radon beskriver den effektiva dosen dåligt den risk radon orsakar att insjukna i lungcancer eftersom den effektiva dosen inte beaktar rökning. Med andra ord orsakar samma effektiva dos en klart olikstor risk för rökare och icke-rökare.

Vid strålskyddet kan man dock inte ta ställning till en persons rökning. Därför uppskattas den effektiva dosen på samma sätt för rökare och icke-rökare.

I den föregående dosuppdateringen 2012 användes ICRP:s doskoefficient från 1993 för att uppskatta den effektiva dos radon orsakar. Koefficienten hade räknats ut utifrån den tidens epidemiologiska undersökningar och allmänna riskkoefficienter. År 2017 publicerade ICRP en ny doskoefficient för radonexponeringen som baserar sig i huvudsak på dosimetriska modeller. Uppskattningen är nästan tredubbel jämfört med den tidigare.

Den nya doskoefficient baserar sig på preciserad information om strålningens energi som radonets sönderfallsprodukter avger, men beaktar även de nyaste epidemiologiska undersökningarna.

I den här rapporten används den nya dosomvandlingskoefficienten och därmed är den genomsnittliga effektiva dosen som beror på radonexponering 4 mSv, dvs. klart högre än uppskattningen 2012. Den nya dosomvandlingskoefficienten påverkar inte riskbedömningarna, dvs. det uppskattade antal avlidna i cancer som beror på radon. Den här uppskattningen baserar sig på epidemiologiska resultat, inte på den effektiva dosen.

TABELL 1. Radonhalten i finländska bostäder (befolkningsviktning: Mäkeläinen et. al. 2009, betoning enligt bostadstyp: Bostäder och bostadsförhållanden, Statistikcentralen 2018).

Bostadstyp	Radonhalt (Bq/m ³)	Årsdos som motsvarar radonhalten (mSv)
Småhus		
medelvärde	121	5
median	75	3
maximum	2 269	100
Våningshus		
medelvärde	49	2
median	36	2
maximum	587	30
Hela befolkningen		
medelvärde	94	4

3 Extern bakgrundsstrålning

Joniserande strålning riktas hela tiden mot människan. Källorna är radioaktiva ämnen i jordmån och byggnadsmaterial eller så härstammar den från rymden. Med tanke på den externa strålningen kan de naturliga radionukliderna i miljön delas in i två grupper:

- 1 Jordmånens ursprungliga eller primordiala radionuklider. Deras halveringstid är så lång att de och deras radioaktiva dotternuklider ännu kan iakttas. De stråldoser de primordiala radionukliderna orsakar behandlas i punkt 3.1.
- 2 Radionuklider som uppstår via kosmisk strålning (till exempel ^3H , ^7Be , ^{14}C och ^{22}Na). Dessa s.k. kosmogena nuklidernas betydelse på jordytan är liten men däremot kan den sekundära strålningen som den kosmiska strålningen orsakar i atmosfären orsaka exponering.

3.1 Radioaktiva ämnen i marken och byggmaterial

De viktigaste externa strålkällorna i naturen är de ursprungliga nukliderna ^{40}K , ^{232}Th och ^{238}U , som förekommer i alla jordarter. Dessa tre nuklider har halveringstider på miljarder år och därför finns de kvar ännu så här länge efter jordens uppkomst. Uran och torium har flera radioaktiva dotternuklider. Bland ^{238}U -seriens viktigaste isotoper finns dock endast två strålare som orsakar betydande extern exponering, ^{214}Bi och ^{214}Pb . Jordmånens radioaktiva ämnen förekommer naturligtvis även i olika byggmaterial.

Naturens bakgrundsstrålning varierar lokalt beroende på jordens typ, men det förekommer även tidsbunden variation. Årstidsvariationen i bild 3 beror i hög grad på den dämpande effekt vatten, snö och is som täcker jordytan vintertid har på strålningen. Styrkan i den externa strålningen påverkas även i mindre grad av

variationen i aktivitetshalterna i radonens sönderfallsprodukter i jorden och luften. Även regn kan orsaka en tydligt iakttagbar ändring i den externa strålningens doshastighet, eftersom regnet sköljer ner radonets sönderfallsprodukter från luften till markytan eller nära den. Kortvariga variationer på grund av regn är vanligtvis mindre än $0,1 \mu\text{Sv/h}$ till storleken.

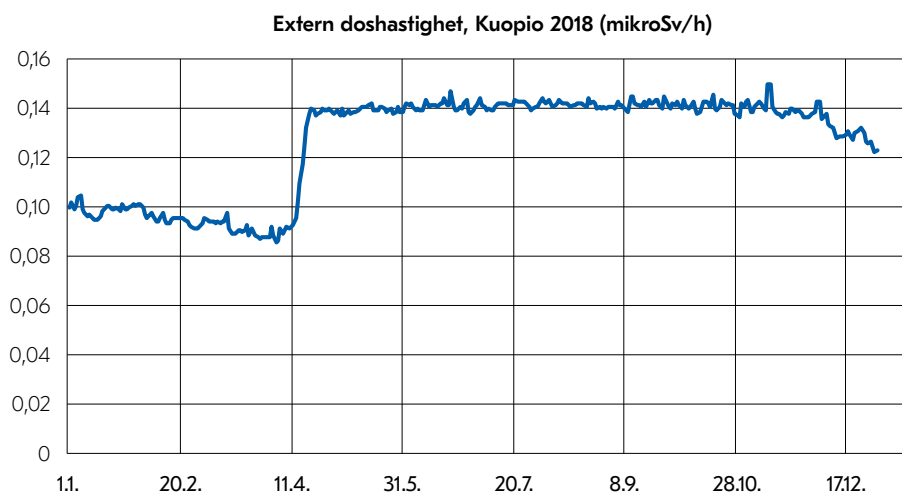


BILD 3. Doshastigheten vid Kuopio strålningsmätstation 2018.

3.1.1 Naturlig bakgrundsstrålning inomhus

I samband med fastställandet av radonet i inomhusluften 1990–1991 utreddes även doshastigheten hos extern strålning i 350 slumpmässigt valda bostäder (Arvela et al. 1995).

De centrala resultaten presenteras i tabell 2 och bild 4. De utförda mätningarna och kalkylerade antagningarna redogörs noggrant i en separat publikation (Arvela et al. 1995), sammanfattningsvis i rapporten STUK-A211 (Muikku et al. 2005) och kort i rapporten STUK-A259 (Muikku et al. 2014). De uppmätta doshastigheterna för strålningen inomhus är större i områden där stråldosen även utomhus är större än genomsnittet (områden vars jord innehåller mycket uran, torium och/eller kalium).

Från doshastighetens värden som ursprungligen mättes som absorptionsdoshastigheter (nGy/h) i luften subtraherades den kosmiska strålningens andel (32 nGy/h) och den andel som beror på Tjernobyli. Dessutom har de ursprungliga resultaten omvandlats till effektiva doshastigheter (nSv/h) genom att multiplicera dem med den grova faktorn 0,7 (UNSCEAR 1993) och sedan avrunda dem till två signifikanta siffror.

TABELL 2. Extern bakgrundsstrålning inne i bostäder. Den andel som orsakas av kosmisk strålning och Tjernobylnedfallet har subtraherats från mätresultaten (närmare bakgrundsuppgifter till tabellen finns i texten).

Vistelseplats	Doshastighetens variationsområde (nSv/h)	Doshastighetens medelvärde (nSv/h)
Inomhus		
Doshastighet småhus	15–100	41
Doshastighet höghus	32–130	71
Alla bostäder	15–130	51 ¹⁾

¹⁾ Genomsnittlig doshastighet enligt befolkningsviktningen 1993 per förvaltningsområdesindelning och bostadsform. De senaste årtiondenas urbanisering och allmänna flyttrörelse har ändrat detta något från det som anges här.

