

# Radioaktiva ämnen i livsmedel och i dricksvatten från egen brunn

## Riskvärderingsrapport

av Kjetil Svensson.





# Innehåll

Sammanfattning .....	4
Förord .....	5
Inledning .....	6
Livsmedelsverkets nuvarande råd om radioaktiva ämnen: .....	6
Riskvärdering cesium-137 .....	7
Faroidentifiering .....	7
Farokarakterisering.....	7
Exponeringsuppskattning .....	8
Scenario 1: cesium i älgkött och (renkött).....	8
Scenario 2: cesium i vildsvinskött.....	9
Scenario 3: cesium i svamp.....	10
Riskkarakterisering .....	11
Scenario 1: cesium i älgkött och (renkött).....	11
Scenario 2: cesium i vildsvin .....	12
Scenario 3: cesium i svamp.....	13
Specifika frågeställningar: .....	13
Riskvärdering radon.....	15
Faroidentifiering .....	15
Farokarakterisering/Riskkarakterisering .....	15
Exponeringsscenarier .....	16
Aldrig-rökare i Sverige: <sup>3</sup> .....	16
Rökare i Sverige: .....	16
Specifika frågeställningar: .....	17
Referenser cesium-137.....	18
Referenser radon.....	19

# Sammanfattning

Efter kärnkraftsolyckan i Tjernobyl 1986 fick delar av Sverige nedfall av framför allt radioaktivt jod och **cesium** genom regnet. Det högsta nedfallet uppmättes runt Gävle och i Sundsvalls- och Härnösandstrakten. Cesium-137 med en fysikalisk halveringstid på 30 år, är den enda radionuklid som idag har en kvarstående effekt i Sverige. Stora lokala variationer i nedfallet förekom, mest beroende på hur mycket det regnade när det radioaktiva molnet passerade. Detta är en starkt bidragande orsak till att koncentrationen av cesium-137 i bär, svamp och fisk kan variera mellan mycket närbelägna platser. Radioaktivt cesium påträffas fortfarande i till exempel renkött och annat vilt samt i insjöfisk och svamp. Baslivsmedel köpta i butik är dock inget problem idag.

Livsmedelsverket fastställde ett gränsvärde om 300 Bq/kg (Bequerel/kg) för högsta tillåtna halt av cesium i all mat som säljs, utom för ren- och viltkött, insjöfisk, bär, svamp och nötter som får innehålla 1 500 Bq/kg. Gränsvärdena baserades dels på konsumtionsdata, dels på att stråldosen från livsmedel inte borde överstiga 1 mSv/år (milliSievert/år).

**Radon** är en ädelgas som bildas när grundämnet radium sönderfaller. Radium bildas vid sönderfall av uran, som finns i berggrunden. Vid radioaktivt sönderfall av radon avges alfastrålning. Alfastrålningen är ofarlig utanför kroppen eftersom hudens hornlager hindrar strålningen att nå in i kroppen. Men om radon eller radondöttrar kommer in i kroppen vid inandning eller intag av dricksvatten når alfastrålningen oskyddade celler.

I Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter finns gränsvärden för radon i vatten. Vatten som innehåller mer än 100 Bq/l klassas som tjänligt med anmärkning, medan vatten med mer än 1 000 Bq/l bedöms som otjänligt för användning som livsmedel – det ska alltså inte drickas. Strålsäkerhetsmyndigheten bedömer att ca 500 personer årligen dör i lungcancer orsakat av radon. Riskerna med att dricka radonhaltigt vatten är små. En vuxen som dricker vatten som innehåller 1 000 Bq/l beräknas få ett tillskott på 0,2 mSv till den årliga bakgrundsstrålningen (ca 2,2 mSv) vid ett intag av två liter vatten per dygn.

# Förord

Livsmedelsverket arbetar för att skydda konsumenternas intressen genom att arbeta för säker mat och bra dricksvatten, att informationen om maten är pålitlig så ingen blir lurad och för att främja bra matvanor.

En av Livsmedelsverkets uppgifter är att ta fram och förvalta olika konsumentråd som rör livsmedel och dricksvatten. Råden baseras på vetenskapliga rön och behöver löpande uppdateras.

Livsmedelsverkets rapport nr 19 om radioaktiva ämnen i livsmedel består av två delar, där del 1 är en riskhanteringsrapport och del 2 är en oberoende riskvärdering eller kunskapsöversikt.

I denna rapport del 2 redovisas en riskvärdering som är uppdaterad utifrån aktuellt kunskapsläge i ämnet. Den har tagits fram och sammanställts av Livsmedelsverkets experter inom området toxikologi.

Rapporten har tagits fram på beställning av Livsmedelsverkets Rådgivningsavdelning och besvarar både allmänna samt specifika frågeställningar. Den är uppdelad i faroidentifiering, farokarakterisering, exponeringsuppskattning och riskkarakterisering av cesium-137 och radon och innefattar även en del, där de specifika frågeställningarna besvaras. I riskvärderingen ingår inte åtgärdsförslag till hur eventuella risker ska hanteras. Det redovisas i motsvarande riskhanteringsrapport.

Följande personer har arbetat med att ta fram denna rapport: Kertil Svensson, senior riskvärderare och toxikolog samt granskad av Lilianne Abramsson, riskvärderare och toxikolog. Per Bergman, avdelningschef på Risk- och nyttovärderingsavdelningen, har godkänt publicering av rapporten.

Livsmedelsverket december 2018

# Inledning

## Livsmedelsverkets tidigare råd (2018) om radioaktiva ämnen:

### Cesium-137 i svamp, bär och vilt

Cesium-137: Vissa matsvampar, som sandsopp och rimsskivling, tar upp mer cesium än andra. Men det är ingen fara att äta svamparna, särskilt inte om de har plockats där det radioaktiva nedfallet var litet.

