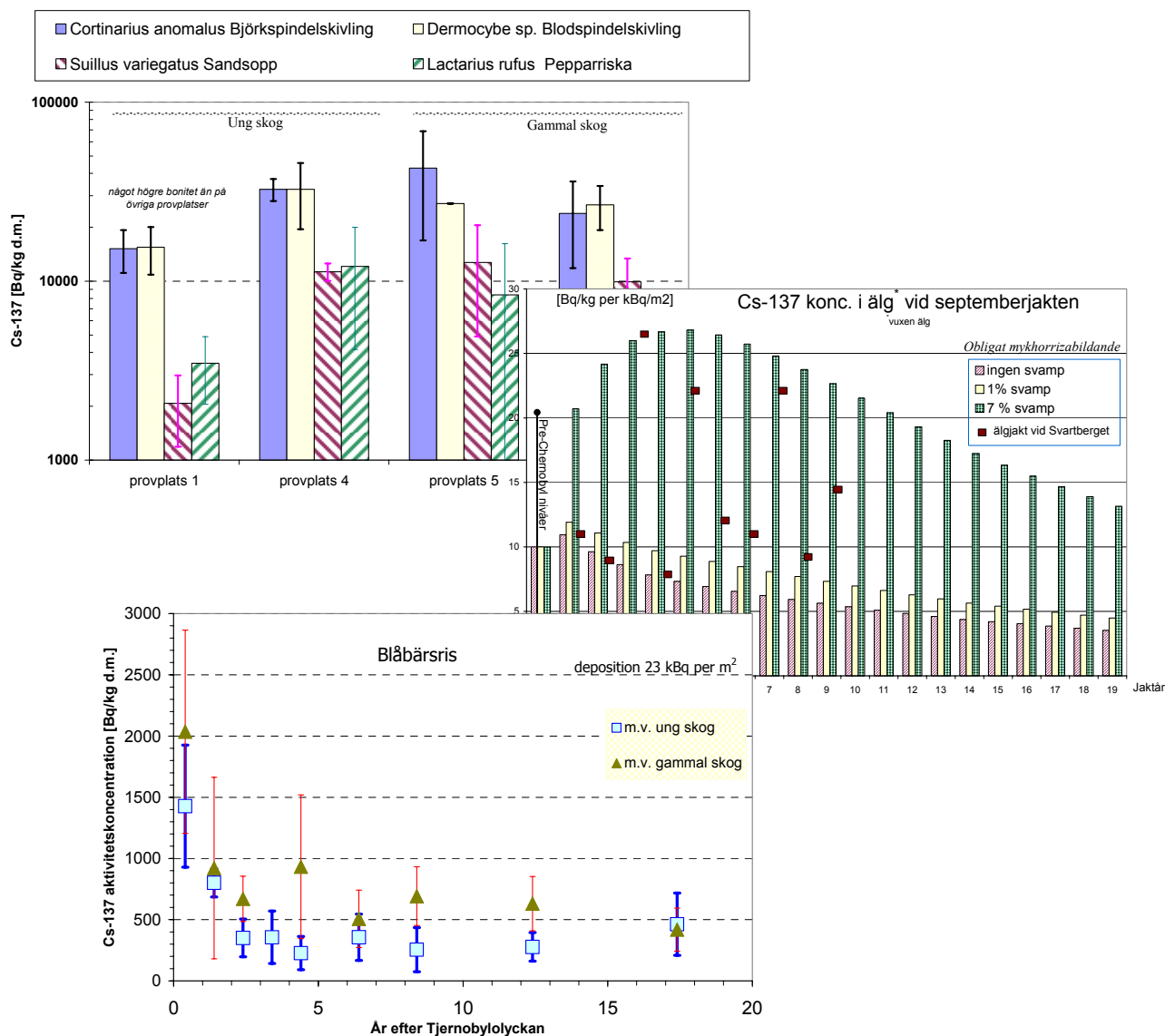


Aktivitetsnivåerna i skogen efter Tjernobylolyckan

Vad händer i bär, svamp och vilt?

Ronny Bergman, Torbjörn Nylén,
Petra Appelblad, Inger Bergman, Micael Granström,
Kenneth Lidström, Agneta Hånell Plamboeck, Henrik Ramebäck



Ronny Bergman, Torbjörn Nylén,
Petra Appelblad, Inger Bergman, Micael Granström,
Kenneth Lidström, Agneta Hånell Plamboeck, Henrik Ramebäck

Aktivitetsnivåerna i skogen efter Tjernobylolyckan

Vad händer i bär, svamp och vilt?

Utgivare Totalförsvarets Forskningsinstitut - FOI NBC-skydd 901 82 Umeå	Rapportnummer, ISRN FOI-R--1587--SE	Klassificering Vetenskaplig rapport
	Forskningsområde 3. Skydd mot NBC och andra farliga ämnen	
	Månad, år Mars 2005	Projektnummer E4934
	Delområde 35 Miljöfrågor	
	Delområde 2 31 N-forskning	
Författare/redaktör Ronny Bergman, Torbjörn Nylén, Petra Appelblad, Inger Bergman, Micael Granström, Kenneth Lidström, Aoneta Hånell Plamboeck. Henrik Ramebäck	Projektledare Ronny Bergman	
	Godkänd av	
	Uppdragsgivare/kundbeteckning SSI	
	Tekniskt och/eller vetenskapligt ansvarig Ronny Bergman	
Rapportens titel Aktivitetsnivåerna i skogen efter Tjernobylyolyckan		
Sammanfattning (högst 200 ord) När kärnkraftsolyckan i Tjernobyl inträffade i april 1986 initierades ett samarbete mellan forskare vid FOA och den skogliga fakulteten vid SLU i Umeå för att studera upptag och omfördelning i viktiga näringskedjor av det radioaktiva cesium (¹³⁴ Cs och ¹³⁷ Cs) som föll ned över skogsekosystemen i Västerbotten. Vid Svartbergets försökspark 60 km NV om Umeå har provtagning i vegetation, mark och vatten skett återkommande sedan 1986. I denna rapport beskrivs och diskuteras förändringen av aktivitetskoncentrationen av Cs-137 i växt och svampmaterial från 1986 till 2003. Resultaten från långtidsförsöken och köttprover från älgjakten vid Svartberget från ett år före olyckan till 1995 jämförs även med beräkningar med radioekologisk modell. Vid sidan om att beskriva de långsiktiga trenderna är ett huvudsyfte med långtidsserierna att öka kunskaperna om vad som utgör huvudorsakerna till omlagringsförloppen under olika skeden och att därmed ge en säkrare grund för identifiering och bedömning av viktiga radiologiska problem. I det perspektivet är det av särskilt intresse att de uppmätta ¹³⁷ Cs-nivåerna i älg de stora svampåren 1988, 1990 och 1993 samtliga ligger i närheten av den beräknade aktivitetskoncentrationen hos vuxen älg, om älgens föda i modellen sådana år antas innehålla omkring 7 % svamp (dvs. betydligt över den angivna förekomsten i älgens diet).		
Nyckelord Cesium-137, skogsekosystem, radioaktivitet, bär, svamp, älg		
Övriga bibliografiska uppgifter	Språk Svenska	
ISSN 1650-1942	Antal sidor: 25 s.	
Distribution enligt missiv	Pris: Enligt prislista	

Issuing organization FOI – Swedish Defence Research Agency NBC Defence SE-901 82 Umeå	Report number, ISRN FOI-R--1587--SE	Report type Scientific report
	Programme Areas 3. Protection against Weapons of Mass Destruction	
	Month year March 2005	Project no. E4934
	Subcategories 35 Environmental Studies	
	Subcategories 2 31 Nuclear Defence Research	
Author/s (editor/s) Ronny Bergman, Torbjörn Nylén, Petra Appelblad Inger Bergman, Micael Granström, Kenneth Lidström, Agneta Hånell Plamboeck, Henrik Ramebäck	Project manager Ronny Bergman	
	Approved by	
	Sponsoring agency Swedish Radiation Protection Agency	
	Scientifically and technically responsible Ronny Bergman	
Report title (In translation) Activity levels in the forest after the Chernobyl accident: what is the situation of berries, mushrooms and game?		
Abstract (not more than 200 words) When the nuclear accident in Chernobyl occurred in April 1986, a co-operation was established between scientists at the National Defence Research Institute, FOA, and the Faculty of Forestry at the Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden, to study uptake and redistribution in important food-chains of radioactive caesium (^{134}Cs och ^{137}Cs) deposited over forest ecosystems in the county of Västerbotten. As part of this co-operation recurrent sampling in vegetation, soil and water has been performed since 1986 at the Vindeln Experimental Forest about 60 km NW of Umeå. In this report the changes in activity concentration of ^{137}Cs in plants and fungi from 1986 to 2003 is described and discussed. Furthermore, results from these long-time series and from sampling annually (from one year prior to the Chernobyl accident till 1995) of moose meat during the autumn hunting season are also compared with predictions based on a radioecological model. Besides describing long-term trends in the material, another purpose with these series is to increase the knowledge about probable causes of the redistribution process during different periods after deposition – thereby providing increased reliability in identifying and assessing important radioecological consequences in different time-scales with focus on food-chains of particular interest to man.		
Keywords Cs-137, forest, ecosystem, radioactivity, berries, mushrooms, game		
Further bibliographic information	Language Swedish	
ISSN 1650-1942	Pages 25 p.	
Price acc. to pricelist		

Innehållsförteckning

INLEDNING	5
MATERIAL OCH METODER.....	6
Provtagningen i ung och gammal skog	6
Radioekologisk modell av skogsekosystemen	7
RESULTAT OCH DISKUSSION.....	8
Långtidsserierna i ung och gammal skog.....	8
Blåbärsris	8
Björkris	10
Tallris.....	11
Svamp	11
Jämförelser mellan mätresultat och modellprognoser	12
Förloppen i vegetationen som grund för långtidsprognoser om ¹³⁷ Cs i bär, svamp, och vilt.....	14
Förloppen i bär och svamp.....	15
Förloppen i vilt.....	18
Betydelsen av långtidsserier för miljöövervakning	20
Sammanfattning	21
APPENDIX.....	22
Sammanställning av resultat från provtagningen av växter och svamp	22
Publikationer om långtidsförloppen under perioden 1986-2003.....	23
Referenser	25

Inledning

När kärnkraftsolyckan i Tjernobyl inträffade i april 1986 initierades ett samarbete mellan forskare vid FOA och skogliga fakulteten vid SLU i Umeå för att studera upptag och omfördelning i viktiga näringskedjor av det radioaktiva cesium (^{134}Cs och ^{137}Cs) som föll ned över skogsekosystemen i Västerbotten. Vid Svarterbergets försökspark 60 km NV om Umeå ($64^{\circ}16'\text{N}$, $19^{\circ}48'\text{Ö}$) har provtagning i vegetation, mark och vatten skett återkommande sedan 1986. I appendix har förtecknats ett urval av publikationerna från dessa studier.