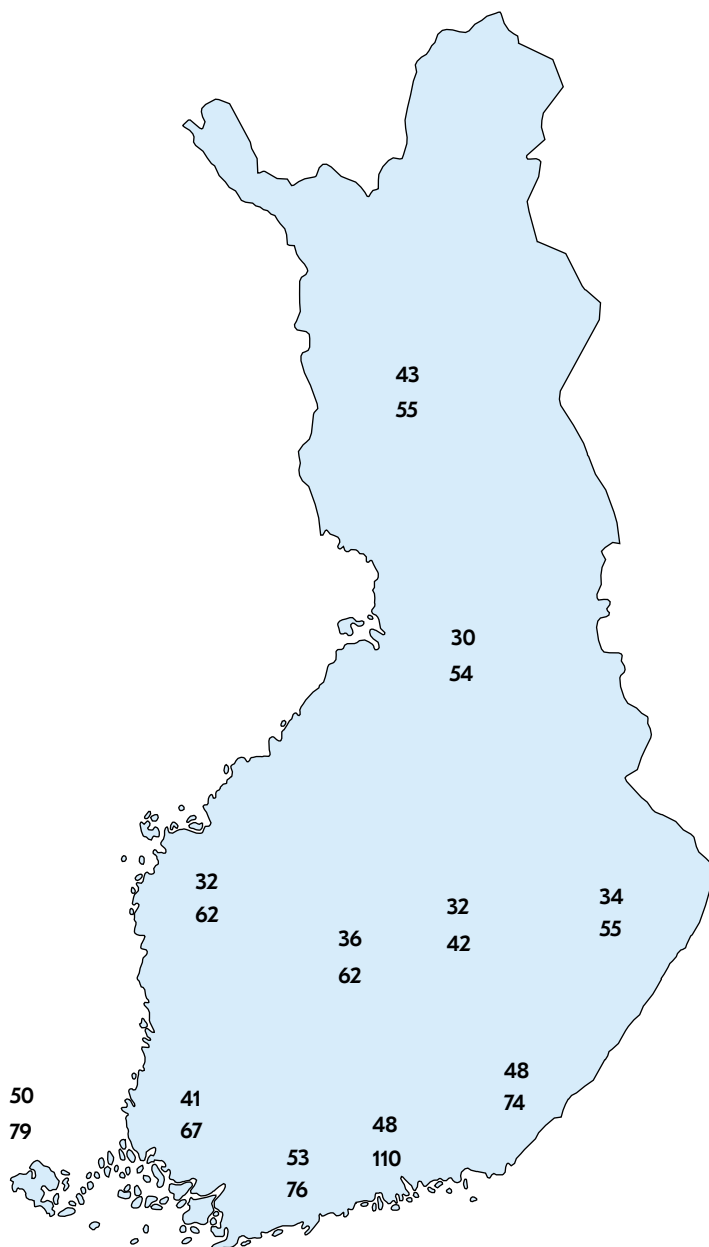


BILD 4. Genomsnittliga externa doshastigheter (nSv/h) inne i bostadsbyggnader runt om i Finland. De övre talen representerar småhus och de lägre representerar höghus. Från mätvärdena har man subtraherat den kosmiska strålningens och Tjernobylnedfallets andel. Resultaten som representerar Åland har erhållits genom att skala den doshastighet som uppmätts utomhus (Arvela 1995). Närmare bakgrunder om värdena på bilden finns i texten.

3.1.2 Naturlig bakgrundsstrålning utomhus

Den använda bestämningen av bakgrundsstrålningsdosen är baserad på mätningar 1978–1982 (Lemmelä 1984). Resultaten har senare publicerats som absorptionsdoshastigheter i luften från vilka man tagit bort den kosmiska strålningens andel (32 nGy/h eller 22,4 nSv/h) (Arvela et al. 1995, Muikku et al. 2005) samt som effektiva doshastigheter där man multiplicerat absorptionsdoshastigheterna med 0,7 (Muikku et al. 2014). De genomsnittliga doshastigheterna enligt den nuvarande förvaltningsindelningen visas på bild 5. Hela landets regionala medelvärde är 46 nSv/h.

3.1.3 Total exponering för strålning från extern bakgrundsstrålning

Då man uppskattar befolkningens årliga (8 760 timmar) genomsnittlig dos som beror på extern bakgrundsstrålning antar man att människorna tillbringar 80 procent av tiden inomhus och 20 procent utomhus. Den genomsnittliga årsdosen enligt områdes- och befolkningsfördelningsviktningen 1993 inomhus var då 0,36 mSv och den genomsnittliga dosen utomhus cirka 0,09 mSv, vilket ger en helhetsdos på 0,45 mSv.

Dessa dosuppskattningar motsvarar inte helt dagsläget eftersom en viss befolkningsandel de senaste årtiondena flyttat till andra orter med andra bakgrundsstrålningsförhållanden och bosättningen på flera orter allt mer koncentrerat sig till höghusområden.

3.1.4 Tjernobylnedfallets andel av extern exponering

Andelen extern bakgrundsstrålning i marken och byggmaterial från det radioaktiva nedfall som Tjernobylyolyckan orsakade är idag nästan obetydlig. Dess andel av befolkningens genomsnittliga årliga externa stråldos är idag liten, cirka 0,01 mSv, och den minskar hela tiden.

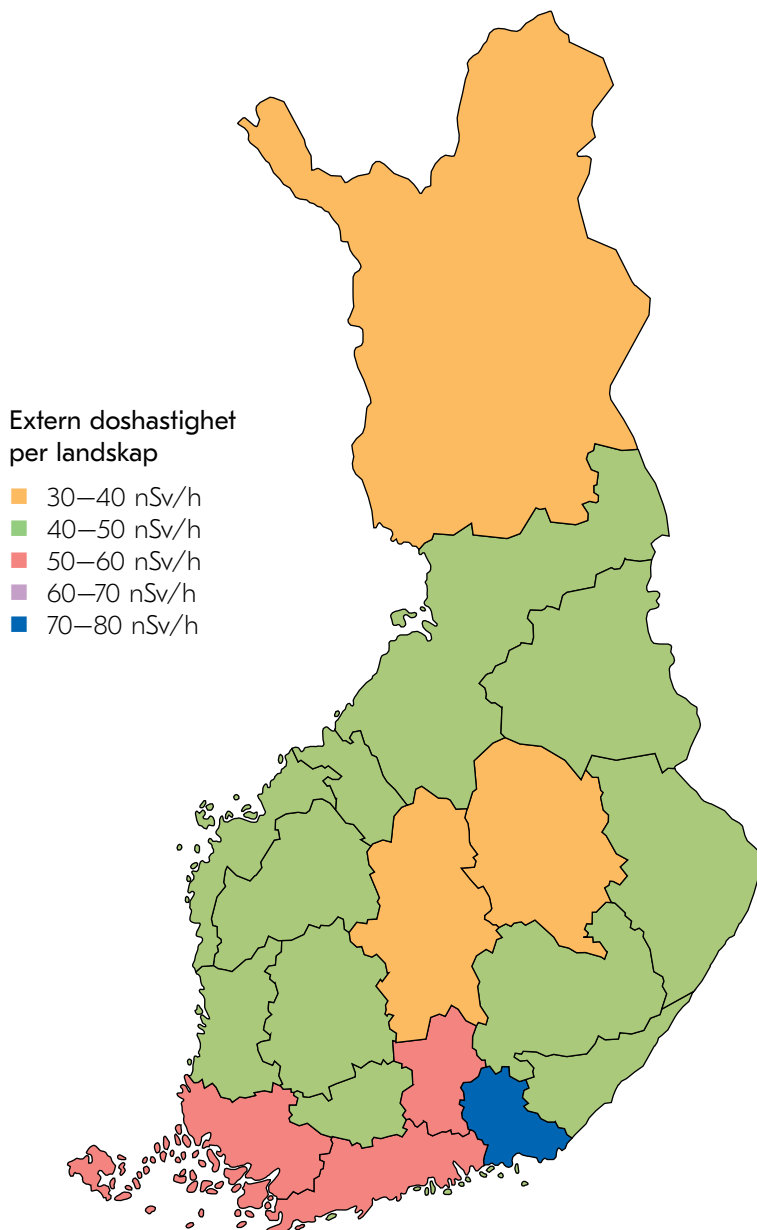


BILD 5. Genomsnittlig extern doshastighet per landskap. Enligt observationerna finns inga områden vars doshastighet är 60–70 nSv/h. I doshastigheterna ingår inte den andel som beror på kosmisk strålning eller Tjernobylnedfallet (närmare bakgrundsförklaringar till bilden finns i texten).

3.2 Kosmisk strålning

Jordens magnetiska fält och atmosfär skyddar jordens levande organismer från rymdens partikelstrålning. Trots det exponeras vi för kosmisk strålning både på markytan och i flygplan. Exponeringen orsakas av den sekundärstrålning som den kosmiska strålningen orsakar i atmosfären. Dosstorleken påverkas av solens aktivitet och var man bor (främst breddgrad och höjd över havsytan) samt det skydd bostadsbyggnaderna ger.

