



SSI report

SSI Rapport

2007:02

Rapport från Statens strålskyddsinstitut
tillgänglig i sin helhet via www.ssi.se

Strålmiljön i Sverige

Pål Andersson et.al.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

SSI:s verksamhetssymboler



UV, sol och optisk strålning

Ultraviolet (UV) strålning från solen och solarier kan ge både lång- och kortsiktiga skador. Även annan optisk strålning, främst från lasrar, kan vara skadlig. Vi ger råd och information.



Solarier

Risken med att sola i solarium är sannolikt densamma som att sola i naturlig sol. SSI har därför tagit fram föreskrifter som även innehåller råd för den som solar i solarium.



Radon

i inomhusluft står för den största andelen av den totala stråldosen till befolkningen i Sverige. Vi arbetar med riskbedömning, mätteknik och rådgivning till andra myndigheter.



Sjukvård

står för den näst största andelen av den totala stråldosen till befolkningen. Genom föreskrifter och tillsyn strävar SSI efter att minska stråldosema för personal och patienter.



Strålning inom industri och forskning

Enligt strålskyddslagen krävs tillstånd för verksamhet med joniserande strålning. SSI ger ut föreskrifter och kontrollerar att de efterlevs, gör inspektioner, utredningar och kan stoppa farlig verksamhet.



Kärnkraft

SSI ställer krav på kärnkraftverken att strålskyddet för allmänhet, personal och miljö ska vara bra och kontrollerar fortlöpande att kraven uppfylls.



Avfall

SSI arbetar för att allt radioaktivt avfall tas omhand på ett från strålskyddssynpunkt säkert sätt.



Mobiltelefoni

Mobiltelefoner och basstationer avger elektromagnetiska fält. SSI följer utveckling och forskning för mobiltelefoni och dess eventuella hälsorisker.



Transporter

SSI verkar nationellt och internationellt för att radioaktiva preparat inom sjukvården, strålkällor inom industrin och utbränt kärnbränsle ska transporteras på ett säkert sätt.



Miljö

Säker strålmiljö är ett av de 15 miljömål som riksdagen beslutat om för att uppnå en ekologiskt hållbar utveckling i samhället. SSI ansvarar för att detta mål uppnås.



Biobränsle

från träd som innehåller cesium, till exempel från Tjernobylolyckan, är ett problem som SSI idag forskar kring.



Kosmisk strålning

Flygpersonal kan i sitt arbete utsättas för höga nivåer av kosmisk strålning. SSI deltar i ett internationellt samarbete för att kartlägga stråldosema till denna yrkesgrupp.



Elektriska och magnetiska fält

SSI arbetar med risker av elektromagnetiska fält och vidtar åtgärder om risker identifieras.



Beredskap

SSI har dygnet-runt-beredskap för att skydda människor och miljö från konsekvenser av kärnenergiolyckor och andra strålningsolyckor.



SSI Utbildning

ska bidra till att tillgodose det utbildningsbehov som finns på strålskyddsområdet. Verksamheten finansieras genom kursavgifter.

FÖRFATTARE/ AUTHOR: Pål Andersson, Monica Carlsson, Rolf Falk, Lynn Hubbard, Wolfram Leitz, Lars Mjönes, Hans Möre, Leif Nyblom, Ann-Louise Söderman, Katarina Yuen Lasson, Gustav Åkerblom och Elisabeth Öhlén.

AVDELNING/ DEPARTMENT: Avdelningen för beredskap och miljöövervakning / Department of Emergency Preparedness and Environmental Assessment.

TITEL/TITLE: Strålmiljön i Sverige / The radiation environment in Sweden.

SAMMANFATTNING: Rapporten beskriver, och redovisar resultat från, den strålmiljöövervakning som bedrivits i Sverige sedan 1950-talet. Genomsnittliga doser till befolkningen och till speciella befolkningsgrupper redovisas också.

En stor del av övervakningen har rört nedfallet och spridningen i ekosystemen av radioaktiva ämnen från de atmosfäriska kärnvapenproven och Tjernobylyolyckan.

Den genomsnittliga stråldosen från ^{137}Cs är mycket låg, men är något högre i vissa befolkningsgrupper, t.ex. renskötare. Karteringar av naturligt förekommande radioaktiva ämnen i mark, dricksvatten och inomhusluft visar att strålningen från mark och byggnadsmaterial utgör, vid sidan av medicinsk bestrålning, den största andelen av den genomsnittliga totala stråldosen.

Dosen från dricksvatten från bergborrade brunnar eller från radon i inomhusluften kan vid högre halter utgöra det dominerade dosbidraget. Rökning innebär att risken från radon ökar avsevärt.

UV-instrålningen vid mätstationen i Norrköping har ökat med ca 10 procent sedan början av 1980-talet, till största delen beroende på minskad molnighet. Exponeringen för UV-strålningen är dock mer beroende av befolkningens beteende, och ca 25 procent av den totala exponeringen uppskattas ske utomlands.

Det finns ännu inga långa tidsserier som visar utvecklingen vad avser elektromagnetiska fält i utomhusmiljön generellt. De mätprojekt som genomförts indikerar dock nivåer långt under gällande referensvärden

SUMMARY: The report describes, and reports data from, the monitoring of the radiation environment which has been conducted in Sweden since the 1950s. Average doses to the general public as well as to special groups of the public are also reported. Environmental monitoring concerning radiation has to a great extent focused on deposition and occurrence of radioactive elements originating from the atmospheric nuclear weapon tests and the Chernobyl accident.

The average dose from ^{137}Cs is very low, although it is somewhat higher in the group "reindeer herders". Surveys of naturally occurring radioactive elements in soil, drinking water and indoor air show that radiation from soil and building materials constitutes, besides medical use of radiation, the main part of the average total dose to the population.

The dose from drinking water from drilled wells or from radon in indoor air may dominate the total dose in certain cases. Smoking increases the risk of radon considerably. UV-radiation has increased with 10 percent over the last 22 years at the location of the monitoring station. This is mainly explained by a decreased cloudiness.

The exposure for UV is however more dependent on behaviour, and approximately 25 percent of the total exposure takes place abroad. Presently there are no time series concerning electromagnetic fields in the outdoor environment. However, measurements indicate levels well below the reference values.



Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
1. Inledning	9
2. Källor till strålning i Sverige	11
Naturligt förekommande joniserande strålning	11
<i>Kosmisk strålning</i>	11
<i>Uran- och toriums sönderfallskedjor</i>	11
<i>Kalium</i>	14
Joniserande strålning producerad av människan	14
<i>Atmosfäriska kärnvapenprovsprängningar</i>	15
<i>Olyckan i Tjernobyl</i>	15
<i>Kärntekniska anläggningar och andra verksamheter</i>	16
Ultraviolet strålning	17
Elektromagnetiska fält	19
<i>Statiska fält</i>	19
<i>Lågfrekventa fält</i>	19
<i>Radiofrekventa fält</i>	21
3. Miljöövervakning av strålning i Sverige	23
Sammanfattning	23
Nationell övervakning	23
<i>Joniserande strålning i luft, vatten och livsmedel</i>	23
<i>UV-strålning</i>	28
Regional övervakning	29
Lokal övervakning kring kärntekniska anläggningar	30
Karteringar	30
Övriga mätprogram och studier	31
Mätningar i beredskapssyfte	32
4. Tillstånd och trender i Sverige	35
Sammanfattning	35
Joniserande strålning och radioaktiva ämnen	35
<i>Kosmisk strålning</i>	35

<i>Joniserande strålning från marken</i>	38
<i>Radioaktiva ämnen i luft</i>	42
<i>Radioaktiva ämnen i naturliga landekosystem</i>	47
<i>Radioaktiva ämnen i jordbruket</i>	61
<i>Radioaktiva ämnen i sötvattensystem</i>	65
<i>Radioaktiva ämnen i marina ekosystem</i>	70
<i>Radioaktiva ämnen i livsmedel</i>	78
<i>Radioaktiva ämnen i människor</i>	90
<i>Tillstånd och trender kring kärntekniska anläggningar</i>	92
UV-strålning.....	93
Elektromagnetiska fält	95
<i>Statiska fält</i>	95
<i>Lågfrekventa fält</i>	95
<i>Radiofrekventa fält</i>	96
5. Doser till den svenska befolkningen	97
Sammanfattning	97
Sammanlagd dos joniserande strålning	98
Dosbidrag från olika källor till joniserande strålning.....	100
<i>Kosmisk strålning</i>	101
<i>Naturligt förekommande ämnen i byggnadsmaterial och mark – externdos inomhus</i>	104
<i>Naturligt förekommande ämnen i mark – externdos utomhus</i>	106
<i>Naturligt förekommande ämnen i dricksvatten och livsmedel (ej ⁴⁰K)</i>	109
<i>Radon i inomhusluft</i>	111
⁴⁰ K i kroppen	114
¹³⁷ Cs i marken.....	115
¹³⁷ Cs i livsmedel	118
<i>Stråldoser från kärntekniska anläggningar</i>	121
<i>Stråldoser från medicinska undersökningar</i>	122
Ultraviolet strålning	125
Elektromagnetiska fält	129
6. Referenser	131

Sammanfattning

Strålmiljön för allmänheten i Sverige domineras av medicinska undersökningar respektive bakgrundsstrålning från marken och byggmaterial i våra hus. Det visar den första svenska övergripande sammanställningen av miljöövervakningsdata och dosberäkningar inom strålningsområdet. Rapporten visar att människors beteende i form av solvanor och rökning kraftigt påverkar risken att skadas av strålning. Stråldosen till enskilda personer kan bli hög även på grund av till exempel höga radonhalter inomhus eller höga halter naturligt förekommande radionuklider i dricksvattnet.

Utifrån resultat från strålmiljöövervakning, karteringar och vissa långsiktiga forskningsprojekt har SSI för första gången sammanställt en helhetsbild av strålmiljön i Sverige. Rapporten redovisar tillstånd i miljön och trender för olika strålkällor samt beräknade medeldoser till befolkningen såväl som till specifika extra utsatta befolkningsgrupper. Sådana grupper kan till exempel utgöras av rökare när det gäller radon och renskötare när det gäller cesium-137.

Det finns många olika typer av källor till strålning i den svenska miljön. Till de naturliga hör bland annat solen, partiklar från yttre rymden, radon i luften och ett flertal radioaktiva ämnen i marken. Det finns också strålning som människan framställer, i till exempel solarier, radiosändare, elledningar och röntgenapparater samt från radioaktiva ämnen som bildas vid olika kärnreaktioner.

Statens strålskyddsinstitut (SSI) har ansvar för ett gott strålskydd för människan och miljön. Myndigheten bedriver därför långsiktigt miljöövervakning av strålning i Sverige, men även kommuner och andra myndigheter mäter och kartlägger den svenska strålmiljön. Miljöövervakning av strålmiljön har skett i Sverige sedan 1950-talet med varierande inriktning och omfattning. En stor del av övervakningen rör spridningen av radioaktiva ämnen från atmosfäriska kärnvapenprov, Tjernobylyolyckan och kärntekniska anläggningar, men även naturligt förekommande radioaktiva ämnen beaktas, bland annat i dricksvattnet, inomhusluft och mark, liksom UV-strålning och elektromagnetiska fält.

Doser till befolkningen

Eftersom rökning så kraftigt påverkar risken med radon, redovisas den totala dosen från joniserande strålning till aldrig-rökare respektive rökare separat. Den genomsnittliga stråldos som den aldrig-rökande delen av den svenska befolkningen utsätts för uppskattas av SSI till 2,4 mSv/år (Figur S1).

Stråldoserna till allmänheten från kosmisk strålning (0,3 mSv/år) och från kalium i kroppen (0,2 mSv/år) varierar i allmänhet endast marginellt mellan olika individer. För de övriga redovisade källorna är variationen mellan individer stor. Den största genomsnittliga källan (0,9 mSv/år) är olika medicinska undersökningar. Naturligt förekommande radioaktiva ämnen i mark och byggnadsmaterial ger i genomsnitt 0,6 mSv/år, medan de naturligt förekommande radionuklider som kommer in i kroppen via mat och vatten ger en årlig dos på ca 0,2 mSv. Radon i inomhusluften ger i genomsnitt en årlig stråldos på ca 0,2 mSv för aldrig-rökare. Dosen från cesium-137 är generellt sett låg jämfört med andra strålkällor (0,01 mSv/år).

Högre doser för vissa grupper

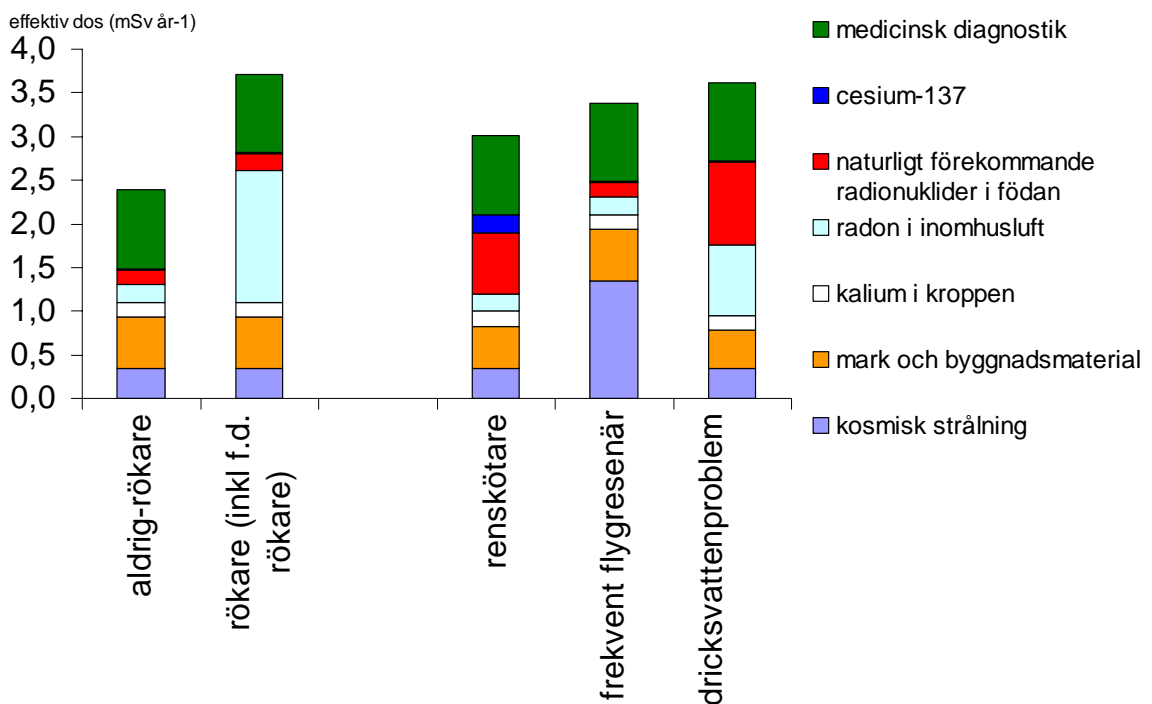
Även om den genomsnittliga stråldosen inte bedöms som ett problem kan vissa individer utsättas för betydligt högre doser. I figur S1 redovisas exempel på årsdoser för några befolkningsgrupper eller individer som på olika sätt avviker från genomsnittet.

Rökning innebär att risken förknippad med radon i inomhusluften ökar kraftigt. Risken vid medelhalten radon i inomhusluft motsvarar en dos på flera mSv per år för en daglig-rökare. Kombinationen rökning och höga radonhalter kan ge mycket höga risker och rökare utgör det stora flertalet av de ca 450 lungcancerfall som orsakas av radon varje år i Sverige. Även för hela gruppen rökare (inklusive före detta rökare, feströkare m.fl.) blir radon det dominerande genomsnittliga dosbidraget (figur S1).

Personer som äter mycket livsmedel med höga halter av cesium-137 från områden som drabbades hårdast av Tjernobylyolyckan kan komma upp i en extra dos från cesium-137 på 1-2 mSv/år. Medeldosen i riskgruppen renskötare är dock ca 0,2 mSv/år. Men som syns i figur S1 kan stråldosen från ett stort intag av renkött snarare domineras av naturligt förekommande polonium-210 som också finns i renkött.

En kanske för många okänd strålkälla är den kosmiska strålningen vid flygresor. Även om bidraget till de allra flesta är litet kan den som gör en utomnordisk resa en gång i veckan beräknas få en extradosa på 1 mSv under ett år.

Personer med borrade brunnar kan också få kraftigt höjd dos från höga halter av olika naturligt förekommande radioaktiva ämnen i dricksvattnet. I det exempel som redovisas här blir extradosen totalt drygt 1 mSv, men i extrema fall kan extradosen bli många mSv per år.



Figur S1. Genomsnittlig effektiv årsdos till befolkningen uppdelad på aldrig-rökare och rökare (dagligrökare, f.d. dagligrökare, feströkare etc.), samt exempel på doser till individer under speciella förutsättningar (se tabell 25).

Exponeringen för UV-strålning och elektromagnetiska fält (EMF) uttrycks inte i doser på samma sätt som för joniserande strålning. Medan riskerna förknippade med dagens exponering för EMF anses små, så är antalet dödsfall orsakade av malignt melanom, vilka till stor del orsakas av UV-strålning, i samma storleksordning som antalet dödsfall orsakade av radon (ca 450 per år).

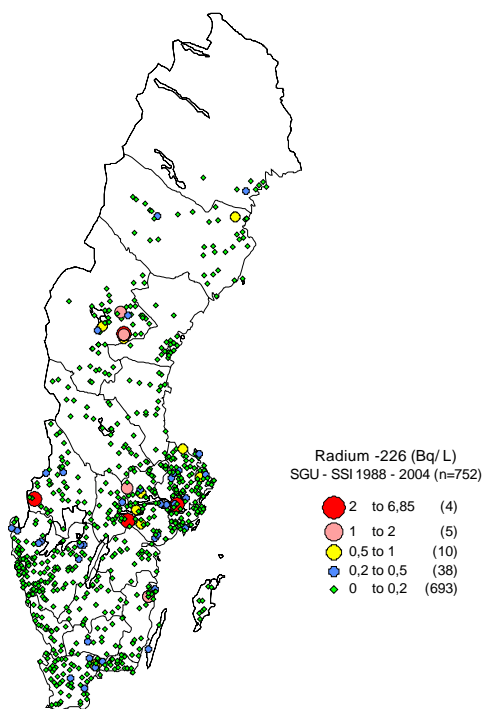
Trender i strålmiljön

Det ständigt pågående strålskyddsarbetet innebär att dosen från många viktiga källor kan förväntas minska snarare än öka. Det gäller till exempel från radon i inomhusluften, och dosen från naturligt förekommande nuklider i byggnadsmaterial och i dricksvatten. Även de redan låga doserna av radioaktiva ämnen i miljön från kärnvapenprovsprängningar och Tjernobylyckan minskar.

Det finns dock några områden där utvecklingen är mer osäker. Den sammanlagda dosen från medicinsk diagnostik har ökat med 25 procent sedan 1995, och om användningen av doskrävande datortomografiundersökningar fortsätter att öka så kan detta dosbidrag komma att öka ytterligare.

UV-exponeringen är ett orosmoment. På vissa håll i Sverige ökar UV-strålningen beroende på minskad molnighet, men ännu viktigare är hur befolkningens beteende förändras. En stor del av UV-exponeringen sker till exempel i samband med utlandsresor, vilket innebär att ändrade resvanor kan ha stor inverkan på UV-exponeringen.

Elektromagnetiska fält används i många tillämpningar i samhället idag. Exponeringen för radiofrekventa fält kan öka för vissa frekvenser med ökad användning av olika typer av trådlös kommunikation, men exponeringen är i dagsläget långt under gällande referensvärden.



Figur S2. Halten av ^{226}Ra i prover från 752 privata borrhåll (Kulich m.fl. 1988; Åkerblom m.fl., 2005).

Mer kunskap om naturliga radionuklider i grundvatten

Karteringar av naturligt förekommande radioaktiva ämnen i mark, dricksvatten och inomhusluft visar att halterna är relativt höga i Sverige jämfört med andra länder. Radioaktiva ämnen i dricksvatten kan vara en viktig källa till stråldos till människa. Dessa ämnen har sitt ursprung från sönderfallet av uran och torium, som förekommer naturligt i berggrunden. Halterna av naturliga radionuklider i marken varierar kraftigt över landet. Till exempel finns granitområden med relativt höga uran- och toriumhalter norr om Lysekil, norr om Falun och norr om Hornavan i Norrbottens inland. Undersökningar visar dock att det även finns exempel på mycket höga halter i grundvattnet av radionuklider som ingår i uranets sönderfallskedjor

trots att berggrunden har låga eller normala halter av uran. I dagsläget är inte halterna av naturligt förekommande radionuklider i dricksvatten från bergborrade brunnar i Sverige tillräckligt väl kända för att göra mer precisa uppskattningar av problemets omfattning (figur S2).

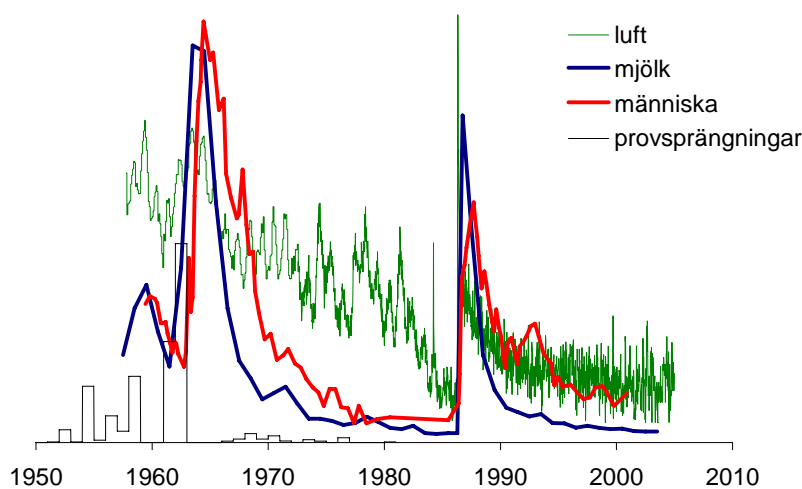
Minskande halter av cesium-137

Det radioaktiva ämnet cesium-137 spreds i miljön både i samband med de atmosfäriska kärnvapenproven under främst 1950- och 1960-talen, och vid Tjernobylyolyckan 1986. En viktig del av miljöövervakningen har därför varit att följa ämnet i den svenska miljön. Tre provslag har följts kontinuerligt: partiklar i luft, mejerimjolk och människor. Figur S3 visar hur halterna av cesium-137 på partiklar i luften i Stockholm samvarierar med den totala sprängkraften i atmosfäriska prov fram till 1980 då de atmosfäriska sprängningarna helt upphörde, och halterna började sjunka snabbare. Efter Tjernobylyolyckan 1986 var halterna under en kort tid högre än under 1960-talet, men de har sedan dess stadigt sjunkit igen.

I samma figur syns också hur halterna i mjölk och människa har utvecklats under provsprängningstiden och efter Tjernobylyolyckan. Halterna i mjölk sjunker relativt snabbt på grund av aktiva åtgärder i jordbruket som plöjning, gödsling, val av foder med mera. I människan är maxvärdet något fördröjt, eftersom det tar en viss tid innan nedfallet av cesium-137 tas upp av växter och djur, och till slut hamnar i våra livsmedel. Nedgången är långsammare i människan jämfört med mjölk. En förklaring till detta är att minskningen av cesium-137 i livsmedel från naturliga ekosystem, till exempel vilt, insjöfisk och svamp, är betydligt långsammare än i mjölk.

Strålning från medicinsk diagnostik ökar

Röntgenundersökningar och undersökningar med datortomografi utsätter patienter för stråldoser. Det gäller även isotopundersökningar där ett radioaktivt läkemedel söker sig till den del av kroppen som ska undersökas, till exempel skelettet, hjärnan, hjärtat eller njurarna. Medicinska undersökningar utgör den största genomsnittliga strålkällan för



Figur S3. Halten av ^{137}Cs i mejerimjolk (landsmedelvärde), partikelbundet i luft (Stockholm), i människor (kontrollgrupp Stockholm) samt den totala årliga sprängkraften (Mt) i atmosfäriska kärnvapentest. Observera att lufthalterna avser en logaritmisk skala.

Tabell S1. Exempel på röntgenundersökningar. Effektiva patientdoser (mSv) per undersökning samt antal årligen utförda undersökningar på vuxna patienter.

	Typisk dos	Antal undersökningar ^a
Tandröntgen intraoral per bild	0,01	13 000 000
Konventionell lungundersökning	0,08	1 000 000
Mammografi	0,1	750 000
Konventionell ländryggsundersökning	1,5	140 000
Datortomografi hjärna	2,2	180 000
Datortomografi thorax/buk	6,5/10	160 000

^aAntalet undersökningar är från 1994. Nuvarande antal förväntas vara ungefär detsamma, förutom för datortomografi som har ökat med en faktor 2-2,5 jämfört med angivna siffror.

befolkningen och dosbidraget har dessutom ökat med 25 procent sedan 1995. Det beror bland annat på att undersökningar med datortomografi har ökat kraftigt. Samtidigt har stråldosen från andra undersökningar minskat. En enkel röntgenbild hos tandläkaren motsvarar idag ungefär 0,01 mSv (tabellS1).

De individer som inte genomgår någon undersökning får naturligtvis ingen dos alls, medan dosen för en enskild omfattande undersökning kan vara 10 mSv eller högre. Sett över en längre tidsperiod kommer de flesta att genomgå en eller flera undersökningar så att livsdosen i någon mån varierar mindre mellan olika individer. Tillgänglig statistik är dock inte personbunden så det är svårt att uppskatta hur dessa undersökningar fördelar sig över befolkningen, men ca 1,5 miljoner människor uppskattas ha fått en effektiv dos överstigande 1 mSv under 2004. SSI kommer att begära in mer uppgifter från tandläkare och sjukhus för att få en mer heltäckande och aktuell bild av stråldosen från medicinska undersökningar.



Figur S4. Antalet hudcancerfall, ej malignt melanom, per 100 000 invånare för kvinnor. Länsmedelvärden år 2003.

UV-strålning

När det gäller effekter av strålning så ökar frekvensen av olika hudcancerformer orsakade av UV-strålning från solen och solarier. Malignt melanom orsakar nu mer än 400 dödsfall i Sverige varje år. I Norrköping, där man mätt UV-instrålningen sedan början av 1980-talet, har även UV-instrålningen ökat under de senaste 20 åren (cirka 10 procent), främst beroende på minskad molnighet. Det är ännu osäkert om instrålningen ökat på liknande sätt över hela landet. Det finns en geografisk variation över Sverige vad gäller UV-instrålning, där instrålningen generellt sett är lägre i norr och högre i söder. Exponeringen följer förmodligen samma geografiska mönster vilket stöds av skillnader i antalet hudcancerfall som upptäckts i olika län (Figur S4)

Människans totala exponering för UV-strålning, och den stora ökningen av hudcancer, är dock mest beroende av beteende. Hösten 2005 genomfördes den första av en årligen återkommande enkätundersök-

ning som SSI låter utföra för att öka kunskapen om befolkningens beteende och attityd till solen och solning. Enkätsvaren tyder till exempel på att exponeringen är högre i gruppen 18-24 år jämfört med äldre grupper och att exponeringen utomlands står för en fjärdedel av den totala exponeringen.

Elektromagnetiska fält

Det finns relativt få mätningar gjorda i Sverige som syftar till att kartlägga elektromagnetiska fält i miljön. Ofta görs mätningar av elektromagnetiska fält snarare som en kontroll av att specifika apparater, ledningar, sändare med mera inte ger upphov till för starka fält i dess omedelbara närhet. Direkt under kraftledningar, och i hus som ligger mycket nära, är magnetfälten förhöjda. Mätningar visar också att den magnetiska flödestätheten i vissa fall, till exempel alldeles intill induktionshällar och stödlarmsbågar, kan vara i samma storleksordning som de referensvärden som finns. Produkterna är dock CE-märkta vilket innebär att tillverkaren gjort noggrannare beräkningar av bland annat energiabsorption eller inducerad strömtäthet i kroppen och garanterar att de grundläggande begränsningarna ändå inte överskrids. Radiofrekventa fält i den allmänna miljön har mätts på ett antal platser till exempel i Ekerö och Solna kommuner. De uppmätta fälten dominerades i de flesta fall av fält från basstationer för mobiltelefoni, och exponeringen var på dessa platser mindre än en tusendel av referensvärdet.

Faktaruta

Aktiviteten av ett radioaktivt ämne mäts i becquerel (Bq) där 1 Bq anger 1 sönderfall per sekund. Inom miljöövervakning och för gränsvärden med mera används ofta aktivitetskoncentrationen angiven som till exempel becquerel per kg.

Antalet Bq i ett prov talar inte ensamt om hur farligt det är. Man måste också veta vilket ämne och därmed vilken typ av sönderfall det handlar om.

Halveringstid är den tid det tar innan aktiviteten i ett givet prov har minskat till hälften. Halveringstiden är speciell för varje ämne och är exempelvis knappt fyra dygn för radon-222 och 4,5 miljarder år för uran-238. Halveringstiden är inte heller ett mått på hur farligt ett ämne är, bara hur snabbt strålningen från det minskar.

Stråldos är ett mått på hur mycket strålning som har absorberats i till exempel en kroppsvävnad. Ofta avses effektiv dos som tar hänsyn till vilken biologisk verkan olika typer av strålning har. Enheten för effektiv stråldos är sievert (Sv). 1 sievert är en mycket stor stråldos, och man använder ofta enheten millisievert, mSv (en tusendels sievert).

Skador av joniserande strålning beror på att den kan slå sönder atomer och molekyler. Det gör att strålningen på olika sätt kan skada celler och DNA-molekyler. Cellerna har ett flertal reparationssystem som klarar av de flesta skadorna, men strålningen ger ändå en ökad risk för cancer senare i livet. Höga stråldoser, som dödar många av cellerna i vävnaden, kan dessutom orsaka akut strålsjuka och fosterskador.

Icke joniserande strålning som UV-strålning och elektromagnetiska fält har inget motsvarande dosbegrepp. Exponering kan anges som hur mycket energi som adsorberas per sekund och per kg kroppsvävnad (t ex SAR-värde för mobiltelefoner) respektive exponering per m² hud, även oegentligt kallat "UV-dos".

Skador av icke-joniserande strålning innefattar ögonskador från lasrar och UV-strålning samt ökad risk för hudcancer från UV-strålning. Det finns misstankar om en ökad cancerisk, främst barnleukemi vid långvarig exponering för lågfrekventa fält. Det finns inga starka indikationer på att allmänhetens exponering för högfrekventa fält (TV-sändare, mobiltelefoner mm) skulle innebära några hälsorisker, men den stora användningen av mobiltelefoner gör det befogat att tillämpa försiktighetsprincipen, det vill säga att undvika *onödigt* exponering.

1. Inledning

”Säker strålmiljö” är ett av 16 nationella miljö kvalitetsmål som beslutats av riksdagen. Detta mål innebär att ”människors hälsa och den biologiska mångfalden ska skyddas mot skadliga effekter av strålning i den yttre miljön”. Människan exponeras ständigt för olika typer av strålning från olika källor. Förutom de dominerande naturliga källorna så tillkommer exponering från konstgjorda källor, till exempel solarier, olika typer av elektriska installationer och apparater, röntgenapparater samt radioaktiva ämnen som bildas i olika kärnreaktioner.

En förutsättning för att skapa och bibehålla en säker strålmiljö är god kunskap om den befintliga strålmiljön. För att få kunskap om den geografiska variationen av naturligt förekommande radioaktiva ämnen och strålning från andra naturliga källor i Sverige, liksom om den geografiska och tidsmässiga variationen i spridningen av konstgjorda radioaktiva ämnen i samband med atombombsprov och kärntekniska verksamheter, har strålmiljön sedan 1950-talet på olika sätt karterats och övervakats för att ge underlag för eventuella åtgärder.

Syftet med denna rapport är att sammanställa resultat från dessa insatser och att utifrån dem ge en övergripande bild av strålmiljön i Sverige, i form av halter, strålnivåer och fältstyrkor i olika delar av miljön liksom resulterande genomsnittliga doser till befolkningen från olika källor. Rapporten vänder sig främst till handläggare vid olika myndigheter vilka kan ha behov av en sammanfattande beskrivning, men även till en intresserad allmänhet. Materialet kommer också att bli en utgångspunkt för vidare utveckling av miljöövervakning inom strålningsområdet.

Rapporten inleds med en beskrivning av olika källor till strålning i Sverige, vilken miljöövervakning som utförts historiskt och hur miljöövervakningen ser ut idag. Därefter redovisas tillstånd och trender med avseende på strålning i Sverige, det vill säga uppmätta halter och nivåer i olika delar av miljön. Detta avsnitt redovisar i första hand de resultat som framkommit genom Statens strålskyddsinstitutets (SSI) pågående långsiktiga miljöövervakning, samt resultat från olika karteringar. Även kompletterande resultat från vissa långsiktiga forskningsprojekt ingår.

I avsnittet ”Doser till den svenska befolkningen” redovisas den beräknade medeldosen till befolkningen från olika typer av strålkällor, som till exempel kosmisk strålning och naturligt förekommande radioaktiva ämnen i dricksvatten och föda. Även doser till specifika befolkningsgrupper redovisas när det finns betydande skillnader mellan olika grupper, liksom en uppskattning av dosen till enskilda individer från olika källor. Tillvägagångssättet för att beräkna doserna redovisas också i detta kapitel.

2. Källor till strålning i Sverige

Naturligt förekommande joniserande strålning

Människan har alltid utsatts för naturligt förekommande strålning med tillräcklig energi för att lösgöra elektroner från atomer eller slå sönder molekyler, så kallad joniserande strålning. Den har sitt ursprung från rymden (kosmisk strålning) och från radioaktiva ämnen som finns i marken, i den egna kroppen samt i inomhusluften i form av bland annat radon.

Idag utsätts befolkningen även för strålning som människan orsakat, men den genomsnittliga stråldosen till personer som bor i Sverige domineras av naturligt förekommande strålning. Stråldosen till befolkningen varierar mycket. Den naturligt förekommande strålning som har störst betydelse är den som kommer från radioaktiva isotoper av grundämnena kalium, uran och torium med dess sönderfallsprodukter (bland annat radon), samt kosmisk strålning.

Kosmisk strålning

Jorden träffas ständigt av partiklar från rymden. Partikelstrålningen har sitt ursprung i vårt eget solsystem, vår galax eller i andra galaxer. Av de partiklar som träffar det översta lagret av atmosfären är knappt 90 procent protoner (vätekärnor). Resten består av elektroner, alfapartiklar (heliumkärnor), och tyngre atomkärnor. Energierna hos de primärt infallande partiklarna sträcker sig över ett stort energiområde där partiklarna från solen har lägst energi och de från andra galaxer har högst energi.

När en kosmisk partikel med hög energi, exempelvis en proton, kolliderar med en atomkärna i den övre atmosfären startar en kedja av händelser. Först bildas bland annat kortlivade elementarpartiklar som antingen sönderfaller eller växelverkar med nya kärnor. De partiklar som bildas vid dessa sönderfall eller kollisioner sönderfaller i sin tur eller växelverkar med nya kärnor. De här processerna ger tillsammans upphov till en kaskadreaktion som genererar en ”skur” av olika elementarpartiklar som pi-mesoner, neutriner, neutroner, elektroner och myoner samt gammastrålning.

Intensiteten i den kosmiska strålningen ökar med breddgrad och höjd över havet, vilket till exempel innebär att exponeringen ökar under en flygresa.

När den kosmiska strålningen växelverkar med atmosfären kan dessutom ett antal radionuklider bildas. De fyra viktigaste är ^3H (tritium), ^7Be , ^{14}C och ^{22}Na (se tabell 1 för namn, halveringstider, strålslag m.m.). Dessa så kallade kosmogena nuklider kan ge upphov till en intern stråldos genom maten eller genom att de andas in.

Uran- och toriums sönderfallskedjor

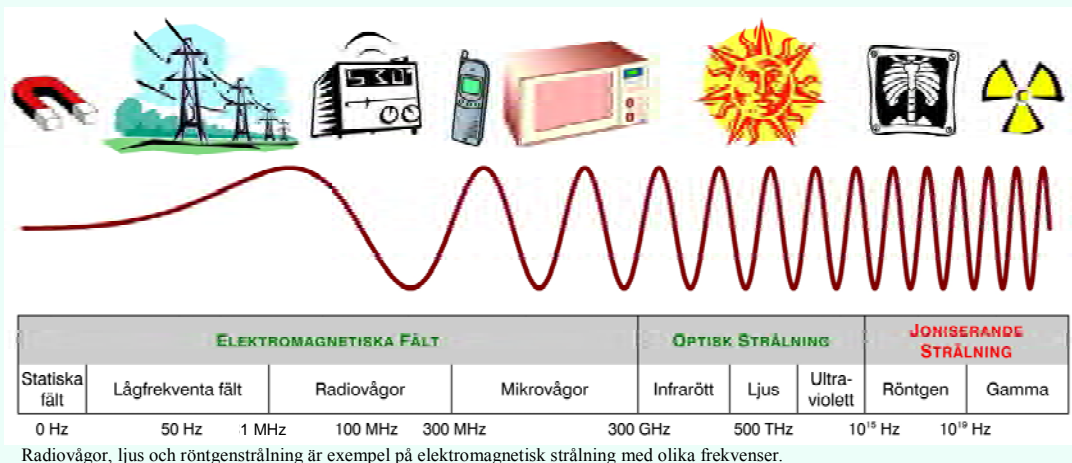
Exponeringen för gammastrålning från uran, torium och deras sönderfallsprodukter varierar kraftigt. Avgörande för hur stor exponeringen är utomhus är i första hand halten i marken, men även till exempel snötäckets tjocklek och varaktighet har betydelse. Exponeringen inomhus beror på flera faktorer, till exempel byggnadsmaterial och hustyp. I trähus innehåller byggnadsmaterialet inte så mycket uran och torium, samtidigt som det inte heller dämpar strålningen från marken särskilt mycket. Sten- och betonghus dämpar

visserligen strålningen från marken, men innehåller istället själva varierande mängder radioaktiva ämnen. Förutom att den direkta strålningen från byggnadsmaterialet därför i vissa fall kan bli förhöjd, så kan det även avge radon till inomhusluften. Radonet ger då via inandning en intern exponering för alfastrålning. Radon kan också tränga in i våra bostäder från marken under byggnaden. Studier av radodynamik har visat på stora skillnader i inomhusluft beroende på marktyp, huskonstruktion, typ av husgrund och ventilation.

Uran, torium och deras sönderfallsprodukter finns inte endast bundna i olika mineraler i berg och jordlager, utan frigörs även i marken och kommer då in i de biogeokemiska kretsloppen. Människan kan då få i sig dessa ämnen via dricksvatten, främst från bergborrade brunnar, och föda. Radon i dricksvatten påverkar människor främst som en källa till radon i inomhusluften.

Faktaruta 1. Vad är strålning?

I strålskyddssammanhang indelas ofta strålning i joniserande och ickejonerande strålning. Joniserande strålning är så energirik att den kan rycka loss elektroner från de atomer som den träffar och på så vis förvandla dem till positivt laddade joner. Ickejoniserande strålning har å andra sidan så låg energi att den inte kan jonisera material.



Joniserande strålning

Den joniserande strålningen kan delas in i *elektromagnetisk strålning*, en vågrörelse av elektriska och magnetiska fält (röntgenstrålning och gammastrålning) och *partikelstrålning* (alfa-, beta- eller neutronstrålning).

Alfastrålning (α) består av heliumkärnor som uppstår när vissa tunga atomkärnor sönderfaller. I luft når alfastrålning bara några centimeter från strålkällan. Alfastrålningen kan stoppas av ett papper men kan skada om det alfastrålande ämnet kommer in i kroppen. *Betastrålning* (β) består av elektroner som sänds ut när vissa atomer sönderfaller. Den hindras av tjocka kläder eller fönsterglas. Betastrålning når ca 10 meter i luft. *Neutronstrålning* uppkommer vid kärnklyvning i kärnkraftsreaktorer och upphör praktiskt taget helt när kärnklyvningarna avbryts. Den stoppas av några meter vatten.

Gammastrålning (γ) och *röntgenstrålning* är elektromagnetiska vågrörelser med lång räckvidd. Gammastrålning, som uppstår när radioaktiva ämnen sönderfaller, stoppas först av ett blyskikt på flera centimeter, decimetertjock betong eller flera meter vatten. Den röntgenstrålning som alstras med elektricitet i röntgenrör inom sjukvården stoppas oftast av någon millimeter bly.

Ickejoniserande strålning

Ickejoniserande strålning delas in i optisk strålning och elektromagnetiska fält. Optisk strålning och elektromagnetiska fält är elektromagnetisk strålning som inte förmår slå sönder atomer eller molekyler. De delas upp i ytterligare stråltypen efter frekvens.

Den *optiska strålningen* delas in i ultraviolett strålning (UV), ljus och infraröd strålning. Ljus är den del av den optiska strålningen som människan kan uppfatta med sina ögon. UV-strålning kan skapas på konstgjord väg (till exempel i solarier och elsvetsar), men den största delen UV-strålning kommer från solen. Infraröd strålning sänds ut från alla varma föremål, till exempel spisplattor och glödlampor.

Elektromagnetiska fält delas in i mikrovågor, radiovågor och lågfrekventa fält vilka t.ex. uppträder runt elledningar och elektriska apparater.

Tabell 1. Beteckning, fullständigt namn, halveringstid och strålslag för några radionuklider.

Beteckning	Namn	Halveringstid	Huvudsakligt strålslag	Kommentarer
³ H	Tritium	12,3 år	β	Naturligt och från kärnreaktioner
⁷ Be	Beryllium-7	53 dagar	γ	Naturligt förekommande
¹⁴ C	Kol-14	5 730 år	β	Naturligt och från kärnreaktioner
¹⁸ F	Flour-18	110 minuter	β γ	Används inom nukleärmedicin
²² Na	Natrium-22	2,6 år	β γ	Naturligt förekommande
²⁴ Na	Natrium-24	15 timmar	β γ	Från kärnreaktioner
³² P	Fosfor-32	14 dagar	β	Från kärnreaktioner, nukleärmedicin
³⁵ S	Svavel-35	88 dagar	β	Används inom forskning och industri
⁴⁰ K	Kalium-40	1,3 miljarder år	β γ	Naturligt förekommande
⁵¹ Cr	Krom-51	28 dagar	γ	Från kärnreaktioner
⁵⁴ Mn	Mangan-54	312 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
⁵⁵ Fe	Järn-55	2,7 år	γ	Från kärnreaktioner
⁵⁸ Co	Kobolt-58	71 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
⁶⁰ Co	Kobolt-60	5,3 år	β γ	Från kärnreaktioner
⁶⁵ Zn	Zink-65	244 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
⁸² Br	Brom-82	35 timmar	β γ	Används i industrin
⁸⁹ Sr	Strontium-89	51 dagar	β γ	Från kärnreaktioner, nukleärmedicin
⁹⁰ Sr	Strontium-90	29 år	β	Från kärnreaktioner
⁹¹ Y	Yttrium-91	59 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
⁹⁵ Zr	Zirkonium-95	64 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
⁹⁹ Mo	Molybden-99	66 timmar	β γ	Från kärnreaktioner
^{99m} Tc	Teknetium-99m	6 timmar	γ	Från ⁹⁹ Mo, Används inom nukleärmedicin
¹⁰³ Ru	Rutenium-103	40 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
¹⁰⁶ Ru	Rutenium-106	1 år	β γ	Från kärnreaktioner
^{110m} Ag	Silver-110m	250 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
¹²⁵ Sb	Antimon-125	2,8 år	β γ	Från kärnreaktioner
¹²⁵ I	Jod-125	59 dagar	γ	Används inom forskning och industri
¹²⁹ I	Jod-129	17 miljoner år	β γ	Naturligt och från kärnreaktioner
¹³¹ I	Jod-131	8 dagar	β γ	Från kärnreaktioner, nukleärmedicin
¹³² Te	Tellur-132	78 timmar	β γ	Från kärnreaktioner
¹³⁴ Cs	Cesium-134	2 år	β γ	Från kärnreaktioner
¹³⁷ Cs	Cesium-137	30 år	β γ	Från kärnreaktioner
^{137m} Ba	Barium-137m	2,5 minuter	γ	Från kärnreaktioner
¹⁴⁰ Ba	Barium-140	13 dagar	β γ	Från kärnreaktioner, Används inom industri
¹⁴¹ Ce	Cerium-141	33 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
¹⁴⁴ Ce	Cerium-142	285 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
¹⁵³ Sm	Samarium-153	47 timmar	β γ	Används inom nukleärmedicin
¹⁹² Ir	Iridium-192	74 dagar	β γ	Används inom forskning och industri
²¹⁰ Pb	Bly-210	23 år	β γ	Naturligt från ²³⁸ U sönderfallskedja
²¹⁰ Po	Polonium-210	138 dagar	α γ	Naturligt från ²³⁸ U sönderfallskedja
²²⁰ Rn	Radon-220 (Toron)	55 sekunder	α γ	Naturligt från ²³² Th sönderfallskedja
²²² Rn	Radon-222	3,8 dagar	α	Naturligt från ²³⁸ U sönderfallskedja
²²⁶ Ra	Radium-226	1600 år	α γ	Naturligt från ²³⁸ U sönderfallskedja
²²⁸ Ra	Radium-228	5,8 år	β	Naturligt från ²³² Th sönderfallskedja
²³² Th	Torium-232	14 miljarder år	α γ	Naturligt förekommande
²³⁴ U	Uran-234	0,25 miljoner år	α γ	Naturligt från ²³⁸ U sönderfallskedja
²³⁵ U	Uran-235	700 miljoner år	α γ	Naturligt förekommande
²³⁸ U	Uran-238	4,5 miljarder år	α	Naturligt förekommande
²³⁹ Np	Neptunium-239	2,4 dagar	β γ	Från kärnreaktioner
²³⁸ Pu	Plutonium-238	88 år	α γ	Från kärnreaktioner
²³⁹ Pu	Plutonium-239	24 000 år	α γ	Från kärnreaktioner
²⁴⁰ Pu	Plutonium-240	6 500 år	α γ	Från kärnreaktioner
²⁴¹ Pu	Plutonium-241	14 år	α β γ	Från kärnreaktioner
²⁴¹ Am	Americium-241	432 år	α γ	Från kärnreaktioner
²⁴² Cm	Curium-242	163 dagar	α γ	Från kärnreaktioner

Kalium

Naturliga förekomster av kalium innehåller en blandning av olika isotoper av grundämnet, varav en är den radioaktiva isotopen ^{40}K . Den ger externa stråldoser på samma sätt som uran och torium, och normalt även i ungefär samma omfattning. Dessutom bidrar ^{40}K alltid med en betydande interndos, på grund av att isotopen ingår i det kalium som finns i stora mängder i kroppen. Kaliumhalten i olika vävnader regleras av kroppen själv, vilket innebär att den interna stråldosen från ^{40}K är ungefär lika hög i hela befolkningen.

Joniserande strålning producerad av människan

Den största exponeringen för artificiellt producerad strålning orsakas av röntgendiagnostik inom sjuk- och tandvården, och är alltså avsiktlig. Strålningen produceras i röntgenutrustningen och innebär inte något användande av radioaktiva ämnen. Under 1900-talet har människor genom olika aktiviteter också producerat och i viss mån spridit radioaktiva ämnen till omgivningen. Dessa aktiviteter har lett till att den stråldos som människor får har ökat. Ökningen är normalt liten, men det finns en variation inom befolkningen.

De mänskliga källor som påverkat omgivningen i Sverige mest har dels varit de atmosfäriska kärnvapenprovsprängningarna, som utfördes från början på 1950-talet fram till 1980, dels Tjernobylyckan som inträffade 1986 (tabell 2). Mindre utsläpp sker också från kärntekniska anläggningar och andra verksamheter med strålning, till exempel sjukvård, forskning och industri (tabell 3).

Faktaruta 2. Begrepp och enheter

Joniserande strålning

Aktiviteten från ett radioaktivt ämne avser hur många sönderfall som sker per tidsenhet och mäts i becquerel (Bq). $1 \text{ Bq} = 1$ sönderfall per sekund. När det gäller t.ex. miljöövervakning eller gränsvärden för livsmedel så anges ofta **aktivitetskoncentrationen**, dvs hur mycket aktivitet en viss mängd prov innehåller, vilken t.ex. kan anges som Bq kg^{-1} . Aktiviteten i sig säger inte så mycket om vilken effekt strålningen kan få. Denna beror också på vilken slags strålning som bildas vid sönderfallet.

Absorberad dos beskriver den energi per viktenhet kroppen tar upp när den bestrålas. Absorberad dos tar inte hänsyn till hur skadlig respektive stråltyp är för människan eller vilket organ som bestrållats. Enheten för absorberad dos är gray (Gy). $1 \text{ Gy} = 1 \text{ joule kg}^{-1}$ kroppsvävnad.

Effektiv dos är det som i dagligt tal åsyftas med ordet stråldos. Effektiv dos tar hänsyn till vilken biologisk verkan olika typer av strålning har, och hur känsliga olika organ är. Till exempel bedöms alfastrålningens biologiska verkan på människan vara 20 gånger större än motsvarande absorberad dos beta- eller gammastrålning. Enheten för effektiv stråldos är sievert (Sv). Effektiv dos kan räknas om till risk för sena skador t.ex. i form av cancer. 1 Sv motsvarar 5 procent risk att stråldosen leder till att en dödlig tumör utvecklas någon gång senare i livet.

Ickejoniserande strålning

Elektromagnetiska fält

Frekvens anger antalet vågor per sekund och mäts i hertz (Hz).

Effekt, fysikalisk storhet som mäts i watt (W). $1 \text{ W} = 1 \text{ J s}^{-1}$. När man talar om sändarstyrka så anger effekten hur mycket energi som avges per sekund. **Effektthätet** i en punkt anger signalintensiteten och mäts i watt per kvadratmeter (W m^{-2}).

Elektrisk fältstyrka som mäts i volt per meter (V m^{-1}) och **magnetisk flödestäthet** som mäts i tesla (T) är mått på hur starka de elektromagnetiska fälten är i en given punkt. **Exponeringen** för elektromagnetiska fält kan uttryckas i hur mycket energi per kg kroppsvävnad som absorberas i den exponerade kroppsdelen per sekund och mäts då i W kg^{-1} (t.ex. SAR-värdet för mobiltelefoner).

Optisk strålning

Intensitet uttrycks i W m^{-2} även för UV-strålning. Olika våglängder UV-strålning har olika förmåga att framkalla erytem, hudrodnad, varför man använder en vägningskurva för erytem, framtagen av Commission Internationale de l'Eclairage (CIE). Detta skrivs ofta som $\text{W}_{\text{CIE}} \text{ m}^{-2}$.

UV-dos uttrycks analogt i J m^{-2} eller $\text{J}_{\text{CIE}} \text{ m}^{-2}$. Den minsta dos som krävs för att framkalla en knappt synlig hudrodnad kallas MED (Minimal Erythema Dose). Denna måste egentligen specificeras för varje individ, på grund av olika känslighet för UV-strålning, men ofta avses med $1 \text{ MED} = 210 \text{ J}_{\text{CIE}} \text{ m}^{-2}$.

Atmosfäriska kärnvapenprovsprängningar

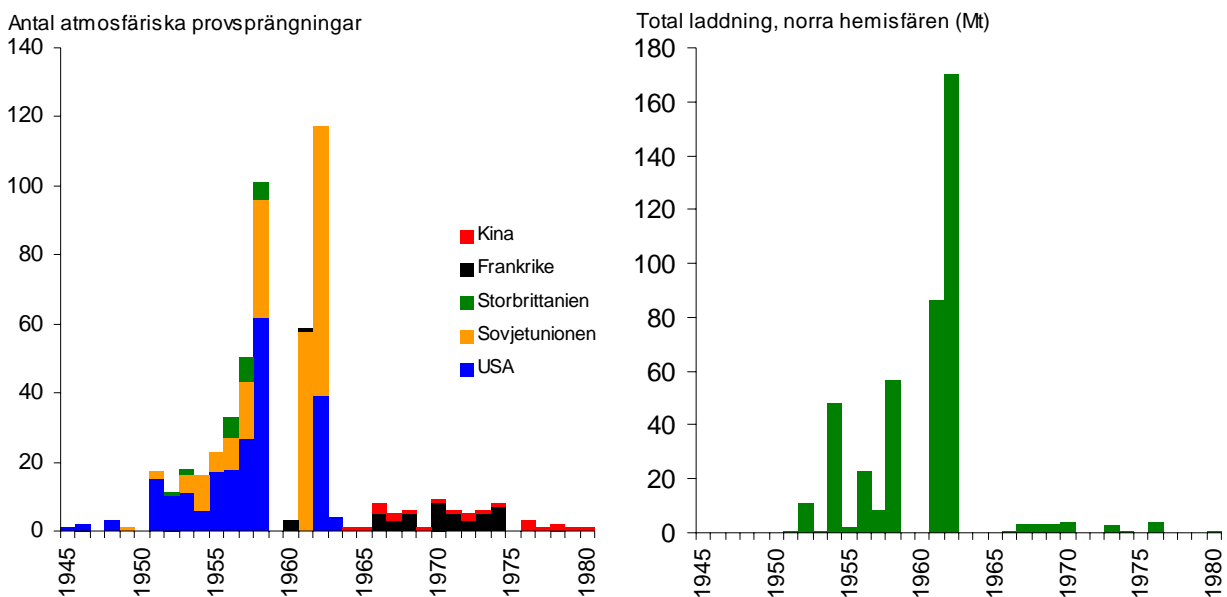
Den första kärnvapensprängningen utfördes år 1945 i USA. Efter 1945 utförde främst USA och Sovjetunionen, men också Storbritannien, Frankrike och Kina, atmosfäriska kärnvapenprov (figur 1). Först år 1958 kom ett tillfälligt provstopp men 1961 återupptogs provsprängningarna i stor skala igen. De kulminerade 1962 innan ett partiellt provstoppsavtal trädde i kraft 1963. Frankrike och Kina skrev dock inte på avtalet. 1966 flyttade Frankrike sin testverksamhet till Polynesien på södra halvklotet varför tillskott av ny ^{137}Cs -aktivitet till Sverige efter 1967 fram till 1986 helt kan hänföras till kinesiska provsprängningar vilka pågick fram till 1980. Efter 1980 har alla kärnvapenprov i världen varit underjordiska, och de ger inte upphov till någon storskalig spridning av aktivitet.

Vid provsprängningar av stora laddningar fördes huvuddelen av aktiviteten genom den lägre troposfären och högre upp i stratosfären. Det innebar att aktiviteten kunde spridas över hela norra eller södra halvklotet beroende på var sprängningen ägde rum. Nedfallet från en specifik laddning skedde över flera års tid och den blev därmed relativt jämnt fördelad över ett stort landområde. Det totala nedfallet på norra halvklotet var nära kopplat till den totala laddningen i proven (figur 1). Förutom nedfall av de radioaktiva partiklarna skedde en urtvättning av atmosfären med nederbörden. Det ledde till att den totala depositionen blev större i områden med högre årsnederbörd.

I samband med provsprängningarna spreds ett stort antal radionuklider där många var kortlivade, men där de långlivade nukliderna, främst ^{90}Sr och ^{137}Cs , fortfarande finns kvar i den svenska miljön i små mängder (tabell 2).

Olyckan i Tjernobyl

Aktiviteten från Tjernobyl spreds under några veckor år 1986 i troposfären upp till några tusen meters höjd. Nedfallet drabbade därför ett mer begränsat geografiskt område jämfört med provsprängningarna. Utsläppet från Tjernobyl orsakade en kraftig förhöjning av



Figur 1. Totalt antal atmosfäriska provsprängningar och total laddning i atmosfäriska provsprängningar på norra halvklotet 1945-1980 (UNSCEAR, 2000).

Tabell 2. Aktivitet i utsläpp och deposition i Sverige från atmosfäriska provsprängningar (1945-1980), Tjernobyloylyckan (1986) och svenska kärntekniska anläggningar (1970-2004), 1 PBq = 10¹⁵ Bq.

	Atmosfäriska prov			Tjernobyloylyckan			Kärntekniska anläggningar
	Utsläppt aktivitet ^a PBq	Aktivitet deponerad i Sverige ^b PBq kBq m ⁻²		Utsläppt aktivitet ^a PBq	Aktivitet deponerad i Sverige ^b PBq kBq m ⁻²		Utsläppt aktivitet PBq
³ H	186 000						3,5
¹⁴ C	213						
⁵⁴ Mn	3 980						0,0008
⁵⁵ Fe	1 530						
⁶⁰ Co							0,006
⁶⁵ Zn							0,002
⁸⁹ Sr	117 000			~115			
⁹⁰ Sr	622	0,83	2	~10		(0,002-2)	0,0007
⁹¹ Y	120 000						
⁹⁵ Zr	148 000						
⁹⁹ Mo				196			
¹⁰³ Ru				>168			
¹⁰⁶ Ru	247 000			>168			
^{110m} Ag	12 200			>73			0,0002
¹²⁵ Sb	741						
¹³¹ I	675 000			~1 760	23	55 (1-1000)	0,001
¹³² Te				~1 150			
¹³⁴ Cs		< 0,01	< 0,03	~54	2,5	6 (0,1-120)	
¹³⁷ Cs	948	1,25	3	~85	4,25	10 (0,2-200)	0,006
¹⁴⁰ Ba	759 000			240			
¹⁴¹ Ce	263 000			196			
¹⁴⁴ Ce	30 700			~116			
²³⁹ Np				945			
²³⁸ Pu				0,035			
²³⁹ Pu	6,52			0,03		(< 0,0004-0,04)	
²⁴⁰ Pu	4,35	0,013	0,03	0,042			
²⁴¹ Pu	142			~6			
²⁴² Cm				~0,9			

^aUNSCEAR, 2000, ^bSiffror inom parentes anger variationen i Sverige, Matsson och Moberg, 1991.

¹³⁷Cs och ¹³⁴Cs i luft i Sverige under några veckor 1986, med aktiviteter som var högre än under provsprängningarnas tid. De höga halterna av cesium i luften sjönk dock snabbt eftersom det var ett kortvarigt utsläpp som inte nådde upp i stratosfären. Där den förorenade luften drog fram över delar av Sverige var torrdepositionen av cesium i samma storleksordning som den totala depositionen från provsprängningarna. I de områden där det råkade regna just då blev emellertid nedfallet 50-100 gånger högre (tabell 2). Även ¹³¹I fanns i nedfallet från Tjernobyloylyckan, men på grund av den korta halveringstiden, åtta dagar, utgjorde jod en exponeringskälla bara under en kort period.

Kärntekniska anläggningar och andra verksamheter

Det sker ett visst utsläpp av radioaktiva ämnen från alla kärntekniska anläggningar även vid normal drift. De är mycket små och exponeringen till allmänheten är försumbar. I samband med större servicearbeten och bränslebyten kan utsläppen bli större, men exponeringen är fortfarande mycket låg jämfört med bakgrundsstrålningen från naturligt före-

Tabell 3. Uppskattning av de mängder radionuklider som årligen tillförs den svenska miljön från kärntekniska anläggningar, sjukvården samt forskning och industri. Kärntekniska anläggningar avser till SSI rapporterade uppmätta utsläpp år 2003, sjukvård avser till SSI rapporterad administrerad mängd år 2003. Utsläppen från forskning och industri är uppskattade utifrån löpande kontakter med tillståndshavarna (1 GBq=10⁹ Bq).

	Kärntekniska anläggningar (GBq)	Sjukvård (GBq)	Forskning och industri (GBq)
³ H	82 100		1 300
¹⁴ C	4 600		20
¹⁸ F		562	
³² P		58	53
³⁵ S			26
⁵¹ Cr	7,6		5
⁵⁴ Mn	2,9		
⁶⁰ Co	32		
⁶⁵ Zn	0,8		0,01
⁸⁹ Sr		20	
⁹⁰ Sr	3,6		
^{99m} Tc	0,3	34 269	3
^{110m} Ag	1,8		
¹²⁵ I			5
¹³¹ I	0,8	1 975	0,1
¹³⁷ Cs	11		
¹⁵³ Sm		730	

kommande radioaktiva ämnen. De nuklider som uppträder mest frekvent i mätbara mängder i omgivningarna runt anläggningarna och som kan härledas från verken är ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ^{110m}Ag och ¹³⁷Cs. Andra nuklider som släpps ut i större mängder är ³H, ¹⁴C, och olika ädelgaser (tabell 3).