Studierna under 80-talet visade generellt på att aktivitetskoncentrationerna i vegetationen i skogsekosystemen visserligen avtog under en kort period efter nedfallet, men ändå fortfor att vara höga under resten av decenniet – och mestadels utan tydliga avvikelser från oförändrade nivåer (Mattson & Moberg 1991, Nordic Radiocology 1994, se även vår publikationslista i appendix). Däremot konstaterades tidigt att halterna av radioaktivt cesium i spannmål, kött och mjölk minskade betydligt de första åren efter nedfallet till relativt låga nivåer jämfört med i vegetationen i skogsekosystemen, och att de akuta problemen i jordbruket efter nedfallet därigenom försvann relativt snabbt (Eriksson & Rosén 1991). I skogsekosystemen däremot förstärktes genom fortsatt provtagning under 90-talet successivt beläggen för mycket långsamma förändringar av aktivitetsnivåerna. I vissa områden av Västerbotten och Västernorrland överskred ca. 5 procent av älgarna som sköts hösten 1993 gällande gränsvärden för saluförsel av älgkött. En tydlig påminnelse om den fortsatt jämförelsevis höga tillgängligheten i näringskedjor i skogliga biotoper fick dessa norrländska områden även 2003, dvs sjutton år efter olyckan, när halterna återigen var höga i älgköttet. I flera fall överskreds gränsvärdet i vuxna älgar och kalvar, som sköts under första månaden av älgjakten. En intressant observation är att de år då aktivitetskoncentrationerna i älgkött varit särskilt höga har också svampförekomsten varit ovanligt stor veckorna före.

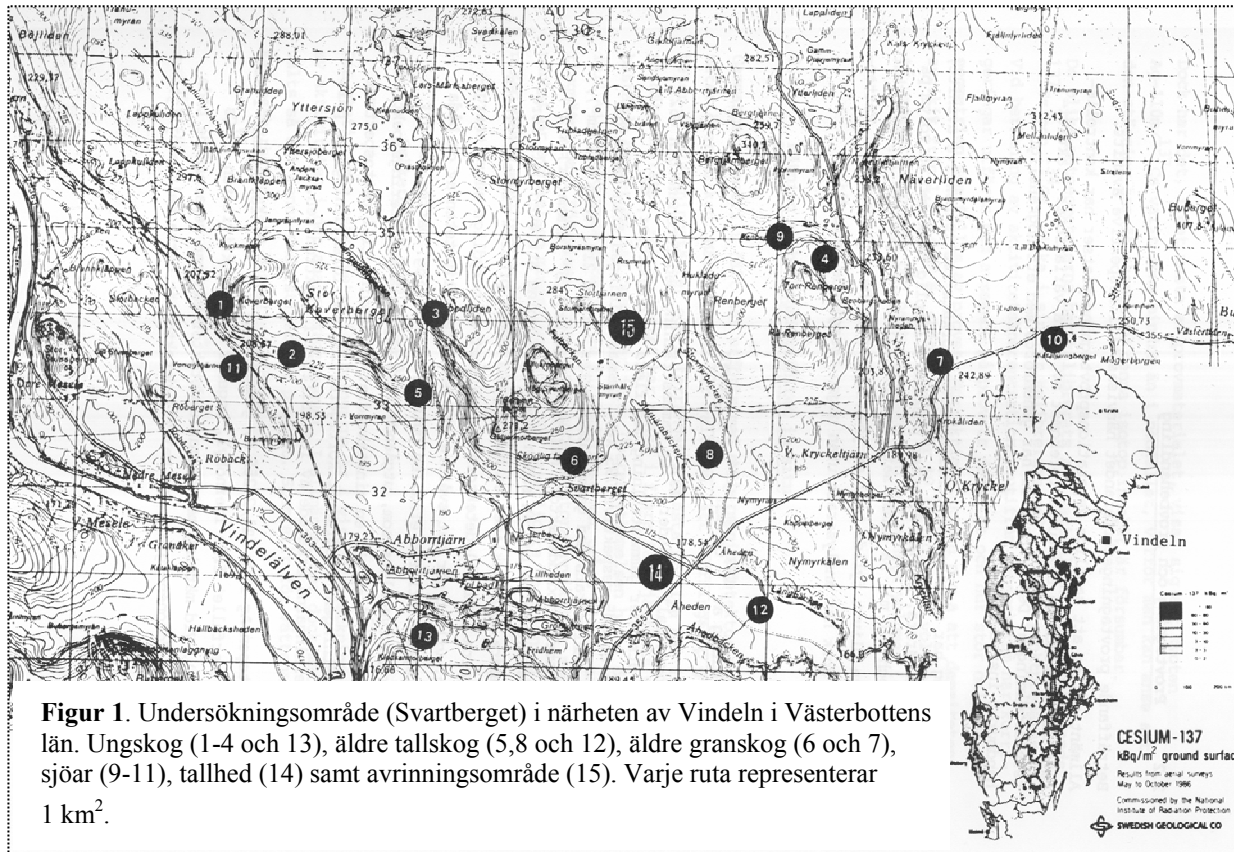
Det projekt som vi rapporterar här diskuterar förändringen av aktivitetskoncentrationen av Cs-137 i växt och svampmaterial från 1986 till 2003. Resultaten från långtidsförsöken och köttprover från älgjakten vid Svarterberget från ett år före olyckan till 1995 jämförs även med prognoser baserade på en radioekologisk modell.

Vid sidan om att beskriva de långsiktiga trenderna är ett huvudsyfte med långtidsserierna att öka kunskaperna om vad som utgör huvudorsakerna till omlagringsförloppen under olika skeden och att därmed ge en säkrare grund för identifiering och bedömning av viktiga radiologiska problem. Framförallt görs detta genom att följa koncentrationsförändringar av ^{137}Cs i olika skogsekosystem och utifrån denna information uppskatta flöden i viktiga näringskedjor, (som innefattar växter, vilt och svamp) samt analysera troliga samband bakom erhållna resultat – bl.a. med hjälp av radioekologiska modeller. Sådan kunskap ger förbättrade förutsättningar för långtidsprognoser över befolkningsdoser via intern exponering från intag av skogsprodukter och bör ge såväl bättre underlag för att undvika ”överskningar” vid älgjakten, som möjlighet att få ned nivåerna i köttet genom att anpassa (dvs eventuellt avvakta med) avskjutningen i början av jaktsäsongen.

Material och metoder

Provtagningen i ung och gammal skog

Den provtagning vid Svartbergets försökspark i Västerbotten, vilken inleddes i samband med olyckan i Tjernobyl, omfattar material från 1986- 2003, dvs långtidsserien sträcker sig över en period på 17 år. I figur 1 markeras de provtagningsplatser som ingått i studien. Det provtagningsprogram för växter som upprättades direkt efter olyckan 1986 har fortsatt enligt ett modifierat provtagningschema. Risprover av björk, blåbär och tall från tio provplatser (1-8, 12 och 13) i ung och gammal skog vid Svartbergets försökspark insamlades fram till 1990 varje år vid två tillfällen (det första i juli och det andra under perioden slutet av augusti till början av september; blåbärsris 1989 endast från lokalerna i ung skog). Andra växter (kråkbär, lingon, ljung, mjölkört, gräs, mossor, lavar, dyfräken, näckrosor) insamlades enstaka år.



För beskrivning av provtagningsmetodik för generalprover från utvalda provplatser i ung och gammal skog hänvisas till våra tidigare rapporter (se Appendix t.ex. Nelin 1994, Nylén 1996). Efter 1990 har prover insamlats i augusti-september 1992, 1994, 1998 och 2003. Vid provtagningarna 1998 och 2003 har fyra av de tidigare använda provplatserna utnyttjats; två i ung (provplatser 1 och 4) respektive gammal skog (provplatser 5 och 8). På varje provplats har fem punkter valts där växt-(blåbär, kråkbär, lingon, ljung björk och tall), svamp- och markprover har tagits. Avsikten med att välja yttersta delarna av kvistar från relativt små tallar respektive björkar (< 5m) är att kunna relatera halterna i vegetationen till nyckelkomponenter i det potentiella älgbetet. I tidigare publicerat material (Nylén och Ericsson 1989, Nylén 1996) finns specifika studier av aktivitetsfördelningen i tall under olika perioder efter olyckan och vid mer väldefinierade förhållanden m.a.p. trädens ålder.

För att kunna uppskatta hur totalmängden Cs-137 i marken varierar har ytdefinierade markprover (15x15 cm²) tagits i anslutning till var och en av de fem punkterna på respektive provplats. Markproverna har delats in i skikt för att separat analysera a) vegetationsskikt inklusive eventuell mossa eller lav; b) organiskt skikt ned till mineraljorden; och c) 20 cm av den underliggande mineraljorden. Svampproverna inkluderar både mykhorrizabildande och saprofytiska svamparter.

Radioekologisk modell av skogsekosystemen

En modell av skogsekosystemet (Bergman et al. 1993, Bergman et al. 1998,) har utvecklats främst för prövning (genom jämförelser av beräkningar mot mätresultat från långtidsserierna) av olika hypoteser om vad som utgör viktiga processer för omfördelning av ¹³⁷Cs i olika tidsperspektiv. Modellen – i huvudsak baserad på principen om kolflödet i ekosystem – har även med framgång använts i internationella samarbeten (Avila et al. 2001, IAEA-BIOMASS-1 2002), för att prediktera aktivitetskoncentrationer i olika komponenter i skogsekosystem på andra platser i Europa.

Till de faktorer som allmänt väntas vara av betydelse för omfördelningen av radioaktivt cesium hör lokalspecifika karakteristika som: a) den maximala biomassa som kan nås genom tillväxt vid lokalens rådande produktivitet; b) dynamiken för den åldersberoende netto-produktiviteten, dvs den tidsberoende nettotillväxten; c) och åldern hos skogsbeståndet. Modellen beaktar dessa faktorer.