Men om du äter mycket vilt, bär och svamp bör du välja svampsorter som inte tar upp så mycket cesium, till exempel trattkantarell, rödgul trumpetsvamp, champinjon, gul kantarell eller Karljohansvamp.

Ett sätt att minska mängden cesium i svampen är att koka den och sedan hälla bort kokvattnet. Då kan halten sjunka med upp till hela 80 procent.

### Konsumtionsråd om radioaktiva livsmedel (cesium-137)

Livsmedel som innehåller upp till 300 Bq/kg kan konsumeras i normal omfattning.

Livsmedel som innehåller 300-1 500 Bq/kg bör inte konsumeras oftare än någon gång i veckan.

Livsmedel med högre halter bör inte konsumeras mer än några gånger per år.

Livsmedel med halter över 10 000 Bq/kg bör man inte äta alls.

### Råd om egen brunn (radon)

Otjänligt: > 1000 Bq/liter. Störst risk för hälsoeffekter vid inandning av radonhaltig luft, t.ex. vid duschning. Radon från vatten kan tillsammans med radon från mark och byggnadsmaterial ge höga halter i bostadsluften. I en enskild fastighet kan halten minskas genom kraftig luftning i radonavskiljare eller med andra metoder. För att undvika höjningar av radonhalten inomhus måste avgående gas ledas bort från bostaden.

Nedan ges en bakgrund till den naturliga bakgrundstrålningen som vi alla utsätts för inklusive bidraget från cesium-137 i livsmedel (ca 0,5 %).

Bakgrundstrålning kommer från:	mSv/år
Kosmisk strålning	0,3
Kalium-40 i kroppen	0,2
Medicinska undersökningar	0,9
Radioaktiva ämnen som finns naturligt i mark och byggmaterial	0,6
Radionuklider som förekommer naturligt i mat och dryck	0,2
(Radon i inomhusluften)	ca 0,6
Cesium-137 från livsmedel	0,01

*Tabell. Den totala genomsnittliga stråldos som den som inte bor i radonhus i Sverige utsätts för uppskattas till 2,2 mSv/år. Läget kan se något annorlunda ut för personer som är storkonsumenter av produkter från naturen i nedfallsdrabbade områden. Den extra stråldos vi får från livsmedel bör inte överstiga 1 mSv/år (SSM, 2010).*

# Riskvärdering cesium-137

## Faroidentifiering

Efter Tjernobyloolyckan den 26 april 1986 spreds en mängd olika radioaktiva ämnen i naturen och kontaminerade enorma områden av Europa. I delar av Sverige deponerades stora mängder isotoper av framförallt jod (jod-131) och cesium (cesium-134 och -137). De första åren efter olyckan blev många av de livsmedel vi använder från jord- och lantbruk och från skogen tvungna att mätas för radioaktivt innehåll och vissa gränsvärden sattes upp för försäljning av dessa. Idag, 30 år efter olyckan är cesium-137 (fortsättningsvis kallad cesium) som har en halveringstid på 30 år den enda isotop med kvarvarande effekt i det svenska ekosystemet. Halterna av cesium i de flesta livsmedel är dock mycket låga och i de allra flesta fall under gränsvärdena.

Ett undantag är dock i svamp, där halterna har varit relativt konstanta eller hos vissa arter till och med ökat. Orsaken till att skogsprodukter har högre halter av cesium och längre halveringstider av cesium i dessa är att de växer på näringsfattig mark som inte brukas (t ex gödglas) och utan inslag av lermineral som lätt binder cesium. Svampmycelet tycks också spela viss roll. Under de allra sista åren har dessutom överskridanden i kött från vildsvin observerats beroende på en ökad utbredning av vildsvinsstammen norröver i nedfallsdrabbade områden som Uppsala och Västmanlands län. Sporadiskt sker överskridanden av gränsvärdet också i kött från vilt som älg och rådjur samt ren. Förhöjda halter av cesium påträffas också lokalt i insjöfisk. Nedgången av cesium i vilt går långsamt med en årsvariation som huvudsakligen beror på tillgången av svamp (möjligen specifikt hjorttryffel för vildsvin) under hösten. Hög nederbörd leder, förutom till större tillgång på svamp, också till högre halter i svamp som är en betydande del i viltets kosthållning.

## Farokarakterisering

Cesium avger joniserande strålning i form av beta- och gammastrålning. Joniserande strålning kan ge upphov till strålningsinducerad cancer. För cesium-137 har fastställts en doskoefficient (en faktor som är specifik för den materia som träffas av strålningen vilket avgör stråldosen) vid intern bestrålning via munnen på 0,013 mSv/kBq hos personer över 17 år. En mSv i stråldos motsvaras av 75 000 Bq cesium-137 (se SJV, 2002, kap 4 och 5 för mer info; [www.slv.se](http://www.slv.se)). Denna stråldos på 1 mSv var också den maximala stråldos som en individ ej borde överskrida per år via intag från livsmedel enligt dåvarande Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM, då Strålskyddsinstitutet; SSI) 1986. Detsamma gäller idag. En extra stråldos till allmänheten på 1 mSv per år medför små hälsorisker som inom det generella internationella strålskyddsarbetet anses vara acceptabla. 50 års exponering för en sådan extra dos (totalt 50 mSv) beräknas ge en riskökning att få cancer som är 0,25 % (International Commission on Radiological Protection; ICRP, 2007). Denna risk kan jämföras med den genomsnittliga bakgrundsrisk att få cancer som är ca 1/3 (dvs ca 33 %; med andra ord antas en extra stråldos på 1 mSv vara orsak till knappt 1/130 av alla cancerfall). Ökningen till följd av en sådan exponering ligger långt under den cancerrisk som beror på livet självt där levnadsvanor, bostadsort och förändringar i cancerfrekvens med tiden ingår. Vid 10 mSv per år beräknas motsvarande absoluta cancerrisk från strålning vara 2,5 %.