Avsiktlig exponering för gammastrålning och utsläpp av radionuklider är en del av sjukvårdens vardag. Röntgenstrålning och radioaktiva ämnen är viktiga hjälpmedel för att diagnostisera och behandla olika sjukdomar. Ett visst utsläpp av radioaktiva ämnen sker i samband med diagnostik och behandling med hjälp av radionuklider. Vanliga nuklider som används inom sjukvården är ¹⁸F, ^{99m}Tc, ¹³¹I och ¹⁵³Sm (tabell 3).

Även inom forskning och industri används joniserande strålning i olika syften, till exempel densitetsmätning, eliminering av statisk elektricitet, fukthaltsmätning, färgtorkning/härdning, nivåmätning, radiografering och sterilisering. Radioaktiva spårämnen används bland annat för flödesmätningar och studier av olika biogeokemiska processer. Vanliga nuklider är ³H, ²⁴Na, ³²P, ⁸²Br, ^{99m}Tc, ^{137m}Ba och ¹⁹²Ir (tabell 3).

Både naturligt förekommande och konstgjorda radioaktiva ämnen i miljön kan anrikas i vissa industriella processer där stora mängder material används, till exempel i filter från vattenverk och pappersbruk och i aska från värmeverk. Dessa material kan också utgöra en källa till strålning om de inte tas om hand på rätt sätt.

Ultraviolett strålning

Solen är den huvudsakliga källan till ultraviolett (UV) strålning. UV-strålningen brukar delas in efter våglängd i UVA (315-400 nm), UVB (280-315 nm) och UVC (100-280 nm) (Nylén m.fl., 2002). All UVC absorberas i atmosfären och även en stor del av UVB ab-

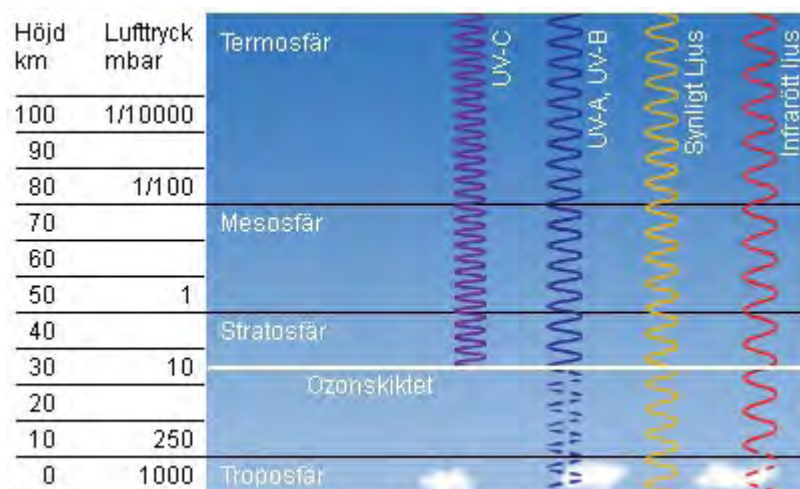
sorberas av atmosfärens ozonlager. UVA-strålningen, som har längst våglängd, absorberas nästan inte alls och är därför den UV-strålning som människor exponeras intensivast för (Figur 2). Den lilla mängden UVB-strålning har dock störst (ca 80 %) biologisk verkan av den totala UV-strålningen i solljuset pga. av högre fotonenergi hos kortvågig UVB-strålning.

De faktorer som främst påverkar UV-strålningens intensitet är:

- Solhöjd över horisonten (främst UVB), som i sin tur är beroende av årstid, tidpunkt och breddgrad.
- Molnighet – tjocka moln minskar UV-instrålningen, men effekten av lätta tunna moln är liten.
- Markreflektion – snö kan reflektera upp till 80 procent av solens strålar medan gräs, jord och vatten reflekterar mindre än 10 procent.
- Fri himmel – en stor del av UV-strålningen sprids i atmosfären och når jorden från himlen, inte bara direkt från solen. Träd och höga byggnader m.m. som skymmer himlen skyddar därmed mot strålningen.

Hur stor exponering människor utsätts för är i hög grad beroende av beteendet, det vill säga hur länge man vistas ute i solen, vilken tid på dagen och hur man skyddar sig med kläder, solglasögon m.m.

UV-strålning kan även komma från konstgjorda källor. Sådan exponering kan ske inom industrin (svetsning), medicinsk behandling, i solarier i kosmetiskt syfte, men även fluorescerande lampor skickar ut små mängder UV-strålning. Solarielampor sänder främst ut UVA, men även lite UVB. Intensiteten kan i vissa solarier vara jämförbar med solen i tropikerna.



Figur 2. Absorption i atmosfären av olika typer av UV-strålning, ljus och infraröd strålning.

Elektromagnetiska fält

Alla elektriska apparater och installationer är omgivna av både elektriska och magnetiska fält. Det finns ett ökande antal källor till dessa så kallade elektromagnetiska fält, både i utomhus- och inomhusmiljön. Det gäller apparater och installationer kopplade till det fasta elnätet såväl som trådlösa tillämpningar som utnyttjar radioteknik, radio- och tevesändningar, mobiltelefoni, trådlösa datanät m.m.

Förutom i statiska fält kan elektromagnetiska fält delas in i olika frekvensområden. Här görs en indelning i lågfrekventa (1 Hz – 1 MHz) och radiofrekventa fält, inklusive mikrovågor (1 MHz - 300 GHz) (faktaruta 1). Vid låga frekvenser absorberas elektriska fält av byggnader och liknande, medan lågfrekventa magnetfält och högfrekventa elektromagnetiska fält dämpas i betydligt mindre utsträckning.

Statiska fält

Statiska fält (frekvensen är 0 Hz) finns överallt i naturen. Det jordmagnetiska fältet är det viktigaste exemplet. Fältet orsakas av strömmar av flytande järn i jordens inre. Det finns också naturligt förekommande statiska elektriska fält, till exempel mellan jonosfären och markytan. De vanligaste källorna till artificiella statiska fält är exponering i spårbunden trafik som drivs med likström, som till exempel spårvagnar och tunnelbana. Statiska fält som är avsevärt större än jordens magnetfält är ovanliga. Starka fält förekommer till exempel kring magnetkameror inom sjukvården och viss elintensiv industri, till exempel aluminiumsmältverk.

Lågfrekventa fält

Kraftsystemet i Sverige arbetar vid frekvensen 50 Hz, vilket innebär att fält från kraftledningar och elinstallationer huvudsakligen har samma frekvens. En vanlig källa till kontinuerlig exponering för sådana lågfrekventa fält är kraftledningar. Normala byggnadsmaterial har liten skärmverkan för magnetiska fält, varför hus som ligger nära stora kraftledningar har förhöjda magnetfält inomhus. Magnetfältet avtar dock snabbt med avståndet från kraftledningen. Även transformatorstationer inne i en byggnad kan ge förhöjda magnetfält inomhus.

De elektriska fälten från kraftledningarna skärmas effektivt av väggar i byggnader varför man normalt inte får något elektriskt fält inomhus.

En annan källa till exponering för lågfrekventa fält är så kallade vagabonderande strömmar i byggnader. I elkablar alstrar de parallella trådarna var och en ett magnetfält, men eftersom strömmen i trådarna har motsatt riktning ger det magnetfält med motsatta riktningar som nästan helt släcker ut varandra. Vagabonderande strömmar uppkommer när ström går i retur via andra ledningssystem än den avsedda elkabeln, till exempel i vattenledningar eller fjärrvärmeledningar. I och med detta blir inte alla strömbanor parallella och motriktade och magnetfälten uppkommer. Vagabonderande strömmar står för en stor del av magnetfältsexponeringen i stadsmiljö.

Faktaruta 3. Risker med strålning

Skador från joniserande strålning

Strålning kan hos människor och djur ge upphov till två helt olika slags skador, *deterministiska (förutbestämda)* och *stokastiska (slumpmässiga)*. En deterministisk skada uppstår alltid vid doser över ett visst värde, och högre doser ger allvarligare skador. Stokastiska skador beror också på bestrålningen, men här är det sannolikheten att få en skada som beror av dosen men inte hur allvarlig skadan blir.

Deterministiska skador

Deterministiska skador inträffar oftast inom de första sex månaderna, men vissa effekter kan uppträda flera år efter bestrålningen. Påverkan på benmärgen är den viktigaste deterministiska effekten efter bestrålning av hela kroppen. Höga stråldoser till hela kroppen ger olika akuta effekter, t.ex. kräkningar och diarréer, beroende på dosens storlek. Bestrålas endast delar av kroppen krävs högre doser för att skador ska uppstå.

Stokastiska skador

Cancer och ärftliga förändringar är de skador som vanligen avses när man talar om sena skador efter bestrålning med joniserande strålning. Cancer kan uppkomma några år upp till flera decennier efter bestrålningen. Flera fysikaliska och biologiska faktorer påverkar risken för cancer efter bestrålning. Typ av vävnad, hur stor del av kroppen som bestrålats, ålder och kön är några av de biologiska faktorer som påverkar risken.

Det finns idag inga direkta bevis för ökad cancerrisk vid mycket låga doser, men i strålskyddssammanhang antar man att risken är proportionell mot stråldosen även vid låga doser.

Skador från ickejoniserande strålning

Optisk strålning

Laserstrålning

Alla lasrar, utom de med de allra lägsta uteffekterna, kan vid ovarsam hantering skada människor, framför allt ögonen.

Ultraviolett strålning

Det finns ett tydligt samband mellan UV-strålning och hudcancer. I Sverige drabbas allt fler personer av hudcancer någon gång i livet. Under 1900-talet har antalet fall per år ökat stadigt framför allt till följd av ändrade solvanor. Även grå starr förknippas med många års exponering för UV-strålning.

Elektromagnetiska fält

De dominerande källorna till lågfrekventa elektromagnetiska fält är kraftledningar, elektriska installationer och elektrisk utrustning. Det finns misstankar om en ökad cancerrisk, främst leukemi hos barn, vid en långvarig exponering för lågfrekventa fält, men hittills är inte forskningsresultaten tillräckligt entydiga för att en sådan risk skall kunna bekräftas. Myndigheterna har ändå rekommenderat en försiktighetsprincip som bör beaktas vid samhällsplanering (Arbetsmiljöverket m.fl., 1996).

Högfrekventa fält orsakas bland annat av radiomaster, radaranläggningar, mobiltelefoner och mobilmaster. Man bedömer att allmänhetens exponering för radio- och TV-sändare samt från basstationer är låg och att det är osannolikt att exponering för sändare skulle utgöra någon hälsorisk. När det gäller mobiltelefoner tillämpar SSI försiktighetsprincipen, det vill säga att onödigt exponering bör undvikas. En svag misstanke om eventuella hälsoeffekter i kombination med att en stor del av befolkningen använder mobiltelefon regelbundet gör att det är befogat att minska onödigt exponering.

Olika typer av elektrisk utrustning som till exempel bildskärmar, belysningsarmaturer och hushållsmaskiner ger mer tillfällig exponering för 50 Hz-fält. Fältstyrkan avtar snabbt med avståndet så att betydande exponeringsnivåer endast kan uppmätas i den omedelbara närheten.

Induktionsspisar, TV-apparater och bildskärmar är exempel på källor till magnetfält med andra frekvenser. De ger vanligen magnetfält med frekvenser på 20–400 kHz.

Elektriska järnvägar ger också upphov till elektriska och magnetiska fält med andra frekvenser än 50 Hz. Elsystemet i det svenska järnvägsnätet arbetar med 16 kV spänning med frekvensen 16,7 Hz. Liksom för kraftledningar dämpas de elektriska fälten från järnvägarna kraftigt av väggarna i byggnader, medan magnetfälten däremot till stor del tränger in i byggnader. Fälten från järnvägarnas elsystem varierar med trafiken. Även inne i vagnar och lok uppstår elektriska och magnetiska fält.

Många larmbågar som används för stöldlarm i affärer, bibliotek m.m. alstrar lågfrekventa magnetfält, medan andra larmbågssystem istället använder radiofrekventa fält.

Radiofrekventa fält

Radiofrekventa fält mellan 300 MHz och 300 GHz kallas ibland mikrovågor och frekvenser mellan 1-30 GHz används för bland annat radar, mikrovågslänkar och satellitkommunikation. För radiokommunikation används vanligen frekvensområdet 20 MHz till 3 GHz. Mobiltelefoni utnyttjar huvudsakligen frekvenser mellan cirka 880 och 2 200 MHz.

Hur stor exponeringen för radiofrekventa fält blir från en sändare beror på flera faktorer, bland annat uteffekten, antennens utformning och avståndet till källan. Radiofrekventa fält dämpas också av till exempel byggnader och dämpningen är kraftigare för högre frekvenser än för lägre. Sändarnas uteffekt dimensioneras för att ge god mottagning på avsedd plats och varierar därför kraftigt mellan till exempel radiomaster som ska ge god mottagning inomhus på långa avstånd från masten och en trådlös dator som har en begränsad räckvidd. Uteffekten varierar också ofta efter för tillfället rådande förhållanden. Basstationer för mobiltelefoni och mobiltelefonerna själva anpassar automatiskt styrkan efter hur bra förbindelsen är mellan telefon och närmaste basstation och de sänder bara med högsta styrkan i undantagsfall. Trådlösa datornätverk, datormöss och tangentbord ger låga exponeringar.

Mikrovågsugnen är en annan källa till exponering för radiofrekventa fält. En mikrovågsugn arbetar med frekvensen 2 400 MHz. Den dominerande exponeringen från en mikrovågsugn är dock normalt magnetfält med frekvensen 50 Hz.

Det finns också naturligt förekommande radiofrekventa fält, till exempel med ursprung från avlägsna stjärnor, men exponeringsnivån är låg.

3. Miljöövervakning av strålning i Sverige

Sammanfattning

Miljöövervakning av radioaktiva ämnen har bedrivits i Sverige sedan slutet av 1950-talet då radionuklider spreds över hela norra halvklotet från de atmosfäriska kärnvapenprovsprängningarna. Av beredskapsskäl samt för att följa tillskottet till den svenska miljön och hur detta påverkar människan startade tidigt övervakning av radionuklider på luftburna partiklar, i mejerimjök samt i människan själv. Kärnkraftsutbyggnaden, Tjernobylolyckan, internationella överenskommelser om gemensamma miljöövervakningsinsatser samt fokus på att skydda miljön i sig har medfört att nya övervakningsprogram för konstgjorda radionuklider har tillkommit: dricks- yt- och havsvatten, blandad kost, vilt- och renkött samt sediment i öppet hav.

Naturligt förekommande radionuklider i mark, vatten och inomhusluft förväntas inte förändras särskilt snabbt på en given plats och följs inte med egentlig miljöövervakning av specifika objekt. Istället har tillståndet i Sverige karterats på olika sätt.

När det gäller ickejoniserande strålning startade övervakning av UV-strålning på 1980-talet, medan ingen egentlig miljöövervakning har bedrivits av elektromagnetiska fält.

De övergripande syftena med SSI:s egen miljöövervakning är:

- att långsiktigt följa tillstånd och trender i miljön med avseende på naturliga och konstgjorda strålkällor.
- att följa upp det nationella miljö kvalitetsmålet *Säker strålmiljö*
- att ge underlag för rapportering till internationella konventioner och fördrag
- att ge underlag för nödvändiga åtgärder och vidare forskning
- att ge underlag för information till allmänheten

Nedan följer en kort beskrivning av pågående nationell och regional miljöövervakning, lokala kontrollprogram, karteringar och andra typer av undersökningar. Resultaten från dessa övervakningsinsatser presenteras i kapitel fyra.

Nuvarande miljöövervakningsprogram och pågående miljöövervakningsliknande insatser i Sverige sammanfattas i tabell 4.

Nationell övervakning

Joniserande strålning i luft, vatten och livsmedel

Luftburna partiklar

Mätning av radioaktiva ämnen på luftburna partiklar görs för att upptäcka utsläpp till luften. Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI, dåvarande FOA) har sedan 1957 drivit luftfilterstationer på några platser i Sverige. Idag driver FOI fem stationer på uppdrag av SSI.

Tabell 4. Aktuell miljöövervakning och aktuella karteringar i Sverige avseende joniserande strålning.

	Nuklider*	Antal prov	Kommentarer	Medverkande**
<i>Nationell övervakning</i>				
Radionuklider på partiklar i luft	γ (^{137}Cs , ^7Be)	5 platser	Veckovis mätning	FOI, SSI
Ytvatten	^{137}Cs , total- α , total- β , $^{234,238}\text{U}$, ^{226}Ra	2 vattenverk	Vår- och höstmätning	SSI
Dricksvatten	^{137}Cs , ^{90}Sr , ^3H , total- α , total- β , $^{234,238}\text{U}$, ^{226}Ra	6 vattenverk	Vår- och höstmätning	SSI
Mejerimjök	γ (^{137}Cs), ^{90}Sr	5 mejerier	Kvartalsmätning	SSI
Blandad kost	γ (^{137}Cs), ^{90}Sr	3 sjukhus	Vår- och höstmätning	SSI
Vilt (älg och rådjur)	γ (^{137}Cs)	5 områden	Årlig mätning	SLU, Gävle jaktvårdskrets, SSI
Renkött	γ (^{137}Cs)	32 byar	Varierande omfattning i olika byar	SJV, SLV
Marina sediment i öppet hav	γ (^{137}Cs)	17 platser	Provtas vart 5:e år	SSI
Marin fisk	γ (^{137}Cs)	8 områden	Årlig provtagning	SSI
Marint vatten	γ (^{137}Cs)	6 stationer	Årlig provtagning	SSI
Helkroppsmätning människa	γ (^{137}Cs , ^{40}K)	2 grupper	Årlig provtagning	FOI, SSI
<i>Regional miljöövervakning</i>				
Några kommuner har egna program och/eller erbjuder medborgarna att mäta egna prover av främst vilt, svamp, fisk, bär.	γ (^{137}Cs)		I många fall snarare en service till medborgarna snarare än egentlig miljöövervakning	
<i>Lokal miljöövervakning</i>				
Omgivningskontroll runt kärntekniska anläggningar. Nederbörd, naturlig vegetation, odlad vegetation, kött, mjölk, rötslam, vatten, sediment, alger mollusker, leddjur och fisk.	γ (^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{137}Cs), ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U (endast Westinghouse)	Totalt ingår provtagning på 184 platser fördelat på sex anläggningar	Provtagnings frekvens 14 dagar – 1år plus ett utökad program med provtagning vart 4:e år.	De kärntekniska anläggningarna, SSI
Karteringar				
Åkermark och gröda	γ (^{137}Cs)	1250 platser	Pågår 2001-2010.	NV, SLU SSI
Radon i bostadshus	^{222}Rn	2000 bostäder	Pågår 2003-2013 (ev. snabbare)	SoS, BoV, SSI
Dricksvatten från vattenverk	total- α , total- β , ^{226}Ra , $^{234,238}\text{U}$	256 vattenverk	Genomförd 2004	SSI
Dricksvatten från privata brunnar	total- α , total- β , ^{222}Rn , ^{226}Ra , $^{234,238}\text{U}$	500 brunnar	Genomförd 2001-2005	SGU, SSI
Dricksvatten från privata brunnar	γ (^{210}Pb , ^{228}Ra), total- α , total- β , ^{222}Rn , ^{226}Ra , $^{234,238}\text{U}$	350 brunnar	Pågår 2006	SGU, SSI
Flygmätningar av strålning från marken	γ (^{137}Cs , K, U, Th)	Yttäckande	Pågår	SGU, SSI

* γ innebär en screening där alla gammastrålare kan upptäckas med varierande detektionsgränser. Inom parentes anges de nuklider som är mest frekventa eller tilldrar sig speciellt intresse. **Försvarets forskningsinstitut (FOI), Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Jordbruksverket (SJV), Livsmedelverket (SLV), Naturvårdsverket (NV), Socialstyrelsen (SoS), Boverket (BoV), Sveriges geologiska undersökning (SGU).

Luftfilterstationen fungerar så att i marknivå sugs 1 000 kubikmeter luft per timme genom ett filter där luftburna partiklar fastnar. Filtret byts två gånger i veckan och halten av gammastrålning radionuklider bundna på partiklar bestäms. En global spridning av aktivitet från atmosfäriska kärnvapenexplosioner och från olyckor som den i Tjernobyl avspeglas tydligt i luftfilterproverna. Små lokala utsläpp kan också upptäckas förutsatt att vindriktningen är sådan att luft från utsläppsplatsen når fram till provtagningsstationen.

I princip kan alla gammastrålning ämnen upptäckas. Den nuklid som främst detekteras är ^{137}Cs som är långlivad och betydelsefull för stråldos till människa. Andra nuklider som främst härstammar från kärntekniska anläggningar utomlands, men även från svenska

sjukhus och kärntekniska anläggningar, detekteras ibland (Söderström m.fl., 2004, 2005). Senast i oktober 2004 upptäcktes ^{192}Ir i samband med ett tillbud i Studsvik.

För att även kunna mäta gasformigt ^{131}I sugs luft genom ett kolfilter parallellt med luftfilterprovtagningen. Dessa kolfilter analyseras dock först om man hittar partikulärt ^{131}I i de vanliga filtren.

Från början fanns militära skäl för att mäta och senare även politiska, då efterföljden av provstoppsavtalet 1963 och icke-spridningsavtalet 1970 kunde kontrolleras. I dagsläget är huvudsyftet att av beredskapsskäl snabbt upptäcka alla luftutsläpp av radionuklider som når Sverige och att bedöma utsläppt mängd samt extern- och intern-dos från ett passerande utsläppsmoln. Den höga känsligheten på mätningarna gör att data även kan utnyttjas för miljöövervakningsändamål.

Sötvatten

Efter Tjernobylolyckan togs några prover på obehandlat råvatten vid ytvattenverk även om fokus låg på dricksvattnet. Inom ramen för Euratoms krav tas från och med år 2001 råvattenprover vid vattenverken i Norsborg vid Mälaren och Östersund vid Storsjön. Syftet är att verifiera att halterna av konstgjorda radioaktiva ämnen är fortsatt låga. Förutom den gammaspektrometriska analysen som är inriktad mot ^{137}Cs så analyseras provet även med avseende på total- α , total- β , uran och ^{226}Ra .

Havsvatten

Vattenprover från Östersjön har samlats in sedan början på 1980-talet av flera länder inom HELCOM-samarbetet (Helsingforskonventionen om skydd av Östersjöns marina miljö). Från och med 2006 kommer Sverige att ta vattenprov från sex platser som inte ligger i direkt anslutning till de kärntekniska anläggningarna. Analyserna kommer att vara inriktade på ^{137}Cs i syfte att följa hur halterna utvecklas på lång sikt runt Sveriges kuster.

Havssediment

En stor andel av de radioaktiva ämnen som tillförs Östersjön adsorberas till organiskt material som till slut sedimenterar. Sedimentet behöver inte nödvändigtvis utgöra den slutgiltiga stationen för de radioaktiva ämnena. Bottenlevande djur eller förändrade bottenförhållanden kan göra att materialet rörs om och eventuellt transporteras bort, vilket gör att sedimenterat material kan fortsätta ingå i olika biogeokemiska processer.

År 2003 genomfördes den första provtagningen i ett nationellt övervakningsprogram för sediment i öppet hav. Provtagningen omfattar 17 stationer runt Sverige. På dessa platser tas en sedimentkärna som snittas i 1 cm tjocka skikt och analyseras. Främst är det ^{137}Cs som detekteras. Dessa provtagningar ska upprepas vart femte år och syftet är att följa hur mängden ^{137}Cs i sedimenten utvecklas och hur det omfördelas inom sedimentet och mellan olika områden. Även i samband med de bottenkarteringar som utförs av Sveriges geologiska undersökning (SGU) analyseras ^{137}Cs i sedimenten på många platser, vilket ger en bild av hur mängder och koncentrationer varierar längs kusten.

Havsfisk

Övervakning av radionuklider i fisk sker i samarbete med andra länder inom HELCOM sedan början på 1980-talet. Sverige rapporterar provtagning av fisk, främst strömming och i viss mån torsk, i åtta områden i svenska vatten. Totalt analyseras prov från ca 25

områden. Syftet är att följa halterna i olika områden av Östersjön, både för att se hur främst ^{137}Cs från Tjernobylyolyckan uppträder i Östersjön på lång sikt, och för att kontrollera att utsläppen från kärntekniska anläggningar vid Östersjön eller längre bort inte ger oacceptabelt höga halter. Halterna av utsläppta konstgjorda radionuklider i marina fiskar är generellt sett låga.

Dricksvatten

Dricksvattenprov har tagits vid ytvattentäkter sedan Tjernobylyolyckan för att följa de konstgjorda radioaktiva ämnena över tiden. Nuvarande mätprogram omfattar sex vattenverk. Strax efter olyckan mättes obehandlade prov varvid alla gammastrålande nuklider kontrollerades. Förutom de mer långlivade nukliderna ^{137}Cs och ^{134}Cs kunde också ^{131}I , ^{103}Ru , ^{132}Te och ^{140}Ba följas en kort tid vid vissa vattenverk. Sedan dess har halterna sjunkit och numera är dessa mätningar främst inriktade på ^{137}Cs . Sedan år 2001 mäts, enligt krav i Euratomfördraget och EU:s dricksvattendirektiv, även total- α , total- β , uran, ^{226}Ra , ^{90}Sr och ^3H i dricksvatten för att följa att halterna av konstgjorda radionuklider i dricksvatten är fortsatt låga.

Mejerimjolk

Mejerimjolk är en viktig bioindikator, eftersom mjölken är ett viktigt baslivsmedel för en stor del av befolkningen. Vid nedfall av ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr och ^{131}I efter bombsprängningar eller efter en radiologisk olycka kan dessa nuklider effektivt tas upp av korna via fodret för att snabbt uppträda i mjölken.

SSI har utfört mätningar av radioaktiva ämnen i mejerimjolk från slutet av 1950-talet. Hur många och vilka mejerier som deltagit i provtagningen har förändrats under åren beroende på nedfallsläget och förändringar i mejeribranschen. Från 2005 ingår endast fem mejerier i SSI:s miljöövervakningsprogram, men dessa står dock för 65 procent av den totala produktionen i Sverige.

Syftena med att mäta mjolk har varierat över tiden. I början kunde det ses som en beredskapsåtgärd med målet att skydda befolkningen vid ett eventuellt lokalt nedfall från närliggande provsprängningar med potentiellt höga doser som följd. Idag är syftet att kunna uppskatta medelvärden i landet för ^{137}Cs och ^{90}Sr i mejerimjolk och särskilt följa utvecklingen för ^{137}Cs i områden som drabbades mest av Tjernobylnedfallet. Utifrån detta görs sedan en uppskattning av stråldosen per år från mjolk för medelkonsumenten i landet och konsumenten i de mest nedfallsdrabbade områdena. Ett viktigt indirekt beredskapssyfte är också att upprätthålla kontakten med mejerierna samt kompetensen för att vid behov snabbt kunna ta prov och mäta mjolk i större skala.

Renkött

Renar utgör en viktig potentiell exponeringsväg för människa och även lodjur när det gäller radionuklider som spridits i atmosfären. Det beror främst på att renarnas föda vintertid till stor del består av lavar. Lavar tar upp sin näring direkt från det som faller ned på dem och förmågan att absorbera föroreningar är därför stor. Det kan leda till mycket höga halter radionuklider i lavar, och därmed i renkött från områden med nedfall. Redan under tiden för de atmosfäriska provsprängningarna gjordes mätningar i ren för att uppskatta halterna i olika områden (Lindell och Magi, 1967).

Kött som kommer från områden med nedfall och därmed riskerar att innehålla mer ^{137}Cs än $1\ 500\ \text{Bq}\ \text{kg}^{-1}$ måste kontrolleras innan det får säljas. Denna kontroll utformas och

beslutas av Livsmedelverket inför varje slaktsäsong (Livsmedelverket, 2005). Efter Tjernobylyckan har ett mycket stort antal mätningar (ca 400 000) gjorts inom kontrollbesiktningen av kött i samband med slakt. Jordbruksverket bekostar ^{137}Cs -analyserna av dessa köttprover.

Huvudsyftet med mätningarna har varit att hitta och sortera bort renkött med otillåtet höga halter.

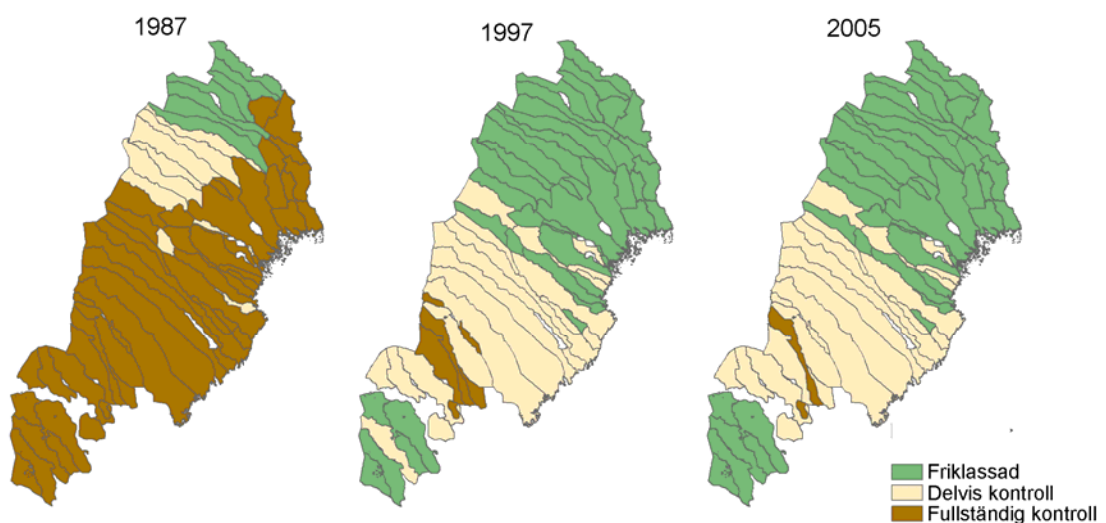
Med tiden har hela eller delar av samebyar friklassats från kontrollmätningar ur köttkvalitetssynpunkt (figur 3). I många av dessa byar tas fortfarande stickprov (ca 30 renar) vid ett mindre antal slakttillfällen (Livsmedelverket, 2005). Syftet med denna miljöövervakning är att långsiktigt kunna följa den naturliga utvecklingen av ^{137}Cs i renar i hela renbetesområdet.

Viltkött

Älg och rådjur kan innehålla höga halter ^{137}Cs och vara en direkt exponeringsväg, främst för jägare som kan konsumera relativt stora mängder.

Halterna i vilt är av stort intresse för allmänheten och kan vara en källa till oro. I områden som drabbades av Tjernobylnedfall mättes därför ett mycket stort antal djur på initiativ av privatpersoner och jaktvårdsorganisationer. Antalet mätningar har minskat under åren, men i två drabbade områden, Gävle och Heby kommuner, fortsätter en intensiv provtagning som del av SSI:s miljöövervakningsprogram. Detta sker genom ett samarbete mellan jägare och SSI. Sedan 2002 ingår ytterligare tre områden i SSI:s miljöövervakning; Överkalix, Krokoms/Strömsund och Njurunda. Prov från ett trettiotal älgar analyseras varje år per område.

Syftet med SSI:s nuvarande viltövervakning är att långsiktigt följa den generella utvecklingen i olika områden avseende medelhalter, maximala halter och andel prov över gränsvärdet för försäljning på $1\,500\text{ Bq kg}^{-1}$.



Figur 3. Friklassning av samebyar 1987, 1997 respektive 2005.

Blandad kost

För att få en uppskattning av hur mycket radioaktivitet en genomsnittsperson exponeras för via maten tas sedan 2001 ett samlingsprov av måltider under ett slumpmässigt valt dygn. Proven tas två gånger per år från sjukhuskök i Stockholm, Gävle och Umeå (Möre, 2003).

Tidigare gjordes så kallade matkorgsundersökningar genom att prov togs från livsmedel ute i handeln utifrån Jordbruksverkets konsumtionsstatistik. Provtagning och provberedning har utförts av Livsmedelsverket. Åren 1986 och 1987 togs matkorgar från tre olika butiker i åtta städer vid sju tillfällen (Ohlander, 1991). År 1994 togs matkorgar från två butiker i tio städer (Möre, 1995).

Helkroppsmätning av människa

Sedan slutet av 1950-talet har flera studier gjorts av hur mycket ^{137}Cs som förts över till människan av det som deponerades i samband med provsprängningarna respektive Tjernobylyckan (Räaf m.fl., 2006b). Detta har skett genom mätningar av det totala innehållet i människor, så kallade helkroppsmätningar. Studierna har ofta varit inriktade på särskilt utsatta grupper såsom renskötande samer, jägare och fiskare, vilka normalt äter mycket mat från naturliga ekosystem, såsom ren- och viltkött, insjöfisk, bär och svamp. Resultaten har jämförts med resultaten från mätningar av referensgrupper bosatta i storstadsområden. Vid tre tillfällen, 1987, 1988 och 1994, har riksgenomsnittet uppskattats genom ett riksomfattande slumpvis urval av människor. I dagsläget ingår två referensgrupper i Stockholm och Umeå i SSI:s miljöövervakningsprogram. Syftet är att långsiktigt följa utvecklingen av ^{137}Cs -halter i människor.



Helkroppsmätning av ^{137}Cs vid SSI. Mätpersonen (i det här fallet ett så kallat fantom) halvsitter i en vilstol under mätningen som tar ca 30 minuter.

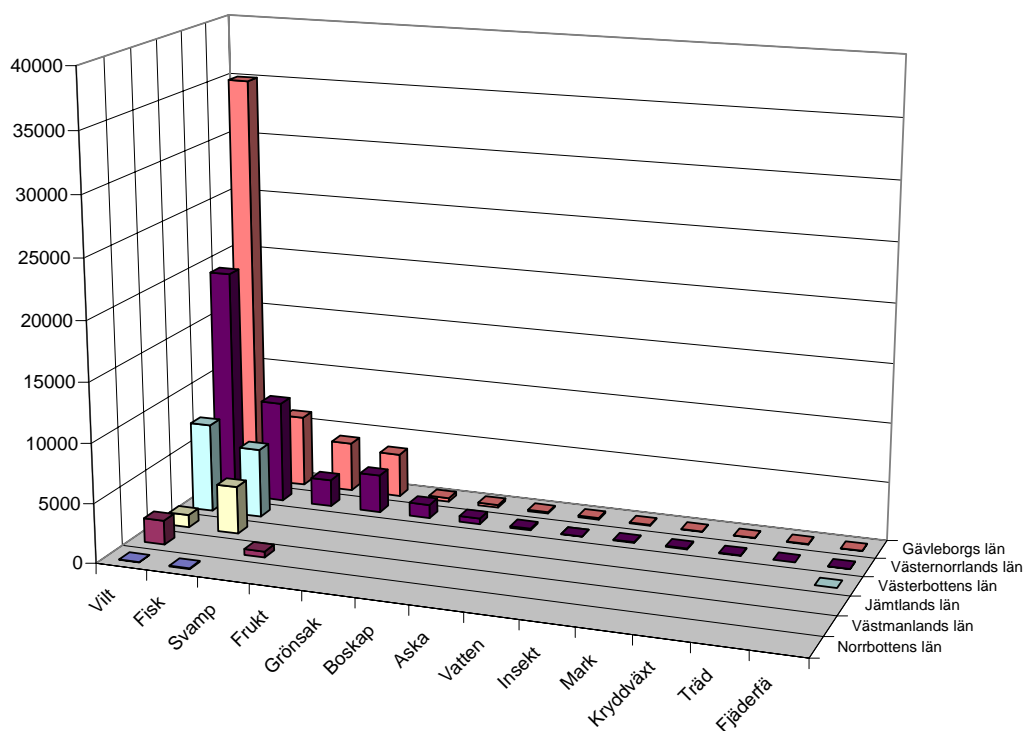
UV-strålning

UV-strålning mäts i dag kontinuerligt på tre platser i Sverige, nämligen i Stockholm, Norrköping och Halmstad. Data från dessa stationer utgör ett komplement till den modellering som utförs av Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). Modelleringen beräknar timvärden för UV-instrålningen över hela Sverige utifrån bland annat moln- och ozondata. Mätvärdena från SSI:s stationer i Stockholm och Halmstad används till att beräkna aktuellt UV-index (ett mått på solens skadliga UV-strålning) på dessa platser. UV-index rapporteras on-line på SSI:s webbplats.

Regional övervakning

Regional miljöövervakning av ^{137}Cs , främst i de län och kommuner som drabbades mest av Tjernobylyckan, startade i viss utsträckning efter 1986, och förekommer i begränsad utsträckning fortfarande. Främst handlar det om regelbundna mätningar av ^{137}Cs i fisk, bär, svamp och vilt från bestämda områden för att ha ett underlag för information till allmänheten.

Åren efter Tjernobylyckan gjordes en stor mängd mätningar på allehanda provslag vilka inte ingick i någon egentlig systematisk övervakning. I många fall erbjöds kommuninvånarna att mäta halten ^{137}Cs i prover som de själv samlat in från olika områden och på olika sätt. En stor del av dessa data har efter kvalitetssäkring samlats i en databas vid SSI och utgör på grund av sin stora mängd ett värdefullt material. Databasen innehåller drygt 100 000 mätvärden, men det är en skev fördelning av antalet prov mellan olika län och olika provslag. Dominerande är prover av vilt och fisk i Gävleborgs, Västernorrlands och Västerbottens län (figur 4). I denna rapport har dessa data analyserats på kommunnivå



Figur 4. Antal prover i olika län för olika provslagskategorier.

och ger en generell bild av tillstånd, samband och trender för ^{137}Cs i vilt, fisk, bär och svamp. Det okontrollerade urvalet innebär dock att det finns en risk att provtagningen med tiden tenderar att upphöra i områden med låga halter och intensifieras i områden med högre halter vilket skulle leda till att förändringar i den uppmätta medelhalten i en kommun inte korrekt speglar den riktiga förändringen.

Lokal övervakning kring kärntekniska anläggningar

Förutom den nationella och regionala miljöövervakningen som inriktar sig på det generella tillståndet i miljön finns det även en lokal kontroll direkt riktad mot verksamheter som kan släppa ut radioaktiva ämnen. I dagsläget är den lokala kontrollen begränsad till kärntekniska anläggningar och utförs genom upprättade omgivningskontrollprogram. De syftar till att detektera större oregistrerade utsläpp samt utsläpp som sker diffust. Kontrollen ska ge en bild av långsiktiga förändringar av radionuklidhalter i miljön och ge underlag för att bedöma eventuell påverkan på biologiskt liv i recipienten. I omgivningskontrollprogrammen ingår mätning av gammastrålande nuklider i många provslag insamlade från bestämda provtagningsplatser i närområdet kring anläggningarna. De nuklider som främst detekteras i analysen är ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ och ^{137}Cs . Omgivningskontrollprogrammen har utvärderats av Wallberg och Moberg (2000) och ett nytt program gäller från 2005 (Lindén, 2004).

Karteringar

Radionuklider i dricksvatten

Naturligt förekommande radioaktiva ämnen i dricksvatten kan vara en viktig källa till stråldos till människa. Dessa ämnen har huvudsakligen sitt ursprung från sönderfallet av uran och torium, som förekommer naturligt i berggrunden. De ämnen som närmast berörs är ^{222}Rn , ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Po och ^{210}Pb . Dessa ämnen har karterats vid olika tillfällen och med olika målsättningar.

Kulich (1988) mätte exempelvis ^{226}Ra - och ^{222}Rn -halten i dricksvatten i 874 prover från allmänna grundvattenverk och privata brunnar i en representativ landsomfattande undersökning. Uran i dricksvatten har karterats i mindre omfattning. Mellan 2001 och 2004 togs prover från 380 privata bergbörade brunnar (Åkerblom m.fl., 2005). Urvalet är inte representativt för hela Sverige, då några av de undersökta områdena har förhöjda uranhalter i berggrunden. Under 2006 kommer ytterligare 350 brunnar att provtas, nu med inriktning på områden där kunskapen är låg. Dessa prover kommer att analyseras med avseende på ^{222}Rn , ^{226}Ra , uran, total- α och total- β . Då kommer också koncentrerade prov att analyseras med speciell inriktning på ^{210}Pb och ^{228}Ra , vilka endast mätts sporadiskt tidigare.

Radon i bostäder

Radon i bostadshus kan utgöra en betydande strålkälla. Nyligen publicerade studier visar att risken för aldrig-rökare i bostadshus med vanligt förekommande radonhalter är låg (Darby m.fl., 2005). I hus med mycket höga radonhalter, och för rökare, kan dock risken vara betydande. En god bild av radonhalterna i bostadshus behövs både för att värdera den totala risken i Sverige och för att följa upp arbetet som görs för att nå miljökvalitetsmålet vilket säger att radonhalten i alla bostadshus ska understiga 200 Bq m^{-3} år 2020. De

senaste heltäckande radonkarteringarna i Sverige slutfördes bägge i början av 1990-talet (Swedjemark m.fl., 1993; Pershagen m.fl., 1994). Sedan 2003 pågår en ny kartering som syftar till att ge en uppdaterad bild av medelvärde och spridning angående radon i bostadshus. Denna kartering planeras pågå under flera år.

Cesium i åkermark och gröda

En nationell kartering av cesiumhalter i matjord samt i spannmål och vall startade 2001 och kommer att pågå till 2007. Den görs i samarbete med den av Naturvårdsverket finansierade mark- och grödoinventeringen, som är tänkt att genomföras vart tionde år. Syftet med karteringen är att ge en god bild av hur ^{137}Cs i jordbruksmark är geografiskt fördelat i Sverige. Totalt tas prov av jord och spannmål på ca 1 000 platser. Cesium ingick inte i den första inventeringen 1988-1995 utan har tillkommit i den andra omgången. Eftersom vallodling är av central betydelse för hur ^{137}Cs förs vidare i jordbrukets näringskedjor till mjölk och kött och sedan till människor, har provtagningen för ^{137}Cs -analys kompletterats med ca 250 vallprover (jord respektive växt). Halter i gröda på motsvarande platser, tillsammans med uppgifter om viktiga markparametrar som pH och humushalt ger möjlighet till utförliga analyser av olika faktorerers påverkan på överföringen mellan mark och gröda.

Markstrålning

Geofysisk kartering av markens gammastrålning började på 1950-talet i samband med uranprospektering. SGU är nu ansvarig för denna kartering som till stor del utförs med hjälp av flygmätningar. Samtidigt utförs mätning av bergrundens magnetfält och elektromagnetiska mätningar (Mellander, 1989). Den uppmätta gammastrålningen nuklidsepareras och resultaten redovisas som halter av uran, torium och kalium. I dagsläget har man täckt ca 80 procent av Sveriges yta med avseende på markens innehåll av uran, torium och kalium. Detta är gjort med låghöjdsflygmätningar på 30-60 m höjd och med ett flyglinjeavstånd på 200 m. Genom ett specialtillstånd att flyga på tillräckligt låg höjd även över tätbefolkade områden är många sådana också inkluderade till exempel Stockholm och Göteborg. Efter Tjernobylyckan användes flygmätningar även för att kartlägga markbeläggningen av ^{137}Cs . En första kartläggning gjordes 1986 med relativt stora avstånd mellan flyglinjerna (från 2 km i högdepositionsområdena till 50 km i övriga Sverige). ^{137}Cs ingår efter Tjernobylyckan i den ordinarie mätverksamheten och hittills är ungefär 20 procent av Sveriges yta täckt av mätningar med täta flyglinjer. Från resultaten av dessa mätningar kan till exempel den externa dosen från naturliga radioaktiva ämnen samt ^{137}Cs i marken beräknas.

Övriga mätprogram och studier

Lav

Lavar är en viktig länk i exponeringskedjan via renar till människa och bland annat lodjur. Lavar kan bilda marktäckande skikt och tar all sin näring från vad som torr- och våtdeponeras på dem. Detta innebär att ett heltäckande lavtäckte kan absorbera en mycket stor del av de radionuklider som deponeras på ytan. Efter ett nedfall är halterna i lavarna därför ofta högre än i växter från samma område som i huvudsak tar sin näring (och eventuella föroreningar) från marken. Ett antal studier angående halter av olika radionuklider i lavar gjordes på 60- och 70-talen och till viss del även på 80-talet efter Tjernobylyckan.

En provyta i Västmanlands län har följts sedan 1986, men det sker ingen egentlig nationell miljöövervakning av radionuklider i lavar i Sverige idag.

Svamp

Svampar är centrala organismer i skogsekosystemen. ”Rotsystemen”, hyferna, genomväver i princip hela det organiska skiktet och kan omfördela näringsämnen både vertikalt och horisontellt i marken. En stor del av vegetationens upptag av näring sker dessutom via svamphyferna genom att växternas fina rötter och svamphyferna är nära sammankopplade i symbiotiska mycorrhizabildningar. Genom svamparnas effektivitet att hålla kvar näringsämnen och att göra dem tillgängliga i ekosystemet, kan man förvänta sig att även ^{137}Cs till stor del bevaras i skogsekosystemen i en tillgänglig form. Svamparnas fruktkroppar utgör dessutom en direkt väg för ^{137}Cs att nå djur och människor. Det bedrivs ingen egentlig miljöövervakning av svampar idag. Vid SLU har det dock gjorts en långsiktig uppföljning av ^{137}Cs i svamp inom ett forskningsprojekt med försöksrutor i Heby kommun där halter av ^{137}Cs i sandsopp har följts.

Bär och vegetation

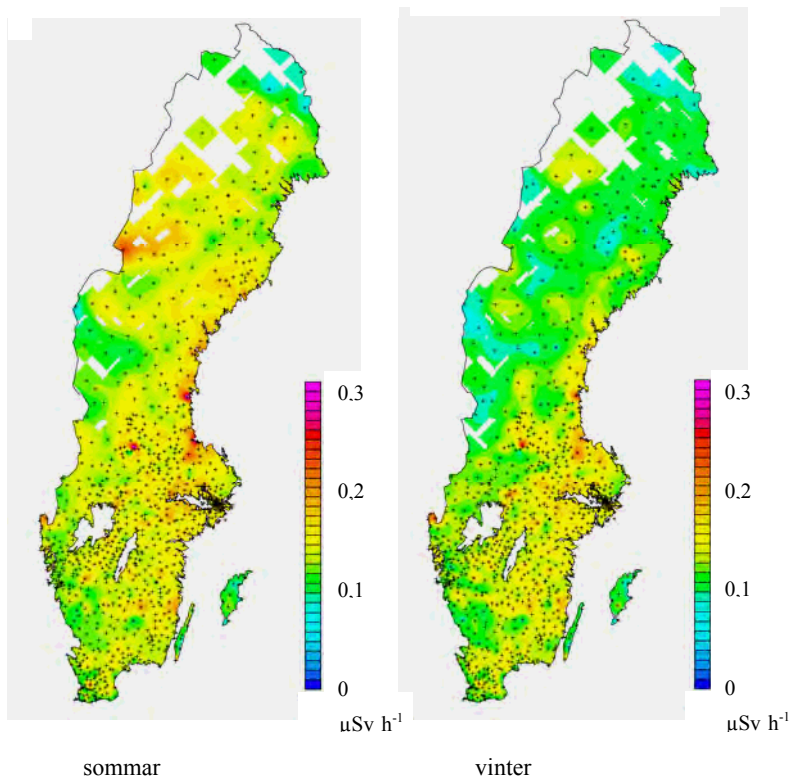
Utvecklingen i bär och vegetation är av betydelse för överföringen till människa eftersom bär utgör en direkt exponeringsväg och vegetationen en indirekt väg via vilt. SSI:s nationella miljöövervakningsprogram omfattar i dagsläget inga mätningar i bär och vegetation. Det pågår dock en del långtidsstudier av miljöövervakningskaraktär i Sverige. SSI följer upptaget i granar i en försöksruta i Gävleområdet, och FOI driver tillsammans med Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) ett långsiktigt forskningsprojekt om ^{137}Cs i skogsekosystem i Svartbergets försökspark i Västerbotten. Där ingår bland annat provtagning av ris från björk, tall och blåbär.

Lodjur

Lodjur utgör en toppkonsument i de svenska skogsekosystemen. Cesium koncentreras normalt högre upp i näringskedjan och då lodjurens bytesdjur i många fall (främst ren och rådjur) kan innehålla höga halter ^{137}Cs kan man förvänta sig höga halter även i lo. Lodjursstammen har vuxit till i Sverige, och sedan 1996 bedrivs en viss jakt. Skjutna djur skickas in till Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) och prov analyseras med avseende på ^{137}Cs vid SLU. Hittills har 773 djur på så sätt kunnat provtas mellan 1996 och 2003. Syftet med dessa mätningar har varit att följa ^{137}Cs -halterna i lodjur samt att uppskatta stråldosen till lodjur.

Mätningar i beredskapssyfte

SSI mäter den totala gammastrålningen kontinuerligt på 37 platser i landet vid så kallade gammastationer. Syftet är att snabbt kunna upptäcka plötsliga kraftiga höjningar av strålnivån som en indikation på onormala händelser, till exempel en olycka med utsläpp av radioaktiva ämnen. Alla kommuner är också utrustade med handinstrument för att snabbt, vid misstanke om något stort utsläpp, kunna göra en landsomfattande screening av strålnivån. För att hålla mätkunskapen aktuell genomför kommunerna regelbundna mätningar på vissa provplatser med dessa instrument och rapporterar data till SSI, vilket resulterar i en form av miljöövervakning. Mätningar görs både sommartid och vintertid då snötäcket ger en viss dämpning av markstrålningen (figur 5).



Figur 5. Dosrat vid marknivån mätt vid kommunernas referenspunkter under sommaren (vänster) respektive vintern (höger). Dosraten blir något lägre vintertid då snötäcket dämpar markstrålningen. Medelvärden för perioden 1990-1996

4. Tillstånd och trender i Sverige

Sammanfattning

Radonhalterna i inomhusluften, i genomsnitt ca 100 Bq m^{-3} såsom de uppmättes i början av 1990-talet, är relativt höga jämfört med andra europeiska länder. Ett nyare bostadsbestånd och åtgärder mot radon förväntas ha lett till lägre halter idag. En sådan tendens syns i de enskilda kommuner där radonkarteringen upprepats efter 2004. Mer exakt kunskap om dagens halter saknas dock fortfarande.

Halterna av naturligt förekommande radionuklider (uran, radium, radon, bly, polonium) i dricksvatten från privata borrade brunnar kan i vissa fall vara hög. Kunskapen om halterna i brunnar är dock inte fullständig och den totala omfattningen av problemet är därmed inte känd.

Halterna av konstgjorda nuklider i olika delar av miljön domineras av vad som spreds i samband med atmosfäriska bombprov och Tjernobylyolyckan. De nuklider som fortfarande är intressanta att studera är ^{137}Cs och ^{90}Sr . I livsmedel från jordbruket och marina ekosystem samt i dricksvatten är halterna generellt sett låga. I de geografiska områden som drabbades hårdast kan dock halterna i framförallt ren, älg, rådjur, insjöfisk och svamp fortfarande ha halter över försäljningsgränsvärdet 1500 Bq kg^{-1} . Halterna av de två radionukliderna sjunker dels genom att de sönderfaller, dels genom olika processer som minskar tillgängligheten, t ex fastläggning i marken, vilket innebär att den effektiva halveringstiden kan bli kortare än den fysikaliska (se faktaruta 4). Den effektiva halveringstiden har dock i många fall ökat jämfört med den första tiden efter nedfallet. För ^{137}Cs närmar sig den effektiva halveringstiden den fysikaliska vilken är 30 år.

UV-strålningen har mätts i Norrköping sedan början av 1980. Sedan dess har UV-strålningen där ökat med ca 10 procent, främst på grund av minskad molnighet. Ännu större betydelse för ökad UV-exponering är förändringar i befolkningens beteende.

Exponeringen för elektromagnetiska fält kan komma att öka för vissa frekvenser med ökad användning av trådlös kommunikation. Studier av radiofrekventa fält i ett par kommuner visar dock att fältstyrkorna där var en tusendel eller mindre av gällande referensvärden.

Joniserande strålning och radioaktiva ämnen

Kosmisk strålning

Den kosmiska strålningen utomhus vid marknivån varierar beroende på höjd över havet och breddgrad (figur 6). Stråldosen från fotoner och direktjoniserande partiklar fördubblas ungefär var 1500:e höjdmeter, medan neutronstrålningen fördubblas ungefär var 900:e höjdmeter närmast havsnivån, och något långsammare på högre höjder (UNSCEAR, 1988 och 2000; CRC, 2000).

Jordens magnetfält påverkar de infallande partiklarna, vilket medför att fler partiklar träffar atmosfären vid polerna än vid ekvatorn. Den effektiva dosen vid havsnivån varierar med breddgraden enligt tabell 5.

Variationen är dock relativt liten inom de breddgrader över vilka Sverige sträcker sig (ca 55° - 70° N).

Instrålningen påverkas även av solaktiviteten, som varierar med en 11-års-cykel. När solaktiviteten och solvinden av laddade partiklar är som störst ”skärmas” strålningen som har sitt ursprung utanför vårt solsystem och blir därmed mindre intensiv.

När det gäller strålningen under flygresor på normala flyghöjder, kring 10 000 m, är den högre än vid marknivån, där dosraten är drygt 0,04 $\mu\text{Sv h}^{-1}$. Beroende på breddgrad, flyghöjd och solaktivitet kan dosraten variera mellan 1 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ och 14 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ (Lindborg, 2006).

Faktaruta 4. Halveringstider

Fysikalisk halveringstid

En grundläggande egenskap för en radionuklid är dess fysikaliska halveringstid, T_{fys} , dvs den tid det tar för en given aktivitet att minska till hälften. Detta innebär samtidigt att hälften av de ursprungliga atomerna då har sönderfallit till en annan nuklid. Den fysikaliska halveringstiden är given för varje radionuklid, t.ex. 30 år för ^{137}Cs och 8,1 dagar för ^{131}I . Sambandet mellan aktivitet (A), antalet atomer (N) och T_{fys} vid en given tidpunkt kan skrivas:

$$A = \frac{\ln 2}{T_{\text{fys}}} \cdot N$$

Aktiviteteten minskar exponentiellt enligt funktionen

$$A(t) = A_0 \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{T_{\text{fys}}} \cdot t\right)$$

där $A(t)$ = aktiviteten vid tidpunkt t och A_0 = aktiviteten vid tiden 0.

Biologisk halveringstid

Den biologiska halveringstiden avspeglar utsöndringshastigheten från en biologisk organism. Den kan ses som den tid det tar för individen att utsöndra hälften av kroppsinnehållet av ett (stabil) ämne i kroppen efter det att intaget upphört. För ^{137}Cs i människa gäller cirka 103 dagar för män och 68 dagar för kvinnor. I renar är den biologiska halveringstiden cirka 18 dagar för ^{137}Cs . För ^{90}Sr i människa är den biologiska halveringstiden flera år för barn när tillväxten är som snabbast.

Ekologisk halveringstid

Den ekologiska halveringstiden avspeglar på samma sätt hur ämnen i ett ekologiskt system minskar med tiden mätt i en viss punkt i systemet, t.ex. i svamp, mjölk eller kött. För vissa typer av provslag finns en årsvariation som är mycket kraftigare än den långsiktiga förändringen vilket gör att den ekologiska halveringstiden måste utvärderas utifrån likvärdiga prover, t.ex. enbart renar som slaktats på vintern (se figur 26).

Effektiv halveringstid

Effektiv halveringstid är den halveringstid som faktiskt observeras för en given individ (effektiv biologisk halveringstid) eller ett givet provslag (effektiv ekologisk halveringstid) och inkluderar således både fysikalisk och biologisk/ekologisk halveringstid. Den effektiva halveringstiden kan domineras av endera den fysikaliska eller den biologiska/ekologiska beroende på hur dessa förhåller sig till varandra. Den effektiva ekologiska halveringstiden för ett provslag beror av den fysikaliska och ekologiska halveringstiden så att:

$$T_{\text{eff}} = \frac{T_{\text{eko}} \cdot T_{\text{fys}}}{T_{\text{eko}} + T_{\text{fys}}}$$

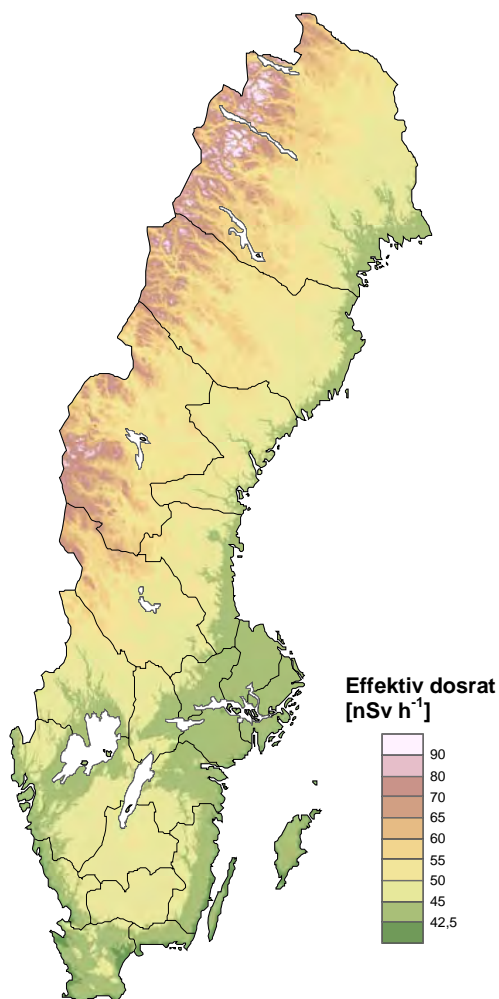
Den effektiva ekologiska halveringstiden ökar dock ofta med tiden så att den långsiktiga halveringstiden ($T_{\text{lång}}$) blir betydligt längre än den initiala halveringstid (T_{init}) som kan uppmätas de första åren efter att nedfallet upphört (se figur 49). För att beskriva ett sådant förlopp, där en konstant halveringstid (exponentiell anpassning) är missvisande använder man ofta istället en dubbelxponentiell funktion:

$$A(t) = A_0 \cdot \left(\alpha \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{T_{\text{eff}1}} \cdot t\right) + (1 - \alpha) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{T_{\text{eff}2}} \cdot t\right) \right)$$

där $A(t)$ = aktiviteten vid tidpunkt t , A_0 = aktiviteten vid tiden 0, $T_{\text{eff}1}$ = en kortsiktig komponent och $T_{\text{eff}2}$ = en långsiktig komponent av den effektiva halveringstiden och α är en parameter som fördelar sönderfallet på de två komponenterna. Observera att $T_{\text{eff}1}$ och $T_{\text{eff}2}$ inte är samma sak som den effektiva halveringstiden initialt respektive på lång sikt eftersom båda komponenterna gäller samtidigt.

Tabell 5. Effektiv dosrat från kosmisk strålning vid havsnivån vid olika latituder mellan ekvatorn och nord eller sydpolen (UNSCEAR, 2000).

Latitud (grader)	Effektiv dosrat (nSv h ⁻¹)	
	Direktioniserande strålning	Neutronstrålning
80-90	32	11
70-80	32	11
60-70	32	10,9
50-60	32	10,0
40-50	32	7,8
30-40	32	5,3
20-30	30	4,0
10-20	30	3,7
0-10	30	3,6



Figur 6. Dosrat från kosmisk strålning utomhus vid marknivån (nSv h⁻¹).

Tabell 6. Halter av uran, torium och kalium. Normal variationsbredd för några vanliga bergarter.

	U (ppm)	Th (ppm)	K (%)
Genomsnitt för världen	3	8	2,4
Intrusiva basiska bergarter	0,1-3	1-10	0,1-3
Graniter	2-6	5-20	2-5
Graniter, uranrika	8-40	10-100	4-6
Gnejs av sedimentärt ursprung	2-10	5-20	2-5
Kalksten	0,2-3	0,1-3	0,1-0,5
Sandsten/kvartsit	0,5-5	1-10	1-6
Lerskiffer	1-10	1-15	1-6
Svarta skiffer	20-80	2-15	1-6
Alunskiffer	50-300	8-15	1-6
Sedimentära fosfater	100-400		
Höghaltig uranmalm	10 000-300 000		

Joniserande strålning från marken

Strålningen från marken beror både på halten av naturligt förekommande radionuklider i marken och på mängden ^{137}Cs som deponerats i samband med de atmosfäriska provsprängningarna och Tjernobylyolyckan.