Jämförelser mellan modellprognoserna och faktiska resultat från olika provtagningsplatser i ung och mogen skog vid Svartberget har visat på god överensstämmelse. På lokaler med låg näringsstatus (t.ex. myrmark) är nettoökningen av biomassan mycket begränsad –det innebär relativt liten ”utspädningseffekt” på den mängd Cs-137 som vegetationen innehåller. På likartat sätt är ytterligare utspädning begränsad i gammal skog, där endast relativt små förändringar i koncentrationen av ¹³⁷Cs kan väntas genom fortsatt tillväxt och därav följande utspädning. I biotoper med gynnsamma markegenskaper och därigenom hög produktionskapacitet uppvisar däremot ung skog i allmänhet en snabb nettoökning av biomassan, vilket väntas påverka koncentrationen av ¹³⁷Cs i hela vegetationen. En tillväxtfunktion är därför inkorporerad i modellen med parametrar som styr dynamiken i tillväxtförloppet respektive sätter en övre gräns för maximal tillväxt. Parametervärdena kan anpassas till de lokalspecifika förhållandena. För närmare beskrivning av modellstrukturen se Bergman et al. 1998 och Avila et al. 2001.

Resultat och diskussion

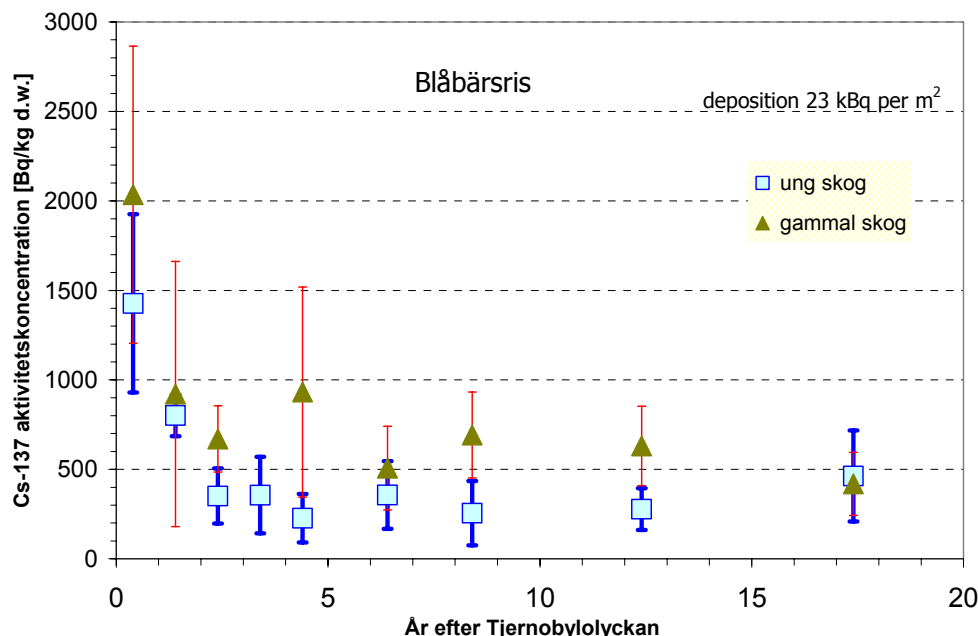
Långtidsserierna i ung och gammal skog

Resultat för var och en av de växter (blåbär, björk och tall), där provtagning skett relativt frekvent, behandlas nedan under respektive rubrik, och illustreras där i figur 2- 4. I figur 2 och 3 gällande blåbärsris återger aktivitetskoncentrationerna mätresultaten, som svarar mot den verkliga genomsnittliga depositionen, 23 kBq/m², i det aktuella området. I övriga figurer är aktivitetskoncentrationerna omräknade till nivåer gällande för depositionen 1 kBq/m².

Utöver detta redovisas i tabell 1 och 2, som återfinns i appendix, en sammanfattning av resultat för ett större antal av de växt- respektive svamparter som ingått i provtagningen under olika perioder. Medelvärdena – angivna som torrvektshalter – i dessa tabeller är beräknade på data från samtliga provtagningsplatser, och aktivitetskoncentrationerna är omräknade till ¹³⁷Cs-depositionen 1kBq per m².

Blåbärsris

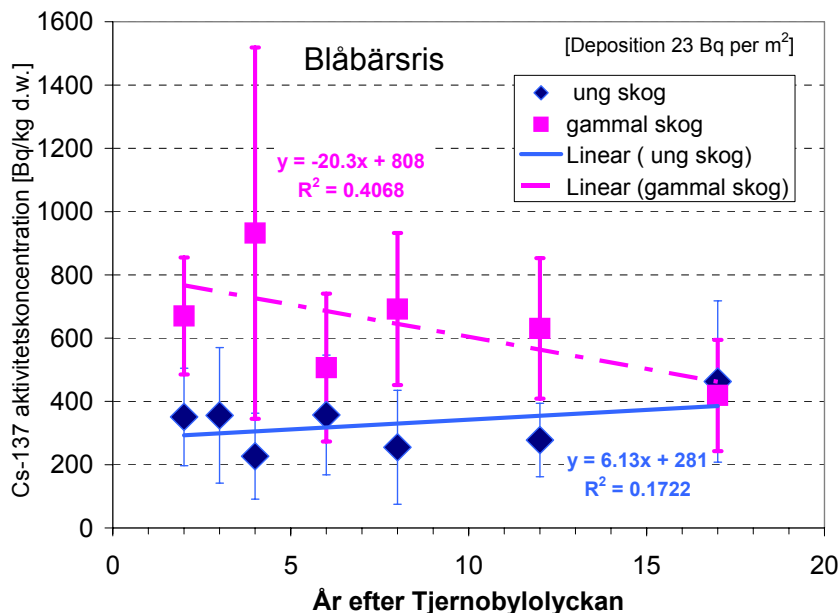
Aktivitetskoncentrationerna av ¹³⁷Cs i blåbärsris från generalprovplatser visas i figur 2. Aktivitetsnivåerna i blåbärsris från ung respektive gammal skog svarar mot den verkliga depositionen (23 kBq/m²). Variationen mellan proverna tagna inom samma lokal har varit betydande under hela perioden, men medelvärdet på variationskoefficienterna (dvs kvoten mellan standardavvikelsen och medelvärdet) för hela tids-serien för hyggen, 0.48, skiljer sig inte väsentligt från det för skog, 0.46. Variationen är dock mycket större 1986, 1987 och 1990 i gammal skog än ung skog (Fig 2).



Figur 2. Aktivitetskoncentrationen (medelvärden och standardavvikelser) för ¹³⁷Cs i blåbärsris i ung (lokaler som kalhuggna 3-5 år före olyckan) och gammal skog vid olika tidpunkter under perioden t.o.m. hösten 2003.

Efter en snabb minskning i aktivitetskoncentrationen under de första två åren sker ingen signifikant förändring av halterna, fastän det fysikaliska sönderfallet successivt reducerat halterna i ekosystemet med omkring en tredjedel under denna period.

Kvoten mellan aktivitetskoncentrationen i blåbärsris från ung och från gammal skog skiljer sig inte signifikant mellan perioden 1986-1988, där genomsnittet är 0.7 och perioden 1990-2003, där den är 0.57. De hypoteser vi har som grund för vår modell av skogsekosystemen (Bergman et al. 1993, ibid. 1998, Avila et al. 2001) innebär att ökningen av biomassa i den unga skogen ger ett successivt närmande till en kvot som styrs av den lokalspecifika produktionen. Eftersom denna inte är väsentligt olika på provtagningsplatserna innebär detta att kvoten efter tillräckligt lång tid bör närma sig 1 – dvs. efter så lång period från tidpunkten för nedfallet av ^{137}Cs , att skillnader i inlagringen (framförallt i de växande unga träden jämfört med i de gamla träden) utjämnats. Resultaten från senaste provtagningen (dvs. 17 år efter Tjernobylyolyckan) är visserligen i linje med detta, men utgör på grund av den stora statistiska variationen inget signifikant belägg för en sådan trend. Det väntas också krävas betydligt längre tidsperiod för denna utjämningsprocess.



Figur 3. Aktivitetskoncentrationen i blåbärsris i mogen skog ("gammal skog") och i ung skog ("ung skog") under perioden fr.o.m. två år efter Tjernobylyolyckan. Trendlinjer (streckad för mogen skog, heldragen för ung skog) baserade på regressionsanalys är inlagda.

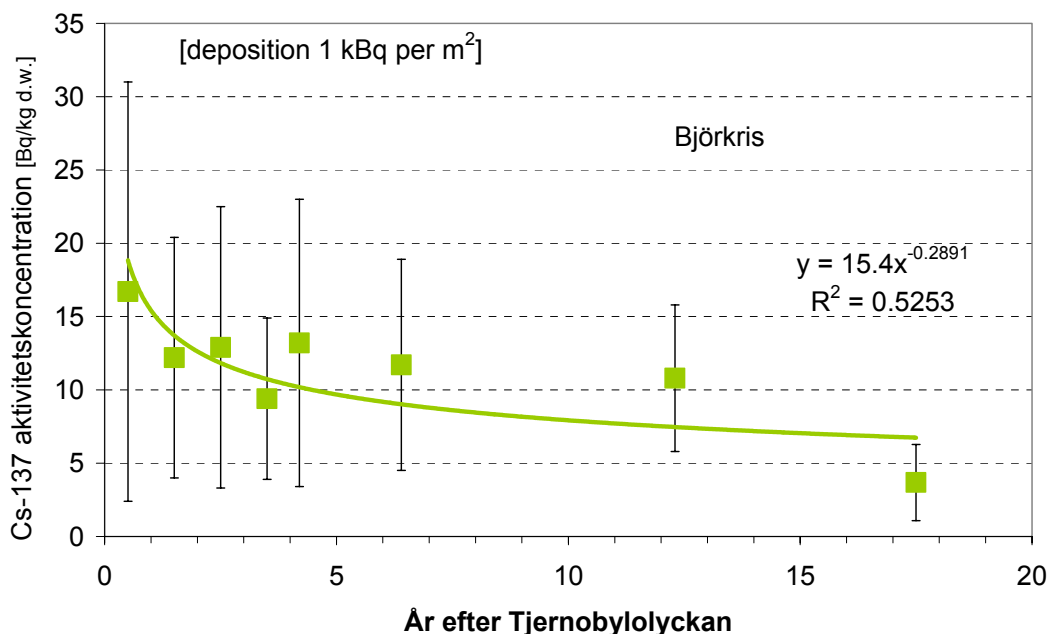
En differentiering av materialet för blåbärsris på ung och gammal skog för perioden 1988-2003, dvs med undantag för de första åren då minskningen var relativt kraftig beskrivs i figur 2. Vid en linjär regressionsanalys framträder en fortsatt långsam minskning för cesiumaktiviteten i blåbärsris i skogen, medan i motsats till detta riset i ung skog snarare får en svag ökning. Avvikelserna från konstanta, men skilda, nivåer för blåbärsris i ung och gammal skog under den aktuella perioden är dock för små för att vara signifikanta. Vi har tidigare visat (Palo et al. 1995) att från och med 1988 var halten av ^{137}Cs från ungskog signifikant lägre än i den gamla skogen inom försöksparken. Vid senaste provtagningen var dock skillnaderna i medelvärdena för aktivitetskoncentrationerna små (med ett något högre värde för proverna från ung skog). Utvecklingen bör följas genom fortsatt provtagning för att klargöra det

verkliga förloppet och bedömning av troliga långsiktiga konsekvenser för exposition via näringskedjorna i skog.