# Exponeringsuppskattning

## Scenario 1: cesium i älgkött och (renkött)

Livsmedelsverket utför vart femte år en ”Matkorgsundersökning” där syftet är att undersöka innehållet i en typisk svensk matkorg, det vill säga innehållet i de livsmedel som en medelsvensk konsument äter däribland innehållande radioaktiva ämnen. Innehållet i matkorgen utgår från Jordbruksverkets data för konsumtionen av livsmedel beräknat per person i Sverige. Vanligen köps varor in från olika typer av butiker i en eller flera städer. Livsmedlen sammanförs i livsmedelsgrupper (cerealier, bröd, kött, fisk, mejeriprodukter, ägg, fetter och oljor, grönsaker, frukt, samt potatisprodukter) samt till ett prov där alla grupper läggs ihop för att spegla den sammansättning genomsnittligen som befolkningen i Sverige äter under ett år.

Enligt matkorgsundersökningar 1995 (SSI, SLV) samt 2005 (SSI) erhåller normalkonsumenten ca 300 - 800 Bq cesium-137 per år från livsmedel införskaffade i butik. Den högre siffran avspeglar nedfallsdrabbade områden. Detta cesiumintag motsvarar en stråldos på ca 4-10 µSv per år (1 mSv i stråldos från cesium-137 motsvarar ca 75 000 Bq). SSM anger att interndosen från cesium i livsmedel i genomsnitt över landet är 2,5 µSv per år. Från livsmedel införskaffade via jakt, fiske, svamp- och bärplockning samt från direktkonsumtion av renkött är stråldosen betydligt högre men troligtvis sällan högre än 1 mSv per år (SSI, 1997). Konsumtionen av ovanstående livsmedel är svår att beräkna varför några scenarier tagits fram för att uppskatta stråldosen (exponeringen) från dessa per år. Av betydelse är egentligen endast konsumtion av livsmedel som renkött och älgkött vilka konsumeras mer stadigvarande under året och som huvudingrediens i maten hos vissa befolkningsgrupper.

Vissa år kan medelhalten i älgkött från nedfallsdrabbade områden som i Gävleborgs län samt i Västernorrlands län överstiga gränsvärdet på 1500 Bq/kg varför bland annat ett ”worst case” scenario på dubbla gränsvärdet (3000 Bq/kg) valts. Nedanstående scenarier har valts:

1. En referenskonsumtion<sup>1</sup> av 50 kg älgkött/renkött med halten 1500 Bq cesium/kg per år ger:  
 $50 \text{ kg/år} \times 1500 \text{ Bq/kg} = 75\,000 \text{ Bq/år} \Rightarrow 1 \text{ mSv/år}$
2. En medelkonsumtion av renkött (0,1 kg/år) samt vilt (1,6 kg/år; hare, rådjur, älg) enligt Jordbruksverkets konsumtionsstatistik (SJV, 2015) med halten 1500 Bq cesium/kg per år ger:  
 $1,7 \text{ kg/år} \times 1500 \text{ Bq/kg} = 2\,550 \text{ Bq/år} \Rightarrow 34 \text{ µSv/år}$
3. En konsumtion av 118 kg älgkött (168 kg slaktvikt<sup>2</sup>) per älg från 87000 älgar fördelat på ca 300 000 jägare med halten 3 000 Bq cesium/kg per år ger:  
 $118 \text{ kg/år} \times 87000/300000 \times 3000 \text{ Bq/kg} = 102\,660 \text{ Bq/år} \Rightarrow 1,37 \text{ mSv/år}$

Kommentarer till scenarierna:

Scenario 1.) visar att en konsumtion på 50 kg av älgkött/renkött per år med halten 1500 Bq/kg av cesium ger ett intag av cesium motsvarande 1 mSv/år i stråldos.

---

<sup>1</sup> Referenskonsumtion är den mängd produkt med halten 1500 Bq cesium/kg (gränsvärdet) som kan konsumeras under 1 år utan att överskrida en stråldos på 1 mSv/år.

<sup>2</sup> Naturvårdsverket, 2014

Scenario 3.) baseras på en medelvikt ätlig köttandel på 118 kg (70 % av slaktvikten 168 kg hos vuxna tjurar). Jägare är antalet registrerade jägare i Sverige säsongen 2015/16 och av dessa jagar troligen inte alla älg. Följaktligen är exponeringen per jägare högre än i exemplet ovan. Det bör dock noteras att exponeringen per jägare (av älg) förmodligen ändå är avsevärt lägre då älgköttet ofta konsumeras av flera personer i ett hushåll eller bland vänner. En uppskattning utifrån ett projekt "Bly i viltkött" på Livsmedelsverket (SLV, 2014) är att köttet bör delas på tre personer istället för endast jägaren. Ger då stråldosen 0,46 mSv/år istället för 1,37 mSv/år i scenario 3.