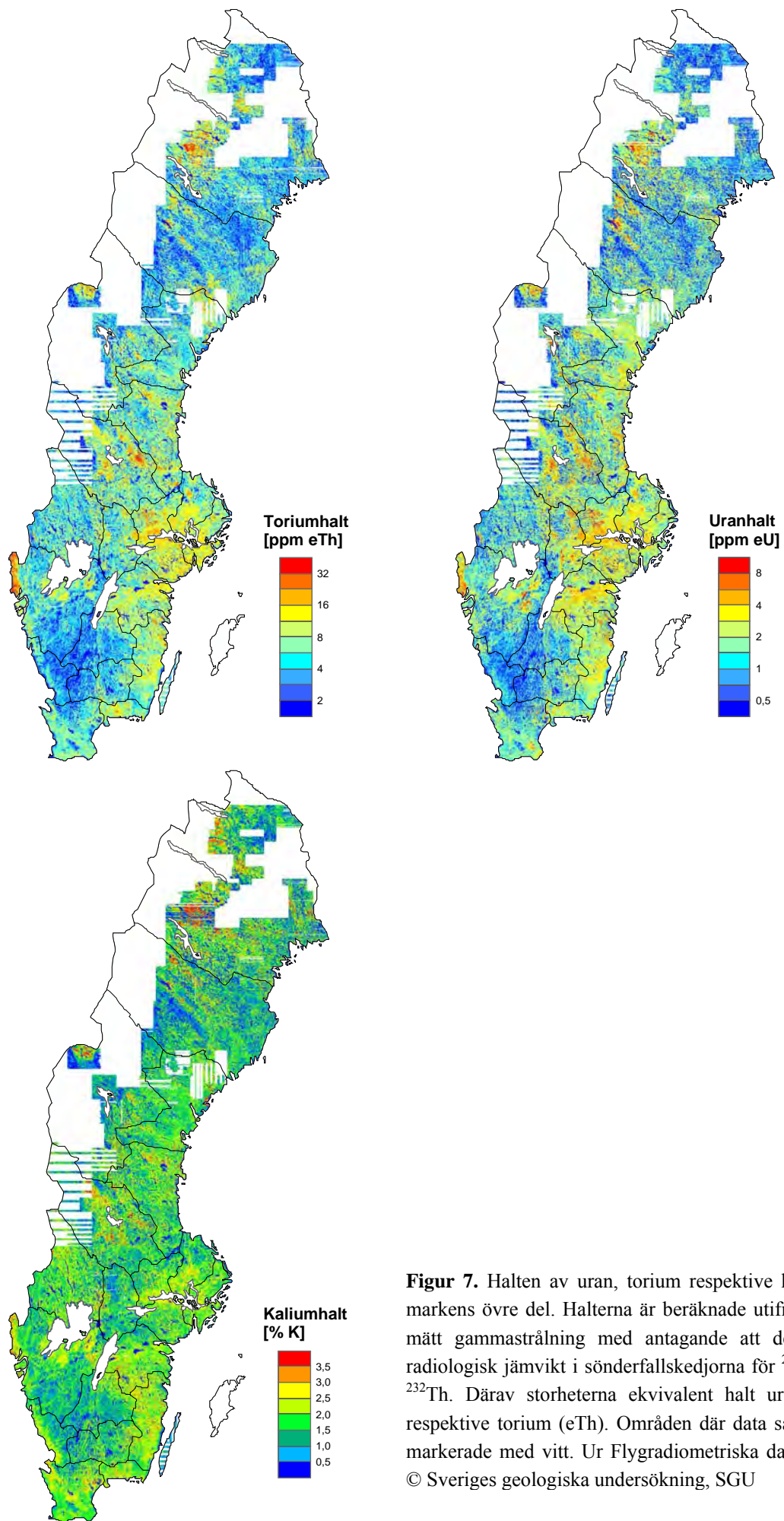
Naturligt förekommande radionuklider i marken

Halterna av uran, torium och kalium i berggrunden varierar stort beroende på bergart (tabell 6). Uran, torium och kalium är grundämnen som främst förekommer tillsammans med bergarter som bildas då magma rik på kiselsyra tränger upp från jordens inre till granit och syenit. I granitmagman anrikas dessutom uran, torium och kalium till de delar som stelnar sist vilken fyller ut sprickor i berggrunden och bildar gångar av aplit och pegmatit. Särskilt pegmatiterna har därför ofta betydligt högre halter uran, torium och kalium jämfört med graniten.

Lägst är halterna i bergarter av basisk typ, till exempel gabbro, norit och basalt (så kallade grönstenar). Halterna är normalt låga även i bergarter som sandsten och kalksten. Lerskiffer och sedimentära gnejser har oftast medelhöga halter. Sekundära förekomster av uran kan bildas genom att uran som transporteras med strömmande grundvatten fälls ut när vattnet kommer i kontakt med en reducerande miljö. Så har flera av jordens största och rikaste uranmalmer bildats genom att grundvatten runnit igenom lerigare lager. Sådana malmer kan vara mycket uranrika där partier av malmerna innehåller upp till 30 procent uran.

Halterna av naturliga radionuklider i marken varierar därför kraftigt över landet (figur 7). Exempel på graniter med relativt höga uran- och toriumhalter är Bohusgraniten norr om Lysekil, granitområden norr om Falun och Pleutajokk norr om Hornavan i Norrbottens inland.

I Sverige finns även rikligt med uranförekomster där halterna är relativt höga, 0,5-1 procent vilket till exempel är tillräckligt för uranbrytning, men de flesta sådana förekomster är små. De största förekomsterna innehåller som mest ett par tusen ton uran. Bildningssätt för förekomsterna varierar men till exempel den relativt stora uranförekomsten vid Lilljuthatten i Hothagen i Jämtland har bildats genom utfällning av uran från varmt grundvatten.



Figur 7. Halten av uran, torium respektive kalium i markens övre del. Halterna är beräknade utifrån uppmätt gammastrålning med antagande att det råder radiologisk jämvikt i sönderfallskedjorna för ^{238}U och ^{232}Th . Därav storheterna ekvivalent halt uran (eU) respektive torium (eTh). Områden där data saknas är markerade med vitt. Ur Flygradiometriska databasen, © Sveriges geologiska undersökning, SGU

Tabell 7. Halter av uran, torium och kalium. Normal variation för några vanliga jordarter.

	U (ppm)	Th (ppm)	K (%)
Genomsnitt för världen	3	8	1.3
Variationsbredd för världen	0,01-75	0,2-55	6
Flygsand – grovsilt	< 0,4-2	0,5-5	0,5-3
Sand	< 0,5-3	0,5-20	0,5-3
Lera	1-8	2-25	0,2-4
Morän bildad av granit	1-15	6-25	1.5-4
Morän med fragment av alunskiffer	65-210	8-12	1.5-4

Den svenska uranförande alunskiffern, som till exempel finns på Kinnekulle och Billingen i Västergötland, bildades för 500 miljoner år sedan i grunda havsbassänger. Uranet har fällts ut från havsvattnet tillsammans med sedimenterande organiskt material och lerpartiklar. Uranhalten i de svenska alunskifferarna är 50-400 ppm U och enbart i Billingenområdet beräknas skifferlagret innehålla 250 000 ton uran. I dessa förekomster är det just uranhalten som är hög medan halterna torium och kalium är normala (figur 7).

Områden där berggrunden och jordlagret har särskilt låga halter av uran, torium och kalium är till exempel sydvästsvenska höglandet där berggrunden till stor del utgörs av gnejser samt områden i Västerbotten där berggrunden består av basiska yt- och djupbergarter.

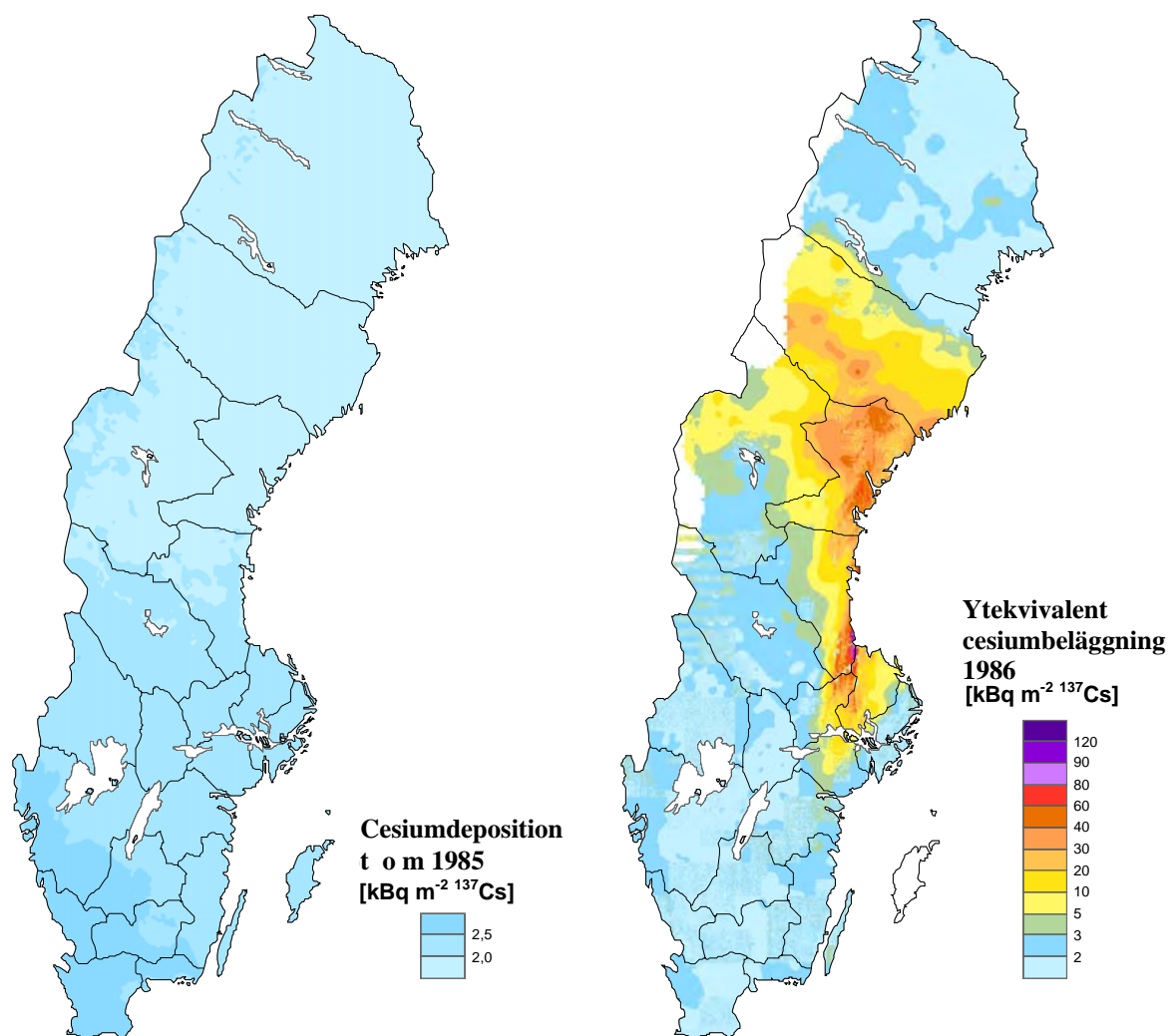
Halterna i jordlagren beror till stor del på halterna i modermaterialet, det vill säga berggrunden, men det finns en skillnad mellan olika jordarter. Under inlandsisen krossades berget och maldes ned till morän. Större delen av bergmaterialet avsattes under isen som morän, men det material som förs fram till isranden av strömmande vatten sorteras i fraktioner av grus, sand, silt och lera. Uran-, torium- och radiumhalten i moränen är relativt lika den i den nedkrossade berggrunden. Detsamma gäller för block och grus. Vid den fortsatta nedkrossningen och vittringen friläggs dock de radioaktiva mineralerna varvid huvuddelen av uran och radium urlakas. En del av mineralen bryts också mekaniskt ned till små partiklar som hålls svävande i vattnet. Sand och grovsilt kommer då till sist att bestå enbart av kvarts- och fältspatskorn med låg halt av uran, radium och torium, medan större delen av det uran och radium som är löst i vattnet adsorberas på lerpartiklarna. Resultatet blir att leran kommer att ha betydligt högre halt av uran och radium än sanden. I tabell 7 redovisas typiska halter av uran, torium och kalium i svenska jordarter.

¹³⁷Cs i marken

Det ¹³⁷Cs som deponerades i samband med de atmosfäriska provsprängningarna fördelades relativt jämnt över Sverige. Det finns ett generellt globalt samband med breddgrad så att de deponerade mängderna avtar mot norr (UNSCEAR, 1993). Dessutom är nedfallet lokalt korrelerat till den genomsnittliga årsnederbörden (Wright m.fl., 1999 och däri refererade artiklar). Detta innebär att depositionen blev något högre på västkusten och i fjällen jämfört med andra delar av Sverige (figur 8). Den integrerade depositionen från provsprängningarna uppskattas variera mellan ca 1,5 och 4 kBq m⁻² (Rääf m.fl., 2006b, Nilsson m.fl., 2005, Wright m.fl., 1999). De kvarvarande mängderna är dock lägre i dag till följd av det fysikaliska sönderfallet.

Efter Tjernobylolyckan var nedfallet istället mycket ojämnt fördelat (figur 8). I de delar som endast drabbades lindrigt var nedfallet i samma storleksordning som det från provsprängningarna, men i områden där det regnade i samband med att den förorenade luft-

massan passerade var de deponerade mängderna många gånger högre. De största mängderna kom i Gävletrakten med över 200 kBq m⁻² lokalt. Stora delar av Västernorrland och Västerbotten fick också en relativt hög markbeläggning.



Figur 8. Ackumulerad deposition av ¹³⁷Cs från de atmosfäriska provsprängningarna tidskorrigerad till 1985 (data från Rääf m.fl., 2006) respektive ytekvivalent markbeläggning efter Tjernobylolyckan tidskorrigerat till 1986 (ur Flygradiometriska databasen, © Sveriges geologiska undersökning, SGU). Ytekvivalent beläggning avser den mängd cesium som, ifall den låg jämnt utspridd på en oändlig och plan yta, skulle ge den strålnivå som uppmättes från flygplanet. Cesiumet tränger dock ned i marken vilket gör att strålnivån 1 m över markytan avtar. Den ytekvivalenta beläggningen är därför alltid lägre än den verkliga mängd ¹³⁷Cs som finns i marken. Redan vid mätningar 1986 var den mätta ytekvivalenta beläggningen endast drygt 60 procent av den verkliga vilket förklarar varför den ytekvivalenta beläggningen 1986 är lägre än den ackumulerade verkliga depositionen till och med 1985 i delar av Sverige.

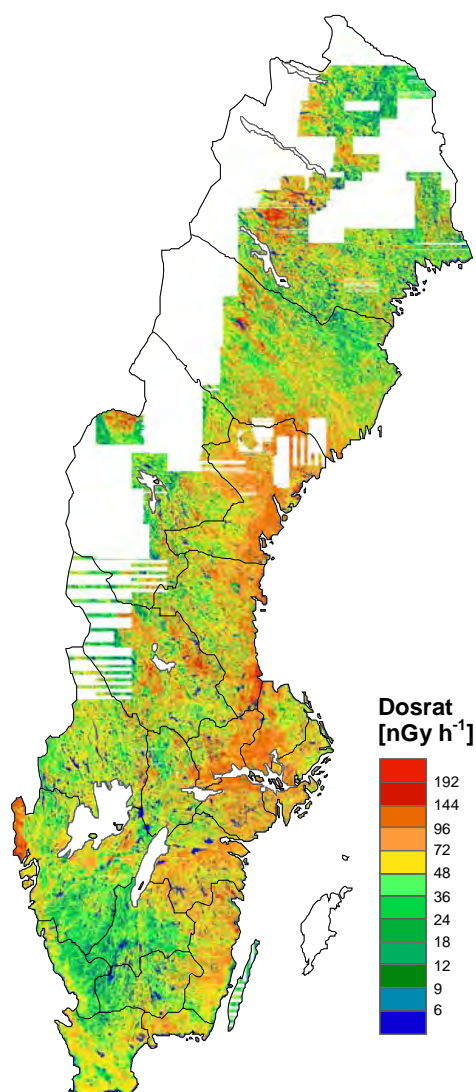
Total strålning från marken

Den totala strålningen från marken domineras av naturliga radionuklider. I områden som drabbades hårt av Tjernobylyolyckan kan dock strålningen från ^{137}Cs idag fortfarande utgöra upp till 40 procent av den totala strålningen från marken. De högsta strålnivåerna finns dels i områden drabbade av Tjernobylyolyckan, dels i områden med höga halter uran och torium, till exempel i Bohuslän (figur 9).

Radioaktiva ämnen i luft

Radon i inomhusluft

De två senaste nationella radonstudierna från början av 1990-talet (Swedjemark m.fl., 1993; Pershagen m.fl., 1994) visade i stort sett identiska resultat med medelvärden för svenska bostäder på 107 respektive 108 Bq m^{-3} och medianvärden på 57 respektive 53 Bq m^{-3} (tabell 8). Med ledning av resultatet från dessa mätningar uppskattades att antalet småhus med radonhalter över 400 Bq m^{-3} i hela landet skulle vara 70 000–120 000, vilket motsvarade mellan 4 och 7 procent av Sveriges småhusbestånd vid tillfället. På samma sätt uppskattades antalet småhus respektive bostäder i flerbostadshus med halter över 200 Bq m^{-3} , till 280 000–320 000 (16-18 procent av samtliga småhus) respek-



Figur 9. Total dosrat vid markytan från naturligt förekommande radionuklider och ^{137}Cs i marken år 2005. Områden där data saknas är markerade med vitt.

Tabell 8. Radonkoncentrationer (Bq m^{-3}) i svenska bostäder 1988-1992. Resultat från två undersökningar.

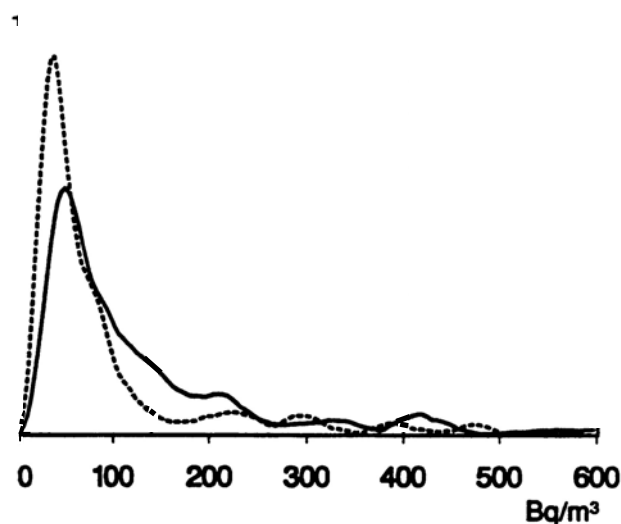
	Antal bostäder	Aritmetiskt medelvärde	Medianvärde	Maxvärde
Alla bostäder ^a	8992	107	57	6784
Alla bostäder ^b	1360	108	53	3904
Småhus ^b	714	141	76	2765
Flerbostadshus ^b	646	75	36	3904

^aPershagen m.fl., 1994 ^bSwedjemark, 1993.

tive 100 000–160 000 (5-8 procent av bostäder i flerbostadshus) . I figur 10 syns flera småtoppar över 200 Bq m^{-3} för både småhus och flerbostadshus. Detta beror på förekomsten av så kallad blåbetong i vissa typer av huskonstruktioner. I många hus förekommer halter över $1\ 000 \text{ Bq m}^{-3}$, och hus med halter över $10\ 000 \text{ Bq m}^{-3}$ påträffas ibland. Det högsta årsmedelvärde som uppmätts var $85\ 000 \text{ Bq m}^{-3}$ i ett småhus byggt på en uranrik granit.

En ny kartläggning av radon i svenska bostäder har påbörjats av Boverket, Socialstyrelsen och SSI med Miljömedicinskt centrum vid Västra Götalands läns landsting som utförare (Törnström m.fl., 2004; Ångerheim m.fl., 2005). Resultat från Skövde och Lysekil kommuner indikerar en sänkning av radonhalten i bostäder jämfört med mätningar från början av 1990-talet.

Någon heltäckande undersökning av radonhalter på arbetsplatser har inte utförts i landet. Enskilda radonmätningar har dock gjorts på många arbetsplatser, speciellt skolor och förskolor. Resultat indikerar att radonhalten på arbetsplatser kan jämföras med radonhalter i bostäder.



Figur 10. Radonhaltens fördelning bland småhus (heldragen linje) och flerbostadshus (streckad linje) (Swedjemark m.fl., 1993).

Det förekommer även en annan radonisotop, ^{220}Rn eller toron, med ursprung från ^{232}Th -kedjan. I en studie utförd på SSI (Mjönes m.fl., 1996) undersöktes halterna toron och torondöttrar i 45 för Sverige representativa småhus. Halterna var låga i alla hus. Årsmedelvärdet för torondotterhalten var $0,5 \text{ Bq m}^{-3}$ med en variation mellan $0,02$ och 16 Bq m^{-3} .

De allra högsta radonhalterna i inomhusluften orsakas av markradon. Från marken kan radonhaltig luft transporteras in i byggnaderna genom otätheter i golv och källarväggar, ofta på grund av att lufttrycket inomhus är lägre än utomhus (skorstenseffekten). Radonhalten i markluften är beroende av radiumhalten i marken, men kan under året variera med en faktor två till tre eller ännu mer, beroende på jordart, mineralernas vittringsgrad, markens vattenhalt och vindförhållanden. Generellt är radonhalten i jordlagret högst under vintern, när markytan är frusen.

Av stor betydelse för halterna i byggnaden är möjligheten för markluften att förflyttas. Denna transport är effektivare i genomsläppliga jordarter och där grundvattennivån ligger djupt så att en stor markluftvolym är tillgänglig för transport. Grusåsar är ett viktigt exempel på ett sådant markmaterial, medan lera normalt har så låg luftgenomsläpplighet att halterna i hus på lera normalt är låga (Clavensjö och Åkerblom, 2004).

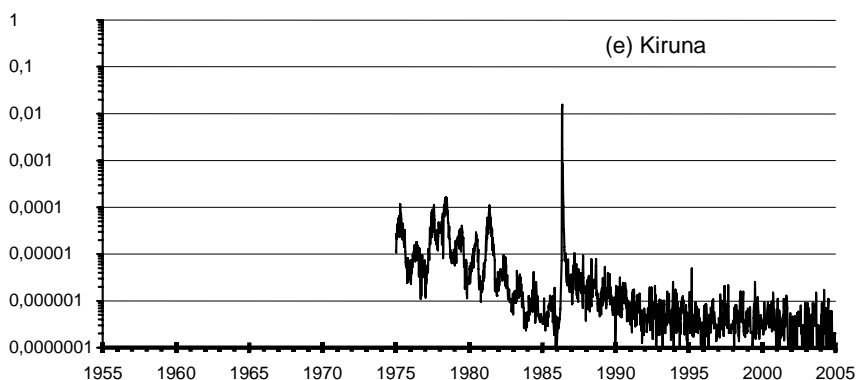
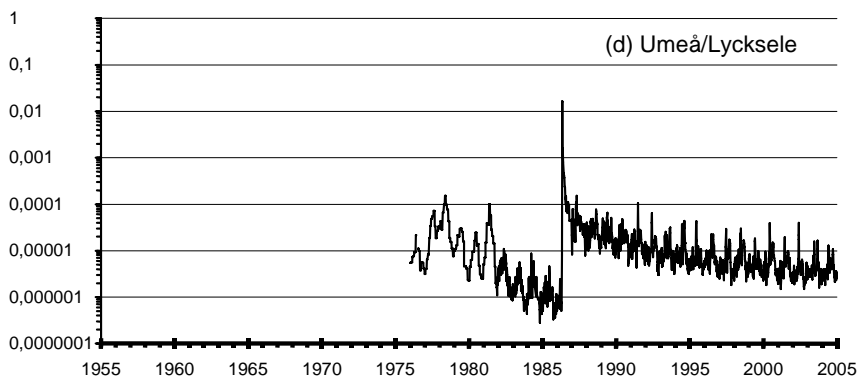
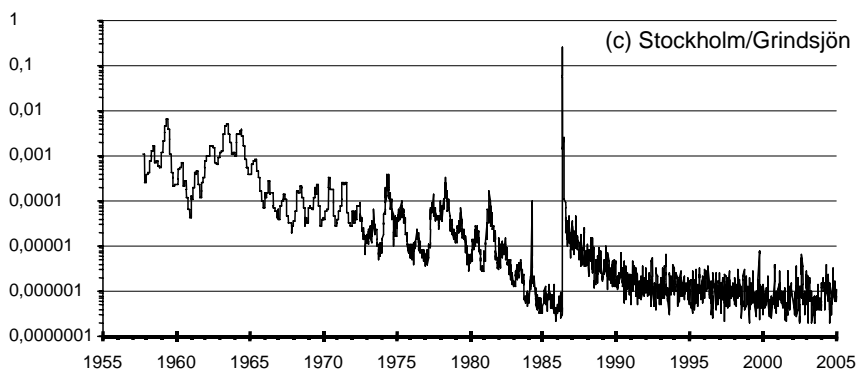
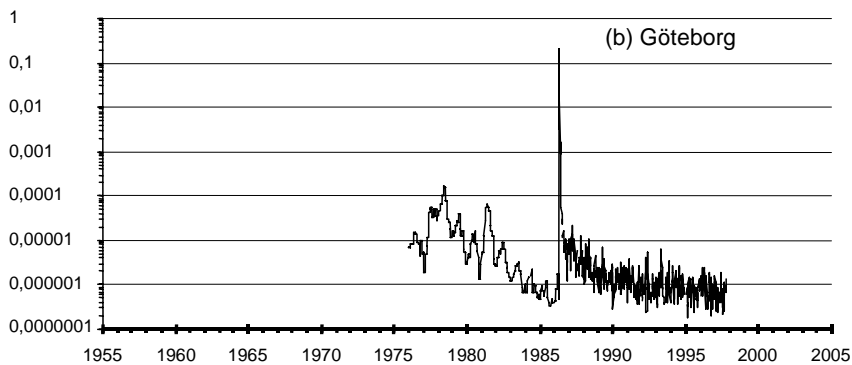
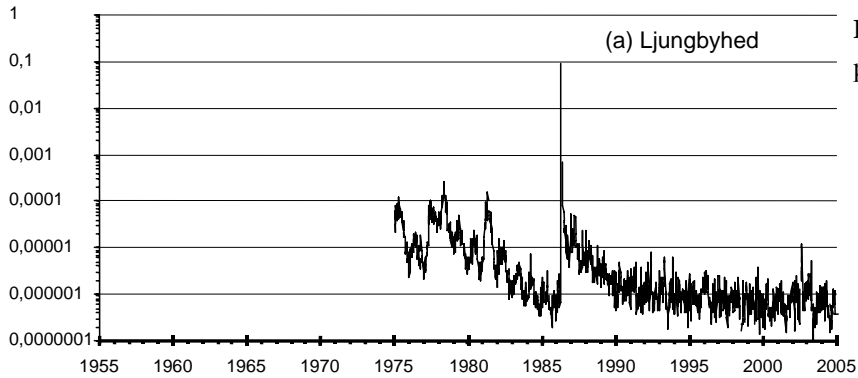
En annan källa till radon i ett stort antal bostäder är uranrikt byggnadsmaterial, främst lättbetong baserad på uranrik alunskiffer, så kallad blåbetong. Denna användes som byggnadsmaterial under åren 1929-1978, främst för väggar men också för bjälklag. Det förekommer även att kross av blåbetong använts som fyllning i bjälklag. Man uppskattar att blåbetong har använts som byggnadsmaterial i ca 400 000 bostäder i Sverige och att cirka 850 000 människor bor i sådana hus. Det krävs dock att en stor del av konstruktionen utgörs av blåbetong för att radonhalten ska kunna överstiga gränsvärdet 200 Bq m^{-3} medan en enstaka vägg inte ger något större tillskott. Ventilationen har en avgörande betydelse för hur höga halterna blir. Blåbetonghus från 30- och 40-talen påträffas främst i Västergötland, Närke och Östergötland. Under 60- och 70-talen hade det blivit billigt att frakta byggnadsmaterial på tåg och lastbil. Det medförde att blåbetong i mycket stor utsträckning kom att användas när man byggde miljonprogrammets bostäder i till exempel Stockholm, Gävle, Örebro, Borås, och Göteborg (Clavensjö och Åkerblom, 2003).

Även radonhaltigt hushållsvatten kan bidra till radon i inomhusluften. Avgången är som störst när vattnet finfördelas som till exempel vid duschning. Vid några minuters kokning av vatten avgår allt radon från vattnet till luften. Normal vattenanvändning av ett vatten med radonhalten $1\ 000 \text{ Bq l}^{-1}$ uppskattas ge ett tillskott till årsmedelvärdet av radon i inomhusluft med ca $100\text{-}200 \text{ Bq m}^{-3}$.

^{137}Cs i utomhusluft

I figur 11 visas koncentrationen av ^{137}Cs på partiklar i utomhusluft vid marknivå vid olika provtagningsstationer. De olika källorna till cesium i luften framträder tydligast i tidsserien från Stockholm/Grindsjön (figur 11c). Fram till 1986 var den dominerande källan stratosfäriskt ^{137}Cs från atmosfäriska kärnvapensprängningar. Efter det tillfälliga provstoppet 1958 och efter sommaren 1963, då det partiella provstoppsavtalet trädde i kraft, syns tydliga nedgångar i aktiviteten. Ett visst tillskott av ^{137}Cs från atmosfäriska provsprängningar fortsatte dock eftersom Frankrike och Kina inte skrev under avtalet. Frankrike avslutade de atmosfäriska proven på norra halvklotet 1966 och Kina år 1980. År 1986 nåddes Sverige av utsläpp från Tjernobyl som varade i några veckor. Koncentrationen i luft var då

^{137}Cs på luftburna partiklar (Bq m^{-3})



Figur 11. Koncentration av ^{137}Cs på partiklar i utomhusluft i

- (a) Ljungbyhed, veckovärden 1975-2004,
- (b) Göteborg, månadsvärden 1976-1986 och veckovärden 1986-1997,
- (c) Stockholm/Grindsjön, månadsvärden 1957-1972 och veckovärden 1972-2004. Från och med 2004 tas prov i Ursvik,
- (d) Umeå/Lycksele, månadsvärden 1976-1981 för Lycksele, veckovärden 1981-2004 för Umeå,
- (e) Kiruna, veckovärden 1975-2004.

Tabell 9. Effektiva halveringstider för ^{137}Cs på partiklar i luft. T_{initA} omfattar år 1964-67, T_{initB} år 1981-84 och $T_{\text{lång}}$ år 1992-2004.

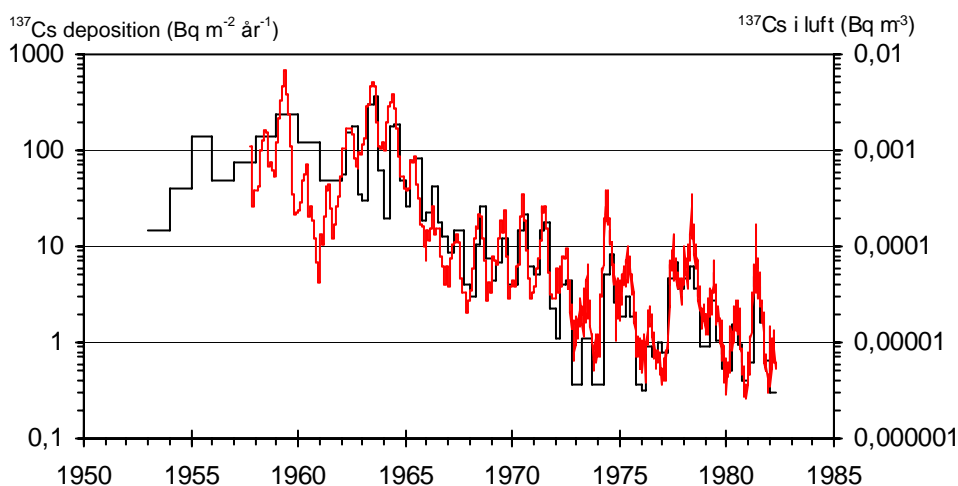
	T_{initA}	T_{initB}	$T_{\text{lång}}$
Ljungbyhed		0,6	18
Göteborg		0,7	9 ^a
Stockholm	0,6	0,6	13
Umeå/Lycksele		0,7	9
Kiruna		0,6	11

^a1992-1997

under en kort tid betydligt högre än under provsprängningarnas tid. Efter 1986 är den dominerande källan resuspenderad aktivitet från marken.

Vid alla stationer utom Umeå har halterna i luft nu i stort sett gått tillbaka till samma nivåer som innan Tjernobylyckykan. I Umeå som ligger i en region som till stor del drabbades av ett för Sverige relativt högt nedfall är halterna i luften fortfarande förhöjda jämfört med innan Tjernobylyckykan (figur 11). Medelvärdet för halten i luft på lång sikt efter Tjernobylyckykan är alltså till viss mån korrelerat till den totala depositionen eftersom halterna i luft nu till största delen är beroende av resuspension av ^{137}Cs från marken (tabell 10). Faktorer som påverkar resuspensionen är bland annat jordart, markanvändning och hur stor del av året marken täcks av snö.

Däremot gäller inte det omvända sambandet mellan partiklar i luft och deposition vid ett tillfälligt utsläpp som efter Tjernobylyckykan. I tabell 10 visas för några luftfilterstationer de högsta halterna av ^{137}Cs på partiklar i luft veckorna efter Tjernobylyckykan 1986 samt motsvarande totala deposition. Som synes finns inget samband mellan halten i luften och den totala depositionen på marken. Den senare är istället starkt beroende på nederbörds-mängden under perioden. Utan nederbörd passerar en stor del den förorenade luften utan att depositionen behöver bli så stor. Nederbörd minskar samtidigt antalet fria luftburna partiklar genom urtvättning, vilket ytterligare komplicerar sambandet mellan halt i luften och deposition.



Figur 12. Deposition av ^{137}Cs i Stockholm/Grindsjön (svart linje) samt ^{137}Cs -halt på partiklar i luft vid samma station (röd linje). Depositionen avser årsvärden 1953 – 1961 och kvartalsvärden 1962-1983, värdena 1958 – 61 är medelvärden för Sverige (källa FOI).

Tabell 10. Högsta halten av ^{137}Cs på luftburna partiklar i utomhusluft ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$), veckomedelvärdet 1986, medelvärde 1995 till 2004 och totala depositionen kommunvis 1986.

Station	Högsta halter av ^{137}Cs i luft 1986 ($\mu\text{Bq m}^{-3}$)			Total deposition kommunvis 1986 (kBq m^{-2})	Halter i luft, medelvärde 1995-2004 ($\mu\text{Bq m}^{-3}$)
	vecka 17	vecka 18	vecka 19		
Ljungbyhed	88 600	-	-	2,1	0,9
Göteborg	-	202 000	3 200	2,3	0,8 ^a
Stockholm	53 900	258 200	62 400	1,9	1,1
Umeå	8	16 350	16 000	18,7	6,0
Kiruna	7	12 900	15 500	1,8	0,4

^a1995-1997

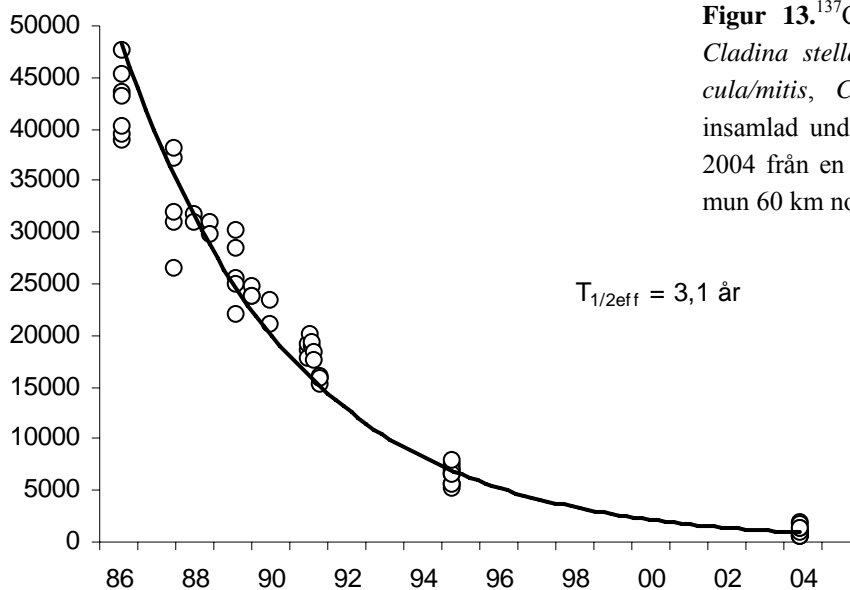
I en situation med mer kontinuerlig tillförsel av radioaktiva partiklar till luften, som under de atmosfäriska provsprängningarnas tid, så är halten i luft och depositionen på en viss plats till viss mån korrelerad (figur 12). Det stratosfäriska nedfallet ger ett maximum av partikelbundet ^{137}Cs i luften vid marknivån företrädesvis på våren på grund av att luftutbytet mellan stratosfären och troposfären sker då. Depositionen följer samma mönster. En orsak till minskad korrelation är att det kan finnas skillnader mellan halten av ^{137}Cs på luftburna partiklar vid marknivå och upp till de höjder där regnbildande moln finns. Skiktet som berörs av regn kan vara 4 till 10 km tjockt.

Radioaktiva ämnen i naturliga landekosystem

Lav

I renlav har ^{137}Cs studerats på en provyta i Heby kommun sedan 1986 (figur 13). Denna studie indikerar att den effektiva halveringstiden är konstant och inte ändras med tiden, men också att den kan vara relativt kort (3,1 år), trots lavars generellt låga tillväxt och förmåga till effektiv translokering av näringsämnen och föroreningar. Mätningar i renlav mellan 1960-talet och slutet av 1980-talet (Roos m.fl., 1991), samt retroaktiva mätningar

^{137}Cs i renlav (Bq kg^{-1} torrsvikt)



Figur 13. ^{137}Cs i renlav (blandat *Cladina stellaris*, *Cladina arbuscula/mitis*, *Cladina rangiferina*), insamlad under perioden 1987 till 2004 från en tallhed i Heby kommun 60 km nordväst om Uppsala.

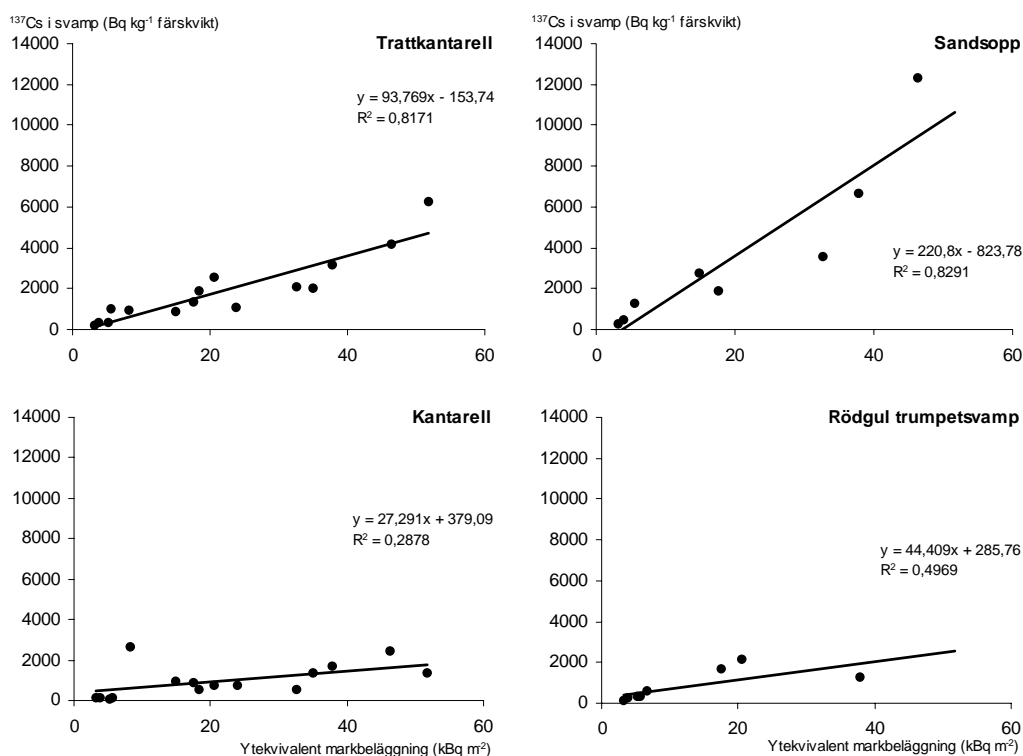
på renlavprover som samlats in mellan 1972 och 1984 (Eriksson m.fl., 1991) indikerar, som en jämförelse, effektiva halveringstider på 7-10 år för ^{137}Cs från bombproven. En möjlig förklaring till den längre halveringstiden kan vara att det då fortfarande tillfördes ^{137}Cs från kinesiska atmosfäriska provsprängningar vilka pågick fram till 1980.

Eftersom lavarna inte tar upp näringsämnen och eventuella radionuklider från marken, utan är beroende av vad som tillförs från luften och vad som är möjligt att föra över från äldre döende delar till nyproducerad biomassa, kan man inte förvänta sig att halveringstiden ökar med åren efter en engångsdeposition som efter Tjernobylyckan, vilket ofta är fallet för växter. En sådan ökning av halveringstiden beror nämligen till stor del på markprocesser som reglerar tillgängligheten av ^{137}Cs .

Naturligt förekommande radionuklider i lav har undersökts av bland annat Persson (1974). Två viktiga nuklider är ^{210}Pb och ^{210}Po . Det råder i stort sett jämvikt mellan ^{210}Po och ^{210}Pb i lav ($^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb} = 0,9$) eftersom uppehållstiden är lång. Persson (1974) mätte i medeltal 250 Bq kg^{-1} torrsvikt eller 560 Bq m^{-2} i renlav vid årlig provtagning mellan 1961 och 1970 i södra Härjedalen.

Svamp

Det förekommer fortfarande svamp med halter högre än försäljningsgränsvärdet $1\,500 \text{ Bq kg}^{-1}$ färsksvikt i områden som drabbades hårt av Tjernobylyckan.



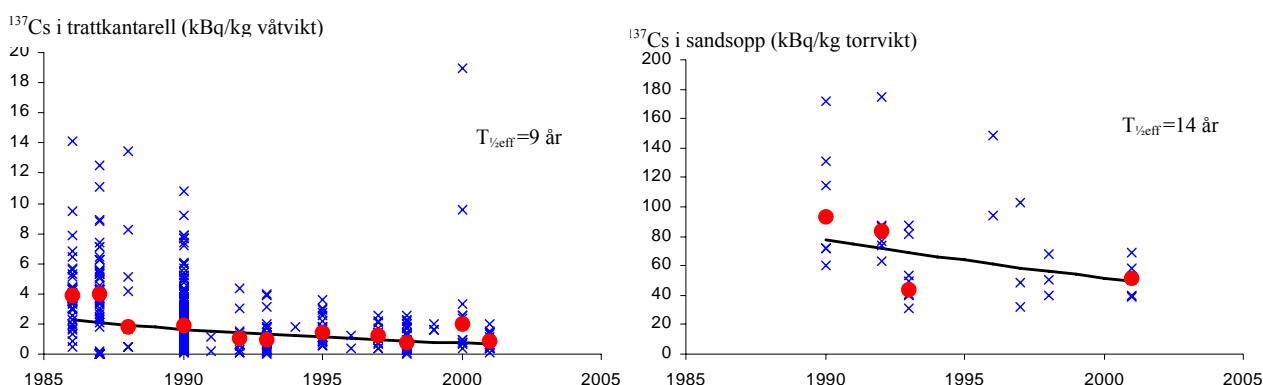
Figur 14. ^{137}Cs i trattkantarell, sandsopp, kantarell och rödgal trumpetsvamp (kommunmedelvärde för 1986-1989) vs kommunmedelvärde för ytekvivalent markbeläggning av ^{137}Cs 1986.

Tabell 11. Medelvärde för kommunvist beräknade aggregerade transferfaktorer (T_{ag}) för olika svamparter. Kommunvis T_{ag} är beräknad som kommunmedelvärdet av halten i svamp plockad 1986-1989 dividerat med kommunmedelvärdet av ytekvivalent markbeläggning 1986.

	T_{ag} ($m^2 kg^{-1}$ färskvikt)	± 1 SD	Antal kommuner	Antal prover
Rynkad tofsskivling	0,18	$\pm 0,10$	6	21
Sandsopp	0,16	$\pm 0,065$	8	46
Trattkantarell	0,088	$\pm 0,036$	16	1119
Rödgul trumpetsvamp	0,070	$\pm 0,025$	8	73
Blodriskä	0,065	$\pm 0,063$	6	28
Taggsvamp	0,060	$\pm 0,030$	11	48
Kantarell	0,057	$\pm 0,075$	15	1233
Smörsopp	0,043	$\pm 0,020$	7	43
Karl Johan	0,016	$\pm 0,018$	12	79
Fårticka	0,008	$\pm 0,005$	12	92
Champinjon	0,005	$\pm 0,008$	7	26

Halterna ^{137}Cs i svamparnas fruktkroppar kännetecknas av mycket stora variationer mellan år, olika arter, individer av samma art och till och med mellan fruktkroppar från samma individ. Genom att analysera de data som samlats in av kommunerna efter Tjernobylolyckan är det möjligt att testa generella samband mellan nedfallet och halterna i svamp på kommunnivå. Det finns signifikanta men ibland svaga samband mellan den ytekvivalenta markbeläggningen av ^{137}Cs 1986 och medelhalterna i svamp plockade 1986-1989 för ett antal arter (figur 14). Generella skillnader mellan olika svamparter i detta material kan uppskattas från medelvärdet av den så kallade aggregerade transferfaktorn (T_{ag}) som anger hur hög halten i svampen är i förhållande till mängden i marken (tabell 11). De högsta T_{ag} -värdena bland de arter som ingår i datamaterialet fås för rynkad tofsskivling och sandsopp. Av vanliga matsvampar tycks trattkantarell och rödgul trumpetsvamp ta upp mer ^{137}Cs än till exempel karljohansvamp.

Många fler arter har provtagits inom ett begränsat område i Heby kommun. Dessa data stämmer väl överens med vad som redovisats ovan och visar också att det finns arter med mycket hög förmåga att ackumulera ^{137}Cs i fruktkroppen (tabell 12). Utvecklingen mellan 1986 och 2001 har varit att halterna i många fall har minskat fortare än vad som kan förväntas från den fysikaliska halveringstiden på 30 år, om man tittar på datamaterialet från kommunerna när detta är tillräckligt stort (figur 15, trattkantarell). Det är dock stora skill-



Figur 15. ^{137}Cs i trattkantarell från Härnösands kommun 1986-2001 samt i sandsopp från försöksrutor i Heby 1990-2001. Alla enskilda prover (\times), medianvärde för varje år (\bullet) samt regressionslinje erhållen från regression avseende logaritmerade värden för samtliga prov. Notera skillnaderna i skala och enhet mellan figurerna. Halterna i färsk svamp är normalt ca en tiondel av torrsviktshalten.

Tabell 12. ^{137}Cs i svamp från Heby kommun 1990-2001 (kBq kg⁻¹ torrsvikt)

	Medelvärde	(Min-Max)	Antal prover
Violettfootad slemspindelskivling	207	(50-1120)	24
Rödskivig kanelspindelskivling	191	(27-902)	33
Kanelspindelskivling	184	(53-281)	3
Rödbandad spindelskivling	160	(93-248)	8
Rynkad tofsskivling	115	(37-332)	13
Spindelskivling	98	(21-203)	9
Sandsopp	85	(29-463)	101
Pluggskivling	78	(18-185)	16
Honungsspindelskivling	53	(8-104)	5
Pepparriska	50	(2-321)	53
Gråriska	47	(9-153)	8
Aprikosspindelskivling	46	(25-82)	4
Storkremla	46	(2-238)	39
Skogsrisika	44	(23-101)	4
Fjällig taggsvamp	44	(37-51)	2
Trattkantarell	31	(10-82)	19
Tegelkremla	31	(12-115)	27
Vinkremla	25	(1-48)	5
Kantarell	20	(0-165)	31
Föränderlig tofsskivling	12	(1-40)	20
Fårticka	7	(2-27)	29
Björksopp	7	(0-14)	10
Brödticka	5	(2-12)	15
Karl Johan	5	(1-13)	11
Citrongul slemskivling	4	(3-5)	3
Stinkkremla	2	(1-4)	3
Röd flugsvamp	1	(1-1)	2

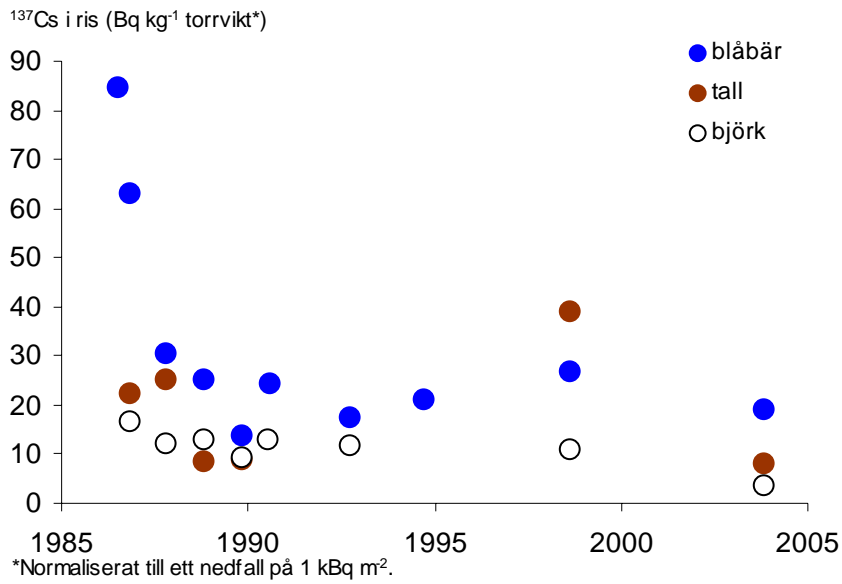
Tabell 13. Effektiv halveringstid (med 95 % konfidensintervall) för ^{137}Cs i kantarell och trattkantarell i tre kommuner (år).

	Gävle	Timrå	Härnösand
Trattkantarell	6,5 (4,9-9,6)	10,2 (6,6-22)	8,7 (6,5-13)
Kantarell	22 (12-81)	7,9 (5,6-16)	13 (8,5-24)

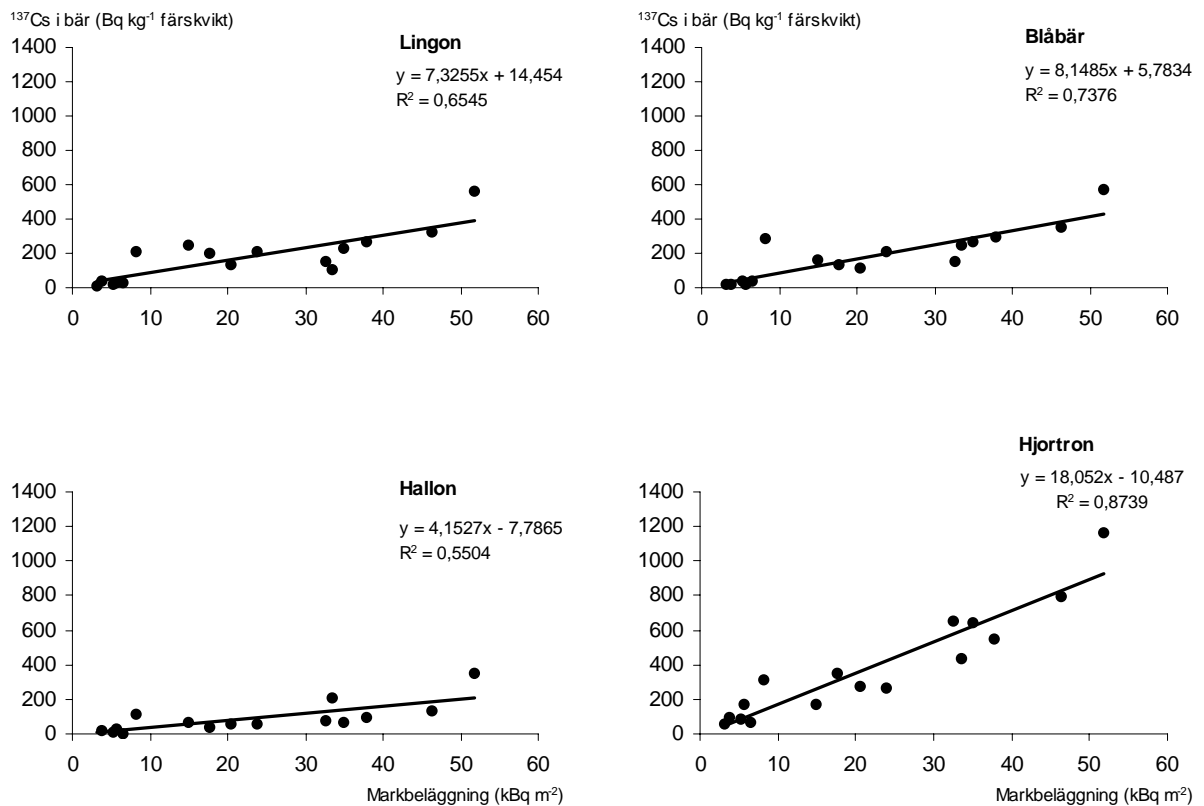
nader i den effektiva halveringstiden. För trattkantarell och kantarell i tre kommuner som drabbades hårt av Tjernobylnedfallet varierar den till exempel mellan 6 och 22 år (tabell 13). De stora skillnaderna kan till viss del bero på att dessa data, som tidigare nämnts, är behäftade med vissa osäkerheter eftersom svamp samlats in i olika mängder och på olika platser i kommunen under olika år. För sandsopp som samlats in från specifika försöksruator i Heby är den observerade effektiva halveringstiden 14 år (figur 15). På grund av den stora variationen och det begränsade antalet prover är resultatet ej statistiskt signifikant skiljt från 30 år (den fysikaliska halveringstiden), dvs. den ekologiska halveringstiden är ej statistiskt signifikant skiljd från 0.

Vegetation och bär

Efter Tjernobyloolyckan har halterna av ^{137}Cs i ris av blåbär, tall och björk följts av FOI och SLU vid Svartbergets försökspark i Västerbotten (Bergman m.fl., 2005). Förutom en snabb minskning i blåbärsris under de två första åren efter olyckan har minskningen varit liten (figur 16). För tall och björk kan ingen statistiskt säkerställd minskning påvisas. Minskningen i blåbärsris under de två första åren beror främst på att nederbörden sköljt



Figur 16. Normaliserad aktivitetskoncentration av ¹³⁷Cs i ris från blåbär, tall och björk i Svartbergets försökspark (Data från Bergman m.fl., 2005).

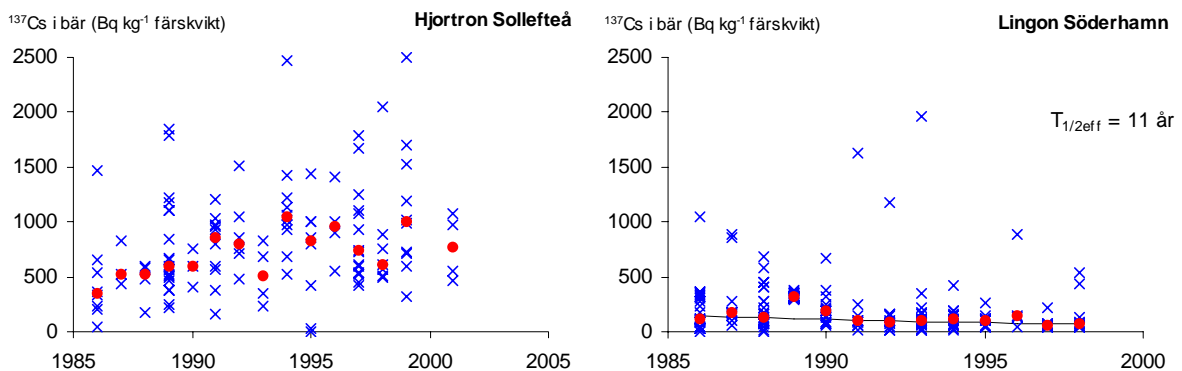


Figur 17. Kommunmedelvärden för ¹³⁷Cs-halt i lingon, blåbär, hallon och hjortron för perioden 1986-1989 plottade mot kommunmedelvärden av ytekvivalent markbeläggning av ¹³⁷Cs 1986.

av riset samt att ^{137}Cs omfördelats inom växten. Mellan 1988 och 1998 var halterna i blåbärsris signifikant lägre i nyplanterad skog jämfört med gammal skog beroende på skillnader i upptag och omfördelning i träden mellan ung och gammal skog. Vid senaste provtagningen 2003 syntes ingen sådan skillnad (Bergman m.fl., 2005).

Halterna av ^{137}Cs i bär har utvärderats kommunvis utifrån de mätningar som gjorts på prover som har lämnats in till kommunerna. Dessa data visar ett förväntat generellt samband mellan markbeläggningen 1986 och halter i bär uttryckt som kommunmedelvärden för perioden 1986-1989 (figur 17). Jämförelsevis har hjortron de högsta halterna. Detta förklaras av att den normala växtplatsen för hjortron är näringsfattiga myrmarker där marken till största delen består av organiskt material, vilket ger en hög biotillgänglighet. Dessutom kan cesium transporteras från omkringliggande skogs- och myrmarker och ansamlas i lågt liggande våtmarker. Om transporten fortgår kan man även förvänta sig att minskningen i marken och i hjortron blir mycket långsam eller helt uteblir. I datamaterialet från kommunerna syns inte heller någon minskning i hjortron över tiden, utan snarare till och med en ökning i vissa kommuner (figur 18).

Lingon och blåbär som normalt växer på fastmark har generellt lägre halter än hjortron vid samma markbeläggning, vilket syns som en svagare lutning i figur 17. Utvecklingen sedan 1986 tyder på att halterna minskar (figur 18). Den effektiva halveringstiden på kommunnivå varierar mellan 5 och 14 år i de kommuner som rapporterat in data till SSI. I hallon är medelhalten generellt sett ännu lägre (figur 17). För många prov framgår det inte om det är odlade hallon eller skogshallon som har analyserats, men i bägge fallen är växtplatsen oftast näringsrik fastmark där större närvaro av såväl lermineral som kalium kan bidra till de lägre halterna.



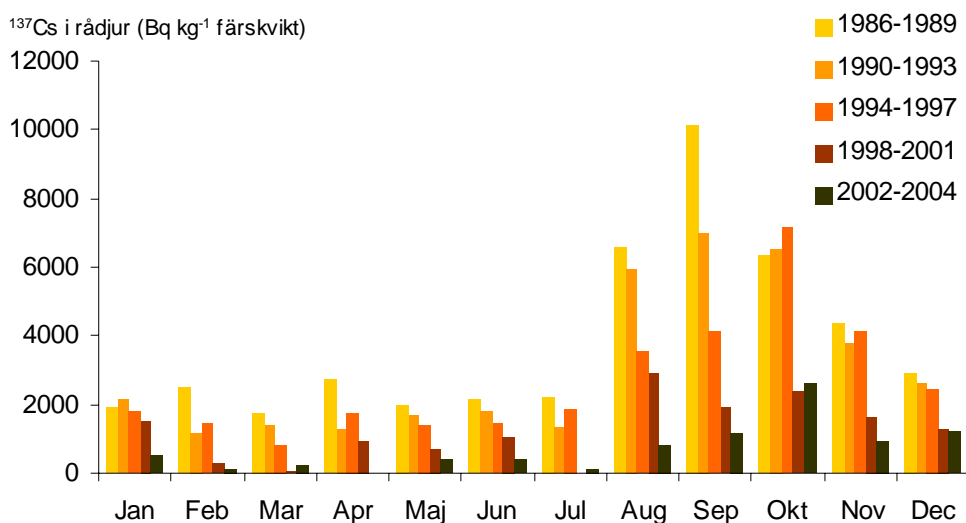
Figur 18. ^{137}Cs i bär. Utvecklingen i hjortron i Sollefteå kommun respektive lingon i Söderhamns kommun. Alla enskilda prover (x), medianvärde för varje år (•) samt regressionslinje erhållen från regression avseende logaritmerade värden för samtliga prov.