Erfarenheterna från egna (se referenslista för våra publikationer 1986-2003) och andra studier i norden (Mattson och Moberg 1991, Nordic Radiocology 1994) tyder på att bibehållen stor variation i aktivitetskoncentrationerna – även inom det begränsade område som en typisk provplats utgör – är karakteristiskt för fördelningen av ^{137}Cs i vegetations- och markprover från Boreala skogsbiotoper. Resultaten i tabell 1 tyder på att detta förhållande kan vara särskilt accentuerat för aktivitetskoncentrationerna i våra prover från björk och tall jämfört med halterna i undervegetationen (blåbärris, lingonris, kråkbär m.fl.). Trädens storlek väntas ha betydelse för denna effekt. Proverna är tagna från små träd utsatta för sannolikt mycket varierande konkurrens – i ena fallet ett snabbväxande ungt bestånd, i det andra gammal skog där de mindre träden har mycket låg löpande tillväxt och är starkt undertryckta av stora träd.

Björkris

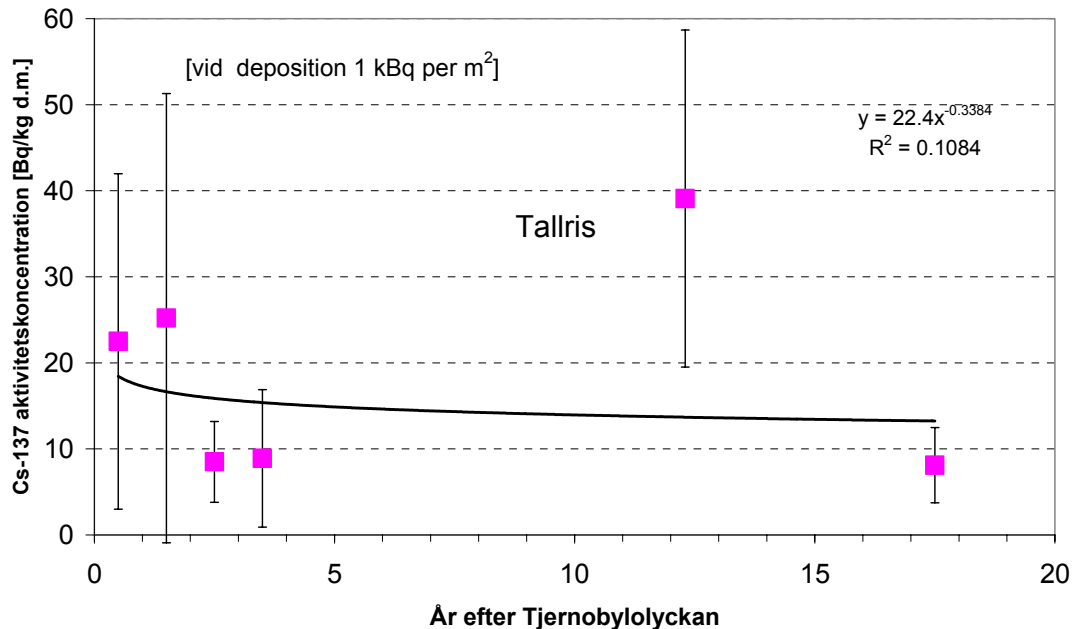
Aktivitetskoncentrationen i björkris uppvisar en stor statistisk variation, som ligger på ungefär samma nivå under hela den studerade perioden (se figur 4). Ingen signifikant skillnad i medelvärdena har hittills uppnåtts mellan åren under provtagningsserien. Den stora lokala variationen och relativt begränsade materialet under 90-talet (se tabell 1 i appendix) har gjort att materialet presenteras utan differentiering på ung och gammal skog. I figur 4 illustreras en kurvanpassning genom regressionsanalys. Analysen antyder visserligen en tendens till avtagande med tiden, men denna trend är inte statistiskt säkerställd ($R^2=0.53$). Medelvärdet på variationskoefficienterna för hela tidsserien är 0,67. Variationen inom lokalerna är större än variationen mellan lokalerna.



Figur 4. Aktivitetskoncentrationerna för ^{137}Cs i björkris från ung och gammal skog.

Tallris

Proverna av tallris är tagna från små tallar i ung respektive gammal skog. De små tallarna i gammal skog varierar kraftigt i ålder medan de i den unga skogen är likåldriga genom planteringen 3-5 år före Tjernobylyolyckan.



Figur 5. Aktivitetskoncentrationerna (medelvärden och standardavvikelse) för ^{137}Cs i tallris från ung och gammal skog.

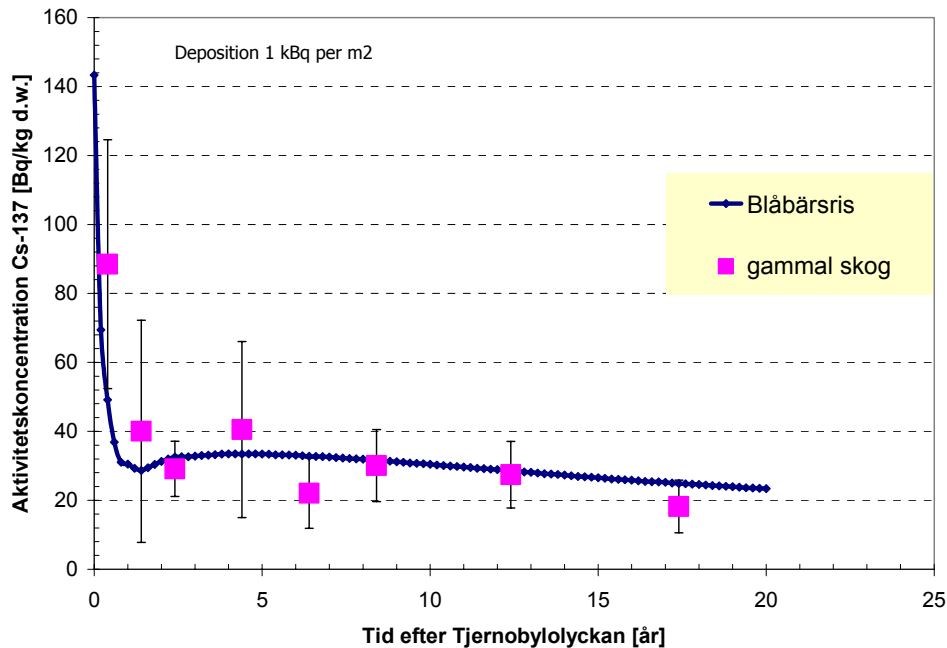
Liksom för björkriset är spridningen stor mellan prover vid en given tidpunkt från samma lokal, och av samma anledning som i fallet med risproverna från björk har materialet presenteras utan differentiering på ung och gammal skog. Medelvärdet för variationskoefficienten över hela perioden från 1986 till 2003 är 0.73. Tendensen till avtagande som illustreras i figur 5 genom kurvanpassning med regressionsanalys är inte signifikant ($R^2=0.11$).

Svamp

Generellt är variationerna mellan aktivitetskoncentrationerna i svampfruktkroppar av samma art och från samma lokal (se tabell 2 i appendix) påfallande stor i jämförelse med i växtproverna (se tabell 1 i appendix). De analyserade svamparterna ligger mellan 20 och 100 gånger högre i aktivitetskoncentration jämfört med växtproverna, och för de arter som kan utnyttjas som matsvamp (Karl-Johan svamp och sandsopp) ligger kvoterna för aktivitetskoncentrationen i jämförelse med växtproverna i mitten av det ovan angivna intervallet. Under perioden syns inga signifikanta förändringar i aktivitetskoncentrationerna för svamp.

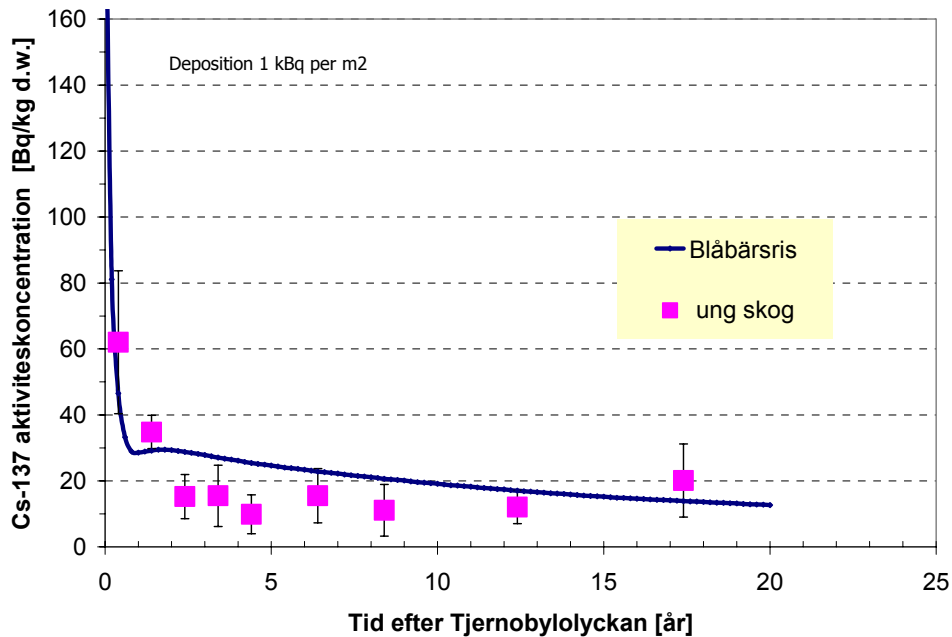
Jämförelser mellan mätresultat och modellprognoser

Resultaten från modellberäkningarna har i fallet ”gammal” skog relativt svagt åldersberoende om åldern för beståndet överstiger ca 80 år, vilket gäller för samtliga här aktuella provplatser i det som betecknas som gammal (eller mogen) skog (fig 6). I simuleringarna av omlagringsförloppen för ^{137}Cs i ekosystemet antas tallarna vid olyckstillfället ha en genomsnittlig ålder på 100 år för provplatserna i gammal skog (fig. 6), medan åldern för den unga skogen på hyggena antas vara 5 år (fig. 7).