## Scenario 2: cesium i vildsvinskött

Konsumtionen av vildsvinskött är svår att beräkna varför några scenarier tagits fram för att beräkna stråldosen (exponeringen) från vildsvinskött per år. Konsumtion av vildsvinskött kan jämföras med konsumtion av renkött och älgkött som konsumeras mer stadigvarande under året och som huvudingrediens i maten. Därför har ett "worst case" scenario på dubbla gränsvärdet (3000 Bq/kg) valts, även för vildsvinskött. Under 2010-13 (SLU 2013) observerades cesiumhalter med 10 % över gränsvärdet 1500 Bq/kg och som högst 4840 Bq/kg i vildsvinskött som skjutits i nedfallsdrabbade områden i Uppsala (C) län och Västmanlands (U) län och i några få undantag i Sörmlands (D) län. Helt nyligen har dock cesiumhalter på upp till 40 000 Bq/kg uppmäts i vildsvin inrapporterade till SSM. Halterna av cesium i de 2 pilotprojekt (SLU 2013) som utförts på vildsvin visar på en medelhalt av 789 Bq/kg (1109 Bq för suggor och 556 Bq för galtar) baserat på 72 vildsvin i det första pilotprojektet (SLU, 2013 a, b). I det andra pilotprojektet var halterna 744 Bq/kg (Uppsala) och 562 Bq/kg (Västmanland) baserat på 119 vildsvin (SLU, 2013). Några scenarier för exponering för stråldoser från cesium via vildsvinskött har tagits fram, som troligen kan motsvara den situation vi fortfarande har för överskridande av gränsvärdet 1500 Bq/kg i älgkött vissa år. Nedanstående scenarier har valts:

4. En referenskonsumtion av 50 kg vildsvinskött med halten 1500 Bq cesium/kg per år ger:  
 $50 \text{ kg/år} \times 1500 \text{ Bq/kg} = 75\,000 \text{ Bq/år} \Rightarrow 1,0 \text{ mSv/år}$
5. C+ D+ U-län: En konsumtion av 48 kg vildsvinskött (73 kg slaktvikt) per vildsvin från 11838 vildsvin fördelat på 20672 jägare med medelhalten 789 Bq/kg (SLU, 2013 a, b) per år ger:  
 $48 \text{ kg/år} \times 11838/20672 \times 789 \text{ Bq/kg} = 21\,688 \text{ Bq/år} \Rightarrow 0,29 \text{ mSv/år}$
6. C+ D+ U-län: En konsumtion av 48 kg vildsvinskött (73 kg slaktvikt) per vildsvin från 11838 vildsvin fördelat på 20672 jägare med halten 3 000 Bq/kg per år ger:  
 $48 \text{ kg/år} \times 11838/20672 \times 3000 \text{ Bq/kg} = 82463 \text{ Bq/år} \Rightarrow 1,1 \text{ mSv/år}$

### **Kommentar till scenarierna:**

Vildsvinsscenarierna, 4-6, baseras på en medelvikt ätlig köttandel på 48 kg (65% av slaktvikten 73 kg hos vuxna galtar) och inte på årsungar på 32 kg. Andelen skjutna årsungar beräknas vara ca 44 % av skjutna vildsvin i de aktuella länen. Jägare är antalet registrerade jägare i de nämnda länen år 2010 och av dessa jagar inte alla vildsvin. Följaktligen är exponeringen per jägare högre än i exemplet ovan. Det bör dock noteras att exponeringen per jägare förmodligen ändå är

avsevärt lägre då vildsvinsköttet ofta konsumeras av flera personer i ett hushåll eller bland vänner.

Scenario 4.) visar att en konsumtion på 50 kg av vildsvinskött per år med halten 1500 Bq/kg av cesium ger ett intag av cesium motsvarande en stråldos på 1 mSv per år.

Scenario 5 - 6.) antar att endast registrerade jägare konsumerar de vildsvin som skjutits i de 3 länen tillsammans. Detta uttrycks sedan som en medelkonsumtion per jägare och år (27,5 kg). Det är av intresse att notera att det skjuts flest vildsvin i Sörmland med vad vi vet endast låga halter av cesium och ett betydligt mindre antal vildsvin i Uppsala län men som har högre halter cesium.

Som jämförelse kan nämnas att under jaktsäsongen 2009/2010 sköts närmare 65000 vildsvin i Sverige och bidrog till att vi åt närmare 2400 ton vildsvinskött (Svenska Jägareförbundet, 2013). Baserat på 272 048 registrerade jägare (som dock huvudsakligen inte jagar vildsvin) i Sverige och fördelat på dessa ger detta en genomsnittlig konsumtion på ca 8,8 kg per år och jägare.

### Scenario 3: cesium i svamp

Konsumtion av plockad svamp är svår att beräkna varför några scenarier tagits fram för att beräkna stråldosen (exponeringen) från svamp per år. Vissa år, beroende på större nederbörd, kan större mängder av cesium generellt erhållas i svamp beroende på att svampen tar upp relativt grunt liggande cesium i marken. Av större betydelse för halt av cesium i svamp är svampart, mycelets utbredning samt växtplats och markförhållanden. Mycket höga halter hittas sporadiskt i svamp (10 000 - 100 000 Bq/kg) i sandsopp och rimsskivling och det är fortfarande svårt att se en nedgång av cesiumhalter i svamp. Lägre halter hittar man i trattkantarell, rödgul trumpetsvamp, champinjon, gul kantarell eller Karl Johansvamp. Några scenarier för exponering för stråldoser av cesium via konsumtion av svamp har tagits fram. Scenarierna baseras på uppgifter om konsumtion av producerad matsvamp (3 kg) och en antagen halt (gränsvärdet 1500 Bq/kg) .

Nedanstående scenarier har valts:

7. En referenskonsumtion av 50 kg svamp med halten 1500 Bq/kg per år ger:  
 $50 \text{ kg/år} \times 1500 \text{ Bq/kg} = 75\,000 \text{ Bq/år} \Rightarrow 1,0 \text{ mSv/år}$
8. En konsumtion av 3 kg svamp med halten 1500 Bq/kg per år ger:  
 $3 \text{ kg/år} \times 1500 \text{ Bq/kg} = 4500 \text{ Bq/år} \Rightarrow 0,06 \text{ mSv/år}$

### Kommentar till scenarierna:

Scenario 7.) visar att en konsumtion av 50 kg svamp per år (ca 140 g/dag) med halten 1500 Bq/kg av cesium ger ett intag av cesium motsvarande 1 mSv per år i stråldos.