Rådjur

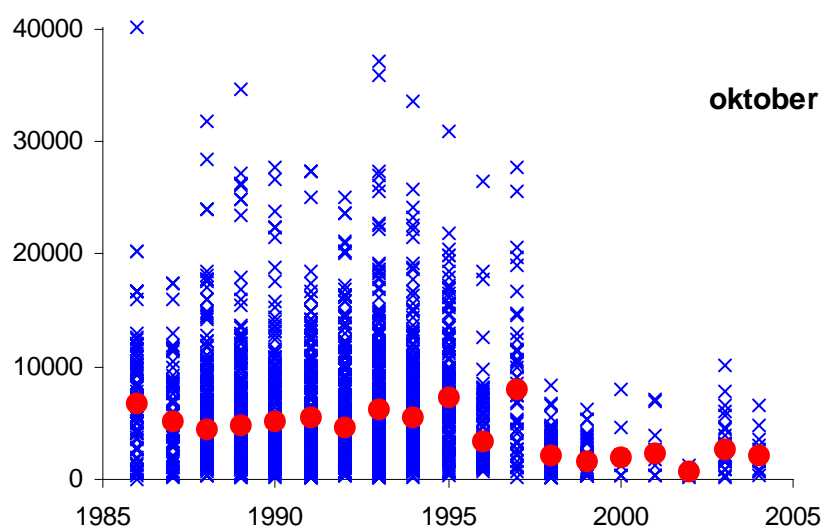
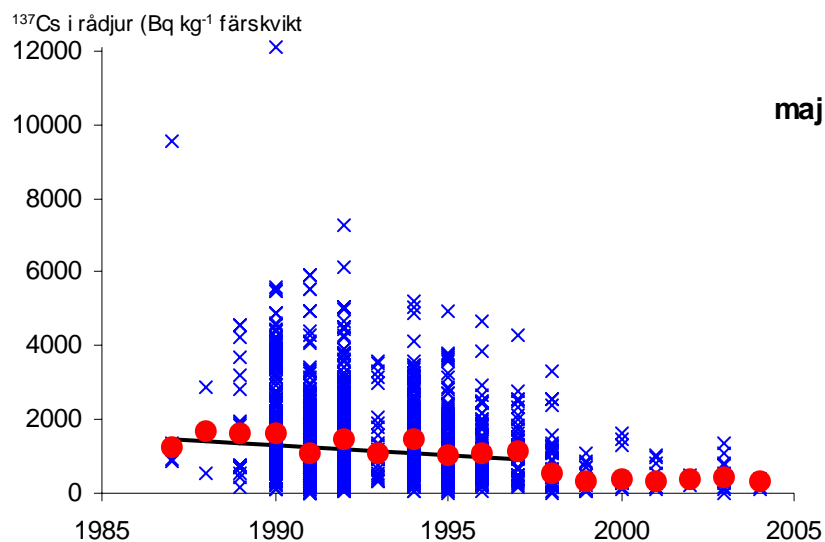
Årsvariationen för ^{137}Cs i rådjur är mycket stor (figur 19). Halterna stiger kraftigt i augusti-oktober för att sedan minska igen under vinter-vår-sommar. Förklaringen till denna variation är födointaget, som på sensommaren och hösten till stor del består av svamp vilken har betydligt högre halter ^{137}Cs än de födoämnen som dominerar resten av året. Halterna på hösten är också mycket högre än i älg från motsvarande områden. I Gävle kommun har medelhalten i rådjur i oktober varit 3-7 gånger högre än medelhalten i älg samma år. Den långsiktiga utvecklingen efter Tjernobyl är också årstidsberoende. Halterna i de djur som provtagits i samband med vårjakt i maj månad minskade gradvis åren efter Tjernobylolyckan (figur 20). Den effektiva halveringstiden till och med 1997 var 15 år. Halterna under oktober månad minskade däremot inte alls under motsvarande period. Detta förklaras av att halterna i svamp också verkar minska endast långsamt.

I slutet av 1990-talet förändrades rådjurspopulationen i Gävle, troligen till stor del beroende på en växande lodjursstam. Antalet rådjur minskade och en mycket större andel lever nu i och kring tätorterna. Detta leder också till förändrade födoval och medelhalten i rådjurspopulationen minskade plötsligt till en lägre nivå (figur 20). Under åren som gått efter denna förändring (1999-2004) finns ingen statistisk signifikant minskning vare sig för djur provtagna i maj eller i oktober. Halterna i rådjur från Gävle är fortfarande i många fall över försäljningsgränsvärdet på $1\,500\text{ Bq kg}^{-1}$ färskvikt. Förmodligen kommer det fysikaliska sönderfallet, med halveringstiden 30 år, att vara den dominerande processen för den framtida utvecklingen av halter i rådjur.

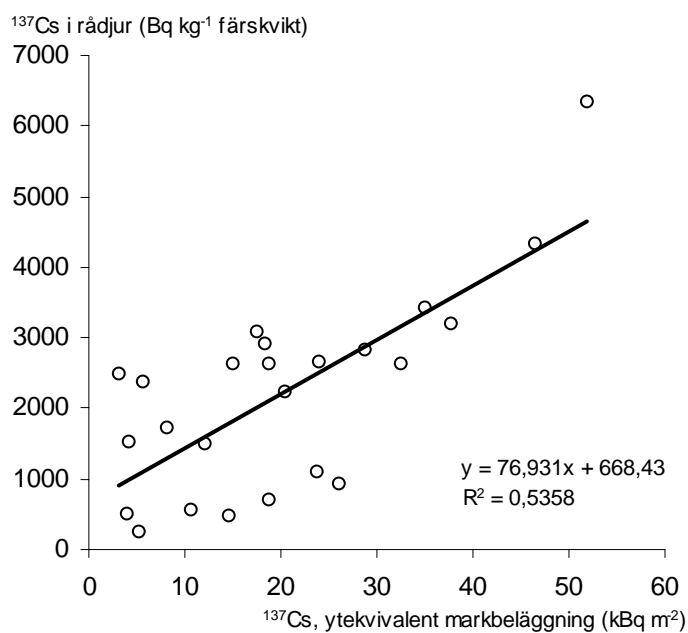
Mätningar av rådjur har gjorts i samarbete mellan kommuner, jägarorganisationer och privatpersoner i ett stort antal kommuner och resultaten har vidarebefordrats till SSI. En analys av det generella sambandet mellan kommunmedelvärde för ytekivalent markbeläggning 1986 och kommunmedelhalt i rådjurskött under oktober månad 1986-1989 visar ett signifikant ($p < 0,001$) men ganska svagt samband ($R^2=0,53$) (figur 21). På grund av det svaga sambandet är det något vanskligt att uppskatta den aggregerade transferfaktorn (T_{ag}) för överföringen från mark till rådjur på kommunnivå, men medelvärdet av samtliga kommuners T_{ag} är $0,16\text{ m}^2\text{ kg}^{-1}$.



Figur 19. ^{137}Cs i rådjur från Gävle kommun. Medelhalt per provtagningsmånad under fem tidsperioder efter Tjernobylolyckan.



Figur 20. ^{137}Cs i rådjur från Gävle kommun provtagna i maj respektive oktober 1986-2004. Alla enskilda prover (\times), medianvärde för varje år (\bullet) samt regressionslinje erhållen från regression avseende logaritmerade värden för samtliga prov i maj 1987-1997. Observera skillnaden mellan figurerna vad gäller skalan.



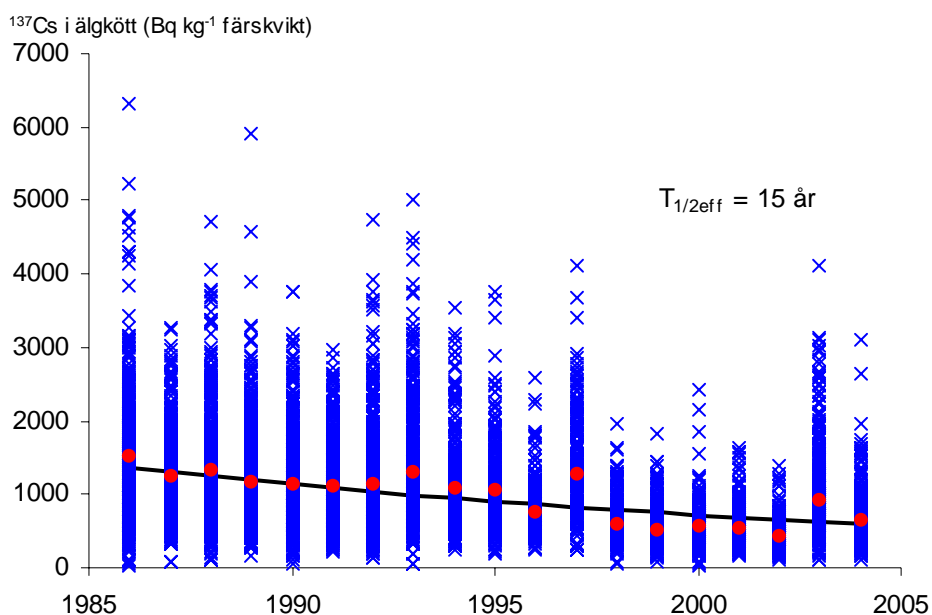
Figur 21. Kommunmedelvärden för halten ^{137}Cs i rådjur provtagna i oktober 1986-1989 vs kommunmedelvärden för ytekvivalent markbeläggning av ^{137}Cs 1986.

Älg

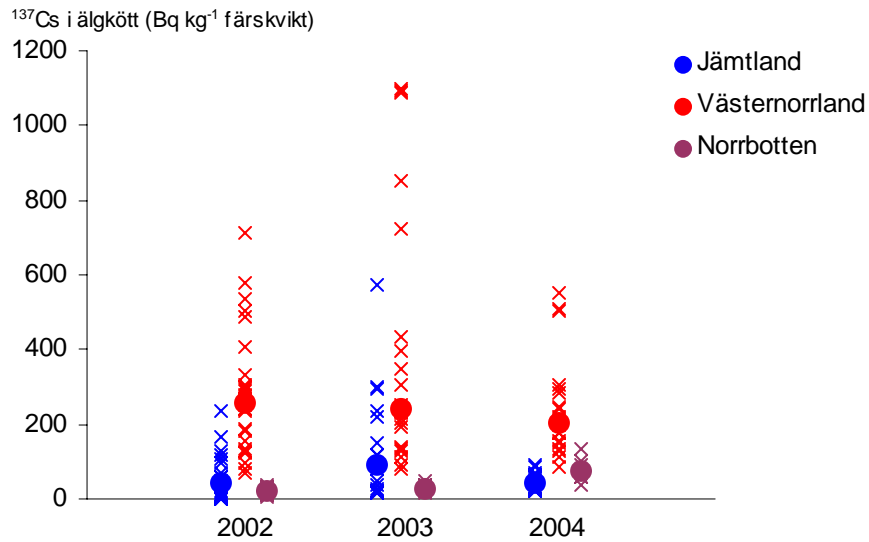
De två långa tidsserierna från jaktområden i Heby kommun respektive Gävle kommun som ingår i SSI:s miljöövervakning visar att halterna sett över hela perioden har sjunkit med en effektiv halveringstid på ca 15 år (figur 22). Den ekologiska halveringstiden har alltså varit lika betydelsefull som det fysikaliska sönderfallet. I början av perioden minskade dock halterna långsamt och inte signifikant snabbare än vad som kan förväntas av det fysikaliska sönderfallet.

Den övervakning som startade 2002 i ytterligare tre områden i Norrbotten, Jämtland och Västernorrland, har ännu inte pågått tillräckligt länge för att några trender ska kunna utpekas (figur 23). Halterna i dessa områden är betydligt lägre än i de områden där halterna följts sedan 1986.

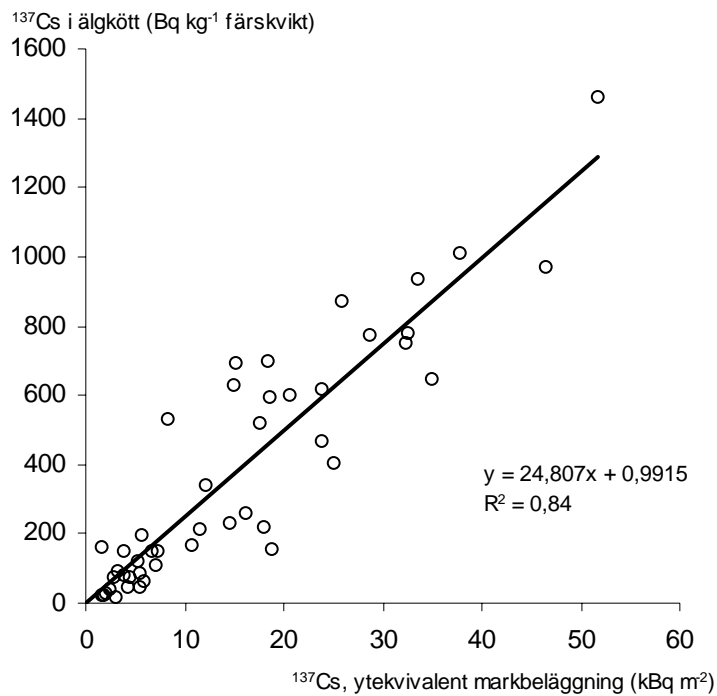
Det är en mycket stor variation mellan åren i Gävle och Heby. Toppåren 1997 och 2003 var medelhalten i Gävle till exempel mer än dubbelt så hög jämfört med 1998 respektive 2002. Variationen mellan olika djur inom samma år och område är också stor. Enskilda djur i Gävle når över $4\,000\text{ Bq kg}^{-1}$ samtliga år fram till och med 1994 (med undantag av 1987). Lika höga halter kunde ses 1997 och 2003. Samtidigt finns det varje år älgar med halter under 300 Bq kg^{-1} . Skillnaden mellan olika djur och olika år beror i första hand på skillnader i ^{137}Cs -mängd i födointaget. En viktig faktor kan vara intaget av svamp som kan innehålla relativt mycket ^{137}Cs . Svampförekomsten kan variera kraftigt mellan olika år bland annat beroende på väderförhållanden. När man studerat älgens födoval (Palo m.fl., 1991) så har man dock inte funnit att svamp utgör en så stor andel av födan som behövs för att ensamt kunna förklara de höga halterna i älgkött (Bergman m.fl., 2005). En annan förklaring kan vara att älgarna vissa år föredrar mer slutna skogsekosystem och



Figur 22. ^{137}Cs i vuxna älgar från Gävle kommun 1986-2004. Alla enskilda prover (\times), medianvärde för varje år (\bullet) samt regressionslinje erhållen från regression avseende logaritmerade värden för samtliga prov.



Figur 23. ^{137}Cs i älgar från jaktområden i Jämtland, Västernorrland och Norrbotten. Enskilda prover (kryss) och medianvärden (fyllda cirklar).



Figur 24. Kommunmedelvärden för halten ^{137}Cs i älgkött 1986-1989 vs kommunmedelvärden för ytekvivalent markbeläggning av ^{137}Cs 1986.

andra år mer öppna ekosystem. Detta skulle också leda till skillnader mellan åren då ^{137}Cs -halterna i olika habitat varierar (Palo och Wallin, 1996). Variationen mellan olika djur kan på samma sätt förklaras med att olika individer kan specialisera sig på olika habitat och olika föda, men en viktig orsak till variationen mellan enskilda djur är också att depositionen efter Tjernobylyolyckan var mycket heterogen även på lokal nivå.

Medelhalten i kalvar är i genomsnitt ca 20 procent högre än medelhalten i vuxna djur både i Gävle och i Heby. Skillnaden mellan kalvar och vuxna djur för ett enskilt år varierar dock mellan 0 och 40 procent. Mönstret med toppår 1997 och 2003 finns för både kalvar och vuxna djur. Skillnaden mellan kalvar och vuxna djur beror på fysiologiska skillnader i metabolismen, storlek på muskelceller och behov av näring och mineraler. Unga djur föredrar även mer lättsmält föda som ofta har ett högre cesiuminnehåll (Palo m.fl., 1991).

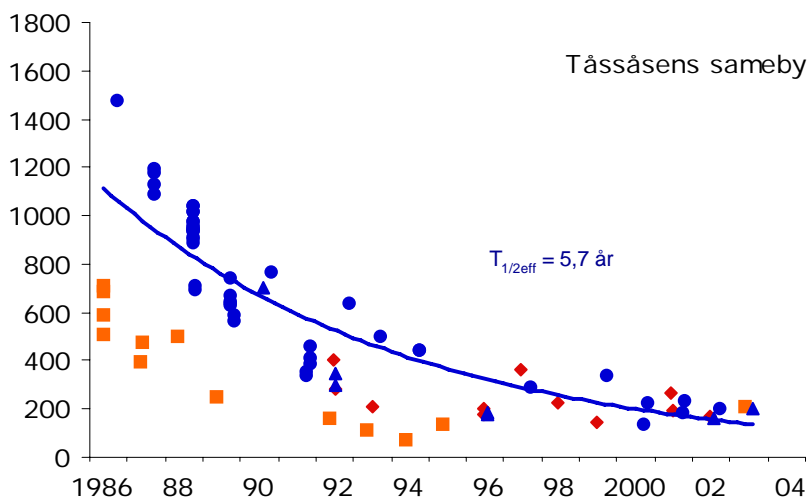
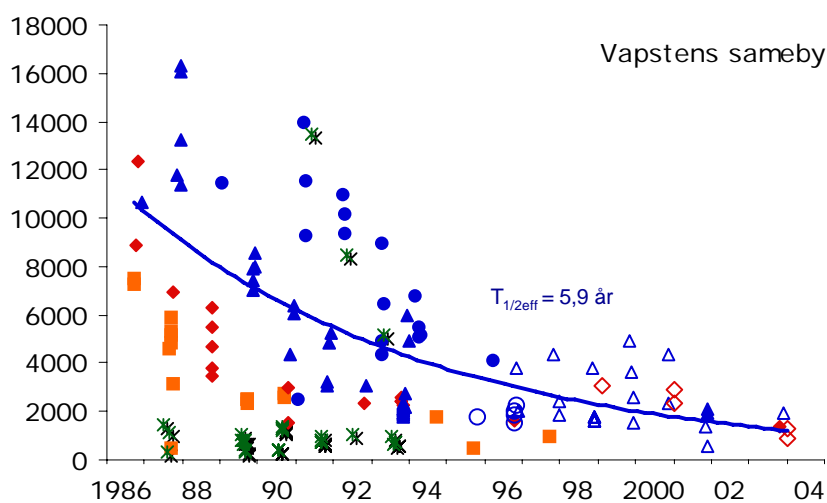
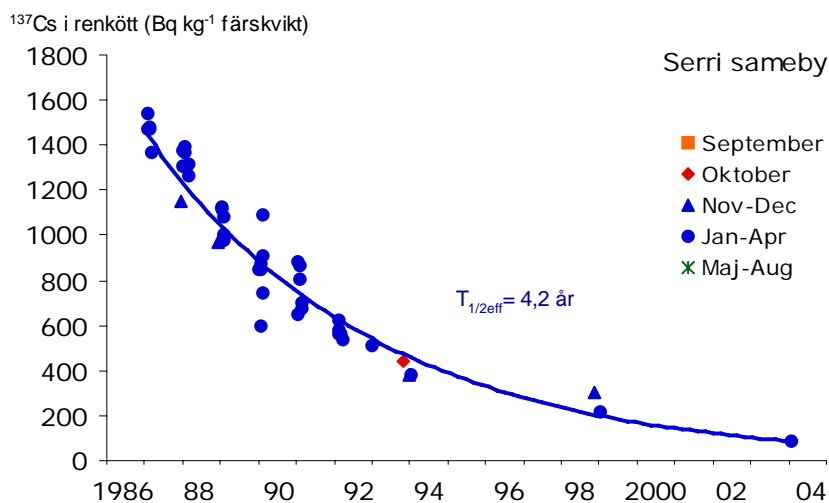
Det finns ett tydligt samband mellan kommunmedelvärden för ytekvivalent markbeläggning av ^{137}Cs 1986 (SGU, 2005) och kommunmedelvärden för halterna i älgkött 1986-1989 (figur 24). Den genomsnittliga aggregerade transferfaktorn (T_{ag}) beräknad utifrån dessa data var $0,025 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Värdet för en enskild kommun varierade mellan 0,008 och $0,065 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Analysen bygger på data som samlats in av kommuner och jaktklubbar, och som vidarebefordrats till SSI.

Renar

Halterna ^{137}Cs i ren var relativt höga redan under 1950-1970-talens provsprängningar. De högsta halterna uppmättes i mitten av 1960-talet när sprängningarna kulminerade. Medelvärdet för hela renbetesområdet var vintern 1964-1965 ca $2\,200 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Lindell och Magi, 1967). Enskilda prover varierade mellan 625 och $3\,900 \text{ Bq kg}^{-1}$. Eftersom nedfallet drabbade hela renbetesområdet över en period av många år så var de regionala skillnaderna relativt små. Senare mätningar visade att halten ^{137}Cs med ursprung från provsprängningarna fortfarande var i genomsnitt ca $150\text{-}300 \text{ Bq kg}^{-1}$ i slutet av 1980-talet (Åhman m.fl., 2001).

Nedfallet efter Tjernobylyolyckan drabbade renbetesområdet mycket ojämnt. Medelvärdet under första vintern efter olyckan var i många samebyar mindre än 500 Bq kg^{-1} , medan de värst drabbade byarna hade medelvärden på över $30\,000 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Åhman, 2005). Medelhalterna har sedan dess minskat beroende på olika åtgärder såsom val av betesområden och stödutfodring inför slakten samt på en reell minskning i naturliga ekosystem (figur 25).

Förutom att halterna minskar med tiden på grund av det fysikaliska sönderfallet, så minskar även tillgängligheten av ^{137}Cs i och med att det sker en viss transport och fastläggning i marken. Detta syns på flera sätt. Transferfaktorena, det vill säga storleken på överföring från mark till ren, var mycket högre i de områden där färskt cesium tillförts efter Tjernobylyolyckan. I nordligaste Sverige där gammalt cesium från bombproverna utgjorde nära hälften av det cesium som fanns i marken, var transferfaktorn $< 0,4 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ det första året efter Tjernobylyolyckan, medan längre söderut, där andelen färskt cesium var hög, var transferfaktorn ca $0,8 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$. (Åhman m.fl., 2001). Transferfaktorena inom ett och samma område sjunker också med tiden. Detta innebär att den effektiva halveringstiden de sex första åren efter olyckan var betydligt kortare än den fysikaliska, i genomsnitt 3,8 år. Betydelsen av de processer som minskar tillgängligheten avtar med tiden och de

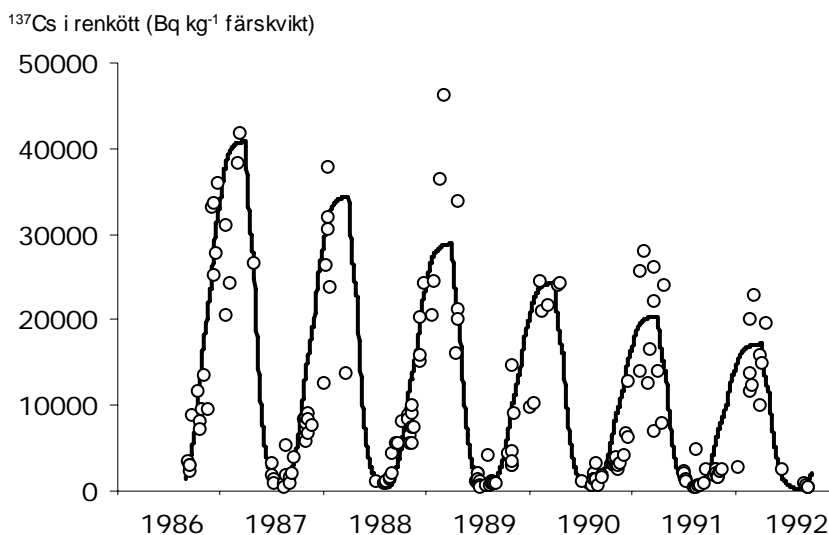


Figur 25. ^{137}Cs i ren som gått på naturbete från tre olika samebyar; Serri sameby i Norrbotten, Vapstens sameby i Västerbotten och Tåssåsens sameby i Jämtland, under 1986 till 2004 uppdelat på olika årstider. Varje punkt representerar ett mätillfälle och är ett medelvärde för minst tio renar. Linjen beskriver nedgången av ^{137}Cs i ren på vintern (november-april). Öppna symboler avser mätningar på levande ren. Observera skillnaden mellan figurerna vad avser skalan. Större delen av den ren som slaktas i Vapsten stödutfodras och ligger då oftast på värden under 300 Bq kg^{-1} .

effektiva halveringstiderna ökar. Baserat på de senaste tio årens mätdata uppskattas den effektiva halveringstiden för ren slaktad vintertid i genomsnitt för hela renbetesområdet nu till 7,2 år (Åhman, 2005). En liknande effektiv halveringstid (knappt sju år) erhålls för cesium från provsprängningarna mellan 1964 och 1986 om man utgår från värdena angivna ovan.

Det har normalt sett varit en stor årstidsvariation i ^{137}Cs -halt i ren beroende på att födan varierar över året (figur 26). Under sommaren äter renen mycket gröna växter medan vinterfödan till stor del består av lav. Detta leder till att halterna i ren stiger på vintern. Vissa år kan halterna börja stiga tidigare på hösten om det är god tillgång på svamp som också kan innehålla mycket ^{137}Cs . Halterna i sommarfödan minskar snabbt de första åren när cesium i marken till viss del fastläggs, men denna minskning kan förväntas begränsas när jämvikt har uppnåtts i marken. Halterna i lavarna påverkas dock inte av markprocesser utan är beroende av deposition och intern omsättning vilket innebär att minskningen i lav kan förväntas fortgå i ungefär samma takt (figur 13). Detta innebär att de höga vinterhalterna minskar relativt fort och konstant, medan sommarhalterna minskar allt långsammare. Skillnaderna i ^{137}Cs -halt mellan årstiderna bör då minska med tiden. En sådan tendens syns i många samebyar (figur 4.20) och har även rapporterats från Norge (Skuterud m.fl., 2005).

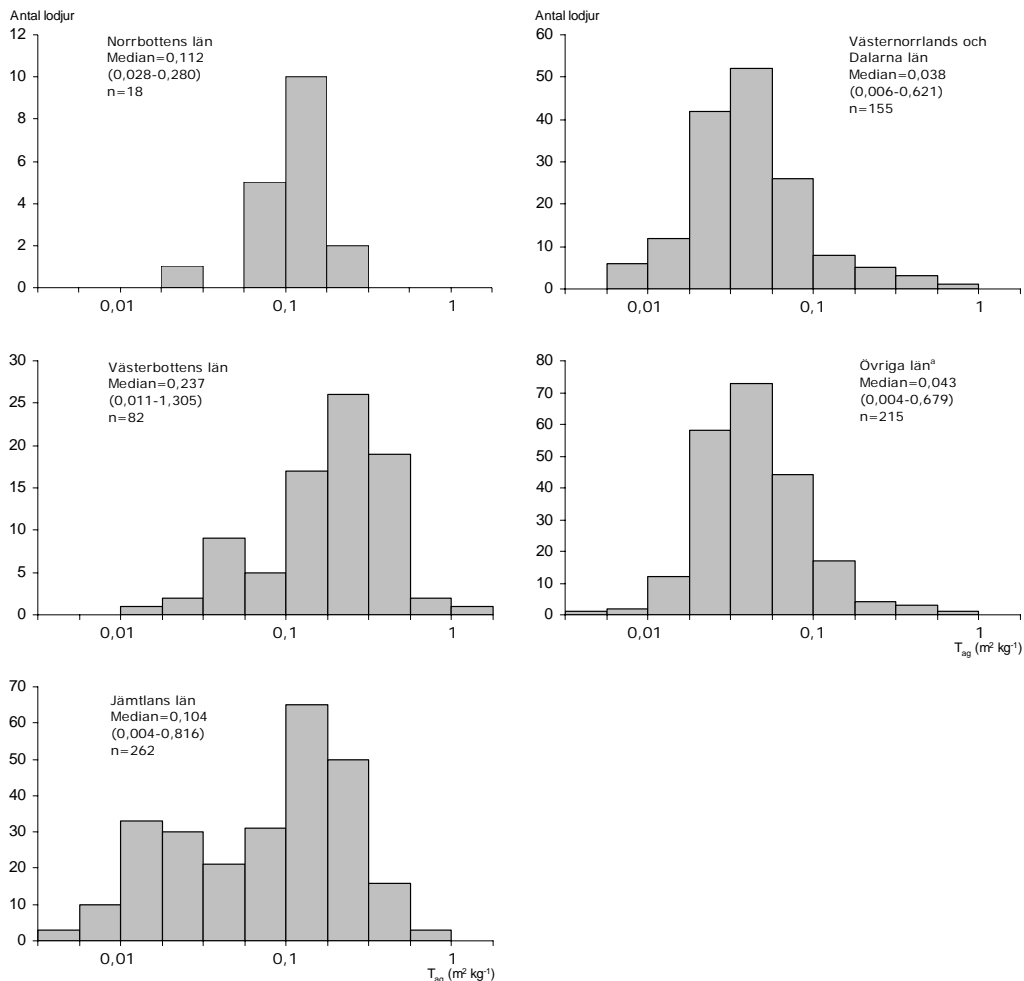
Ren innehåller också höga halter av naturligt förekommande ^{210}Pb och ^{210}Po beroende på att lavarna de äter vintertid har höga halter. ^{210}Po -halten i renkött ökar därför under lavbetsäsongen oktober till april varefter den sjunker raskt på liknande sätt som för ^{137}Cs . När renen äter laven binds blyet i benen och poloniet går främst till köttet. De högsta halterna av ^{210}Pb , runt 200 Bq kg^{-1} , har således mätts i benen. Persson (1974) anger medelvärdena för renköttprover tagna i Härjedalen till 13 Bq kg^{-1} för ^{210}Po och $0,67 \text{ Bq kg}^{-1}$ för ^{210}Pb .



Figur 26. Årstidsvariation och långsiktig utveckling för ^{137}Cs i renkött från Vilhelmina norra sameby i Västerbotten från 1986 till 1992. Varje punkt representerar ett mättillfälle och är ett medelvärde för minst tio renar. Helledragen linje är en modellerad utveckling (Åhman 2005).

Tabell 14. Aktivitetskoncentration av ^{137}Cs i lodjursmuskel. Median, min och max i olika län under åren 1996 till 2003 (Åhman m.fl., 2004)

Län	Antal prov	^{137}Cs i lodjursmuskel (Bq kg^{-1})	
		Median	Min-Max
Norrbottens län	18	390	82-890
Västerbottens län	82	2850	80-13799
Jämtlands län	262	508	20-11010
Västernorrlands län	63	1084	137-15277
Dalarnas län	92	130	21-1432
Gävleborgs län	65	493	35-5231
Västmanlands län	22	205	66-2393
Örebro län	42	165	56-1173
Värmlands län	75	117	13-2459
Övriga län	12	251	172-1329



Figur 27. Fördelning samt median och min-max av aggregerade transferfaktorer (T_{ag}) för lodjur i olika län inom renbetesområdena (a-c), delvis inom renbetesområdena (d) och helt utanför renbetesområdena (e). Som markbelägning för beräkning av T_{ag} för varje djur har medelbelägningen inom en radie av 50 km från provtagningsplatsen använts (efter Åhman m.fl., 2004).

Lodjur

Halterna i lodjur har sjunkit under åren 1996-2003. Den effektiva halveringstiden uppskattas i genomsnitt till sju år under perioden, men den varierar mellan länen.

Lodjur och dess bytesdjur rör sig över stora områden och halten i lodjur kan förväntas integrera eventuella lokala skillnader i nedfall inom dessa områden. Variationen är ändå stor mellan olika individer inom samma län (tabell 14, Åhman m.fl., 2004). Av lodjurets bytesdjur innehåller ren de högsta halterna ^{137}Cs , speciellt vintertid. Det syns också en skillnad i aggregerad transferfaktor (T_{ag}) mellan lodjur från olika län. Lodjur skjutna vintertid i län med renbetesområden har högre värde än lodjur från län utan eller med en liten del renbetesområden. Medianerna för T_{ag} i Norrbotten, Västerbotten och Jämtland, där det finns mycket ren, för åren 1996-2003 var 0,112, 0,237 respektive 0,104 $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$. Motsvarande medianer i övriga län, där det endast finns ren i begränsad omfattning eller inte alls, var ca 0,04 $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$ (figur 27). Vidare syns i figur 27 att fördelningen av T_{ag} tenderar att ha två toppar i län där både ren och rådjur är vanlig föda (Västerbottens och Jämtlands län). Detta indikerar att lodjurspopulationerna i dessa län består av lodjur med olika födöval. Dels sådana som äter mest ren (med högre halter ^{137}Cs), dels sådana som äter mest rådjur eller andra bytesdjur med lägre ^{137}Cs -halter.

Radioaktiva ämnen i jordbruket

Mark

År 2001 påbörjades en kartering av ^{137}Cs -halter i matjord och gröda som ska pågå till 2010 (tabell 4). De resultat som hittills har framkommit från denna kartering visar att halterna varierar mellan 1 och 250 Bq kg^{-1} med ett medelvärde på 26 Bq kg^{-1} för jord under vall och mellan 0 och 850 Bq kg^{-1} med medelvärdet 16 Bq kg^{-1} för jord under spannmålsgrödor (tabell 15). Som förväntat är halterna korrelerade till nedfallet från Tjernobyl. Högst halter har uppmätts i Uppsala, Västmanlands, Gävleborgs, Västernorrlands och Västerbottens län. I jordbruksmark som används till produktion av ettåriga grödor eller vallodling sker en stor omrörning när marken plöjs och bearbetas. Det innebär att matjorden ned till plogdjupet (20-30 cm) blir relativt homogent kontaminerad, och att halterna späds ut i en stor jordvolym trots att depositionen skett på ytan.

Radionuklider som deponeras på markytan transporteras med tiden ned i marken även i obearbetade marker. Migrationen av ^{137}Cs i markprofiler som används till bete och som ej plöjts sedan Tjernobylolyckan har studerats vid SLU i en serie provtagningar från 1987 till 2003 (Rosén m.fl., 1999; Hermansson, 2001; Jansson, 2004). Delar av resultaten redovisas i tabell 16. Det viktade medeldjupet för aktiviteten (faktaruta 4.2) varierade år

Faktaruta 5. Migrationsdjup

Migrationsdjup uttrycks på två sätt i denna rapport.

Viktat medeldjup innebär i princip medelvärdet av samtliga cesiumatomers djup vid en tidpunkt. Detta har beräknats som

$$\sum_{i=1}^n (X_i \cdot q_i)$$

där X_i är medeldjupet för skikt i och q_i är andelen av den totala aktiviteten som finns i skikt i .

Mediandjupet är det djup där aktiviteten är lika stor ovanför som under.

2000 mellan 3 och 10 cm och migrationshastigheten efter den initiala fasen varierar mellan 0,2 och 0,45 cm år^{-1} . Initialt, 1986-1987 respektive 1986-1989, var migrationshastigheten något snabbare, 0,5-1 cm år^{-1} . Andelen av den totala aktiviteten som migrerat till ett djup större än 25 cm varierade år 2000 mellan

Tabell 15. Länsvisa halter i jordbruksmark. Resultat från två avslutade karteringsomgångar (av totalt planerade fyra) av den nationella mark- och grödokarteringen. (Bq kg⁻¹ torrsvikt).

	Jord under vall				Jord under spannmål			
	medel	median	min-max	antal	medel	median	min-max	antal
Stockholm	23	20	8-43	4	8	4	0-60	25
Uppsala	105	89	66-181	5	77	68	40-185	25
Södermanland	26	18	5-74	12	16	8	3-72	29
Östergötland	6	5	3-16	10	6	4	0-77	53
Jönköping	7	6	4-22	15	5	5	2-9	10
Kronoberg	8	7	6-15	7	10	7	3-23	7
Kalmar	9	8	5-14	8	6	6	3-13	18
Gotland	10	7	2-30	7	6	5	4-21	10
Blekinge	7			1				
Skåne	8	8	3-13	8	5	5	1-17	79
Halland	12	11	8-18	4				
Västra Götaland	8	9	2-17	26	6	5	0-12	101
Värmland	4	5	1-6	5	4	5	2-7	18
Örebro	8	8	4-12	5	5	5	0-27	35
Västmanland	147	155	7-252	6	60	68	8-134	18
Dalarna	7	7	6-7	3	11	7	3-30	5
Gävleborg	39	29	14-84	4	128	33	10-829	12
Västernorrland	98	103	26-161	4	86	86	20-153	2
Jämtland	13			1	7			1
Västerbotten	65	51	14-150	12	48	47	36-60	3
Norrbottn	5	4	3-7	4	3			1
Hela landet	26	9	1-252	151	16	5	0-829	465

Tabell 16. Fördelning och migration av ¹³⁷Cs i obearbetad mark 1987-2003 (Data från Rosén m.fl., 1999; Hermansson, 2001; Jansson, 2004).

	Skogsvallen (Z-län)	Ramvik (Y-län)	Hammarstrand (Z-län)	Blåsjön (Z-län)	Blomhöjden (Z-län)	Åsenmossen (U-län)	Möjsjövik (C-län)
Jordart	Mjällig mellanlera	Lerig mjäla	Lerig mjäla	Lerig sand	Lerig san- dig morän	Torv	Torv
Latitud (rikets nät)	6673006	6970338	6998800	7194368	7166985	6658976	6649792
Longitud (rikets nät)	1576438	1603688	1528351	1421387	1448072	1574018	1579994
Aktivitet inom 0-5 cm (%)							
1987	98	96					92
1989			89	91	91 ^a		
1994	92	71	74	83	72		81
2000	83	47	71	84	65	34	69
2003	69	42	66	86		45	
Aktivitet >25cm djup (%)							
2000	0,3	0,7	4	4	10	13	7
Migrationsdjup ^b (cm)							
1987	0,6	0,9					1
1989			1,7	1,4			
1994	2,3	3,5	3,3	2,7	2,4		2,6
2000	3,1	7,1	5,5	3,9	6,0	10,7	5,8
2003	4,6	8,5	4,9	3,3		8,0	
Migrationshastighet (cm år ⁻¹)							
intialt ^c	0,6	0,9	0,57	0,47			1,0
efter 1989 ^d	0,23	0,44	0,30	0,21			0,30

^a1990, ^b1987-1994 anges mediandjup och 2000-2003 anges viktat medeldjup, ^cmigrationshastighet till 1987 eller 1989,

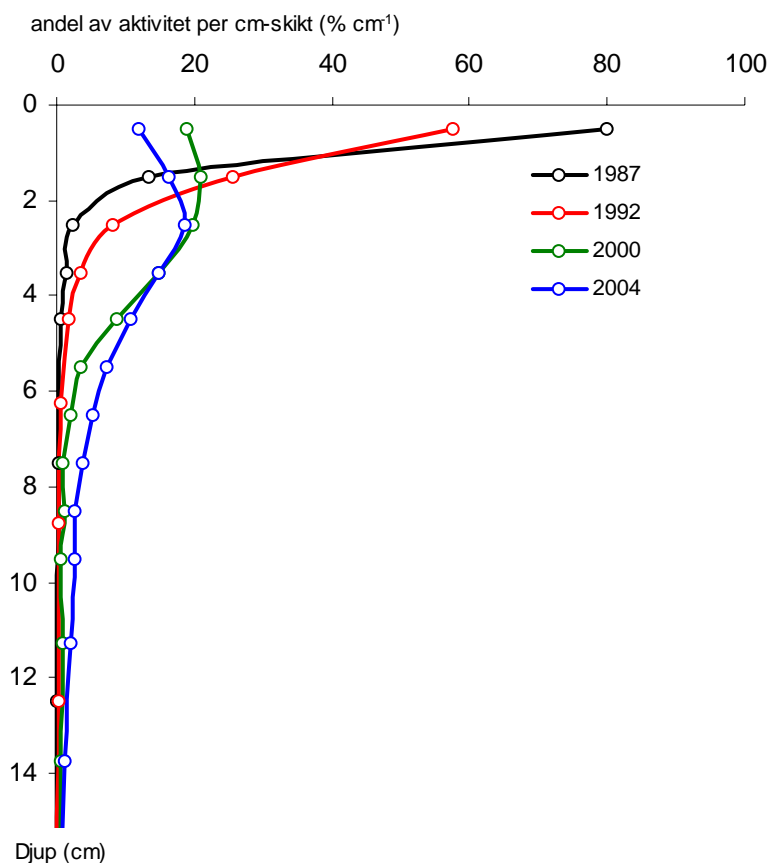
^dmedelvärde för migrationshastigheter från 1987 eller 1989 till en senare tidpunkt

0,3 och 13 procent, där skillnaden till stor del beror på typ av jordart. Transporten sker huvudsakligen i form av lösta cesiumjoner som rör sig i markvattnet. I åkermark kan en stor biologisk aktivitet i form av maskar och andra djur blanda om marken i ytan. Förekomsten av lermineral som kan fixera ^{137}Cs på specifika bindningsplatser samt katjonbyteskapaciteten och halten organiskt material i jorden har stor betydelse. Rörligheten är normalt högre i organiska jordar än i mineraljordar. I mycket grova mineraljordar kan rörligheten också vara hög.

Figur 28 ger ett exempel på hur ^{137}Cs kan omfördelas med tiden i den övre delen av en markprofil.

Spannmål och vallgräs

De första resultaten från den pågående nationella karteringen av ^{137}Cs i mark och gröda visar att halterna av ^{137}Cs i vallväxter är låga (tabell 17). Medelvärdet för de 156 vallväxtprover som hittills analyserats inom mark- och grödokarteringen var $12,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ torrsvikt. Halterna varierade mellan 0 och 66 Bq kg^{-1} undantaget ett prov från Västmanland från en mulljord med lågt pH värde som hade en extremt hög halt; 1324 Bq kg^{-1} . Halterna i spannmålsskärnor är mycket låga. Medelhalterna hittills är $0,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ för vete, $0,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ för korn och $0,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ för havre. De högsta halterna, ca 14 Bq kg^{-1} , är uppmätta



Figur 28. Fördelning av ^{137}Cs i en oplöjd betesvall (Skogsvallen) vid olika lång tid efter Tjernobylyckan. Procent per centimeter av det totala innehållet korrigerat till maj 1986 (Data från Rosén m.fl., 1999; Hermansson, 2001; Jansson, 2004).

Tabell 17. Halter i vallgräs och spannmålskärnor. Resultat från två avslutade karteringsomgångar (av totalt planerade fyra) av den nationella mark och grödokarteringen. (Bq kg⁻¹ torrsvikt).

	Vallgräs				Havre			
	medel	median	min-max	antal	medel	median	min-max	antal
Stockholm	0,6	0,1	0-2,0	4	0,2	0	0-1,4	8
Uppsala	2,8	1,8	1,1-5,1	5	0,9	1	0-1,5	4
Södermanland	1,9	1,6	0-8,0	12	0,9	0,6	0-4,3	16
Östergötland	0,2	0	0-2,3	12	0,3	0,2	0-1,1	11
Jönköping	3,7	0,9	0-34	15	2,8	1,5	0-12	7
Kronoberg	11,8	9,5	0-28	7	1,1	0,7	0-2,5	3
Kalmar	1,4	0,9	0-5,0	8	1,1	1,1	0,6-1,5	2
Gotland	0,7	0,2	0-2,3	7				
Blekinge	0			1				
Skåne	1,5	0,9	0-5,7	8	1,5	0	0-14	10
Halland	1,0	1,1	0,5-1,3	4	1,2	0,9	0-2,7	3
Västra Götaland	1,1	0,6	0-8,4	26	0,9	0,5	0-11	46
Värmland	0,8	0,6	0-2,2	5	0,5	0	0-2,6	9
Örebro	3,0	1,1	0,1-8,8	5	0,3	0,2	0-1,5	13
Västmanland	224 ^a	2,1	0-1324 ^a	6	0,4	0	0-2,1	7
Dalarna	0,3	0	0-0,8	3	0	0	0-0	3
Gävleborg	17,4	1,2	0,1-66	5	0,9	0,2	0-3,1	4
Västernorrland	13,0	3,7	1,3-43	4				
Jämtland	0	0	0-0	3				
Västerbotten	11,0	8,1	1,8-30	12				
Norrbottn	2,3	2,0	0,2-5,1	4				
Hela landet	12,1 ^a	1,1	0-1324 ^a	156	0,8	0,3	0-14	146

Tabell 17. fortsättning.

	Korn				Vete			
	medel	median	min-max	antal	medel	median	min-max	antal
Stockholm	0,2	0	0-0,7	4	0,6	0	0-2,4	13
Uppsala	1,1	1,0	0-3,7	13	0,6	0,1	0-3	10
Södermanland	0,3	0,2	0-1,4	9	0,0	0	0-0	4
Östergötland	0,1	0	0-0,4	12	0,3	0	0-1,7	30
Jönköping	0,9	0,8	0,4-1,6	3	1,4	1,4	1,4-1,4	1
Kronoberg	0,0	0	0-0,1	4				
Kalmar	0,3	0,2	0-1,2	9	0,5	0,1	0-1,6	7
Gotland	0,0	0	0-0,2	5	0,1	0	0-0,4	5
Blekinge								
Skåne	0,1	0	0-0,8	30	0,3	0	0-1,7	45
Halland	0,3	0	0-1,6	7				
Västra Götaland	0,3	0	0-1,8	20	0,3	0,1	0-1,8	34
Värmland	0,4	0,5	0-0,8	5	0,3	0	0-1,3	4
Örebro	0,4	0,2	0-1,4	16	0,0	0	0-0,2	6
Västmanland	0,2	0	0-0,8	5	0,7	0,6	0-1,6	6
Dalarna	0,3	0,2	0-0,7	4				
Gävleborg	0,7	0,6	0-2,0	8				
Västernorrland	0,6	0,6	0-1,1	2				
Jämtland	1,0	1,0	1,0-1,0	1				
Västerbotten	1,5	1,1	0,9-2,4	3				
Norrbottn								
Hela landet	0,4	0,1	0-3,7	160	0,3	0	0-3,0	168

^aett prov från Västmanland hade en mycket högre halt än alla andra prov och påverkar medelvärdena kraftigt. Om man utesluter detta prov blir medelhalten i Västmanland 3,4 Bq kg⁻¹ och medelhalten för hela landet blir 3,6 Bq kg⁻¹.

i havre. Eftersom antalet prov från de första provomgångarna var litet, för vissa län enstaka prov, så är medelvärdena på länsnivå dock osäkra.

Korrelationen med nedfall från Tjernobylyckan på länsnivå är låg. I stället kan man anta att jordart och näringsstatus för de provtagna fälten är av större betydelse. Upptaget i växter kan ske på i princip två olika sätt. Dels direkt när radionuklider deponeras direkt på växytan och tas upp eller fastnar på utsidan, dels indirekt från marken. Den förra processen sker endast om depositionen sker när det finns ett befintligt växttäck, men kan då vara relativt viktig och uppgå till 25 procent av depositionen. Upptaget till grödor första året efter ett engångsnedfall, som efter Tjernobylyckan, är alltså mycket beroende av tidpunkten för nedfallet.

En annan avgörande faktor för upptaget är om depositionen sker på en ettårig gröda på en årligen bearbetad åkermark eller om det sker på en flerårig vall eller betesgräs. De senare har ofta en tjock grässvål, det vill säga organiskt material bestående av gammalt gräs och levande och döda rötter i markytan, medan de förra har en ”renare” markyta. Mycket av det ^{137}Cs som deponeras kan hållas kvar i växttillgänglig form i grässvålen vilket kan ge ett högt upptag i vall och betesgräs. På permanenta beten som inte plöjs alls kan ett relativt högt upptag bestå i många år.

Upptaget beror också på en rad markegenskaper. Lerinnehållet spelar en avgörande roll eftersom så kallade illitiska lermineral har en förmåga att permanent fixera ^{137}Cs inuti mineralet där det inte är växttillgängligt. En hög halt organiskt material innebär däremot att mycket cesium kan hållas svagt bundet och vara tillgängligt för växterna, vilket innebär att torvjordar ofta kan uppvisa ett högt upptag i växterna. Eftersom ^{137}Cs uppträder på ett liknande sätt som kalium, konkurrerar dessa två joner vid de flesta markprocesser. En kaliumrik jord innebär därför att upptaget av cesium begränsas.

Upptaget i grödan på ett visst fält minskar normalt snabbare än vad som förklaras av det fysikaliska sönderfallet, speciellt de första åren efter ett nedfall. Detta beror till stor del på att cesiumets tillgänglighet minskar med tiden, framför allt genom fixering i vissa lermineral. Som nämnts ovan sker också en långsam migration av cesium så att det omfördelas till större djup med lägre rotupptag eller till och med förs bort från fältet med avrinningen. Dessa processer är dock av mindre betydelse.

Radioaktiva ämnen i sötvattensystem

Sjöar och vattendrag

^{137}Cs

Halten ^{137}Cs i sjövattnen mäts vår och höst sedan 2001 inom SSI:s miljöövervakningsprogram i Mälaren och Storsjön (tabell 4). Halterna är i dagsläget låga och har varierat mellan 0,001 och 0,005 Bq l⁻¹ utan någon tydlig utveckling över tiden (figur 29). Halten ^{137}Cs i dricksvatten från ytvattenverk har följts för några fler sjöar. Av de sjöar som ingår i miljöövervakningsprogrammet uppmäts de högsta halterna i Öjaren i Sandviken med i dagsläget ca 0,2 Bq l⁻¹, (tabell 21, sid 81).

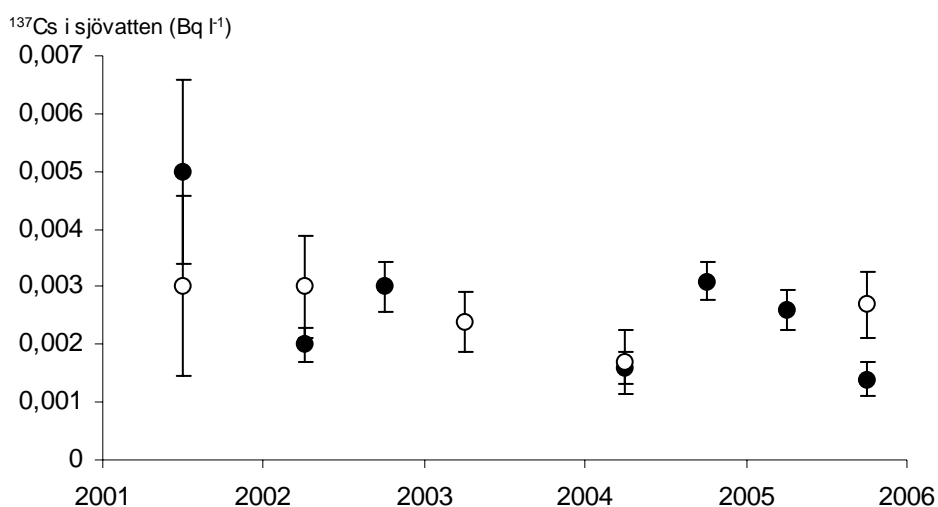
Halterna av ^{137}Cs i fyra större vattendrag undersöktes under säsongen 2003/2004. Prover togs vid Naturvårdsverkets provtagningsstationer för flodmynningar (Marklund, 2001) i Göta älv, Dalälven, Ångermanälven och Lule älv varje månad under våren och varannan

Tabell 18. Halten ^{137}Cs i vattendrag nära mynningen under 2003/2004 (Bq l^{-1}).

	Lule älv	Ångermanälven	Dalälven	Göta älv
Juli		0,014	0,009	0,002
September	- (< 0,006)	0,018	0,008	- (< 0,005)
November	- (< 0,007)	0,015	- (< 0,007)	- (< 0,005)
Januari	- (< 0,005)	0,014	- (< 0,005)	- (< 0,005)
Mars	- (< 0,005)	0,014	- (< 0,004)	- (< 0,004)
April		0,016	- (< 0,005)	- (< 0,004)
Maj	- (< 0,004)	0,014	0,006	- (< 0,005)

månad resten av året. I Ångermanälven, vars avrinningsområde till stora delar drabbades av Tjernobylyolyckan var halten ^{137}Cs ca $0,015 \text{ Bq l}^{-1}$ i samtliga prov (tabell 18). I Dalälven kunde halter på upp till $0,009 \text{ Bq l}^{-1}$ uppmätas. Många prover från Dalälven och samtliga prover från Göta älv och Lule älv hade mycket låga halter som normalt låg under detektionsgränsen.

Vid deposition av ^{137}Cs i ett avrinningsområde kommer sjöarna att nås av ^{137}Cs via direkt deposition på sjöytan och via avrinningen från omkringliggande mark. Cesium binds lätt till partiklar vilket innebär att transport av cesium underlättas i de fall där avrinningsvattnet innehåller mycket humus. Det är dock en mycket liten del av avrinningsområdets totala mängd ^{137}Cs som transporteras ut i sjöarna. För tre undersökta avrinningsområden rapporterade Broberg och Andersson (1991) att 0,1-0,4 procent transporterades till sjön 1986 och 0,02-0,06 procent 1990. Halterna ^{137}Cs i vattnet når snabbt en topp efter ett pulstillskott av ^{137}Cs för att sedan snabbt sjunka igen. Det ^{137}Cs som når sjöarna sedimenterar nämligen snabbt, men med en viss fördröjning i humusrika sjöar där en del ^{137}Cs kan hållas kvar i vattenfasen bundet till humusämnen. I ovan nämnda sjöar återfanns 98 procent av sjöns totala ^{137}Cs -förråd i sedimenten redan år 1986 i en klar sjö, och 88 procent i en humös sjö. 1990 återfanns mer än 99 procent i sedimenten i alla tre sjöarna. Redistribuering av ^{137}Cs sker ned till ett visst djup inom sedimenten på grund av diffusion, bioturbation och annan mekanisk omrörning. Detta kan ge ganska homogena halter i de översta skikten. Men med tiden sedimenterar nytt material med lägre halter och ytsedi-

**Figur 29.** ^{137}Cs -halten i ytvatten från Mälaren (fyllda cirklar) och Storsjön (öppna cirklar). Staplarna visar den statistiska mätosäkerheten (\pm en standardavvikelse).

mentens halt sjunker gradvis. Ytsedimentens halt har stor betydelse för vidare flöde av ^{137}Cs till andra delar av ekosystemet. Sedimenten är dock ingen permanent sänka. Re-suspension gör att ^{137}Cs som en gång sedimenterats åter kan komma upp i vattenfasen och bli tillgängligt för transport, upptag och återsedimentering.

^{129}I

Så gott som allt ^{129}I i svenska vattendrag har mänskligt ursprung och kommer dit via luften. De största källorna till atmosfären är uppberedningsanläggningarna i La Hague och Sellafield, både genom direkta atmosfäriska utsläpp och genom utsläpp till havsvatten varifrån en del sedan avgår till atmosfären. Förekomsten av ^{129}I i större svenska vattendrag karterades 1999 (figur 30) då 26 vattendrag provtogs nära mynningarna i Östersjön eller Västerhavet (Kekli m.fl., 2003). Resultaten från karteringen visar på halter högre än den naturliga bakgrundshalten och en kraftig gradient med sjunkande halter från söder till norr vilket tyder på en regional atmosfärisk spridning från La Hague och Sellafield. Halterna är dock mycket låga och har ingen radiologisk betydelse.



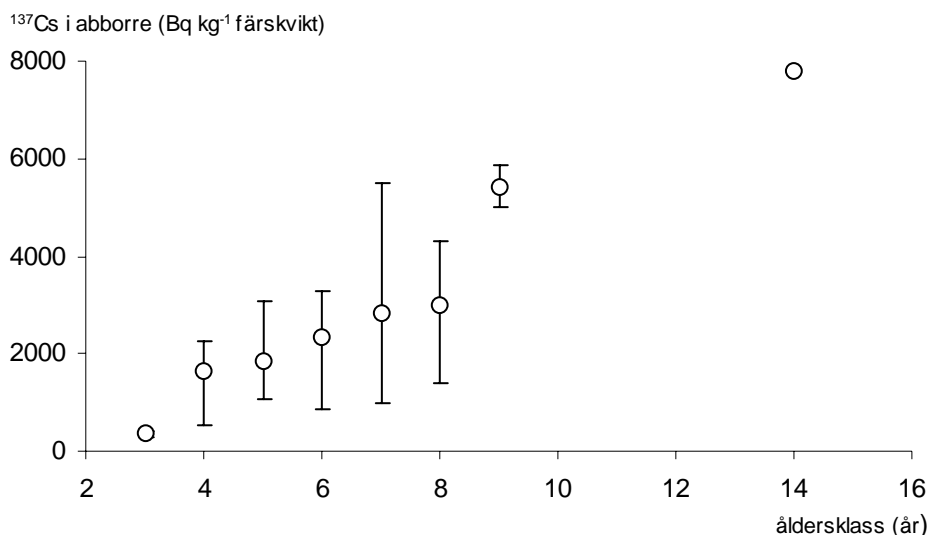
Figur 30. ^{129}I -koncentration ($\mu\text{Bq l}^{-1}$) nära mynningen i svenska vattendrag år 1999 (data från Kekli m.fl., 2003).

Fisk i sötvatten

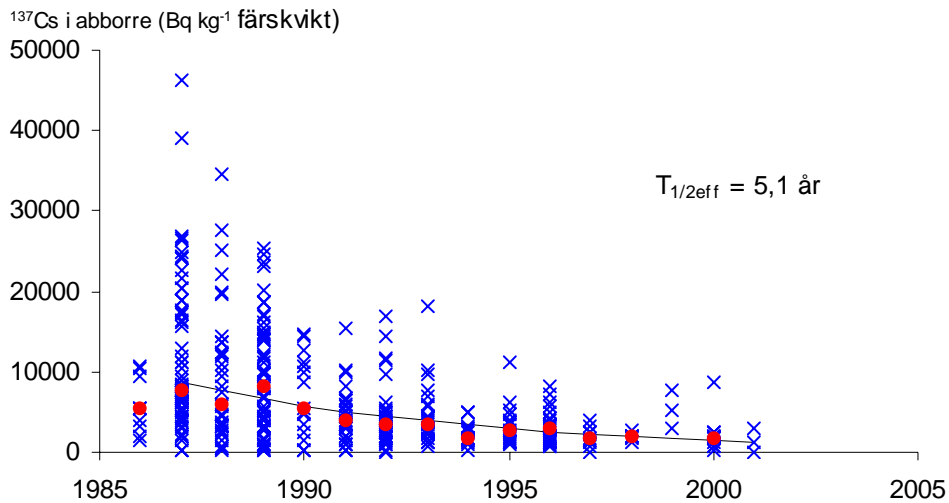
Den exponeringsväg som är mest betydelsefull för människor vad gäller sjöar och vattendrag är intag av fisk. I de områden som drabbades av Tjernobylyolyckan kan halterna fortfarande vara höga. Fyrtio procent av de abborrar som analyserades i kommunerna 1996-2001 hade halter över försäljningsgränsvärdet $1\,500\text{ Bq kg}^{-1}$. Det är främst grunda, näringsfattiga sjöar med ett litet vattenutbyte som drabbats hårdast. I en studie av Sundbom m.fl. (2003) visades att tiden innan maxvärdet nåddes för ^{137}Cs i fisk efter nedfall som efter Tjernobylyolyckan varierade mellan 50 och 800 dagar beroende på fiskens storlek och nivå i näringskedjan. Stora rovfiskar nådde maxvärdet senare, men maxvärdet var samtidigt lägre för dessa kategorier. Den följande haltminskningen är också långsammare vilket leder till att halterna på sikt förutspås vara högre. Ett tydligt samband mellan fiskstorlek och innehåll av cesium i abborre några år efter olyckan syns också i en undersökning från Vittersjön i Gävleborgs län (figur 31). Skillnaderna inom en art beror på att större fiskar normalt har en lägre tillväxt och längre biologisk halveringstid för ^{137}Cs samt, när det gäller rovfiskar som abborre, att större fiskar är på en högre trofinivå än mindre fiskar.

Halterna i fisk minskar snabbt i början för att senare minska allt långsammare. I studien av Sundbom m.fl. (2003) är slutsatsen att minskningen i framtiden helt kommer att domineras av det fysikaliska sönderfallet med en halveringstid på 30 år. I studien i Vittersjön har den effektiva halveringstiden i abborre hittills (1990-2002) varit ca fem år. Liknande halveringstider för abborre fås från analyser på kommunnivå av de data som rapporterats in till SSI (figur 32).