Finland ligger mellan breddgraderna 60° och 70° och största delen av befolkningen bor ungefär vid markytan. Människorna tillbringar i genomsnitt 80 procent av tiden inomhus och därför måste man även beakta den stråldämpande effekten hos bostadsbyggnadernas konstruktioner då man räknar ut årsdosen. Effekten beaktas med hjälp av den tid som tillbringas inomhus och den s.k. skyddskoefficienten. Den genomsnittliga skyddskoefficienten är 0,8 (UNSCEAR 2008), vilket innebär att bostädernas strukturer dämpar doshastigheten från kosmisk strålning inomhus i genomsnitt med 80 procent jämfört med den kosmiska strålningens doshastighet utomhus.

Vid uppskattningen av den externa strålningsexponeringen som beror på kosmisk strålning ska man särskilt beakta partiklarna med lågfrekvent joniserande laddning (främst elektroner och myoner) och strålning från fotoner samt högfrekvent joniserande strålning (protoner och tunga joner, inklusive neutronstrålningens sekundärpartiklar).

Den joniserande komponenten i den kosmiska strålningen orsakar en effektiv dos på 32 nSv per timme (UNSCEAR 2008, tabell 4, sid 328). Då byggnadens skärningskoefficient är 0,8 och andelen tid tillbringad inomhus är 80 procent och tiden utomhus 20 procent kan man räkna den effektiva årliga dosen för joniserande strålning med kort våglängd och fotoner.

$$32 \text{ nSv/h} \times 8760 \text{ h/a} \times 0,8 \times 0,8 = 0,179 \text{ mSv/a inomhus}$$

$$32 \text{ nSv/h} \times 8760 \text{ h/a} \times 0,2 = 0,056 \text{ mSv/a utomhus}$$

Den högfrekventa joniserande komponenten (neutronstrålningen) i den kosmiska strålningen orsakar en effektiv dos på 10,9 nSv per timme (UNSCEAR 2008, tabell 4, sid 328). Då byggnadens skärningskoefficient är 0,8 och andelen

tid tillbringad inomhus är 80 procent och tiden utomhus 20 procent kan man räkna den effektiva årliga dosen som orsakas av neutroner:

$$10,9 \text{ nSv/h} \times 8760 \text{ h/a} \times 0,8 \times 0,8 = 0,061 \text{ mSv/a inomhus}$$

$$10,9 \text{ nSv/h} \times 8760 \text{ h/a} \times 0,2 = 0,019 \text{ mSv/a utomhus}$$

Utöver sekundärstrålning skapar växelverkan som den kosmisk strålningen orsakar i atmosfären kosmogena radionuklider, såsom kol-14. Dessa radionuklider orsakar väldigt liten strålbekänning för människan årligen, cirka 0,012 mSv (UNSCEAR 2008).

Den effektiva genomsnittliga dos som orsakas av de lågfrekventa joniserande laddningarnas partiklar, fotonernas, högfrekventa joniserande strålning samt de kosmogena radionukliderna är därmed

$$(0,179 + 0,056 + 0,061 + 0,019 + 0,012) \text{ mSv/a} = 0,327 \text{ mSv/a}$$

dvs. den kosmiska strålningen orsakar finländarna i medeltal en effektiv dos på 0,33 mSv årligen.

3.3 Flygning

På den flyghöjd passagerarflygen använder är den kosmiska strålningens doshastighet flera tio gånger så stor jämfört med nivån på markytan. De flesta flygpassagerare exponeras för kosmisk strålning endast slumpmässigt och korta tider åt gången vilket gör att ökningen jämfört med den sedvanliga strålningsexponeringen på årsnivå är liten. Däremot är flygpersonalens exponeringstider längre, upp till mer än 900 timmar i året. Ju högre och ju längre bort från ekvatorn man flyger desto större är den kosmiska strålningens doshastighet. De interkontinentala flygen flygs på cirka 9–13 km höjd. Vid flygning längs breddgrad 50° (motsvarar ett flyg mellan norra Europa och Nordamerika) är doshastigheten oftast ca 4–8 µSv/h. Vid flygning närmare ekvatorn är doshastigheten ca 4 µSv/h. Kortare flyg flygs på ca 7,5–10 km höjd där doshastigheten vanligtvis är ca. 3 µSv/h (UNSCEAR 2008). I tabell 3 har vi samlat en del typiska flygtider och effektiva doser under flygningen för flygrutter som avgår från Helsingfors.

TABELL 3. Den typiska flygtiden och den effektiva dosen under flyget på en del rutter som avgår från Helsingfors. Den effektiva dosen har räknats ut med CARI-7-programmet.

Flygrutt	Flygtid (min)	Effektiv dos (μSv)
Helsingfors—Uleåborg	55	2,7
Helsingfors—Oslo	80	6,4
Helsingfors—Moskva	95	8,0
Helsingfors—Bryssel	140	13,3
Helsingfors—Barcelona	200	16,6
Helsingfors—New York	500	53,3
Helsingfors—Tokyo	531	55,0
Helsingfors—Bangkok	531	38,7
Helsingfors—Los Angeles	625	72,9
Helsingfors—Singapore	650	40,0

Ett solutbrott kan kortvarigt höja doshastigheten i flygplanet. Utbrottens orsakade ökning i den kosmiska strålningens doshastighet har på lång sikt uppskattats vara några procent på typiska flyghöjder.

För att uppskatta den genomsnittliga stråldosen användes statistiken "Finländarnas resor" (Suomalaisten matkailu, Statistikcentralen) enligt vilken 15–84-åriga personer fast bosatta i Finland gjorde 5 960 000 utlandsresor med flyg 2018. En resa inkluderar tur-returresa till hemlandet. Av materialet framgår inte om resan var direkt eller om man bytte plan. I Statistikcentralens material har flygmängderna delats in enligt målområdena. Cirka 1 000 000 var inrikesflyg. Enligt dessa tal exponerades finländarna för strålning under 13 920 000 flygningar 2018. Flyguppgiften gav uppgifter om strålningsexponeringen orsakade av flyg i september 2019 per målområde. Flygens strålningsexponeringsuppgifter för olika objekt räknades ut med CARI-7-programmet och kalkyleringarna baserade sig på cirka 2 400 flygprofilers material. Finländarnas helhetsdos från flygresorna 2018 var 216 manSv.

År 2018 var befolkningen i Finland 5 513 000 personer. Enligt Statistikcentralen representerar 15–84-åringar cirka 81 procent av befolkningen, dvs. 4 465 530 personer. Därmed orsakades finländarna en effektiv dos på i genomsnitt 0,048 mSv 2018.

4 Exponering för intern strålning - naturliga nuklider

Människorna får radioaktiva ämnen i sig via mat, dricksvatten och andningsluften. Den mest betydande dosen av intern strålning orsakar det radon och dess sönderfallsprodukter som finns i inandningsluften. Den dos dessa påverkar behandlas i avsnitt 2.

Den årliga dosen av radionukliderna ^{238}U och ^{232}Th -serierna som finländarna får i sig har räknats ut enligt genomsnittlig förbrukning av föda och vatten. Livsmedel orsakar en årlig dos på cirka 0,10 mSv och dricksvattnet cirka 0,03 mSv. Då man lägger till den dos som orsakas av ^{40}K , dvs 0,17 mSv/a, ser vi att den interna stråldos som orsakas av naturliga nukleider i genomsnitt är 0,30 mSv per år.

I Finland använder man i regel grundvatten som hushållsvatten. Grundvatten innehåller mer naturliga radionuklider än ytvatten. Därför är det bra att beakta andelen hushållsvatten separat då man uppskattar den stråldos finländarna får från naturliga nukleider.

4.1 Kalium-40

Cirka 0,18 procent av vuxnas vikt (ålder ≥ 15 år) består av kalium var av andelen radioaktiva isotopen ^{40}K är konstant $1,17 \cdot 10^{-4}$. Kaliumintaget är i balans med dess sönderfall så kaliumhalten i föda eller dricksvatten har ingen inverkan på dosen. Hos en vuxen person på 70 kg orsakar ^{40}K årligen en intern stråldos på cirka 0,17 mSv. Hos barn (ålder < 15) är andelen kalium relativt större än hos vuxna, cirka 0,2 procent av vikten, vilket årligen orsakar en dos på cirka 0,185 mSv.