Scenario 8.) baseras på en per capita uppgift (troligen väl hög) enligt FOA (1993). Uppgifter om konsumtionen saknas i huvudsak och den är mycket svårt att uppskatta på grund av stor individuell variation i konsumtion av plockad matsvamp samt att matsvamp antingen konsumeras som maträtt (soppa) eller/och som krydda.

# Riskkaraktärisering

## Scenario 1: cesium i älgkött och (renkött)

Genom att mätningar har gjorts genom åren av hur mycket cesium som finns i individer (helkroppsmätning) ur olika befolkningsgrupper kan man uppskatta hur stora stråldoser som Tjernobylyolyckan faktiskt orsakar via intag genom födan (SSI, 2006). För befolkningen som helhet uppskattas den totala dosen under 50 år (1986-2036) bli 0,17 mSv i genomsnitt (cesium-137 + cesium-134). Idag uppskattas dostillskottet vara ca 0,002 mSv per år. Som jämförelse är bakgrundsstrålningen ca 2,2 mSv år.

Den mest utsatta av de studerade befolkningsgrupperna är renägande samer i Västerbotten. För denna grupp uppskattas den totala genomsnittliga dosen bli 13 mSv för hela femtioårsperioden. En annan grupp med högre doser som studerats är jägare i Gävleborgs län. I detta fall uppskattas den totala dosen till 3,1 mSv. För enstaka individer bland dessa har doserna blivit högre. Normalt antas 5 % av individerna i dessa undersökningar erhålla doser som är 2-3 gånger högre än genomsnittet (ca 10 mSv; antagandet har endast gjorts för jägarbefolkningen eftersom scenarierna huvudsakligen rör konsumtion av älgkött och vildsvinskött).

### *Beräkningar enligt SSM*

Enligt resonemanget under "Farokarakterisering" för älg- och renkött baserat på ICRPs riskkaraktärisering skulle en renägande same erhålla i genomsnitt 13 mSv under en femtioårsperiod vilket uttryckt som risken att få cancer skulle motsvara  $13/50 \text{ mSv} \times 0,25 \% \text{ dvs}$  ca 0,07 % att jämföras med den totala risken att få cancer på ca 33 %.

### *Beräkningar enligt Livsmedelsverket*

Enligt vårt "worst case" som är en överskattning och ej torde vara realistiskt skulle en älgjägare erhålla 1,37 mSv per år under x antal år, antag 50 år för jämförelsen enligt ovan, vilket leder till ett totalt intag på 68,5 mSv, motsvarande en risk att få cancer på ca 0,34 %, dvs ungefär en hundradel av bakgrundsrisk för att få cancer.

Den lägre cancer risken baserat på SSMs beräkningar (0,07 jämfört med 0,34 %) för en renägande same jämfört med en älgjägare består dels i,

- en bättre exponeringsuppskattning av SSM baserat på helkroppsmätningar av samer som intagit stora mängder livsmedel med cesium
- vidare att samens kött inte bara konsumeras av samens själv utan av t ex flera familjemedlemmar
- att processer vid tillagandet av köttet reducerar mängden cesium
- att hos renägande samer ska renköttet normalt sett vara kontrollerat och mätt mot gränsvärdet (1500 Bq/kg) och därför inte konsumeras om detta varit högre än gränsvärdet.
- dessutom räknar SSM med den fysikaliska avklingningen (halveringstid 30 år för cesium)
- samt halveringstiden i ekosystemet (en kombination av den fysikaliska och den ekologiska halveringstiden).

I vårt "worst case" scenario 3.) har vi antagit att alla älgar är älgdjurar (slaktvikt tjurkalv 168 kg) och att all ätlig andel (118 kg) endast konsumeras av jägarna själva (ca 300 000), samt att alla älgar innehåller 3000 Bq/kg vilket innebär grova överskattningar för dessa 3 parametrar.

Antag dock att scenariet med den renägande sammen (enligt SSM) är mer realistiskt så skulle i detta fall livstids-cancerrisken (50 år här) av strålningsinducerad cancer kunna uttryckas som  $7 \times 10^{-4}$  eller 0,07 %.

Internationellt diskuteras att en högre livstids-cancerrisk (70 år) än ett extra cancerfall per en miljon individer ( $1 \times 10^{-6}$  VSD; virtually safe dose) bör man inte acceptera. För livsmedeltillsatser och pesticidrester mm beräknas livstidsrisker vara något mindre. Det gäller dock inte risken för cancer då pesticider eller tillsatser med cancerframkallande egenskaper ej är tillåtna. Slutsatsen blir att utifrån en högre risk från intag av cesiuminnehållande livsmedel (i exemplet renägande same) jämfört med andra tillsatser/föroreningar i livsmedel är det motiverat att behålla nuvarande kostråd med viss modifiering enligt nedan:

- Livsmedel som innehåller upp till 300 Bq/kg kan konsumeras i normal omfattning.
- Livsmedel som innehåller 300 -1500 Bq/kg bör inte konsumeras oftare än några gånger i veckan.
- Livsmedel som innehåller 1500 - 3000 Bq/kg bör inte konsumeras oftare än några gånger i månaden.
- Livsmedel med halter över 10 000 Bq/kg bör inte konsumeras alls.