Figur 6. Aktivitetskoncentration ^{137}Cs i blåbärsris under perioden 0-20 år efter Tjernobylolyckan enligt modellprognos (heldragen kurva ”blåbärsris”) och mätresultat (kvadrater, ”gammal skog”, m.v. och standardavvikelse) för nedfall över gammal skog.

Resultaten uppvisar däremot ett starkare ålderberoende när den genomsnittliga åldern på beståndet är låg, på grund av den stora successiva ökningen i biomassa genom tillväxten (fig 7). Beräkningarna visar dock att det aktuella åldersintervallet för den unga skogen på områden som kalhuggits 3-5 år före är tillräckligt litet för att ge likartade resultat, varför endast kurvan illustreras för resultaten från modelltillämpningen baserad på åldern 5 år vid tidpunkten för nedfallet över den unga skogen.



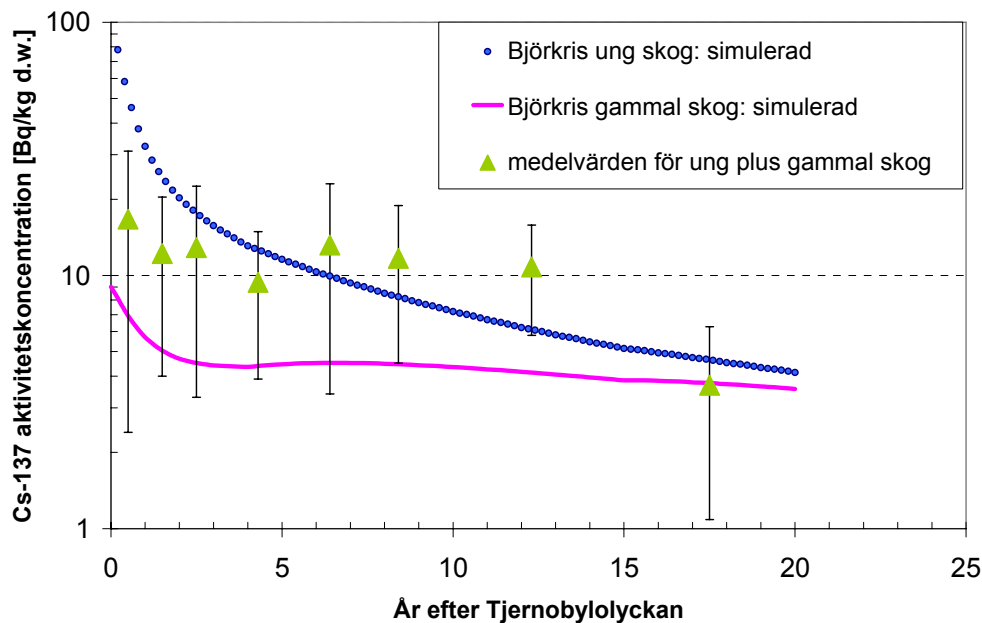
Figur 7. Aktivitetskoncentration ^{137}Cs i blåbärsris under perioden 0-20 år efter Tjernobylolyckan enligt modellprognos (heldragen kurva "blåbärsris") och mätresultat (kvadrater, "ung skog" m.v. och standardavvikelser) för nedfall över ung skog.

Efter den snabba initiala minskningen som främst beror både på avtvättning genom nederbörd och omlagring genom inre omfördelning, beskriver simuleringarna ett efterföljande förhållandevis lugnt förlopp med stor inverkan enligt modellen från utbyte av cesium i rotzonen och där minskningen med tiden är mer accentuerad i den unga skogen än i den gamla skogen (jämför fig 6 och fig 7). (En signifikant lägre koncentration för blåbärsris i ung jämfört med i gammal skog har tidigare konstaterats (Bergman et al 1998) för perioden efter det första året, dvs från 1987 Resultaten från simuleringarna stämmer väl överens med dynamik och absolutvärden enligt mätresultaten –medelvärden och standardavvikelser omräknade till depositionen 1 kBq/m^2 . Detta stöder våra antaganden om vilka processer som främst påverkar omlagringsförloppet och dess tidsberoende. (Bergman et al. 1993, ibid. 1998).

Resultaten från mätningar och simuleringar av aktivitetskoncentrationen i björkris visas i figur 8. I figuren har lagts in kurvor för det beräknade förloppet i ung respektive gammal skog, samt det faktiska utfallet från provtagningarna enligt figur 4 baserat på poolade data för ung och gammal skog. Dessutom har en logaritmisk skala valts som stöd för analysen nedan.

Konkurrenstrycket har troligen betydelse för mönstret (medelvärden och variabilitet) för aktivitetskoncentrationerna inom biotopen. Mätresultat och modellprincipen stämmer med ett sådant antagande. I den gamla skogen indikerar modellresultaten ett relativt lågt upptag i nytillväxten på grund av konkurrensen från den redan existerande stora biomassan. I den unga skogen erhålls däremot tidigt efter nedfallet relativt höga värden, som avtar i takt med ökningen av biomassa (konkurrensen) genom den förhållandevis snabba tillväxten. I det verkliga fallet är fördelningen av konkurrenter ojämn i det unga beståndet (och inte homogen, som antagits i modellen), vilket bör öka variabiliteten mellan proverna från samma lokal, medan medelvärdet väntas ligga i det område som begränsas av de båda kurvorna. Som

framgår av figur 8 stämmer de faktiska resultaten från proverna i tidsserien väl överens med detta mönster.



Figur 8. Aktivitetskoncentration ^{137}Cs i björkris under perioden 0-20 år efter Tjernobylolyckan enligt modellprognoser (heldragen kurva: "Björkris i gammal skog", punkter: "Björkris i ung skog") och mätresultat (trianglar, "medelvärden för ung plus gammal skog" och markerade standardavvikelser).

Förloppen i vegetationen som grund för långtidsprognoser om ^{137}Cs i bär, svamp och vilt

Pågående långtidsobservationer av aktivitetskoncentrationerna i skogsekosystem har fokus på nyckelväxter i människans näringskedja (direkt via bärkonsumtion eller indirekt som viktiga betskomponenter för vilt). Dessa studier bidrar till en ökad förståelse för vad som utgör styrande processer för omfördelningen av radioaktivt cesium i olika tidsperspektiv efter ett radioaktivt nedfall. Genom att utveckla modeller baserade på hypoteser om dessa styrande processer och jämföra modellprediktioner mot det faktiska utfallet från provtagningar förbättras möjligheterna till att validera modellen mot långa tidsserier. Modeller, som baseras på de ekologiska processerna snarare än att vara en empirisk anpassning till erhållna mätresultat från ett specifikt område, ökar också tillförlitligheten vid tillämpningar på andra ekosystem efter vederbörlig anpassning till exempelvis: typ av skogsbestånd, successionsstadium (åldersfördelning), och produktivitet.

Genom tester och jämförelser i internationella fora (IAEA-BIOMASS-1 2002, Avila et al. 2001) av prediktionsförmågan för olika modelltyper, vid tillämpningar på andra ekosystem än de som utnyttjas vid modelluppbyggnaden, har prognoser med användning av vår processbaserade modell visat sig väl beskriva aktivitetskoncentrationerna av ^{137}Cs i vegetation och vilt, när resultaten i efterhand ställs mot facit, dvs. mätresultat från det vid beräkningarna okända underlaget från valda europeiska skogsekosystem.

Som stöd för sårbarhetsanalyser i radiologisk mening, validiteten i långsiktiga dosberäkningar och som stöd för strålskyddsberedskapen är strategiskt valda långtidsserier uppenbart av stort värde.

Förloppen i bär och svamp

De senaste 15 åren har förändringarna i de genomsnittliga aktivitetskoncentrationerna för ^{137}Cs i vegetation och svamp varit små och mestadels icke signifikanta. Resultaten från den radioekologiska forskningen i Norden tyder dock på att detta väsentligen stationära förhållande kan vara resultatet av ett dynamiskt omfördelningsförlopp orsakat av betydande bruttoflöden mellan ekosystemets komponenter, bland annat genom utbyten i rotzonen, translokation inom växten och förnafall. Detta stöds också av resultaten från våra simuleringar av omfördelningsflödena (Bergman et al. 1998, Avila et al. 2001) med modeller baserade på hypoteser om viktiga processer (tillväxt, förnafall och interaktion i rotzonen). En störning i någon enskild länk av betydelse för flödet i systemet kan därför få stora effekter på fördelningen mellan systemkomponenterna, något som studerats och bekräftats i ett tidigare europeiskt samarbete (Suomela et al. 1999). Sådana förändringar i fördelningen leder med få undantag till ändringar i överföringen av ^{137}Cs via näringskedjorna till människan och kan vid stor påverkan få konsekvenser med avseende på den resulterande expositionen och risken. Blåbär och matsvamp utgör lämpliga indikatorer och nyckelarter genom sin betydelse, dels som direkt människoföda, dels som länk i näringskedjorna över älg och rådjur.

Märks effekter av det fysikaliska sönderfallet?

Genom fysikaliskt sönderfall har omkring en tredjedel av det ^{137}Cs som deponerades över skogsekosystemen försvunnit under perioden 1986-2003. Prognoserna visar också på en långsam minskning (med undantag från de första åren efter depositionen) under ett par decennier i älgens betesväxter (blåbär, björk och tall). Beroende på omfördelningsprocesserna och typ av skogsekosystem indikerar dock exemplen med simulering av ung och gammal skog att minskningstakten både kan vara mindre än (se figur 6) eller större än (se figur 7) vad som kan förklaras med enbart fysikaliskt sönderfall. Mätresultaten från långtidsserierna – utan differentiering på ung och gammal skog – ger emellertid inget statistiskt signifikant belägg för någon förändring efter första året. Spridningen i materialet är dock för stor för att med rimlig signifikans kunna hävda att det därför fordras samtidigt pågående omfördelningsprocesser mellan komponenterna i ekosystemet, vilka helt eller delvis kunde kompensera bortfallet av ^{137}Cs i det material som ingår i långtidsserierna.