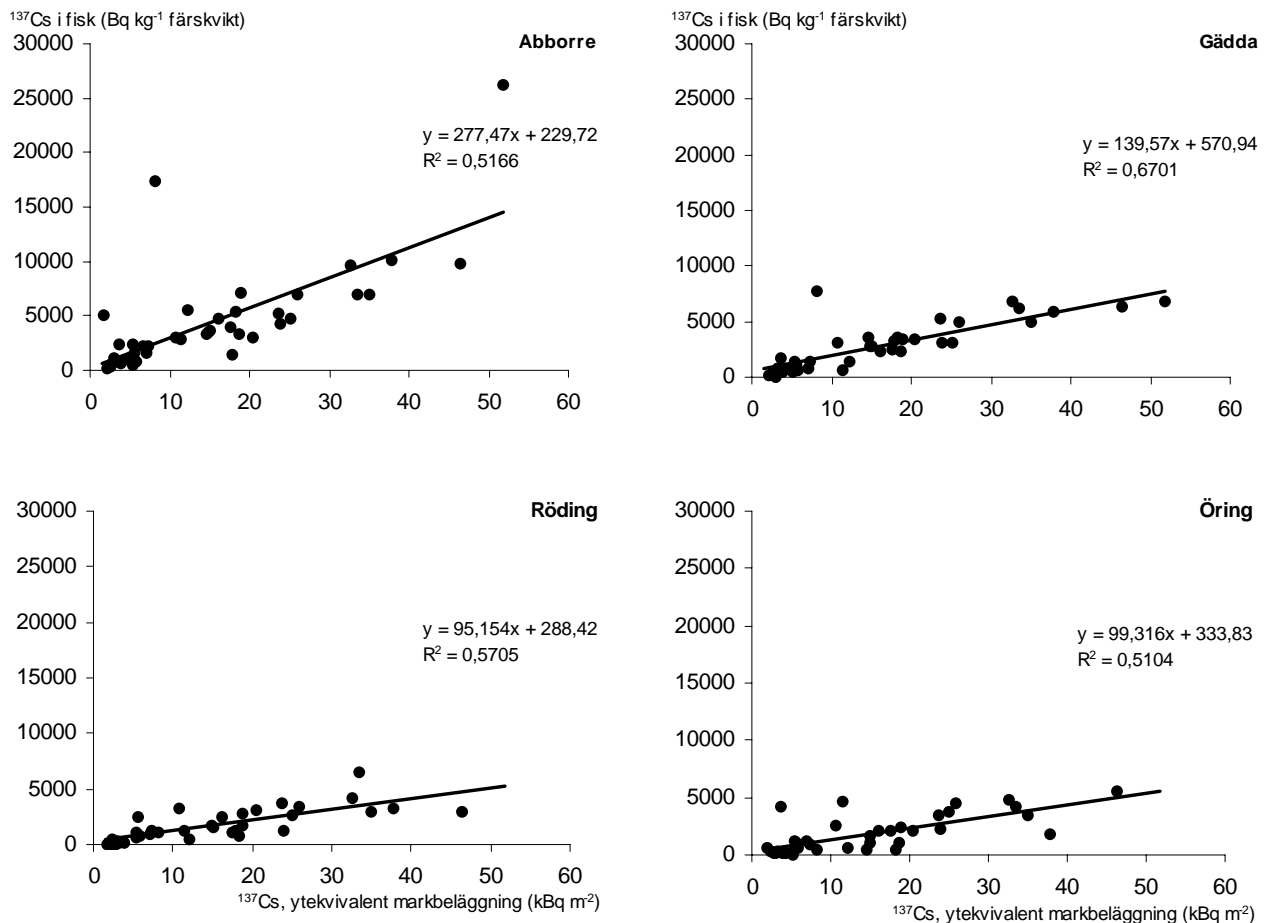
En aggregerad transferfaktor kan beräknas på kommunnivå som sambandet mellan medelbeläggningen av ^{137}Cs i kommunen och medelhalt i olika fiskarter i kommunen 1987-1989 utifrån de data som rapporterats till SSI (figur 33). Abborre får då det högsta värdet, $0,3\text{ m}^2\text{ kg}^{-1}$, men det är stor variation och i vissa kommuner avviker medelhalten kraftigt från detta samband.



Figur 31. Medelhalt av ^{137}Cs i abborre från Vittersjön i Gävleborgs län år 2002 som en funktion av åldersklass. Staplarna visar min- och maxvärde för respektive åldersklass.



Figur 32. Halter i abborre från Hämösands kommun 1986-2001. Effektiva halveringstiden 1987-2001 bygger på en linjär regression mot logaritmerade värden för samtliga individer.



Figur 33. ^{137}Cs i fisk som en funktion av markbeläggningen. Kommunvisa medelhalter i fisk 1987-1989 respektive kommunvisa medelvärden för ytekivalent markbeläggning 1986.

Radioaktiva ämnen i marina ekosystem

Havsvatten

^{137}Cs

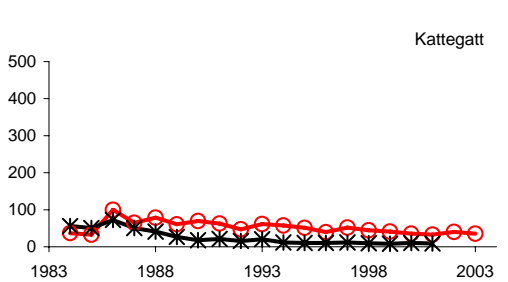
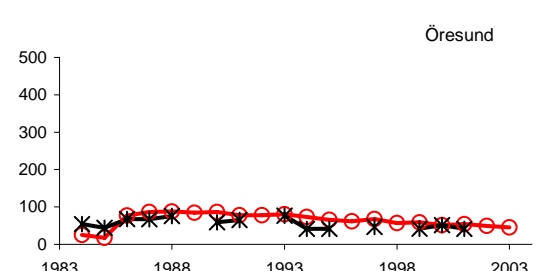
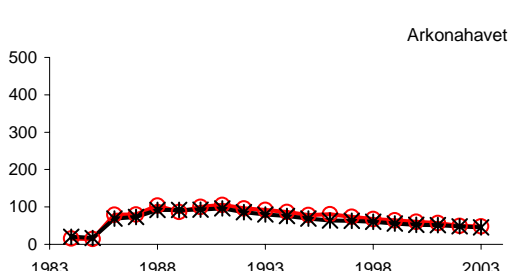
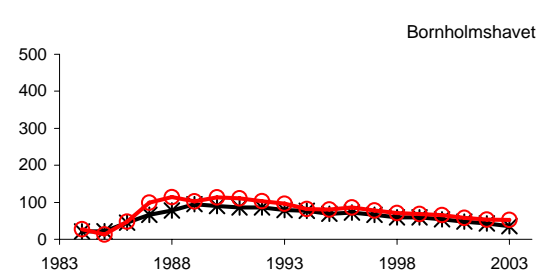
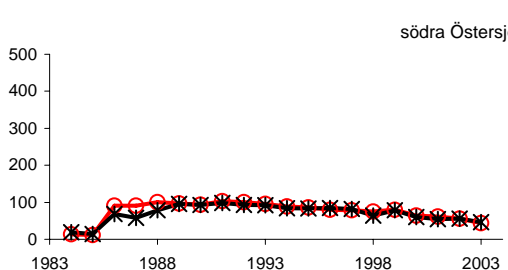
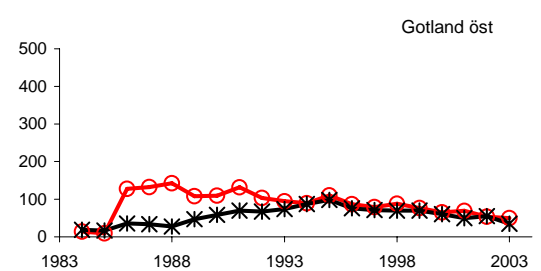
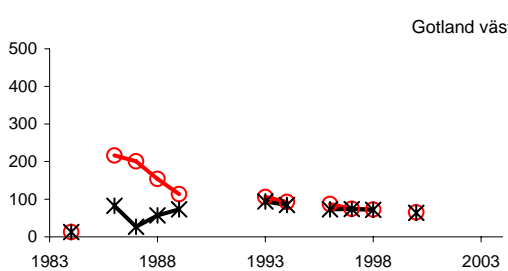
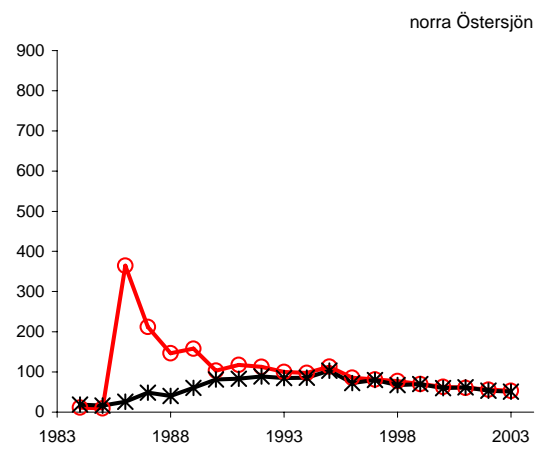
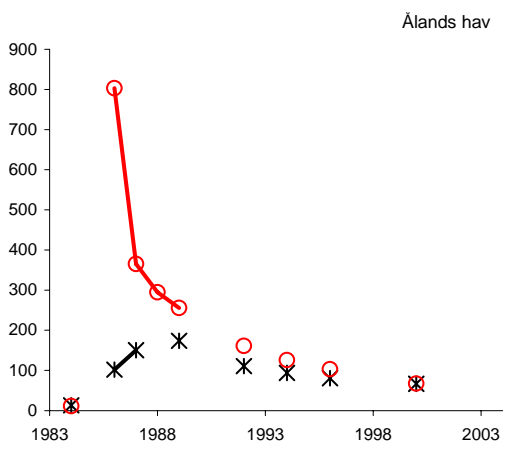
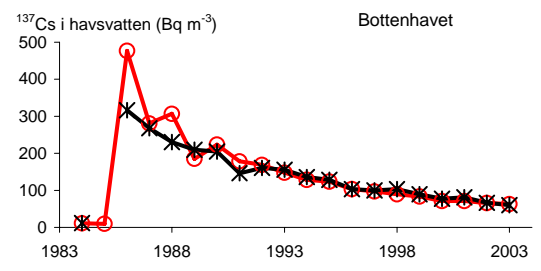
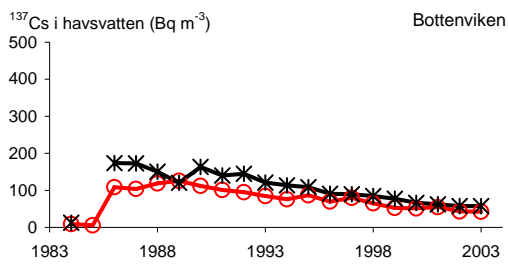
Halterna av ^{137}Cs i vatten i Östersjön har följts sedan 1984 inom HELCOM-projektet Monitoring of Radioactive Substances in the Baltic Sea (MORS-PRO). Utvärderingar har redovisats bland annat inom Marina-Balt projektet (Nielsen, 2000). Resultaten visar att i de delar av Östersjön där plymen från Tjernobyl passerade steg halterna snabbt i ytnära vatten och nådde sitt maxvärde (500-800 Bq m⁻³ i Bottenhavet-Ålands hav) direkt efter olyckan 1986 (figur 34; HELCOM, 2005). De följande åren minskade sedan halterna snabbt igen. I andra områden steg inte halterna lika mycket 1986, men istället fortsatte de att öka och vanligtvis nåddes maxhalten (100-200 Bq m⁻³) först några år senare. Denna sena ökning beror på vatteninflöde från de bassänger där halterna var betydligt högre. I dagsläget är halterna i ytvattnet minskande i samtliga havsbassänger, och de varierar relativt lite mellan olika områden (45-60 Bq m⁻³), med de högsta halterna i Bottenhavet och Ålands hav, och lägre halter i Öresund och Bottenviken. Halveringstiden mellan 1996 och 2003 har generellt sett varit runt tio år. I områden som från början haft en högre halt (Ålands hav och Bottenhavet) har vattenutbytet lett till en något snabbare halveringstid (6-8 år), och i Öresund, där halterna ursprungligen varit lägre och där vatten från mer kontaminerade områden hela tiden tillförts, så har halveringstiden varit 14 år under samma tidsperiod. I Ålands hav, norra egentliga Östersjön samt både öster och väster om Gotland syns en tydlig fördröjning av haltökningen i bottennära vatten jämfört med ytnära vatten (figur 34). Denna skillnad beror på den relativt stabila skiktningen som begränsar vattenutbytet mellan ytnära och bottennära vatten. I dagsläget är det inga stora skillnader mellan ytvatten och bottennära vatten. Undantaget är Kattegatt där saltare bottennära vatten med ursprung från Nordsjön sedan länge har haft betydligt lägre halter än såväl ytvattnet i Kattegatt som alla andra provtagna vatten i Östersjön (figur 34).

^{90}Sr

I Östersjön finns även mindre mängder av andra radionuklider än ^{137}Cs . De atmosfäriska provsprängningarna har lett till att ^{90}Sr förekommer jämnt fördelat i Östersjön, utan stora skillnader vare sig mellan olika delar av Östersjön eller mellan ytnära och bottennära vatten. Tillskott av ^{90}Sr från Tjernobylolyckan var relativt begränsat och påverkade inte halterna i havsvatten så mycket (figur 35). Aktivitetskoncentrationen är nu ca 10 Bq m⁻³. Undantaget är igen det bottennära vattnet i Kattegatt där halterna är lägre, ca 3 Bq m⁻³.

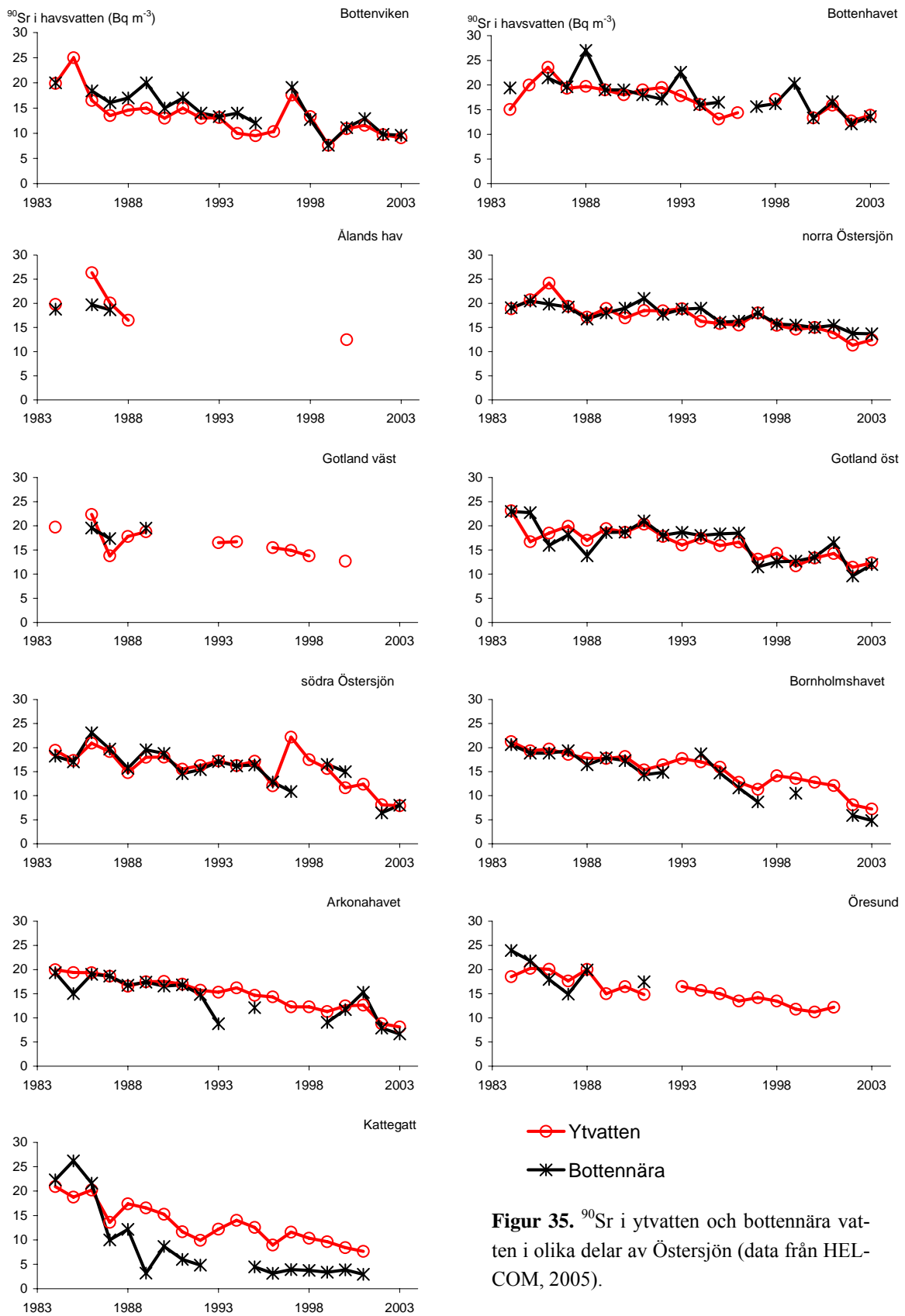
^{129}I

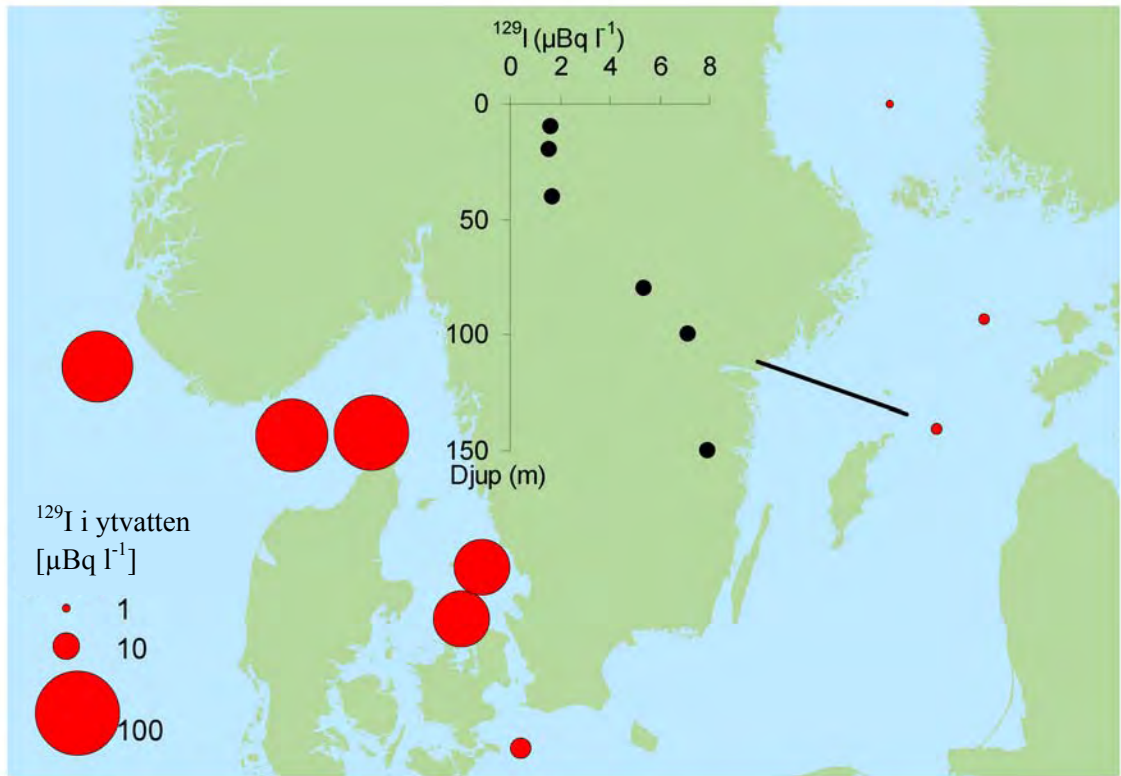
Från de kärntekniska anläggningarna i La Hague i Frankrike och Sellafield i Storbritannien släpps bl.a. ^{129}I ut i havet. Med havsströmmarna når det kontaminerade vattnet efter några år fram till Kattegatt och sedan vidare till Östersjön. Denna transportväg till Östersjön bedöms vara dominerande jämfört med det tillskott som kommer via luften och direkt deposition till havet eller deposition över land och transport till Östersjön via vattendrag. Resultat från en undersökning 1999 (Alfimov m.fl., 2004) visar tydligt hur halterna i ytvatten är högst i Skagerrak för att sedan minska i egentliga Östersjön och Bottenhavet (figur 36). I egentliga Östersjön syns också en tydlig skillnad mellan ytvattnet och det saltare bottennära vattnet som strömmat in från Kattegatt. Halterna är mycket låga och har ingen radiologisk betydelse.



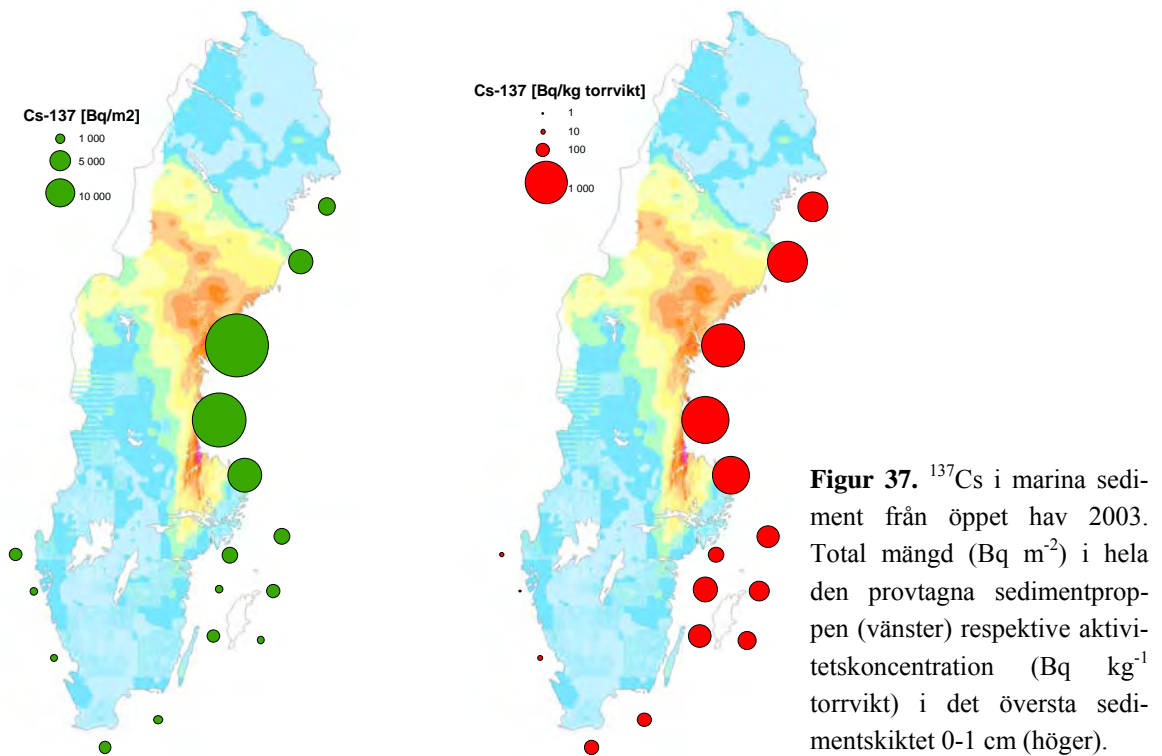
○— Ytvatten
 *— Bottennära vatten

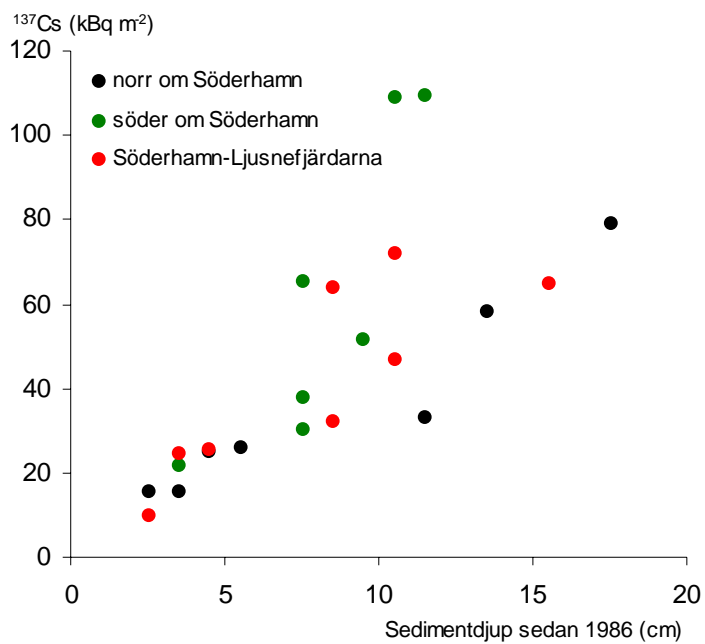
Figur 34. ¹³⁷Cs i ytvatten och bottennära vatten i olika delar av Östersjön (data från HEL-COM, 2005).



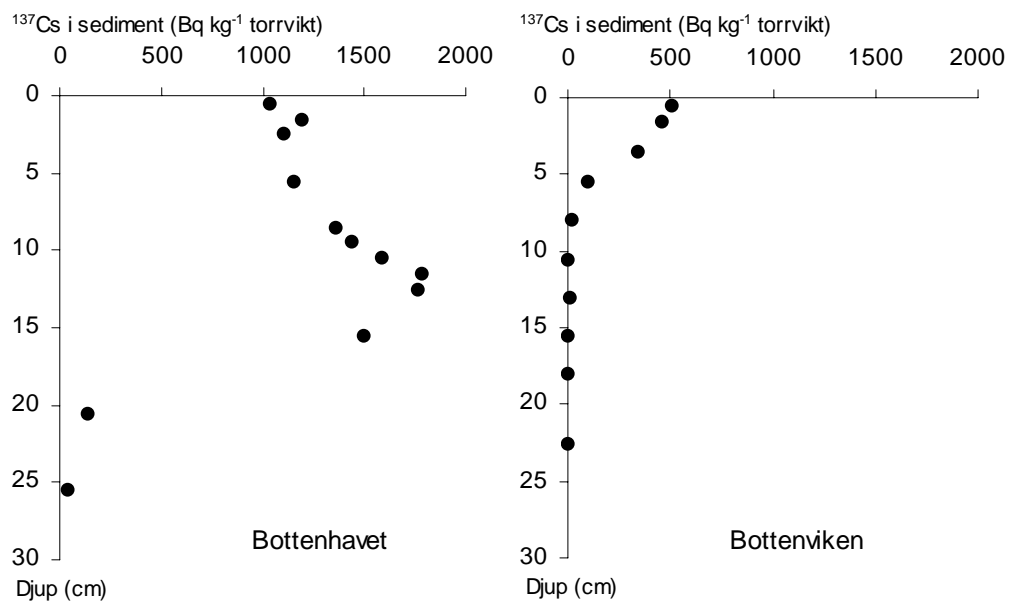


Figur 36. ^{129}I i ytvatten längs en gradient från Nordsjön till Bottenhavet samt en djupprofil från Östersjön (data från Alfimov m.fl., 2004).





Figur 38. Total mängd ^{137}Cs i sedimentet som en funktion av tjockleken av det skikt som sedimenterat sedan 1986 i tre områden i Bottenhavet.



Figur 39. ^{137}Cs i marina sediment från öppet hav 2003. Djupprofiler från Bottenhavet (vänster) respektive Bottenviken (höger).

Marina sediment

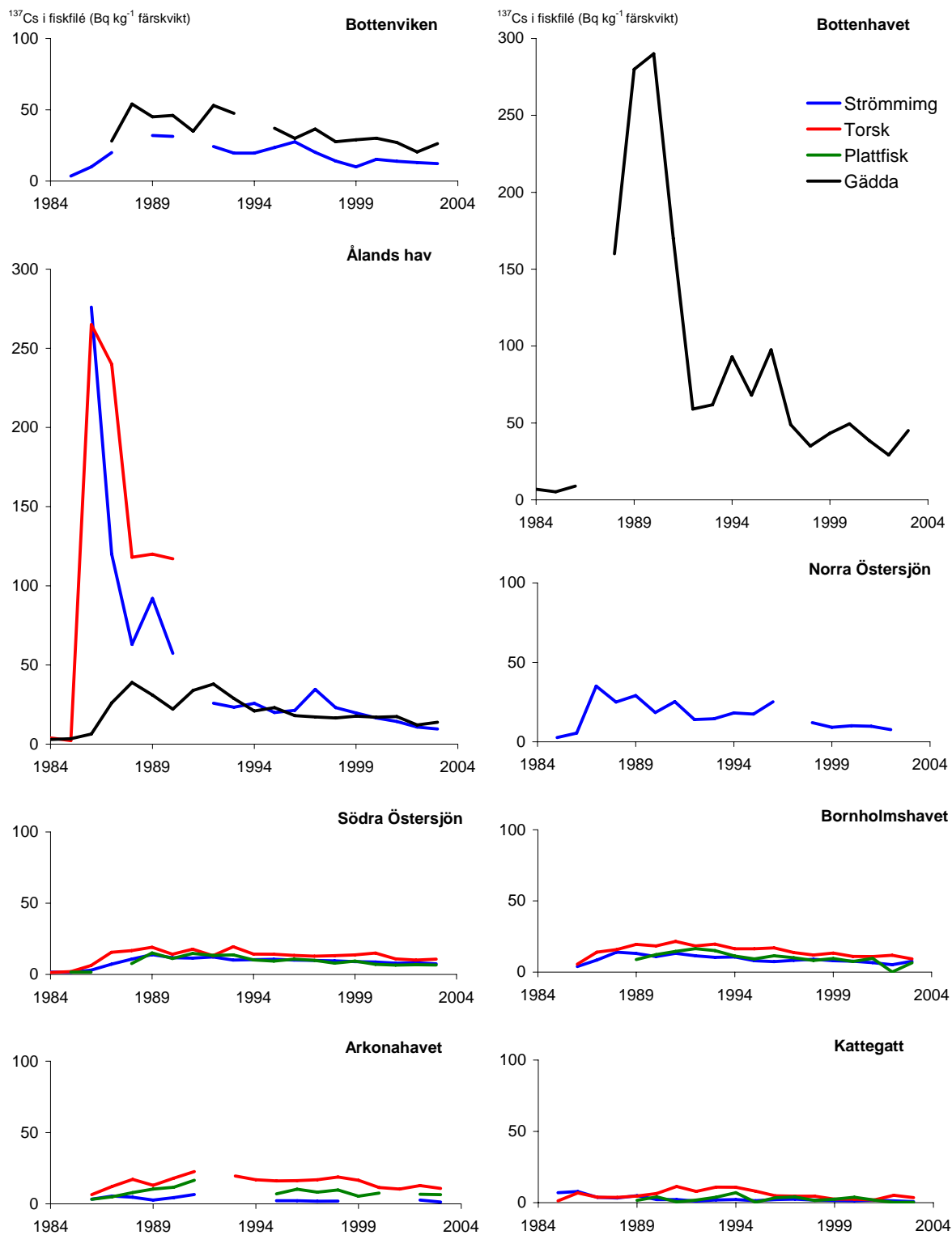
2003 genomfördes den första provtagningen i ett nationellt övervakningsprogram för sediment i öppet hav vilket omfattar 17 stationer runt Sverige. Analyser av ^{137}Cs i dessa prover visar att de totala mängderna i sedimenten är högst i Bottenhavet och Ålands hav, 15-50 kBq m⁻² (figur 37). I egentliga Östersjön och längre söderut är mängderna 0,5-3 kBq m⁻². ^{137}Cs har också analyserats i samband med att SGU har karterat bottenarna nära kusten i Mälaren, Ålands hav och Bottenhavet. I denna kartering har mängder på upp till 110 kBq m⁻² noterats i såväl Bottenhavet som Mälaren. Som jämförelse kan nämnas att den högsta mängd rapporterad från Östersjön är 125 kBq m⁻² vid en finsk station i norra Bottenhavet. Mängden ^{137}Cs i sedimenten är alltså korrelerad till nedfallet efter Tjernobylyckan på regional nivå. Inom ett och samma område har också den lokala sedimentationshastigheten en avgörande betydelse för den totala mängden ^{137}Cs i sedimentet. Detta syns i figur 38 där sedimentationshastigheten och därmed mängden material som sedimenterat sedan 1986 på en plats representeras av hur djupt ned i sedimentet man finner den kraftiga ökningen av ^{137}Cs som representerar år 1986 (se figur 39).

Halterna i den översta delen av sedimenten i öppet hav skiljer sig mindre mellan olika områden, än de totala mängderna i de äldre och djupare delarna av sedimentet. Detta beror på att det sker en utjämning mellan de olika områdena vad avser koncentrationer i vatten, biota och sediment genom att vatten, och därmed resuspenderat material, rör sig med vattenströmmarna. Detta innebär också att djupprofilerna kan se mycket olika ut i olika delar av Östersjön. Ostörda profiler i Ålands hav och Bottenhavet kan uppvisa en profil där halten i sediment bildades 1986 syns som en tydlig topp (figur 39). I omkringliggande områden där halterna inte blev så höga direkt 1986, till exempel Bottenviken, men dit ^{137}Cs efterhand börjat sprida sig, kan profilen istället uppvisa stigande halter mot ytan.

Marin fisk

^{137}Cs

Resultat från MORS-PRO inom HELCOM (HELCOM, 2005) visar att halterna ^{137}Cs efter Tjernobylyckan steg snabbt i strömming och torsk i Ålands hav till ett genomsnittsvärde på knappt 300 Bq kg⁻¹ färskvikt i fiskfilé (figur 40). Halterna i gädda steg långsammare, men uppvisade liknande halter i Bottenhavet några år efter olyckan. I övriga områden kring Sverige steg halterna gradvis över flera år för alla fiskarter, men översteg aldrig 55 Bq kg⁻¹ i gädda eller 35 Bq kg⁻¹ i torsk. Halten i gädda och torsk, vilka själva äter mycket fisk, har generellt sett varit något högre än i strömming och rödspätta eller flundra. Halterna i fisk har gradvis börjat minska i alla områden igen. Den effektiva halveringstiden 1994-2003 i de norra delarna som drabbades hårdast varierar mellan 6 och 9 år för strömming och mellan 7 och 14 år för gädda (tabell 19). Halterna 2003 var i huvudsak < 10 Bq kg⁻¹ i torskfilé och lägre i filé av strömming och plattfisk. I Bottenviken och Ålands hav var halterna ca 10 Bq kg⁻¹ även i strömming. De provtagna gäddorna visar något högre medelhalter, ca 50 Bq kg⁻¹, i bottenhavet år 2003.



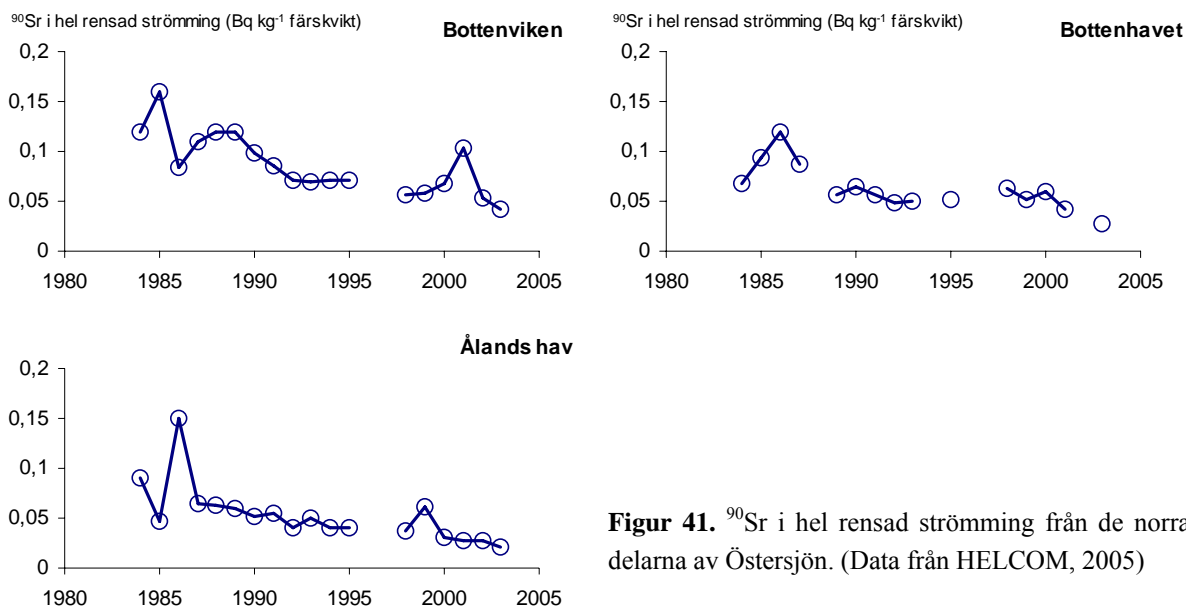
Figur 40. ^{137}Cs i fisk från Östersjön. Årsmedelvärden för aktivitetkoncentration i fiskfilé inom respektive havsbassäng för gädda (svart), strömming (blå), torsk (röd) och plattfisk; rödspätta och flundra (grön). (Data från HELCOM, 2005).

Tabell 19. Effektiv halveringstid (år) för ^{137}Cs i strömming och gädda i Östersjöns nordligare delar beräknat för perioden 1994-2003.

	strömming	gädda
Bottenviken	9	14
Bottenhavet		7
Ålands hav	7	14
Norra Östersjön	6	

^{90}Sr

Mätningar av ^{90}Sr har varit mindre omfattande än mätningar av ^{137}Cs . Som förväntat syns ingen stor påverkan från Tjernobylyolyckan. I de fall det syntes en haltökning efter 1986 så var halterna snart tillbaka på samma nivå som innan olyckan. Halterna är nu sakta sjunkande och var år 2003 0,03-0,04 Bq kg^{-1} i hel rensad strömming från de norra delarna av Östersjön (figur 41).



Figur 41. ^{90}Sr i hel rensad strömming från de norra delarna av Östersjön. (Data från HELCOM, 2005)

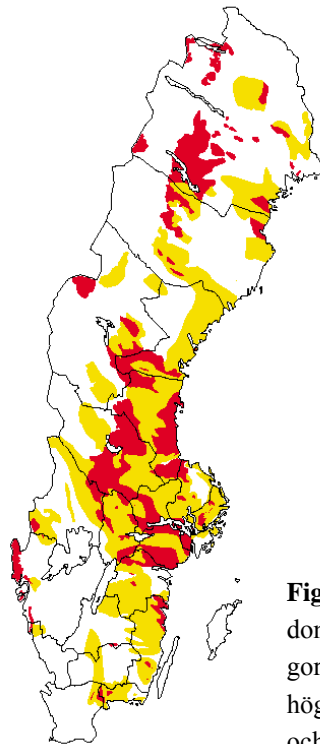
Radioaktiva ämnen i livsmedel

Dricksvatten

Radon och andra naturligt förekommande radionuklider

SSI och SGU har fram till 1998 provtagit och analyserat radon i vatten från 1 745 slumpvis utvalda bergborrade brunnar (SSI, 1998). Medelhalten var 203 Bq l^{-1} , och halten översteg $1\,000 \text{ Bq l}^{-1}$ i 4 procent av de analyserade brunnarna. Radonhalterna i dessa brunnar samvarierade med radiumhalt och berggrundstyp (figur 43, tabell 20), men inte med till exempel pH och brunnsdjup (SSI, 1998). Höga radonhalter i vattnet är vanligast i områden med förhöjda uranhalter i berggrunden. Bohuslän norr om Gullmarsfjorden utgör det största sammanhängande området med uranrik granit (se figur 7). Här har 10 - 50 procent av de borrade brunnarna högre radonhalter än 500 Bq l^{-1} och många ligger över $2\,000 \text{ Bq l}^{-1}$. Den hittills högsta radonhalten som har uppmätts i Sverige är $87\,000 \text{ Bq l}^{-1}$ i en brunn som borrats i Blomskogsgraniten i Årjäng. Baserat på analyser av uranhalt i berggrunden och radon i grundvatten så har SSI och SGU tagit fram en karta som indikerar områden med risk för förhöjda radonhalter i grundvattnet (figur 42). Det går inte att med säkerhet friskriva någon typ av berggrund från eventuella förekomster av radonrikt vatten. Det finns exempel på mycket höga radonhalter i grundvattnet trots att berggrunden har låga eller normala halter av uran. Till och med inom områden med berggrund av kalksten kan höga radonhalter förekomma. Då rör det sig om grundvatten som under många tusen, kanske upp till miljoner år, har transporterat uran och radium från underliggande berggrund. Detta uran och radium har sedan fällt ut på sprickytor och avger radon till brunnsvattnet nära det ställe där det nu tas ifrån.

Medelhalten är betydligt lägre i dricksvatten från grävda brunnar (43 Bq l^{-1} ; SSI, 1998), från små och stora grundvattenverk (ca 20 Bq l^{-1} ; Kulich m.fl., 1988), och från ytvattenverk ($< 2 \text{ Bq l}^{-1}$)(tabell 20). Befolkningsviktad medelhalt uppskattas till 38 Bq l^{-1} (Kulich m.fl., 1988).



Figur 42. Risk för förhöjda halter radon i grundvattnet. Områden har kategoriserats som områden med generellt hög risk (rött), sporadiskt hög risk (gul) och relativt låg risk (vitt).

Tabell 20. Halter av ^{222}Rn , ^{226}Ra och Uran i olika typer av dricksvatten

	^{222}Rn (Bq l ⁻¹)	^{226}Ra (Bq l ⁻¹)	Uran (µg l ⁻¹)
Ytvatten	< 2	0,002-0,007	0,001-0,8
Grundvattenverk			
Små (< 0,2 milj. m ³ /år)			
Medelvärde	23 ^a	0,01 ^a	
Median	20 ^a	0,004 ^a	
Stora (> 0,2 milj. m ³ /år)			
Medelvärde	17 ^a	0,009 ^a	(max 41 ^b)
Median	12 ^a	0,004 ^a	< 1,2 ^b
Grävda brunnar			
Medelvärde	43 ^c		
Median	19 ^c		
Normalt i Sverige	10-300 (3500)	0,0002-0,09	
Granitområden i Bohuslän	40-400		
Borrade brunnar			
Medelvärde	203 ^c	0,09 ^d	14,3 ^d
Median	86 ^c	0,01 ^d	4,0 ^d
Normalt urberg	70-500	0,001-0,25	
Uranrik granit	300-4000 (87000)	0,05-0,8 (7,5)	max 268 ^d

^aKulich m.fl., 1988, ^bFalk m.fl., 2004, ^cSSI, 1998, ^dSGU, 2004

Radium har analyserats samtidigt som radon i många av de vattenprover som diskuteras ovan. Liksom för radon så förekommer förhöjda halter av radium i dricksvattnet vanligast i områden med förhöjda uranhalter i berggrunden (figur 43, tabell 20).

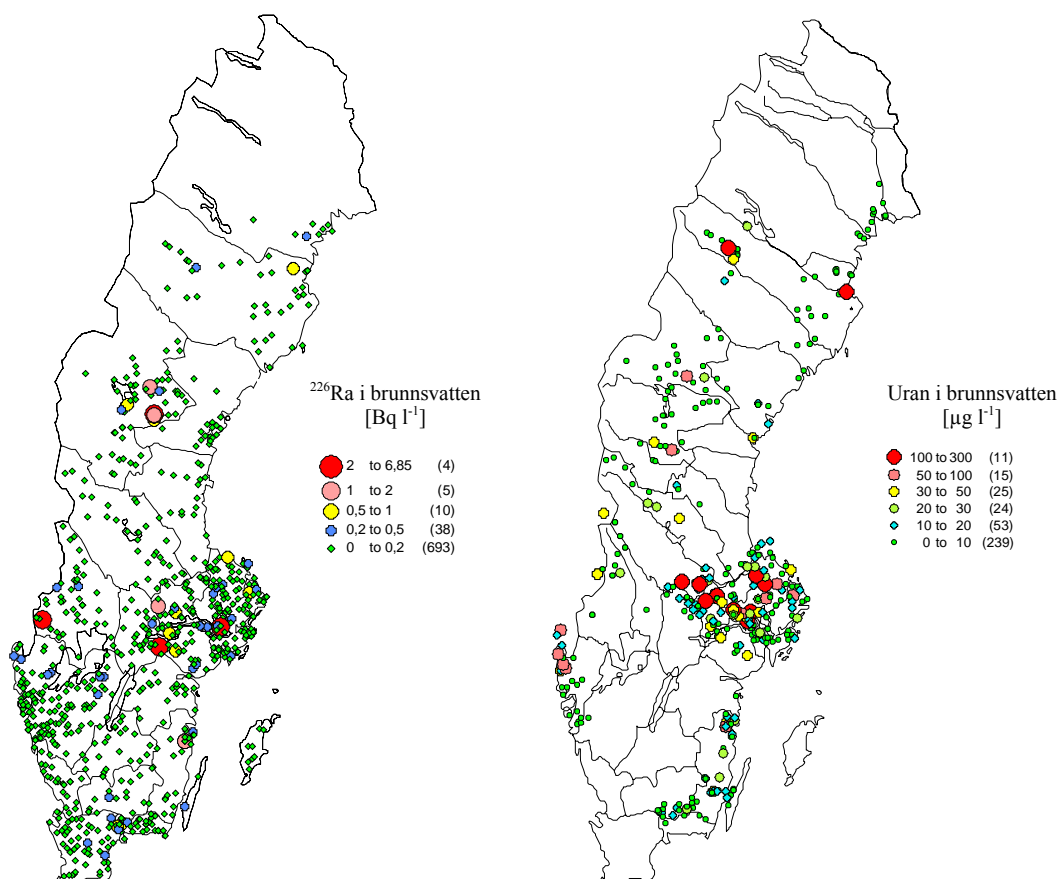
Uran i dricksvatten från 380 privata bergborrade brunnar undersöktes mellan 2001 och 2004 (Åkerblom m.fl., 2005). Urvalet av brunnar var till stor del koncentrerat till områden med uranrik berggrund (figur 43). I detta urval var medelhalten 14,3 µg l⁻¹, och halter på upp till 268 µg l⁻¹ uppmättes (tabell 20), vilket kan jämföras med riktvärdet på 15 µg l⁻¹. En analys av vatten från 256 kommunala vattenverk (Falk m.fl., 2004) visade att 214 vattenprover hade en uranhalt < 2 µg l⁻¹, 33 prover hade en uranhalt mellan 2 och 15 µg l⁻¹, och 9 prover hade en uranhalt som översteg 15 µg l⁻¹. Maxvärdet i denna undersökning var 41 µg l⁻¹.

Två andra naturligt förekommande radionuklider är ^{210}Pb och ^{210}Po . Halterna i dricksvatten från grundvatten har inte undersökts systematiskt i Sverige. Riktade undersökningar i Sverige och framför allt Finland visar dock att halterna kan vara betydande i brunnar borrade i uranrik berggrund. Arton brunnar i Vimmerbytrakten med förhöjda radonhalter hade ^{210}Pb -halter mellan < 7 och 430 mBq l⁻¹, och ^{210}Po -halter mellan < 4 och 150 mBq l⁻¹ (Snihs, 1970). I Finland rapporteras spridningen 0,2 till 21 000 mBq l⁻¹ för ^{210}Pb , och 0,2 till 7 600 mBq l⁻¹ för ^{210}Po i dricksvatten. Maxvärdena förekom i grundvatten från bergborrade privata brunnar (UNSCEAR 2000, Salonen 1994).

^{137}Cs och andra radionuklider producerade av människan

Efter Tjernobylolyckan uppmättes den högsta halten ^{137}Cs , 16 Bq l^{-1} , den första veckan i maj 1986 i dricksvatten från ytvattenverket i Stöde utanför Sundsvall. Halterna sjönk dock mycket snabbt och en vecka senare var halten 5 Bq l^{-1} . Halterna har sedan dess kontinuerligt följts i dricksvatten från Sandviken och Kramfors. De första åren sjönk halterna snabbt med en effektiv halveringstid på 1-1,5 år. De senaste åren syns däremot ingen entydig minskning alls (figur 44).

Halterna i dricksvatten från de ytvattenverk som sedan 2001 ingår i miljöövervakningen är i dagsläget ca $0,2 \text{ Bq l}^{-1}$ i Sandviken som har de högsta halterna, $< 0,05 \text{ Bq l}^{-1}$ i Kramfors samt $< 0,01$ i övriga delar av Sverige (tabell 21).



Figur 43. Halten av ^{226}Ra i prover från 752 privata borrhade brunnar (Kulich m.fl. 1988; Åkerblom m.fl., 2005), respektive uran i prover från 367 privata borrhade brunnar (Åkerblom m.fl., 2005).

Tabell 21. Halter av ^{137}Cs och ^{90}Sr i dricksvatten från samtliga ytvattenverk i provtagningsprogrammet år 2004 och 2001.

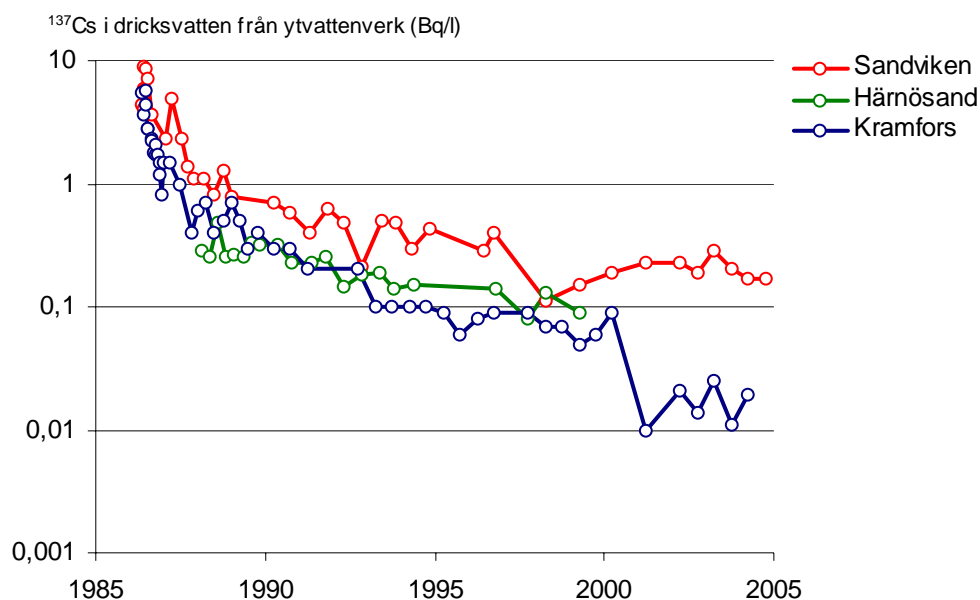
Ytvattentäkt	^{137}Cs -halt(Bq l^{-1})			^{90}Sr -halt(Bq l^{-1})		
	Vår 2001	Vår 2004	Höst 2004	Vår 2001	Vår 2004	Höst 2004
Göta älv/Göteborg	< 0,004	< 0,004	< 0,06 ^a	0,007	0,007	< 0,05
Storsjön/Östersund	0,006	0,0053	< 0,0042	0,005	-	0,004
Öjaren/Sandviken	0,23	0,17	0,17 ^a	0,009	0,009	< 0,05
Mälaren/Botkyrka	0,006	0,0014	0,0024	0,007	0,006	0,006
Östby/Kramfors	0,01	0,019	0,050 ^a	< 0,005	0,006	< 0,05
Lule älv/Luleå	< 0,002	< 0,003	< 0,05 ^a	0,005	-	< 0,05

^aVid analysen hösten 2004 användes en metod med högre mätgräns än vid tidigare analyser

Även ^{90}Sr mäts i dricksvatten sedan år 2001. Eftersom det mesta av strontiumet kommer från provsprängningarna snarare än Tjernobylyckan så är skillnaderna relativt små mellan olika platser i landet. Halterna är i dagsläget 0,005 – 0,01 Bq l^{-1} (tabell 21).

Mätningar i dricksvatten sedan år 2001 görs också för ^3H . Halten är omkring 1 Bq l^{-1} i samtliga prover vilket är i nivå med den naturliga halt som kan förväntas till följd av att ^3H bildas i atmosfären som ett resultat av den kosmiska strålningen

Under maj och juni 1986 kunde ^{131}I detekteras i dricksvatten från Öjaren i Sandviken. Den korta fysikaliska halveringstiden innebar dock att halten snabbt minskade från 60 Bq l^{-1} i mitten av maj till 2 Bq l^{-1} i mitten av juni (Mjönes och Giertz, 1990).



Figur 44. Halten av ^{137}Cs i dricksvatten från Östby vattenverk i Kramfors, Öjaren i Sandviken och vattenverket Videt 1 i Härnösand.

Mjök

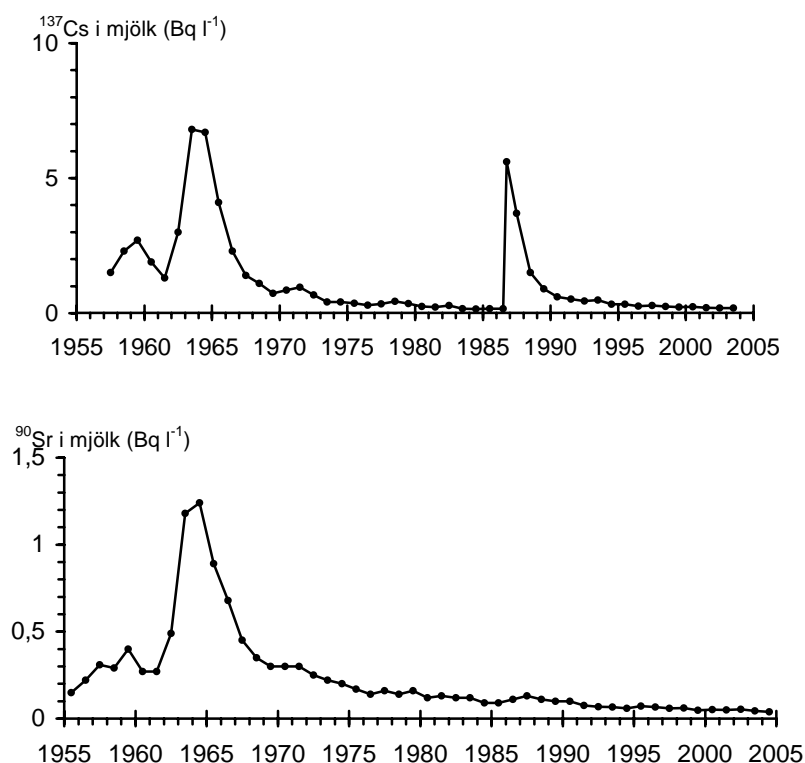
^{137}Cs och ^{90}Sr i mejerimjök

Dagens halter i mejerimjök är obetydliga och i stadigt nedåtgående. Den stigande halten av cesium och strontium som uppmättes i mjök på 1950-talet (figur 45) var en följd av de provsprängningar i större skala som utfördes då. Fram till Tjernobylolyckan följer halterna intensiteten i provsprängningar. Utsläppet från Tjernobyl 1986 innehöll mycket mindre ^{90}Sr i förhållande till ^{137}Cs jämfört med provsprängningarna (figur 45).

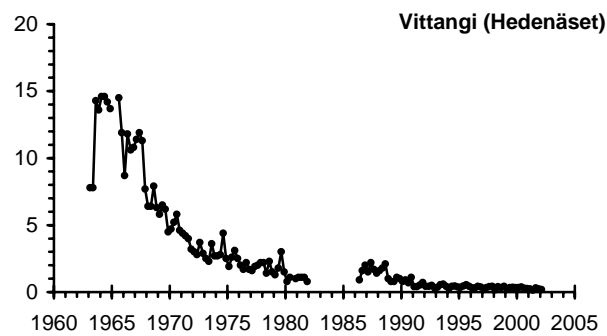
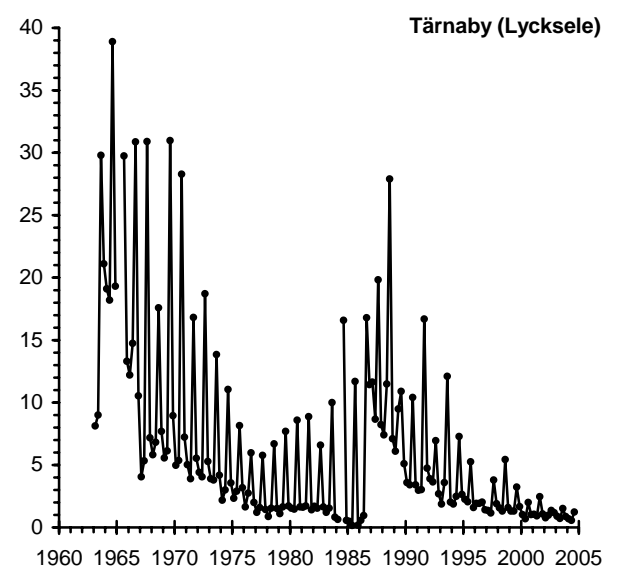
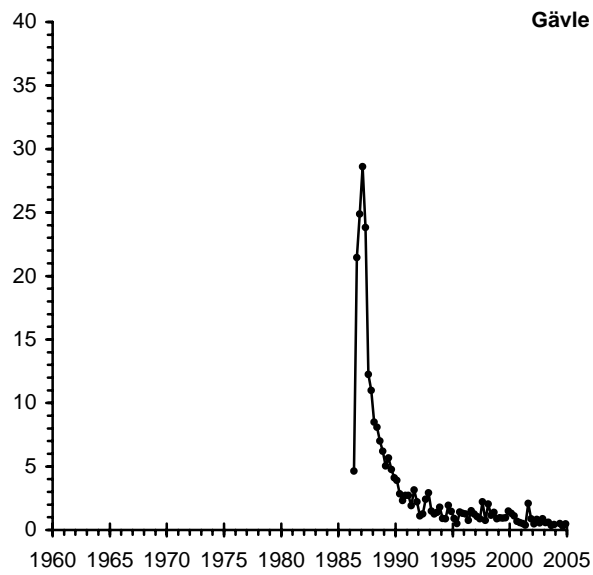
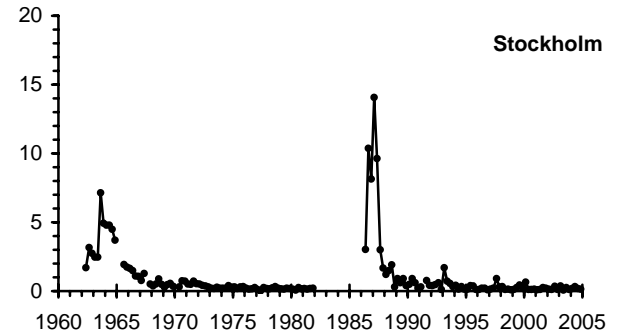
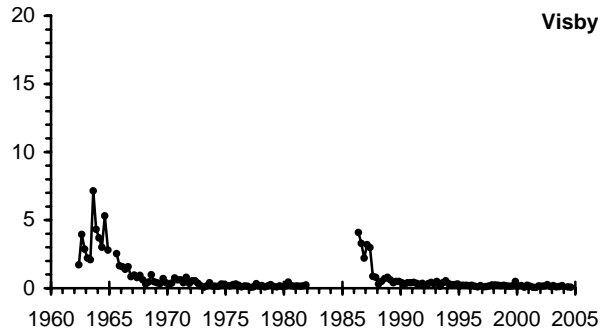
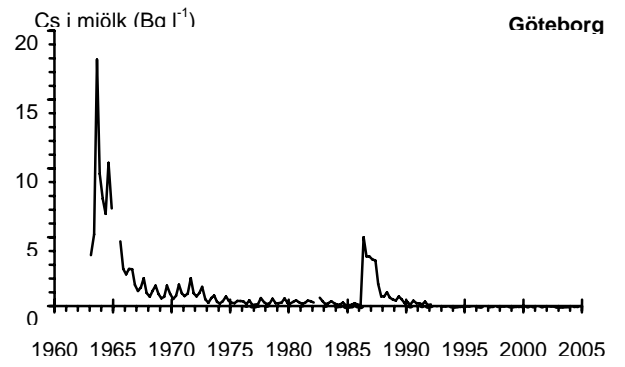
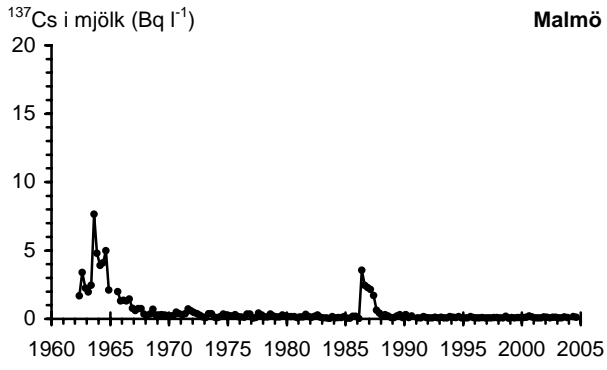
Regionala skillnader och årstidsvariation

Skillnaderna i halten av cesium och strontium i mjök mellan olika regioner är beroende dels av variationen i depositions mängd och när den kom under växtsäsongen, dels faktorer som till exempel plöjning, foderväxternas förmåga att ta upp radionuklider, vilket foder korna äter samt, särskilt för cesiumet, jordart och markens kaliumstatus.