## Scenario 2: cesium i vildsvin

En annan grupp med förväntat högre doser som studerats av SSM, är jägare i Gävleborgs län. I detta fall uppskattas den totala dosen till 3,1 mSv under 50 år. För enstaka individer bland jägarna har doserna blivit högre. Normalt antas 5 % av individerna i dessa undersökningar erhålla doser som är 2-3 gånger högre än genomsnittet dvs ungefär 10 mSv. Scenariot ovan skulle kunna användas som ett "worst case" (ungefär 10 mSv under 50 år) också för jägare av vildsvin.

### *Beräkningar enligt SSM med viss modifiering*

Enligt resonemanget under "Farokarakterisering" baserat på ICRPs riskkarakterisering och ovan skulle en jägare av vildsvin i genomsnitt kunna erhålla ca 10 mSv under en femtioårsperiod vilket uttryckt som risken att få cancer skulle motsvara  $10/50$  mSv x 0,25 % dvs, ca 0,05 %, att jämföras med den totala risken att få cancer på ca 33 % (SSM-scenario).

### *Beräkningar enligt Livsmedelsverket*

Enligt vårt "worst case" 6.) som är en överskattning och ej torde vara realistiskt skulle en jägare av vildsvin erhålla 1,1 mSv per år under x antal år, antag 50 år för jämförelsen enligt ovan, vilket leder till ett totalt intag på 55 mSv, motsvarande en risk att få cancer på ca 0,25 % dvs ungefär 1/130 av bakgrundsriskens för att få cancer.

Den lägre cancerrisken för en vildsvinsjägare baserat på SSMs beräkningar består dels i;

- en bättre exponeringsuppskattning av SSM baserat på helkroppsmätningar av jägare som intagit stora mängder livsmedel med cesium,
- vidare att jägarens kött inte bara konsumeras av jägaren själv utan av t ex flera familjemedlemmar
- att processer vid tillagandet av köttet reducerar mängden cesium
- och att vildsvinsköttet normalt sett ska vara kontrollerat och mätt mot gränsvärdet (1500 Bq/kg) och därför inte konsumeras om detta varit högre än gränsvärdet.
- dessutom räknar SSM med den fysikaliska avklingningen (halveringstid 30 år för cesium)
- samt halveringstiden i ekosystemet (en kombination av den fysikaliska och den ekologiska halveringstiden).

I vårt "worst case" scenario har vi antagit att alla vildsvin är galtar (slaktvikt 73 kg) och all slaktvikt (ätbar andel av denna; 48 kg) endast konsumeras av jägarna själva i de tre länen, samt att alla vildsvin innehåller 3000 Bq/kg vilket innebär grova överskattningar för dessa 3 parametrar.

Men om vi istället baserar en uppskattad livstidscancerrisk utifrån en medelhalt av cesium i vildsvinskött (vårt scenario 5.) så skulle vi hamna på en livstidsrisk för att få cancer på (0,29 x 50/50 mSv/år) 0,07 %.

Antag i stället att scenariet för en jägare av vildsvin motsvarar jägarscenariet i Gävleborgstrakten (SSM-scenario: max 10 mSv under 50 år) är mer realistiskt än vårt scenario 6.) så skulle i detta fall livstidscancerrisken (50 år här) för att få strålningsinducerad cancer kunna uttryckas som 0,05 %.

Slutsatsen är att i nuläget bedöms inte exponeringen från cesium i vildsvinskött vara större än exponeringen från cesium i annat vilt, framför allt älg, och inte en oacceptabel hälsorisk.

### Scenario 3: cesium i svamp

Baserat på de båda scenarierna av antingen en konsumtion på 50 kg svamp med halten 1500 Bq/kg per år, som ger stråldosen 1 mSv/år eller konsumtion av 3 kg svamp per år med samma halt och som ger en stråldos av 0,06 mSv/år kan cancerrisken uttryckas enligt följande: I scenario 7.) enligt SSM att under 50 år erhålla 50 mSv ger en ökad risk för att få cancer på 0,25 % och enligt scenario 8.) en ökad risk att få cancer på 0,015 % (0,06 x 50/50 mSv).

## Specifika frågeställningar:

Livsmedelsverket har konsumtionsråd för olika halter av radioaktivitet, men hur ska konsumenten veta hur många Bq cesium/kg ett livsmedel innehåller?

**Svar:** Livsmedel som säljs i butik ska vara kontrollerade och får inte överstiga gällande gränsvärden. Livsmedel som ej sålts via butik utan införskaffats via jakt, fiske eller via konsumtion av bär, svamp eller renkött måste mätas vid t ex analyslaboratorium för att halten cesium ska kunna bestämmas.

Finns det riskgrupper som är särskilt känsliga för radioaktivitet via livsmedel, i så fall vilka?

**Svar:** Ja, spädbarn och små barn, som har en högre konsumtion av livsmedel per kg kroppsvikt och därför får en högre stråldos än en vuxen. Dessutom bör den längre levnadstiden för ett barn efter exponeringen jämfört med en vuxen, tas hänsyn till.

# Risikvärdering radon

## Faroidentifiering

Radon är en radioaktiv gas som bildas naturligt genom att uran i jordskorpan sönderfaller. Den vanligast förekommande isotopen är radon-222, som bildas vid sönderfall av radium-226 och ingår i den sönderfallskedja som börjar med uran-238 och slutar med bly-206. Vissa bergarter, som skiffrar och graniter, innehåller mer radon än andra (SSM, 2016). Vatten från jordlager och berggrund kan därmed innehålla radon. Särskilt höga halter kan finnas i vatten från bergboreade brunnar och i viss mån även i grävda brunnar där vattnet kommer från sprickor i berget (SSM, 2008).

## Farokarakterisering/Risikkarakterisering

Lungcancer är den främsta hälsorisk som är knuten till radon i bostäder. I sönderfallskedjan från radon-222, finns de positivt laddade jonerna polonium-218 och polonium-214, som häftar vid rök- och dammpartiklar och tenderar att fastna i lungorna då de andas in. Alfasönderfallen från dessa joner orsakar skador på lungorna och ökar därmed risken för lungcancer.