4.2 Uran- och toriumseriernas nuklider i livsmedel

I livsmedel finns alltid små mängder naturliga radioaktiva ämnen. De hamnar i växterna från marken samtidigt då växten tar upp näring med sina rötter. ^{238}U -seriens isotoper ^{210}Pb och ^{210}Po , som är långvariga sönderfallsprodukter av radon deponeras även direkt t.ex. på bladgrönsakers ytor från luften. I gödning förekommer naturliga radioaktiva ämnen som något kan öka växternas halter med naturliga nuklider. De naturliga radioaktiva ämnena överförs till produktionsdjurens kött och till hönsäggen via det foder, näringstillägg och dricksvatten som djuren använder.

Största delen av radionuklidernas aktivitethalter som används för livsmedlens dosuppskattningar baserar sig på de referenshalter som UNSCEAR angivit (UNSCEAR 2000) och en del av halterna baserar sig på andra undersökningar (Turtiainen och Kostianen 2013, Vaaramaa et al. 2009, Turtiainen et al. 2014, Kämäräinen et al. 2017). Förbrukningsstatistiken för livsmedel baserar sig på Finravinto 2017-undersökningen som Institutet för hälsa och välfärd publicerade (Valsta et al. 2018).

Radionukliderna i ^{238}U och ^{232}Th -serierna orsakar i Finland i genomsnitt en årlig effektiv dos på 0,10 mSv via maten. Den viktigaste radioaktiva sönderfallsprodukten är ^{210}Po , vars andel av dosen är cirka 62 procent. Resten av dosen består främst av isotoperna ^{210}Pb (19 procent), ^{228}Ra (11 procent) och ^{226}Ra (7 procent). De viktigaste livsmedelsgrupperna med tanke på dosen är fisk, spannmål samt bär och frukt.

4.3 Uran- och toriumseriens nuklider i hushållsvatten

I hushållsvattnet finns alltid en liten mängd naturliga radioaktiva ämnen som har lösts upp från mineralerna i jorden och berggrunden. Grundvattnet är betydligt längre i beröring med jorden och berggrunden än ytvattnet så dess mineral- och därmed även radionuklidhalter är större än i ytvattnet. Grundvatten i berggrunden är vanligtvis mycket gammalt och kan därför innehålla radionuklider i halter som överskrider de hälsobaserade maximivärdena.

Av det vatten som vattenverken distribuerar är cirka 65 procent grundvatten eller konstgjort grundvatten och resten är ytvatten. Vattenverken använder bara sällan grundvatten från berggrunden som vattenkälla och då är det oftast

frågan om små verk. En del av radionukliderna försvinner i samband med normal vattenhantering vid vattenverken (Hämäläinen et al. 2004). Mer än 91 procent av finländarna omfattas av vattenverkens vattendistribution. Resten, cirka en halv miljon finländare, får sitt hushållsvatten från brunnar.

Den största dosen orsakas av uranseriens nuklider ^{222}Rn , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra och uranens isotoper ^{234}U och ^{238}U . Av toriumseriens nuklider är endast ^{228}Ra en betydande stråldosorsakare som ska beaktas då dosen uppskattas.

Gasformad radon (^{222}Rn) orsakar en intern stråldos både då den äts och via inandningsluften. Radonet i hushållsvattnet frigörs delvis ut i rumsluften i samband med att vattnet används, särskilt då man duschar och då vattnet värms upp. Eftersom radon nästan helt lämnar vattnet då det kokas beaktas för radonens del endast dricksvattenkonsumtionen. Övriga radionuklider i vattnet förångas inte från vattnet vid matlagningen. Därför räknas intaget av dessa från dricksvatten, drycker tillagade av vatten (t.ex. kaffe och te) samt från mängden vatten som lagts till i maten. Män intar som mat och som dryck i genomsnitt 1,9 liter kranvatten om dagen och kvinnor intar 2 liter om dagen (Muikku et al. 2009).

Doserna som finländarna får från hushållsvattnet varierar beroende på vattenkällan och mängderna, de närmare beräkningsgrunderna beskrivs i rapport STUK-A259 (Muikku et al. 2014). Medelvärdet för alla användare är 0,03 mSv per år. Den genomsnittliga dosen för de som använder borrhunnar är 0,28 mSv, för de som använder schaktbrunnar 0,05 mSv och för de som använder vattenverkets vatten 0,02 mSv.

Den årsdos som användare av borrhunnsvatten är i medeltal högre än för övriga vattenanvändare, men borrhunnsvattnets höga halter med naturliga radionuklider har minskats i Finland från och med början av 1990-talet tack vare vattenrengöringsutrustning. Det förekommer även regionala skillnader i radonhalterna i borrhunnsvattnet. Enskilda höga halter kan dock förekomma nästan var som helst i Finland (bild 6). I Finland orsakar radon mer än hälften av dosen från vatten. Det uppskattas att hos de som använder schaktbrunnar orsakar radonet cirka 60 procent av dosen och för de som använder borrhunnar cirka 75 procent av dosen (Vesterbacka et al. 2004).

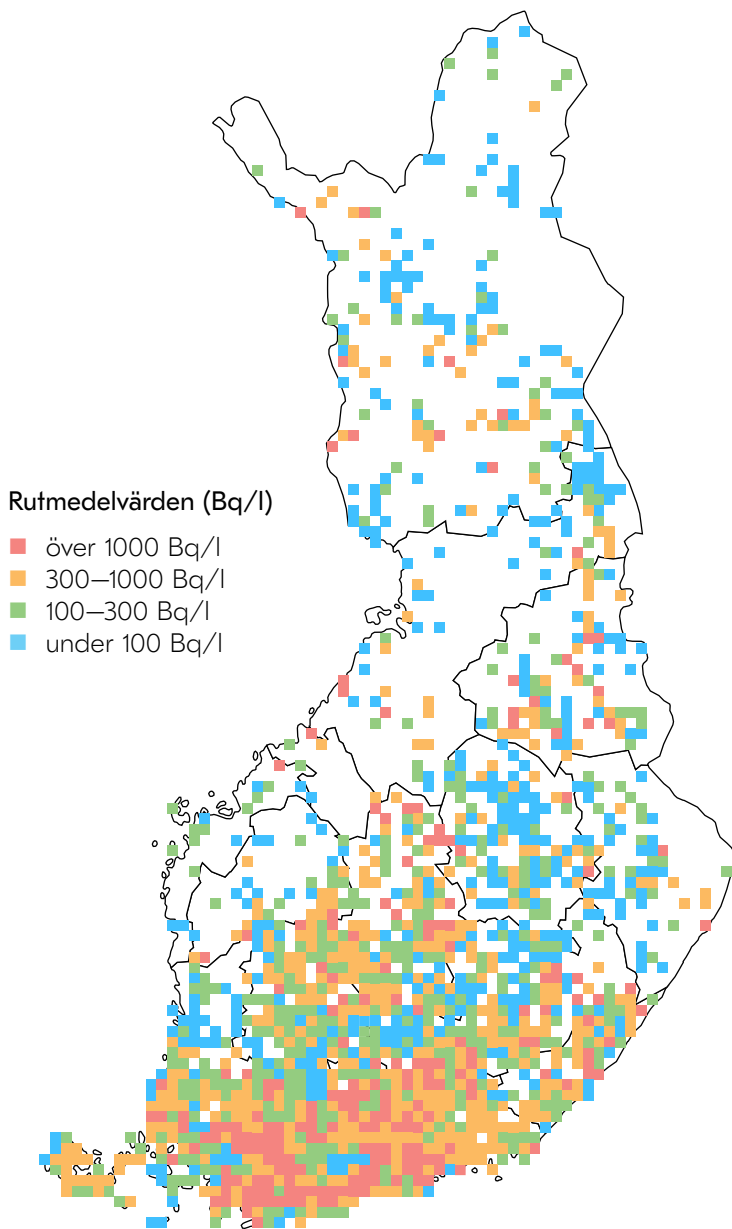


BILD 6. Borrbrunnarnas radonhalter i genomsnitt i Finland (Vesterbacka och Vaaramaa, 2013).

5 Exponering för intern strålning - konstgjorda nuklider

Den interna strålningsexponeringen som beror på nedfallet från Tjernobylyolyckan 1986 och kärnvapenproven på 1950- och 1960-talen har fastställts med antingen resultat från direkta människomätningar eller aktivitetshalter i livsmedel. Närmare beskrivningar om de metoder som använts för beräkningen finns i rapport STUK-A259 (Muikku et al. 2014).