Aktivitetsnivåerna i svamp och i jämförelse med växtproverna

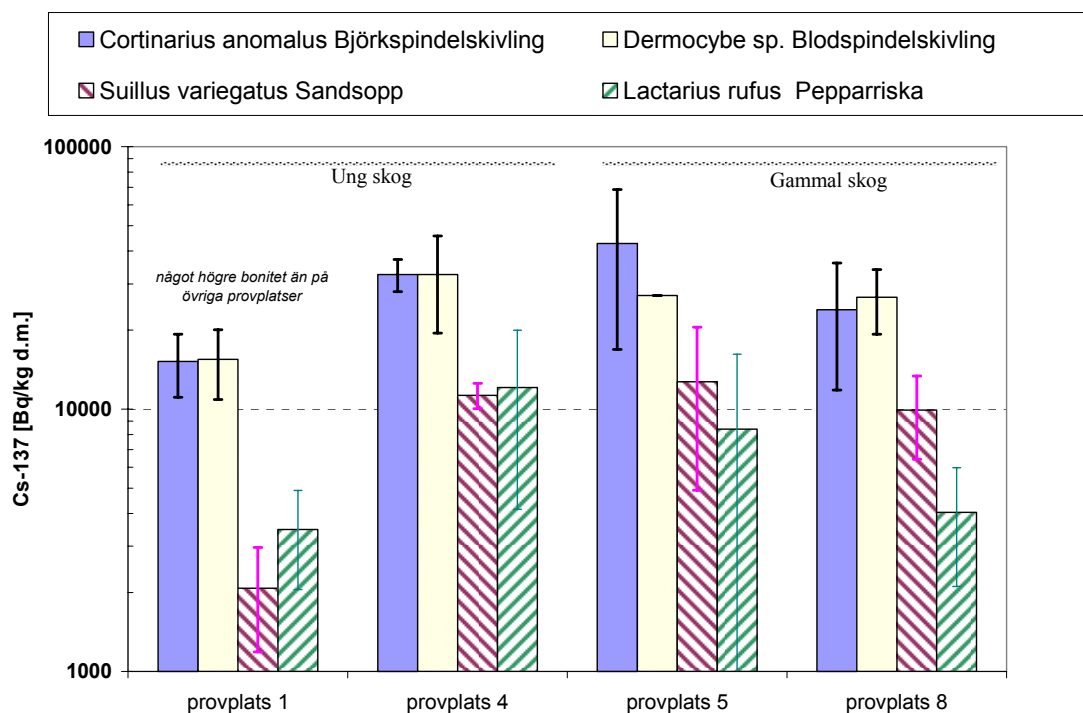
Upptaget av ^{137}Cs i svamparter som är mykhorrizabildande dvs lever i symbios med vissa växter är av störst intresse som komponent i födan. Förnaredbrytande svampar uppvisar relativt låga nivåer av ^{137}Cs (Olsen 1994) med undantag för det år då nedfallet ägde rum (Nimis 1996). Förutom för champinjoner och vissa typer av murklor har de dessutom mestadels relativt små fruktkroppar och saknar därigenom i praktiken stor betydelse för överföring i näringskedjan genom bete eller som matsvamp för människan.

Modellprognoserna med inkorporering av mykhorrizabildande svamp, bl.a. soppar, kantareller och kremlor visar på en ökning av aktivitetskoncentrationerna i sådana

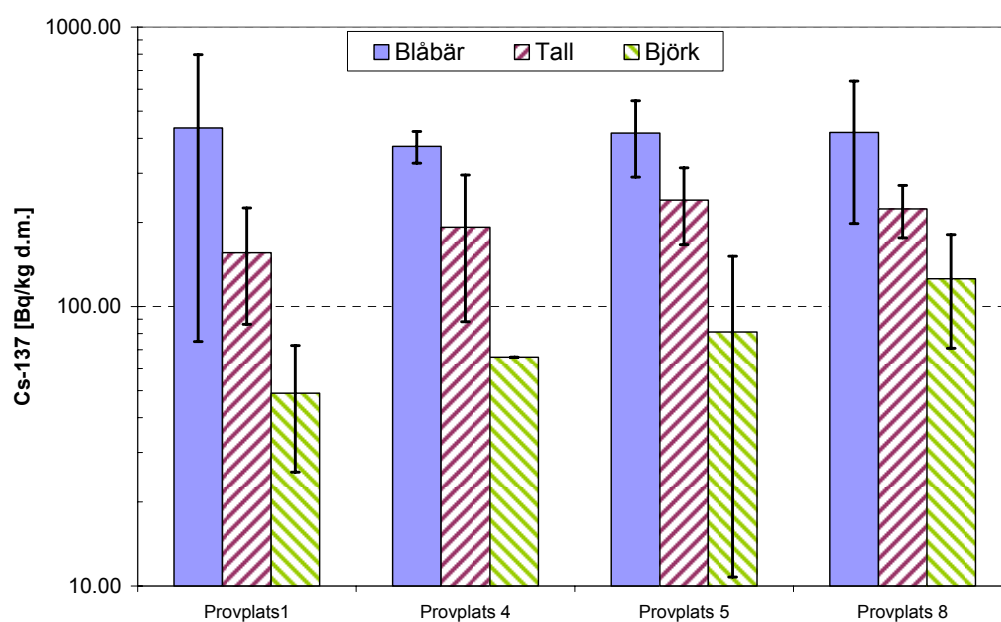
svamparter de första fem åren följt av ett långsamt avtagande, som efter första decenniet är i stort sett likformig med den i träden, men med aktivitetskoncentrationer som i absoluta tal ligger mellan en och två storleksordningar högre. Förnandedbrytande svampar väntas enligt modellberäkningarna nå sina maximala (men jämförelsevis låga) nivåer tidigare och också inleda fasen med avtagande halter tidigare än de mykhorrizabildande arterna. Våra provtagningar saknar material för att testa förhållandet under det första decenniet efter olyckan, men absolutnivåerna från mätresultaten i perioden därefter överensstämmer väl med resultaten från modellberäkningarna.

Figur 9 illustrerar ett genomgående mönster för förhållandet mellan aktivitetsnivåerna i fyra mykhorrizabildande arter på de provplatser vi studerar. Gruppen spindelskivlingar (Björkspindelskivling och Blodspindelskivling) ligger på samtliga provplatser relativt högt och medelvärdena för aktivitetskoncentrationerna inom varje enskild provplats är mycket lika. Medelvärdena för Sandsopp och Pepparriska ligger genomgående betydligt lägre och är inte signifikant olika inom respektive provplats. Medelvärdet för de aktivitetsnivåerna i de ätliga svamparna i tabell 2 (Sandsopp och Karl-Johansvamp) ligger en faktor 20-100 högre i jämförelse med aktivitetsnivåerna i figur 10 och tabell 1 för risprover från björk, tall och blåbär. Detta är i överensstämmelse med resultat från andra håll i Skandinavien (Olsen 1994, Nikalova et al 1997).

Absolutnivåerna i svamp och förhållandet till nivåerna i vegetationen avviker dock något från detta allmänna mönster på provplats 1 (med ung skog i relativt bördig sluttning). Medelvärdena för aktivitetskoncentrationerna år 2003 map de två spindelskivlingarna och sandsopp är omkring hälften av dem på övriga tre provplatser – nr 4 (ung skog) nr 5 och 8 (gammal skog) – där nivåerna är sinsemellan ganska lika. Skillnader mellan nivåerna i växtprover från ung och gammal skog syntes det första decenniet efter olyckan (se figur 2 för blåbärsris). Som framgår av figur 10 föreligger dock inte något liknande mönster för aktivitetsnivåerna i växtproverna på senare tid. Medelvärdena för varje enskilt provslag är mycket lika och aktivitetsförhållandet mellan blåbär:tall:björk är likartat med högsta aktivitetskoncentrationen i blåbär och ungefär en stegvis halvering av nivåerna i denna ordningsföljd. Från tidigare år är svampmaterialet för begränsat för analys av eventuella skillnad mellan provplatserna.



Figur 9. Aktivitetskoncentrationerna för ^{137}Cs , september 2003, i fyra svamparter i ung skog (provplatser 1 och 4) och i gammal skog (provplatser 5 och 8)



Figur 10. Aktivitetskoncentrationerna för ^{137}Cs , september 2003, i ris från blåbär, tall och björk på enskilda provplatser i ung skog (provplatser 1 och 4) och i gammal skog (provplatser 5 och 8).

Förloppen i vilt

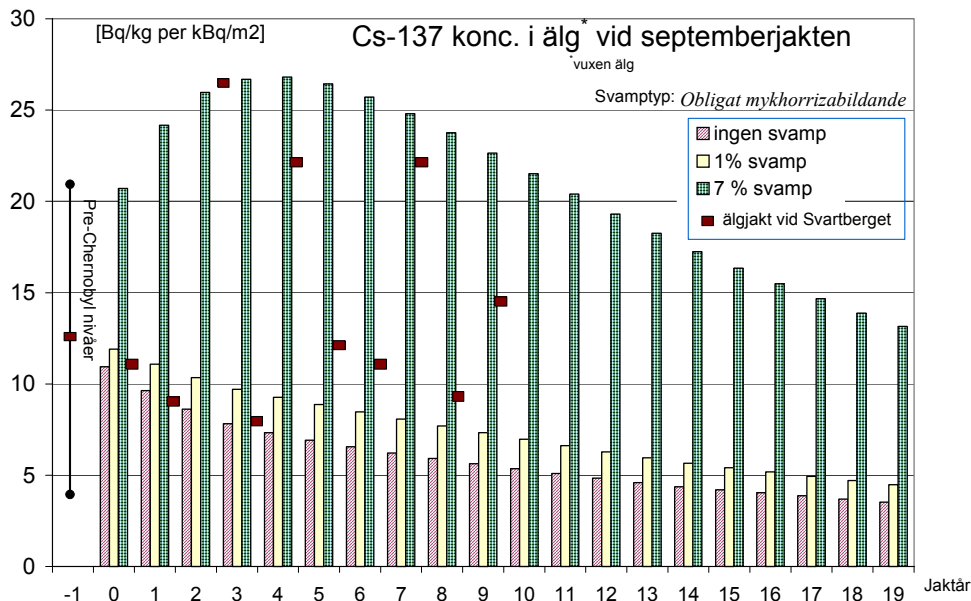
Långtidsserier för vegetation i skogsekosystem i kombination med processbaserade modellstudier har en intressant potential för bedömning av cesiumnivån på nästa trofnivå, där älg och rådjur återfinns.