Den största hälsorisk med radon i vatten sker vid inandning av radon som avgår från vattnet till inomhusluften (SSM; 2008 och 2016). Riskerna med att dricka radonhaltigt vatten är små.

Ca 15 procent av lungcancerfallen i Sverige har uppskattats bero på radon i bostäder. Andelen motsvarar totalt ca 500 lungcancerfall per år, varav ca 50 bland personer som aldrig rökt (Perschagen et al., 1994). Att radon ökar risken för lungcancer har visats i både djurförsök och epidemiologiska studier. Radonets cancerogena effekt, precis som alla andra gentoxiska carcinogener, antas inte ha en tröskelnivå vilket innebär att cancerrisken minskar kontinuerligt ända ned till dosen noll. Det finns således en mycket liten risk att få cancer även vid mycket låg exponering. Att risken för lungcancer ökar linjärt med radonexponeringen i bostaden har visats av en samlad analys av flera europeiska epidemiologiska studier om radon och lungcancer (Darby et al., 2005). Analysen visade också att en ökning av radonhalten i bostaden med 100 Bq/m<sup>3</sup> motsvarar en ökning av risken för lungcancer med ca 16 % (IMM, 2013). Rökare löper dock betydligt större risk än icke-rökare att få lungcancer till följd av radonexponering på grund av kraftiga samverkans effekter mellan radon och rökning.

Den största hälsorisk med radon i vatten sker vid inandning av radon som avgår från vattnet till inomhusluften (SSM; 2008 och 2016). Det sker när radonhaltigt vatten används för vardagshygien, tappas upp eller används i tvätt- eller diskmaskiner. En grov tumregel är att om radonhalten i vattnet är 1 000 Bq/l får inomhusluften en radonhalt på ca 100 Bq/m<sup>3</sup> och på samma sätt om radonhalten i vattnet är 5 000 Bq/l uppskattas att inomhusluften har en radonhalt på ca 500 Bq/m<sup>3</sup>.

Riskerna med att dricka radonhaltigt vatten är små. Radon som man dricker tas upp i magsäcken och transporteras ut i kroppen och den största delen andas man ut inom en timme. Det som stannar kvar återfinns framför allt i fettvävnad. Radondöttrarna (sönderfallsprodukter av radon) i vattnet tas inte alls upp av kroppen. När man dricker vatten (2 liter/dag) som innehåller 1000 Bq/l (gränsvärdet) beräknas vuxna få ett tillskott på 0,2 mSv och barn 0,3 mSv till den årliga



bakgrundstrålningen på ca 2, 2 mSv.

Som hjälp för att förstå och kommunicera risken för radonassocierad lungcancer se räkneexemplen nedan om lungcancerriken vid olika radonhalter bland rökare och icke- rökare, som professor Lars Barregård från Arbets- och miljömedicin i Göteborg presenterat i en publikation om radonassocierad lungcancer (Barregård, 2015).

## Exponeringsscenarioer

### Aldrig-rökare i Sverige: <sup>3</sup>

Livstidsrisken för lungcancer i bostad med ”normal” radonhalt uppskattas till 0,3 %. Antag att man under lång tid i vuxen ålder bor i en bostad med 190 Bq/m<sup>3</sup> (d v s strax under gränsvärdet 200 Bq/m<sup>3</sup>) i stället för en bostad med 90 Bq/m<sup>3</sup>. Den relativa risken ökar med 16 % per 100 Bq/m<sup>3</sup> och blir då teoretiskt  $0,3 \times 1,16 = 0,35$  %. Den absoluta riskökningen blir alltså 0,05 %, vilket kan anses vara en ganska låg risk. Om man i stället bor i en bostad med 700 Bq/m<sup>3</sup> (300 000 personer bor i bostäder med en radonhalt > 400 Bq/m<sup>3</sup>) blir den teoretiska livstidsrisken  $0,3 \times (1 + 6 \times 0,16) = 0,6$  %, d v s fördubblad. En absolut riskökning på 0,3 % är högre än vad som accepteras i många andra fall när det gäller miljöhälsorisker. Om man som aldrig-rökare bor tillsammans med någon som röker i bostaden är ”basrisken” något högre till följd av tobaksröken och därmed blir effekten av radon också något större.

### Rökare i Sverige:

Uppskattad livstidsrisk för lungcancer är 5 % (högre för långvariga storrökare, lägre för ex-rökare). Antag att en rökare under lång tid i vuxen ålder bor i en bostad med 190 Bq/m<sup>3</sup> (d v s strax under gränsvärdet) i stället för en bostad med 90 Bq/m<sup>3</sup>. Den relativa risken ökar med 16 % per 100 Bq/m<sup>3</sup> och blir då teoretiskt  $5 \times 1,16 = 5,8$  %. Den absoluta riskökningen blir alltså 0,8 %, vilket kan anses vara en icke obetydlig risk. Om rökaren i stället bor i en bostad med 700 Bq/m<sup>3</sup> (300 000 personer bor i bostäder med en radonhalt > 400 Bq/m<sup>3</sup>) blir den teoretiska livstidsrisken  $5 \times (1 + 6 \times 0,16) = 10$  %, d v s fördubblad. Den absoluta riskökningen på 5 % är hög.

## Specifika frågeställningar:

Finns det i den vetenskapliga litteraturen data som kan ge information om det går att reducera exponeringen för radon via dricksvatten. Se nedan:

### **Åtgärder mot radon i vatten (SSM, 2005<sup>3</sup>)**

För att bli av med radon i vatten finns det fyra olika metoder. Att lufta vattnet eller att låta vattnet passera ett kolfilter är de vanligaste metoderna.