5.1 Den dos intern strålning orsakar uppskattad via födan

Storleken på den interna strålningsexponeringen kan räknas ut enligt livsmedelsförbrukningen och mängden radioaktiva ämnen de innehåller (STUK-A211, Bilaga 2: Att fastställa dosen som orsakas av intern strålning (Muikku et al. 2005)).

I miljöns stråltillsynsprogram ingår en undersökning av mat- och dryckesprover för hela dygnets måltider och drycker tillagade i storköken på sjukhusen på tre orter. Med hjälp av mätningarna kan man räkna ut intaget av radioaktiva ämnen där matens tillagnings- och konsumtionsfaktorer beaktas. Intagsuppskattningen för naturprodukter måste göras separat eftersom dessa används i mindre grad i storköken än i hushållen. Även de regionala skillnaderna för naturprodukternas del är betydligt större. Den årliga stråldos som de som konsumerar storkökens mat och dryck får av ^{137}Cs har varit i genomsnitt 0,003 mSv under perioden 2013–2018. Den årliga stråldos som de som konsumerade storkökens mat och dryck 2013–2018 fick av ^{90}Sr var i genomsnitt 0,0008 mSv (Vesterbacka 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 samt Mattila och Inkinen 2019).

^{137}Cs -halterna i naturprodukter från skogen har minskat långsamt efter Tjernobylyolyckan, främst endast genom radioaktivt sönderfall. Med

genomsnittliga förbrukningstal för naturprodukter ger dessa produkter en årlig dos på drygt 0,010 mSv som fördelar sig relativt jämt mellan de olika grupperna (STUK-A A259, Muikku et al. 2014). Det uträknade tillägget för en person som förbrukar rikligt med skogssvamp (6 kg/a) av svamparnas ^{137}Cs ligger mellan 0,005–0,038 mSv/a (Kostiainen och Ylipieti, 2010), som är mindre än en procent av finländarnas årliga stråldoser. Därmed ökar inte ens en riklig förbrukning av skogssvampar årsdosen på ett betydande sätt. Med hjälp av direkta människomätningar har man uppskattat exponeringen hos grupper som äter rikligt med naturprodukter, mer om detta i nästa avsnitt.

5.2 Den dos intern exponering orsakar uppskattad med hjälp av direkta människomätningar

Den interna strålningsexponeringens storlek kan uppskattas med direkt mätning med gammaspktrometer – en så kallad helkroppsmätning – direkt på människan (STUK-A211, Bilaga 2: Att fastställa dosen som orsakas av intern strålning (Muikku et al. 2005)). Med helkroppsmätningen kan man iakttä de radionuklider som sänder gamma- eller röntgenstrålning i kroppen vid mättillfället och ta reda på deras antal. Mätresultatet representerar den del av antalet radionuklider i kroppen som efter biologisk särskiljning och radioaktivt sönderfall ännu finns kvar i kroppen vid mätningen.

Det viktigaste konstgjorda radioaktiva ämnet med tanke på den kumulativa interna dosen är cesiumisotopen ^{137}Cs . I Finland har man alltsedan 1960-talet följt befolkningens exponering för intern strålning med hjälp av helkroppsmätningar. Genom mätningarna har man kunnat följa hur de radioaktiva ämnen som härstammar både från kärnvapenprov i atmosfären och kärnkraftverksolyckan i Tjernobyl långsamt lämnar kroppen.

De största ^{137}Cs -aktiviteterna som observerats i människorna uppmättes i mitten av 1960-talet hos renskötare i Norra Lappland. Deras livsstil var förknippad med en riklig användning av naturprodukter och renkött. Efter kärnkraftverksolyckan i Tjernobyl bildades nya uppföljningsgrupper för helkroppsmätningarna. I det område i Päijänne-Tavastland som fick störst nedfall bildades en uppföljningsgrupp som består av personer som äter mycket naturprodukter, till exempel jägare och fiskare.

På bild 7 visas den stråldos som orsakas av det cesium som kom till Finland till följs av kärnkraftverksolyckan i Tjernobyli och hur ojämnt den fördelar sig mellan olika befolkningsgrupper 1986–2018. På bilden jämförs de två ovan nämnda uppföljningsgruppernas stråldos med hela befolkningens medelvärde. I båda uppföljningsgrupperna är den interna strålningsexponeringen större än befolkningens motsvarande medelvärde. Detta beror på att personerna som representerar dessa grupper får i sig mer cesiumisotoper via födan än finländarna i genomsnitt.

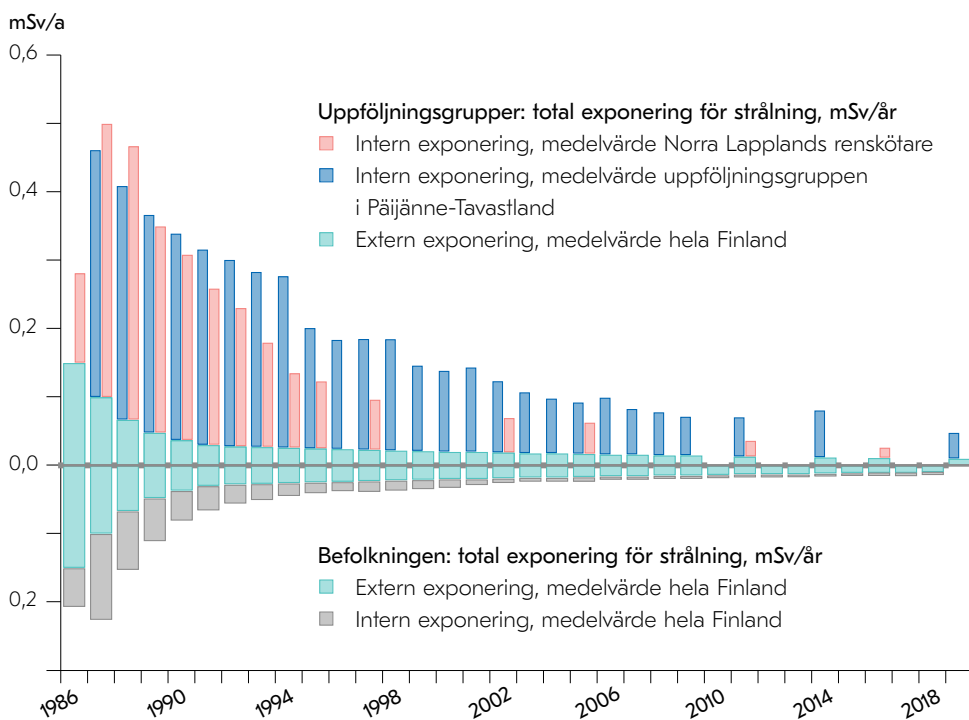


BILD 7. De genomsnittliga effektiva stråldoser konstgjorda radioaktiva isotoper orsakat finländarna 1986–2018. Axeln som går neråt beskriver hela befolkningens uppskattade helhetsexponering som består av extern och intern exponering. Den uppåtriktade axeln visar den genomsnittliga helhetsexponeringen för Päijänne-Tavastlands uppföljningsgrupp (fram till 2019) och Norra Lapplands renskötare indelad i extern och intern exponering. I uppskattningen av den interna strålningsexponeringen beaktas endast cesiums radioaktiva isotoper ^{134}Cs och ^{137}Cs .

I dosbestämningen antas att mängden ^{137}Cs eller ^{134}Cs i människan har förblivit permanent under årets lopp. Den effektiva dosens dosomvandlingskoefficient för ^{137}Cs är värdet $2,3 \mu\text{Sv}/(\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg})$ och för ^{134}Cs värdet $3,4 \mu\text{Sv}/(\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg})$. Beräkningsgrunderna för den genomsnittliga effektiva dosen utreds i rapport STUK-A211 (Muikku et al. 2005). Befolkningens exponering 2018 uppgår till $0,003 \text{ mSv}$.

6 Medicinsk användning av strålning

6.1 Röntgenundersökningar

Patientdosen vid röntgenundersökningar och -ingrepp (den effektiva dosen) kan räknas med hjälp av organosor (ekivalentdoser) som erhålls via patientdosmätningar och organspecifika dosomvandlingskoefficienter genom att använda vävnadernas och organens viktningsfaktorer. År 2018 (1034/2018) togs nya viktningsfaktorer i bruk i statsrådets förordning om joniserande strålning (1034/2018).