Betydelsen av svamp för den varierande individuella och genomsnittliga nivåerna i älg olika år under älgjakten är fortfarande kontroversiell. Framförallt hänger det samman med att den mängd svamp som älgen av fysiologiska skäl kan konsumera är relativt begränsad (Cederlund 1980). Publicerade uppskattningar av svampens förekomst i älgens föda under hösten anger 0.7% Cederlund (1980) och 1.3-1.6% (Johanson et al. 1994).

Under åren efter Tjernobylolyckan med särskilt riklig förekomst av svamp har aktivitetsnivåerna i älg legat 2-3 över genomsnittet för älgjakten i Västerbotten (Nelin 1994, Nylén 1996). Om svamp högst kan ingå till ca 1% i älgdieten fordras därför koncentrationsnivåer 200-300 gånger högre i svamp än i genomsnittet över övriga födokomponenter, för att halten i älgköttet ska öka med en faktor 2-3. På provplatserna för våra långtidsserier ligger nivåerna i flera av de soppar som älgen äter sällan över 15 kBq/kg torrsvikt, (sandsopp som ligger relativt högt har medelvärde 13.5 kBq/kg och $\sigma = 6$ kBq/kg), medan nivåerna i björkris och blåbärsris – älgens bulkföda under den aktuella årstiden – ligger i intervallet 100-500 kBq/kg torrsvikt. Aktivitetskoncentrationerna i de svampar som vi bedömer främst förekommer i älgens föda är således inte tillräckligt höga för att helt kunna förklara ökningen i älg under svampåren, såvida inte älgen konsumerar betydligt mer än 1%, eller selektivt tar svamparter med omkring fem gånger högre aktivitetsnivåer än i de ätliga svampar som ingår i vår studie.

I vår modell av skogsekosystemet med älg inkorporerad i förhållande till aktuell populationstäthet (IAEA-BIOMASS-1 2002) och ett säsongsbereende födointag enligt Cederlund (1980) och Nelin (1994) har även svamp inkluderats, dels för att studera betydelsen av mängden svamp i älgens föda, dels för att beskriva aktivitetskoncentrationerna i älg över långa perioder och aktivitetsmönstrets beroende av svampkategori – mykhorrizbildande (obligat-, fakultativ-) eller saprofytiska (förnadbrytande).

Jämförelser visas i figur 11 mellan resultat från simuleringar där älgens födointag månaden före och under älgjakten antas innehålla 0, 1, respektive 7 % av mykhorrizbildande svamp – exempelvis Karl-Johansvamp och sandsopp – och resultat genom prover från älgjakten vid Svartberget. Medelvärdena för aktiviteten i älgköttet baseras på 15-30 prover per år. I diagrammet är även inlagt medelvärde och max-min-nivåer för 14 prover, som härrör från älgjakten 1985, dvs året före nedfallet. Aktivitetskoncentrationen i svamp baseras på våra data för sandsopp från provtagningsområdet.



Figur 11. Aktivitetskoncentrationer i älg från jakten vid Svartberget, Vindeln. Medelvärden för prover från älgjakten 1985- 1995 markeras med fylld kvadrat. Materialet från jakten 1985 är inlagt med markering av max- och min-nivåer.

Det är slående att de uppmätta ^{137}Cs -nivåerna i älg de stora svampåren 1988, 1990 och 1993 samtliga ligger i närheten av den beräknade aktivitetskoncentrationen hos vuxen älg, om älgens föda antas innehålla omkring 7 % svamp (dvs. betydligt över den angivna förekomsten i älgens diet) och att samtliga nivåer ligger inom det spann som begränsas av bidraget 0 - 7 % för svamp.

Biomassan för fruktkropparna hos de svampar älgen äter varierar starkt mellan åren. I modellen antas den i genomsnitt vara 0.1 kg/m^2 färskvikt. Nivån har betydelse, om än inte stor, för det beräknade bidraget från svamp till absolutnivåerna på aktivitetskoncentrationen i älg. Med hänsyn även till de stora variationerna inom och mellan de aktuella svamparterna bör dock det kvantitativa bidraget granskas genom fortsatt analys för att valideras. Man kan ändå redan konstatera att aktivitetsnivåerna i älg under "svampår" följer ett annat mönster, med långvarigt relativt höga nivåer, än det för åren med lägre inslag av svampdiet, då en långsam men monoton minskning förutses. Även om dessa beräkningar endast är preliminära, gör den starka korrelationen det rimligt att anta, att intag av relativt stora mängder svamp är en betydande orsak till älgens höga nivåer under de goda svampåren, men att en samtidig förskjutning till jämförelsevis stort intag av de mer högaktiva växtkomponenterna måste bidra, ifall inte älgen faktiskt konsumerar avsevärt mer än de nivåer 0.7-1.5% som tidigare studier uppgivit.

Det annorlunda mönstret för långtidsförloppet för svampkomponenten i födan – med fortfarande relativt höga nivåer två decennier efter Tjernobylolyckan – är också sannolikt orsaken till de "överraskande" höga nivåer som på nytt uppträdde vid älgjakten 2003.

Betydelsen av långtidsserier för miljöövervakning

Insikt i viktiga processer bakom långsiktstrender och tillfälliga resultat (t.ex. älg vid ”svampår”) har betydelse för riskbedömning, beredskap och rekommendationer till jägare och bärplockare m.m.

En miljöövervakning som regelbundet följer aktivitetsnivåerna i ett antal strategiskt valda komponenter i viktiga ekosystem ger goda förutsättningar för utnyttjande av långa tidsserier som grund för analys av orsak-verkanssamband och därigenom ökad säkerhet i bedömningar, rekommendationer och beslutsunderlag för eventuella åtgärder. Beträffande skogsekosystemen finns lämpliga kandidater för sådant strategiskt val i allmänt förekommande växter som uppfyller kraven att både kunna fungera som indikator på förändringar i aktivitetsnivåerna och samtidigt utgöra en nyckelkomponent för överföringen i radiologiskt viktiga näringskedjor. Av dessa anledningar är blåbärsris ett gynnsamt val. Det ingår, förutom i viktiga näringskedjor som komponent för skogens herbivorer (älg, rådjur m.fl.), även i ett direkt steg till människan genom vår bärkonsumtion. Dessutom finns det särskilt genom forskningen efter Tjernobylolyckan numera tillgängligt ett stort radioekologiskt material rörande denna växt från olika skogsekosystem.

Regelbunden provinsamling från älgjakten ger också en ur strålskyddssynpunkt viktig långtidsserie. De resultat och metoder vi behandlat i denna rapport visar på möjligheterna att föregripa en annars besvärande tillfällig ökning i aktivitetsnivåerna i älg under jaktsäsongen genom att kombinera kunskaperna från långtidsserierna på nyckelväxter och vilt med modellstudier och bedömningen av den regionala svamptillgången under kritiska perioder. En miljöövervakning med sådan täckning ökar förmågan för strålskyddsmyndigheten att ge konkret information och rekommendationer, som kan utnyttjas exempelvis för taktisk anpassning av avskjutningen under älgjakten.

Sammanfattning

Förändringar av aktivitetskoncentrationen för ^{137}Cs i växt- och svampprover

Risprover av björk, blåbär och tall från provplatser i ung och gammal skog vid Svartbergets försökspark har insamlats regelbundet under hela perioden 1986-2003. Andra växter (kråkbär, lingon, ljung, mjölkört, gräs, mossor, lavar, dyfräken, näckrosor) insamlades enstaka år, och svamp under perioden 1988-2003.

Variationen i halterna är genomgående stor och för alla växtslag som ingår i långtidsserien, med undantag för blåbärsris, förekommer ingen signifikant förändring med tiden av aktivitetskoncentrationerna.

Resultaten för blåbärsris uppvisar en snabb minskning i aktivitetskoncentrationen under de första två åren. Därefter sker ingen signifikant förändring av halterna, fastän det fysikaliska sönderfallet successivt reducerat halterna i ekosystemet med omkring en tredjedel under denna period.

Simuleringar av omfördelningsförloppet för ^{137}Cs med hjälp av radioekologisk modell av skogsekosystemen – i huvudsak baserad på principen om kolflödet i ekosystem – indikerar lägre halter i blåbärsris i den unga jämfört med i den gamla skogen, men ett successivt närmande med ökande ålder hos den yngre skogen. De lägre halterna i den unga skogen stämmer med mätresultaten för prover under 80- och 90-talet. Vid senaste provtagningstillfället (2003) var medelvärdena för halterna mycket lika, men variationen är för stor för slutsatser baserat på ett enskilt år.

De analyserade svamparterna ligger mellan 20 och 100 gånger högre i aktivitetskoncentration jämfört med växtproverna.

Långtidsmönstret för halterna i älg

Under åren efter Tjernobylyolyckan med särskilt riklig förekomst av svamp har aktivitetsnivåerna i älg under septemberjakten legat en faktor 2-3 över genomsnittet för älgjakten i Västerbotten. Om svamp högst kan ingå till ca 1% i älgdieten (vilket tillgängliga litteraturredata anger) fordras därför koncentrationsnivåer 200-300 gånger högre i svamp än i genomsnittet över övriga födokomponenter, för att halten i älgköttet ska öka med en faktor 2-3 som följd av svampintag.

Aktivitetskoncentrationerna i de svampar som ingår i provtagningen vid Svartberget är inte tillräckligt höga för att helt kunna förklara ökningen i älg under svampåren, såvida inte älgen konsumerar betydligt mer än 1%, eller selektivt tar svamparter med omkring fem gånger högre aktivitetsnivåer än i de ätliga svampar som ingår i vår studie.

I vår modell av skogsekosystemet med älg inkorporerad i förhållande till aktuell populationstäthet och ett säsongsberoende födointag har även svamp inkluderats, för att studera betydelsen av mängden svamp i älgens föda, och för att beskriva aktivitetskoncentrationerna i älg över långa perioder.

Det är slående att de uppmätta ^{137}Cs -nivåerna i älg från området vid Svartberget de stora svampåren 1988, 1990 och 1993 samtliga ligger i närheten av den beräknade aktivitetskoncentrationen hos vuxen älg, om älgens föda antas innehålla omkring 7 % svamp. Det annorlunda mönstret för långtidsförloppet för svampkomponenten i födan – med fortfarande relativt höga nivåer två decennier efter Tjernobylyolyckan – är också sannolikt orsaken till de ”överraskande” höga nivåer som på nytt uppträdde vid älgjakten 2003.

Appendix

Sammanställning av resultat från provtagningen av växter och svamp

I tabell 1 och 2 redovisas en sammanfattning av resultaten för några växt- respektive svamparter som ingått i provtagningen omräknade till ^{137}Cs -depositionen 1kBq per m^2 . Medelvärdena – angivna som torrviaktshalter – i dessa tabeller är beräknade på resultaten från samtliga provtagningsplatser.