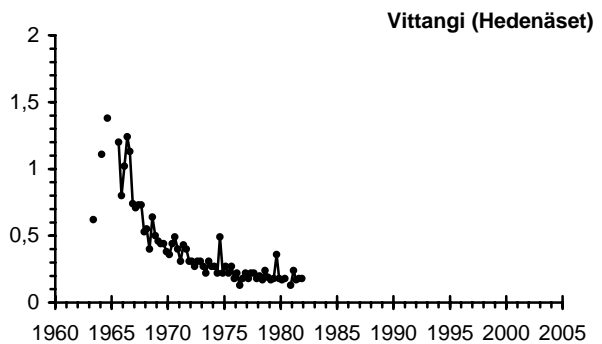
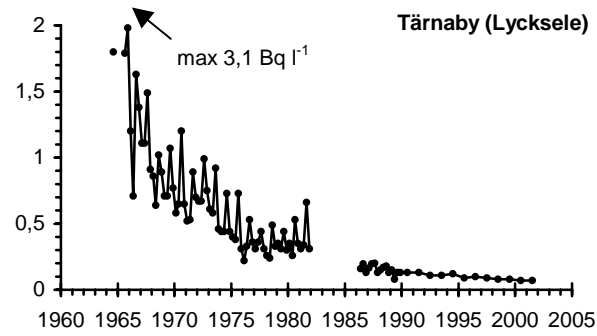
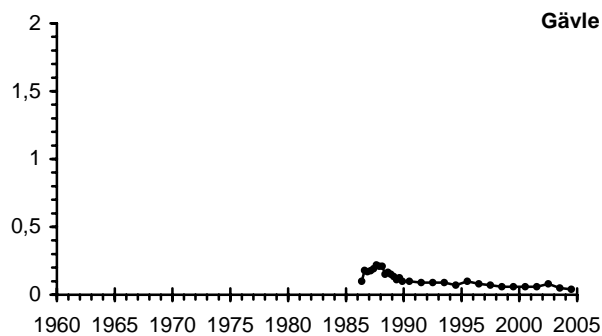
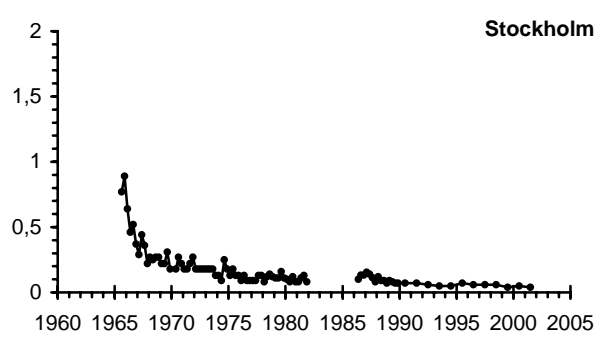
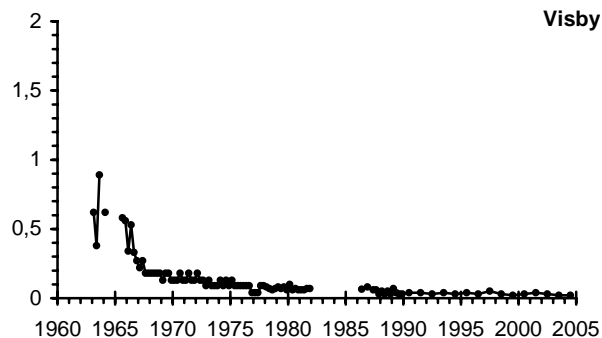
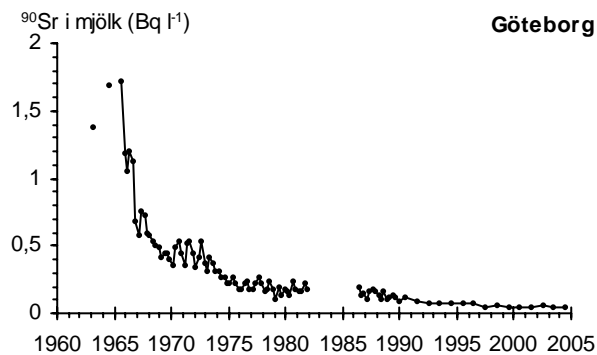
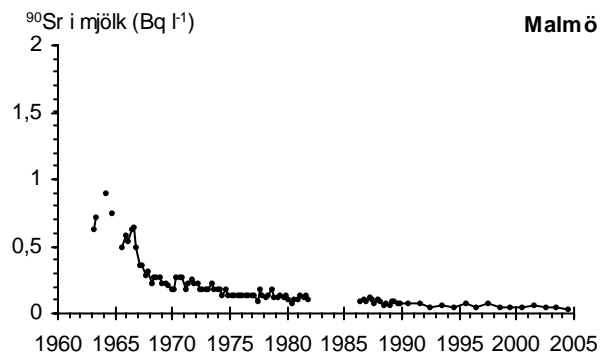
Den högsta nederbörden och därmed den högsta ackumulerade depositionen efter bombproven finns i Västsverige och i delar av fjällkedjan (figur 8), vilket avspeglar sig i högre halter i till exempel Göteborg och Tärnaby/Lycksele (figur 46 och 47). De relativt höga halterna i Vittangi kan till viss del bero på stor andel lätta jordar och torvjordar, där ^{137}Cs förblir mer tillgängligt än på lerjordar där det kan fixeras till lermineral. Efter det ännu mer geografiskt varierande nedfallet från Tjernobylolyckan syns de högsta halterna i mjök från Gävle, Tärnaby/Lycksele och Stockholm (figur 46 och 47) vars upptagningsområden drabbades hårdare än de andra.



Figur 45. Halten av ^{137}Cs respektive ^{90}Sr i mjök, årliga viktade landsmedelvärden. Toppen 1986 refererar till medelvärdet under de två sista kvartalen (efter Tjernobylolyckan) istället för till helårsmedelvärdet.



Figur 46. Kvartalsmedelvärden för ^{137}Cs i mjölk från olika mejerier i Sverige.



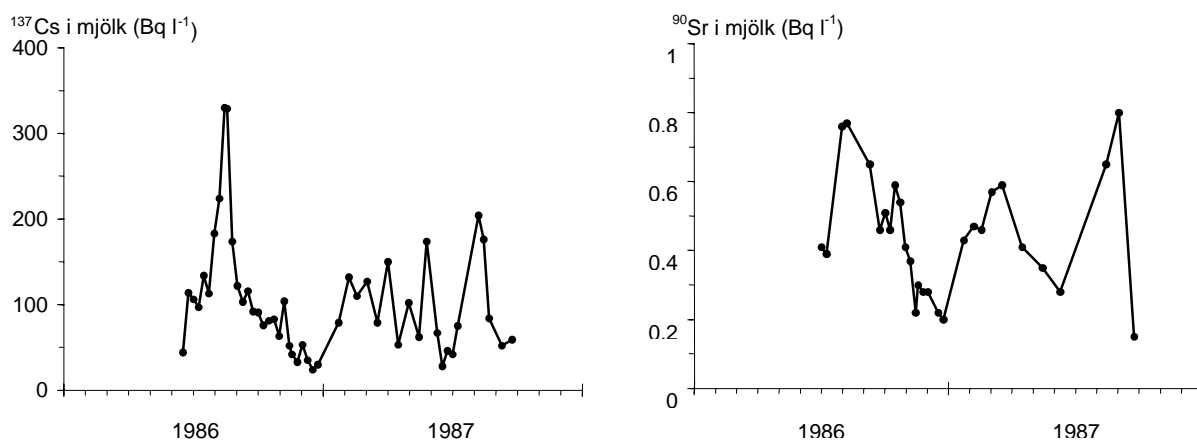
Figur 47. Kvartalsmedelvärden för ⁹⁰Sr i mjölk från olika mejerier i Sverige.

Många mejerier uppvisar en årstidsvariation i cesiumhalten, med en topp under tredje kvartalet (figur 46). Det förklaras med varierande foderintag under året. Korna går ute på somrarna och äter mer grovfoder från naturbete och eventuellt svamp jämfört med resten av året, då de är installerade. Gräs från naturbete och svamp innehåller högre cesiumhalter än fodersäd och grovfoder från vallar. De största årstidsvariationerna finns i Tärnaby, mindre uttalat finns de i Göteborg och Vittangi. Att variationerna blivit mindre med tiden kan bero på att de ursprungliga mejerierna är nedlagda och upptagsområdena blivit mycket större samt att fodersammansättningen är annorlunda nu, med mindre naturbete och mer bete på vallar som gödslas och plöjs. Mejerierna uppvisar även en årstidsvariation i strontiumhalten, men den är inte lika regelbunden som för cesium och inte alls lika stor relativt sett. Den största årstidsvariationen för ^{90}Sr -halten finns i mjölk från Tärnaby med i medeltal 1,6 gångers skillnad mellan högsta och lägsta kvartal för ^{90}Sr jämfört med 4,4 gånger för ^{137}Cs .

Mätningar i mjölk från enskilda gårdar

Eftersom varje mejeri har ett stort upptagningsområde erhålls en översiktlig bild av föroreningsnivåer i olika delar av Sverige. En mer detaljerad bild kan fås genom mätningar av mjölk från enskilda gårdar, vilket också gjordes under en kortare period efter Tjernobylyckan. Mjölksprov från vissa försöksgårdar togs då regelbundet och både ^{137}Cs och ^{90}Sr -halten mättes.

Ett exempel på SSI:s mätningar från försöksgårdar i de mest nedfallsdrabbade områdena efter Tjernobylyckan ges i figur 48. Den gård som hade de högsta halterna låg i Trödje, norr om Gävle. Halterna är betydligt högre än i mejerimjölk och halterna varierar mycket kraftigt under 1987. Den stora variationen på gårdsnivå förklaras av stora lokala variationer i deposition och markförhållanden. Detta leder till stora skillnader i cesiumhalt i skördat grovfoder och betesgräs beroende på ursprung.



Figur 48. ^{137}Cs respektive ^{90}Sr i mjölk från en gård i Trödje, Gävleborgs län, i samband med Tjernobylyckan.

Tabell 22. Effektiva halveringstider för ^{137}Cs och ^{90}Sr i mjölk beräknade som en linjär regression utifrån logaritmerade årsmedelvärden för ^{137}Cs och ^{90}Sr . Både en initial (T_{init}) och en långsiktig ($T_{\text{lång}}$) halveringstid har beräknats. T_{init} omfattar år 1964 till 1967 (atmosfäriska kärnvapenprov-sprängningar) respektive 1987-1989 (Tjernobyli). $T_{\text{lång}}$ omfattar 1970-1985 respektive 1992-2004 (jmf figur 49).

	^{137}Cs				^{90}Sr			
	Bombproven		Tjernobylyolyckan		Bombproven		Tjernobylyolyckan	
	T_{init} (år)	$T_{\text{lång}}$ (år)	T_{init} (år)	$T_{\text{lång}}$ (år)	T_{init} (år)	$T_{\text{lång}}$ (år)	T_{init} (år)	$T_{\text{lång}}$ (år)
<i>Landsmedelvärde</i>	1,3	6,4	1,0	8,4	2,1	9,1	5,3	16,4
Malmö	1,2	8,2	0,7	-	2,6	10,5	7,4	21,4
Göteborg	1,2	6,1	0,9	24,7	2,2	6,8	4,7	12,7
Visby	1,4	6,7	1,0	7,4	1,9	8,8	8,5	18,5
Stockholm	1,3	6,2	0,6	13,6	1,5	8,9	3,1	8,1
Gävle			1,0	7,1			2,6	13,2
Tärnaby, Lycksele	3,0	10,8	-	4,9	3,9	8,8	4,0	11,8
Vittangi, Hedenäset	6,1	5,3	2,3	11,2	3,8	9,4		

- indikerar att ingen signifikant linjär regression kunde erhållas

Effektiva halveringstider för ^{137}Cs och ^{90}Sr i mejerimjölk

Effektiva halveringstider för ^{137}Cs och ^{90}Sr när det gäller landsmedelvärdet samt halter från enskilda mejerier redovisas i tabell 22. De effektiva halveringstiderna är beräknade som enkelexponentiella funktioner (faktaruta 4.1) för olika tidsperioder, dels initialt efter tillförseln (1964-1967, respektive 1987-1989), dels en tid efter tillförseln (1970-1985, respektive 1992-2004), se figur 49.

Den snabba nedgången av aktiviteten i mjölken efter 1963 och 1986 beror på att de yt-kontaminerade växtdelarna försvinner ur fodret/näringskedjan vilket ger en snabb initial halveringstid, medan den långsiktiga halveringstiden är beroende av rotupptag och jordartens förmåga att binda radionukliderna (SJV m.fl., 2002). Vidtagna motåtgärder påverkar också förloppen. De effektiva halveringstiderna är längre för ^{90}Sr än för ^{137}Cs . Den snabbt minskande tillgängligheten för ^{137}Cs förklaras med att ^{137}Cs kan bindas specifikt till ler-mineral. ^{90}Sr däremot binds ospecifikt till markens katjonbytesplatser och är därmed fortsatt tillgängligt för växterna.

Den initiala halveringstiden för landsmedelvärdet för ^{137}Cs är något längre efter bombproven än efter Tjernobylyolyckan, vilket beror på att efter provstoppsavtalet 1963 fortsatte nedfallet under några år, medan Tjernobylnedfallet bara varade under några veckor. Den långsiktiga halveringstiden för ^{137}Cs är däremot något längre efter Tjernobylyolyckan än efter bombproven. Skillnaden är inte stor och kan bero på att cesiumet efter olyckan består dels av cesium från olyckan, dels av gammalt cesium från bombsprängningarna vilket med åren har fått en längre effektiv halveringstid.

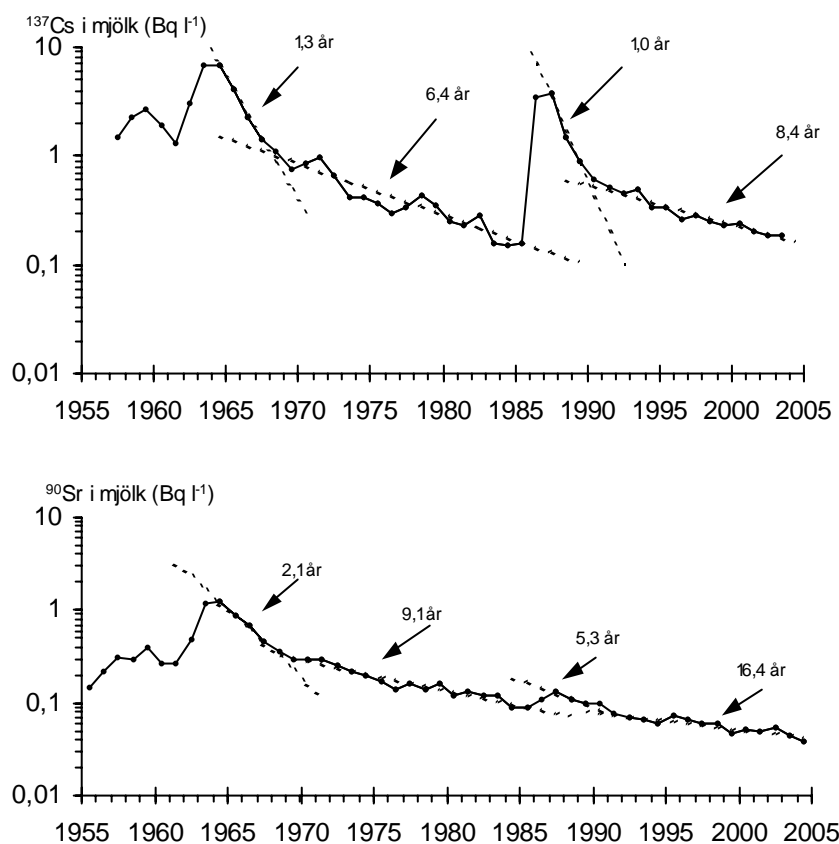
För ^{90}Sr gäller att den initiala halveringstiden efter Tjernobylyolyckan istället är längre än efter bombproven. Detta förklaras av att tillskottet av strontium från Tjernobyli var litet. Därför påverkade strontiumet från bombproven starkt även den initiala halveringstiden efter Tjernobylyolyckan. Även för ^{90}Sr är den långsiktiga effektiva halveringstiden efter Tjernobylyolyckan längre än efter bombproven.

De två nordligaste mejerierna sticker ut med betydligt längre initiala halveringstider både efter bombproven och efter Tjernobylyolyckan.

Överföring av radionuklider från mark till mjölk

Det är vanskligt att, utifrån data på mejerimjölkens innehåll, beräkna en överföringsfaktor T_{agg} från markbeläggning av radionuklider till aktivitet i mjölken. Mejeriernas upptagningsområden har förändrats under de mer än 40-åriga tidsserierna och det är också svårt att tilldela områdena entydiga värden för markbeläggningen. Men även foderstater har förändrats över tiden och åtgärder som vidtogs efter Tjernobylyolyckan gör att beräknade värden för T_{agg} mer avspeglar de förutsättningar som gällde vid en specifik tidpunkt. Exempel på åtgärder var att några mejerier hade egna lägre gränsvärden än det officiella för vad de tog emot. En del bönder köpte in och utfodrade djuren med mindre kontaminerat hö och kontaminerat foder kunde kasseras. Det kunde också förekomma plöjning av vall och gödsling med handelsgödsel. Studier på gårdsnivå gör det något rimligare att beräkna T_{agg} från den lokala beläggningen till den lokala halten i mjölk.

Allmänt kan sägas att överföringsfaktorn från nedfall till mjölk var högre för bombnedfallet än för Tjernobylnedfallet. Det beror främst på att nedfallet efter bombproven kom på växande gröda, under flera år i rad, medan Tjernobylnedfallet kom före växtsäsongen under mycket kort tid (AMAP, 2004; SJV m.fl., 2002). En bidragande orsak till denna skillnad är också som nämnts ovan att fler aktiva åtgärder och rekommendationer utfärdades efter Tjernobylyolyckan. Den totala överföringsfaktorn från markbeläggning till människa var till exempel en tredjedel till hälften så stor efter Tjernobylyolyckan jämfört med efter bombsprängningarna (Räaf m.fl., 2006b).



Figur 49. Effektiva halveringstider för ^{137}Cs (överst) respektive ^{90}Sr (nederst) för landsmedelvärdet för mejerimjölk. Halveringstiderna är beräknade dels initialt efter tillförseln (1964-1967, respektive 1987-1989), dels en tid efter tillförseln (1970-1985, respektive 1992-2004).

Andra radionuklider i mejerimjolk

^{131}I som också spreds från provsprängningar har bara 8,1 dygns halveringstid, vilket betyder att några veckor efter tillförseln hade aktiviteten till stor del redan klingat av. Under september-oktober 1962 kunde ^{131}I från sprängningar i Novaja Zemlja uppmätas i mjölk från hela landet och den högsta halten i mejerimjolk var 15 Bq l^{-1} . Enstaka gårdar i Norrbotten hade halter upp till 75 Bq l^{-1} (Suomela och Melin, 1992). Efter Tjernobylyolyckan mättes de högsta halterna på Gotland april-maj 1986. De högsta mätta halterna var 600 Bq l^{-1} från enskilda gårdar och 200 Bq l^{-1} i mejerimjolk. Halten i mejerimjolk från Uppsala och Gävle uppgick till högst 60 Bq l^{-1} (Suomela och Melin, 1992).

Blandad kost

^{137}Cs

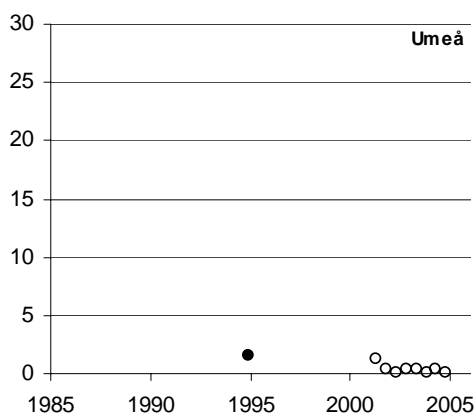
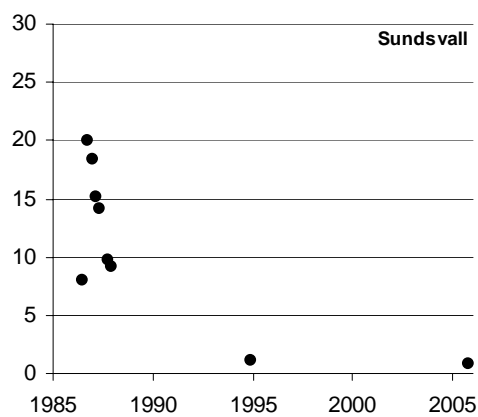
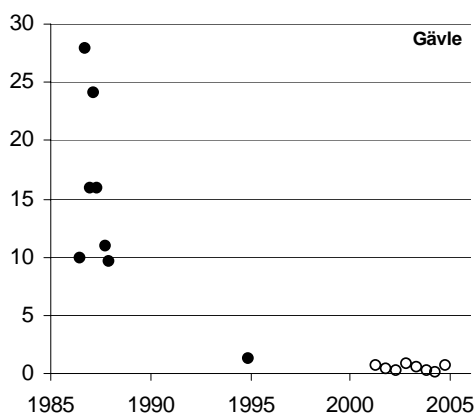
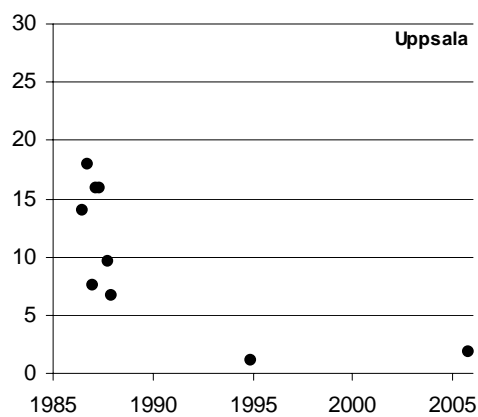
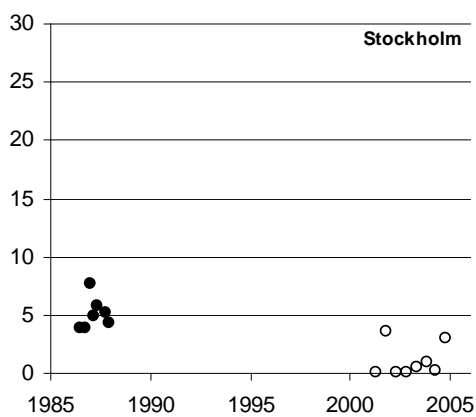
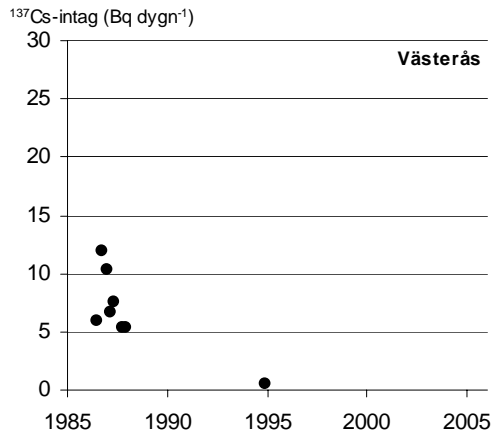
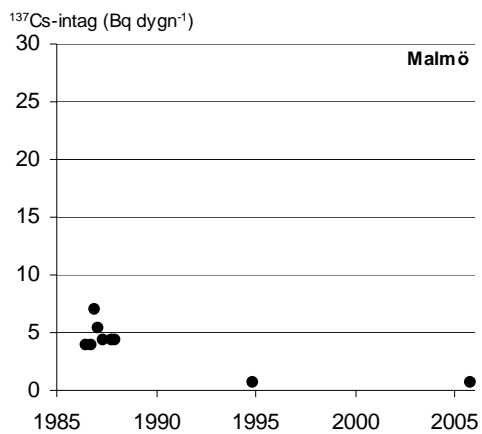
Efter Tjernobylyolyckan undersöktes ^{137}Cs i blandad kost genom matkorgsundersökningar där matkorgens innehåll baserades på Jordbruksverkets konsumtionsstatistik. I undersökningen 1986-1987 fanns relativt stora skillnader mellan olika städer (figur 50). Dygnsintaget av ^{137}Cs i maten visar ett samband med nedfallet efter Tjernobylyolyckan med lägre intag i Stockholm och Malmö ($\leq 8 \text{ Bq dygn}^{-1}$) och högre intag i Uppsala och Sundsvall ($\leq 20 \text{ Bq dygn}^{-1}$) och högst i Gävle ($< 30 \text{ Bq dygn}^{-1}$) (Ohlander m.fl., 1991). Den uppföljande undersökningen 1994 visar genomgående lägre intag med maten: Malmö $0,7 \text{ Bq dygn}^{-1}$, Sundsvall $1,1 \text{ Bq dygn}^{-1}$, Uppsala $1,2 \text{ Bq dygn}^{-1}$ och Gävle $1,3 \text{ Bq dygn}^{-1}$. Det befolkningsviktade medelvärdet var $0,75 \text{ Bq dygn}^{-1}$ och det högsta intaget, $2,2 \text{ Bq dygn}^{-1}$, fanns i Västerbottens inland (Möre m.fl., 1995). En mindre undersökning utförd 2005 i Malmö, Uppsala och Sundsvall visar liknande halter som 1994.

Sedan 2001 tas ett samlingsprov av måltider under ett slumpmässigt valt dygn två gånger per år från sjukhuskök i Stockholm, Gävle och Umeå. Eftersom endast ett specifikt dygns kost provtas blir resultatet mycket känsligt för vilka råvaror som används just det dygnet. Generellt sett har dock ^{137}Cs -intaget sjunkit ytterligare. Till exempel var medelintaget i Gävle $0,5 \text{ Bq dygn}^{-1}$ mellan 2001 till 2004. Enstaka prover visar högre värden. I Stockholm var vid två tillfällen dygnsintaget högre än 3 Bq dygn^{-1} . Vid det första tillfället fanns 97 procent av ^{137}Cs -aktiviteten i dygnsintaget i den fasta delen av födan och vid det andra fanns 80 procent i denna del. I det senare fallet kom troligen en betydande aktivitet från kokt fisk.

Även mätningar av ^{90}Sr ingår i kostundersökningen vid sjukhusköken. Medelintaget i landet av ^{90}Sr var $0,10 \text{ Bq dygn}^{-1}$ mellan år 2001 till 2004, med spridningsintervallet $0,07$ till $0,17 \text{ Bq dygn}^{-1}$ för enskilda prover och orter.

Utifrån dessa samlade mätningar uppskattades ^{137}Cs -innehållet i människor år 1994 till i genomsnitt $1,3 \text{ Bq kg}^{-1}$. Helkroppsmätningar år 1994 på ett representativt urval av människor i landet visade medelhalten $2,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ (se nedan). Skillnaden kan förklaras med att en betydande del av cesiumintaget kan förväntas ske via livsmedel som inte är inköpta i butik (svamp, fisk, vilt).

Matkorgsundersökningar är kostsamma och omständliga att genomföra. De avspeglar i grova drag hur kontaminationssituationen ser ut men de är känsliga för vilka livsmedel som fanns tillgängliga vid provtagningstillfället. Detta gäller i ännu högre grad för provtagning av kost under ett dygn. Det gör att intaget av ^{137}Cs bedöms bättre genom helkroppsmätningar av människor.



Figur 50. Dagligt intag av ¹³⁷Cs. Beräkningarna är gjorda utifrån ¹³⁷Cs-halter i representativa matkorgar inköpta i olika städer (fyllda cirklar) respektive total ¹³⁷Cs-mängd i ett dygns föda från enskilda siukhuskök (öppna cirklar).

För ^{90}Sr som i första hand kommer ifrån kärnvapensprängningarna är dock fördelningen mycket jämnare över landet än för ^{137}Cs och provtagning av kost under ett dygn ett rimligt bra sätt att bedöma intaget.

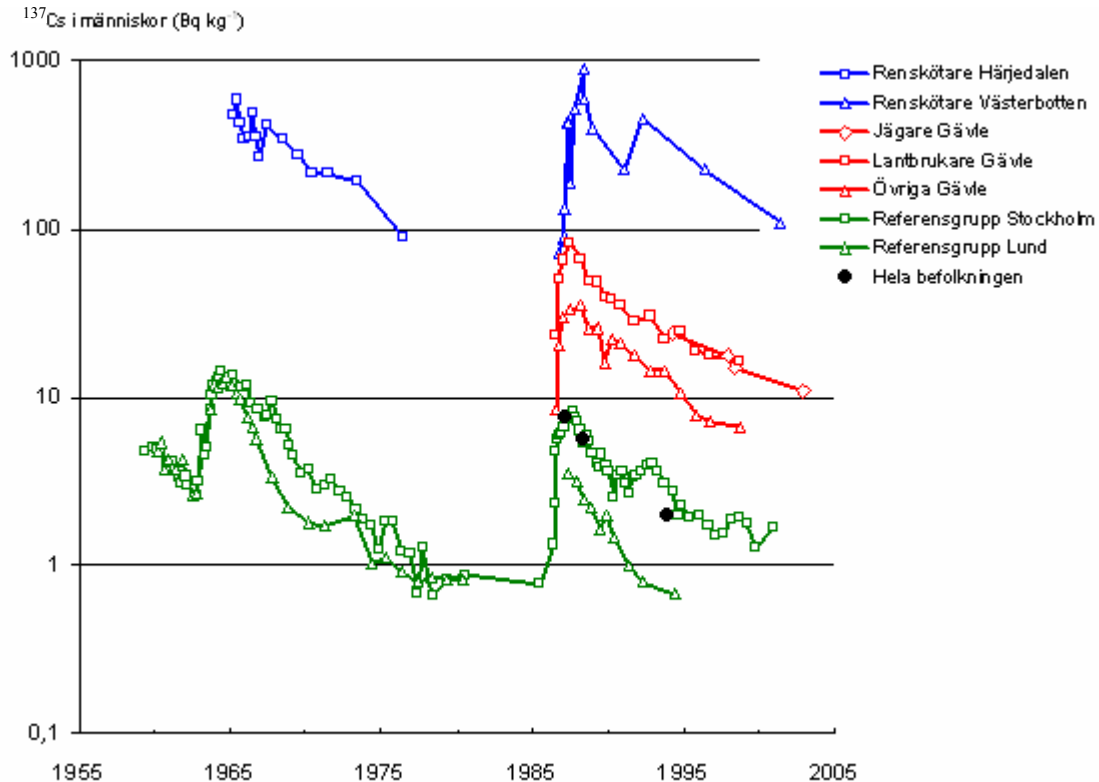
Radioaktiva ämnen i människor

^{137}Cs i kroppen

Helkroppsinnehållet av ^{137}Cs har följts i flera olika befolkningsgrupper i Sverige sedan 1960-talet (Rääf m.fl., 2006a, 2006b). Av studierna framgår att halterna har varierat kraftigt över tiden till följd av bombproverna och Tjernobylyckan samt att det finns stora variationer mellan olika befolkningsgrupper. En befolkningsgrupp, renskötande samer, utmärker sig genomgående med särskilt höga koncentrationer.

Som framgår av figur 51 nåddes de högsta halterna ^{137}Cs i kroppen från provsprängningarna i mitten av 1960-talet, vilket är 1-2 år efter att sprängningarna kulminerat. Detta gäller för alla de då studerade grupperna; renskötare i Härjedalen samt stadsbor i Lund respektive Stockholm. Halten är dock nästan en faktor hundra högre i renskötargruppen. Den stora skillnaden beror på ett högt intag av renkött, fisk, svamp och bär i denna grupp.

På samma sätt nåddes de högsta halterna för ^{137}Cs från Tjernobylyckan 1-2 år efter nedfallet. Halterna efter Tjernobylyckan var i samma storleksordning som efter provsprängningarna om man ser till referensgrupperna i storstäderna och de renskötande samerna i ett nedfallsdrabbat område (Västerbotten). Efter Tjernobylyckan studerades



Figur 51. Aktivitetskoncentration av ^{137}Cs i människor. Medelvärden i olika befolkningsgruppen (Data från Rääf m.fl., 2006a)

Tabell 23. Effektiv halveringstid för ^{137}Cs i människa (år). Exponentiell* kurvanpassning (T_{eff}) respektive dubbelexponentiell* kurvanpassning (T_{eff1} och T_{eff2})(data från Rääf m.fl., 2006a).

		Exponentiell		Dubbelexponentiell	
		T_{eff}	T_{eff1}	T_{eff2}	
Renskötare	1965-1976	4,8	0,28	6,3	
	1987-2001	1,4	-	-	
Jägare	1994-2002	5,6	-	-	
Lantbrukare	1987-1999	2,8	0,4	8,7	
Landsortsbor	1987-1999	4,0	0,66	6,2	
Stadsbor	1965-1985	2,4	1,3	6,2	
	1987-2002	2,9	1,2	23	

*se faktatruta 4.1

också flera befolkningsgrupper bosatta i Gävleområdet, vilket är det område som drabbades hårdast. Halterna är betydligt högre för alla dessa grupper jämfört med referensgruppen i Stockholm och landsmedelvärdet. Det är också stora skillnader mellan grupperna så att halterna är högre i jägar- och lantbrukargrupperna än i övriga landsortsbor. De högre halterna kan antas bero på att befolkningen i dessa grupper äter mat med ett större intag av lokala produkter från skogs- och sjöecosystem, såsom viltkött, fisk och svamp, där halterna kan vara höga. Också en större andel lokalt producerade jordbruksprodukter som mjölk, potatis m.m. i födan kan bidra till ett högre kroppsinnehåll av ^{137}Cs . Även om halterna inte är lika höga som i viltkött m.m. så äter man stora mängder av dessa baslivsmedel.

Den effektiva halveringstiden uppskattas till knappt tre år i stadsbefolkningen(Rääf m.fl., 2006a). I de övriga grupperna; renskötare, jägare, lantbrukare och landsortsbor i de drabbade områdena är motsvarande effektiva halveringstid tre till sex år, med undantag för renskötargruppen efter Tjernobyl, där halveringstiden är 1,4 år (tabell 23). En exponentiell minskning beskriver renskötargruppen och jägargruppen väl, men i de andra grupperna beskriver en dubbelexponentiell funktion tidsförloppet bättre (Rääf et al., 2006a) Typiska värden för den korta komponenten blir då i storleksordningen ett år, och för den långa komponenten fem till tio år (tabell 23). En förklaring till behovet av en dubbelexponentiell funktion kan vara den stora skillnaden i effektiv halveringstid för livsmedel från jordbruket jämfört med livsmedel från naturliga ekosystem. I populationer där cesiumintaget i början dominerades av cesium i jordbruksprodukter var minskningen snabb i början. Halterna i produkter från naturliga ekosystem minskar långsammare och efter en tid utgör cesiumintaget via dessa produkter en stor del av det totala cesiumintaget även i grupper med relativt låg konsumtion. Därmed blir halveringstiden i människor på sikt mer styrd av den längre halveringstiden i produkter från naturliga ekosystem.

Halterna är i de flesta fall skevt fördelade inom en befolkningsgrupp där ett fåtal individer har mycket högre halter än andra. Detta förklaras delvis med att det alltid finns individer som av olika anledningar bortser från eventuella råd som ges. Detta är tydligt efter Tjernobylolyckan när tydliga kostråd och fastställda försäljningsgränsvärden tillsammans med många mätningar av ren- och viltkött, fisk och svamp gjorde att halterna i människa generellt hölls nere. Vid beräkningar av transferfaktorer från mark till människa efter provsprängningarna respektive Tjernobylolyckan så visar det sig också att den totala överföringen till människor efter Tjernobylolyckan var en tredjedel till hälften jämfört med den efter provsprängningarna (Rääf m.fl., 2006b).

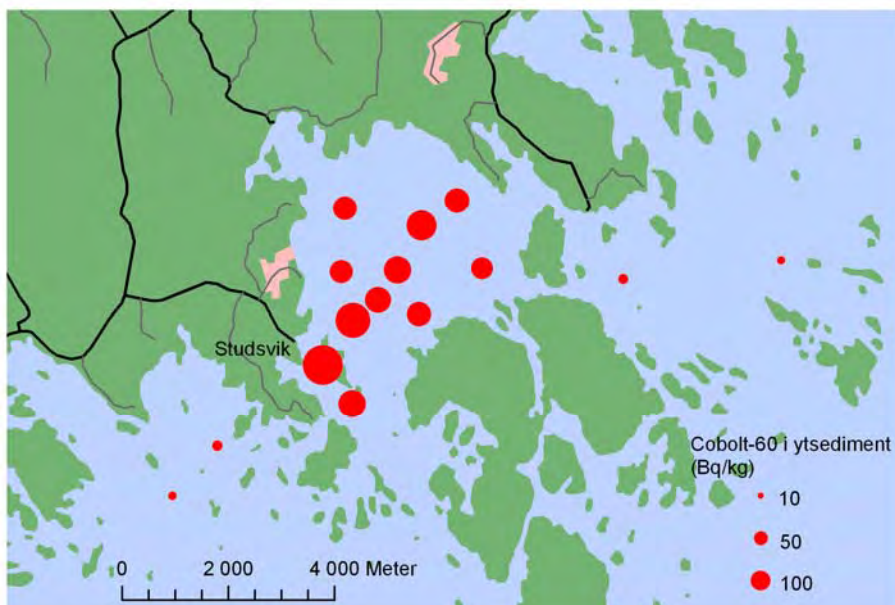
Tillstånd och trender kring kärntekniska anläggningar

En speciell del av miljöövervakningen är den omgivningskontroll som sker lokalt runt kärntekniska anläggningar, vilken omfattar prover från såväl vatten- som landmiljön kring anläggningarna. De prover som tas inom ramen för omgivningskontrollen analyseras med avseende på ett stort antal radionuklider som bildas i anläggningarna. De nuklider som detekteras med ursprung från de svenska anläggningarna är främst ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{110}mAg och ^{137}Cs , men även ^{51}Cr , ^{91}Y , ^{95}Nb , ^{125}Cb , ^{144}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{155}Eu , ^{153}Gd har förekommit på vissa platser under vissa tider (Wallberg och Moberg, 2000). Efter Tjernobylyoluckyan detekterades också ^{131}I som dock avklingade snabbt. När det gäller ^{137}Cs så är de atmosfäriska provsprängningarna och Tjernobylyoluckyan fortfarande det dominerande ursprunget i många prover.

Utsläppen till luft domineras av ädelgaser som inte deponeras på marken eller vegetationen. Miljöproverna från landekosystemen uppvisar därför sällan några detekterbara halter förutom ^{137}Cs , som till stor del kommer från de atmosfäriska provsprängningarna och från Tjernobylyoluckyan, och ^{60}Co som förekommer i många provslag men mer sporadiskt. De provslag som mest frekvent innehåller andra nuklider än dessa två är mossor och lav (Wallberg och Moberg).

Förhöjda halter av radionuklider i den akvatiska miljön syns tydligare. Halterna i sedimentens ytskikt och i blåstång av ^{60}Co , som är den mest frekventa radionukliden med ursprung från verken, avtar med avståndet från utsläppskällan. På så sätt kan utbredningen av det lokalpåverkade området uppskattas. Halterna ^{60}Co i det översta sedimentskiktet i områden längre bort från kärnkraftverken ligger för Östersjön normalt i intervallet 1-4 Bq kg⁻¹ för de data som har rapporterats till HELCOM (HELCOM, 2005). Närmast kraftverken kan halterna ^{60}Co i sedimenten vara betydligt högre (figur 52).

Den generella långsiktiga trend som ses i omgivningskontrollen är minskande utsläpp och parallellt minskande uppmätta halter i miljön (figur 53, Forsmark). I vissa fall är årsvaria-



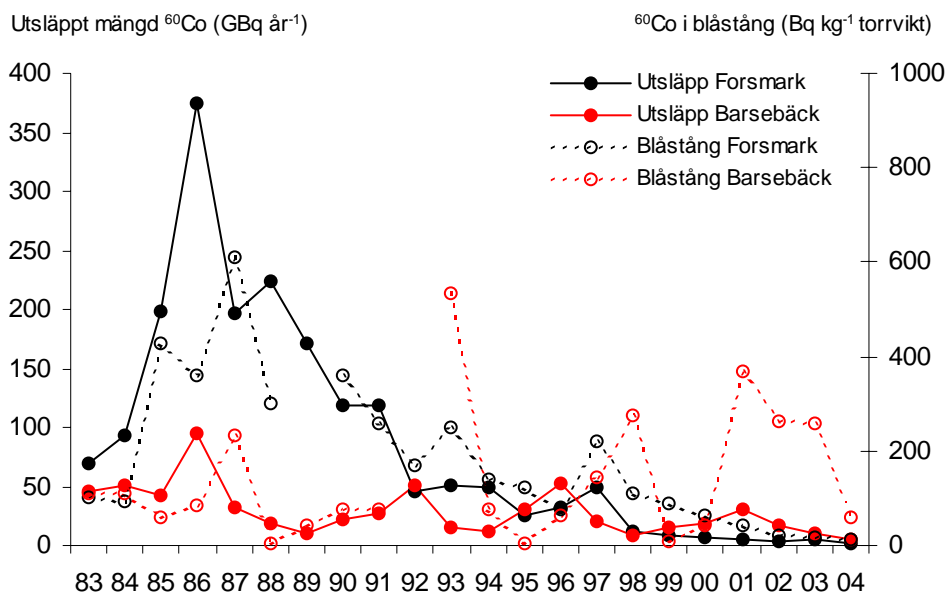
Figur 52. ^{60}Co i ytsediment utanför Studsvik. Medelvärde för provtagning inom intensivprogrammet 1994, 1998 och 2002 (Bq kg⁻¹ torrsvikt).

tionen stor och den långsiktiga trenden obefintlig (figur 53, Barsebäck). Detta beror till exempel på att det vissa år har förekommit högre utsläpp än normalt till följd av olika typer av driftstörningar, vilket också visar sig i de uppmätta halterna i miljön. Mer detaljerade resultat från omgivningskontrollen finns i utvärderingen av programmen (Wallberg och Moberg, 2000) samt i omgivningskontrollens årsrapporter (Lüning, 2005).

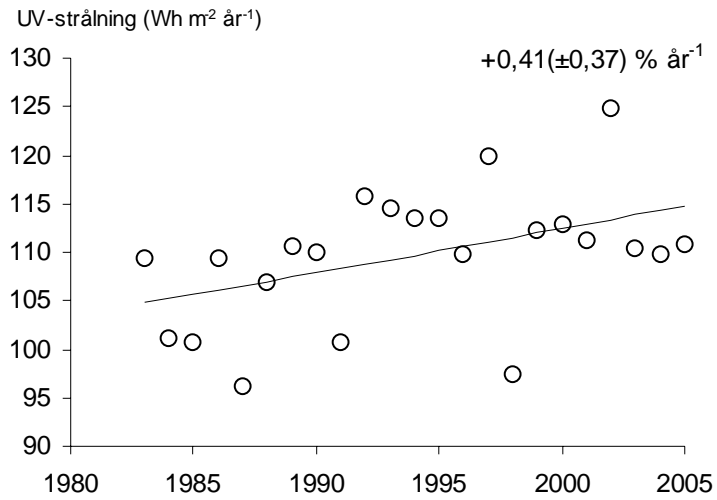
UV-strålning

UV-strålning har mätts vid SMHI i Norrköping sedan 1980-talet (Josefsson, 2006). Den årliga CIE-vägda UV-strålningen (se faktaruta 2.2) har ökat med 0,4 procent per år sedan mätningarna startade vilket innebär en total ökning under tidsperioden på ca 10 procent (figur 54). En del av ökningen kan tillskrivas ett minskande ozonskikt, men en viktigare faktor är att molnigheten har minskat under samma tidsperiod.

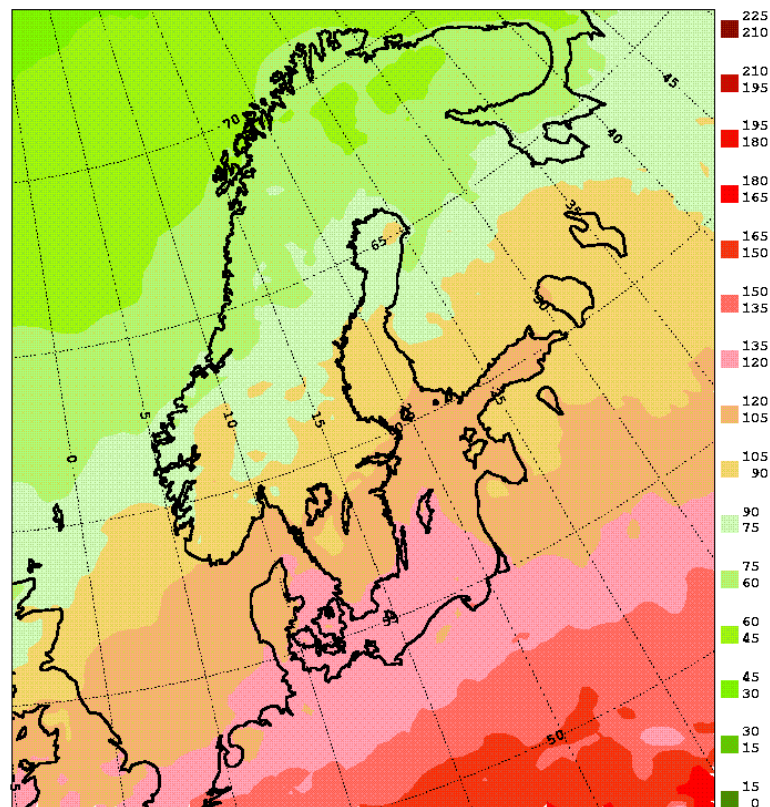
UV-strålningen över hela Sverige modelleras också vid SMHI med STRÅNG-modellen, vilken ger medelvärden för varje timme i rutor om 22*22 km (SMHI, 2006). Det finns en tydlig gradient i Sverige från norr till söder (figur 55) och den totala UV-strålningen under ett år är ca 50 procent högre i Skåne jämfört med norra Sverige. För en given latitud är stråldosen högre över Östersjön och Gotland där molnigheten är lägre än över fastlandet.



Figur 53. Utsläppta mängder och halter i blåstång av ⁶⁰Co utanför Forsmark (station 104), och Barsebäck (station 7).



Figur 54. Årlig CIE-vägd UV-strålning i Norrköping 1983-2005.



Figur 55. CIE-vägd UV-strålning i norra Europa år 2005 (Wh m⁻² år⁻¹). Årsumman av värden för enskilda timmar i rutor om 22*22 km modellerad med STRÅNG-modellen (SMHI, 2006).

Elektromagnetiska fält

Det finns relativt få mätningar gjorda i Sverige som syftar till att kartlägga elektromagnetiska fält i miljön. Ofta görs mätningar av elektromagnetiska fält snarare som en kontroll av att specifika apparater, ledningar, sändare etc. inte ger upphov till för starka fält i dess omedelbara närhet.

Statiska fält

Det naturligt förekommande statiska jordmagnetiska fältet har en styrka på ca 50 μT . Statiska fält som är avsevärt mycket större än de jordmagnetiska är ovanliga, men förekommer inom likströmsintensiv industri, till exempel aluminiumsmältverk, och i samband med användning av magnetkameror inom sjukvården då den magnetiska flödestätheten kan uppgå till $>1\text{ T}$.

Lågfrekventa fält

Den genomsnittliga exponeringen i bostäder ligger på cirka 0,1 μT i städer och på cirka hälften av detta på landsbygden.

Direkt under en högspänningsledning på 400 kV kan den elektriska fältstyrkan uppgå till cirka 6 kV m^{-1} och magnetiska flödestätheten till 5–30 μT . Magnetfältet avtar snabbt med avståndet från kraftledningen. Normala byggnadsmaterial har mycket liten skärmverkan för magnetiska fält, varför hus som ligger nära stora kraftledningar har förhöjda fält inomhus. Hus som ligger 10–30 m från en sådan kraftledning har därför magnetfält med styrkan 1–10 μT orsakade av ledningen. De elektriska fälten från kraftledningarna skärmas effektivt av väggar i byggnader varför man normalt inte får något elektriskt fält inomhus av yttre ledningar. Även transformatorstationer ger upphov till elektriska och magnetiska fält. Detta kan ge förhöjda magnetfält i byggnader om transformatorstationen ligger inne i byggnaden.

Elektrifierade järnvägar och spårvägar ger också upphov till elektriska och magnetiska fält. Elsystemet i det svenska järnvägsnätet arbetar med 16 kV spänning med frekvensen 16,7 Hz. Direkt under en järnvägsledning kan den elektriska fältstyrkan uppgå till cirka 3 kV m^{-1} och magnetiska flödestätheten till 1–5 μT (Banverket, 2002). Liksom för kraftledningar dämpas de elektriska fälten från järnvägarna av väggarna i byggnader, medan magnetfälten däremot till stor del tränger in i byggnader. Fälten från järnvägarnas elsystem varierar med trafiken och är i allmänhet störst när ett tåg passerar. Även inne i vagnar och lok uppstår elektriska och magnetiska fält som kan uppgå till några tiotal μT . Magnetfältet varierar med tiden och är störst när tåget accelererar.

På nära håll kan vanliga elektriska apparater ge ett magnetfält på flera tiotal μT . Teveapparater kan avge någon μT på nära håll medan värdena på normalt betraktningssavstånd är låga. Moderna bildskärmar har också låga magnetfält, normalt under 0,2 μT . Vanliga elspisar ger fält med frekvensen 50 Hz med en typisk styrka på några μT alldeles framför spisen, medan magnetfältsnivåer på upp till 6 μT med frekvenser mellan 20 och 400 kHz kan uppträda på ett avstånd av 10 cm från en induktionshäll. Sådana fältstyrkor är av samma storleksordning som referensvärdet vid dessa frekvenser i SSI:s allmänna råd (SSI, 2002).

Tabell 24. Uteffekten hos några olika typer av sändare som sänder med radiofrekventa fält.

Typ av sändare	Sändarens uteffekt (watt)
Trådlös datormus	0,001
Trådlös telefon	0,010
Trådlöst datornätverk	0,100
Mobiltelefon 3G	0,125
Mobiltelefon GSM	0,125-0,250
Basstation 3G	20
Basstation GSM	20
TV-sändare	40 000-1 000 000

Vissa stödlarmbågar i butiker använder lågfrekventa magnetfält. I omedelbar närhet till dessa uppmäts ibland nivåer på upp till några hundra μT vilket är över referensvärdena (se kapitel 5) för dessa frekvenser (Estenberg m.fl., 2006). Larmbågarna är dock CE-märkta vilket innebär att tillverkarna garanterar att de grundläggande begränsningarna (se kapitel 5) inte överstigs på 20 cm avstånd från larmbågen.

Radiofrekventa fält

Radiofrekventa fält sänds medvetet ut från någon typ av sändare och det är det radiofrekventa fältet i sig som har en funktion och inte bara är en bieffekt som ofta är fallet för lågfrekventa fält. Detta innebär att fältstyrkan måste vara högre än eventuella bakgrunds-fält för att funktionen ska bibehållas.

De sändare som har högst uteffekt är radio- och tevesändare som kan ha uteffekter på tiotusentals watt. Basstationer för mobiltelefoni har uteffekter på 5-20 watt per kanal. En mast för mobiltelefoni kan ha flera antenner, från olika operatörer, och varje operatör kan använda flera kanaler. Den sammanlagda uteffekten från en basstationsmast kan därför vara över 100 watt.

Mobiltelefoner och andra trådlösa tillämpningar har i allmänhet låga uteffekter. I tabell 24 ges exempel på uteffekter från några vanliga tillämpningar. Mindre basstationer som finns inomhus i gallerior, mässhallar och tunnlar har betydligt lägre sändarstyrka än de som anges i tabellen.

Resultater från radiofrekventa fält i miljön har bland annat mätts på ett antal platser i Ekerö och Solna kommuner (Trulsson, 2004). Effekttätheten varierade mellan $0,001 \text{ mW m}^{-2}$ och $1,3 \text{ mW m}^{-2}$ och dominerades i de flesta fall av fält från GSM900-sändare. Detta innebär att exponeringen på dessa platser var mindre än en tusendel av referensvärdet.

5. Doser till den svenska befolkningen

Sammanfattning

Den genomsnittliga totala stråldosen för joniserande strålning domineras av strålning från naturligt förekommande radionuklider i luft, mark, byggnadsmaterial och föda. I vissa fall kan den naturligt förekommande strålningen bli så hög att åtgärder kan motiveras, bland annat när det gäller radon i inomhusluften eller radionuklider i vatten från privata borrade brunnar.

Den strålning från mänskliga aktiviteter som ger det högsta dosbidraget är bestrålning under olika medicinska undersökningar. Doserna från andra verksamheter och från Tjernobylyckan är mycket låga.

Överexponering för UV-strålning utgör ett betydande folkhälsoproblem och beräknas till exempel orsaka ca 400 dödsfall per år till följd av malignt melanom. Exponeringen för UV-strålning är också till stor del beroende av människors vanor och beteende. Till exempel uppskattas 25 procent av exponeringen ske utomlands i samband med semesterresor.

När det gäller exponering för elektromagnetiska fält är den inte fullständigt känd. De mätningar som gjorts av radiofrekventa fält visar dock på nivåer en tusendel eller mindre av gällande referensvärden. För lågfrekventa fält är exponeringen i närheten av bland annat larmbågar och induktionshällar i samma storleksordning som referensvärdena, men de grundläggande begränsningarna överskrids inte. Det finns också vissa indikationer på att exponering från lågfrekventa fält i närheten av kraftledningar och tågledningar kan påverka förekomsten av barnleukemi.

Trender

Det ständigt pågående strålskyddsarbetet innebär att dosen från många viktiga källor kan förväntas minska snarare än öka. Det gäller till exempel interndos från radon i inomhusluften, externdos från naturligt förekommande nuklider i byggnadsmaterial och interndos från naturligt förekommande nuklider i dricksvatten. Även de redan låga doserna orsakade av kärnvapenprovsprängningarna, Tjernobylyckan och utsläpp från pågående verksamheter minskar.

Det finns dock några områden där utvecklingen är mer osäker. Den sammanlagda dosen från medicinsk diagnostik har ökat med 25 procent sedan 1995, och om användningen av doskrävande datortomografiundersökningar fortsätter att öka så kan detta dosbidrag komma att öka ytterligare.

UV-exponeringen är ett orosmoment. Det är möjligt att UV-strålningen ökar i Sverige beroende på minskad molnighet, men ännu viktigare är hur befolkningens beteende förändras. En stor del av UV-exponeringen sker till exempel i samband med utlandsresor, vilket innebär att ändrade resvanor kan ha stor inverkan på UV-exponeringen. Det kontinuerliga informationsarbete som pågår om hur man skyddar sig mot överdriven exponering kan förhoppningsvis ändå innebära att exponeringen och därmed antal hudcancerfall orsakade av UV-strålning på sikt minskar.

Elektromagnetiska fält används i många tillämpningar i samhället idag. Exponeringen för radiofrekventa fält kan öka för vissa frekvenser med ökad användning av olika typer av trådlös kommunikation, men exponeringen är långt under gällande referensvärden.

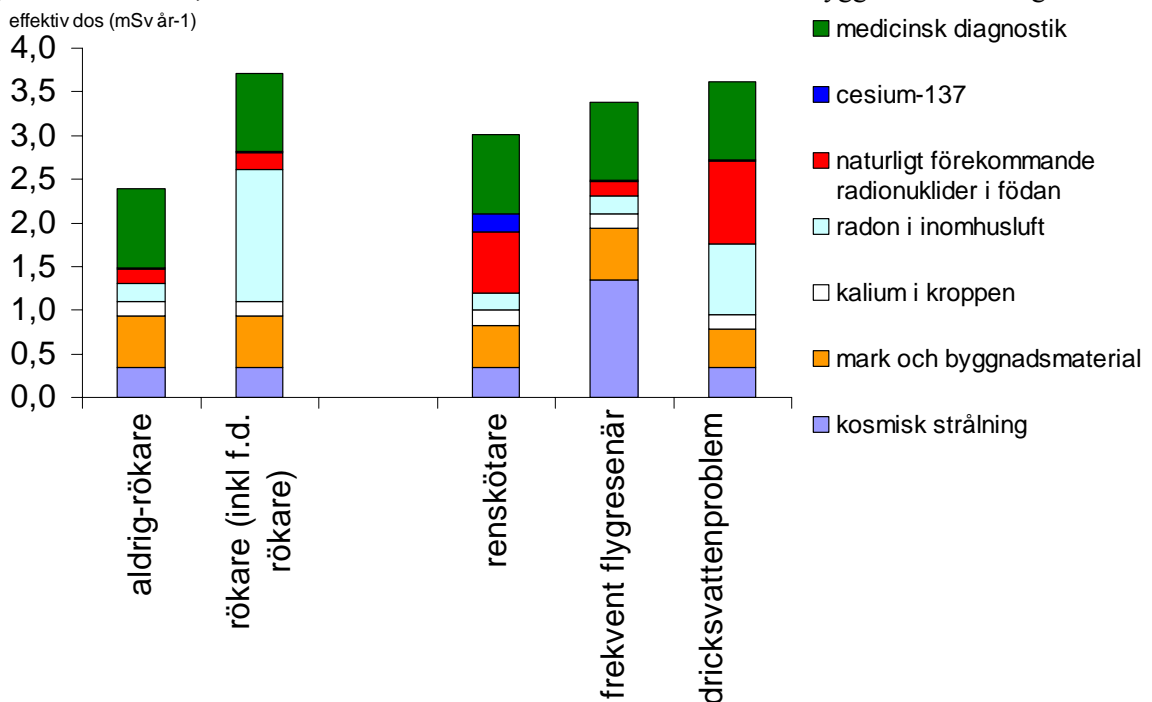
I de följande avsnitten redovisas uppskattningar av hur Sveriges befolkning exponeras för strålning från olika källor. För den joniserande strålningen anges den genomsnittliga effektiva årsdosen till befolkningen och till delar av befolkningen om det finns betydande skillnader mellan olika befolkningsgrupper, samt en uppskattning av hur mycket doserna kan variera mellan enskilda individer. För UV-strålning och elektromagnetiska fält finns inte samma dosbegrepp. Dessa avsnitt innehåller därför en redovisning av andra typer av exponeringsmått och dosbegrepp.

Sammanlagd dos joniserande strålning

Medeldos till aldrig-rökare

För den del av befolkningen som är aldrig-rökare uppskattas den genomsnittliga totala stråldosen till 2,4 mSv per år (figur 56). Den största delen av stråldosen (0,9 mSv år⁻¹) kommer från medicinska undersökningar och är mycket ojämnt fördelad mellan olika individer och mellan olika år för en enskild individ. De individer som inte genomgår någon undersökning får naturligtvis ingen dos alls, medan dosen för en enskild omfattande undersökning kan vara 10 mSv eller högre.

Av de stråldoser som var och en får i vardagslivet dominerar externdosen från naturligt förekommande radionuklider i mark och i byggnadsmaterial (0,6 mSv år⁻¹). Mest avgörande för dosen är ifall bostaden innehåller blåbetong. De allra flesta får en dos understigande 1 mSv år⁻¹, men i extremfall där i stort sett hela bostaden är byggd av blåbetong



Figur 56. Genomsnittlig effektiv årsdos till befolkningen uppdelad på aldrig-rökare och rökare (dagligrökare, f.d. dagligrökare, feströkare etc., se sid 102), samt exempel på doser till individer under speciella förutsättningar (se tabell 25).