Antalet röntgenundersökningar och -ingrepp har utretts senaste gång för 2018 (Ruonala 2019). Enligt utredningen gjordes det 6,0 miljoner röntgenundersökningar och -ingrepp i Finland. Sedvanliga röntgenundersökningar och kontrastämnesundersökningarnas sammanräknade relativa andel av alla röntgenundersökningar var 88,3 procent. Datortomografiernas (DT) andel var 9,5 procent, genomlysnings- eller DT-styrda åtgärders andel cirka 0,9 procent, undersökningarna av blodkärlen med kontrastämne utgjorde 0,6 procent och CBCT-undersökningarna 0,7 procent. Finland ligger rätt nära de utvecklade ländernas genomsnitt när man granskar antalet undersökningar i förhållande till befolkningsantalet.

År 2018 orsakade röntgenundersökningarna och -ingreppen en kollektiv effektiv dos på 3 948 manSv (Bly et al. 2020). Motsvarande genomsnittliga effektiva dos per medborgare är 0,72 mSv. År 2008 var den kollektiva effektiva dosen 0,45 mSv per medborgare. Genomsnittet i de europeiska länderna var 1,1 mSv per medborgare (EUROPEAN COMMISSION, 2014) och i USA 2,16 mSv per medborgare 2016 (NCRP 2019).

Den dos som orsakas av röntgenundersökningar och -ingrepp i Finland har under tio års tid ökat särskilt på grund av det ökade antalet TT-undersökningar. Bild 8 visar den kollektiva effektiva dosens fördelning per individ i befolkningen 2008 och 2018.

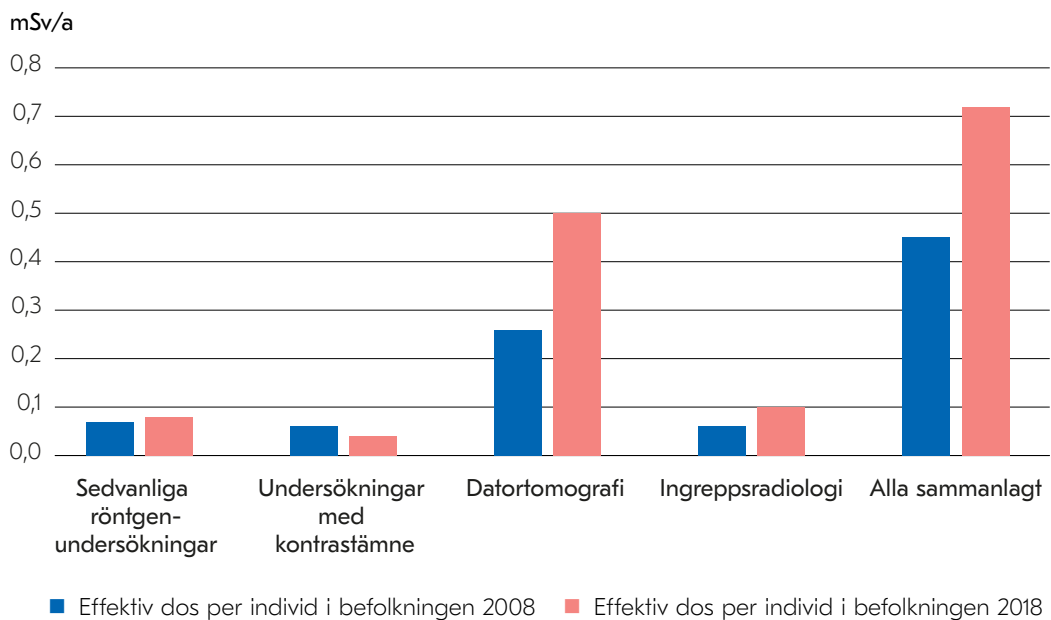


BILD 8. Den dos röntgenundersökningarna och -ingreppen orsakade per individ i befolkningen 2008 och 2018.

6.2 Isotopundersökningar

Den patientdos (effektiva dos) som beror på isotopundersökningar bildas av den exponering som patientens radioaktiva läkemedel orsakar samt av DT-undersökningen (SPECT-DT- och PET-datortomografi) som används vid isotopundersökningen. Den effektiva dosen som beror på radioaktiva läkemedel har beräknats med hjälp av omvandlingskoefficienterna i ICRP:s publikationer 80, 106 och 128. För de radioaktiva läkemedel som inte givits en koefficient i ICRP:s publikation användes den omvandlingskoefficient som gavs i produktbeskrivningen eller i litteraturen. De koefficienter som används baserar sig i huvudsak på den dosimetri som presenteras i ICRP:s publikation 60. Exponeringen som beror på DT-undersökningar beräknades med hjälp av omvandlingskoefficienter för de anatomiska områdena. Exponeringen som beror på isotopbehandling har inte beaktats.

Antalet isotopundersökningar och -behandlingar samt den exponering som beror på undersökningarna har utretts senaste gång för 2018. Enligt utredningen gjordes 42 411 isotopundersökningar i Finland varav 13 125 var positronemissionsundersökningar. Antalet undersökningar per tusen invånare var 7,7, vilket är betydligt mindre än genomsnittet i de europeiska länderna som ligger på 14 undersökningar per tusen invånare (EUROPEAN COMMISSION, 2014).

År 2018 var den kollektiva effektiva dosen som isotopundersökningarna orsakat patienterna 216,6 manSv varav 144,2 manSv berodde på användningen av radioaktivt läkemedel och 72,4 manSv på DT-undersökningar. Den effektiva dosen räknat per invånare uppgick till 0,039 mSv varav de radioaktiva läkemedlens andel var 0,026 mSv och DT:s andel 0,013 mSv. Den effektiva dosens genomsnitt per medborgare i de europeiska länderna var 0,054 mSv (EUROPEAN COMMISSION, 2014), vilket är klart högre än den finländska genomsnittliga effektiva dosen.

7 Slutsatser

Den genomsnittliga dos som finländarna fick 2018 var 5,9 mSv (Bild 9). Cirka två tredjedelar av den stråldos finländarna får härstammar från radon i inomhusluften. Ändringen till den uppskattade dosen 2012 beror på ändringen i koefficienten som används för att räkna ut radonexponeringen. Den genomsnittliga radonhalten i finländska bostäder är ca 94 becquerel per kvadratmeter vilket ger en årlig stråldos på 4 mSv. Radonhalterna varierar betydligt runt om i Finland.

Naturens bakgrundsstrålning orsakar cirka en femtedel (1,1 mSv) av vår årliga stråldos. Naturliga radioaktiva ämnen som hamnat i kroppen orsakar en cirka 0,30 mSv stor effektiv dos. I värdet räknas även med den dos som beror på naturliga radioaktiva ämnen i vattnet. Halterna med naturliga radionuklider kan vara mycket högre i borrbrunnsvatten än i vattenledningsvattnet och dosernas variationsintervall är stor. Den dos som orsakas av yttre bakgrundsstrålning kommer från jordmånen och byggnadsmaterial och är i genomsnitt 0,45 mSv/a per finländare. Värdet varierar något från ort till ort (0,17–1 mSv/a). Störst är den yttre strålningen i sydöstra Finlands rapakivgranitområde. Av den kosmiska strålningen från rymden får finländarna en dos på cirka 0,33 mSv per år. Flygresor orsakar i genomsnitt en årlig dos på 0,05 mSv.

Den dos som medicinska undersökningar orsakar finländarna håller på att stiga. Den genomsnittliga dosen per finländare orsakad av isotopundersökningar är 0,039 mSv. År 2018 utfördes cirka 54 000 undersökningar i Finland som utnyttjade radioisotoper. Antalet röntgenundersökningar och ingrepp 2018 var 6,0 miljoner. När de stråldoser som olika röntgenundersökningar och -ingrepp orsakar patienterna delas jämt mellan alla finländare blir den genomsnittliga effektiva dosen cirka 0,72 mSv per år. Dosens ökning jämfört med föregående utredning beror i huvudsak på det ökade antalet TT-undersökningar.

För närvarande är den genomsnittliga exponeringen som beror på den externa strålningen från nedfallet efter Tjernobylolyckan och kärnvapenproven cirka 0,01 mSv per år. Största delen av både den externa och interna strålningsexponeringen orsakas av den långvariga radioaktiva cesiumisotopen ¹³⁷Cs. Den ökning i

finländarnas årliga stråldos som beror på kärnkraftverksolyckan i Fukushima Dai-ichi 2011 är av obetydlig storlek. Konstgjorda nuklider i naturen orsakar via födan en årlig effektiv dos på cirka 0,003 mSv, dvs. den totala exponeringen från konstgjorda nuklider är cirka 0,01 mSv.