Tabell 1. Aktivitetskoncentrationen (medelvärde och standardspridning) för ^{137}Cs i vegetationen på provtagningsplatserna vid Svartberget under perioden 1986-2003 omräknade till deposition 1 kBq/ m^2

Vegetationstyp	År efter Tjernobylylyckan	^{137}Cs Bq/kg	Stdav	N	Vegetations typ	År efter Tjernobylylyckan	^{137}Cs Bq/kg	Stdav	N
V. Myrtillus	0,2	84,7	38,8	70	Pinus silvestris	0,5	22,5	19,5	13
V. Myrtillus	0,5	63,0	36,3	42	Pinus silvestris	1,5	25,2	26,1	10
V. Myrtillus	1,5	30,6	21,0	53	Pinus silvestris	2,5	8,5	4,7	15
V. Myrtillus	2,5	25,2	8,4	73	Pinus silvestris	3,5	8,9	8,0	30
V. Myrtillus	3,5	14,0*	7,0	30	Pinus silvestris	12,3	39,1	19,6	20
V. Myrtillus	4,3	24,6	15,0	73	Pinus silvestris	17,5	8,14	4,4	16
V. Myrtillus	6,4	17,7	8,6	10					
V. Myrtillus	8,4	21,0	11,3	10	B. Pubescens	0,5	16,7	14,3	49
V. Myrtillus	12,3	27,0	12,5	19	B. Pubescens	1,5	12,2	8,2	27
V. Myrtillus	17,5	19,2	12,2	18	B. Pubescens	2,5	12,9	9,6	40
C. Vulgaris	0,2**	870,1	–	2**	B. Pubescens	3,5	9,4	5,5	23
C. Vulgaris	4,2	217,9	149,6	20	B. Pubescens	4,2	13,2	9,8	5
C. Vulgaris	12,3	82,0	34,3	17	B. Pubescens	6,4	11,7	7,2	8
E. Angustifolium	0,2	8,5	5,1	35	B. Pubescens	12,3	10,8	5,0	14
E. Angustifolium	1,2	7,5	3,9	9	B. Pubescens	17,5	3,7	2,6	14
E. Angustifolium	2,2	6,7	9,6	15					
E. Angustifolium	12,3	6,8	2,8	6					

*) V. myrtillusprover endast från ung skog

**) C. Vulgaris: max 1339, min 409 ^{137}Cs Bq/kg

Tabell 2. Aktivitetskoncentrationen (medelvärde och standardspridning) för ^{137}Cs i svamp på provtagningsplatserna vid Svartberget under perioden 1998-2003 omräknade till deposition 1 kBq/m²

År efter Tjernobylyolyckan	12.3			17.5		
	^{137}Cs Bq/kg	stdav	N	^{137}Cs Bq/kg	stdav	N
Björkspindelskivling/ Cortinarius anomalus	1543	60	3	1015	709	12
Blodspindelskivling/ Dermocype sp.	832	926	5	1023	445	12
Pepparriska/ Lactarius rufus	191	98	5	284	244	11
Sandsopp/ Suillus variegatus	415	259	7	341	265	16
Karl-Johansvamp/ Boletus edulis	809	-	1	532	-	2 [*]

*) Karl-Johansvamp år 2003: max 739; min 325 Bq/kg

Publikationer om långtidsförloppen under perioden 1986-2003

Rapporter kopplade till radioekologiska projekt vid FOI och SLU med stöd från SSI

- Avila R, Bergman R, Scimone M, Fesenko S, Sancharova N and Moberg L. 2001. A comparison of three models of ^{137}Cs transfer in forest ecosystems. J. Environ. Radioactivity 55, pp. 315-327
- Bergman R, Danell K, Ericsson A, Grip H, Johansson L, Nelin P och Nylén T. 1988. Upptag, omlagring och transport av radioaktiva nuklider I ett barrskogsekosystem. FOA report E 40040.
- Bergman R and Johansson L. 1989. Radioactive Caesium in a boreal forest ecosystem and internally absorbed dose to man. Proc. XVth Congress of IRPA. Progress in radiation protection (ed. W Feldt).135-140.
- Bergman R, Nylén T, Palo T, Lidström K. 1991. The behaviour of radioactive caesium in a boreal forest ecosystem. In: The Chernobyl fallout in Sweden – Results from a research programme on environmental radiology, Ed. L Moberg, Swedish radiation protection institute, 425-456.
- Bergman R, Nylén T, Nelin P and Palo T. 1993. Caesium-137 in a boreal forest ecosystem: Aspects on the long-term behaviour. Det sjette Nordiske Radioøkologi Seminar. 1992. Tórshavn Færoyar. FOA report C 40284-4.3
- Bergman, R., Palo, R.T., Nylén, T. & Nelin, P. 1994. Influence by herbivory on caesium turnover in a forest ecosystem. Sci. Total Environ. 157, 301-307.
- Bergman R. 1994. The distribution of radioactive caesium in boreal forest ecosystems. In: Nordic Radioecology: The transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to man. Ed. H Dahlgard, Elsevier Sci. Publ.

- Bergman R, Nylén T, and Ågren G. 1996 .The relative importance of internal exposure as regards the absorbed dose after the Chernobyl accident (poster presentation at the int. conf. One Decade after Chernobyl, IAEA Vienna 8-12 April 1996).
- Bergman R, Nylén T, and Palo T. 1998. Radioactive caesium in Boreal forest landscapes: *Dynamics and transport in food webs*. FOA-R-98-00797-861—SE.
- Bergman R. and Ågren G. 1999. Radioecological Characteristics of Boreal and Sub-Arctic Environments in Northern Sweden. In “The 4th International conference on Environmental Radioactivity in the Arctic”, Edinburgh, Scotland, 20-23 September, 1999. Extended abstracts, Eds. Strand P. and Jølle T. Norwegian Radiation Protection Authority. pp. 91-94.
- LANDSCAPE final report 1999. An integrated approach to radionuclide flow in semi-natural ecosystems underlying exposure pathways to man. CEC-IPSN Contract no F14P-CT96-0039. Nuclear Fission Safety Programme. SSI rapport 99:19.
- Nelin, P. 1994. Chernobyl cesium in the Swedish moose population: Effect of age, diet and habitat selection. Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden.
- Nelin, P. & Nylén, T. 1994. Factors influencing the change over time in ¹³⁷Cs levels in boreal-forest plants in Sweden. *Sci. Total Environ.* 157, 73-81.
- Nelin, P. 1995. Radiocaesium uptake in moose in relation to home-range and habitat composition. *J. Environ. Radioact.* 26, 189-203.
- Nylén T and Ericsson A. 1989. Uptake and retention of Cs-137 in Scots Pine. *Proc. XVth Congress of IRPA. Progress in radiation protection*, Ed. W Feldt. p. 227-231
- Nylén T and Grip H. 1995. Transport of Caesium-137 in a forest catchment. *Proc. XVth Congress of IRPA. Progress in radiation protection* (ed. W Feldt).p. 221-226
- Nylén T and Grip H. 1997. The Origin and Dynamics of Cs-137 Discharge From a Coniferous Forest Catchment. *J. Hydrology* 192, p. 338-354.
- Nylén T. 1996. Uptake, turnover and transport of radiocaesium in boreal forest ecosystems. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- Palo R.T., Nelin P, Nylén T., and Wickman G. 1991. Radiocesium levels in Swedish moose in relation to deposition, diet and age. *J. Environ. Quality* 20(3).
- Palo, R.T. 1994. Ecological concepts in radioecology. An alternative to Newtonianism. In: *Radioecology, lectures in environmental radioactivity*, Ed. E. Holm. World Sci. Publ., 125-136.
- Palo T, Nelin P, Bergman R and Nylén T. 1995. Radioaktivt cesium: Dynamik och transport i skogliga näringsvävar
- Palo, R.T. & Wallin, K. 1996. Variation in diet composition and radionuclide dynamics in moose. *J. Appl. Ecol.* 33, p 1077-1084
- Ågren G, Drott-Sjöberg B-M, Enander A, Bergman R and Johansson K.J. 1995. Transfer of radioactive caesium to hunters and their families. FOA-R—95-00196-4.3--SE.
- Ågren G. 1998. Transfer of Radiocaesium to the Swedish Population and Subgroups of special interest. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. *Agraria* 132

Referenser

- Cederlund G, Ljungqvist G., Markgren G. and Stålfeldt F. 1980. Foods of moose and roe deer at Grimsö in central Sweden - Results of rumen content analyses. Swed. Wildl. Res. 11:169-247.%
- Eriksson Å, Rosén K. 1991. Transfer of caesium to hay grass and grain crops after Chernobyl. In: The Chernobyl fallout in Sweden – Results from a research programme on environmental radiology, Ed. L Moberg, Swedish radiation protection institute, pp. 291-304
- IAEA-BIOMASS-1. 2002. Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems: Report of the Forest Working Group. International Atomic Energy Agency
- Johanson K.J., Bergström R., Eriksson O., and Erixon A. 1994. Activity concentrations in moose and their forage plants in mid-Sweden. J. Environ. Radioactivity 22, pp. 251-257.
- Nordic Radioecology: The transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to man. Ed. H Dahlgaard, Elsevier Sci. Publ. 1994.
- Olsen R. 1994. The transfer of radiocesium from soil to plants and fungi in seminatural ecosystems. Ch. 4.2 in Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to Man. 1994. Ed. H. Dahlgaard. Elsevier Sci. Publ.
- Mattson S, Moberg L. 1991. Fallout from Chernobyl and atmospheric nuclear weapons tests. Chernobyl in perspective. In: The Chernobyl fallout in Sweden – Results from a research programme on environmental radiology, Ed. L Moberg, Swedish radiation protection institute, pp.591-628.
- Nikalova I, Johanson KJ, Dahlberg A. 1996. Radiocesium in fruitbodies and mycorrhizae in ectomycorrhizal fungi. *Journal of Environmental Radioecology* 37, 115-125
- Nimis P.L.. 1006. Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica* vol.15 1996. Universita di Trieste.
- Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to Man. 1994. Ed. H. Dahlgaard. Elsevier Sci. Publ.
- Suomela M., Bergman R., Bunzl K. Jaakola T. Rahola T. and Steinnes E. 1999. Effects of Industrial Pollution on the Distribution Dynamics of Radionuclides in Boreal Understorey Ecosystems (EPORA). STUK- A168.