Tabell 25. Antaganden för uppskattningarna av dosbidragen som visas i figur 56. Om inget annat anges så har befolkningsmedelvärdet från de följande avsnitten använts

	Aldrig-rökare	Rökare	Renskötare	Frekvent flyg- resenär	Enskilt vatten av tveksam kvalitet.
Kosmisk strålning				1 utomnordisk resa per vecka.	
Externdos från naturligt förekommande radionuklider			Typiskt värde för norra Sverige		Typiskt värde för småhus
interndos från kalium					
Interndos från radon i luft	Medel för aldrig-rökare	Medel för rökare	Medel för aldrig-rökare	Medel för aldrig-rökare	300Bq m ⁻³ extra ²²² Rn i luft pga. höga radonhalter i vattnet. Riskökning som för aldrig-rökare.
Interndos från övriga naturligt förekommande radionuklider		²¹⁰ Po i tobaksrök, 20 cigaretter per dag.	²¹⁰ Po i renkött, 100 g renkött per dag med 13Bq kg ⁻¹		²²² Rn: 2000 Bq l ⁻¹ ²²⁸ Ra: 0,3 Bq l ⁻¹ ²²⁶ Ra: 0,5 Bq l ⁻¹ ²¹⁰ Po: 0,3 Bq l ⁻¹ ²¹⁰ Pb: 0,5 Bq l ⁻¹
Intern- och externdos från ¹³⁷ Cs			Externdos: medelvärde för västerbottnen, interndos: typiskt värde för befolkningsgruppen		
Medicinsk diagnostik					

kan dosen bli så hög som 10 mSv år⁻¹. En relativt sett stor dos som är ganska lika för alla individer i Sverige är den från kosmisk strålning (0,3 mSv år⁻¹) och från radioaktivt kalium i kroppen (0,2 mSv år⁻¹) vilken är en naturligt förekommande radionuklid som finns överallt där vanligt stabilt kalium finns. Andra naturligt förekommande radionuklider ger även de tillsammans en årlig dos via mat och vatten på ca 0,2 mSv i genomsnitt. I extrema fall kan vatten från borrade brunnar i uranrika graniter ge doser på 10 mSv år⁻¹. Radon i inomhusluften ger för en aldrig-rökare i genomsnitt en riskökning som motsvarar en årlig stråldos på ca 0,2 mSv. Enstaka hus med extrema radonhalter kan ge doser på betydligt mer än 10 mSv år⁻¹.

Stråldosen från ¹³⁷Cs med ursprung från atmosfäriska kärnvapenprov och från Tjernobylyolyckan är i jämförelse mycket låg. Befolkningsmedelvärdet beräknas idag vara 0,01 mSv år⁻¹. För en individ som äter extremt mycket livsmedel från naturliga ekosystem, till exempel ren- och viltkött, insjöfisk och svamp från områden som drabbades hårdast av Tjernobylyolyckan, kan stråldosen bli 1-2 mSv år⁻¹.

Medeldos till rökare

Rökning innebär att risken förknippad med radon i inomhusluften kraftigt ökar. Den relativa riskökningen vid förhöjda radonhalter är densamma för rökare och aldrig-rökare,

men eftersom grundrisken utan radon är så mycket högre för rökare (25 gånger högre för dagligrökare) så ökar även den absoluta risken för lungcancer mycket mer för rökare än för aldrig-rökare vid stigande radonhalter. Detta innebär att risken vid radonhaltsmedelvärdet på 108 Bq m^{-3} i Sverige kan sägas motsvara en effektiv dos på $1,5 \text{ mSv år}^{-1}$ för hela gruppen rökare (nuvarande och före detta dagligrökare, feströkare m.fl.). Risken för gruppen aktiva dagligrökare motsvarar en dos på flera mSv år^{-1} vilket då blir det klart dominerande genomsnittliga dosbidraget. Rökare får en högre dos också beroende på att tobaksrök innehåller ^{210}Po .

Dosexempel för andra grupper

Tre exempel på hur stor stråldosen kan bli för en individ under olika förutsättningar har räknats fram. I tabell 25 redovisas vilka antaganden som ligger till grund för dessa exempel. Dosen till en tänkt renskötare uppskattas till 3 mSv år^{-1} vilket kan jämföras med befolkningsmedelvärdet på $2,4 \text{ mSv år}^{-1}$. Den avgörande skillnaden i detta exempel är att den uppmätta interndosen från ^{137}Cs är betydligt högre i gruppen renskötande samer samt att ett antaget högt intag av renkött också ger ett märkbart dostillskott från den naturligt förekommande radionukliden ^{210}Po (se nedan).

Ett annat exempel är en person som flyger mycket. En person som gör en utomnordisk resa en gång i veckan beräknas till exempel få en årsdos på $3,4 \text{ mSv år}^{-1}$ jämfört med medelvärdet $2,4 \text{ mSv år}^{-1}$ (figur 56).

Dricksvatten från privata borrhåll kan också kraftigt påverka stråldosen till de personer som använder vattnet. I exemplet i figur 56 fås en förhöjd dos till följd av höga halter ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po och ^{222}Rn i dricksvattnet (tabell 25).

Dosbidrag från olika källor till joniserande strålning

Indelningen i olika källor till strålning är delvis gjord utifrån vilka underlagsdata som finns. Vissa radionuklider redovisas separat och andra som en grupp. I huvudsak skiljs på strålning från radioaktiva ämnen utanför kroppen (extern dos) och strålning från ämnen som finns inuti kroppen (intern dos). Naturligt förekommande källor som redovisas är externdos inomhus (från byggnadsmaterial och omgivande mark), externdos utomhus (från mark), interndos via födan, undantaget ^{40}K , interndos från radon i inomhusluften och interndos från ^{40}K i kroppen. Konstgjorda källor som redovisas är extern- respektive interndos från ^{137}Cs , beräknad dos till kritisk grupp från kärntekniska anläggningar samt dos från medicinska undersökningar.

Kosmisk strålning

Landsmedelvärde för dos orsakad av kosmisk strålning beräknas till 0,34 mSv år⁻¹. Variationen inom populationen (0,3-3 mSv år⁻¹) beror främst på skillnader i flygvanor och till en mindre del på vistelseortens höjd över havet och breddgrad. Dosen vid marknivån ligger inom ett smalt intervall (0,30-0,32 mSv år⁻¹) för närmare 80 procent av befolkningen (figur 57) eftersom en så stor andel bor nära havsnivån. Som högst blir dosbidraget vid marknivån ca 0,5 mSv år⁻¹. Dosbidraget i samband med flygresor uppskattas till i genomsnitt 0,02 mSv år⁻¹, medan individdosen till personer som flyger mycket ofta uppskattningsvis kan bli ca 2-3 mSv år⁻¹.

Beräkning av medeldoser

Dos vid marknivå

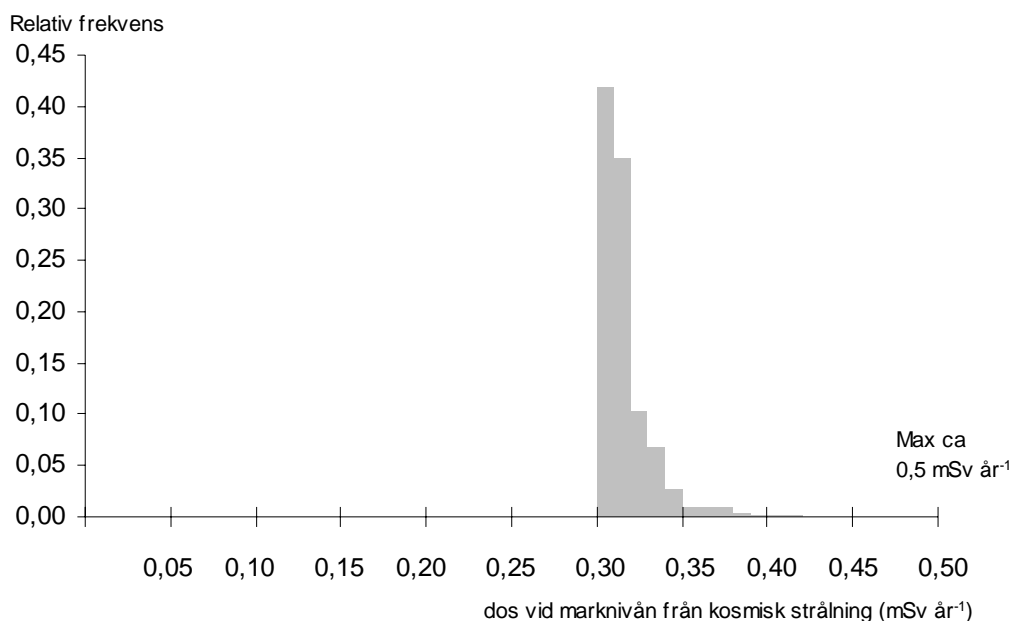
Dosen vid marknivån beräknades som ett populationsviktat medelvärde utifrån den beräknade dosen i 200 m*200 m rutor över hela Sverige samt antal personer boende i respektive ruta enligt SCB:s befolkningsstatistik gällande 2000-12-31 enligt:

$$d = \frac{\sum_{i=1}^n (a_i \cdot d_i)}{\sum_{i=1}^n a_i}$$

a_i = antal personer i i :te kvadraten

d_i = dosraten i i :te kvadraten

n = antal kvadrater (200 m*200 m)



Figur 57. Effektiv dos från kosmisk strålning vid marknivån.

Dosen utomhus i varje ruta beräknades enligt följande samband:

Höjdberoendet för fotoner och direktjoniserande partiklar

$$I_z = I_0 \cdot e^{\frac{\ln 2}{1500} \cdot z} \quad (\text{UNSCEAR, 1988})$$

där

I_0 = strålnivån vid havsnivån

I_z = strålnivån på höjden z i meter

Höjdberoendet för neutronstrålning

$$I_z = I_0 \cdot e^{0,00721 \cdot p} \quad (\text{UNSCEAR, 2000})$$

där p är det atmosfäriska djupet,

$$p = 1033 \cdot \left(1 - \left(\frac{288,15}{288,15 - 0,0065 \cdot z} \right)^{-5,25577} \right) \quad (\text{CRC, 2000})$$

Latitudberoendet

Stråldosen vid havsnivån vid olika latituder interpolerades från de värden som är angivna i tabell 5 med antagande att dessa värden gäller för latituden mitt i det angivna intervallet.

Utomhusvärdet har sedan korrigerats för den tid som befolkningen vistas inomhus eftersom strålningen då är lägre p.g.a. byggnadernas skärmning. Den genomsnittliga vistelse-tiden inomhus har antagits vara 90 procent, och den genomsnittliga strålningen inomhus antas vara 80 procent av strålningen utomhus (UNSCEAR, 2000). Bägge dessa värden kan variera kraftigt mellan olika individer.

Stråldosen vid flygresor

Befolkningsdosen till följd av flygresor har beräknats med statistik för år 2004 från Luftfartsverket och Luftfartsstyrelsen (Luftfartsstyrelsen, 2005). Statistiken redovisar antalet inrikes flygresor, flyg till Europa och flyg till övriga världen. Cirka 20 procent av passagerarna utgörs av personer som inte är bosatta i Sverige enligt opublicerad statistik från Luftfartsverket. I tabell 26 redovisas antalet resor för personer bosatta i Sverige. I statistiken ingår endast de flygresor som startar från eller avslutas vid svenska flygplatser. För att kunna beräkna totala dosen måste de resor till övriga världen som följer på en transferresa, till främst europeiska flygplatser, medräknas. Eftersom det saknas svensk statistik för dessa resor har flygvaneundersökningar utförda i Stockholm och Göteborg (opublicerad statistik från Luftfartsverket) använts för att ta fram ett schablonvärde. Detta värde har sedan tillämpats på alla Europaflygningar från hela landet. I tabell 26 har antagits att antalet resor ”Övriga världen via Europa” är 15 procent av antalet resor till Europa.

Tabell 26. Antal resor, medeldos per resa samt kollektivdos från flygning till personer bosatta i Sverige.

Resmål	Antal resor ^a (10 ⁶ st)	Medeldos per resa (μSv) ^c	Kollektivdos (manSv)
Inrikes	5,5	3,3	18
Europa	12,1	8,5	103
Övriga världen	1,2	31	37
Övriga världen via Europa	1,8 ^b	31	56
Summa			214

^aData från Luftfartsstyrelsen (2005) korrigerat för 80 procent svenskar (opublicerad statistik från Luftfartsverket).

^b15 procent av antalet Europaresor (opublicerad statistik från Luftfartsverket). ^cSAS, 2006.

Flygresans längd och dosraten på flyghöjden påverkar dosen. Med hjälp av dosberäkningar för olika flygrutter (SAS, 2006) har en medeldos för de tre typresorna beräknats. Dessa medeldoser redovisas i tabell 26. Det har också antagits att medeldosen vid resor från Europa till övriga världen är samma som vid resor från Sverige till övriga världen. Detta medför att en resa ”Övriga världen via Europa” beräknas ge $8,5 + 31 \mu\text{Sv}$. I tabellen redovisas också hur stor dos till svenska befolkningen de olika typerna av resor bidrar med. Den genomsnittliga årsdosen till den svenska befolkningen blir $0,024 \text{ mSv}$.

Individuella doser

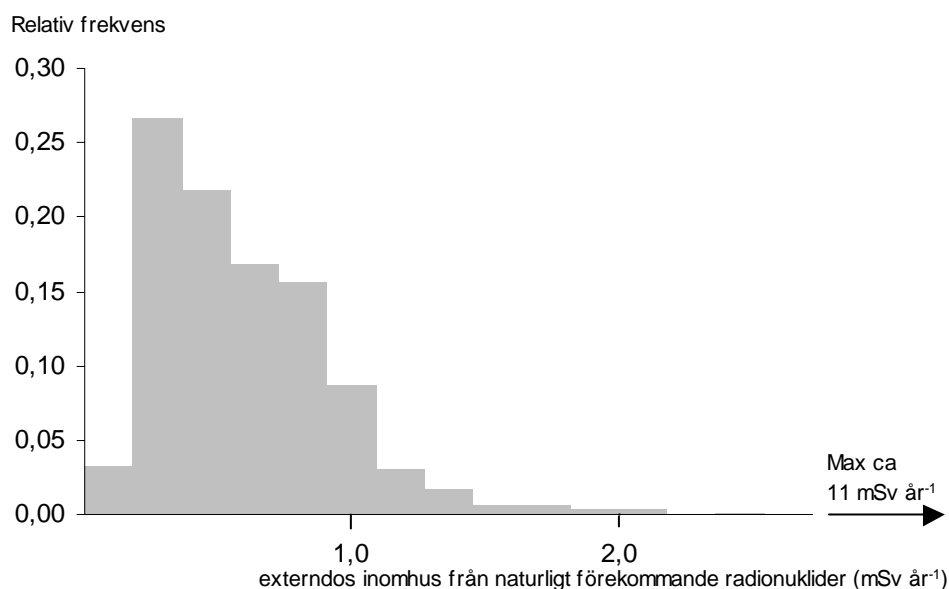
Dosen vid vistelse på marknivån uppskattas som högst kunna bli ca $0,5 \text{ mSv år}^{-1}$ för en person som bor och vistas mycket utomhus på hög höjd. Höga individuella doser från kosmisk strålning kan man däremot få i samband med flygning. Dosraten på normala flyghöjder, kring 10 km, är mycket högre än vid marknivån. Beroende på latitud, flyghöjd och solaktivitet kan dosraten variera mellan $1 \mu\text{Sv h}^{-1}$ och $14 \mu\text{Sv h}^{-1}$, vilket kan jämföras med marknivån där dosraten normalt är drygt $0,04 \mu\text{Sv h}^{-1}$. Detta innebär till exempel att en flygresor mellan Sverige och Nordamerika kan ge stråldoser i storleksordningen $30\text{-}60 \mu\text{Sv}$. Den grupp av individer som erhåller de högsta årsdoserna från kosmisk strålning är flygande personal där årsdoserna normalt ligger mellan $2\text{-}3 \text{ mSv}$, men enstaka individer kan komma upp i 6 mSv (Bartlett 1999, Lindborg 2006). Möjligen kan personer sysselsatta i flygkurirverksamhet få liknande doser. Mindre sannolikt är att personer ur allmänheten kommer upp i motsvarande nivåer.

Naturligt förekommande ämnen i byggnadsmaterial och mark – externdos inomhus

Landsmedelvärdet för externdos inomhus uppskattas till 0,54 mSv år⁻¹. Det finns dock stora skillnader mellan hus med olika byggnadsmaterial, mellan regioner och mellan hus-typ. Medeldosen i flerbostadshus med stor andel lättbetong uppskattas till exempel till 1,1 mSv år⁻¹ (tabell 27). För 1 procent av bostäderna beräknas dosen bli högre än 2 mSv år⁻¹. Individuell dos uppskattas variera mellan 0,08 och i extremfall över 10 mSv år⁻¹ (figur 58).

Beräkning av medeldoser

Uppskattningen av externdos inomhus bygger på en landsomfattande undersökning i 1975 års bostadsbestånd (Mjönes, 1981). Cirka 1 300 bostäder mättes med dosimetrar mellan 1975 till 1978. Urvalet var slumpmässigt och stratifierat för län. Mätningarna gjordes i vardagsrum (under soffa/fåtölj), kök (under köksbord) och sovrum (under säng) och ett bostadsmedelvärde bildades av dessa tre mätningar. De uppmätta doserna korrigerades för dosbidraget från kosmisk strålning. Mätresultaten rapporterades i gonaddos mGy år⁻¹. Omräkning till effektiv dos har gjorts i två steg. Genom att först multiplicera med faktorn 165 vilket ger dosrat i luft (nGy h⁻¹) (UNSCEAR, 1977), och sedan multiplicera med konverteringskoefficienten 0,7 för isotrop bestrålning vid energin 0,8 MeV (ICRP, 1996) fås effektiv dos i nSv h⁻¹. Vistelsetid inomhus har antagits vara 90 procent och dosbidraget på arbetsplatsen har antagits vara i genomsnitt samma som i bostaden. Medelvärden beräknade över bägge hustyperna är viktade med antalet personer som bor i respektive hustyp. Denna fördelning är tagen från SCB (2005a) med antagandet att antalet personer i ett hushåll i småhus är 2,6 och antalet personer i hushåll i flerfamiljshus är 1,7 (SCB, 2005b).



Figur 58. Externdos inomhus från naturligt förekommande radionuklider. Fördelning av befolkningen i olika dosintervall.

Tabell 27. Effektiv externdos i bostaden från naturliga radionuklider uppdelat på hustyp, byggnadsmaterial och region (mSv år⁻¹). Värdena avser befolkningsviktade medelvärden vid 90 procent vistelsetid inomhus.

	Södra Sverige*	Mellansverige*	Norra Sverige*	Riksmedel
<i>Alla hustyper</i>	0,41	0,64	0,45	0,54
<i>Småhus, alla material</i>	0,35	0,45	0,35	0,39
Trähus	0,29	0,35	0,27	0,31
Tegelhus	0,34	0,45	0,38	0,38
Betonghus	0,35	0,42	0,43	0,41
Lättbetonghus	0,54	0,94	0,86	0,80
<i>Flerbostadshus, alla material</i>	0,53	0,82	0,63	0,73
Trähus	0,31	0,32	0,29	0,31
Tegelhus	0,41	0,75	0,59	0,66
Betonghus	0,51	0,76	0,66	0,68
Lättbetonghus	0,87	1,15	0,92	1,08

*Södra Sverige motsvarar F, G, H, I, K, M, N län. Mellansverige motsvarar AB, C, D, E, O, T, U län. Norra Sverige motsvarar S, W, X, Y, Z AC, BD län.

Den viktigaste skillnaden mellan hus är det dominerande byggnadsmaterialet. Det är låga halter radionuklider i trä och höga halter i skifferbaserad lättbetong. Mycket av byggnadsmaterialet har regionalt ursprung (tegel, ballast i betong etc.) vilket innebär att halterna i byggnadsmaterialet också varierar mellan olika regioner. Det finns även en skillnad mellan hustyp, vilken till stor del beror på ett större inslag av trä i småhus än i flerbostadshus.

Individuella doser

I Mjönes (1981) undersökning uppmättes medelvärden för hela bostäder från 0,08 till 2,6 mSv år⁻¹. Det högsta värdet för ett enstaka rum motsvarade 3,4 mSv år⁻¹. UNSCEAR (2000) uppger ett högsta värde i Sverige som motsvarar 11 mSv år⁻¹. Dessa mycket höga doser härrörde från småhus som hade skifferbaserad lättbetong både i ytter- och innerväggar och i ett eller två bjälklag samt i några fall krossad lättbetong som värmeisolering i golvet. Det kan alltså skilja en faktor 100 mellan högsta och lägsta dos.

Osäkerheter

Den undersökning som ligger till grund för dosuppskattningarna gäller 1975 års bostadsbestånd. Fördelningen mellan byggnadsmaterial i bostadsbeståndet år 2002 har förändrats jämfört med motsvarande fördelning år 1975, till exempel används inte högaktiv lättbetong i nyproduktion. Troligen har stråldosen minskat och närmar sig sakta de värden som uppskattas i Norge och Finland vilka motsvarar 0,44 mSv år⁻¹ vid 90 procent vistelsetid. En annan osäkerhet gäller dosraterna på arbetsplatser vilka är okända och har antagits vara samma som i bostäder. Vistelsetiden i bostaden, på arbetsplatsen respektive utomhus har stor betydelse för inomhusdosen, men kompenseras till viss del av motsvarande förändring av utomhusdosen.

Naturligt förekommande ämnen i mark – externdos utomhus

Landsmedelvärdet för externdosen utomhus från ^{40}K , $^{232}\text{Torium}$ - och $^{238}\text{Uranserierna}$ uppskattas till $0,045 \text{ mSv år}^{-1}$. Den regionala variationen är en faktor två, från ca $0,03$ till ca $0,06 \text{ mSv år}^{-1}$ (tabell 28). Individuella doser uppskattas variera från i princip noll till 1 mSv år^{-1} (figur 59).

Beräkning av medeldoser

Utgångspunkterna för uppskattningarna av medeldoser är halten av naturligt förekommande nuklider i markens översta del (se figur 7), geografisk information från folkbokföringen, snötäckets skärmningsegenskaper samt hur mycket tid som spenderas utomhus respektive inomhus.

Effektiv dos från utomhusvistelse är beräknad från halten av naturligt förekommande nuklider i rutor om $200 \text{ m} * 200 \text{ m}$ (SGU, 2005) som:

$$E = D_{nat} \cdot F_{snö} \cdot F_{rot} \cdot F_{ute}$$

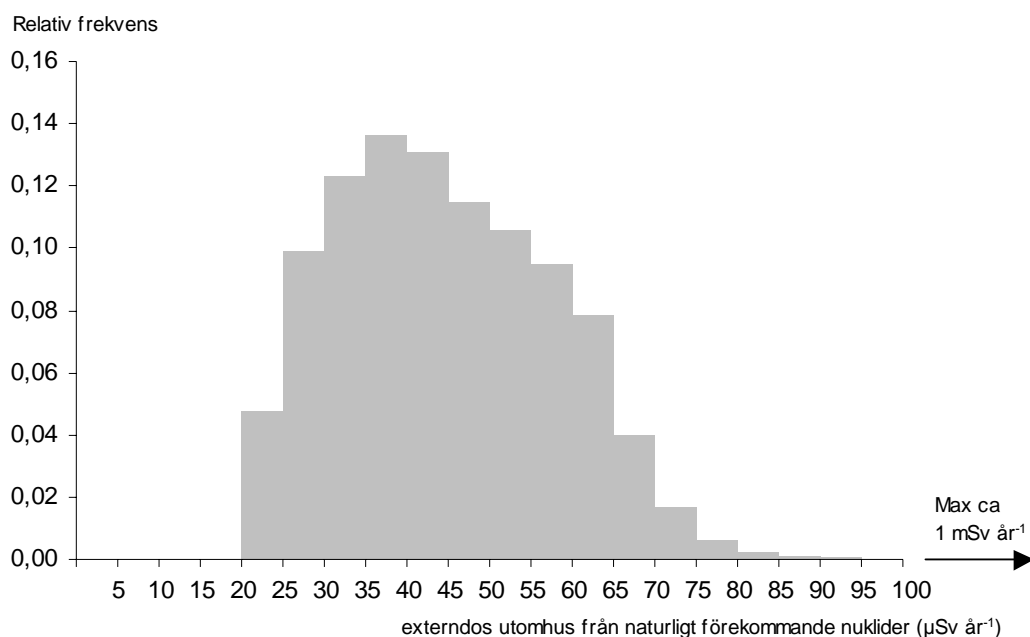
där,

E = Effektiv dos [$\mu\text{Sv år}^{-1}$]

$$D_{nat} = \sum (D_K + D_{Th} + D_U) = \sum (F_K \cdot C_K + F_{Th} \cdot C_{Th} + F_U \cdot C_U)$$

D_{nat} = dosraten från naturligt förekommande nuklider [$\mu\text{Gy år}^{-1}$]

C_K = halten kalium marken [%]



Figur 59. Externdos utomhus från naturligt förekommande nuklider. Fördelning av befolkningen i olika dosintervall.

Tabell 28. Externdos från naturligt förekommande nuklider i marken. Populationsviktade medelvärden i olika län vid 10 procents vistelsetid utomhus .

Län	Effektiv dos (mSv år ⁻¹)
Riket	0,045
Stockholms län	0,058
Uppsala län	0,048
Södermanlands län	0,056
Östergötlands län	0,050
Jönköpings län	0,037
Kronobergs län	0,038
Kalmar län	0,042
Gotlands län	-
Blekinge län	0,042
Skåne län	0,035
Hallands län	0,035
Västra Götalands län	0,042
Värmlands län	0,039
Örebro län	0,039
Västmanlands län	0,052
Dalarnas län	0,037
Gävleborgs län	0,042
Västernorrlands län	0,042
Jämtlands län	0,036
Västerbottens län	0,031
Norrbottens län	0,032

C_{Th} = ekvivalenta halten torium i marken [PPM]

C_U = ekvivalenta halten uran i marken [PPM]

$F_{nuklid/serie}$ = omvandlingsfaktor från halt i marken till dosrat [$\mu\text{Gy år}^{-1}$ per % respektive PPM], se tabell 29.

$F_{snö}$ = dämpningsfaktor orsakad av snötäcket:

0,81 i norra norrland (BD län)

0,84 i mellersta norrland (Z, Y, AC län)

0,85 i södra norrland (S, W, X län)

0,90 södra inlandet (övriga län)

0,97 södra kustområdena (I, K, M, N, O län) (Finck, 1992).

F_{rot} = 0,82 = dosomvandlingsfaktor från luftkerma till effektiv dos vid rotationsgeometri [Sv Gy^{-1}] (ICRP, 1996)

F_{ute} = 0,1 = andel av tiden som spenderas utomhus

Tabell 29. Omvandlingsfaktorer för att räkna om halt i marken till dosrat 1 m ovan mark.

	Dosrat per aktivitets- koncentration ^a (pGy s ⁻¹ per kBq kg ⁻¹)	Aktivitetskoncentration per ”halt” ^b (Bq kg ⁻¹ per % ^c respektive ppm ^d)	F _{nuklid/serie} (μGy år ⁻¹ per % ^c respektive ppm ^d)
K	11,8	313	116,6
Th	158	4,06	20,2
U	149	12,35	58,1

^aFinck, 1992, ^bIAEA, 1990, ^ckalium, ^duran och torium

Populationsviktat medelvärde för riket och för länen är beräknat med hjälp av befolkningsstatistikens uppgifter om antal boende i respektive ruta om 200 m * 200 m enligt SCB:s befolkningsstatistik gällande 2000-12-31.

Uppskattning av individuella doser

Beroende på levnadsvanor och vistelseort varierar utomhusdosen från i stort sett noll, för personer som nästan aldrig vistas utomhus, till 0,2 mSv år⁻¹ för personer som bor i områden med hög naturlig bakgrundsstrålning och vistas mycket utomhus. För enstaka personer kan dosen bli ännu högre, 1 mSv år⁻¹ eller mer.

Brister i underlaget

Många mätvärden ligger under 30 nGy h⁻¹ vilket är en lägre dosrat än vad som rimligen kan vara fallet på en meters höjd över marken. Det finns flera orsaker till detta. En är att mätvärden nära sjöar, vattendrag och hav kan få ett för lågt värde. Eftersom mätvärdet för varje punkt är ett medelvärde över 200 x 200-metersrutor får de rutor som innehåller vatten ett för lågt mätvärde då strålnivån över vatten är lägre än 30 nGy h⁻¹. En annan anledning till för låga värden är att för tätorter som flygmätts före 1982 har flyghöjden varit mellan 150-300 m, vilket medfört att gammastrålningen från marken helt eller delvis absorberats i luften. Vid behandling av enskilda registreringar har kompensation utförts för absorptionen i luften, men detta har inte varit möjligt för flyghöjder högre än 60 m. Många tätorter över vilka flygmätningar utförts före 1982 har på så sätt erhållit för låga mätvärden. Dock har stora tätorter som Stockholm, Göteborg, Malmö, Uppsala, Linköping, Norrköping och Jönköping flygmätts senare från lägre flyghöjder.

Dessa låga mätvärden beror alltså på mätfel och måste följaktligen strykas. Olyckligtvis finns det ett antal värden som varken ligger nära vatten eller mäts från hög höjd, utan är låga ”på riktigt” vilka också utgått ur beräkningarna.

Dessutom är antagligen många av de godkända värdena, det vill säga de över 30 nGy h⁻¹, också för låga och borde inte heller ha tagits med. Detta gäller både strandnära värden och tätortsvärden.

Att många tätortsvärden strukits och att många av dem som tagits med är för låga är olyckligt eftersom deras bidrag vid kollektivdosberäkningarna är betydande.

Naturligt förekommande ämnen i dricksvatten och livsmedel (ej ^{40}K)

Interndosen från naturligt förekommande radioaktiva ämnen, utom radon i luften och ^{40}K , uppskattas till $0,17 \text{ mSv år}^{-1}$ som ett globalt medelvärde. Dosen är högre för barn än för vuxna (tabell 30). Dosen till en individ är helt beroende av intaget via födan och luften. Speciellt avgörande är hur mycket fisk och renkött man äter, halten i dricksvattnet samt rökning. Enskilda individer kan få doser på över 10 mSv år^{-1} .

Beräkning av medeldoser

Medeldoserna från ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{210}Pb och ^{210}Po är uppskattade från globala referenshalter för halter i olika livsmedel samt genomsnittlig årlig konsumtion av dessa livsmedel enligt tabell 31 (UNSCEAR, 2000). Dosomvandlingsfaktorer redovisas i tabell 32 (UNSCEAR, 2000). Dosen från ^{14}C , den viktigaste kosmogena nukliden, uppges av UNSCEAR (2000) vara $12 \mu\text{Sv år}^{-1}$.

Individuella doser

Den individuella dosen i Sverige styrs i huvudsak av halter i dricksvattnet och av hur mycket fisk och skaldjur samt renkött man äter. Brunnar borrade i uranrika bergarter kan ge ett vatten med mycket höga halter uran, radium, bly och polonium (se kapitel 4) vilket i extremfall kan resultera i doser på över 10 mSv år^{-1} . Halterna ^{210}Po i renkött är också relativt höga (se kapitel 4). Det uppmätta medelvärdet på 13 Bq kg^{-1} innebär att en storkonsument kan få en dos på drygt 2 mSv år^{-1} . Fisk och skaldjur är den livsmedelsgrupp som har störst påverkan på medeldosen eftersom halterna generellt är relativt höga jämfört med andra livsmedelsgrupper (tabell 31). För en enskild storkonsument har dosen uppskattats till $0,7 \text{ mSv år}^{-1}$ (Marina II, 2003). Rökning av 20 cigaretter per dag ger en dos på ytterligare knappt $0,1 \text{ mSv år}^{-1}$ främst beroende på innehållet av ^{210}Pb och ^{210}Po (UNSCEAR, 1988).

Osäkerheter

Medeldoserna ovan är globala uppskattningar. Såväl halterna i olika livsmedelsgrupper som den årliga konsumtionen av de olika livsmedlen kan i Sverige skilja sig från dessa värden. I dagsläget är dock inte halterna av naturligt förekommande radionuklider i födan och i dricksvatten från bergborrade brunnar i Sverige tillräckligt väl kända för att göra mer precisa uppskattningar.

Tabell 30. Interndoser från ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{222}Rn och ^{14}C för olika åldersgrupper i Sverige.

Radio-nuklid	Effektiv dos ($\mu\text{Sv år}^{-1}$)			
	Spädbarn	Barn	Vuxna	Åldersviktad
^{228}Ra	31	40	11	21
^{226}Ra	7,5	12	6,3	8,0
^{210}Pb	44	44	25	32
^{210}Po	181	101	71	86
^{222}Rn	8	8	8	8
^{14}C	12	12	12	12
<i>Totalt</i>	<i>284</i>	<i>217</i>	<i>133</i>	<i>167</i>

Tabell 31. Referenshalter av ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po och ^{222}Rn i luft och i olika livsmedelsgrupper, samt genomsnittlig inandning och konsumtion av livsmedel (UNSCEAR, 2000).

Luft/Livsmedel	Referenshalter (mBq kg^{-1})					Årlig konsumtion (kg år^{-1})		
	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{222}Rn	spädbarn	barn	vuxna
Mjölkprodukter	5	5	15	15		120	110	105
Köttprodukter	10	15	80	60		15	35	50
Spannmålsprodukter	60	80	50	60		45	90	140
Bladgrönsaker	40	50	80	100		20	40	60
Rotgrönsaker och frukt	20	30	30	40		60	110	170
Fiskprodukter		100	200	2000		5	10	15
Dricksvatten	0,5	0,5	10	5	38000 ^a	150	350	500 ^b
Luft (mBq m^{-3})	0,001	0,001	0,5	0,050		1900	5600	7300

^aKulich m.fl. (1988), ^bendast obehandlat vatten är av intresse för ^{222}Rn . Konsumtionen uppskattas då till 60 liter år^{-1} .

Tabell 32. Effektiva doskoefficienter för ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po och ^{222}Rn vid intag via föda respektive inandning (UNSCEAR 2000).

	Doskoefficient vid intag via luft ($\mu\text{Sv Bq}^{-1}$)			Doskoefficient vid intag via föda ($\mu\text{Sv Bq}^{-1}$)		
	spädbarn	barn	vuxna	spädbarn	barn	vuxna
^{228}Ra	10	4,6	2,6	5,7	3,9	0,69
^{226}Ra	11	4,9	3,5	0,96	0,80	0,28
^{210}Pb	3,7	1,5	1,1	3,6	1,9	0,69
^{210}Po	11	4,6	3,3	8,8	2,6	1,2
^{222}Rn						0,0035

Radon i inomhusluft

Risken att drabbas av lungcancer på grund av radon i inomhusluften uppskattas motsvara en medeldos till befolkningen på 0,8 mSv år⁻¹. Det är dock en mycket stor riskskillnad mellan rökare och livslånga aldrig-rökare. Risken för gruppen aldrig-rökare beräknas motsvara en medeldos på 0,2 mSv år⁻¹. Risken för lungcancer orsakad av radon är för en aktiv daglig rökare ca 25 ggr högre än för en aldrig-rökare.

Beräkning av medeldos till befolkningen

Beräkning av doser från radon kan göras på två olika sätt. Den fysikaliska dosen till de olika delarna av luftvägar och lunga kan beräknas även om detta är komplicerat då det handlar om både alfa-, beta- och gammastrålare i ett seriesönderfall. En ytterligare komplicerande faktor är att man mäter radongashalten i den inandade luften medan stråldosen beror på de inandade kortlivade radondöttrarna. Dessa beräkningar innehåller således en hel del osäkerheter (Marsh m.fl., 2002). Den följande omräkningen från fysikalisk dos till riskdos innebär att ytterligare osäkerheter införs i uppskattningen. Till exempel baseras risken huvudsakligen på epidemiologiska studier från överlevande från atombombningarna av Hiroshima och Nagasaki. Bestrålningsituationen i inomhusexponering från radon innebär huvudsakligen alfastrålare till vissa små organ (epitelceller i luftvägarna) under lång tid, vilket skiljer sig avsevärt från engångsbestrålning av hela kroppen av penetrerande strålning likt den i Hiroshima och Nagasaki. Därför måste ett flertal modifieringsfaktorer med inneboende osäkerhet införas.

Det andra sättet som dosen uppskattats på är genom epidemiologiska undersökningar där samband mellan radonexponering och risk för lungcancer har studerats. Sedan kan man räkna om risken till motsvarande luftradondos. Luftradondosen anges liksom effektiv dos i enheten Sv.

Tidigare beräkningar

Den doskoefficient som erhållits genom traditionell beräkning av fysikalisk dos (Birchall och James, 1994) motsvarar 9,4 nSv per Bq h m⁻³ ²²²Rn. Applicerat på situationen i svenska bostäder där den genomsnittliga radonhalten inomhus är 108 Bq m⁻³ får man en genomsnittlig dos på 8 mSv år⁻¹ om man antar lika exponering på arbetet som hemma och en total vistelsetid inomhus på 90 procent.

Tidigare epidemiologiska studier av gruvarbetare som utsätts för radon har gett en doskoefficient på 2,4 nSv per Bq h m⁻³ ²²²Rn vid exponering i hemmet (ICRP, 1993), vilket motsvarar en genomsnittlig luftradondos i Sverige på 2 mSv år⁻¹ under samma antaganden som ovan. Denna siffra har länge angetts som genomsnittlig luftradondos i Sverige. Vid beräkning av luftradondosen har koefficienten 0,073 använts för detrimnetet (ICRP, 1993).

Senare beräkningar

Senare beräkningar visar att antalet dödsfall i Sverige orsakade av radon kan uppskattas till ca 450 per år (Perschagen, 1994; McGale och Darby, 2006, opublicerade resultat vilka bygger på metodik presenterad av Darby, 2006 och data från Darby m.fl. 2006). Beräkningen av det totala antalet lungcancerfall orsakade av radon bygger på att risken förknippad med radon är multiplikativ med risken förknippad med rökning vilket visats i en

Tabell 33. Beräknad teoretisk fördelning av de svenska lungcancerfallen år 2000 mellan olika orsaker och mellan grupperna aldrig-rökare och rökare (McGale och Darby, 2006).

	Rökning ej radon	Radon och rökning	Radon ej rökning	Övriga orsaker	Totalt
Totalt	1912	310	106	658	2986
Aldrig-rökare	-	-	58	362	420
Rökare	1912	310	48	296	2566

stor europeisk studie där man vägt samman data från flera nationella undersökningar av sambandet mellan lungcancerrikt, radonhalt och rökning (Darby m.fl., 2005). Denna undersökning visar att risken ökar med 16 procent av grundrisken (radonhalt = 0 Bq m⁻³) per 100 Bq m⁻³ för både rökare och aldrig-rökare. Vid den genomsnittliga mätta radonhalten i Sverige innebär detta att ca 14 procent av samtliga lungcancerfall kan tillskrivas radon oavsett hur rökvanorna ser ut, vilket som redan nämnts motsvarar ca 450 fall per år under 2000-talet då det totala antalet lungcancer varit ca 3 000 per år (Socialstyrelsen, 2005). Detta innebär en betydligt lägre risk jämfört med gruvarbetarstudierna. Om man applicerar IRCP:s kommande riskfaktor för detrimetent, 0,06 Sv⁻¹ (ICRP, 2006), motsvarar risken en genomsnittlig lufttradondos på 0,8 mSv år⁻¹ till Sveriges befolkning.

Den långa latenstiden för lungcancer innebär att antalet lungcancerfall idag speglar lufttradondosen såsom den varit under de senaste tiotals åren, medan dagens aktuella lufttradondos avspeglar sig först i kommande års cancerstatistik. Detta är speciellt viktigt att komma ihåg då antalet lungcancer hos kvinnor just nu ökar markant beroende på ökad rökning hos kvinnor.

Beräkning av dos för livslånga aldrig-rökare respektive rökare

En uppskattning av lufttradondoserna till grupperna livslånga aldrig-rökare respektive rökare (det vill säga alla som röker/har rökt dagligen eller som röker ibland) kan göras genom att först teoretiskt beräkna hur det totala antalet lungcancerfall är fördelat mellan orsakerna ”radon men ej rökning”, ”radon i kombination med rökning”, ”rökning men ej radon” respektive ”andra orsaker än rökning eller radon” (tabell 33).

Detta görs genom att först beräkna antalet lungcancerfall som orsakats av andra orsaker än rökning, det vill säga ”radon ej rökning” och ”andra orsaker”, med ledning av studier av aldrig-rökarpopulationer. Återstående lungcancerfall antas orsakas av rökning, det vill säga ”rökning ej radon” och ”rökning och radon”.

Sedan beräknas hur många fall i respektive grupp som är orsakade av radon. Som redan nämnts beräknas 14 procent av lungcancerfallen orsakas av radon vid medelhalten i Sverige. Detta gäller både de fall som inte orsakats av rökning och de fall där rökning varit en bidragande orsak eftersom den relativa riskökningen antas vara densamma oavsett rökvanor (Darby m.fl., 2005).

För att beräkna dosen till grupperna aldrig-rökare och rökare måste antalet fall i respektive grupp beräknas. Alla fall där rökning är en orsak till lungcancer uppträder naturligtvis endast i gruppen rökare. De fall som ej orsakas av rökning fördelas däremot mellan grupperna proportionellt mot gruppernas storlek.

Vid beräkningarna som ligger till grund för tabell 33 (McGale och Darby, 2006), har man utgått från det totala antalet lungcancerfall i Sverige år 2000 (2 986 stycken enligt statistik från WHO, 2006). Antalet cancerfall ej orsakade av rökning är beräknade utifrån Peto

m.fl., (1992) vars resultat är sammanfattade som risker i olika åldersgrupper av Darby m.fl. (2006; appendix A). Andelen fall orsakade av radon antas vara 14 procent i Sverige enligt ovan och andelen aldrig-rökare antas vara 55 procent (FHI, 2006; Persson m.fl., 2004).

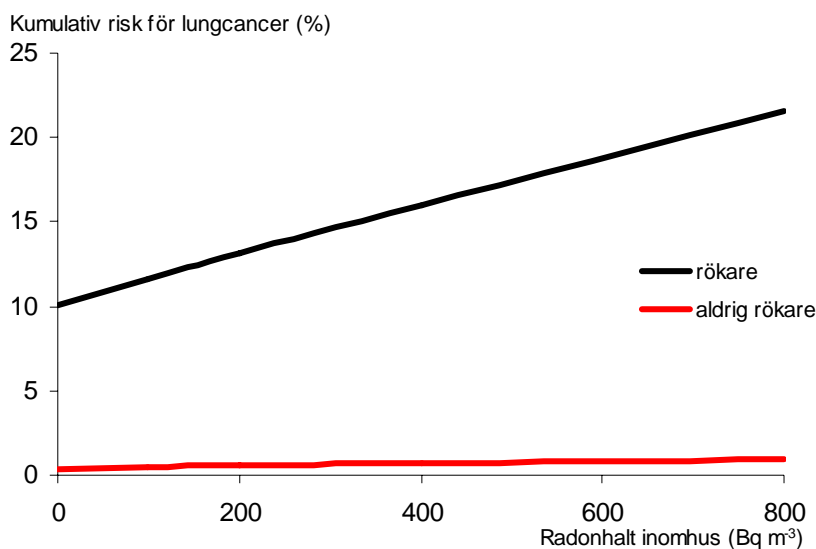
Som syns i tabell 33 så återfinns närmare 90 procent av lungcancerfallen i gruppen rökare, och det är rökningen som orsakar ca 75 procent av det totala antalet lungcancerfall, liksom rökning + radon orsakar 75 procent av de fall där radon är en bidragande orsak. Om rökningen upphörde i Sverige beräknas alltså antalet lungcancerfall sjunka till knappt 800 varav ca 100 skulle orsakas av radon (tabell 33).

Risken för lungcancer till följd av radon i inomhusluften för respektive grupp kan ur denna fördelning beräknas motsvara en genomsnittlig dos på 0,2 mSv år⁻¹ till livslånga aldrig-rökare respektive 1,5 mSv år⁻¹ till övriga.

Individuella risker

Eftersom grundrisken för lungcancer är ca 25 gånger högre för aktiva rökare jämfört med livslånga aldrig-rökare så är den absoluta riskökningen med avseende på radon också 25 ggr högre för rökare (figur 60). Grundrisken för lungcancer under en hel livstid hos en aldrig-rökare har i figuren antagits vara 0,41 procent (Peto m.fl., 1992). För personer som slutat röka för mindre än 10 år sedan är risken ca 20 gånger den för aldrig-rökare, medan risken för personer som slutat röka för mer än 10 år sedan sjunkit till 5 gånger den för aldrig-rökare.

De individuella riskerna med radon varierar alltså från nära noll för aldrig-rökare som bor i bostäder med låga radonhalter till mycket höga för en dagligrökare som bor i en bostad med höga radonhalter. Redan vid 800 Bq m⁻³ mer än dubbleras den kumulativa risken för lungcancer innan 75 års ålder, vilket för en dagligrökare innebär en ökning till drygt 20 procent jämfört med 10 procent utan radon (figur 60).



Figur 60. Kumulativ risk för dödsfall till 75 års ålder vid olika radonhalter för aldrig-rökare och rökare (15-24 cigaretter per dag). Data från Darby m.fl. (2006).

⁴⁰K i kroppen

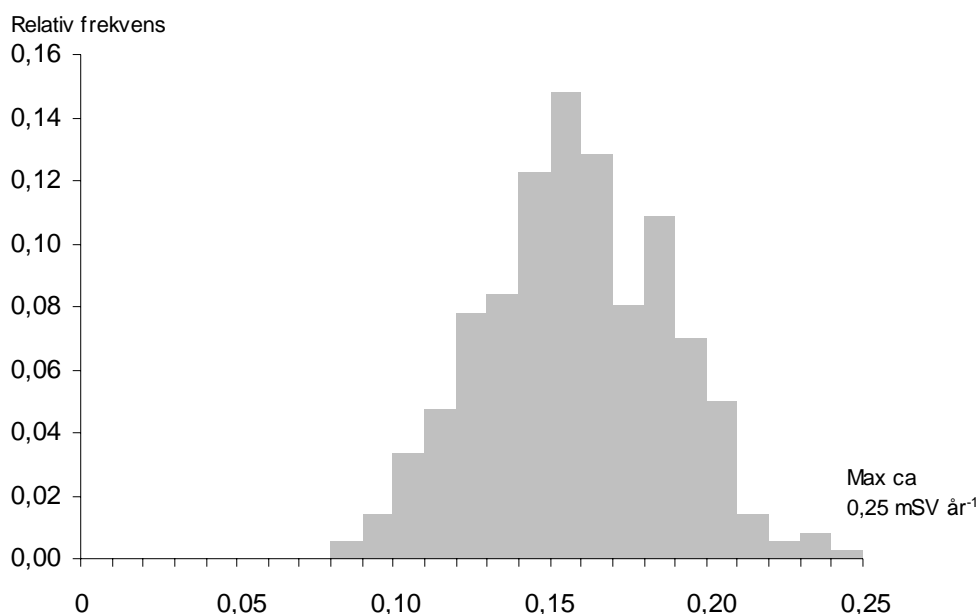
Landsmedelvärde för interndos från ⁴⁰K uppskattas till 0,16 mSv år⁻¹. Variationen är liten i populationen. Dosen är främst beroende på förhållandet mellan mängden muskelmassa och fett varför medelvärdet är högre för män och barn (0,17 mSv år⁻¹), vilka i genomsnitt har relativt sett mer muskler, jämfört med kvinnor (0,14 mSv år⁻¹). På samma sätt är dosen lägre för äldre än för yngre. Individuella doser i friska personer uppskattas variera mellan 0,08 och 0,25 mSv år⁻¹ (figur 61).

Beräkning av medeldoser

Utgångspunkten för de uppskattningar som redovisas här är de helkroppsmätningar av ett representativt urval av Sveriges befolkning som utfördes 1987 och 1994, tillsammans 359 personer. De uppmätta ⁴⁰K-halterna är omräknade till effektiv dos med doskoefficienten 0,003 mSv år⁻¹ per Bq kg⁻¹ ⁴⁰K (UNSCEAR, 1993).

Individuella doser

⁴⁰K utgör alltid en viss andel (0,0118 procent) av totalt kalium i naturliga kaliumförekomster. Kalium i kroppen kommer från intag med födan (i medel 100 Bq dag⁻¹). Koncentrationen av kalium i kroppen ligger under homeostatisk kontroll, det vill säga koncentrationen hålls konstant i kroppen och överskott utsöndras i huvudsak med urinen (ICRP, 1975). Kaliumhalten i en viss vävnadstyp är konstant för alla friska individer men däremot varierar kaliumhalten mellan olika vävnader och organ. Fett har lägst koncentration med 10 Bq kg⁻¹, medan muskler och hjärna har högst koncentration med 90 Bq kg⁻¹. Koncentrationen i några andra organ är 25 Bq kg⁻¹ i hud, 38 Bq kg⁻¹ i tarmarna, 45 Bq kg⁻¹ i skelett och 48 Bq kg⁻¹ i blod (ICRP, 1975). Skillnaderna i medelkaliumhalt i kroppen mellan olika individer beror i huvudsak på att de har olika fördelning mellan de två vävnadstyper som ligger i extremändarna; lågaktivt fett och högaktiva muskler. Mer fett och mindre muskler ger lägre medelhalt och vice versa. I de svenska undersökningar som redovisas här är lägsta respektive högsta uppmätta dos 0,08 respektive 0,25 mSv år⁻¹. Ytterligare något lägre doser, 0,06 mSv år⁻¹ har uppmätts i barn som drabbats av en sjukdom som gör att musklerna förtvinar (Wagner m.fl., 1966).



Figur 61. Interndos från ⁴⁰K. Fördelning av befolkningen i olika dosintervall.

¹³⁷Cs i marken

Landsmedelvärdet för externdos från ¹³⁷Cs uppskattas till 0,008 mSv år⁻¹, men det finns stora regionala skillnader eftersom Tjernobylyckykan drabbade olika län olika hårt. Medan medeldosen i de flesta län är under halva landsmedelvärdet, så uppskattas medeldosen i Västernorrland till 0,052 mSv år⁻¹ (tabell 34). Individuella doser uppskattas variera från i princip noll till 0,5 mSv (figur 62).

Beräkning av medeldoser

Utgångspunkterna för uppskattningarna av medeldoser är cesiumbeläggningen på marken 1986 (se figur 8), var befolkningen bor, bostädernas skärmningsegenskaper, snötäckets skärmningsegenskaper samt hur mycket tid som tillbringas utomhus respektive inomhus.

Effektiv dos vid 100 procents utomhusvistelse är beräknad från cesiumbeläggningen i rutor om 200 m * 200 m som:

$$E_{ute} = M * F_s * F_{snö} * F_{mk} * F_{rot} * F_{te}$$

$$E_{ute} = \text{Effektiv dos } (\mu\text{Sv år}^{-1})$$

$$M = \text{ytekivalent markbeläggning 1986 (kBq m}^{-2}\text{)} \text{ (SGU, 2005)}$$

$F_s = 0,4$ = skalfaktor som inkluderar marknedträngning och fysikaliskt sönderfall (Sören Byström, SGU, personligt meddelande)

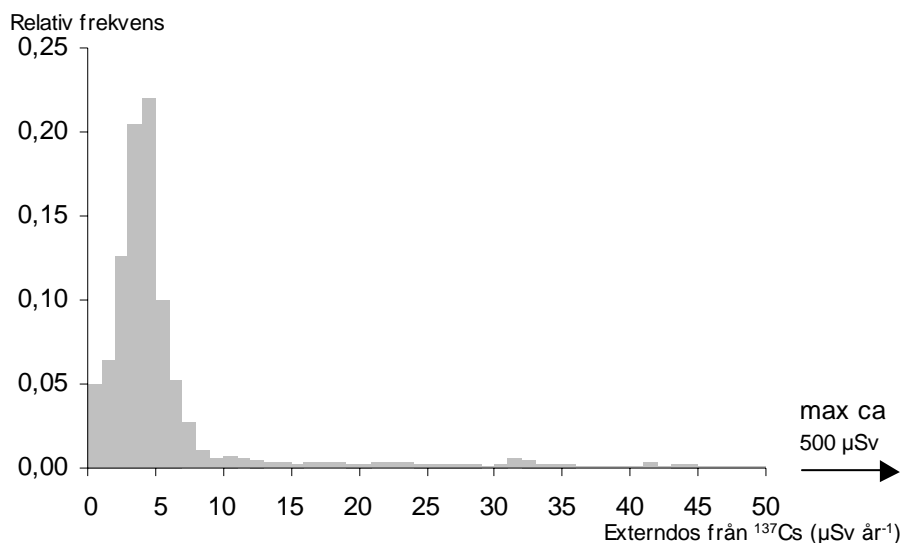
$$F_{snö} = 0,81 \text{ i norra norrland (BD län)}$$

0,84 i mellersta norrland (Z, Y, AC län)

0,85 i södra norrland (S, W, X län)

0,90 södra inlandet (övriga län)

0,97 södra kustområdena (I, K, M, N, O län) (Finck, 1992).



Figur 62. Externdos från ¹³⁷Cs. Fördelning av befolkningen i olika dosintervall (µSv år⁻¹).

Tabell 34. Externdos från ^{137}Cs . Populationsviktade medelvärden i olika län vid 90 procents vistelsetid inne och 10 procents vistelsetid utomhus.

Län	Effektiv dos (mSv år ⁻¹)
Riket	0,008
Stockholms län	0,003
Uppsala län	0,027
Södermanlands län	0,009
Östergötlands län	0,004
Jönköpings län	0,004
Kronobergs län	0,004
Kalmar län	0,004
Gotlands län	
Blekinge län	0,004
Skåne län	0,004
Hallands län	0,005
Västra Götalands län	0,005
Värmlands län	0,004
Örebro län	0,004
Västmanlands län	0,015
Dalarnas län	0,005
Gävleborgs län	0,042
Västernorrlands län	0,052
Jämtlands län	0,010
Västerbottens län	0,028
Norrbottens län	0,003

$F_{mk} = 0,698$ = omräkningsfaktor från markbeläggning till luftkerma (pGy s⁻¹/kBq m⁻²) (Finck, 1992).

$F_{rot} = 0,82$ = dosomvandlingsfaktor från luftkerma till effektiv dos vid rotationsgeometri (Sv Gy⁻¹) (ICRP, 1996)

$F_{te} = 31,6$ = enhetsomvandling från pSv s⁻¹ till µSv år⁻¹.

Effektiv dos vid 100 procents inomhusvistelse är beräknad från utomhusdosen i rutor 200 m * 200 m som:

$$E_{inne} = E_{ute} * S$$

S = skärningsfaktor

Skärningsfaktorn är beräknad för varje kommun som:

$$S = S_{små} * A_{små} + S_{fler} * A_{fler}$$

$S_{små} = 0,40$ i norra Sverige (X, Y, Z, AC, BD län)

0,39 i centrala Sverige (övriga län)

0,32 i södra Sverige (I, K, M län) = skärningsfaktorn för småhus i kommunen,

beroende bland annat på andelen stenhus.

$S_{\text{fler}} = 0,04 =$ skärningsfaktor för flerfamiljshus. (Finck, 1992).

$A_{\text{små}} =$ andel av befolkningen i kommunen som bor i småhus

$A_{\text{fler}} =$ andel av befolkningen i kommunen som bor i flerfamiljshus

Andelen av befolkningen som bor i småhus respektive flerfamiljshus i varje kommun är beräknat från antalet lägenheter i respektive hustyp år 2004 (SCB, 2005a), samt antagandet att hushåll med småhus består i genomsnitt av 2,6 personer och hushåll i flerfamiljshus av 1,7 personer (SCB, 2005b).

Total effektiv dos är beräknat i rutor $200 \text{ m} \times 200 \text{ m}$ med antagande om 90 procents vistelsetid inomhus och 10 procents vistelsetid utomhus som:

$$E_{\text{tot}} = 0,9 \cdot E_{\text{inne}} + 0,1 \cdot E_{\text{ute}}$$

Populationsviktat medelvärde för riket och för länen är beräknat utifrån befolkningsstatistikens uppgifter om antal boende i respektive ruta om $200 \text{ m} \times 200 \text{ m}$.

Uppskattning av individuella doser

Det finns en stor spridning mellan olika individer. Avgörande betydelse för dosen har förutom cesiumbeläggningen i området där individen bor och arbetar, hustypen för bostad och arbetsplats, samt hur mycket tid som spenderas i hemmet, på arbetet respektive utomhus. Den som bor i ett höghus i en stad i en region som ej drabbades av Tjernobylnedfall får idag i princip ingen dos från ^{137}Cs i marken, medan en person som bor i trähus och arbetar utomhus i ett område som drabbades hårt av Tjernobyln kan uppskattningsvis få en dos på $0,5 \text{ mSv år}^{-1}$ (beläggning 1986 = 100 kBq m^{-2} , skärningsfaktor = 0,47, utomhusvistelse = 8h per dag). Även fördelningen mellan inomhusdos och utomhusdos beror naturligtvis på hustyp och på hur mycket tid som spenderas utomhus. Vid 90 procents inomhusvistelse och 10 procents utomhusvistelse i ett och samma område så kan inomhusdosen vara mellan en tredjedel av utomhusdosen om man vistas i höghus och fyra gånger så stor som utomhusdosen för småhus helt i trä.

Osäkerheter

Osäkerheter för grunddata nämndes i kapitel 3 och 4. Felkällan för strandnära rutor som diskuterades i kapitel 5 angående externdos utomhus från naturligt förekommande nuklider gäller även ^{137}Cs . När databasen som refererar till situationen 1986 ska användas för beräkning 2005 tillkommer ett problem med att korrigera den ytekvivalenta beläggningen. Detta har gjorts med en och samma skalfaktor för hela datamaterialet vilken är baserad på förhållandet mellan mätresultat från 1986 och senare års mätresultat när samma ytor mäts igen. Denna skalfaktor har under de senare årens mätningar varierat mellan 0,3 och 0,4 för olika mätomgångar. Ingen hänsyn är tagen till att skalfaktorn skulle kunna skilja sig mellan t ex olika marktyper och mellan landsbygd och stadsbebyggelse.

¹³⁷Cs i livsmedel

Landsmedelvärdet för interndos från ¹³⁷Cs uppskattas till 2,5 µSv år⁻¹. Variationen är dock stor mellan olika befolkningsgrupper (tabell 35). Utsatta grupper är renskötande samer (180 µSv år⁻¹) samt lantbrukare och jägare från områden hårt drabbade av Tjernobyli-olyckan (30 µSv år⁻¹). Dosen till enskilda personer kan variera från < 0,5 µSv år⁻¹ till mer än 1 mSv år⁻¹ för individer som äter mycket stora mängder ren- eller viltkött, insjöfisk och svamp från områden med stort nedfall av ¹³⁷Cs (figur 63).

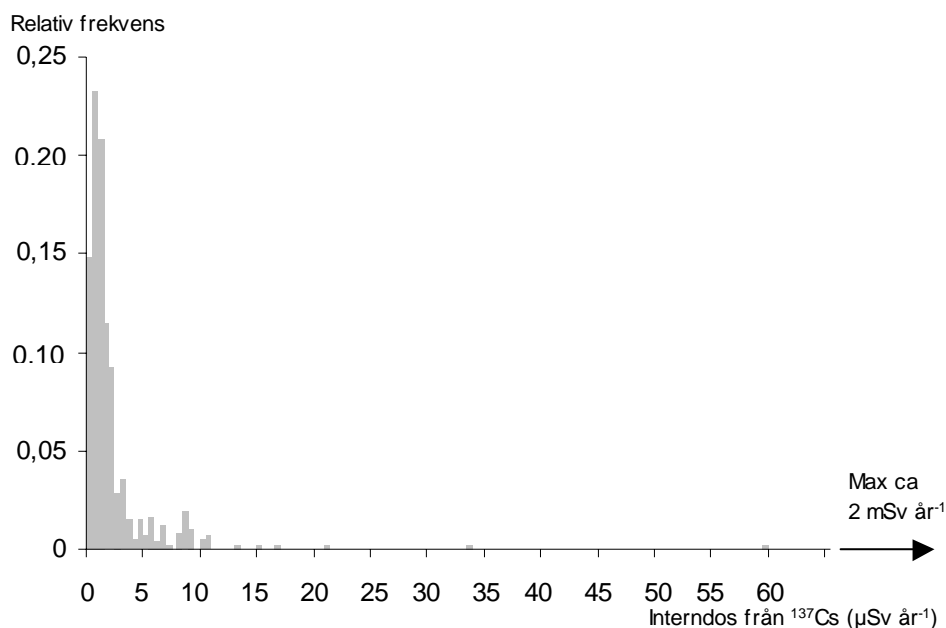
Beräkning av medeldoser

Beräkningarna för aktuell dos bygger på helkroppsmätningar av människor. Kroppsinnehållet av ¹³⁷Cs omräknas till dos enligt ett viktberoende samband baserat på kurvanpassning av den algoritm som anges av Legget (1984).

$$E = a * 0,0014 * m^{0,111}$$

Där E = effektiv dos (mSv år⁻¹), a = aktivitetskoncentrationen (Bq kg⁻¹) och m = kroppsvikt (kg).