- **Luftning av vattnet**

För rening av vatten från radon används så kallade radonavskiljare. I dessa blandas finfördelat vatten med luft vid atmosfärstryck varvid radonet avgår till luften via diffusion. För att uppnå 90 procent eller högre reningsgrad kan det behövas att vattnet i radonavskiljaren flera gånger får cirkulera förbi pumpar eller att mycket luft får passera genom vattnet. Alternativt kan man tillföra större mängder luft, genom att låta vattnet cirkulera förbi ejektorer upprepade gånger eller att blåsa på luft.

- **Aktivt kol**

Vattnet får passera ett kolfilter varvid radonet adsorberas på kolet. För att nå en god effekt behöver kolfiltret vara relativt stort, minst 50 liter för ett enskilt hushåll. Effekten avtar med tiden och kolet behöver bytas ut med jämna intervaller. Hur ofta kolet behöver bytas beror på vilka ämnen vattnet innehåller och vilka halter det rör sig om. Metoden är inte lämplig om radonhalten ligger över 2 000 Bq/l. Radondöttrar och radium fastnar på kolet och det finns risk för att filtret avger gammastrålning.

- **Omvänd osmos**

Genom omvänd osmos får vattnet passera ett membran som släpper igenom vattenmolekylerna, men inte radon och radondotteratomerna eftersom dessa är större än vattenmolekylerna.

- **Lagring**

Om vattnet lagras försvinner radonet från vattnet på grund av att det sönderfaller naturligt. Halveringstiden för radon är 3,8 dygn. För att radonhalten ska minska med 90 procent behövs ca 13 dygns lagring. För vatten till ett enskilt hushåll kan man åstadkomma detta genom att lagra vattnet i två 10-20 m<sup>3</sup> stora tankar som växelvis används, men vid så lång lagring av vattnet kan det finnas risk för bakterietillväxt och andra kvalitetsproblem med vattnet. Ett alternativ till lagring är att överföra vatten från en borrhål brunn till en befintlig grävd brunn. Det går också att lagra vattnet genom att överföra det till en grusbädd i jorden (infiltration).

---

<sup>3</sup> För mer information se [www.stralsakerhetsmyndigheten.se](http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se)

# Referenser cesium-137

FOA (1993) R. Bergman, FOA rapport C40315-4.3, Umeå, 1993.

ICRP (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4).

Naturvårdsverket (2014) Viltkött som resurs, av Ewa Wiklund och Gunnar Malmfors. Rapport 6635. Stockholm

SJV (2002) Livsmedelsproduktion vid nedfall av radioaktiva ämnen; se [www.slv.se](http://www.slv.se)

SLU (2013) Slutrapport till SSM (SSM 2011/3135) för projektet: Radioaktivt cesium i vildsvin i Tjernobyldrabbade områden i Sverige. Institutionen för mark och miljö. Klas Rosén och Robert Weimer.

SLU (2013a) Radioaktivt cesium i vildsvin (*Sus scrofa*) – variabler som påverkar halterna av cesium-137 i vildsvin. Kandidat uppsats i biologi. Karl Fritzson, Uppsala.

SLU (2013b) Radioaktivt cesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) i vildsvin (*Sus scrofa*) från Tjernobyldrabbade områden i Sverige. Kandidat uppsats i biologi (2013:22). Emilie Hallqvist, Uppsala.

SLV (1997) Regeringsuppdrag rörande gränsvärde för cesium i kött och köttprodukter av vilt och ren mm, Dnr 3237/96, Livsmedelsverket.

SLV (2005) Matkorgsundersökningen 2005, Vår Föda nr 2, Livsmedelsverket

SLV (2014) Del 3 Bly i viltkött – riskvärdering. Livsmedelsverkets rapportserie nr 18, Livsmedelsverket.

SSI (1995) Möre, H., Becker, W., Falk, R., Brugård Konde, Å. och Swedjemark, G.A., (1995). Matkorgsundersökning hösten 1994. SSI rapport 95-22, Statens strålskyddsinstitut.

SSI (2006); Tema: Tjernobyl 20 år, Strålskyddsnytt nr 1, årgång 24, Statens strålskyddsinstitut.  
SJV (2015) Jordbruksverkets konsumtionsstatistik 2015; JO 44 SM 1501 [www.sjv.se](http://www.sjv.se)

SSI (2007) Rapport 2007:02 Strålmiljön i Sverige  
Svenska Jägareförbundet (2014)

# Referenser radon

Barregård L, radonassocierad lungcancer, 2015,  
<http://www.internetmedicin.se/page.aspx?id=5361>

Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, Deo H, Falk R, Forastiere F, Hakama M, Heid I, Kreienbrock L, Kreuzer M, Lagarde F, Mäkeläinen I, Muirhead C, Oberaigner W, Pershagen G, Ruano-Ravina A, Ruosteenoja E, Rosario AS, Tirmarche M, Tomásek L, Whitley E, Wichmann HE, Doll R. Radon in homes and lung cancer risk: Collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*. 2005; 330:223-229.

IMM (2013) Miljöhälsorapport 2013

Pershagen G, Åkerblom G, Axelson O, Clavensjö B, Damber L, Desai G, Enflo A, Lagarde F, Mellander H, Svartengren M (1994). Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *N Engl J Med*. 1994; 339: 159–64.

SSM (2008)

<http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/Publikationer/Rapport/Stralskydd/2008/ssi-rapp-2008-15.pdf>

SSM (2016) <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/start/Radon/Radonkallor/>





Livsmedelsverket

[www.livsmedelsverket.se](http://www.livsmedelsverket.se)