De små dosernas hälsokonsekvenser är ännu förknippade med mycket osäkerhet och därför är det ICRP:s åsikt att antalet cancerfall som eventuellt orsakat inte kalkylerat borde uppskattas på förhand då granskningen gäller små stråldoser för stora människogrupper under långa tider. Den genomsnittliga effektiva dosen som beskrivs i den här rapporten är dessutom naturligtvis riktgivande, eftersom varje exponeringskomponent är kopplad till en betydande variation.

Cirka två tredjedelar (4 mSv) av den årliga helhetsdosen beror på radon. Lungcancerrisken som beror på radon i inomhusluften har påvisats i många fallstudier som utreder radonet i inomhusluften och i deras gemensamma analyser (Lubin et al. 2004, Darby et al. 2005, Krewski et al. 2006). Av de lite över 2 000 fallen av lungcancer som konstateras i Finland årligen uppskattas cirka 300 bero på radonexponering. Radon i inomhusluft uppskattas orsaka cirka 40 lungcancerdödsfall hos personer som inte röker och cirka 240 hos rökare (Mäkeläinen 2010). Individerna kan välja att betydligt inverka på sin stråldos, eftersom det är relativt enkelt att minska radonexponeringen genom att bygga nya hus på ett radonsäkert sätt eller reparera gamla hus så att de blir radonsäkra.

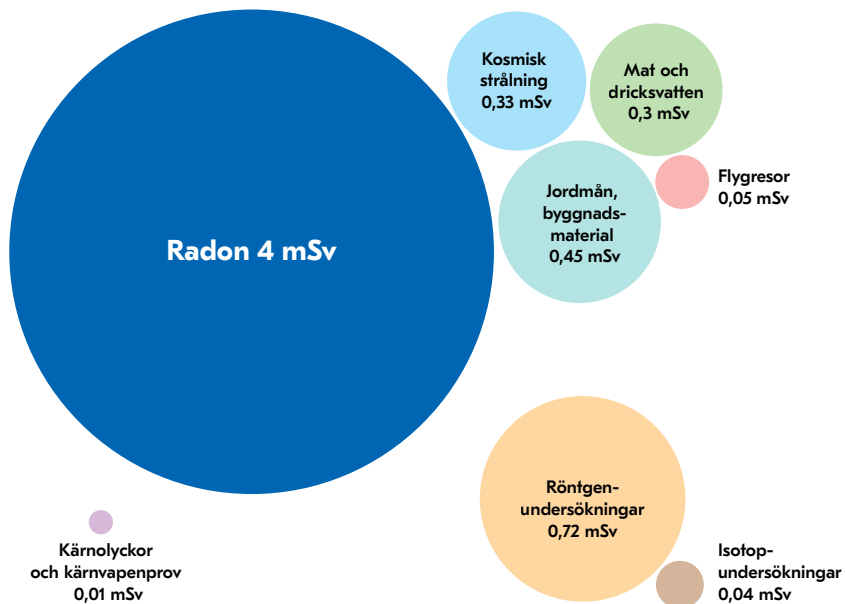


BILD 9. År 2018 uppgick finländarnas genomsnittliga effektiva dos orsakad av joniserande strålning till 5,9 millisievert. Mer än fem millisievert härstammar från naturens radioaktiva ämnen och mindre än en millisievert från medicinsk användning av strålning. Andelen konstgjorda radioaktiva ämnen i miljön är en mycket liten andel av den effektiva dosen.

Bilaga I:

Storheter och termer som används för att fastställa doser

Ekvivalentdos

Vävnadens eller organets T ekvivalentdos $H_{T,R}$ är vävnadens eller organets genomsnittliga absorberade dos $D_{T,R}$ multiplicerat med strålningskvalitetens viktfaktor w_R :

$$H_{T,R} = w_R D_{T,R} \quad (1.1)$$

där w_R är vikt faktorn för strålningskvaliteten R . $D_{T,R}$ är den genomsnittliga absorberade dosen i vävnaden T som beror på strålningskvaliteten R . Om strålningen består av flera strålningskvaliteter med olika w_R -värden är ekvivalentdosen H_T :

$$H_T = \sum_R w_R D_{T,R} \quad (1.2)$$

Enheten för ekvivalentdos är Sv. Nedan avses med vävnad antingen vävnad eller organ.

Effektiv dos

Den effektiva dosen E är summan av ekvivalentdoserna H_T som multiplicerats med vikt faktorerna w_T :

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R} \quad (1.3)$$

Enheten för effektiv dos är Sv.

Med hjälp av ekvivalentdosen granskas strålningens olägenheter i den granskade vävnaden. Med hjälp av den effektiva dosen uppskattas de skadeverkningar strålningen har för människan. Faktorerna w_R - och w_T som behövs för att räkna ut ekvivalentdosen och den effektiva dosen presenteras i tabellerna 1.1 och 1.2.

Intecknad ekvivalentdos

Den intecknade ekvivalentdosen $H_T(\tau)$ i vävnaden T är den ekvivalentdos som det radioaktiva ämnet i kroppen orsakar den här vävnaden:

$$H_T(\tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} H_T(t) dt \quad (1.4)$$

där $H_T(t)$ är ekvivalentdoshastigheten i vävnaden T vid tidpunkten t och t_0 är tiden då dosen erhållits. Enheten för intecknad ekvivalentdos är Sv. Om integreringstiden τ inte särskilt nämns antas att den är 50 år för vuxna och för barn det antal år som återstår till 70 års ålder.

Intecknad effektiv dos

Den intecknade effektiva dosen $E(t)$ är summan av summan av ekvivalentdoserna $H_T(\tau)$ multiplicerade med vävnadernas viktningsfaktorer w_T :

$$E(\tau) = \sum_T w_T H_T(\tau) \quad (1.5)$$

Enheten för intecknad effektiv dos är Sv. Intecknad ekvivalentdos och intecknad effektiv dos är storheter som används för att uppskatta den ekvivalentdos och effektiva dos som de radioaktiva ämnena i kroppen orsakar. Ett radioaktivt ämne som hamnar i kroppen kan orsaka exponering länge efter att det erhållits.

Beräkning av effektiv dos för radonexponering

Den effektiva dosen E för radonexponeringen beräknas ur ekvationen:

$$E = h t C_{AE} \quad (1.6)$$

var h är dosomvandlingskoefficienten för alfaenergiexponeringen
 t är exponeringstiden
 C_{AE} är alfaenergikoncentrationen

Radongas orsakar just ingen effektiv dos eftersom den inte är vattenlöslig och inte fastnar i lungorna utan lämnar kroppen vid utandning. Däremot är radonets kortlivade sönderfallsprodukter fasta så de fastnar i andningsorganen.

Alfaenergikoncentrationen som beror på radonets kortlivade sönderfallsprodukter i luften kan uppskattas enligt radonhalten. Om sönderfallsprodukterna är i balans med radonet (dvs. de har samma aktivitet som radonet) gäller:

$$1 \text{ Bq/m}^3 \text{ radon i balans} = 5,56 \cdot 10^{-9} \text{ J/m}^3 \quad (1.7)$$

Så är dock inte fallet, utan alfaenergikoncentrationen är alltid mindre än detta. Fenomenet beskrivs med balansfaktorn F som anger andelen av en situation som motsvarar balans. Därmed:

$$C_{AE} = C_{Rn} F 5,56 \cdot 10^{-9} \text{ (J/m}^3\text{)/(Bq/m}^3\text{)} \quad (1.8)$$

där C_{Rn} är radonhalten. Om balansfaktorn inte är känd används det generiska värdet 0,4.

Som enhet för radonexponering används allmänt WLM-enheten (working level month)

$$1 \text{ WLM} = 3,54 \cdot 10^{-3} \text{ Jh/m}^3 \quad (1.9)$$

Dosomvandlingskoefficienten för radonexponeringen är $3 \text{ Sv J}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3$ eller 10 mSv WLM^{-1} . ICRP har angett dosomvandlingskoefficienten med en betydande siffrans noggrannhet.

TAULUKKO 1.1. TABELL 1.1. Strålkvalitetens viktfactorer w_R för olika strålkvaliteter (ICRP 2007).