Aktuellt medelvärde för olika befolkningsgrupper i tabell 35 är uppskattat genom en kurvanpassning för befintliga mätdata (figur 51) och extrapolering till år 2005. Landsmedelvärdet bygger på resultat från en referensgrupp i Stockholm 1959-2001 (25-36 personer anställda på SSI). Denna grupp har visat sig ligga mycket nära landsmedelvärdet (se figur 51) vid de riksomfattande undersökningar med slumpvist utvalda personer som är utförda 1987, 1988 och 1994 (110-218 personer). Medelvärden för de olika befolkningsgrupperna bygger på mätningar i speciella projekt; renskötare i Västerbotten 1986-2001,



Figur 63. Interndos från ¹³⁷Cs. Fördelning av befolkningen i olika dosintervall.

Tabell 35. Effektiv interndos från ^{137}Cs i olika befolkningsgrupper.

Befolkningsgrupp	Effektiv interndos ($\mu\text{Sv}\ \text{år}^{-1}$)
Landsmedelvärde	2,5
Renskötare (Västerbotten)	180
Lantbrukare/jägare (Gävletrakten)	30
Övriga landsortsbor (Gävletrakten)	5
Storstadsbor (Malmö)	1

(21-44 personer), lantbrukare i Gävletrakten 1986-1998 (10-15 personer), jägare i Gävletrakten, 1994-2001 (55-79 personer), övriga landsortsbor i Gävletrakten 1986-1998 (10-13 personer) samt tätortsbor i Malmö 1986-1994, 2002 (6-19 personer). Fördelningen av befolkning i olika dosintervall (figur 63) bygger på fördelningen i den riksomfattande undersökningen 1994. Doser uppmätta i den undersökningen är omräknade till 2005 med hjälp av den minskning som uppmäts för referensgruppen i Stockholm under denna tidsperiod. Den sanna fördelningen 2005 kan antas vara ännu något mer skev än i figur 63. Detta beror på att minskningen kan förväntas gå långsammare i de personer som har högre halter. De högre halterna kan i sin tur antas bero på att dessa personer äter mer mat från de naturliga ekosystemen där halveringstiden är längre än i produkter från jordbruket.

Individuella doser

Interndosen till en individ beror helt och hållet på cesiumhalterna i födan. En individ som helt undviker de varugrupper som kan innehålla högre halter ^{137}Cs , såsom ren- och viltkött, insjöfisk och svamp från områden som drabbades hårt av Tjernobyli, får en mycket låg dos, $< 0,5\ \mu\text{Sv}\ \text{år}^{-1}$. Individer som äter mycket av dessa produkter, i vissa fall utan att kontrollera halterna om det är frågan om självproducerade livsmedel, kan få doser på över $1\ \text{mSv}\ \text{år}^{-1}$.

Intecknade doser under en 50-årsperiod

Interndosen från såväl de atmosfäriska provsprängningarna som Tjernobylyolyckan är övergående. Den har ett tidsberoende med potentiellt höga doser i samband med utsläppen som sedan gradvis minskar med tiden. Det är därför relevant att beräkna den tidsintegrerade dosen som dessa utsläpp totalt ger upphov till. Dessa beräkningar är gjorda för femtioårsperioder. Den intecknade dosen 1986-2036 beräknas genom att göra en kurvanpassning till uppmätta doser och sedan extrapolera denna kurva över hela tidsintervallet. Den intecknade dosen 1945-1995 kräver också att man tar hänsyn till nedfallet som skedde innan mätningar av helkroppsinnehållet kom igång på 1960-talet. Närmare beskrivning av beräkningarna finns i Rääf m.fl. (2006a).

Den intecknade dosen för perioden 1945-1995 från det ^{137}Cs som deponerades i samband med provsprängningarna uppskattas till $27\ \text{mSv}$ för renskötare i Härjedalen (tabell 36). För referensgrupper i Stockholm och Lund är motsvarande dos runt $0,25\ \text{mSv}$. Den största intecknade dosen från Tjernobylyolyckan uppskattas till $11\ \text{mSv}$ för renskötare i Västerbotten. De övriga befolkningsgrupperna i drabbade områden uppskattas få en genomsnittlig dos på mellan $0,5$ och $2,4\ \text{mSv}$, där de högre värdena gäller för gruppen jägare. Den intecknade 50-årsdosen till storstadsbor i mindre drabbade områden uppskattas till $0,03$ - $0,12\ \text{mSv}$. Till dosen från ^{137}Cs ska läggas dosen från ^{134}Cs , som i genomsnitt ger ytterligare 30-40 procent (tabell 36).

Tabell 36. Tidsintegrerad effektiv interndos från radiocesium med ursprung från de atmosfäriska provsprängningarna (1945-1995) och Tjernobylyolucky (1986 – 2036) (mSv).

Delpopulation	¹³⁷ Cs från provsprängningar (1945-1995)		¹³⁷ Cs från Tjernobylyolucky (1986-2036)		¹³⁴ Cs från Tjernobylyolucky (1986-2036)	
	Medelvärde	95-percentil	Medelvärde	95-percentil	Medelvärde	95-percentil
Riksomfattande mätning	N/A		0,13	0,37	0,04	0,12
Referensgrupp i Västerbotten	N/A		0,93	1,8	0,17	0,32
Referensgrupp i Norrbotten	N/A		0,37	1,0	0,18	0,20
Referensgrupp, Stockholm	0,27	0,67	0,12	0,32	0,03	0,08
Referensgrupp: Lund	0,22	0,38	0,04	0,07	0,01	0,03
Referensgrupp: Malmö	N/A		0,08	0,15	0,02	0,03
Referensgrupp: Göteborg	N/A		0,03	0,05	0,02	0,03
Renskötare i Härjedalen	27	48		N/A		N/A
Renskötare i Västerbotten	N/A		11	30	2,2	5,7
Renskötare i Norrbotten	N/A		1,9	4,1	0,4	0,8
Jägare i Uppsala	N/A		1,4	2,8	0,41	0,85
Jägare i Dalarna	N/A		0,40	1,1	0,12	0,33
Jägare i Gävleborg	N/A		2,4	5,7	0,71	1,7
Lantbrukare i Gävleområdet	N/A		1,2	2,7	0,37	0,82
Övriga i Gävleområdet	N/A		0,53	1,2	0,13	0,31

De högsta individuella doserna inom varje befolkningsgrupp (95-percentilen) ligger normalt en faktor 2-3 högre än medelvärdena (tabell 36).

Stråldoser från kärntekniska anläggningar

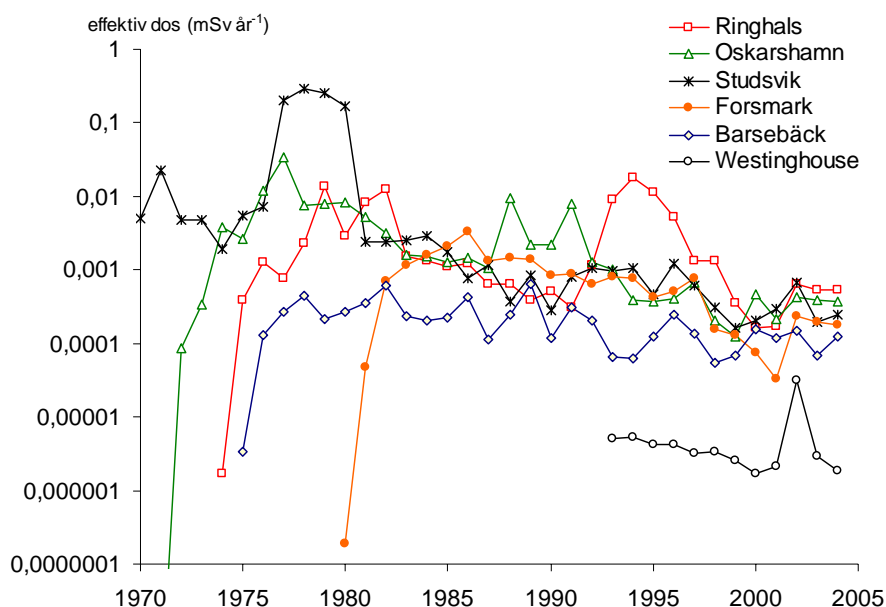
Stråldosen till allmänheten från de kärntekniska anläggningarna anges inte som ett medelvärde för befolkningen som helhet, eftersom doserna till de allra flesta är helt försumbar. Istället redovisas här dosen till kritisk grupp (tabell 37). Den kritiska gruppen är en hypotetisk grupp av personer som beräkningsmässigt får de högsta stråldoserna från respektive anläggning. Den kritiska gruppen antas bo inom det mest belastade området avseende externstrålning och få merparten av sina livsmedel från det som produceras i detta område. Dosen till kritisk grupp, integrerad över kommande 50 år, orsakad av utsläpp under år 2004 varierade mellan 0,002 μSv och 0,5 μSv för de olika anläggningarna.

Historiska doser

Doserna till kritisk grupp har generellt sett sjunkit under de senaste 20 åren (figur 64). Den största avvikelserna under denna period gäller Ringhals, som hade förhöjda utsläpp i samband med bränsleskador 1991-1994.

Tabell 37. Dos till kritisk grupp, uppdelad i olika åldersgrupper, orsakad av utsläpp från svenska kärntekniska anläggningar under år 2004 (μSv).

	0-1 år	1-2 år	2-7 år	7-12 år	12-17 år	Över 17 år
Barsebäck	0,04	0,1	0,1	0,1	0,1	0,06
Forsmark	0,0009	0,1	0,1	0,2	0,1	0,06
Oskarshamn	0,1	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2
Ringhals	0,07	0,4	0,5	0,5	0,4	0,3
Studsvik	0,02	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
Westinghouse	0,00009	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002



Figur 64. Dos till kritisk grupp orsakad av kärntekniska anläggningar.

Stråldoser från medicinska undersökningar

Landsmedelvärdet för stråldos från medicinsk diagnostik uppskattas till 0,9 mSv år⁻¹. Dosbidraget är dock mycket ojämnt fördelat mellan olika individer och mellan olika år för en given individ. Den individuella dosen kan vara noll för den som under året inte genomgått någon undersökning och variera mellan < 10µSv och > 100 mSv för den som genomgått någon slags undersökning (tabell 38). Under 2004 uppskattas 5-6 miljoner röntgenundersökningar (exklusive tandvårdsundersökningar) och 100 000 nukleärmedicinska undersökningar ha genomförts. Tillgänglig statistik är inte personbunden så det är svårt att uppskatta hur dessa undersökningar fördelar sig över befolkningen, men ca 1,5 miljoner människor uppskattas ha fått en effektiv dos överstigande 1 mSv under 2004.

Sett över en längre tidsperiod kommer de flesta att genomgå en eller flera undersökningar så att livsdosen i någon mån varierar mindre mellan olika individer.

Dosbidraget från medicinsk diagnostik har ökat med 25 procent sedan 1995. Visserligen har patientdosen för enskilda undersökningar minskat, men istället har antalet doskrävande datortomografiundersökningar ökat kraftigt.

Medeldoser till befolkningen

Stråldoserna från medicinsk röntgendiagnostik i Sverige har kartlagts med olika metoder under de senaste 30 åren. Den senaste, mer eller mindre fullständiga, uppskattningen är från 1995, därefter finns mera spridda uppgifter för ett begränsat antal av undersökningstyper. För nukleärmedicinska undersökningar har uppgifter om antal undersökningar och administrerad aktivitet per år rapporterats till SSI sedan 1960-talet. En total dosuppskattning från tandvården gjordes senast 1995.

Medicinsk röntgendiagnostik

Underlaget till beräkningen kommer från fyra undersökningar/enkäter mellan 1991 och 2005.

1991/1995: Under en vecka 1991 bestämdes och protokollfördes patientdoser (effektiva doser) tillsammans med patientens ålder och kön för samtliga datortomografiundersökningar i Sverige. Resultatet var att det gjordes 200 000 datortomografiundersökningar i Sverige med en kollektivdos på 1 000 manSv per år. En uppföljning med en enkät visade att 1995 hade antalet undersökningar ökat till 350 000 med en kollektivdos på 2 000 manSv per år.

1995: En enkät skickades till samtliga tillståndshavare för medicinsk röntgendiagnostik med frågor om frekvens, ålders- och könsfördelning samt patientdoser för femton brett definierade röntgenundersökningar. Resultaten, som kom från sjukvårdsområden som stod för ungefär 25 procent av befolkningen, skalades upp till hela Sverige. Uppgifterna om patientdoser som inrapporterades antogs vara typiska för respektive undersökning och användes för beräkning av kollektivdosen. Denna blev 6 000 manSv per år från 5 miljoner röntgenundersökningar inklusive de ovan nämnda datortomografiundersökningarna.

2002-2005: I SSI:s föreskrift SSI FS 2002:2 krävs att sjukvården ska bestämma så kallade diagnostiska standarddoser för tolv specificerade röntgenundersökningar. Resultaten rapporteras in till SSI och de kan användas för uppskattning av patientdoser. En preliminär utvärdering visar att för de konventionella undersökningarna har den genomsnittliga patientdosen minskat med ungefär 35 procent och för datortomografiundersökningar med ungefär 15 procent jämfört med 1995-års värden. Det har dock skett en förändring av för-

Tabell 38. Exempel på medicinska undersökningar. Effektiva patientdoser (mSv) per undersökning samt antal årligen utförda undersökningar på vuxna patienter.

	Typisk dos	Antal undersökningar
Röntgendiagnostik^a		
Tandröntgen intraoral per bild	0,01	13 000 000
Konventionell lungundersökning	0,08	1 000 000
Mammografi	0,1	750 000
Konventionell ländryggsundersökning	1,5	140 000
Datortomografi hjärna	2,2	180 000
Datortomografi thorax/buk	6,5/10	160 000
Nukleärmedicinsk diagnostik		
Njurfunktionsundersökning med blodprov	0,01	5000
Njurfunktionsundersökning med bildtagning	2	7000
Skelettundersökning	5	26000
Undersökning av hjärnans blodflöde	10	4000
Hjärtmuskelundersökning	12	20000

^aAntalet undersökningar är från 1994. Nuvarande antal förväntas vara ungefär detsamma, förutom för datortomografi som har ökat med en faktor 2-2,5 jämfört med angivna siffror.

delningen av olika datortomografiundersökningar mot en större andel högdosundersökningar.

2005: En snabbenkät genomfördes hos motsvarande ca 15 procent av datortomografianvändarna angående antal undersökningar 2004/2005. Det visade sig att antalet undersökningar hos dessa användare har ökat sedan 1995 med en faktor 2,4. Om resultaten skalas upp till hela Sverige innebär det att i nuläget görs 840 000 datortomografiundersökningar per år i Sverige.

Dagens kollektivdos från datortomografi skattas från kollektivdosen 1995 till 4800 manSv år⁻¹.

Dagens kollektivdos från konventionella undersökningar skattas från kollektivdosen 1995, justerad för de nya diagnostiska standarddoserna från 2002-2005 (35 procents minskning) med antagande att frekvensen är oförändrad sedan 1995. Kollektivdosen blir då 2 700 manSv år⁻¹.

Nukleärmedicin

Utifrån den årliga rapporteringen till SSI angående antal undersökningar och administrerad aktivitet så har kollektivdosen till vuxna för år 2004 från nukleärmedicinsk diagnostik beräknats till 340 manSv. Grunden för detta är 99 585 administrationer om totalt 36 009 571 MBq fördelat på 15 olika radioaktiva ämnen där ^{99m}Tc står för den dominerande delen med 94 procent av administrerad aktivitet (SSI, 2005a). Dosomvandlingsfaktorer för olika nuklider och läkemedel är tagna från doskatalogen (SSI, 2005b).

År 2004 rapporterades 6 158 undersökningar på barn det vill säga 6 procent av vuxenundersökningarna.

Tandvård

Vid den senaste kartläggningen av antalet undersökningar 1995 blev resultatet att totalt 15,5 miljoner bilder togs årligen motsvarande ca 150 manSv. Dagens kollektivdos antas vara densamma.

Beräkning av total dos

Total kollektivdos från ovan nämnda källor beräknas således till ca 8 000 manSv, eller medeldos på 0,9 mSv år⁻¹.

I och med att exponering för strålning i samband med medicinsk diagnostik är direkt kopplad till om en individ genomgått en undersökning eller inte, samtidigt som dosen från olika typer av undersökningar varierar mellan några μSv och >100 mSv, så är medeldosen per person och år långt ifrån den verkliga exponering för många individer. En grov uppskattning av dosfördelningen för de sex miljoner undersökningar som görs årligen är att 1,5 miljoner undersökningar ger en dos högre än 1 mSv, och åtminstone 1,5 miljoner undersökningar ger en dos understigande 0,1 mSv.

Brister i underlaget och planerade åtgärder

Odontologisk röntgendiagnostik

I beräkningarna ovan är uppgifterna från tandvården ca tio år gamla. Inspektion av ett statistiskt utvalt antal tandläkare planeras. I samband med detta kommer stråldoser att bestämmas och statistik över utförda röntgenundersökningar att inhämtas. Detta kommer att ge en god bild av tandvårdens aktuella dosbidrag.

Undersökningsfrekvens för medicinsk röntgendiagnostik

Beräkningarna ovan görs med antagandet att antalet konventionella röntgenundersökningar är detsamma som 1995. Under år 2006 kommer SSI att begära in uppgifter från tillståndshavarna om undersökningsfrekvens för alla röntgenundersökningar samt fördelning beträffande ålder och kön. Det är inte bestämt än hur detaljerade de senare uppgifterna blir, om de blir i fem- eller tioårsintervaller eller att man endast skiljer mellan vuxna och barn. Uppgifterna borde kunna tas fram relativt enkelt av tillståndshavaren då de numera är lagrade i sjukhusens digitala informationssystem (PACS eller RIS). En svårighet i sammanhanget är att definiera de olika röntgenundersökningarna på ett otvetydigt sätt.

Patientdoser vid medicinsk röntgendiagnostik

För en del av de mest dosbelastande undersökningarna används de rapporterade diagnostiska standarddoserna för en första dosuppskattning. Dessa är inte helt likvärdiga med de faktiska patientdoserna. För de undersökningar som inte omfattas av systemet med diagnostiska standarddoser försöker SSI att få in data från sjukhusen alternativt göra mätningar själv.

Dos per patient eller dos per undersökning?

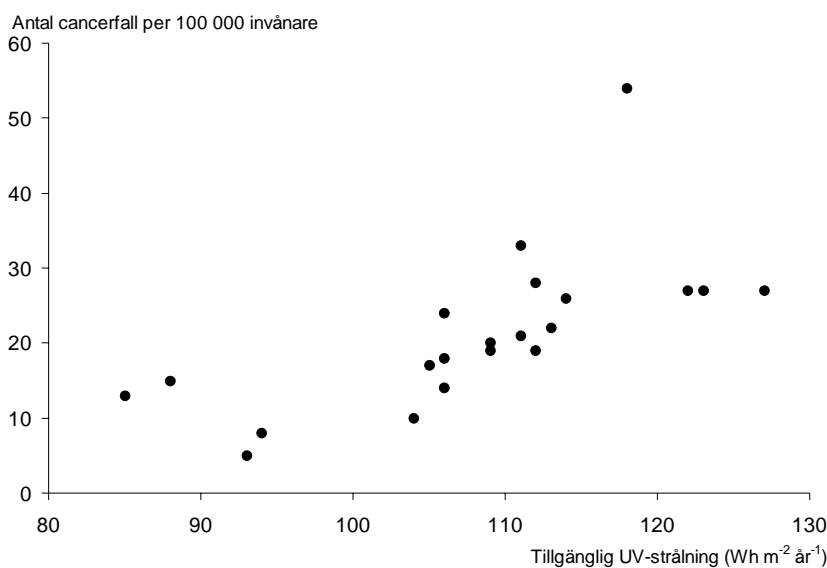
Dagens statistik ger ingen fullständig information om hur doserna fördelar sig i befolkningen eftersom patienter som genomgår flera röntgenundersökningar under året räknas som om de vore olika individer. Problemet kan kanske lösas via patientbaserade sökningar i sjukvårdens elektroniska informationssystem.

Ultraviolett strålning

Stråldos från UV-strålning behandlas inte på riktigt samma sätt som stråldos från joniserande strålning och anges inte heller i samma enhet (faktaruta 3.2). SSI uppskattar att den årliga UV-exponeringen (ett enhetslöst index som i viss mån motsvarar den fysikaliska enheten MED) till den svenska befolkningen i genomsnitt är 122. Exponeringen är högre i åldersgruppen 18-24 år jämfört med äldre grupper och exponering i samband med utlandsresor uppskattas stå för ca 25 procent av den totala exponeringen. UV-strålningen varierar geografiskt över Sverige (figur 55) och det finns skäl att tro att även den genomsnittliga dosen varierar geografiskt. Detta stöds av att det finns ett samband mellan tillgänglig UV-strålning och hudcancerincidens (figur 65). Hudcancerincidens på länsnivå kan således ses som en indikator för UV-dos på länsnivå och redovisas tillsammans med tillgänglig UV-strålning i tabell 39.

Direkta mätningar av UV-doser finns idag gjorda för specifika grupper som ingått i olika forskningsprojekt. Resultat från en sådan undersökning indikerar att barn i olika förskolor får en daglig erytemeffektiv UV-exponering på i genomsnitt mellan 80 och 300 Ws m^{-2} till den del av huden som är oskyddad.

Dosuppskattningar i samband med solarieanvändning indikerar att medeldosen till befolkningen är ca 500 $\text{Ws m}^{-2} \text{år}^{-1}$ erytemeffektiv UV-exponering. Dosen till en individ som frekvent använder solarium blir naturligtvis mycket högre då dosen per solningstillfälle uppskattas till 250 Ws m^{-2} . I denna uppskattning har den exponerade hudytans betydelse för befolkningsdosen inte bedömts eller vägts in (Nilsson m.fl., 2003). Moderna helkroppssolarier med både över- och underdel exponerar mer (100 procent) av hudytan än de flesta situationer av solljusexponering utomhus, vilket kan öka den totala stråldosen till huden tiofalt och höjer hudcancerisken (WHO, 2003). En studie i Sverige har schematiskt uppskattat att befolkningens totala UV-dos från solarier är av samma storleksordning som den ökning av befolkningsdosen tio procent uttunning av ozonskiktet ger upphov till (Wester m.fl., 1999).



Figur 65. Antalet hudcancerfall, ej malignt melanom, per 100 000 invånare för kvinnor som en funktion av befolkningsviktad tillgänglig UV-strålning. Länsmedelvärden år 2003.

Tabell 39. Antal fall av hudcancer, ej malignt melanom (i huvudsak skivepitelcancer), hos kvinnor samt populationsviktad tillgänglig UV-strålning på länsnivå år 2003. Data från Socialstyrelsen (2005) respektive SMHI (2006).

Län	hudcancerincidens (100 000 invånare ⁻¹)	Tillgänglig UV-strålning (Wh m ⁻² år ⁻¹)
Stockholms län	21	111
Uppsala län	20	109
Södermanlands län	19	109
Östergötlands län	19	112
Jönköpings län	33	111
Kronobergs län	22	113
Kalmar län	26	114
Gotlands län	27	123
Blekinge län	27	122
Skåne län	27	127
Hallands län	54	118
Västra Götalands län	28	112
Värmlands län	24	106
Örebro län	17	105
Västmanlands län	14	106
Dalarnas län	18	106
Gävleborgs län	10	104
Västernorrlands län	8	94
Jämtlands län	5	93
Västerbottens län	15	88
Norrbottnens län	13	85

Beräkning av medeldoser

Man kan relatera de faktorer som bestämmer UV-dosen till tillgänglig UV-strålning och beteende. Doser ifrån solen kan vara svåruppskattade eftersom både tillgänglig UV-strålning och beteende varierar kraftigt. UV-doser till befolkningen från solariet kan uppskattas genom att mäta styrkan på solarierna och sedan ta reda på omfattningen av solariebruket.

Tillgänglig UV-strålning

Det finns flera modeller för att beräkna den tillgängliga UV-strålningen för fri himmel utifrån olika parametrar såsom geografiskt läge, tidpunkt, ozonlagrets tjocklek, förekomst av moln, osv. SMHI har utvecklat en sådan modell för beräkning av UV-strålning för hela Norden. Modellen, som kallas STRÅNG, utgår ifrån bland annat moln- och ozondata för att beräkna timvärden i ett rutnät om 22*22 km.

Den tillgängliga UV-strålningen på en viss plats avgörs förutom av den från solen infallande UV-strålningen, även av lokala förhållanden som blockerar och reflekterar strålningen. UV-strålningen sprids i atmosfären och når en punkt både direkt ifrån solen och indirekt via himlavalvet. Som mest kan himlavalvet bidra med ca hälften av UV-strålningen som når en punkt. Träd, byggnader och andra strukturer i landskapet minskar alltså den tillgängliga UV-strålningen även när de inte ger direkt skugga.

Ett sätt att uppskatta den ”indirekta skuggan” lokalt är med så kallade Sky View Factors (SVF). För att beräkna dessa fotograferas himlen med en vidvinkellins som tillåter fotografering av hela himlavalvet. Fotografiet kan sedan översättas till en faktor mellan 0 och 1 där 1 innebär att det är fri sikt till hela himlen och 0 innebär att hela himlen skymms av

träd, byggnader, m.m. Denna faktor är ett sätt att karaktärisera en miljö, men är begränsad eftersom den inte tar hänsyn till om själva solen är skymd. Det kan givetvis inte göras på ett enkelt sätt för en plats eftersom solens läge varierar över tiden. Huruvida solen är skymd inverkar stort på den tillgängliga UV-strålningen. Ett sätt att till viss del ta hänsyn till denna aspekt är att vikta den södra delen av himlen med en faktor större än 1 och den norra delen av himlen med en faktor mindre än 1. Trots sina brister kan SVF vara ett effektivt sätt att karaktärisera en miljö.

Det är möjligt att göra detaljerade beräkningar av radianfördelning på himlavalvet, vilket exempelvis kan kombineras med information om hur mycket av himlavalvet som skymms av olika strukturer. Utifrån detta är det möjligt att beräkna UV-strålningens intensitet för ytor med olika lutning. Dessa beräkningar är dock mycket omfattande och är inte rimliga att göra för att uppskatta doser för en större population. Däremot kan det vara intressant att tillämpa denna metodik på enstaka personer, aktiviteter och miljöer.

Den tillgängliga UV-strålningen på en specifik plats kan också mätas på olika sätt. Mätningar med så kallade bredbandsinstrument är vanliga och dessa ger oftast CIE-vägd UV-strålning (faktaruta 2.2). Spektrala mätningar förekommer också, men i mindre omfattning.

Beteende

Beteende påverkar UV-dosen på många olika sätt. Individer rör på sig, vilket påverkar den tillgängliga strålningen genom resor till soliga platser både i Sverige och utomlands eller genom vistelse i skuggan. Även exponering av olika kroppsytor beror på beteendet, till exempel om man ligger still och maximerar exponeringen. Beteendespekten omfattar även val av kläder och andra solskyddsmedel, exempelvis solskyddskrämer, hatt, solglasögon, osv. Attityder till solande, solbrunhet och utomhusliv påverkar beteendet.

SSI undersöker sedan 2005 beteende och attityd till solande, solbrunhet m.m. i en årlig enkät som utförs av SCB (Yuen Lasson och Bränström, 2006). Svaren på de nio flervalfrågor som ingår räknas om till "UV-exponering" med en modell som tar hänsyn till hur mycket tid man spenderar i solen mitt på dagen under sommaren i Sverige respektive utomlands, samt hur mycket av den tillgängliga UV-strålningen som aldrig når huden på grund av olika solskydd. Solskydden har både en ytfaktor, hur stor andel av kroppen skyddas, och en intensitetsfaktor, hur stor andel av UV-strålningen når igenom det aktuella skyddet. Även användning av solarier ingår i enkäten.

Dosimetri

Dosimetri, som syftar till att mäta den aktuella dosen som är resultatet av den tillgängliga strålningen i kombination med beteende, är komplicerat för UV-strålning. Olika kroppsdelar exponeras för olika doser. Vissa kroppsytor kan vara täckta av kläder, solskyddskrämer eller liknande som hindrar all eller endast en del UV-strålning från att nå huden. Kroppsyttans position i förhållande till strålkällan är också avgörande. Beroende på kroppsställning och solhöjd befinner sig olika kroppsdelar i olika vinklar i förhållande till solen. De delar som är vinkelräta mot källan utsätts vanligtvis för mest strålning.

De dosimetrar som finns ger information om exponering av den yta som dosimetern fästs på. Andra ytor kan utsättas för helt andra stråldoser. Dessa dosimetrar ger ändå information om dosens storleksordning, och de kan placeras strategiskt, exempelvis på den

kroppsyta som förväntas vara mest utsatt. Dosimetrar ger också möjlighet att jämföra exponeringen vid olika aktiviteter och i olika miljöer.

Det finns några olika typer av dosimetrar. Polysulfon är en plast vars transparens påverkas av UV-strålning. Polysulfonfilmer kan därför användas som dosimetrar, och våglängdskänsligheten liknar hudens erytemkänslighet. En annan typ av dosimetrar utnyttjar sporerers känslighet för UV-strålning. En viss dos avdödar en viss mängd sporer. Även dessa dosimetrar ska ha en våglängdskänslighet som liknar hudens erytemkänslighet. Det finns även elektroniska dosimetrar.

En helt annan metodidé som för närvarande undersöks är urindosimetri. UV-strålning orsakar bland annat en viss skada i DNA-strängen. När denna skada lagas bildas en specifik sorts dimerer som kroppen gör sig av med via urinen. Utifrån mängden av denna dimer i urinen kan en UV-dos uppskattas. Denna metod kringgår de komplikationer som förknippas med dosimetrar som fästs på kroppen så att den dos som kan härledas är relaterad till individens totala exponering för UV-strålning. En stor nackdel med denna metod är att förhållandet mellan dimerhalten i urinen och exponeringen är specifik för varje individ. Detta medför att en kalibrering är nödvändig för varje individ vars dos ska mätas.

Resultat från några svenska undersökningar

Utomhusdosen till barn i elva olika förskolor har mätts med dosimetrar i en undersökning (Boldemann m.fl., 2006). Den dagliga medeldosen varierade mellan 86 och 292 $Ws\ m^{-2}$. Skillnaderna berodde bland annat på förekomsten av skuggande träd och byggnader. Dosererna motsvarar 2-10 procent av den totalt tillgängliga under dagen, och 10-38 procent av den tillgängliga strålningen under den tid som spenderades utomhus.

Den totala dosen från solarier öppna för allmänheten uppskattades i en studie i Göteborg (Nilsson m.fl., 2003). Den genomsnittliga dosen per solningstillfälle var 250 $Ws\ m^{-2}$ och det genomsnittliga antalet solningar var 1,4 per person och år. Denna siffra inkluderar dock inte privata solarier eller företagssolarier vilka utgör ungefär lika många som de allmäntillgängliga. En uppskattning gjordes att det genomsnittliga totala solarieanvändandet i Göteborg är två solningstillfällen per person vilket motsvarar 500 $Ws\ m^{-2}$. Den genomsnittliga dosen till solarieanvändare blir 2000 $Ws\ m^{-2}$ om man antar att 25 procent av befolkningen står för all solarieanvändning (Boldemann m.fl., 2001).

Elektromagnetiska fält

Exponeringen för elektromagnetiska fält uttrycks inte i form av dos, så det går inte att redovisa medeldoser på samma sätt som för joniserande strålning. Nedan följer istället en diskussion om hur exponering kan anges och innebörden av olika begränsningar och referensvärden.

Exponeringsmått för elektromagnetiska fält

Elektriska och magnetiska fält skapar (inducerar) elektriska strömmar i alla material som leder ström, inklusive mänsklig vävnad. Den biologiska effekten av elektriska och magnetiska fält beskrivs bäst genom storheter som beskriver effekten i kroppen, bland annat inducerade strömmar och värmeeffekter. Av praktiska skäl beskrivs dock oftast exponeringen genom att mäta styrkan av det elektriska och magnetiska fältet i luft i en viss punkt. Med dagens kunskap är stimulering av nervceller vid lägre frekvenser och termiska effekter vid högre frekvenser de viktigaste mekanismerna för effekter av elektromagnetiska fält. Någon mekanism som skulle kunna förklara eventuella långtidseffekter är för närvarande inte känd.

Grundläggande begränsningar och referensvärden

Statens strålskyddsinstitut har utfärdat allmänna råd om exponering för elektromagnetiska fält (SSI, 2002). Syftet är att skydda individer ur allmänheten från akuta hälsoeffekter vid exponering för elektromagnetiska fält i frekvensområdet 0 Hz – 300 GHz. SSI:s allmänna råd utgår ifrån en rekommendation från EU-kommissionen som i sin tur baseras på rekommendationer från ICNIRP (International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection), ett oberoende organ bestående av internationellt erkända experter och forskare inom området ickejonerande strålning. ICNIRP utvärderade före sitt beslut många hundra rapporter i ämnet. Då kunde man fastställa vid vilka nivåer i olika frekvensområden som akuta hälsoeffekter har observerats. ICNIRP föreslog sedan begränsningar för allmänheten som ligger på en femtiondedel av dessa nivåer.

SSI:s allmänna råd anger, i likhet med EU-rekommendationerna, grundläggande begränsningar och referensvärden. De grundläggande begränsningarna avser elektriska fenomen eller energiabsorption som försiggår inne i människokroppen (till exempel SAR eller strömtäthet, se faktaruta 2.2). Dessa kan vara svåra att bestämma genom mätningar i den yttre miljön. Som ett komplement finns referensvärden, som är direkt mätbara storheter, givna som fältstyrka eller effekttäthet, och som är härledda ur de grundläggande begränsningarna. De grundläggande begränsningarna gäller alltid. Referensvärdena säkerställer att de grundläggande begränsningarna inte överskrids, men det kan ibland inträffa att ett referensvärde överskrids utan att motsvarande grundläggande begränsning överskrids. Exponeringen är godtagbar enligt de allmänna råden så länge den grundläggande begränsningen inte överskrids.

Begränsningarna i fältens styrka syftar bland annat till att begränsa de inducerade strömmarna så att de inte konkurrerar med de elektriska signaler som normalt går i kroppen eller att de inte bidrar till alltför hög uppvärmning av vävnad. De elektromagnetiska fältens inträngningsdjup i kroppen och växelverkan med olika organ beror i hög grad på frekvensen. Därför har man identifierat följande frekvensområden i de allmänna råden:

0-1 Hz: Grundläggande begränsningar ges för magnetisk flödestäthet för statiska magnetfält (0 Hz) och för strömtäthet vid fält som varierar i tiden (upp till 1 Hz) i syfte att undvika störningar i hjärta och blodcirkulation samt påverkan på det centrala nervsystemet.

1 Hz-10 MHz: Grundläggande begränsningar ges för strömtäthet i syfte att undvika påverkan på det centrala nervsystemet.

100 kHz-10 GHz: Grundläggande begränsningar ges för SAR för att undvika värmebelastning av hela kroppen respektive att undvika alltför stark lokal uppvärmning av vävnad. I frekvensområdet 100 kHz - 10 MHz finns begränsning för såväl strömtäthet som SAR. För de högre frekvenserna, där våglängderna börjar kunna räknas i meter, fungerar människokroppen som mottagarantenn och kopplar in energi som övergår i värmeutveckling. Ett tydligt exempel är en person som använder en mobiltelefon med antennen nära huvudet. Här får man exponering av huvudet som är betydligt större än till resten av kroppen, beroende på närheten till antennen (om man använder hands-free-utrustning minskar exponeringen till huvudet avsevärt), och därför är SAR det bästa måttet för att beskriva och begränsa exponeringen.

10 GHz-300 GHz: Grundläggande begränsningar avser SAR för att undvika uppvärmning av huden eller vävnader nära huden. Inträngningsdjupet är litet. För korta pulser, pulstider mindre än 30 mikrosekunder, ges grundläggande begränsningar vid exponering av huvudet i frekvensområdet 0,3 GHz-10 GHz. Skälet är att korta pulser med tillräckligt hög energi kan ge upphov till akustiska effekter. Man skulle alltså kunna "höra" en sådan puls.

6. Referenser

Alfimov, V., Aldahan, A., Possnert, G., Kekli, A. och Meili, M., 2004. Concentrations of ^{129}I along a transect from the north Atlantic to the Baltic Sea. Nuclear instruments and methods in physics research B 223-224; 446-450.

AMAP, 2004. *AMAP assessment 2002: Radioactivity in the Arctic*. Arctic monitoring and assessment programme, Oslo.

Arbetsmiljöverket, Boverket, Elsäkerhetsverket, Socialstyrelsen och Statens Strålskydds-institut, 1996. Myndigheternas försiktighetsprincip om lågfrekventa elektriska och magnetiska fält - en vägledning för beslutsfattare. Tillgänglig via http://www.av.se/webbshop/pdfroot/adi_477.pdf

Banverket, 2002. Väg- och järnvägsutredning för dubbelspår Norge/Vänernbanan delen Lärje-Olskroken. Underlag till MKB, Elektromagnetiska fält. BRVT 2002:16:08

Bartlett, D., 1999. Radiation protection concepts and quantities for the occupational exposure to cosmic radiation. Radiation protection and dosimetry 86(4); 263-268.

Bergman, R., Nylén, T., Appelblad, P., Bergman, I., Granström, M., Lidström, K., Hånell Plamboeck, A. och Ramebäck, H., 2005. Aktivitetsnivåerna i skogen efter Tjernobylyolyckan – Vad händer i bär, svamp och vilt? FOI rapport 1587, Totalförsvarets forskningsinstitut.

Birchall, A. och James, A.C., 1994. Uncertainty analysis of the effective dose per unit exposure of radon progeny and implications for ICRP risk-weighting factors. Radiation protection and dosimetry 53(1-4); 133-140.

Boldemann, C., Blennow, M., Dal, H., Mårtensson, F., Raustorp, A., Yuen, K. och Wester, U., 2006. Impact of preschool environment upon children's physical activity and sun exposure. Preventive medicine 42(4) 301-308.

Boldemann, C., Bränström, R., Dal, H., Kristjansson, S., Rodvall, Y., Jansson, B. och Ullén, H., 2001. Tanning habits and sunburn in a Swedish population age 13-50 years. European journal of cancer 37; 2441-2448.

Broberg, A. och Andersson, E., 1991. Distribution and circulation of Cs-137 in lake ecosystems, I Moberg, L. (Red) *The Chernobyl fallout in Sweden – results from a research programme on environmental radiology*, pp 151-175. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm.

Clavensjö, B. och Åkerblom, G., 2003. Radonboken – åtgärder mot radon i befintliga byggnader. FORMAS, Rapport T3 2003.

Clavensjö, B. och Åkerblom, G., 2004. Radonboken – förebyggande åtgärder i nya byggnader. FORMAS, Rapport T6 2004.

CRC, 2000. CRC handbook of chemistry and physics : a ready reference book of chemical and physical data, Edition 86 (2005-2006). CRC Press, Cleveland, Ohio.

Darby, S., 2006. The number of lung cancer deaths caused by radon in the home in Europe. Presentation given at the Second meeting of the International Radon Project, 13-15 March 2006, WHO, Geneva.

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., Schaffrath Rosario A., Tirmarche, M., Tomášek, L., Whitley, E., Wichmann, H-E. och Doll, R., 2006. Residential radon and lung cancer: detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer 14208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. *Scandinavian journal of work, environment and health* 32(S1).

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., Schaffrath Rosario A., Tirmarche, M., Tomášek, L., Whitley, E., Wichmann, H-E. och Doll, R., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ* 330; 223-228.

De Geer, L-E., Arntsing, R., Vintersved, I., Sisefsky, J., Jakobsson, S. och Engström, J.-Å., 1978. Particulate radioactivity, mainly from nuclear explosions, in air and precipitation in Sweden, mid-year 1975 to mid-year 1977. FOA rapport C 40089-T2(A1), Försvarets forskningsanstalt.

Eriksson, O., Jones B E V. och Raunistola, T., 1991. Radiocesium contamination and the reindeer. I Moberg, L. (Red) *The Chernobyl fallout in Sweden – results from a research programme on environmental radiology*, pp 401-424. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm.

Estenberg, U., Anger, G. och Trulsson, J., 2006. Kartläggning av exponering för magnetfält runt larmbågar och RFID-system. SSI-rapport 2006:03, Statens strålskyddsinstitut.

Falk, R., Mjönes, L., Appelblad, P., Erlandsson, B., Hedenberg, G. och Svensson, K., 2004. Kartläggning av naturligt radioaktiva ämnen i dricksvatten. SSI rapport 2004:14, Statens strålskyddsinstitut.

FHI, 2006. Nationella folkhälsoenkäten. Resultat tillgängliga via Statens folkhälsoinstituts webbplats. http://www.fhi.se/templates/Page_7773.aspx

Finck, R., 1992. High Resolution field gamma spectrometry and its applications to problems in environmental radiology. Doktorsavhandling, Institutionen för radiofysik, Lunds universitet.

HELCOM, 2005. the HELCOM MONAS MORS-PRO environmental data report of 2005, CD-ROM. Finnish Environment Institute (SYKE), Helsingfors.

Hermansson, I., 2001. Migration av radiocesium i sju olika markprofiler i Tjernobyldrabade områden i Sverige år 2000 – en jämförelse med tidigare resultat 1987-1995. Examinens- och seminariearbeten 44, Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet.

ICRP, 1975. Report of the task group on reference man. *Annals of the ICRP/ICRP Publication* 23.

ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. Publication 65, *Annals of the ICRP* 23(2).

ICRP, 1996. Conversion coefficients for use in radiological protection against external radiation. Publication 74, Annals of the ICRP 26(3).

ICRP, 2006. Biological and epidemiological information on health risks attributable to ionising radiation: a summary of judgements for the purposes of radiological protection of humans. Committee 1 Task Group Report: C1 Foundation Document (FD-C-1). Utkast tillgängligt via:

http://www.icrp.org/docs/Biology_ICRP_Foundat_Doc_for_web_cons.pdf

Jansson, M., 2004. Migration av radiocesium i olika markprofiler samt förekomst av radiocesium i grundvattnet i Sverige år 2003 efter Tjernobylyckykan. Examens- och seminariearbeten 59, Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet.

Josefsson, W., 2006. UV-radiation 1983-2003 measured at Norrköping, Sweden. Theoretical and applied climatology 83; 59-76.

Kekli, A., Meili, M., Possnert, G., Buraglio, N. och Stepanauskas, R., 2003. ^{129}I in Swedish rivers: distribution and sources. The science of the total environment 309; 161-172.

Kulich, J., Möre, H. och Swedjemark, G.-A., 1988. Radon och radium i hushållsvatten. SSI-rapport 88-11. Statens strålskyddsinstitut.

Leggett, R., Eckerman, K., Dunning, D., Christy, M., Crawford-Brown, D. och Williams, L., 1984. Dose rates to organs as a function of age following internal exposure to radionuclides. Report Nureg/CR-3245 ORNL/TM-826, Div. of Facility Operations, Office of Nuclear Regulatory Research, U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC 20555.

Lindborg, L., 2006. Radiation dose to aircrew and other occupationally exposed workers in Sweden. SSI fact sheet 2006:1, Statens strålskyddsinstitut. Tillgänglig via http://www.ssi.se/english/Articles/PDF_ssiFS/1_SSIFactSheet.pdf

Lindell, B. och Magi, A., 1967. Observed levels of ^{137}Cs in Swedish reindeer meat. I Åberg, B. och Hungate, F.P. (Red) *Radioecological concentration processes*: proceedings of an international symposium held in Stockholm 25-29 April, 1966. Pergamon press, Oxford.

Lindén, A-M., 2004. Omgivningskontrollprogram för de kärntekniska anläggningarna, revision. SSI rapport 2004:15, Statens strålskyddsinstitut.

Livsmedelsverket, 2005. Provtagning och rutiner för kontroll av cesium vid slakt och kontrollbesiktning av ren den 1 juli 2005 till och med den 30 juni 2006. Beslut, Dnr 1548/05.

Luftfartsstyrelsen, 2005. Passagerarfrekvens: Linjefart och ej regelbunden trafik, samtliga flygplatser. Statistik tillgänglig via luftfartsverkets webbplats.

http://www.luftfartsstyrelsen.se/upload/LoS/Trafik%20o%20statistik/pdf_sta/passtot04.pdf

Lüning, M., 2005. Utsläpps- och omgivningskontroll vid de kärntekniska anläggningarna 2002-2004. SSI rapport 2005:19, Statens strålskyddsinstitut.

McGale, P. och Darby, S., 2006. Personlig kommunikation, CTSU, University of Oxford, paul.mcgale@ctsu.ox.ac.uk, sarah.darby@ctsu.ox.ac.uk.

- Marina II, 2003. MARINA II - Update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters. Radiation Protection 132, DG Environment Radiation Protection, EU-kommissionen.
- Marklund, H., 2001. Kvalitetsdeklaration för delprogrammet flodmynningar. Naturvårdsverket. Tillgänglig via Naturvårdsverkets webbplats
<http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/modok/kvaldekl/floddek1.doc>.
- Marsh, J.W., Birchall, A., Butterweck, G., Dorrian, M.-D., Huet, C., Ortega, X., Reineking, A., Tymen, G., Schuler, Ch., Vargas, A., Vessu, G. och Wendt, J., 2002. Uncertainty analysis of the weighted equivalent lung dose per lunit exposure to radon progeny in the home. Radiation protection and dosimetry 102(3); 229-248.
- Matsson, S. och Moberg, L., 1991. Fallout from Chernobyl and atmospheric nuclear weapons tests – Chernobyl in perspective. I Moberg (red), *The Chernobyl fallout in Sweden, results from a research programme on environmental radiology*. Statens strålskyddsinstitut.
- Mellander, H., 1987. Flygkartering i Sverige av nedfallet från Tjernobyl; utförande, resultat och kalibrering. SGAB rapport TFRAP 8707.
- Mjönes, L. 1981. Gammastrålning i bostäder. SSI rapport 81-18, Statens strålskyddsinstitut.
- Mjönes, L. och Giertz, H., 1990. Cesium-137 och jod-131 i dricksvatten i Sverige efter Tjernobyl. SSI rapport 90-11, Statens strålskyddsinstitut.
- Mjönes, L., Falk, R., Mellander, H. och Nyblom, L., 1996. ²²⁰Rn and its progeny in buildings in Sweden. Environment international 22(S1); 1125-1133.
- Möre, H., Becker, W., Falk, R., Brugård Konde, Å. och Swedjemark, G.A., 1995. Matkorgsundersökning hösten 1994. SSI rapport 95-22, Statens strålskyddsinstitut.
- Möre, H., Hubbard, L.M., Wallberg, L. och Östergren, I., 2003. Miljöövervakning enligt Euratomfördraget av joniserande strålning i miljön i Sverige år 1997 till 2001. SSI rapport 2003:17, Statens Strålskyddsinstitut.
- Nielsen, S. (red), 2000. *The radiological exposure of the population of the European community to radioactivity in the Baltic Sea*. Proceedings of a seminar held at Hasseludden conference centre, Stockholm, 9-11 June 1998. Radiation Protection 110, European Commission, Luxembourg.
- Nilsson, B., Närlundh, B. och Wester, U., 2003. UV-strålning och underlag för bedömning av befolkningsdos från solarier i en storstadsregion. SSI rapport 2003:03, Statens strålskyddsinstitut.
- Nilsson, E., Isaksson, M. och Erlandsson, B., 2005. GIS supported calculations of ¹³⁷Cs deposition in Sweden 1962-1966 following nuclear weapon tests based on precipitation data. I Bergan, T D., Hosseini, A., Liland, A., Selnæs, Ø G. och Thørring, H. (Red) *Eco-Doses – Improving radiological assessment of doses to man from terrestrial ecosystems*, NKS rapport 110. Nordisk kärnsäkerhetsforskning.
- Nylén, P., Bergqvist, U., Fischer, T., Glansholm, A., Hansson, J., Surakka, J., Söderberg, P. och Wester, U. 2002. Ultraviolet strålning och hälsa - ett kunskapsunderlag, Arbete och Hälsa , 2002:5, Arbetslivsinstitutet. Tillgänglig via www.ssi.se.

- Ohlander, E-M., Becker, W. och Bruce, Å., 1991. Monitoring dietary radiocesium intake in Sweden after the Chernobyl accident. I McDonald, I. (Red.) *Monitoring dietary intakes*, ILSI monographs, Springer Verlag, New York.
- Palo, R T., Nelin, P., Nylén, T. och Wickman, G., 1991. Radiocesium levels in Swedish moose in relation to deposition, diet, and age. *Journal of environmental quality* 20(3); 690-695.
- Palo, R T. och Wallin, K., 1996. Variability in diet composition and dynamics of radiocaesium in moose. *Journal of applied ecology* 33; 1077-1084.
- Pershagen, G., Åkerblom, G., Axelson, O., Clavensjö, B., Damberg, L., Desai, G., Enflo, A., Lagarde, F., Mellander, H., Svartengren, M. och Swedjemark, G.A., 1994. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *New England Journal of Medicine* 330:159-164.
- Persson, B., 1974. Lead-210, Polonium-210 and stable lead in the food-chain lichen, reindeer and man p. 347-367 I Adams, J A S., Miyake, Y. och Morgan K Z. (Red) *Proceedings of the second international symposium on the natural radiation environment*, August 7-11, 1972, Houston, Texas, pp 347-367.
- Persson, J., Sjöberg, I. och Johansson, S-E., 2004. Bruk och missbruk, vanor och ovanor. Hälsorelaterade levnadsvanor 1980-2002. Levnadsförhållanden rapport nr 105, Statistiska centralbyrån.
- Peto, R., Lopez, A., Boreham, J., Thun, M. och Heath, C., 1992. Mortality from tobacco in developed countries: indirect estimation from national vital statistics. *Lancet* 339; 1268-1278.
- Roos, P., Samuelsson, C. och Mattsson, S. 1991. ¹³⁷Cs in the lichen *Cladonia stellaris* before and after the Chernobyl accident. I Moberg, L. (Red) *The Chernobyl fallout in Sweden – results from a research programme on environmental radiology*, pp 389-400. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm.
- Rosén, K., Öborn, I. och Lönsjö, H., 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *Journal of environmental radioactivity* 46; 45-66.
- Räaf, C.L., Hubbard, L., Falk, R., Ågren, G. och Vesanen, R., 2006a. Ecological half-time and effective dose from Chernobyl debris and from nuclear weapons fallout of ¹³⁷Cs as measured in different Swedish populations. *Health Physics*, in press.
- Räaf, C.L., Hubbard, L., Falk, R., Ågren, G. och Vesanen, R., 2006b. Transfer of ¹³⁷Cs from Chernobyl debris and nuclear weapons fallout to different Swedish population groups. *Science of the Total Environment*, in press.
- Salonen, L. 1994. ²³⁸U series radionuclides as a source of increased radioactivity in groundwater originating from Finnish bedrock. I Soukko, J. (red). *Future groundwater resources at risk*. Proceedings of the Helsinki Conference, June 1994. IAHS publication 222; 71-84.
- SAS, 2006. Elisabeth Selander, flygavdelningen, personligt meddelande.

- SCB, 2005a. Lägenheter i det kalkylerade bostadsbeståndet efter region, hustyp och tid, tabell ur statistikdatabasen, <http://www.scb.se>.
- SCB, 2005b. Bostadshushåll (FoB75/80/85/90) efter hustyp, hushållsstorlek och tid, tabell ur statistikdatabasen, <http://www.scb.se>.
- SGU, 2004. Personligt meddelande.
- SGU, 2005. Flygradiometriska databasen, © Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- SJV, FOI, SLU, SoS och SSI, 2002. *Livsmedelsproduktion vid nedfall av radioaktiva ämnen*. Jordbruksverket, Jönköping.
- Skuterud, L., Gaare, E., Eikermann, I.M., Hove, K. och Steinnes, E., 2005. Chernobyl radioactivity persists in reindeer. *Journal of Environmental Radioactivity* 83(2); 231-252.
- SMHI. 2006. Data och figurer nedladdningsbara från SMHI:s webbplats. <http://produkter.smhi.se/strang/extraction/index.php>
- Snihs, J.O., 1970. The content of some natural radioactive elements, especially ^{222}Rn , in some potable waters in Sweden. Årsrapport 1970, Speciallaboratorierna, SSI: 1970-013, Statens strålskyddsinstitut.
- Socialstyrelsen, 2005. Data ur cancerregistret tillgängligt via socialstyrelsens webbplats. <http://www.socialstyrelsen.se/Statistik/statistikdatabas>.
- SSI, 1998. Radon i vatten. Statens strålskyddsinstitut, information 98:03.
- SSI, 2002. Allmänna råd om begränsning av allmänhetens exponering för elektromagnetiska fält. SSI FS 2002:3, Statens strålskyddsinstitut.
- SSI, 2005a. Isotopstatistik för nukleärmedicinsk verksamhet. Tillgänglig via SSI:s webbplats, <http://www.ssi.se/isotop/index.asp?>
- SSI, 2005b. Doskatalogen. Tillgänglig via SSI:s webbplats, <http://www.ssi.se/lpadoskatalog/index.asp>
- Sundbom, M., Meili, M., Andersson, E., Östlund, M. och Broberg, A., 2003. Long-term dynamics of ^{137}Cs in freshwater fish: quantifying the effect of body size and trophic level. *Journal of applied ecology* 40; 228-240.
- Suomela, J. och Melin, J., 1992. Förekomsten av cesium och strontium-90 i mejerimjök för perioden 1955-1990. SSI rapport 92-20, Statens strålskyddsinstitut.
- Swedjemark, G., Melander, H. och Mjönes, L., 1993. Radon. I: Norlén, U. och Andersson, K. (red). Bostadsbeståndets inneklimat. ELIB-rapport nr 7. Statens Institut för Byggnadsforskning, Gävle.
- Söderström, C., Arntsing, R., Jansson, P., Lindh, K. och Wilhelmsen, K., 2004. History of the sampling station at Grindsjön with quarterly report on measurements of radionuclides in ground level air in Sweden. Fourth quarter 2003. FOI Rapport 1262-SE, Totalförsvarets forskningsinstitut.
- Söderström, C. och Wilhelmsen, K., 2005. The new generation of air filter stations. Division of Systems Technology, annual report 2004. FOI Rapport 1596-SE, Totalförsvarets forskningsinstitut.

Trulsson, J., 2004. Mätning av radiofrekventa elektromagnetiska fält i olika utomhusmiljöer. SSI-rapport 2004:13, Statens strålskyddsinstitut.

Törnström, G. och Barregård, L., 2004. Radonexponering i Lysekil - allmänbefolkningens exponering för radon i Lysekils kommun år 2001 och risk för lungcancer – ett miljöövervakningsprojekt. Länsstyrelsen västra Götalands län, Rapport 2004:29.

UNSCEAR, 1977. Sources and effects of ionizing radiation, United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation 1977 report to the General Assembly, with annexes, United Nations, New York.

UNSCEAR, 1988. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation 1998 report to the General Assembly, with annexes, United Nations, New York.

UNSCEAR, 1993. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation 1998 report to the General Assembly, with scientific annexes, United Nations, New York.

UNSCEAR, 2000. Sources and effects of ionizing radiation, United Nations scientific committee on the effects of atomic radiation 2000 report to the General Assembly, with scientific annexes, United Nations, New York.

Wagner, W.W., Mays, C.W., Lloyd, R.D., Pendleton, R.C. och Zunde1, W.S., 1966. Potassium studies in humans, Research in Radiobiology, University of Utah report COO-119-235; 107-136.

Wallberg, P. och Moberg, L., 2000. Utvärdering av omgivningskontrollprogrammet vid kärnkraftverken och Studsvik. SSI rapport 2000:13, Statens strålskyddsinstitut.

Wester, U., Boldemann, C., Jansson, B. och Ullén, H., 1999. Population UV-dose and skin area - do sunbeds rival the sun? Health Physics 77(4); 436-440.

WHO, 2003. Artificial tanning sunbeds – risks and guidance. World Health Organisation, Geneva. Tillgänglig via WHO:s webbplats
<http://whqlibdoc.who.int/publications/2003/9241590807.pdf>

WHO, 2006. European mortality database (MDB), world health organization regional office for Europe, updated January 2006. Tillgänglig via WHO:s webbplats
<http://data.euro.who.int/hfamdb/>

Wright, S M., Howard, B J., Strand, P., Nylén, T. och Sickel, M A K., 1999. Prediction of ¹³⁷Cs deposition from atmospheric nuclear weapons tests within the Arctic. Environmental pollution 104; 131-143.

Yuen Lasson, K. och Bränström, R., 2006. UV-exponeringsmodell och analys av data från 2005. SSI:s återkommande undersökning om sol och utomhusvanor – enkät. SSI rapport 2006:05, Statens strålskyddsinstitut.

Åhman, B., 2005. Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylolyckan. SSI rapport 2005:17, Statens strålskyddsinstitut.

Åhman, B., Wright, S M. och Howard, B J., 2001. Effect of origin of radiocaesium on the transfer from fallout to reindeer meat. The science of the total environment 278; 171-181.

Åhman, B., Wright, S M. och Howard, B J., 2004. Radiocaesium in lynx in relation to ground deposition and diet. *Radiation and environmental biophysics* 43; 119-126.

Åkerblom, G., Falk, R., Lindgren, J., Mjönes, L., Östergren, I., Söderman, A-L., Nyblom, L., Möre, H., Hagberg, N., Andersson, P. och Ek, B-M., 2005. Natural radioactivity in Sweden, exposure to internal radiation, I Valentin, J., Cederlund, T., Drake, P., Finne, I.E., Glansholm, A., Jaworska, A., Paile, W. och Rahola, T. (Red) *Radiological protection in transition*. Proceedings of the XIV regular meeting of the Nordic society for radiation protection, NSFS. Rättvik, 27-31 augusti 2005; 211-214.

Ängerheim, P., Larsson, E., Wilhelmsson, K-Å, och Barregård, L., 2005. Radonhalter i bostäder i Skövde kommun. Rapport från västra götalandregionens miljömedicinska centrum, 2005-02-14. Tillgänglig via [www. sahlgrenska.se/su/vmc](http://www.sahlgrenska.se/su/vmc).

2007:01 Statens ansvar för slutförvaring av använt kärnbränsle

SKI och SSI

2007:02 Strålmiljön i Sverige

Avdelningen för beredskap och miljöövervakning

Pål Andersson et.al.

310 SEK

STATENS STRÅLSKYDDSinSTITUT, SSI, är en central tillsynsmyndighet som verkar för ett gott strålskydd för människan och miljön, nu och i framtiden.

SSI sätter gränser för stråldoser till allmänheten och för dem som arbetar med strålning, utfärdar föreskrifter och kontrollerar att de efterlevs. SSI håller beredskap dygnet runt mot olyckor med strålning. Myndigheten informerar, utbildar och utfärdar råd och rekommendationer samt stöder och utvärderar forskning. SSI bedriver även internationellt utvecklingsarbete.

Myndigheten, som sorterar under Miljödepartementet, har 110 anställda och är belägen i Solna.

THE SWEDISH RADIATION PROTECTION AUTHORITY (SSI) is a central regulatory authority charged with promoting effective radiation protection for people and the environment today and in the future.

SSI sets limits on radiation doses to the public and to those that work with radiation. SSI has staff on standby round the clock to respond to radiation accidents. Other roles include information, education, issuing advice and recommendations, and funding and evaluating research.

SSI is also involved in international development cooperation. SSI, with 110 employees located at Solna near Stockholm, reports to the Ministry of Environment.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Address: Statens strålskyddsinstitut; S-171 16 Stockholm

Besöksadress: Solna strandväg 96

Telefon: 08-729 71 00, **Fax:** 08-729 71 08

Address: Swedish Radiation Protection Authority
SE-171 16 Stockholm; Sweden

Visiting address: Solna strandväg 96

Telephone: + 46 8-729 71 00, **Fax:** + 46 8-729 71 08

www.ssi.se