Strålkvalitet	w_R
Foton, all energi	1
Elektroner* och myoner, all energi	1
Neutroner	Kontinuerlig funktion som beror på energin
Protoner**, energi över 10 MeV	2
Alfapartiklar, fissionsfragment, tunga kärnor	20
* Augerelektroner som skickas från andra kärnor än de bundna till DNA-molekyler	
** Med undantag av rekyprotoner	

TABELL 1.2. Vävnadens viktningfaktorer w_T (ICRP 2007). Faktorerna baserar sig på en jämförelsebefolkning som representerar båda könen jämlikt och en omfattande åldersstruktur.

Vävnad eller organ	w_T
Benmärg, tjocktarm, lungor, magsäck, bröst, övrig vävnad	0,12
Könskörtlar	0,08
Urinblåsa, matstrupe, lever, sköldkörtel	0,04
Benyta, hjärna, spottkörtlar, hud	0,01

Litteratur

Arvela H. Residential Radon in Finland: Sources, Variation, Modelling and Dose Comparisons. STUK-A124. Helsingfors: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1995.

Arvela H, Mäkeläinen I, Holmgren O, Reisbacka H. Radon uudisrakentamisessa. Stickprovsundersökning 2009. STUK A244. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2010.

Bly R, Järvinen H, Kaijaluoto S, Ruonala, V. Contemporary collective effective dose to the population from x-ray and nuclear medicine examinations – changes over last 10 years in Finland. Radiation Protection Dosimetry 2020.

EUROPEAN COMMISSION. Medical Radiation Exposure of the European Population. Part 1/2. Radiation Protection No 180; 2014.

Darby S, Hill D, Deo H, Auvinen A, Miguel Barros-Dios J et al. Residential radon and lung cancer-detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7 148 persons with lung cancer and 14 208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. Scand J Work Environ Health 2006; 32 Suppl 1: 1–84.

Hämäläinen K, Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Arvela H. STUK-A206. Vesilaitosten vedenkäsittelyn vaikutus luonnon radionuklidipitoisuuksiin. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2004.

ICRP Publication 60. (Annals of the ICRP Vol. 21 No. 1–3, 1991). 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.

ICRP Publication 80. (Annals of the ICRP Vol. 28 No. 3, 1998). Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals.

ICRP Publication 103. (Annals of the ICRP Vol. 37 Nos. 2–4, 2007).
The 2007 Recommendations of the International
Commission on Radiological Protection.

ICRP Publication 106. (Annals of the ICRP Vol. 38 Nos. 1–2, 2008).
The 2007 Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals
– Addendum 3 to ICRP Publication 53.

ICRP Publication 115 (Annals of the ICRP Vol. 40 No. 1, 2010).
Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon.

ICRP Publication 128 (Annals of the ICRP Vol. 44, No. 2S, 2015).
Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals:
A Compendium of Current Information Related to Frequently Used Substances.

Kojo K, Holmgren O, Pyysing A, Kurttio P. Radon uudisrakentamisessa.
Stickprovsundersökning 2016. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2016.

Kostiainen E, Ylipieti J. Radioaktiivinen cesium Suomen ruokasienissä.
STUK-A240. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2010.

Krewski D, Lubin JH, Zielinski JM et al. A combined analysis of North-American
case-control studies of residential radon and lung cancer.
J Toxicol Environ Health A 2006; 69: 533–97.

Kämäräinen M, Turtiainen T, Vaaramaa K. Suomessa tuotetun lihan ja
kananmunien radioaktiivisuus. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2017.

Lemmelä H. Environmental external radiation in Finland.
STUK-B-VALO 32. Helsingfors: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1984.

Liukkonen J. Isotooppitutkimukset ja -hoidot Suomessa 2015. Helsingfors:
Strålsäkerhetscentralen; 2019.

Lubin JH, Wang ZY, Boice JR et al. Risk of lung cancer and residential radon in
China: Pooled results of two studies. Int J Cancer 2004; 109:132–7.

LITTERATUR

Mattila A., Inkinen S. (red.). Övervakningen av strålningen i miljön i Finland Årsrapport 2018. STUK-B236. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2019.

Muikku M, Arvela H, Järvinen H, Korpela H, Kostiaainen E, Mäkeläinen I, Vartiainen E, Vesterbacka K. Annoskakku 2004 – Finländarnas genomsnittliga effektiva dos. STUK-A211. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2005.

Muikku M, Bly R, Lahtinen J, Lehtinen M, Siiskonen T, Turtiainen T, Valmari T, Vesterbacka K. Finländarnas genomsnittliga effektiva dos. Annoskakku 2012. STUK-A259. Helsingfors: Säteilyturvakeskus; 2014.

Muikku M, Puhakainen M, Heikkinen T, Ilus T. The mean concentration of uranium in drinking water, urine and hair of occupationally unexposed Finnish working population. *Health Physics* 2009, 96 (6): 646–654.

Mäkeläinen I, Moisio S, Reisbacka H, Turtiainen T. Indoor occupancy and radon exposure in Finland. In: McLaughlin JP, Simopoulos SE, Steinhäusler F (eds). *Radioactivity in the environment*. Elsevier 2005; 7: 687–693.

Mäkeläinen I, Kinnunen T, Reisbacka H, Valmari T, Arvela H. Radon suomalaisissa asunnoissa. *Stickprovsundersökning 2006*. STUK-A242. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2009.

Mäkeläinen I. Kuka saa syövän radonista? *Ympäristö ja Terveys* 2010; 3: 60–63.

NCRP Report No. 184 – Medical Radiation Exposure of Patients in the United States, 2019.

Reisbacka H. Radon Measurement Method with Passive Alpha Track Detector at STUK, Finland. *Proceedings – Third European IRPA Congress, 14–18 June 2010, Helsinki, Finland, 642-645 (2011)*

Ruonala V. Radiologisten tutkimusten ja toimenpiteiden määrät vuonna 2018. STUK-B242. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2019.

Turtiainen T, Kostiaainen E. Radiological hazards in Finnish cereals: comparison of man-made and natural sources. *Cereal Research Communications* 2013; 41 (1): 366–375.

Turtiainen T, Brunfeldt M, Rasilainen T, Skipperud L, Valle L, Mrdakovic Popic J, Roos P, Sundell-Bergman S, Rosén K, Weimer R. Doses from natural radioactivity in wild mushrooms and berries to the Nordic population. Electronic report NKS-294. Roskilde: NKS Secreteriat; 2014. [http://www.nks.org/en/nks_reports/view_document.htm?id=111010112002390] [läst: 27.1.2014]

UNSCEAR 1993. SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes.

UNSCEAR 2000. SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes. Volume I: SOURCES, Volume II: EFFECTS.

UNSCEAR 2008. SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with scientific annexes. Volume I: SOURCES.

Statistikcentralens statistik "Finländarnas resor".

Vaaramaa K, Solatie D, Aro L. Distribution of ^{210}Pb and ^{210}Po concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems. *Science of the Total Environment* 2009; 408: 84–91.

Valsta L, Kaartinen N, Tapanainen H, Männistö S, Sääksjärvi K. (red.) Ravitsemus Suomessa – FinRavinto 2017 -tutkimus. Helsingfors: 2018.

LITTERATUR

Vesterbacka P, Vaaramaa K. Porakaivoveden radon- ja uraanikartasto. STUK-A256. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2013.

Vesterbacka P. (red.). Övervakningen av strålningen i miljön i Finland. Årsrapport 2013. STUK-B174. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2014.

Vesterbacka P. (red.). Övervakningen av strålningen i miljön i Finland. Årsrapport 2014. STUK-B190. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2015.

Vesterbacka P. (red.). Övervakningen av strålningen i miljön i Finland. Årsrapport 2015. STUK-B204. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2016.

Vesterbacka P. (red.). Övervakningen av strålningen i miljön i Finland. Årsrapport 2016. STUK-B215. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2017.

Vesterbacka P. (red.). Övervakningen av strålningen i miljön i Finland. Årsrapport 2017. STUK-B226. Helsingfors: Strålsäkerhetscentralen; 2018.

A



ISBN 978-952-309-495-6

ISSN 2243-1888

STUK

Säteilyturvakeskus

Strålsäkerhetscentralen

Radiation and Nuclear Safety Authority

Flänsvägen 4, 00880 Helsingfors

Tfn (09) 759 881

fax (09) 759 88 500

www.stuk.fi